

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CAMPUS DE CASCAVEL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

**APROVEITAMENTO DOS RESÍDUOS DA CADEIA PRODUTIVA DO FRANGO DE
CORTE: COMPOSTAGEM, OBTENÇÃO DE CHÁS DE COMPOSTO E USO DOS
COMPOSTOS COMO SUBSTRATOS PARA PRODUÇÃO DE MUDAS**

HIGOR EISTEN FRANCISCONI LORIN

CASCAVEL - PARANÁ - BRASIL

FEVEREIRO - 2019

HIGOR EISTEN FRANCISCONI LORIN

**APROVEITAMENTO DOS RESÍDUOS DA CADEIA PRODUTIVA DO FRANGO DE
CORTE: COMPOSTAGEM, OBTENÇÃO DE CHÁS DE COMPOSTO E USO DOS
COMPOSTOS COMO SUBSTRATOS PARA PRODUÇÃO DE MUDAS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Agrícola com área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientadora: Prof.^a Dra. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa

Co-orientadora: Prof.^a Dra. Maria de Los Angeles Bustamante Muñoz

CASCADEL - PARANÁ - BRASIL

FEVEREIRO - 2019

Ficha de identificação da obra elaborada através do Formulário de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da Unioeste.

Lorin, Higor Eisten Francisconi

Aproveitamento dos resíduos da cadeia produtiva do frango de corte: compostagem, obtenção de chás de composto e uso dos compostos como substratos para produção de mudas / Higor Eisten Francisconi Lorin; orientador(a), Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa; coorientador(a), Maria de Los Angeles Muñoz Bustamante, 2019.

109 f.

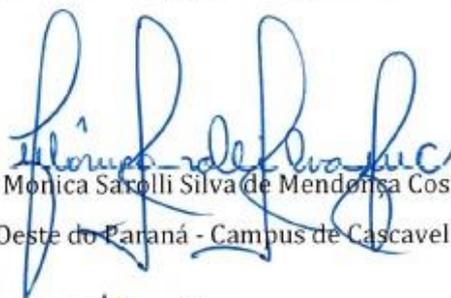
Tese (doutorado), Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus de Cascavel, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, 2019.

1. Fase de maturação. 2. Valor econômico do composto. 3. Economia circular. 4. Fertilizante líquido. I. Costa, Mônica Sarolli Silva de Mendonça. II. Bustamante, Maria de Los Angeles Muñoz. III. Título.

HIGOR EISTEN FRANCISCONI LORIN

Aproveitamento dos resíduos da cadeia produtiva do frango de corte: compostagem, obtenção de chás de composto e uso dos compostos como substratos para produção de mudas

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, linha de pesquisa Saneamento Ambiental, APROVADO(A) pela seguinte banca examinadora:



Orientador(a) - Monica Sarolli Silva de Mendonça Costa

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)



Jorge de Lucas Júnior

Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho - UNESP (UNESP)



Larissa Macedo dos Santos Tonial

Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)



Simone Damasceno Gomes

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)



Silvia Renata Machado Coelho

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)

Cascavel, 18 de fevereiro de 2019.

BIOGRAFIA

Higor Eisten Francisconi Lorin – Filho de Marcia Francisconi Hirano e Celso Marcio Lorin, nascido em 28 de outubro de 1986; é natural da cidade de Apucarana, no estado do Paraná. Em novembro de 2011, graduou-se em Engenharia Agrícola, pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE – *Campus* Cascavel. De 2010 a 2012, atuou como estagiário do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária – INCRA. De 2012 a 2014, realizou o Mestrado em Engenharia Agrícola com área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental - UNIOESTE. Em 2014, foi docente responsável pelo curso Operador em Tratamento de Resíduos Sólidos via PRONATEC, no IFPR *campus* Cascavel. Desde 2015, é doutorando em Engenharia Agrícola no Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola (PGEAGRI), na área de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Tem experiência na área de Saneamento Ambiental com ênfase em resíduos sólidos orgânicos. Atualmente, é servidor público da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), no cargo de Operador de Estação de Tratamento de Água e Esgoto; colabora com a gestão dos resíduos sólidos dessa universidade, no campus de Curitiba. É presidente da comissão responsável pela implementação do projeto de compostagem de vísceras e carcaças de animais, geradas pelo curso de medicina veterinária, e membro da comissão permanente de sustentabilidade deste campus da UFSC.

“O mistério da vida me causa a mais forte emoção.
É o sentimento que suscita a beleza e a verdade, cria a
arte e a ciência. Se alguém não conhece esta sensação
ou não pode mais experimentar espanto ou surpresa, já
é um morto-vivo, e seus olhos se cegaram. ”

Albert Einstein

Dedico este trabalho aos meus entes queridos e próximos de minha vida, principalmente, à minha querida mãe e ao meu estimado padrasto.

AGRADECIMENTOS

Especialmente, à professora Dr^a. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa e ao professor Luiz Antonio de Mendonça Costa, por compartilharem todas as suas ciências e experiências. Agradeço pelo carinho sempre oferecido com a maior sinceridade. Pela compreensão, a paciência, o incentivo, a confiança e a lealdade, eu agradeço.

Ao Grupo de Investigación Aplicada en Agroquímica y Medio Ambiente (GIAAMA) da Universidad Miguel Hernández (UMH) – Espanha, principalmente, ao Prof.^o Dr. Raul Moral Herrero e à Prof.^a Dra. Maria de Los Angeles Bustamante Muñoz, que me orientaram profissionalmente e pessoalmente durante minha estadia neste país.

À minha família, pelo incentivo eterno e o apoio nos momentos difíceis. Por nunca medirem qualquer esforço para que eu chegasse até aqui.

À minha querida namorada, Ariane Spiassi, por todo carinho, amor, cumplicidade e por toda a compreensão durante a materialização desta tese. Agradeço também toda a colaboração científica para as análises de emergência e desenvolvimento das sementes.

Aos meus amigos, vinculados ao Laboratório de Resíduos Agroindustriais, os quais possuem uma participação íntima para a construção deste trabalho.

Ao meu amigo, Plínio E. Rodrigues Silva, por toda ajuda laboral e pelo enorme tempo dedicado com as filtrações em membrana 0,45µm.

Ao meu amigo, Maico Chiarelto, pelas horas dedicadas às discussões e análise do comportamento dos dados.

Ao meu amigo, Juan C. P. Salcedo Restrepo, que, em minha ausência em Cascavel, sempre esteve disponível para qualquer ajuda.

A todos os colegas do programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, pelas colaborações realizadas no decorrer do curso.

À Universidade Estadual do Oeste do Paraná, *campus* de Cascavel, principalmente ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, pela oportunidade e o apoio na realização do curso.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela disponibilização da bolsa de estudo.

Agradeço a toda a equipe da Diretoria Administrativa da UFSC, *campus* Curitibanos, pelo apoio fundamental para a redação desta tese.

APROVEITAMENTO DOS RESÍDUOS DA CADEIA PRODUTIVA DO FRANGO DE CORTE: COMPOSTAGEM, OBTENÇÃO DE CHÁS DE COMPOSTO E USO DOS COMPOSTOS COMO SUBSTRATOS PARA PRODUÇÃO DE MUDAS

RESUMO GERAL: Nos últimos anos, o Brasil tem sido um dos maiores produtores e exportadores de carne de frango do mundo. Dentre as inúmeras ações inerentes desta atividade, encontra-se a gestão dos resíduos orgânicos. Este estudo apresenta o processo de compostagem como um método para a reciclagem dos principais resíduos da cadeia produtiva do frango de corte (CPFC). Reciclar esses resíduos, além de ser condizente com os princípios da economia circular, revela o potencial fertilizante do composto orgânico e seus diferentes usos, tanto em forma líquida quanto em forma de substrato para a produção de mudas. Cinco formulações de misturas de resíduos da CPFC com cinco agentes estruturantes (AE) distintos foram estabilizadas por meio da compostagem. A análise fatorial da evolução do processo indica dois fatores principais, (i) a estabilização, relacionada com a mineralização da matéria orgânica (MO) e redução da fitotoxicidade, e (ii) a maturação, relacionada com a humificação e polimerização da MO remanescente nos compostos. As melhorias obtidas devido à fase de maturação, com 15 dias, são as mesmas que com 80 dias, o que possibilita redução e otimização do tempo dessa fase. Infusões em água de materiais orgânicos compostados são denominados chás de composto. Vinte chás de composto foram obtidos a partir dos compostos produzidos no processo de compostagem. Focou-se no efeito das fases de compostagem sobre a extração de macronutrientes (N, P e K) e as características químicas, físico-químicas e biológicas dos chás obtidos. O K é o macronutriente mais passível de extração nos chás de composto, com porcentagens superiores (30-70%) ao N (2-12%) e ao P (1-7%). O aumento da condutividade elétrica (CE) nos chás diminui de maneira linear o índice de germinação (IG). Valores de CE maiores que $4,7 \text{ dS.m}^{-1}$ suprimem o efeito fitoestimulante ($\text{IG} > 101\%$) dos chás de composto, enquanto que $\text{CE} \geq 8,1 \text{ dS.m}^{-1}$ apresenta fitotoxicidade ($\text{IG} < 66\%$). Para utilizar os compostos agroindustriais como substrato para produção de mudas de hortaliças, há a necessidade de adequar suas características físico-químicas. Para isso, investigou-se a adição de carvão remanescente das caldeiras (CRC), outro resíduo gerado na CPFC, aos compostos produzidos na compostagem. A adição de CRC reduz a CE dos substratos elaborados. Por meio de regressões, encontrou-se que, para se atingir os mais altos índices de qualidade de mudas e maior facilidade de remoção do torrão da bandeja, é necessário o acréscimo de 30%, em peso, de CRC em compostos nos quais se utiliza AE de poda de árvores urbanas, serragem e bagaço de cana. Os AE de resíduo de algodão e capim Napier, empregados nos resíduos da CPFC, inviabiliza seu uso como substrato para produção de mudas de alface, devido à alta CE.

PALAVRAS-CHAVE: economia circular, facilidade de remoção do torrão da bandeja, fertilizante líquido, índice de qualidade de mudas, maturação, valor econômico do composto.

USE OF WASTES FROM THE POULTRY PRODUCTION CHAIN: COMPOSTING, COMPOST TEA PRODUCTION AND COMPOSTS AS SUBSTRATE FOR THE SEEDLINGS PRODUCTION

GENERAL ABSTRACT: In recent years, Brazil has been one of the largest producers and exporters of broiler meat in the world and organic waste management is one of the innumerable actions of this activity. This study presents the composting process as a method for recycling the main wastes of poultry production chain (PPC). Recycling these wastes is aligned with the principles of circular economy and shows the fertilizer potential of the organic compost and its different uses, both in liquid and in substrate form for the seedlings production. Five formulations of PPC mixture wastes with five distinct bulking agents (BA) were stabilized by the composting process. The factorial analysis of the evolution process indicates two main factors: (i) stabilization, related to the mineralization of organic matter (OM) and the phytotoxicity reduction; (ii) maturation, linked to humification and polymerization of the remaining OM in the composts. The improvements obtained due to the maturation stage, with 15 days are the same as with 80 days. This allows the reduction and optimization of the time of this phase. Water infusions of composted organic materials are called compost tea. Twenty compost teas were obtained from composts produced in the composting process. The focus was on the effect of the composting phases of macronutrients extraction (N, P and K) and the chemical, physicochemical and biological characteristics of the compost teas obtained. K is the most extractable macronutrient in compost teas, with higher percentages (30-70%) of N (2-12%) and of P (1-7%). The increase in electrical conductivity (EC) in compost teas decreases linearly the germination index (GI). EC values greater than 4.7 dS.m⁻¹ suppress the phyto-stimulant effect (GI > 101%) of the compost teas, whereas EC ≥ 8.1 dS.m⁻¹ shows phytotoxicity (GI < 66%). In order to use the agro-industrial composts as substrate for the production of vegetable seedlings it is necessary to adapt their physicochemical characteristics. For this, the addition of remaining charcoal from furnaces (RCF), another PPC waste, to the composts was investigated. The addition of RCF reduces the EC of the elaborated substrates. Through regressions, it was found that in order to achieve the highest seedling quality indexes and the most efficient soil clod removal from tray, it is necessary to add 30%, in weight, of RCF in composts using BA from urban tree pruning, sawdust and sugar cane bagasse. The BA of cotton residue and Napier grass, used in the PPC wastes, make it unfeasible to use as a substrate for the production of lettuce seedlings due to high EC.

KEYWORDS: circular economy, economic value compost, liquid fertilizer, maturity, removal of the tray seedling clod, seedling quality index.

SUMÁRIO GERAL

LISTA DE TABELAS.....	9
LISTA DE FIGURAS.....	10
1. INTRODUÇÃO.....	11
2. OBJETIVOS.....	13
3.1. Objetivos gerais.....	13
3.2. Objetivos específicos.....	13
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA GERAL.....	14
3.1. Resíduos agroindustriais da cadeia produtiva de frango de corte.....	14
3.2. Compostagem de resíduos agroindustriais.....	15
3.3. Aproveitamento do composto como fertilizante líquido (chá de composto).....	18
3.4. Uso do composto obtido como substrato para produção de mudas.....	21
4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	23
5. ARTIGOS.....	27
5.1 ARTIGO 1. COMPOSTAGEM COMO MÉTODO DE ESTABILIZAÇÃO, MADURAÇÃO E VALORIZAÇÃO DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS DA CADEIA PRODUTIVA DO FRANGO DE CORTE.....	27
5.2 ARTIGO 2. OBTENÇÃO DE CHÁS DE COMPOSTO: EFEITO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM SOBRE AS CARACTERÍSTICAS E A EXTRAÇÃO DE MACRONUTRIENTES.....	63
5.3 ARTIGO 3. ESTRATÉGIA PARA VIABILIZAÇÃO DE COMPOSTO ORGÂNICO DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS EM SUBSTRATOS PARA PRODUÇÃO DE MUDAS HORTÍCOLAS.....	87

LISTA DE TABELAS

Artigo 1

Tabela 1 Proporções de mistura dos resíduos e características das leiras ao início do processo de compostagem	31
Tabela 2 Parâmetros do perfil térmico das cinco leiras de compostagem durante a fase bio-oxidativa	36
Tabela 3 Valores dos parâmetros do modelo cinético de primeira ordem ajustado as perdas de MO ocorridas nas cinco leiras de compostagem. Modelo: $Perda\ de\ MO(\%) = A(1 - e^{-kt})$.39	39
Tabela 4 Evolução dos parâmetros de estabilidade e maturação	43
Tabela 5 Matriz de correlação linear entre o tempo de compostagem e os parâmetros de estabilidade e maturação (n=70)	53
Tabela 6 Fatores principais (Fator 1 e 2) e respectivas cargas fatoriais (<i>factorial loadings</i>) dos parâmetros de estabilidade e maturação no processo de compostagem de resíduos agroindustriais com variados agentes estruturante.	54
Tabela 7 Valores econômicos associados em cada nutriente e total combinado (NPK) avaliados em dois tempos de maturação 15 e 80 dias.....	55

Artigo 2

Tabela 1 Caracterização química dos cinco compostos orgânicos usados para extração dos chás de composto.....	68
Tabela 2 Características químicas e físico-químicas dos extratos de chá de composto.....	79

Artigo 3

Tabela 1 Proporções dos resíduos utilizados nas cinco leiras de compostagem para obtenção dos compostos orgânicos	91
Tabela 2 Porcentagem de CRC adicionado e propriedades químicas e físico-químicas dos substratos	95
Tabela 3 Densidade aparente (DA), Porosidade total, Porcentagem de aeração (PA), porosidade de retenção de água (PRA), Capacidade total de retenção de água (CTRA) dos 25 substratos e do substrato comercial (SC)	97
Tabela 4 Emergência, desenvolvimento e qualidade das mudas de alface e propriedades do torrão após 30 dias de cultivo da bandeja.....	99
Tabela 5 Porcentagem de carvão (dose ideal) a ser adicionada em cada composto agroindustrial para atingir o IQM máximo teórico.....	103
Tabela 6 Porcentagem de carvão (dose ideal) a ser adicionada em cada composto agroindustrial para atingir o FRB máximo teórico	104

LISTA DE FIGURAS

Artigo 1

Figura 1 Evolução dos valores do índice EXI^2 ($^{\circ}C^2$) acumulado durante a fase bio-oxidativa. EXI^2 : índice exotérmico quadrático (soma quadrática da diferença diária entre a temperatura média da leira e a temperatura ambiente)..... 37

Figura 2 Perda de matéria orgânica (PMO) para cada leira ao longo do processo de compostagem (fase bio-oxidativa + fase de maturação). Linhas representam a curva ajustada ao modelo: $PMO (\%) = A (1 - e^{-kt})$ 38

Figura 3 A) Nitrogênio total; B) Fósforo; C) Potássio e D) Condutividade elétrica (CE) ao longo do processo de compostagem. I: Início do processo; FFT: Final da fase termofílica; FFB: Final da fase bio-oxidativa; 15M: 15 dias, 35M: 35 dias, 55M: 55 dias, e 80M: 80 dias de maturação. 41

Figura 4 Espectros de FTIR ao longo dos processos de compostagem (I: Início; FFT: Final da fase termofílica; FFB: Final da fase bio-oxidativa; 15M, 35M, 55M e 80M: representam 15, 35, 55 e 80 dias de fase de maturação) das cinco leiras avaliadas (A, P, S, B e N)..... 49

Figura 5 Espectros de FTIR na região de interesse de estruturas aromáticas ao longo dos processos de compostagem (I: Início; FFT: Final da fase termofílica; FFB: Final da fase bio-oxidativa; 15M, 35M, 55M e 80M: representam 15, 35, 55 e 80 dias de fase de maturação) das cinco leiras avaliadas (A, P, S, B e N). 51

Artigo 2

Figura 1 Porcentagem de fração solúvel extraída (PFSE) em relação ao N total, obtidas dos cinco compostos de origem (A, P, S, B e N), em quatro fases do processo de compostagem, AT: Após a fase termofílica; AR: Após o resfriamento; 15M e 80M: 15 e 80 dias de fase de maturação..... 68

Figura 2 Porcentagem de fração solúvel extraída (PFSE) em relação ao P total, obtidas dos cinco compostos de origem (A, P, S, B e N), em quatro fases do processo de compostagem, AT: Após a fase termofílica; AR: Após o resfriamento; 15M e 80M: 15 e 80 dias de fase de maturação..... 73

Figura 3 Porcentagem de fração solúvel extraída (PFSE) em relação ao K total, obtidas dos cinco compostos de origem (A, P, S, B e N), em quatro fases do processo de compostagem, AT: Após a fase termofílica; AR: Após o resfriamento; 15M e 80M: 15 e 80 dias de fase de maturação..... 75

Figura 4 Gráficos Biplot gerados a partir da ACP com os dois componentes principais (CP1 e CP2). a) Gráfico de loadings: relação entre as oito variáveis químicas, físico-químicas e biológica, empregadas na ACP. b) Gráfico dos scores dos 20 chás de composto obtidos a partir de cinco compostos (A, P, S, B e N) em quatro fases do processo de compostagem (AT, AR, 15M e 80M). AT: Após a fase termofílica; AR: Após o resfriamento; 15M e 80M: 15 e 80 dias, respectivamente, de fase de maturação. 77

Figura 5 Retas de regressão linear geradas com a associação do Índice de germinação (IG) com a condutividade elétrica (CE). 82

Artigo 3

Figura 1 Gráficos biplot gerados a partir da ACP com os dois principais componentes (CP1 e CP2). A) Gráfico de loadings das sete variáveis usadas. B) Scores dos 26 substratos (25 elaborados + SC), categorizados de acordo com o nível de condutividade elétrica (CE). 100

1. INTRODUÇÃO

É evidente o destaque que o Brasil possui no setor agroindustrial. Dentro desse setor, está a cadeia produtiva do frango de corte (CPFC), a qual, nos últimos anos, foi responsável por manter o Brasil na posição de maior exportador de carne de frango do mundo. O Paraná é o estado do Brasil que mais contribui para essa exportação. A região oeste do estado é marcada pela concentração de criadores e agroindústrias ligadas às atividades avícolas.

A CPFC, nessa região, engloba desde a produção dos ovos para gerar o animal de engorda até o beneficiamento da proteína animal. Nessa cadeia produtiva, há geração de vastas quantidades de resíduos orgânicos, dentre os quais estão a cama de matrizeiro e os resíduos de incubatório, gerados na produção dos ovos; o lodo de flotor e a tripa celulósica, provenientes do abate e da industrialização da carne das aves.

Inevitavelmente, quanto maior a exportação de carne de frango, maior a geração de resíduos produzidos ao longo dessa cadeia, os quais permanecem na região de criação e processamento da carne. Além disso, o crescimento econômico e o aumento do consumo de carne de frango, no mundo, colaboram para o aumento da geração dos resíduos orgânicos, devido à intensificação dos sistemas de produção.

No que diz respeito às estratégias de gestão de resíduos orgânicos e a fim de evitar prejuízos econômicos, sociais e ambientais, a técnica de compostagem demonstra-se como método adequado para a reciclagem de resíduos provenientes das agroindústrias de alimentos. Isto é devido ao composto obtido, após o processo de compostagem, possuir características úteis para ser reincorporada ao sistema econômico, retornando-o para a cadeia produtiva na forma de insumo agrícola.

Nesse contexto, a técnica de compostagem está de acordo com os princípios da economia circular, colaborando para a reciclagem desses resíduos, bem como transformando suas características físicas, químicas e biológicas, além de agregar uso e valor, devido aos seus conteúdos de nutrientes e matéria orgânica. Dessa maneira, a problemática do aumento da geração de resíduos pode ser diminuída ou deixar de existir com um valor econômico acrescentado.

Além do composto propriamente dito, produzido pelo processo de compostagem, os usos desses produtos podem ser diversificados. Extrações aquosas desses compostos eram praticadas de maneira empírica e, mais recentemente, pesquisas vêm constatando os efeitos benéficos desses extratos, denominados chás de composto. Estes chás vêm se popularizando nos últimos anos, sobretudo por seu efeito supressor de ampla variedade de patógenos vegetais.

Com o intuito de colaborar para o fechamento de ciclo dos nutrientes, aumentar a reutilização e maximizar o aproveitamento desses compostos orgânicos, agricultores sustentáveis tentam a interação destes com os modelos agrícolas. Além disso, o input de

nutrientes, sobretudo os solúveis, quando aplicado, pulverizado ou utilizado em fertirrigação nas culturas agrícolas, apresentam resultados animadores. Esse cenário contribui para o desenvolvimento de técnicas sustentáveis em detrimento de fertilizantes e pesticidas sintéticos.

Outra estratégia para reciclar, extrair benefícios e agregar maior valor econômico aos compostos orgânicos, gerados com os processos de compostagem, é o uso como substrato para mudas de hortaliças. Entretanto, alguns substratos empregados na produção de mudas limitam as condições ótimas de crescimento das mudas devido, principalmente, ao elevado teor de nutrientes e sais solúveis.

Nesse sentido, outro resíduo da CPFC pode contribuir para a economia circular desse setor, propiciando o uso dos compostos como substratos. Um dos resíduos gerados ao longo de todas as etapas do processamento da carne de frango é o carvão de caldeira. Esse resíduo pode ser misturado com o composto orgânico produzido, como um componente inerte dos substratos. Isso acarreta um efeito diluente dos teores de sais, um dos únicos inconvenientes do uso de compostos agroindustriais como substrato para mudas.

2. OBJETIVOS

3.1. Objetivos gerais

Objetiva-se investigar a evolução do processo de compostagem, a estabilidade e a maturação dos compostos produzidos em cinco formulações de misturas de resíduos da CPFC, com cinco agentes estruturantes distintos. Avaliar a extração de macronutrientes e as características dos chás de composto, obtidos em quatro estágios de decomposição, baseado nas fases do processo de compostagem. Fornecer uma alternativa para viabilizar o uso de compostos orgânicos agroindustriais como substratos para produção de mudas.

3.2. Objetivos específicos

Artigo 1 - Evidenciar quando cada formulação de mistura de compostagem atinge a estabilidade e a maturidade, além do tempo necessário de maturação para se obter as melhorias na qualidade, sem prejuízos econômicos, baseado na valorização econômica, associada ao potencial fertilizante dos compostos.

Artigo 2 - Constatar o possível efeito das fases de compostagem sobre a extração de macronutrientes (N, P, K). Além disso, o efeito dos compostos de origem sobre as características químicas, físico-químicas e biológica (resposta na germinação e no alongamento de raízes) dos chás de composto obtidos.

Artigo 3 – Identificar quais das variáveis químicas, físicas e físico-químicas, analisadas nos substratos, explicam o comportamento do índice de qualidade das mudas (IQM). Encontrar a porcentagem ideal de carvão de caldeira a ser adicionada aos compostos agroindustriais para propiciar o melhor IQM e a maior facilidade de remoção da bandeja.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA GERAL

3.1. Resíduos agroindustriais da cadeia produtiva de frango de corte

O setor agroindustrial tem por características a transformação de matérias-primas agropecuárias em produtos que atendam às necessidades humanas. Com o crescimento populacional, o setor agroindustrial acompanha a demanda crescente por esses produtos. Por consequência, toda cadeia produtiva acompanha tal crescimento, incluindo a geração dos resíduos agroindustriais.

Nas últimas três décadas, a avicultura brasileira tem apresentado altos índices de crescimento. Segundo o Ministério da Agricultura do Brasil, até 2020, a expectativa é que a metade da carne de frango exportada no mundo seja brasileira (48,1%). Essa estimativa indica que o Brasil permanecerá na primeira posição de maior exportador mundial de carne de frango.

Presente em todo o território nacional, a carne de frango tem destaque na região Sul, sendo o estado do Paraná o principal produtor e exportador (ABPA, 2018). No Brasil, essa cadeia produtiva é conduzida principalmente por cooperativas em sistema de integração (MELO; SILVA; ESPERANCINI, 2008). Nesse sistema, o produtor rural, basicamente, é encarregado de fornecer as infraestruturas e engordar o frango, enquanto que as cooperativas se responsabilizam com as outras atividades.

A CPFC engloba a produção dos ovos para gerar o animal de engorda, o beneficiamento da proteína animal, a fabricação das rações para as aves. Essa cadeia gera diariamente vastas quantidades de resíduos orgânicos. Nesse cenário, Bernardi (2015) descreve detalhadamente as características químicas e físico-químicas desses resíduos. Os cinco resíduos mais expressivos, gerados nas diferentes etapas da CPFC, são a Cama de Matriseiro (i) e o Resíduo de incubatório (ii), gerados na produção dos ovos, Lodo de flotador (iii), proveniente do tratamento das águas residuárias do abate dos frangos, Tripa celulósica (iv), resultante do processamento de salsichas, e o Carvão de caldeira (v), gerado nas fornalhas agroindustriais.

O gerenciamento de resíduos é uma questão crítica para a sociedade moderna (FIALHO et al., 2010). Os resíduos orgânicos, provenientes da produção animal, agrícola e subprodutos de indústrias de processamento de alimentos tornaram-se relevantes fontes de problemas ambientais e sociais, tanto nos países em desenvolvimento quanto nos desenvolvidos (RASHAD; SALEH; MOSELHY, 2010).

Dificuldades com a destinação final dos resíduos orgânicos, gerados em larga escala, acarretam a sua acumulação em locais impróprios e aumentam a poluição ambiental (RAJ; ANTIL, 2011). A problemática do aumento na produção dos resíduos orgânicos pode ser diminuída ou deixar de ser um problema, caso um valor for acrescentado ou atribuído após o

beneficiamento dessa fração orgânica (RASHAD; SALEH; MOSELHY, 2010). A reciclagem e a valorização dos resíduos orgânicos e subprodutos, por meio do desenvolvimento de tecnologias economicamente viáveis, socialmente aceitas e “amigáveis” ao meio ambiente, é urgente e necessária (RAJ; ANTIL, 2011).

Os resíduos agroindustriais da CPFC apresentam em sua composição valores variáveis de macronutrientes, nitrogênio total (NT), fósforo (P) e potássio (K) (COSTA et al. 2017). A presença desses elementos revela o potencial fertilizante que tais resíduos podem assumir. Entretanto, existem duas premissas fundamentais a respeito da gestão de resíduos e sua utilização, como insumo agrícola, não descartar os resíduos em sua forma original e não dispor no solo sem qualquer critério. Portanto, cuidados são necessários ao empregar resíduos orgânicos como fertilizantes (FIGUEIREDO; TANAMATI, 2010).

A aplicação de resíduos orgânicos imaturos, sem a estabilização do material em processos de compostagem, por exemplo, podem levar à imobilização de nutrientes no solo (RAJ; ANTIL, 2011), bem como à acidificação do meio, ocasionando efeitos deletérios ao solo e, principalmente, às culturas agrícolas. Além disso, a estabilização dos resíduos orgânicos reduz as demandas de oxigênio, evitando o impacto negativo dos resíduos in natura no solo (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009; YUAN et al., 2016).

Resíduos biodegradáveis podem ser submetidos a diferentes formas de tratamento. Dentre os processos recomendados pela Comissão Europeia, está o processo de compostagem (EC, 2014). No que diz respeito às estratégias de gestão de resíduos orgânicos, a técnica de compostagem demonstra-se como opção adequada para sanar essa problemática e produz adubos orgânicos com ganhos econômicos e ambientais (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009).

O processo de compostagem é considerado um método ambientalmente e economicamente adequado para a reciclagem dos resíduos de agroindústrias de alimentos, devido, principalmente, ao composto obtido possuir características favoráveis para ser reincorporado como insumos aos sistemas agrícolas produtivos (MORALES et al., 2016).

3.2. Compostagem de resíduos agroindustriais

A compostagem é um processo biológico de estabilização de resíduos sólidos orgânicos. Durante o processo, os micro-organismos termófilos e mesófilos aeróbios consomem parte do material orgânico, convertendo em compostos mineralizados, como dióxido de carbono (CO_2), água (H_2O) e amônio (NH_4^+), e matéria orgânica estabilizada, contendo substâncias húmicas, livre de agentes patogênicos e fitotoxinas, que podem ser utilizadas com segurança na agricultura (BUSTAMANTE et al., 2008; MORALES et al., 2016).

Ao final do processo de compostagem, obtém-se um material estabilizado, denominado composto orgânico, com fontes de nutrientes e ação condicionadora do solo,

características que apresentam potencialidades para restaurar a fertilidade dos solos agrícolas (CASTALDI et al., 2005). Além dos nutrientes, os teores de substâncias húmicas, presentes no composto orgânico, podem ter grande valor e impacto positivo na melhoria e manutenção da qualidade do solo (RAJ; ANTIL, 2011).

Entretanto, para que o processo de compostagem ocorra de maneira adequada e produza um composto de qualidade, é preciso que alguns fatores físicos e químicos sejam favoráveis ao processo. Bernal et al. (2009) descrevem que a influência desses fatores está ligada ao manejo ou condução do processo, tais como: teor O_2 , fornecido pelo revolvimento da leira ou aeradores, teor de água e temperatura. Além disso, fatores dependentes das formulações de mistura de resíduos, tais como: porosidade, o uso de agente estruturante, pH e, principalmente, a relação C/N adequada de 25 a 35.

A maioria dos resíduos gerados pela CPFC não apresenta as características físicas e químicas apropriadas para o processo de compostagem. Os resíduos possuem, principalmente, baixa porosidade, alta densidade e baixa relação C/N (BERNARDI, 2015). Os resíduos produzidos no processo industrial de incubação de ovos (resíduo de incubatório) e no abate das aves (lodo de flotador), além de possuírem alta densidade, são ricos em NT e apresentam relação C/N de aproximadamente 6.

Resíduos com relação C/N baixa (<20) possuem excesso de N em relação à quantidade de C, o qual provavelmente será perdido por volatilização de $N-NH_3$ (amônia) ou por lixiviação, na forma de $N-NH_4$ (amônio), das leiras de compostagem (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009). Desse modo, agentes estruturante, ricos em C com baixa densidade e alta relação C/N, devem ser empregados para viabilizar o processo de compostagem (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009; QIAN et al., 2014; YUAN et al., 2016). Dessa forma, é possível promover a estabilização dos resíduos em tempo adequado e com o mínimo de perda de nutrientes, principalmente, o NT, altamente volátil durante a fase termofílica do processo (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009; BERNARDI, 2015).

Nesse sentido, Yuan et al. (2016) empregaram partes vegetais de plantas de milho (caules e palhas), como agente estruturante (AE), para realizar a compostagem de lodo de esgoto. O AE foi necessário devido às características físicas e químicas do lodo de esgoto, como o alto teor de umidade (cerca de 85%), a baixa permeabilidade do ar, a baixa relação C/N (5,83) e a alta densidade do material (786 kg.m^{-3}). Em função desses atributos, os pesquisadores elegeram o AE com as seguintes características: baixo teor de umidade (cerca de 9%), alta relação C/N (40) e baixa densidade do material (183 kg.m^{-3}). A investigação confirmou os benefícios e a viabilização do processo de compostagem devido ao uso de AE.

Com o intuito de viabilizar a compostagem da fração sólida do lodo de dejetos de suínos com relação C/N de 13,2, Bustamante et al. (2013) empregaram quatro AE distintos nas misturas: palha de trigo (PT)(C/N: 169), podas de videiras (PV) (C/N: 84,4), bagaço de uva espremido (BUE) (C/N: 21,8) e podas de plantas de pimenta (PP)(C/N: 15,4). A evolução

do processo foi favorecida pelo AE empregado. O desenvolvimento mais adequado do processo de compostagem e as melhores características dos compostos finais foram encontradas com a utilização dos AE com valores de relação C/N mais altos, PT e PV.

Vico et al. (2018) utilizaram folhas de palmeiras de tâmaras como AE para viabilizar a compostagem de lodo de estação de tratamento de esgoto (ETE) e lodo de agroindustrial, oriundo do processamento de peras em conserva. Os resultados obtidos mostraram a viabilidade do processo de co-compostagem (lodos + AE) para obter um produto final (composto) com grau de estabilização, maturação, características físicas e químicas adequadas para seu potencial uso como substratos, exceto o conteúdo de sais solúveis.

No mesmo sentido, para tornar o processo de compostagem eficiente e viável, Pelegrín et al. (2018) empregaram a cana gigante (*Arundo donax*) como AE em lodo de ETE e lodos agroindustriais do setor de alimentos (pimentões, alcachofras e frutas). O uso desse AE, nos lodos com baixa relação C/N, entre 5,8 a 10,4, proporcionou um composto com um valor comercial agregado, com conteúdo de nutrientes (NPK) equilibrado para o uso agrícola e um bom grau de estabilidade e maturidade.

Entre os desafios atuais do processo de compostagem, relatados por Onwosi et al. (2017), estão a escolha de AE adequados, a emissão de gases e a dificuldade de estabelecer parâmetros e limites para avaliar o grau de maturação (maturidade) do composto. Pesquisas têm demonstrado que o AE é fundamental para ajustar as propriedades físicas (porosidade, densidade, aeração) e químicas (relação C/N), viabilizando o processo de compostagem de resíduos animais, agroindustriais e lodos de esgoto (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009; YUAN et al., 2016; ZHANG; SUN, 2016; PELEGRÍN et al., 2018; VICO et al., 2018).

Os termos estabilização e maturação são amplamente utilizados e, geralmente, empregados para descrever o grau de decomposição dos resíduos no processo de compostagem (ZMORA-NAHUM et al., 2005; GÓMEZ-BRANDÓN; LAZCANO; DOMÍNGUEZ, 2008), muito embora denotem aspectos distintos em relação às propriedades do material orgânico (GÓMEZ-BRANDÓN; LAZCANO; DOMÍNGUEZ, 2008).

Várias definições para a estabilização do material durante a compostagem têm sido utilizadas. O termo estabilização refere-se, principalmente, à taxa de atividade microbiana no material (BERNAL et al., 1998; BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009; GÓMEZ-BRANDÓN; LAZCANO; DOMÍNGUEZ, 2008; ZMORA-NAHUM et al., 2005). Está relacionada com os tipos de compostos que ainda não foram consumidos no material e pode indicar uma etapa específica durante a compostagem (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009; CALIFORNIA COMPOST QUALITY; COUNCIL, 2001).

Na fase de estabilização, é quando ocorre a maior degradação do material orgânico e redução de peso das leiras de compostagem (BENITO et al., 2009; BUSTAMANTE et al., 2012; SONG et al., 2015). A estabilização pode ser avaliada pela temperatura, a qual indica a atividade dos micro-organismos. O composto é considerado estabilizado quando a

temperatura da leira de compostagem permanece constante e é muito próxima ao do ambiente (BUSTAMANTE et al., 2012; MORALES et al., 2016; ZMORA-NAHUM et al., 2005).

Por vezes, a fase de estabilização, por completa, é denominada de bio-oxidativa (GARCÍA-GÓMEZ; ROIG; BERNAL, 2003; BUSTAMANTE et al., 2012; SONG et al., 2015; MORALES et al., 2016). Outros autores consideram a fase bio-oxidativa (FB) somente até o final da fase termofílica, em 15 dias, por exemplo (VILLAR et al., 2016), quando a temperatura do material cai bruscamente e a compostagem entra novamente na fase mesofílica para completar a estabilização.

Após a estabilização, inicia-se a fase de maturação (FM) (BUSTAMANTE et al., 2012); o material é simplesmente deixado em forma de leiras ou alocado em pátios ou zonas específicas para a maturação. Atualmente, a FB é mais compreendida, controlada e levada com mais rigor, quando comparada com a FM (VILLAR et al., 2016).

A fase de maturação ou o termo maturado remete à qualidade do composto. Bernal et al. (2009) designam maturação ao nível de melhoria da qualidade do composto, resultante do "envelhecimento" ou "cura" do material produzido na fase de estabilização. A maturação do composto geralmente refere-se à degradação das substâncias orgânicas fitotóxicas (BERNAL et al., 1998; LAZCANO; GÓMEZ-BRANDÓN; DOMÍNGUEZ, 2008; GAO et al., 2010).

Em termos de grau maturação, não se deve estabelecer esse grau baseado em apenas um parâmetro (LAZCANO; GÓMEZ-BRANDÓN; DOMÍNGUEZ, 2008; BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009). Além disso, nenhum método poderá ser universalmente aplicado, devido às diferentes combinações de resíduos e tecnologias de processo (RAJ; ANTIL, 2011). A qualidade do composto está intimamente relacionada à sua estabilidade e maturidade (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009).

Diversos parâmetros, como temperatura, matéria orgânica, relação C/N, capacidade de troca de cátions (CTC), relação CTC/C, índices de humificação (IH), razão de humificação (RH), porcentagens de ácidos húmicos (Pah), grau de polimerização, índices de germinação dentre outros, têm sido propostos para avaliar a estabilidade e maturidade de composto por diferentes autores (JIMÉNEZ; GARCÍA, 1992a, 1992b; BERNAL et al., 1998; CASTALDI et al., 2005; BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009; RAJ; ANTIL, 2011; BUSTAMANTE et al., 2012; EL OUAQOUDI et al., 2015). Além disso, discute-se também a inferência sobre o grau de maturidade devido à evolução do comportamento desses parâmetros, ao longo do processo de compostagem, ao invés do atendimento aos limites propriamente dito (KO et al., 2008; BUSTAMANTE et al., 2013).

3.3. Aproveitamento do composto como fertilizante líquido (chá de composto)

Os compostos orgânicos podem ser utilizados como matérias-primas para a produção de fertilizantes líquidos, com o objetivo de fechar o ciclo dos nutrientes, contidos nos resíduos compostados, e aumentar a reutilização dos materiais orgânicos, além de extrair o máximo de benefícios possíveis. A infusão de compostos orgânicos em água, por um curto intervalo de tempo, é denominada chá de composto (HEWIDY et al., 2015; ISLAM et al., 2016).

O aproveitamento do composto obtido com o processo de compostagem de resíduos orgânicos contribui para a reciclagem de materiais orgânicos. Essa reciclagem é fundamental e necessita aumentar (KSHEEM et al., 2015). Os pesquisadores apontam essa necessidade devido à dependência de agricultores aos fertilizantes minerais, além de assegurar que os recursos finitos, como as rochas de fosfato, por exemplo, sejam eficientemente usados, sendo reutilizados o maior número de vezes possível.

A agricultura sustentável e, em particular, a agricultura orgânica, tem como objetivo resolver uma série de problemas ambientais, de segurança alimentar e de saúde pública, que geralmente são decorrentes da agricultura convencional moderna (ISLAM et al., 2016). Entretanto, os sistemas orgânicos dependem de matérias-primas orgânicas, resíduos de animais e vegetais e/ou produtos derivados desses materiais para satisfazer a demanda de nutrientes das culturas e manter a fertilidade dos solos agrícolas (BADGLEY; PERFECTO, 2007).

O chá de composto faz parte de uma interação de processos biológicos, na qual se maximiza seu potencial benéfico. Nesse sentido, há evidências consideráveis de que preparações líquidas com compostos orgânicos, após o processo de compostagem, suprimem uma variedade de doenças vegetais (ST. MARTIN; BRATHWAITE, 2012). Além do mais, possuem a capacidade de corrigir a deficiência de nutrientes durante a produção agrícola (ISLAM et al., 2016). Isso está relacionado com a característica do chá de composto em reunir formas solúveis de nutrientes prontamente disponíveis ao metabolismo das plantas, como é o caso do NT (WANG et al., 2014; KIM et al., 2015) e do P (ENEJI et al., 2003).

O chá de composto, quando aplicado ao solo, afeta diretamente a rizosfera das plantas, tanto por introduzir nutrientes quanto por inocular micro-organismos, enquanto que, pulverizado nas superfícies das folhas, altera o conjunto de organismos da filosfera dos vegetais, por meio da inoculação de micro-organismos benéficos, que são antagônicos a vários patógenos de plantas (HEWIDY et al., 2015; ISLAM et al., 2016).

Chás de composto, preparados com resíduos verdes compostados (gramas e podas de jardins públicos), contribuíram à supressão dos fungos fitopatogênicos e com o melhoramento para o crescimento das plantas (MILINKOVIĆ et al., 2019). Esses pesquisadores constaram que os chás de composto inibiram fortemente o crescimento dos fitopatógenos *Fusarium oxysporum*, *Rhizoctonia sp.* e *Pythium debaryanum*, os quais estão relacionados a doenças de tombamento e podridão de raízes.

Há a preparação de chás de compostos com uma ampla variedade de materiais orgânicos estabilizados, geralmente, após o processo de compostagem (MILINKOVIĆ et al., 2019) ou Vermicompostagem (WANG et al., 2014). Existem também extrações realizadas em esterco cru (KSHEEM et al., 2015). Entretanto, há relatos do não efeito supressivo contra patógenos. Quando o chá foi esterilizado em autoclave, seu efeito de suprimir *Choanephora cucurbitarum* L foi insignificante em comparação ao chá não esterilizado (KSHEEM et al., 2015).

A maior parte das preparações de chás de composto são relatadas, predominantemente, em duas formas: métodos aerados e não aerados. Ambos os métodos envolvem a fermentação de compostos em água por um período de tempo específico (ST. MARTIN; BRATHWAITE, 2012). Em sua maioria, os métodos aerados empregam bombas de aquário para a injeção de ar na solução do extrato, com o propósito de aumentar o oxigênio dissolvido (ISLAM et al. 2016),

No entanto, há questionamentos sobre a real necessidade de injetar ar no processo aerado, como relata St. Martin; Brathwaite (2012), apresentando numerosos trabalhos sobre a eficácia dos chás de composto tanto aerados como não aerados. Os autores apontam para o efeito nas características dos chás devido, principalmente, à fonte e idade do composto, tempo ideal de preparação, benefícios de aeração, adição de nutrientes, fitotoxicidade, custo, consumo de energia e mecanismo de supressão de doenças.

Pesquisas estão sendo realizadas para encontrar as melhores combinações dos parâmetros de extração de chás de composto. É preciso esclarecer os efeitos das diferentes combinações, principalmente, entre a relação água/composto, tempo de extração e temperatura de armazenamento, nas características físicas, químicas e microbiológicas dos chás obtidos (ISLAM et al. 2016).

Devido à qualidade dos produtos de compostagem determinarem as características dos chás de compostos, dependendo diretamente dos materiais de origem, Milinković et al. (2019) investigaram a qualidade química e microbiológica dos chás e seu biopotencial, baseado na taxa de germinação, índice de germinação e inibição do crescimento de fungos fitopatogênicos.

A crescente popularidade do chá de composto se deu devido às suas respostas pronunciadas aos efeitos contra patógenos (ISLAM et al. 2016). Além desse efeito, constatado por inúmeros trabalhos na literatura, torna-se interessante seu desempenho como fertilizante. Nesse sentido, há necessidade do estudo a respeito da extração de nutrientes dos compostos, utilizados como matérias-primas, para a extração dos chás. Além do mais, pode-se tornar estratégico o conhecimento das alterações nos chás de composto, devido ao efeito da fase de compostagem eleita para a extração.

Há relatos de que altas concentrações de sais nos chás de composto podem apresentar efeito negativo na germinação e no alongamento de raízes de plântulas. O chá de

composto apresenta maiores valores de condutividade elétrica quando houver maiores concentrações de sais iônicos nos compostos (HEWIDY et al., 2015).

3.4. Uso do composto obtido como substrato para produção de mudas

O uso da compostagem para a produção de substratos contribui para a redução de impactos no ambiente e para o aumento da sustentabilidade da agricultura, devido à reciclagem dos resíduos agroindustriais (BUSTAMANTE et al., 2008b).

No entanto, diferentemente das plantas cultivadas no campo, os sistemas radiculares das plantas, cultivadas em vasos ou bandejas de mudas, são restritos aos pequenos volumes de substratos, que atuam como um reservatório de nutrientes e, sobretudo, água e oxigênio (ST. MARTIN; BRATHWAITE, 2012). Muitas vezes, alguns substratos, empregados na produção de mudas, limitam as condições ótimas de crescimento (BATISTA; BATISTA, 2007).

As propriedades químicas e físico-químicas são mais específicas para atingir os resultados esperados na produção de mudas de qualidade. Dentre elas, a condutividade elétrica (CE) é a característica que mais afeta o desenvolvimento das mudas (BUSTAMANTE et al., 2008b; SANTOS et al., 2015). Após a compostagem dos resíduos agroindustriais da CPFC, os níveis de CE atingem altos valores e, em algumas misturas de compostagem, restringe o uso desses compostos como um substrato para a produção de mudas (COSTA et al., 2017).

Nesse contexto, a alternativa para utilizar os compostos com alta salinidade é misturar outros materiais com níveis distintos de sais, a fim de gerar um efeito diluente. Isso acontece quando são usados compostos orgânicos, ricos em nutrientes, apresentando um alto teor de sais solúveis (CARLILE; CATTIVELLO; ZACCHEO, 2015; GAVILANES-TERÁN et al., 2017). Gavilanes-Terán et al. (2017) investigaram a possibilidade de utilização de diferentes compostos agroindustriais na produção de mudas hortícolas, substituindo parte da turfa nos meios de cultivo. Na maioria dos casos, a adição do composto orgânico produziu um aumento no pH, no teor de sal e na concentração de macronutrientes, em comparação com a turfa. Além disso, a análise multivariada foi capaz de mostrar quais substratos, em todas as concentrações, foram os meios de cultura mais adequados para as três espécies de plantas cultivadas.

O aumento do teor de sais, devido à adição de compostos orgânicos, apresenta um dos desafios para a produção e o gerenciamento, que normalmente não são enfrentados no cultivo em solo de hortaliças. Na tentativa de vencer esses desafios, pesquisas sobre substratos alternativos ou misturas de substratos com outros componentes de substratos vêm sendo investigados (ST. MARTIN; BRATHWAITE, 2012).

Um dos componentes que têm sido acrescentados aos substratos para plantas é o biochar, ou, por vezes, denominado de biocarvão. Esse material é produzido a partir da

queima da madeira e outros materiais orgânicos, com limitada quantidade de oxigênio (TIAN et al., 2012). A adição de biochar nos substratos melhora as condições físicas e químicas, podendo ainda contribuir com a granulometria e salinidade do composto (RAVIV; CHEN; INBAR, 1986).

Tian et al. (2012) avaliaram a viabilidade do uso do biochar como componente para substrato parcial ou total, em substituição à turfa para o cultivo da planta ornamental *Calathea*, *Calathea rotundifolia* cv. *Fasciata*. Em síntese, os pesquisadores constaram que o uso do biocarvão proporcionou substratos de qualidade e maior acúmulo de massa na planta avaliada (TIAN et al., 2012).

Um dos resíduos gerados ao longo da CPFC é o carvão de caldeira, resíduo com características semelhantes ao biochar, contudo, caracterizado pela queima incompleta da madeira nas fornalhas. Este possui granulometria média a fina (COSTA et al., 2017), apresentando potencial para o uso como componente em substratos para a produção de mudas, que visa melhorar as características químicas e físicas do composto orgânico.

4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABAD, M.; NOGUERA, P.; BURÉS, S. National inventory of organic wastes for use as growing media for ornamental potted plant production: Case study in Spain. **Bioresource Technology**, v. 77, n. 2, p. 197-200, abr., 2001.

AZIM, K. et al. Composting parameters and compost quality: a literature review. 20 jun. 2018, p. 141-158.

BADGLEY, C.; PERFECTO, I. Can organic agriculture feed the world? **Renewable Agriculture and Food Systems**, v. 22, n. 02, p. 80-86, jun. 2007.

BATISTA, J. G. F.; BATISTA, E. R. B. **Compostagem: utilização de compostos em horticultura**. Universidade dos Açores-CITA-A, 2007. 251p.

BENITO, M.; MASAGUER, A.; MOLINER, A.; HONTORIA, C.; ALMOROX, J. Dynamics of pruning waste and spent horse litter co-composting as determined by chemical parameters. **Bioresource technology**, v. 100, n. 1, p. 497-500, jan., 2009.

BERNAL, M. P.; PAREDES, C.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A.; CEGARRA, J. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. **Bioresource Technology**, v. 63, n. 1, p. 91-99, jan., 1998.

BERNAL, M. P.; ALBURQUERQUE, J. A.; MORAL, R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. **Bioresource technology**, v. 100, n. 22, p. 5444-53, nov., 2009.

BERNARDI, F. H. **Materiais lignocelulósicos na compostagem de resíduos agroindustriais**. 2015. 64 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola), Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel - PR, 2015. Disponível em: <http://tede.unioeste.br/handle/tede/2669>. Acesso em: Novembro de 2018.

BUSTAMANTE, M. A.; PAREDES, C.; MARHUENDA-EGEA, F.C.; PÉREZ-ESPINOSA, A.; BERNAL, M.P.; MORAL, R. Co-composting of distillery wastes with animal manures: Carbon and nitrogen transformations in the evaluation of compost stability. **Chemosphere**, v. 72, n. 4, p. 551-557, jun., 2008a.

BUSTAMANTE, M. A.; ALBURQUERQUE, J.A.; RESTREPO, A.P.; DE LA FUENTE, C.; PAREDES, C.; MORAL, R.; BERNAL, M.P. Co-composting of the solid fraction of anaerobic digestates, to obtain added-value materials for use in agriculture. **Biomass and Bioenergy**, v. 43, p. 26-35, ago., 2012.

BUSTAMANTE, M. A.; RESTREPO, A.P.; ALBURQUERQUE, J.A.; PÉREZ-MURCIA, M.D.; PAREDES, C.; MORAL, R.; BERNAL, M.P. Recycling of anaerobic digestates by composting: effect of the bulking agent used. **Journal of Cleaner Production**, v. 47, p. 61-69, mai., 2013.

BUSTAMANTE, M. A.; PAREDES, C.; MORAL, R.; AGULLÓ, E.; PÉREZ-MURCIA, M.D. D.; ABAD, M. Composts from distillery wastes as peat substitutes for transplant production. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 52, n. 5, p. 792-799, mar., 2008b.

CALIFORNIA COMPOST QUALITY; COUNCIL. **CALIFORNIA COMPOST QUALITY COUNCIL COMPOST MATURITY**. Nevada City. Disponível em: <www.ccqc.org>. Acesso em: Setembro de 2018

CASTALDI, P.; ALBERTI, G.; MERELLA, R.; MELIS, P. Study of the organic matter evolution during municipal solid waste composting aimed at identifying suitable parameters for the evaluation of compost maturity. **Waste Management**, v. 25, n. 2, p. 209-213, jan., 2005.

COSTA, M. S. S. M.; BERNARDI, F. H.; COSTA, L. A. M.; PEREIRA, D. C.; LORIN, H. E. F.; ROZATTI, M. A. T.; CARNEIRO, L. J. Composting as a cleaner strategy to broiler agro-industrial wastes: Selecting carbon source to optimize the process and improve the quality of the final compost. **Journal of Cleaner Production**, v. 142, n. 4, p. 2084-2092, jan., 2017.

EL OUAQOUDI, F. Z.; EL FELS, L.; LEMÉE, L.; AMBLÈS, A.; HAFIDI, M. Evaluation of lignocelulose compost stability and maturity using spectroscopic (FTIR) and thermal (TGA/TDA) analysis. **Ecological Engineering**, v. 75, p. 217-222, fev., 2015.

FIALHO, L. L.; SILVA, W. T. L.; MILORI, D. M.B.P.; SIMÕES, M. L.; MARTIN-NETO, L. Characterization of organic matter from composting of different residues by physicochemical and spectroscopic methods. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 6, p. 1927-1934, mar., 2010.

FIGUEIREDO, P. G.; TANAMATI, F. Y. Adubação orgânica e contaminação ambiental. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 5, n. 3, p. 1-4, jul./set., 2010.

GAO, M.; LIANG, F.; YU, A.; LI, B.; YANG, L. Evaluation of stability and maturity during forced-aeration composting of chicken manure and sawdust at different C/N ratios. **Chemosphere**, v. 78, n. 5, p. 614-9, jan., 2010.

GARCÍA-GÓMEZ, A.; ROIG, A.; BERNAL, M. . Composting of the solid fraction of olive mill wastewater with olive leaves: organic matter degradation and biological activity. **Bioresource Technology**, v. 86, n. 1, p. 59-64, jan., 2003.

GAVILANES-TERÁN, I; JARA-SAMANIEGO, J.; IDROVO-NOVILLO, J.; BUSTAMANTE, M. A.; PÉREZ-MURCIA, M. D.; PÉREZ-ESPINOSA, A.; LÓPEZ, M.; PAREDES, C. Agroindustrial compost as a peat alternative in the horticultural industry of Ecuador. **Journal of Environmental Management**, v. 186, p. 79-87, jan. 2017.

GÓMEZ-BRANDÓN, M.; LAZCANO, C.; DOMÍNGUEZ, J. The evaluation of stability and maturity during the composting of cattle manure. **Chemosphere**, v. 70, n. 3, p. 436-44, jan., 2008.

HEWIDY, M.; TRAVERSA, A.; BEN KHEDER, M.; CEGLIE, F.; COCOZZA, C. Short-Term Effects of Different Organic Amendments on Soil Properties and Organic Broccoli Growth and Yield. **Compost Science & Utilization**, v. 23, n. 3, p. 207-215, jul., 2015.

ISLAM, M. K.; YASEEN, T.; TRAVERSA, A.; BEN KHEDER, M.; BRUNETTI, G.; COCOZZA, C. Effects of the main extraction parameters on chemical and microbial characteristics of compost tea. **Waste Management**, v. 52, p. 62-68, jun., 2016.

JIMÉNEZ, E. I.; GARCÍA, V. P. Determination of maturity indices for city refuse composts. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 38, n. 4, p. 331-343, mar., 1992a.

JIMÉNEZ, E. I.; GARCÍA, V. P. Composting of domestic refuse and sewage sludge. II. Evolution of carbon and some "humification" indexes. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 6, n. 3, p. 243-257, mai., 1992b.

KAUDAL, B. B.; CHEN, D.; MADHAVAN, D. B.; DOWNIE, A.; WEATHERLEY, A. An examination of physical and chemical properties of urban biochar for use as growing media substrate. **Biomass and Bioenergy**, v. 84, p. 49-58, jan., 2016.

KO, H. J.; KIM, K. Y.; KIM, H. T.; KIM, C. N.; UMEDA, M. Evaluation of maturity parameters and heavy metal contents in composts made from animal manure. **Waste management**, v. 28, n. 5, p. 813-20, jan., 2008.

KRATZ, D.; WENDLING, I. PRODUÇÃO DE MUDAS DE *Eucalyptus dunnii* EM SUBSTRATOS RENOVÁVEIS. **Floresta**, v. 43, n. 1, p. 125-136, fev. 2013.

KSHEEM, A. M. et al. Towards a method for optimized extraction of soluble nutrients from fresh and composted chicken manures. **Waste Management**, v. 45, p. 76-90, nov., 2015.

LAZCANO, C.; GÓMEZ-BRANDÓN, M.; DOMÍNGUEZ, J. Comparison of the effectiveness of composting and vermicomposting for the biological stabilization of cattle manure. **Chemosphere**, v. 72, n. 7, p. 1013-9, jul., 2008.

MELO, C. O. DE; SILVA, G. H. DA; ESPERANCINI, M. S. T. Análise econômica da produção de frango de corte sob condições de risco no estado do Paraná. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 32, n. 6, p. 1919-1926, dez., 2008.

MENDOZA-HERNÁNDEZ, D.; FORNES, F.; BELDA, R. M. Compost and vermicompost of horticultural waste as substrates for cutting rooting and growth of rosemary. **Scientia Horticulturae**, v. 178, p. 192-202, out., 2014.

MILINKOVIĆ, M.; LALEVIĆ, B.; JOVIČIĆ-PETROVIĆ, J.; GOLUBOVIĆ-ĆURGUZ, V.; KLJUJEV, I.; RAIČEVIĆ, V. Biopotential of compost and compost products derived from horticultural waste—Effect on plant growth and plant pathogens' suppression. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 121, p. 299-306, jan., 2019.

MORALES, A. B. B.; BUSTAMANTE, M. A.; MARHUENDA-EGEA, F.C. C.; MORAL, R.; ROS, M.; PASCUAL, J.A. Agri-food sludge management using different co-composting strategies: study of the added value of the composts obtained. **Journal of Cleaner Production**, v. 121, p. 186-197, mai., 2016.

ONWOSI, C. O.; IGBOKWE, V. C.; ODIMBA, J. N.; EKE, I. E.; NWANKWOALA, M. O.; IROH, I. N.; EZEUGU, L. Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects. **Journal of Environmental Management**, v. 190, p. 140-157, abr., 2017.

PELEGRÍN, M.; SÁEZ-TOVAR, J.A.; ANDREU-RODRÍGUEZ, J.; PÉREZ-MURCIA, M.D.; MARTÍNEZ-SABATER, E.; MARHUENDA-EGEA, F.C.; PÉREZ-ESPINOSA, A.; BUSTAMANTE, M.A.; AGULLÓ, E.; VICO, A.; PAREDES, C.; MORAL, R. Composting of the invasive species *Arundo donax* with sewage and agri-food sludge: Agronomic, economic and environmental aspects. **Waste Management**, v. 78, p. 730-740, ago., 2018.

QIAN, X.; SHEN, G.; WANG, Z.; GUO, C.; LIU, Y.; LEI, Z.; ZHANG, Z. Co-composting of livestock manure with rice straw: Characterization and establishment of maturity evaluation system. **Waste Management**, v. 34, n. 2, p. 530-535, fev., 2014.

RAJ, D.; ANTIL, R. S. Evaluation of maturity and stability parameters of composts prepared from agro-industrial wastes. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 3, p. 2868-2873, fev., 2011.

RASHAD, F. M.; SALEH, W. D.; MOSELHY, M. A. Bioconversion of rice straw and certain agro-industrial wastes to amendments for organic farming systems: 1. Composting, quality, stability and maturity indices. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 15, p. 5952-5960, ago., 2010.

SANTOS, F. T.; LUDWIG, F.; COSTA, L. A. M.; COSTA, M. S. S. M. Nutrition and growth of potted gerbera according to mineral and organic fertilizer. **Ornamental Horticulture**, v. 21, n. 2, p. 251, ago., 2015.

SIDDIQUI, Y.; MEON, S.; ISMAIL, R.; RAHMANI, M. Bio-potential of compost tea from agro-

waste to suppress *Choanephora cucurbitarum* L. the causal pathogen of wet rot of okra. **Biological Control**, v. 49, n. 1, p. 38-44, abr., 2009.

SONG, C.; LI, M.; XI, B.; WEI, Z.; ZHAO, Y.; JIA, X.; QI, H.; ZHU, C. Characterisation of dissolved organic matter extracted from the bio-oxidative phase of co-composting of biogas residues and livestock manure using spectroscopic techniques. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 103, p. 38-50, set., 2015.

ST. MARTIN, C. C. G.; BRATHWAITE, R. A. I. Compost and compost tea: Principles and prospects as substrates and soil-borne disease management strategies in soil-less vegetable production. **Biological Agriculture & Horticulture**, v. 28, n. 1, p. 1-33, mar., 2012.

STEINER, C.; HARTTUNG, T. Biochar as a growing media additive and peat substitute. **Solid Earth**, v. 5, n. 2, p. 995-999, set., 2014.

VICO, A.; PÉREZ-MURCIA, M.D.; BUSTAMANTE, M.A.; AGULLÓ, E.; MARHUENDA-EGEA, F.C.; SÁEZ, J.A.; PAREDES, C.; PÉREZ-ESPINOSA, A.; MORAL, R. Valorization of date palm (*Phoenix dactylifera* L.) pruning biomass by co-composting with urban and agri-food sludge. **Journal of Environmental Management**, v. 226, p. 408-415, nov., 2018.

VILLAR, I.; ALVES, D.; GARRIDO, J.; MATO, S. Evolution of microbial dynamics during the maturation phase of the composting of different types of waste. **Waste Management**, v. 54, p. 83-92, ago., 2016.

WANG, K. H.; RADOVICH, T.; PANT, A.; CHENG, Z. Integration of cover crops and vermicompost tea for soil and plant health management in a short-term vegetable cropping system. **Applied Soil Ecology**, v. 82, p. 26-37, out., 2014.

YUAN, J.; CHADWICK, D.; ZHANG, D.; LI, G.; CHEN, S.; LUO, W.; DU, L.; HE, S.; PENG, S. Effects of aeration rate on maturity and gaseous emissions during sewage sludge composting. **Waste Management**, v. 56, p. 403-410, out., 2016.

ZHANG, L.; SUN, X. Influence of bulking agents on physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage composting of green waste. **Waste Management**, v. 48, p. 115-126, fev., 2016.

ZMORA-NAHUM, S.; MARKOVITCH, O.; TARCHITZKY, J.; CHEN, Y. Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 37, n. 11, p. 2109-2116, nov., 2005.

5. ARTIGOS

5.1 ARTIGO 1. COMPOSTAGEM COMO MÉTODO DE ESTABILIZAÇÃO, MATURAÇÃO E VALORIZAÇÃO DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS DA CADEIA PRODUTIVA DO FRANGO DE CORTE

COMPOSTAGEM COMO MÉTODO DE ESTABILIZAÇÃO, MATURAÇÃO E VALORIZAÇÃO DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS DA CADEIA PRODUTIVA DO FRANGO DE CORTE

RESUMO: O ônus de ser o maior exportador de carne de frango do mundo é arcar com a destinação de todos os resíduos orgânicos gerados na cadeia produtiva de frango de corte (CPFC). Esses resíduos permanecem na região de criação e processamento da carne. Apresenta-se o processo de compostagem como um método para o tratamento, reciclagem e valorização dos principais resíduos da CPFC. Cinco formulações de misturas de resíduos da CPFC com agentes estruturantes (AE) distintos foram estabilizadas por meio do processo de compostagem. Após a estabilização do processo, iniciou-se a fase de maturação (FM). Misturas de resíduos da CPFC, com maiores proporções de tripa celulósica (18-36%), e o uso de AE de algodão, poda de árvores ou capim napier acarretam em aumento do perfil térmico e das taxas de degradação. A análise fatorial da evolução do processo indica dois fatores principais, (i) a estabilização, relacionada com a mineralização da matéria orgânica (MO) e redução da fitotoxicidade, e (ii) a maturação, relacionada à humificação e polimerização da MO remanescente nos compostos. A FM, iniciada após a equiparação da temperatura dos compostos com a do ambiente, propicia poucas alterações significativas. Pode ocorrer o aumento da CTC nos primeiros 15 dias de FM e incide na redução da concentração de polifenóis solúveis em água (PSA) até os 55 dias dessa fase. Com exceção da redução de PSA, as melhorias obtidas, devido à FM, com 15 dias, são as mesmas que com 80 dias, possibilitando a redução e otimização do tempo de maturação dos compostos orgânicos. O valor econômico, baseado no potencial fertilizante dos compostos, não aumenta com o maior tempo de maturação de até 80 dias, podendo ocorrer desvalorização econômica, caso haja lixiviação de potássio durante essa fase. A maior porcentagem de contribuição do valor econômico dos compostos, obtidos com os resíduos da CPFC, efetiva-se por causa dos conteúdos de P_2O_5 (48,3%), seguido de N (33,7%) e K_2O (18%).

PALAVRAS-CHAVE: aproveitamento de resíduos orgânicos, composto orgânico, economia circular, estabilidade, evolução da maturidade, valor econômico do composto.

COMPOSTING AS A STABILIZATION, MATURATION AND VALORIZATION METHOD FROM AGROINDUSTRIAL POULTRY PRODUCTION CHAIN WASTES

ABSTRACT: The right management of all organic waste generated from poultry production chain (PPC) is the price to pay for being the largest exporter of broiler meat in the world. These wastes remain in the breeding and processing region of this particular meat. The composting process is presented as a method of treatment, recycling and recovery from the main PPC wastes. Five formulations of PPC mixtures wastes with different bulking agents (BA) were stabilized by the composting process. After the stabilization process, the maturation phase (MP) begins. Formulations of mixtures of PPC wastes with higher proportions of sausage casings (18-36%) and the use of cotton, tree pruning or Napier grass as BA, increase the thermal profile and degradation rates. The factorial analysis of the evolution process indicates two main factors: (i) stabilization related to the mineralization of organic matter (OM) and the phytotoxicity reduction; (ii) maturation, linked to humification and polymerization of the remaining OM in composts. MP, initiated after equating the compounds temperature with the environment, provides few significant changes. The increase of the CEC may occur in the first 15 days of MP, reducing the concentration of water soluble polyphenols (WSP) until the

55th day of this phase. Except for WSP reduction, the improvements obtained due to MP with 15 days are similar as with 80 days, allowing the reduction and optimization of the organic composts maturation time. The economic value, based on the fertilizer potential of the composts, does not increase with the longer maturation time up to 80 days. Economic devaluation may occur in case of potassium leaching during this phase. The highest percentage contribution of the economic value compounds, obtained with PPC residues, is due to the contents of P₂O₅ (48.3%), followed by N (33.7%) and K₂O (18%).

KEYWORDS: circular economy, economic value of compost, maturity evolution, organic compost, stability, use of organic waste.

1. INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, o Brasil tem se apresentado como o maior exportador de carne de frango do mundo. O relatório mais recente aponta que a maior parte dessa carne exportada é proveniente do estado do Paraná (37,2%) (ABPA, 2018). A região oeste desse estado é caracterizada pela alta concentração de criadores e agroindústrias de processamento de frangos de corte. A CPFC, nessa região, envolve desde a incubação dos ovos, o abate dos animais, o beneficiamento da carne para o mercado interno e externo, até o processamento da proteína animal em produtos derivados (COSTA et al., 2017).

O crescimento econômico e o aumento no consumo de alimentos levam, conseqüentemente, ao aumento da produção de resíduos orgânicos, devido à intensificação dos sistemas de produção agrícola (AZIM et al., 2018). O ônus de ser o maior exportador mundial de carne de frango é arcar com o gerenciamento de todos os resíduos gerados na CPFC, que permanecem na região de criação dos animais e de processamento da carne.

Por outro lado, esses resíduos também contêm recursos valiosos, como os teores de macro e micronutrientes (COSTA et al., 2017). Dessa maneira, a não reutilização desses recursos revela a perda econômica significativa (AZIM et al., 2018). A problemática do aumento da geração de resíduos orgânicos pode diminuir ou deixar de existir, caso passe a ser atribuído um valor econômico após o tratamento ou beneficiamento desses resíduos (RASHAD; SALEH; MOSELHY, 2010).

O processo de compostagem é considerado um método adequado para a reciclagem de resíduos orgânicos provenientes das agroindústrias de alimentos. Isso acontece devido aos compostos obtidos possuírem características úteis para ser reincorporada aos sistemas econômicos (MORALES et al., 2016), retornando para a cadeia produtiva na forma de insumos agrícolas.

Dessa forma, o processo de compostagem é muito coerente com os princípios da economia circular, definida por Stahel (2016), na qual se almeja a transformação de bens que estão no final de sua vida útil, em recursos ativos para outros. Além disso, a reciclagem dos resíduos da CPFC pode contribuir para a transição de uma economia linear para uma

economia circular. Atualmente, esse sistema apresenta-se como uma resposta promissora para as atividades de gestão de resíduos em todo o mundo, inclusive, os princípios de valorização e reciclagem podem impulsionar as economias em desenvolvimento (FERRONATO et al., 2019).

A produção de compostos orgânicos, a partir de resíduos biodegradáveis, pode colaborar para a qualidade e fertilidade dos solos agricultáveis (CASTALDI et al., 2005), além de ser um meio eficaz de restituição da matéria orgânica dos solos agrícolas esgotados (AZIM et al., 2018). Em atual revisão sobre a recuperação de energia de resíduos e o conceito de fechamento de ciclo, Tomić e Schneider (2018) relatam que o uso de resíduos regionais para satisfazer as necessidades locais apresenta-se como a sinergia ideal para uma economia circular.

O processo de compostagem vem se caracterizando como uma tecnologia ambientalmente adequada ao tratamento de resíduos orgânicos e economicamente interessante, devido aos atributos do produto final gerado com o processo. O produto final é um composto estabilizado, maduro, rico em matéria orgânica e substâncias húmicas, livre de patógenos, fitotoxinas e sementes de ervas daninhas (BERNAL et al., 2009; BUSTAMANTE et al., 2008a; MORALES et al., 2016; PELEGRÍN et al., 2018; VICO et al., 2018).

Entretanto, a combinação apenas dos resíduos da CPF, para elaboração de misturas de compostagem, impede que o processo ocorra de maneira adequada, principalmente, o lodo de flotador e o resíduos de incubatório, devido à baixa porosidade e à baixa relação C/N (6) (COSTA et al., 2017). Desse modo, materiais orgânicos ricos em carbono, com baixa densidade e alta relação C/N, são necessários como AE, para viabilizar o processo de compostagem (BERNAL et al., 2009; QIAN et al., 2014; YUAN et al., 2016).

São inúmeros os trabalhos na literatura que relatam a necessidade de um composto orgânico apresentar estabilidade e maturidade. No entanto, esses dois termos são, geralmente, empregados de maneira ambígua ou difusa para tentar descrever o grau de decomposição em que está o material compostado (ZMORA-NAHUM et al., 2005; GÓMEZ-BRANDÓN et al., 2008; AZIM et al., 2018), embora denotem aspectos específicos distintos em relação às propriedades do material orgânico (GÓMEZ-BRANDÓN et al., 2008; ONWOSI et al., 2017; AZIM et al., 2018).

A estabilidade é caracterizada pela taxa de atividade microbiana, a qual é máxima durante o processo (ZMORA-NAHUM et al., 2005; GÓMEZ-BRANDÓN et al., 2008), marcada pela degradação da maior parte das frações orgânicas biodegradáveis (BERNAL et al., 2009; BUSTAMANTE et al., 2012; AZIM et al., 2018). A estabilidade está intimamente ligada com a temperatura das leiras (mesofílica, termofílica e resfriamento) (BERNAL et al. 2009; AZIM et al. 2018) e seu fim se caracteriza pela estabilização das perdas de material orgânico (BENITO et al., 2009).

A maturação do composto pode ser definida como o grau de conclusão do processo de compostagem (ONWOSI et al., 2017). Bernal et al. (2009) designam o termo maturidade ao nível de melhoria da qualidade do composto, devido ao "envelhecimento" ou "cura" do material compostado. Está relacionado à degradação de substâncias orgânicas fitotóxicas (SAID-PULICCINO et al., 2007; BERNAL et al., 2009; AZIM et al., 2018), ou, por vezes, atrelada à extensão da humificação no material de compostagem (BUTLER et al., 2001; ONWOSI et al., 2017).

Nesse cenário, o principal consenso dos pesquisadores é que o uso de um único parâmetro como avaliação da maturidade é insuficiente ou pode levar ao equívoco e, assim, um conjunto de parâmetros e suas relações se faz necessário (BERNAL et al. 2009; RASHAD et al., 2010; AZIM et al., 2018). A literatura apresenta as melhorias e as alterações no composto após a fase de maturação (FM), utilizando uma gama de parâmetros-chave, geralmente, após o período de 30 dias (BUSTAMANTE et al. 2013; PELEGRÍN et al., 2018; VICO et al., 2018) ou 60 dias dessa fase (BUSTAMANTE et al., 2008a; GAVILANES-TERÁN et al., 2016).

No entanto, avaliar quando as alterações ocorrem, no período da FM dos compostos, torna-se uma estratégia essencial para a tomada de decisão acerca da sua duração, principalmente, em relação à produção de composto orgânico em larga escala, realizada pelas usinas de compostagem. Reduções no tempo de maturação, bem como a possibilidade de antecipação do início dessa fase, sem prejuízos na qualidade e no valor econômico, implicam na otimização da produção dos compostos orgânicos, necessitando menos tempo de ocupação no pátio de compostagem e/ou nas zonas de maturação.

Nesse sentido, objetivou-se: (i) avaliar o processo de compostagem de cinco formulações de misturas de resíduos da CPFC, com cada um dos cinco AE distintos, por meio do perfil térmico, da degradabilidade das misturas e da evolução dos parâmetros-chave, relacionados à estabilidade e maturação; (ii) determinar o tempo em que os compostos atingem a estabilidade e a maturidade, além do tempo necessário de maturação para se obter as melhorias na qualidade sem prejuízos econômicos, baseado na valorização econômica associada ao potencial fertilizante dos compostos. Para isso, foram avaliadas as alterações nos compostos ao longo de cinco tempos, durante 80 dias de FM.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Resíduos compostados

Os resíduos agroindustriais, gerados por cooperativas da CPFC, foram utilizados neste experimento. Essas cooperativas estão concentradas e localizadas na região oeste do estado do Paraná, Brasil. Os cinco resíduos mais expressivos, gerados nas diferentes etapas

da CPFC (Cama de Matriseiro, Resíduo de Incubatório, Lodo de flotor, Tripa celulósica e Carvão de Caldeira), foram coletados para compor as misturas de compostagem.

Cinco materiais orgânicos (Resíduos da desfibrilação de algodão (A), Poda de árvores urbanas (P), Serragem (S), Bagaço de cana-de-açúcar (B) e Capim napier triturado (N) (*Pennisetum purpureum Schumacher*)) foram avaliados como AE e fonte de carbono para o processo de compostagem dos resíduos da CPFC, sendo adicionado apenas um em cada leira. Todos esses materiais estão disponíveis e são produzidos próximos às agroindústrias. As características químicas e físicas de cada um dos resíduos agroindustriais, bem como de cada material utilizado como AE, estão descritas detalhadamente em estudos prévios (COSTA et al., 2017).

2.2. Processo de compostagem

Cinco leiras de compostagem foram confeccionadas com diferentes proporções de misturas dos resíduos agroindustriais da CPFC, mais um dos cinco AEs, A, P, S, B e N, correspondendo aos cinco tratamentos, Leira A, P, S, B e N, respectivamente. As proporções de resíduos e AE, nas cinco leiras, foram estabelecidas em função das concentrações de carbono e nitrogênio de cada material, visando atingir a relação C/N de toda a leira próximo a 30. As porcentagens de cada resíduo, em matéria seca e fresca, bem como o AE empregado em cada leira, estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 Proporções de mistura dos resíduos e características das leiras ao início do processo de compostagem

	Leira A	Leira P	Leira S	Leira B	Leira N
Resíduos					
Agente estruturante (%) ^a	45(28)	44(39)	45(37)	45(36)	44(54)
Tripa celulósica (%)	30(49)	18(28)	12(20)	12(20)	36(28)
Carvão de Caldeira (%)	10(10)	12 (9)	10 (9)	10 (9)	12 (7)
Resíduo de incubatório (%)	4 (3)	10(10)	13(12)	12(12)	26(28)
Cama de matriseiro (%)	7 (6)	11 (8)	6 (5)	9 (7)	7 (4)
Lodo de flotor (%)	4 (4)	5 (6)	13(16)	12(16)	4 (3)
Características					
Relação C/N	28	26	34	38	29
pH	9,3	9,4	8,9	7,5	9,5
CE (dS.m ⁻¹)	4,3	2,9	1,6	3,4	4,5
Volume (m ³)	3,9	3,8	1,9	7,0	3,2
Densidade aparente (g.cm ⁻³)	0,13	0,14	0,28	0,08	0,22

Dados de porcentagem estão expressos em matéria seca e dentro dos parênteses em matéria fresca.
^aAE empregado: Leira A: Resíduos da desfibrilação de algodão; Leira P: Poda de árvores urbanas; Leira S: Serragem; Leira B: Bagaço de cana-de-açúcar; Leira N: Capim napier.

Todas as leiras foram conduzidas em pátio de compostagem, com piso de concreto e cobertura, sendo mantidas em formato cônico, durante todo o processo de compostagem. Para a coleta de amostras, as leiras foram subdivididas em três partes no sentido horizontal.

Subamostras foram coletadas em cada parte, homogeneizadas, formando uma única amostra composta, obtendo-se três amostras em cada tratamento (leira). As amostras foram divididas em duas partes; uma congelada (-12°C), para determinações em matéria fresca, e a outra foi seca, em estufa de circulação de ar, a 40°C e moída (< 0,5 mm), para as determinações analíticas (BUSTAMANTE et al., 2008a).

2.2.1 Fases do processo: bio-oxidativa e maturação

Onwosi et al. (2017) relatam que o processo de compostagem pode ser dividido em quatro etapas: mesofílica, termofílica, resfriamento e estágio de maturação. No presente estudo, a fase denominada bio-oxidativa contempla as três etapas iniciais, ou seja, inicia-se com a misturas dos resíduos e montagem das leiras (I), passando pela fase termofílica (FT) (>40°C), até o esfriamento das leiras (equiparação da temperatura da leira com a do ambiente), marcando o final da fase bio-oxidativa (FFB). Durante toda a fase bio-oxidativa (FB), de I ao FFB, a temperatura das leiras foi monitorada diariamente. Dessa maneira, possibilitou-se o cálculo do índice exotérmico ao quadrado acumulado (EXI²), determinado pela soma da diferença diária entre a temperatura do interior da leira e do ambiente (PELEGRÍN et al., 2018).

Durante a FB, os revolvimentos aconteceram duas vezes por semana no primeiro mês e, uma vez por semana, até o FFB. Durante cada revolvimento, acrescentou-se água, nas leiras, suficiente para atingir o nível ideal para o metabolismo microbiano (~60%) (AHN et al., 2007; MORALES et al., 2016; VICO et al., 2018). Para determinar a quantidade exata de água necessária para cada leira atingir 60% de umidade (QA_{60%}), amostras foram coletadas, durante o revolvimento, homogeneizadas e pesadas em cápsulas de porcelana. Essas foram introduzidos em forno micro-ondas (700W) para secar até peso constante. Subtraindo-se o peso das cápsulas, foi possível calcular a umidade da leira (u) no momento do revolvimento e a equação 1 possibilitou determinar a QA_{60%} necessária para a manutenção da umidade ideal.

$$QA_{60\%} = \left(\frac{p \cdot (100 - u)}{40} \right) - p \quad (\text{Eq.1})$$

Em que, QA_{60%}: quantidade de água necessária para 60% de umidade (L);
p: peso da leira (matéria fresca) (kg); u: umidade da leira (%)

A última etapa do processo, a FM, iniciou-se após o término da FB (PELEGRÍN et al., 2018; VICO et al., 2018), com duração de 80 dias para todas as leiras. Durante os 80 dias de FM, não houve nenhum revolvimento, apenas água foi adicionada para manter a umidade ideal.

Para descrever a evolução, do início ao fim do processo de compostagem, a seleção dos pontos de amostragem, ao longo do tempo, seguiu conforme proposto por Pelegrín et al. (2018) e Vico et al. (2018), correspondendo às etapas mais representativas do processo: início (I), final da fase termofílica (FFT), FFB e FM. Entretanto, para a melhor investigação das alterações durante a FM e possibilitar a inferência do tempo necessário para as alterações esperadas, amostrou-se, igualmente na FB, quatro pontos durante essa fase. Aos 15, 35, 55 e 80 dias de maturação (15M, 35M, 55M e 80M, respectivamente), totalizando sete pontos de amostragem ao longo de todo o processo de compostagem.

2.3. Métodos analíticos

A matéria seca das amostras foi determinada após 24 horas em estufa a 105°C com ventilação. A CE foi determinada em extrato de água destilada em proporção de 1:5 (p/v). A matéria orgânica (MO) foi determinada por perda de sólidos voláteis com a ignição em forno mufla a 550°C. As perdas de matéria orgânica (PMO), durante o processo de compostagem, foram calculadas a partir dos teores inicial (X_1) e final (X_2) de cinzas (sólidos fixos), de acordo com a equação 2, proposta por Paredes et al. (2000).

$$PMO (\%) = \left[100 - 100 \left(\frac{X_1(100-X_2)}{X_2(100-X_1)} \right) \right] \quad (\text{Eq. 2})$$

O teor de carbono orgânico total (COT) foi estimado pela divisão dos sólidos voláteis por 1,8, conforme descrito por Carmo e Silva (2012). O carbono orgânico solúvel em água (C_{ws}) foi extraído em solução aquosa 1:20 (m:v), filtrado em membrana 0,45 μm e determinado em analisador de carbono (C) automático para amostras líquidas (TOC-V CSN Analyzer, Shimadzu) (BUSTAMANTE et al., 2012).

As substâncias húmicas foram extraídas (C_{ex}) 1:20 (m:v) em solução de NaOH 0,1 mol.L⁻¹ e fracionadas em C de ácido fúlvico (C_{af}) e C de ácido húmico (C_{ah}) por solubilidade e precipitação em meio ácido (pH<2). O C, dessas frações, foi determinado em mesmo analisador de C e de acordo com os procedimentos utilizados por Bustamante et al. (2008a).

Os índices de humificação foram calculados usando as equações 3, 4, 5 e 6 propostas por Roletto et al. (1985) e Ciavatta et al. (1988), conforme Bustamante et al. (2013).

$$\text{Relação de humificação (RH): } RH = 100 \left(\frac{C_{ex}}{C_{COT}} \right) \quad \text{Eq. (3)}$$

$$\text{Índice de humificação (IH): } IH = 100 \left(\frac{C_{ha}}{C_{COT}} \right) \quad \text{Eq. (4)}$$

$$\text{Porcentagem de ácidos húmicos (Pah): } Pah = 100 \left(\frac{C_{ah}}{C_{ex}} \right) \quad \text{Eq. (5)}$$

$$\text{Grau de polimerização (GP): } GP = \left(\frac{C_{ah}}{C_{af}} \right) \quad \text{Eq. (6)}$$

O nitrogênio total Kjeldahl (TKN) foi determinado por meio de digestão sulfúrica seguida de destilação e titulação (BUSTAMANTE et al., 2012). Utilizou-se o TKN para expressar os teores de nitrogênio total. A determinação de fósforo (P) e potássio (K) foi realizada após digestão nitroperclórica (3:1). A leitura de P efetivou-se em espectrofotômetro e K em fotômetro de chama, ambos conforme (BUSTAMANTE et al., 2012). A relação C/N foi obtida a partir da razão entre o TOC e TKN. A capacidade de troca de cátions (CTC) foi determinada segundo metodologia proposta por Brasil (2014), entretanto, expressa por 100g de MO (meq.100 g⁻¹ MO), conforme Pelegrín et al. (2018). A relação CTC/C foi obtida pela divisão da CTC pela porcentagem de COT e expressa por grama de COT (meq.g⁻¹C).

O índice de germinação (IG) foi avaliado usando sementes de *Lepidium sativum* (Zucconi et al., 1981), com adaptação do método, conforme Pelegrín et al. (2018), em placas de Petri (9,5 cm), com papel filtro duplo (Whatman n° 1) e 3 mL de extrato aquoso.

Os polifenóis hidrossolúveis foram extraídos em extrato aquoso 1:20 (m:v) e determinados pelo método Folin-Ciocalteu (Beltrán et al., 1999), com modificações, conforme Bustamante et al. (2008a).

2.4. Análises estatísticas

O modelo cinético de primeira ordem, conforme a Equação 7, proposta por Paredes et al. (2000), foi utilizado para determinar o comportamento das PMO:

$$\text{PMO (\%)} = A (1 - e^{-kt}) \quad \text{Eq. (7)}$$

Em que, A: potencial máximo de degradação da MO; k: taxa constante (dia⁻¹); t: tempo de compostagem (dias).

Para validar o ajuste das curvas de PMO ao modelo de cinética proposto, os valores do teste F de Snedecor, o quadrado médio residual (RMS) e a probabilidade de erro (p-valor) foram calculados.

A análise de variância (ANOVA), com hipóteses de que os indivíduos são iguais (H₀) ou ao menos um seja diferente (H₁), foi determinada com 5% de probabilidade de erro (p-valor <0,05). Quando rejeitada H₀ (p-valor <0,05), as diferenças significativas entre os 7 tempos de amostragem, em cada tratamento (5 leiras), foram calculadas, utilizando o teste t ou teste da diferença mínima significativa de Fisher - *Fisher Least Significant Difference* (LSD), com número igual de repetições em comparação de médias duas a duas.

Para medir o grau de correlação linear entre o tempo de compostagem e em cada variável de estabilidade e maturação, empregou-se o coeficiente de correlação de Pearson (r) (p-valor <0,05). As pressuposições de associação linear entre as variáveis e normalidade

(Anderson-Darling e Kolmogorov-Smirnov) foram verificadas e testadas (p-valor $\geq 0,05$), respectivamente. Considerou-se o valor absoluto de r entre 0 e $<0,3$ como correlação desprezível, $\geq 0,3$ e $<0,5$ como fraca, $\geq 0,5$ e $<0,7$ como moderada, $\geq 0,7$ e $<0,9$ como forte e $>0,9$ como muito forte.

A análise multivariada fatorial foi utilizada para a seleção dos principais fatores de explicação dos parâmetros de estabilidade e maturação, durante todo o processo de compostagem. A análise fatorial foi extraída da matriz de correlação dos componentes principais, empregando nenhum tipo de rotação.

2.5. Espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR)

Os espectros foram determinados por um espectrofotômetro FTIR Perkin Elmer Frontier, a partir de 64 varreduras, com resolução espectral de 4 cm^{-1} , no intervalo espectral de 4000 a 400 cm^{-1} (STEVENSON, 1994). Para a caracterização, foram empregadas pastilhas de KBr na proporção 1:100 (amostra:KBr).

2.6. Valor econômico associado aos macronutrientes

A metodologia, descrita por Jara-Samaniego et al. (2017), foi empregada para estimar o valor econômico, associado aos macronutrientes (NPK), contidos nos compostos orgânicos, produzidos após o processo de compostagem. Considerou-se o preço médio dos fertilizantes comercializáveis, ureia, fosfato de diamônio (DAP), cloreto de potássio (KCl) e as porcentagens de 46% de N, 46% de P_2O_5 e 60% de K_2O , respectivamente, contidas nesses fertilizantes. Após a conversão do peso molecular dos teores de N, P e K em N, P_2O_5 e K_2O , respectivamente, foi possível determinar o valor econômico atribuído a cada macronutriente e o valor total combinado desses elementos. Esses valores foram expressos em tonelada de composto, considerando 25% de umidade.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Evolução do perfil térmico e degradação de MO durante a fase bio-oxidativa

Os parâmetros do perfil térmico evidenciaram que a fase bio-oxidativa (FB) ocorreu de maneira distinta entre as leiras de compostagem, em termos de duração, perfil térmico e taxa de degradação (Tabela 2 e 3). Atribui-se esse fato às diferentes formulações de mistura dos resíduos e, principalmente, ao AE empregado em cada leira (MORALES et al., 2016; ZHANG; SUN, 2016). A intensidade da degradação das frações orgânicas, devido à atividade microbiana, está fortemente relacionada com o gradiente de temperatura obtido na leira de

compostagem (AHN; RICHARD; CHOI, 2007; BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009; ZHANG; SUN, 2016).

O AE de resíduos de algodão, utilizado na Leira A, fez com que a FB se antecipasse em comparação às demais (84 dias). Por outro lado, o AE de serragem, empregado na Leira S, prolongou o final da FB (153 dias). Isso demonstra as consequências da qualidade e disponibilidade da principal fonte de C, fornecida pelos AE empregados (BUSTAMANTE et al., 2012; YANG et al., 2013; COSTA et al., 2017).

Independentemente da mistura de compostagem e do AE utilizado, todas as leiras alcançaram temperaturas termofílicas (> 40°C), nos primeiros dias da FB, permanecendo nessa etapa entre 31 e 55 dias; além disso, atingiram temperaturas máximas acima de 60°C (Tabela 2). É nessa etapa que ocorre a eliminação de patógenos e sementes de ervas daninhas (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009).

Tabela 2 Parâmetros do perfil térmico das cinco leiras de compostagem durante a fase bio-oxidativa

Parâmetro térmico	Leira A	Leira P	Leira S	Leira B	Leira N
Fase bio-oxidativa (dias)	84	91	153	91	91
Fase termofílica ^a (dias)	55	53	31	32	54
Temperatura máxima (°C)	66,7	67,0	60,7	60,3	68,8
Temperatura ≥ 55°C ^b (dias)	26	26	3	7	36
Temperatura ≥ 65°C ^c (dias)	2	6	0	0	9
Razão termofílica ^d (%)	65	58	20	35	59
Índice EXI ² (°C ²)	95051	101662	71574	59938	115158
Relação EXI ² /FB ^e	1132	1117	468	659	1265

^a Número de dias com temperaturas termofílicas (>40°C); ^b Número de dias com temperatura ≥55°C; ^c Número de dias com temperatura ≥65°C; ^d Porcentagem da duração da fase termofílica (dias) em relação à fase bio-oxidativa (dias); ^e Relação EXI²/FB: Índice EXI² (°C²)/duração da fase bio-oxidativa.

Entretanto, para garantir a total higienização ou sanitização do composto (livre de sementes e patógenos), a Comissão Europeia e o CONAMA requerem que a etapa termofílica atinja temperaturas de, no mínimo, 55°C durante 14 dias (EC, 2014; CONAMA, 2017). Adotam-se, também, temperaturas > 65°C, por três dias (CONAMA, 2017), ou ≥ 65°C, por, no mínimo, cinco dias (EC, 2014). Com esses critérios, as Leira S e B não apresentariam características térmicas suficientes para garantir a sanitização total do composto (Tabela 2).

As leiras S e B apresentaram um menor número de dias na FT, 30 dias aproximadamente. A razão termofílica dessas leiras também foi menor (20-35%) (Tabela 2). Ou seja, apenas em 20 e 35% dos dias da FB ocorreram temperaturas acima de 40°C, nas leiras S e B, respectivamente, revelando um processo exotérmico menos intenso, em comparação às demais.

A maior intensidade exotérmica ocorreu nas leiras A, P e N, as quais apresentaram mais da metade dos dias da FB, com temperatura termofílica (razão termofílica entre 59 e

65%). Além disso, o processo exotérmico mais intenso nessas leiras foi evidenciado pelo maior acúmulo do índice EXI^2 , em um menor intervalo de tempo (maior inclinação das curvas) (Figura 1), e pelas próprias Relações EXI^2/FB (acima de 1000) versus 468 e 659, obtidos nas leiras S e B, respectivamente (Tabela 2).

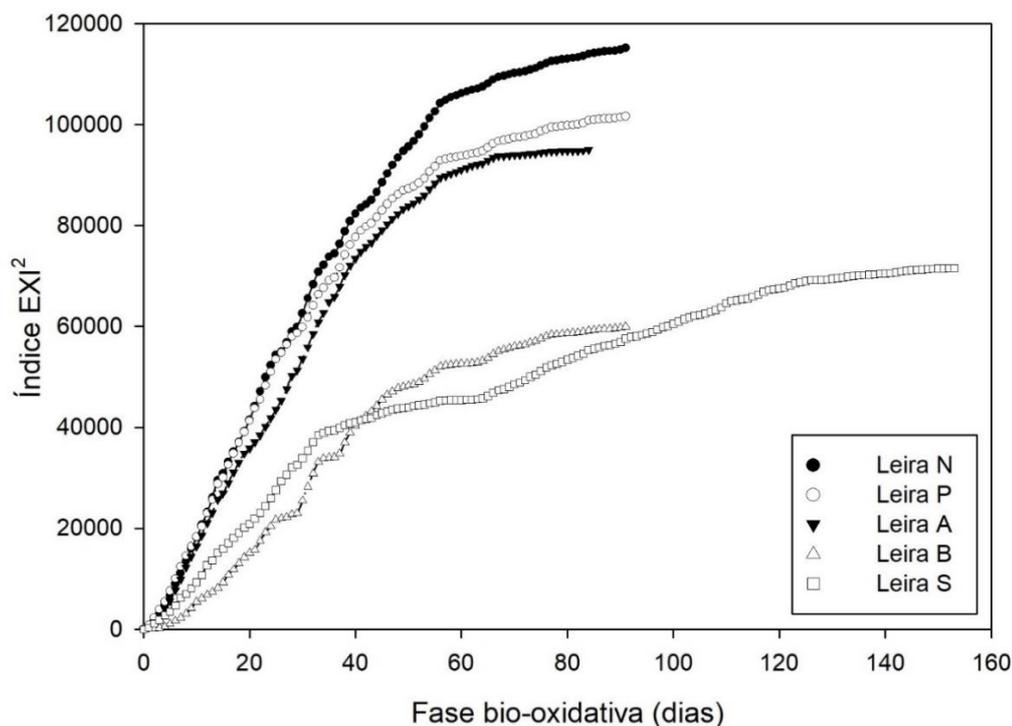


Figura 1 Evolução dos valores do índice EXI^2 (°C²) acumulado durante a fase bio-oxidativa. EXI^2 : índice exotérmico quadrático (soma quadrática da diferença diária entre a temperatura média da leira e a temperatura ambiente).

Além das formulações de mistura, as características intrínsecas dos AE empregados colaboram para as diferenças observadas no perfil térmico. Tanto a serragem (leira S) quanto o bagaço de cana-de-açúcar (leira B) levaram ao menor acúmulo térmico durante a FB. Porém, os fatores que ocasionaram esse fenômeno são distintos. A granulometria fina da serragem acarretou na maior densidade (0,28 g.cm⁻³) e, indiretamente, na menor disponibilidade de O₂, devido à baixa porosidade na leira, diminuindo a taxa de atividade microbiana (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009; ONWOSI et al., 2017), a qual é conferida pela baixa razão termofílica (20%) e pela menor relação EXI^2/FB .

Além do mais, a natureza lignocelulósica desse material, teores de lignina de 27% (COSTA et al., 2017), retarda a degradação da mistura de compostagem (SERRAMIÁ et al., 2010; BUSTAMANTE et al., 2012; ZHOU et al., 2014; COSTA et al., 2017; JARA-SAMANIEGO et al., 2017), conferido pela prolongação da FB nessa leira (153 dias). Zhou et al. (2014) relatam que o uso da serragem como AE tem sido estudado em processos de compostagem e, geralmente, a taxa de degradação desse agente é mais lenta.

No caso do bagaço (leira B), as frações de cana-de-açúcar moídas, empregadas como AE, resultaram na leira com o maior volume (7m³) e menor densidade (0,08 g.cm⁻³),

indicando o maior tamanho de partículas desse AE. Partículas grandes, além de se decompor mais lentamente (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009; ONWOSI et al., 2017), ocasionam aeração demasiada e isso leva a um resfriamento excessivo, apresentando deficiência no acúmulo de calor (AHN; RICHARD; CHOI, 2007). Isso foi verificado tanto pelos baixos valores de razão termofílica (35%) e relação EXI^2/FB (Tabela 2) quanto pela menor intensidade no processo exotérmico (Figura 1).

Observou-se que as leiras com os menores EXI^2 (S e B) obtiveram as menores porcentagens de perdas de MO (PMO) (Tabela 3). Já nas leiras com os maiores EXI^2 (A, P e N), ocorreu maior degradação da fração orgânica, havendo maiores PMO (Tabela 2 e Tabela 3). Essas observações vão ao encontro de estudos acerca do balanço de massa e energia no processo de compostagem, que revelam que ocorre a liberação de energia a cada unidade de sólidos voláteis degradados (AHN; RICHARD; CHOI, 2007). Em complemento, a energia gerada pelo processo exotérmico da biodegradação, na compostagem, é proporcional à quantidade de material orgânico degradado (HUANG et al., 2006; AHN; RICHARD; CHOI, 2007).

As PMO foram determinadas em função dos sólidos voláteis, ajustadas a um modelo de cinética de primeira ordem e apresentadas na Figura 2. Conforme sucedeu-se a degradação das frações orgânicas, foram ocorrendo as perdas dessas frações, sobretudo, pela conversão do carbono orgânico em dióxido de carbono (LAZCANO et al., 2008; BENITO et al., 2009; BERNAL et al., 2009; MORALES et al., 2016).

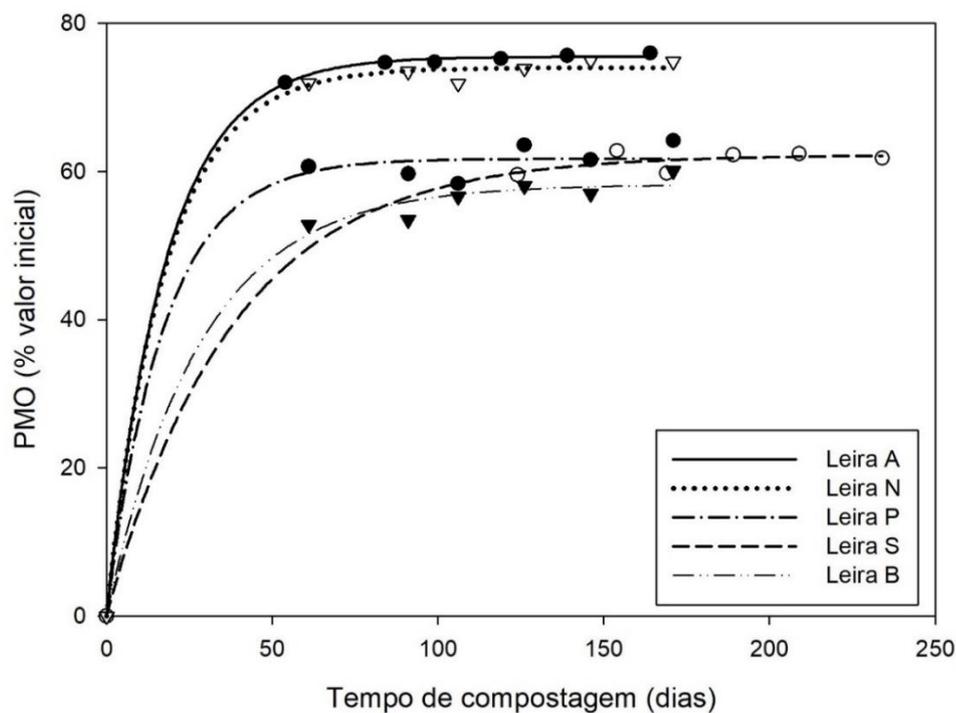


Figura 2 Perda de matéria orgânica (PMO) para cada leira ao longo do processo de compostagem (fase bio-oxidativa + fase de maturação). Linhas representam a curva ajustada ao modelo: $PMO (\%) = A (1 - e^{-kt})$.

O modelo foi significativo (p -valor $<0,001$) para todas as leiras avaliadas, revelando que as PMO, na compostagem de resíduos agroindustriais da CPFC, seguem esse comportamento exponencial (Figura 2). Esse modelo cinético tem sido utilizado com sucesso na avaliação das PMO, durante processos de compostagem (BUSTAMANTE et al., 2008, 2012; TORRES-CLIMENT et al., 2015; ZHAO et al., 2016; PELEGRÍN et al., 2018; VICO et al., 2018).

Os distintos valores de degradação máxima (A) e constantes de degradação (k), encontrados para cada leira, bem como os respectivos parâmetros do ajuste do modelo cinético de primeira ordem, estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 Valores dos parâmetros do modelo cinético de primeira ordem, ajustados às perdas de MO, ocorridas nas cinco leiras de compostagem. Modelo: Perda de MO(%) = $A(1 - e^{-kt})$.

	A	k	F	R ² _{ajust.}	SEE	A x k
Leira A	75,5 (0,2)	0,06 (0,00)	48210***	0,990	0,32	4,25
Leira P	61,7 (1,1)	0,06 (0,02)	687 ***	0,993	2,17	3,55
Leira S	62,3 (0,8)	0,03 (0,01)	2536***	0,998	1,13	1,63
Leira B	58,2 (1,0)	0,04 (0,00)	1076***	0,995	1,60	2,06
Leira N	74,0 (0,5)	0,06 (0,01)	4125***	0,999	1,06	4,19

A: degradação máxima da fração orgânica (%); k: constante de degradação (dia^{-1}); R²_{ajust.}: coeficiente de determinação ajustado; SEE: erro padrão estimado; A x k: taxa de degradação; *** p-valor $<0,0001$.

As leiras A, P e N, além de possuírem em maior parte de suas misturas iniciais o próprio AE, na faixa de 45%, o segundo ingrediente em maior abundância é a tripa celulósica, 30, 18 e 36%, respectivamente (Tabela 1). Esse resíduo agroindustrial, gerado na etapa de cozimento de salsichas de frango, é composto basicamente de celulose (61,5%) e contém apenas 2,7% de lignina (COSTA et al., 2017).

A maior facilidade de degradação de celulose pelos micro-organismos, em comparação às frações de hemicelulose e lignina, contribuíram para que as leiras A, P e N atingissem as maiores constantes de degradação ($k=0,06$). A intensa atividade microbiana, envolvida na degradação da MO, foi refletida no perfil térmico dessas leiras, sendo que apresentaram as maiores temperaturas ($>65^{\circ}\text{C}$), maior fase termofílica (50 dias), maior Índice EXI² e maior Relação EXI²/FB.

Os valores da constante k variaram de 0,03 a 0,06, apresentando degradação similar ou acima das encontradas em outras pesquisas: Valores de k entre 0,01 a 0,02, foram obtidas em leiras de resíduos agroindustriais de vinícolas e de destilaria de álcool, com proporções de esterco bovino ou de frango (TORRES-CLIMENT et al., 2015). Resultados similares também foram verificados em leiras com misturas de resíduos de rosas, serragem e esterco de aves, incluindo frango de corte (IDROVO-NOVILLO et al., 2018). Valores entre 0,02 a 0,03 foram observados em misturas de lodo de esgoto e lodo agroalimentar com folhas de palmeiras (VICO et al., 2018). Variações entre 0,01 a 0,05 foram obtidas em leiras com lodo

de agroindústria alimentar ou com lodo de ETE em misturas com cana-do-reino (*Arundo donax*) (PELEGRÍN et al., 2018).

As leiras A e N apresentaram a maior degradação máxima das frações orgânicas, medida pelo coeficiente A, presente no modelo cinético de PMO (Tabela 3). As formulações de mistura dessas leiras permitiram que aproximadamente 75% de toda fração orgânica, presente na mistura, fosse mineralizada durante o processo de compostagem. Degradações máximas da MO, na faixa de 60%, foram verificadas nas demais leiras (P, S e B).

Entretanto, os maiores valores do produto $A \times k$, denominado taxa de degradação (TORRES-CLIMENT et al., 2015), foram obtidos nas leiras A, P e N (3,5 a 4,2). O produto de $A \times k$ apresenta-se mais coeso para avaliar a eficiência da taxa de degradação durante o processo, levando em conta tanto a degradação máxima (A) quanto a constante de degradação (k). Nesse sentido, a formulação da leira P, mesmo com um A de 61,7%, revelou sua maior degradabilidade (3,5), em comparação às leiras S e B (1,6 a 2,1).

3.2. Efeito da degradação das frações orgânicas

Entre I e FFT, todas as leiras apresentaram incrementos nos teores de N total, P total, K e sais inorgânicos solúveis (CE) (Figura 3). O aumento dos teores desses elementos não implica em ganhos de nutrientes ao longo do processo, e sim, num aumento de concentração dos nutrientes não perdidos durante o processo de compostagem. Esse fenômeno é devido à mineralização das frações orgânicas e consequentes perdas dessas frações (BUSTAMANTE et al., 2008a; BRITO et al., 2011; VICO et al., 2018).

Apesar do N caracterizar-se como um macronutriente facilmente perdido durante o processo, principalmente, por volatilização na forma de amônia (BERNAL et al., 2009), o incremento desse elemento (Figura 3 A) é devido à taxa de mineralização do C orgânico ser maior que a de N orgânico (LAZCANO et al., 2008). Isso também explica a diminuição do valor da relação C/N ao longo do processo de compostagem.

O menor incremento, exibido em S, principalmente de N, K e CE (Figura 3), está relacionado à menor taxa e constante de degradação (Tabela 3). A concentração de elementos não perdidos, durante a compostagem, é proporcional à intensidade das PMO, ocorridas, sobretudo, em FB. A degradação mais intensa das frações orgânicas, ocorridas em A e N, durante o intervalo de I até FFT, ocasionaram os maiores incrementos na concentração de K e nos teores de CE (Figura 3 C e D).

De maneira geral, conforme a degradação das frações orgânicas reduziu e as PMO cessaram, entre o FFT e o FFB, o incremento na concentração dos macronutrientes (NPK) estabilizou. Após o FFB e simultâneo início da FM, os macronutrientes que não apresentam características de alta solubilidade, N e P, permaneceram constantes durante essa fase.

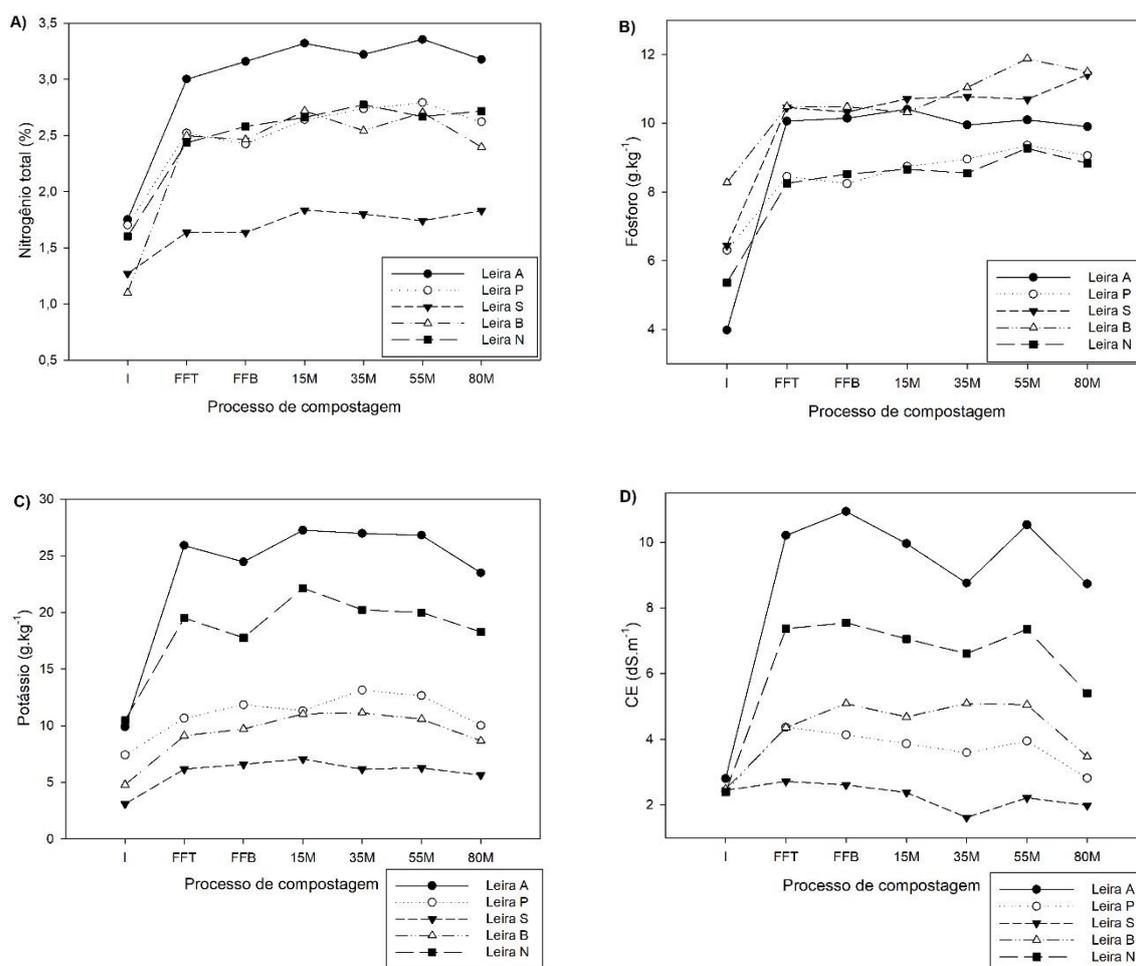


Figura 3 A) Nitrogênio total; B) Fósforo; C) Potássio e D) Condutividade elétrica (CE) ao longo do processo de compostagem. I: Início do processo; FFT: Final da fase termofílica; FFB: Final da fase bio-oxidativa; 15M: 15 dias, 35M: 35 dias, 55M: 55 dias, e 80M: 80 dias de maturação.

Por outro lado, os elementos que apresentam facilidade de dissolução em água, como o K e os sais inorgânicos solúveis (CE), exibiram decréscimo com o passar dos dias de maturação (15M a 80M) (Figura 3 C e D). Atribui-se a esse fato o fenômeno de lixiviação, o qual promove o arraste dos sais solúveis das leiras de compostagem, devido às regas para a manutenção da umidade, assim como reportado por Pelegrín et al. (2018).

3.3. Evolução dos parâmetros de estabilidade e maturação

Conforme o processo de compostagem evoluiu, observou-se o equilíbrio da degradação da MO, marcada pela tendência constante da curva do modelo (Figura 2). Esse comportamento indicou a estabilidade do material, assim como relatado por Bustamante et al. (2012); Pelegrín et al. (2018) e Vico et al. (2018). Após o FFB de cada leira, iniciou-se a FM.

No entanto, com exceção da leira A, todas as leiras exibiram valores constantes de MO, ou seja, estabilização das PMO, a partir do FFT (Tabela 4). Quase toda a mineralização ocorrida nas misturas dos resíduos, foi alcançada após a FT. Esse fato reforça que o auge da

degradação da MO ocorre na FT (BUSTAMANTE et al., 2012, 2013) e sugere a possibilidade de antecipação da FM no processo de compostagem deste estudo. Benito et al. (2009) concluíram que é possível distinguir o FFB, do início da FM, em função da estabilização das perdas de C orgânico.

A estabilização das PMO, após o FFT, ocorreu devido à redução das fontes de C disponíveis e, segundo Bernal et al. (2009), também por causa das reações de polimerização (humificação) e da síntese de compostos complexos prevalecerem sobre a mineralização, a partir desse momento. Isso sugere que a humificação dos resíduos agroindustriais compostados iniciou-se durante a FT do processo de compostagem.

De maneira geral, houve decréscimo da concentração do C solúvel em água (Cws). Isso acontece devido à degradação dos compostos orgânicos simples dissolvidos no meio aquoso (GAVILANES-TERÁN et al., 2016). Independentemente da mistura de compostagem e do AE utilizado, o Cws foi sendo degradado ao longo do processo, apresentando forte correlação linear negativa com os dias de processo ($r=-0,78$; $p<0,01$) (Tabela 5).

No presente estudo, do início do processo de compostagem (I) até o FFT, foram observadas as reduções mais significativas ($p<0,05$) do Cws. Idrovo-Novillo et al. (2018) relatam que o conteúdo de Cws, possivelmente, determina a duração da FT no processo de compostagem. Ao FFB, todas as leiras apresentaram reduções de praticamente metade ou mais da concentração inicial do Cws (45 a 70%), o que reitera a afirmação de Benito et al. (2009) de que aproximadamente 50% do valor inicial é perdido durante a fase de estabilização (equivalente a FB, neste estudo).

Além de indicar a estabilização do processo, concentrações de Cws têm sido propostas como um dos indicadores de maturidade do composto (CASTALDI et al., 2005; HUANG et al., 2006; BERNAL et al., 2009; MORALES et al., 2016). Após o FFB e simultâneo início da FM, as concentrações de Cws, em todas as leiras, já exibiram valores abaixo do limite proposto por Bernal et al. (2009) ($< 1,7\%$), manifestando características de um composto maduro. Dessa maneira, sugere-se que a redução substancial do Cws está ligada à estabilização do processo, enquanto que a constância ou atenuada redução desse parâmetro indica a maturação do material compostado.

A relação C/N inicial caiu consideravelmente ao FFT (Tabela 4). Apesar da redução numérica, verificada ao longo do processo, não houve diferença significativa do FFT até os 80 dias de maturação. Para alterar essa relação, é preciso que a leira mineralize C orgânico e/ou perca N por volatilização ou lixiviação (BERNAL et al., 2009). Praticamente, essas ocorrências aconteceram significativamente até o caimento das temperaturas das leiras ($<40^{\circ}\text{C}$) (FFT). Nesse contexto, a redução da relação C/N e dos teores de Cws estariam relacionados com a estabilização dos compostos.

Tabela 4 Evolução dos parâmetros de estabilidade e maturação

Processo de compostagem	MO (%)	C _{ws} (%)	C/N	IG (%)	PSA (mg.kg ⁻¹)	CTC (a)	CTC/C (b)	Pah (%)	GP	IH (%)	RH (%)	
Limites*	-	<1,7 ^c	<20 ^c	>50 ^d	-	>67 ^e	>1,9 ^f	>62 ^f	>1 ^g	>3,5 ^g	>7 ^g	
Leira A (dias)												
I	0	88	3,5	28	42	2851	53	1,0	48	0,9	5	10
FFT	54	68	1,8	13	44	1566	148	2,7	47	0,9	5	10
FFB	84	65	1,2	12	32	1105	156	2,8	59	1,5	9	15
15 M	99	65	0,6	11	44	493	163	2,9	68	2,1	11	16
35 M	119	65	0,9	11	59	441	159	2,9	64	1,8	9	15
55 M	139	65	1,0	11	67	516	159	2,9	65	1,8	10	15
80 M	164	64	1,0	11	89	407	161	2,9	63	1,7	9	14
LSD		2	0,7	2	9	114	12	0,3	10	0,6	3	2,8
Leira P												
I	0	81	2,4	26	51	3048	70	1,3	56	1,3	14	25
FFT	61	65	1,6	14	137	1392	118	2,1	70	2,6	12	17
FFB	91	65	1,3	14	120	1141	116	2,1	69	2,3	11	16
15 M	106	66	1,1	14	119	988	120	2,2	73	2,7	13	18
35 M	126	63	1,2	13	127	904	127	2,3	74	2,8	14	19
55 M	146	64	1,2	13	127	864	122	2,2	72	2,6	13	18
80 M	171	62	1,1	13	136	631	124	2,2	71	2,5	12	17
LSD		1,1	0,7	2	14	74	5	0,1	14	1,06	ns	ns
Leira S												
I	0	78	1,6	34	13	1535	52	0,9	74	2,8	18	24
FFT	124	62	0,8	21	149	662	69	1,2	78	3,6	12	15
FFB	154	60	0,9	20	114	745	73	1,3	73	2,9	11	15
15 M	169	62	0,8	19	116	491	81	1,5	69	2,3	10	14
35 M	189	60	0,7	19	98	391	85	1,5	73	2,6	11	15
55 M	209	60	0,6	19	104	373	83	1,5	71	2,4	10	14
80 M	234	60	0,5	18	110	288	89	1,6	70	2,3	10	14
LSD		5	0,3	3	13	102	9	0,16	7	0,93	2,8	2,9
Leira B												
I	0	75	2,9	38	54	3660	38	0,7	58	1,4	21	36
FFT	61	62	1,4	14	117	1183	77	1,4	76	3,2	18	24
FFB	91	62	0,9	14	73	622	82	1,5	75	3,0	16	21
15 M	106	60	0,6	12	79	493	88	1,6	75	3,1	17	22
35 M	126	59	0,9	13	84	466	88	1,6	74	2,9	16	22
55 M	146	60	0,8	12	86	400	85	1,5	73	2,7	16	21
80 M	171	59	0,4	13	98	400	90	1,6	74	2,9	16	21
LSD		2,5	0,8	3	10	133	10	0,18	3	0,5	2,4	2,6
Leira N												
I	0	85	2,5	29	56	4852	35	0,6	55	1,3	12	21
FFT	61	62	2,0	14	84	1693	94	1,7	71	2,5	16	22
FFB	91	60	1,3	13	53	903	103	1,8	75	3,1	17	23
15 M	106	62	1,3	13	60	962	109	2,0	73	2,7	16	22
35 M	126	60	1,7	12	68	944	104	1,9	71	2,5	16	23
55 M	146	59	1,6	12	65	764	103	1,8	72	2,5	16	22
80 M	171	59	1,1	12	94	864	105	1,9	75	3,0	16	21
LSD		1,9	0,14	2,6	9	110	7	0,12	5,4	0,7	3,3	ns

I: Início; FFT: Final da fase termofílica; FFB: Final da fase bio-oxidativa; M: maturação. LSD: diferença mínima significativa; MO: matéria orgânica; C_{ws}: carbono solúvel em água; IG: Índice de germinação; PSA: Polifenóis solúveis em água; ^a(meq.100g⁻¹MO), ^b(meq.g⁻¹C); Pah: % de ácido húmico; GP: Grau de polimerização (Cah/Caf); IH: Índice de humificação; RH: Razão de humificação. *Limites propostos por ^cBernal et al. (2009); ^dZucconi et al. (1981); ^eJiménez e García (1992a); ^fJiménez e García (1992b); ^gRoletto et al. (1985).

Os valores de C/N recomendados para categorizar a estabilização de compostos orgânicos podem variar de 15 a 25. Relações C/N < 15, < 18 e < 20 são sugeridas por Raj e Antil (2011), Kiehl (2010) e Bernal et al. (2009), respectivamente. A instrução normativa nº 25 do MAPA (BRASIL, 2009) e o Conselho da Califórnia para a Qualidade do Composto (CCQC, 2001) sugerem valores ≤ 20 e ≤ 25 , respectivamente. Após a FB, todas as leiras atingiram os valores menores aos descritos na literatura para a relação C/N, exceto a leira S (20), para as relações mais restritivas, propostas por Raj e Antil (2011) e Kiehl (2010).

No caso da Leira S, atribui-se a menor redução de C/N à menor degradabilidade da serragem empregada como AE, rica em lignina (SERRAMIÁ et al., 2010; BUSTAMANTE et al., 2012; ZHOU et al., 2014), apresentando 27% do total do carbono (COSTA et al., 2017). A Leira S, formulada com 45% de serragem, não reduziu a C/N para valores inferiores a 18, mesmo após 234 dias de processo (80M) (Tabela 4), indicando a recalcitrância e/ou baixa degradabilidade da sua fonte de carbono.

O CCQC propõe que, além da C/N ≤ 25 , no mínimo, mais um parâmetro de estabilidade (grupo A) e outro de maturação (grupo B) devem ser atendidos para classificar o composto como estável e maduro. A maturidade ou cura do composto pode ser observada pela transformação de substâncias orgânicas fitotóxicas em não-fitotóxicas, geralmente, medidas por índices de germinação (IG) (ONWOSI et al., 2017). Um dos testes recomendados pelo CCQC, pertencente ao grupo B, é o IG.

Baixas porcentagens de IG (13 a 56%) foram observadas ao início do processo (I), mesmo com baixos valores de salinidade em todas as leiras ($CE < 3 \text{ dS.cm}^{-1}$). Isso evidencia a presença de compostos orgânicos fitotóxicos nas misturas iniciais dos resíduos agroindustriais da CPFC (Tabela 4). No início do processo, também foram observadas altas concentrações de polifenóis solúveis em água (PSA) (1535 a 4852 mg.kg^{-1}). Elevadas concentrações de PSA estão diretamente relacionados à fitotoxicidade das plântulas (HACHICHA et al., 2009).

Os altos valores de PSA, iniciais em B e N, indicam que os AE de bagaço de cana-de-açúcar e capim napier forneceram mais polifenóis às misturas dos resíduos da CPFC (Tabela 4). Compostos como polifenóis estão relacionados a características antimicrobianas (BUSTAMANTE et al., 2013), podendo prejudicar a decomposição do processo. Os polifenóis são uma classe específica de fitoquímicos antioxidantes, naturalmente presentes nos materiais vegetais (BUSTAMANTE et al., 2007).

Entretanto, as concentrações de PSA, presentes nas misturas iniciais, não prejudicaram o processo, apresentando diminuição das concentrações ao longo do processo. Com exceção da leira A, todas as demais apresentaram um aumento significativo ($p < 0,05$) do IG após a etapa termofílica (FFT) (Tabela 4). Quando as temperaturas abaixaram ($< 40^\circ\text{C}$) (FFT), as leiras proporcionaram os maiores valores de IG, em comparação a todo o processo,

indicando que a transformação dos compostos orgânicos fitotóxicos em não-fitotóxicos ocorreu nesse período, assim como reportado por KO et al. (2008).

A redução da fitotoxicidade, ocorrida nessa fase, é atribuída ao intenso ciclo de revolvimento e às altas temperaturas. Albuquerque et al. (2006) relatam que a diminuição de fitotoxinas está relacionada com a disponibilidade de oxigênio (O_2), de forma que, com o avanço da compostagem, diferentes experimentos mostraram o aumento do IG, principalmente, quando o suprimento de O_2 é atendido. Além disso, as altas temperaturas ($>55^\circ C$) acarretam na transformação/eliminação de possíveis compostos fitotóxicos (BUSTAMANTE et al., 2008b; ZHANG et al., 2013; JURADO et al., 2014).

Nesse período (entre o I e o FFT), também houve a diminuição de metade ou mais, da concentração de PSA em todas as leiras, apresentando reduções de 45 a 67% (Tabela 4). A fração fenol solúvel é susceptível às transformações biológicas que ocorrem durante a compostagem (HACHICHA et al., 2009). Esse decréscimo de PSA está ligado à degradação microbiana e à oxidação de compostos fenólicos de baixo peso molecular, os quais se polimerizam em substâncias menos solúveis (ALBURQUERQUE et al., 2006; GAVILANES-TERÁN et al., 2016).

Conforme o processo avançou, do FFT até o FFB, a concentração de PSA continuou a diminuir e mais O_2 foi fornecido em função dos revolvimentos, entretanto, houve um decréscimo significativo ($p < 0,05$) no IG, em todas as leiras. Esse fenômeno demonstra o efeito negativo do aumento da concentração da salinidade nas leiras de compostagem. O efeito mais pronunciado ocorreu nas leiras A e N, as quais obtiveram as maiores PMO (Tabela 3) e, por consequência, a maior concentração de sais solúveis, medida pela CE, valores > 10 e $> 7,5 \text{ dS.cm}^{-1}$, respectivamente. Essa característica de alta CE resultou no decréscimo do IG ao FFB, para valores de 32 e 53% (Tabela 4).

A partir do FFB e ao longo da FM, os valores de PSA continuaram a cair. Decréscimos significativos ocorreram até os 15 dias de FM (15M), em A, S e B, até 35M, na leira P, e seguiu caindo até os 55M, na leira N. Esses resultados indicam que há degradação microbiana ou oxidação de compostos fenólicos durante o período estático da fase de maturação. Ainda nesse período, observou-se uma redução progressiva da CE, devido à lixiviação. Nessa fase, o aumento progressivo, verificado no IG, em praticamente todas as leiras, parece estar mais relacionado com a diminuição da CE do que com a concentração de PSA.

Nesse cenário, verificou-se que, do início da FM (FFB) até os 80 dias durante a FM, o IG, de todas as leiras, apresentou forte correlação com a CE (-0,81), de maneira linear negativa e significativa ($p < 0,05$), e não significativa, com PSA (-0,08). Hoekstra et al. (2002) também encontraram correlação negativa entre o IG e a CE (-0,58), em estudo sobre os efeitos do esterco bovino na germinação de agrião. Esse fato evidencia as afirmações de Said-Pullicino et al. (2007) a respeito da supressão do IG, por conta do aumento da concentração de sais solúveis presentes no extrato utilizado no teste de germinação.

Em concordância, os compostos produzidos nas leiras P e S, as quais possuíram os menores valores de CE, < 4 e < 3 dS.cm⁻¹, respectivamente, apresentaram as maiores porcentagens de IG (Tabela 4). Além da constatação de ausência de fitotoxicidade, seus valores maiores que 100% são considerados fitoestimulantes (BELLO, 2011).

Portanto, deve-se ter cautela para inferir que o composto esteja imaturo e/ou que haja predominância de substâncias orgânicas fitotóxicas em função apenas de valores baixos de IG, principalmente, no processo de compostagem de resíduos com alto teor de sais solúveis, como é o caso de resíduos agroindustriais da CPFC. A diminuição do IG, além de ser provocada por substâncias orgânicas fitotóxicas, pode ser devido a metais e/ou alta CE (SAID-PULLICINO et al., 2007). Zhang et al. (2012), assim como o presente estudo, também constataram que o aumento da CE no composto reflete efeitos fitotóxicos ou fitoinibitórios sobre a germinação e o crescimento das plântulas.

O valor de IG mínimo aceitável, estabelecido por Zucconi et al. (1981), para a utilização de compostos com segurança na agricultura, sem efeito fitotóxico, é de 50%. Baseado nesse critério, pode-se afirmar que, com exceção da leira A, todos os compostos já poderiam ser aplicados na agricultura, a partir do final da termofílica (FFT), sem qualquer prejuízo agrônômico. Para A, esse critério foi atendido aos 35 dias de FM (35M).

O aumento da capacidade de troca cátions (CTC) da MO, bem como sua relação com o conteúdo de COT (CTC/C), também são utilizados como potenciais indicadores de maturação (BUTLER et al., 2001; BERNAL et al., 2009; RAJ; ANTIL, 2011; BUSTAMANTE et al., 2013; VICO et al., 2018), pois reflete o incremento na humificação do material, tendo em vista o aumento da oxidação da MO pela formação de grupos funcionais orgânicos (BUTLER et al., 2001; BERNAL et al., 2009).

Os limites para categorizar o mínimo de maturidade em compostos orgânicos são CTC > 67 meq.100g⁻¹MO, proposto por Jiménez; García (1992a) e CTC/C $> 1,9$ meq.g⁻¹C, sugeridos por Jiménez; García (1992b), de forma que vêm sendo empregados em pesquisas para avaliar o grau de maturação em compostos (BERNAL et al., 2009; BUSTAMANTE et al., 2013; VICO et al., 2018). Nesse sentido, os materiais compostados em todas as leiras apresentaram características de composto maduro após a fase termofílica (FFT), exibindo valores de CTC superior ao limite proposto (>67) (Tabela 4). Os dados indicaram que o aumento substancial da CTC ocorreu entre o início do processo até a queda das temperaturas ($>40^{\circ}\text{C}$) (FFT).

Durante esse período, do I ao FFT, os valores de CTC quase triplicaram nas leiras A e N, e quase duplicaram nas leiras P e B. Na leira S, também houve aumento significativo, porém, a CTC avançou de 52 para 69 meq.100g⁻¹MO, mesmo com um maior tempo de FT (124 dias). O expressivo aumento da CTC, observado nesse período, pode ter tido colaboração do intenso ciclo de revolvimento empregado (2x por semana no 1º mês e 1x no 2º), contribuindo para a oxidação da MO, sobretudo, com grupos funcionais do tipo

carboxílicos e/ou hidroxifenólicos, os quais são capazes de fornecer maior CTC (BUSTAMANTE et al., 2013; ZHANG e SUN, 2016; IDROVO-NOVILLO et al., 2018).

Conforme o processo avançou, os valores de CTC e CTC/C continuaram a subir de maneira significativa até o FFB nas leiras A, B e N, e até 15M, nas leiras P e S. A partir desses tempos, os dados não exibiram incrementos relevantes ($p < 0,05$), indicando que a CTC e sua relação com C orgânico diminuiram a taxa de aumento durante a fase de maturação desse estudo, permanecendo estaticamente constante até os 80M (Tabela 4).

Para o limite de CTC/C $> 1,9$, as leiras A e P atingem valores superiores após o início do resfriamento (FFT); a leira N precisou de 15 dias de maturação para superar esse valor e as leiras S e B não atingiram o limite proposto por JIMÉNEZ e GARCIA, (1992b). Entretanto, Bernal et al. (2009) e Bustamante et al. (2013) indicam que a constatação de aumento dos valores desses parâmetros, bem como os de humificação (Pah, GP, IH e HR), ao longo do processo de compostagem, torna-se mais apropriada para a inferência da maturação do que o cumprimento dos limites propriamente ditos.

A maturidade do composto é, muitas vezes, julgada pelo conteúdo de frações húmicas e pelo grau de humificação e polimerização (ZHANG e SUN, 2016). A humificação da MO dos materiais compostados sucedeu-se conforme o processo evoluiu, revelada pelo aumento da porcentagem de ácidos húmicos (Pah) e do grau de polimerização (GP).

Entretanto, esses valores aumentaram consideravelmente ($p < 0,05$) somente até o FFT, em todas as leiras, exceto em A, a qual exibiu aumento até o FFB, justamente quando houve a estabilização da MO (Tabela 4). Após a estabilização das PMO, no FFB na leira A e no FFT para as demais, não houve aumento significativo da polimerização e nem do conteúdo de ácidos húmicos. Portanto, não se identificou incremento na humificação durante a FM deste estudo.

De acordo com estudo de Kulikowska (2016), acerca da cinética de progressão da humificação no processo de compostagem de lodo de esgoto, misturados a resíduos lignocelulósicos, a humificação segue um modelo de cinética de primeira ordem. Esse comportamento parece ter ocorrido na compostagem dos resíduos agroindustriais da CPFC, do presente estudo, pois a formação dos ácidos húmicos aumentou no decorrer do processo, principalmente, ao FFT, e tendeu a cessar o incremento durante a maturação. Kulikowska (2016) constatou que o prolongamento do tempo de maturação não trouxe aumento relevante da concentração de substâncias húmicas, mas houve aumento do GP, assim como verificado na Tabela 4.

De maneira geral, o incremento da humificação no processo de compostagem dos resíduos da CPFC, verificada por Pah e GP, ocorreram durante a etapa termofílica e o resfriamento dos compostos. Esse fenômeno sugere que o aumento da humificação ocorre, principalmente, em altas temperaturas, assim como uma das conclusões de Kulikowska e

Klimiuk (2011) de que a temperatura foi um fator crucial de influência na polimerização dos compostos de lodo de esgoto com de palha de colza e grama.

Em relação ao GP (Cah/Caf), RASHAD et al. (2010) utilizaram essa relação como um índice de humificação satisfatório. Ko et al. (2008) afirmaram que essa razão foi um dos melhores parâmetros para determinar o grau de maturação. Jiménez; García (1992a) relataram que a relação Cah/Caf foi um dos melhores parâmetros relacionados ao grau de maturação do composto. Os autores consideraram que o valor de GP superior a 1,6 indica um bom nível de maturação de compostos. Dessa maneira, todas as leiras, ao início da FM, proporcionaram compostos com valores $\geq 1,6$, indicando a alta humificação ocorrida na FB.

O critério de Pah $\geq 62\%$, proposto por Jiménez e García (1992b), e os parâmetros de GP ≥ 1 IH $\geq 3,5\%$ e RH $\geq 7,0\%$, propostos por Roletto et al. (1985), foram sugeridos para inferir acerca de compostos orgânicos humificados. Nesse cenário, todos os compostos ao FFB apresentaram valores muito próximos ou superiores a todos os limites estabelecidos, embora os critérios para IH e RH tenham sido atendidos no início do processo (I) (Tabela 4), assim como o verificado por Benito et al. (2009); Bustamante et al. (2012, 2013); Idrovo-Novillo et al. (2018). Benito et al. (2009) e Gavilanes et al. (2016) também relataram que o índice HR não foi um bom parâmetro para evidenciar o grau de maturação dos compostos, não apresentando o clássico aumento progressivo ao longo do processo de compostagem.

No presente estudo, os valores iniciais de HI e HR foram maiores ($p < 0,05$) ao início (I), em P, S e B, ocorrendo redução inesperada desses índices, ao longo do tempo. Houve coerência do comportamento de HI e HR apenas nas leiras A e N, entretanto, os valores iniciais podem estar superestimados. Benito et al. (2009) relataram que a presença de substâncias não-húmicas (SNH), como gorduras, proteínas ou carboidratos, em amostras iniciais do processo, podem ser extraídas em conjunto com as substâncias húmicas (SH), devido à não especificação das técnicas de extração.

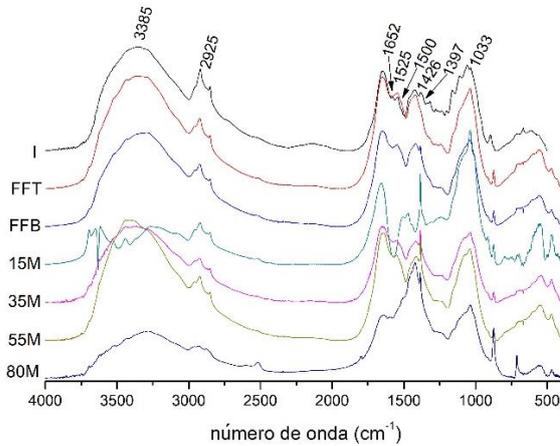
Em pesquisa acerca do progresso da humificação, durante a compostagem de lodo de esgoto, Kulikowska (2016) sugere, em seus métodos, que antes da extração das SH, as amostras sejam lavadas três vezes com água destilada para eliminar as SNH solúveis, como exemplo, açúcares e proteínas. O argumento de Benito et al. (2009) e a proposta de Kulikowska (2016) poderiam tornar os índices HI e RH mais apropriados e relevantes para a avaliação da evolução da humificação no processo de compostagem, principalmente, em materiais ricos em frações de carbono solúveis não-húmicos.

3.3. Espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier

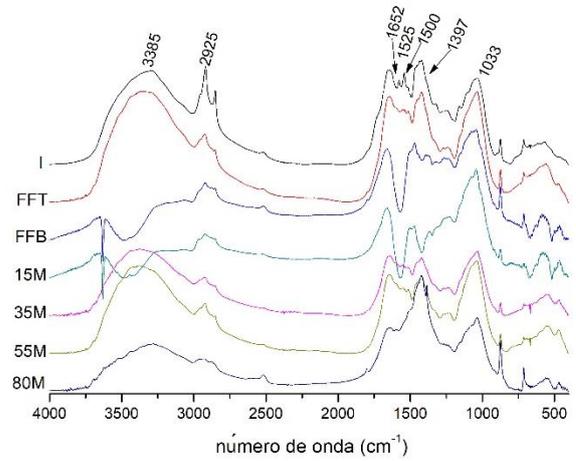
Os espectros de infravermelho, com transformada de Fourier (FTIR), obtidos ao longo de todo o processo de compostagem das cinco formulações de misturas dos resíduos da CPFC avaliadas, estão apresentadas nas Figuras 4. Conforme o processo avançou,

observou-se, em todas as leiras, a redução acentuada e progressiva do pico em 2930-2920 cm^{-1} , o qual correspondente a estruturas alifáticas (FIALHO et al., 2010; ASSES et al., 2018; ZITTEL et al., 2018).

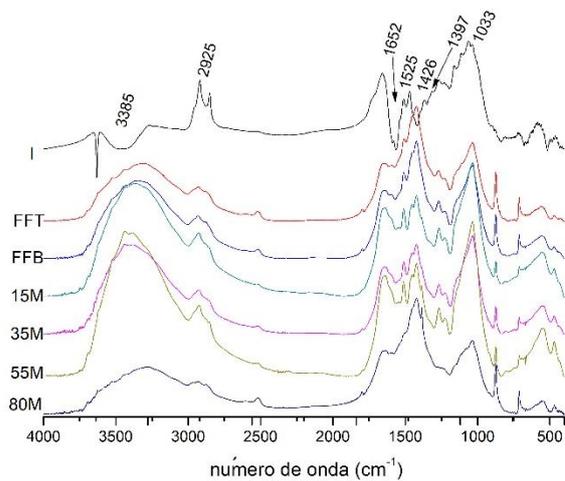
Leira A



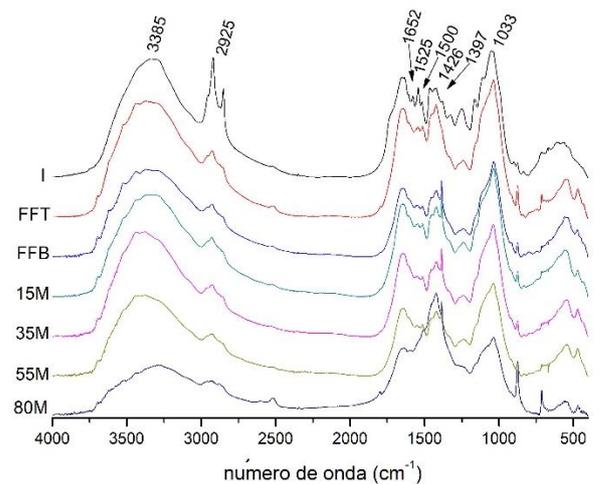
Leira P



Leira S



Leira B



Leira N

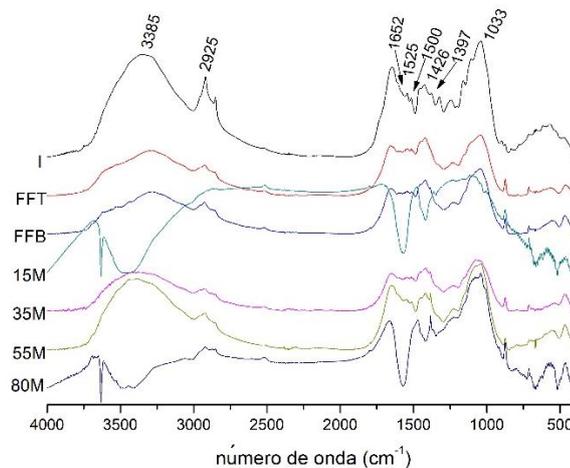


Figura 4 Espectros de FTIR ao longo dos processos de compostagem (I: Início; FFT: Final da fase termofílica; FFB: Final da fase bio-oxidativa; 15M, 35M, 55M e 80M: representam 15, 35, 55 e 80 dias de fase de maturação das cinco leiras avaliadas (A, P, S, B e N).

As reduções de estruturas alifáticas no processo de compostagem, estão relacionadas ao consumo de polissacarídeos (El Ouaquodi et al., 2015) e à biodegradação de lipídios e carboidratos, como celulose e hemicelulose (ASSES et al., 2018). O maior pico de estruturas alifáticas, devido à maior absorvância na região de 2925 cm^{-1} , foi verificado ao início do processo da leira B. Esse fato, pode estar relacionado aos maiores teores de açúcares presente nessa leira, por causa dos polissacarídeos remanescentes do bagaço de cana-de-açúcar.

Em todas as leiras, as reduções das absorvâncias na região de $2930\text{-}2920\text{ cm}^{-1}$ foram mais perceptíveis entre o início do processo (I) e o FFT, inclusive, na leira B (Figura 4). Os materiais orgânicos, quando submetidos ao processo de compostagem, tendem a apresentar menor intensidade de absorvância na região de $2930\text{-}2920\text{ cm}^{-1}$, conforme atingem a estabilização (SMIDT e MEISSL, 2007; KONG et al., 2018). Após o FFT, pouco se notam as reduções de absorvância nessa região. Isso reforça que as misturas compostadas alcançaram a estabilidade após as temperaturas abaixarem de 40°C , ao final da fase termofílica, assim como discutido e verificado anteriormente. E, ainda, que, apesar de ocorrer a maturação, tais compostos com um baixo grau de humificação (compostos alifáticos) ainda permanecem no composto após a maturação, contudo, em menor quantidade.

Os espectros de FTIR também revelaram a característica lignocelulósica das misturas das leiras P e S. O pico de 1525 cm^{-1} bem definido nessas leiras, principalmente no início, e mais avantajado em S, reflete a presença de maiores concentrações de lignina em comparação às demais. Em pesquisas prévias, Costa et al. (2017) verificaram mais que o dobro de lignina nos AE de serragem e poda de árvores (25-27%), em comparação ao algodão, bagaço e capim napier (10-12%). A constatação da presença de compostos lignocelulósicos pelo pico 1525 cm^{-1} também foi verificada em pesquisas de compostagem (El Ouaquodi et al., 2015). A definição evidente desse pico parece ir diminuindo conforme o processo de avançou, de maneira mais antecipada em P e mais prolongada em S.

O aumento de estruturas aromáticas unidas a diferentes grupos químicos, como fenólicos, carboxílicos, quinonas, amidas e nitratos indicam um crescente grau de humificação e maturidade da matéria orgânica remanescente nos compostos orgânicos (ZITTEL et al., 2018). A região que abrange esses compostos químicos varia de $1700\text{ a }1000\text{ cm}^{-1}$; dessa forma, pode-se observar, por meio da Figura 5, as transformações ocorridas nessa região ao longo das fases do processo de compostagem.

O avanço da humificação pode ser verificado pelo aumento da intensidade de absorvância referente às bandas na região de $1514\text{ e }1426\text{ cm}^{-1}$ (EL FELLS et al., 2014). Nesse sentido, nota-se de maneira muito clara o surgimento de picos nessa região, nas leiras A, B e N (Figura 5). O surgimento dos picos nessa banda passa a ser perceptível a partir de FFT, em B, e ao FFB, nas demais, sugerindo que o processo de humificação inicia-se após as altas temperaturas, o que corrobora as constatações dos parâmetros de humificação (Pah e GP)

(Tabela 4). Entretanto, os picos parecem continuar aumentando conforme a fase de maturação avança, o que não foi possível constatar com parâmetros químicos clássicos.

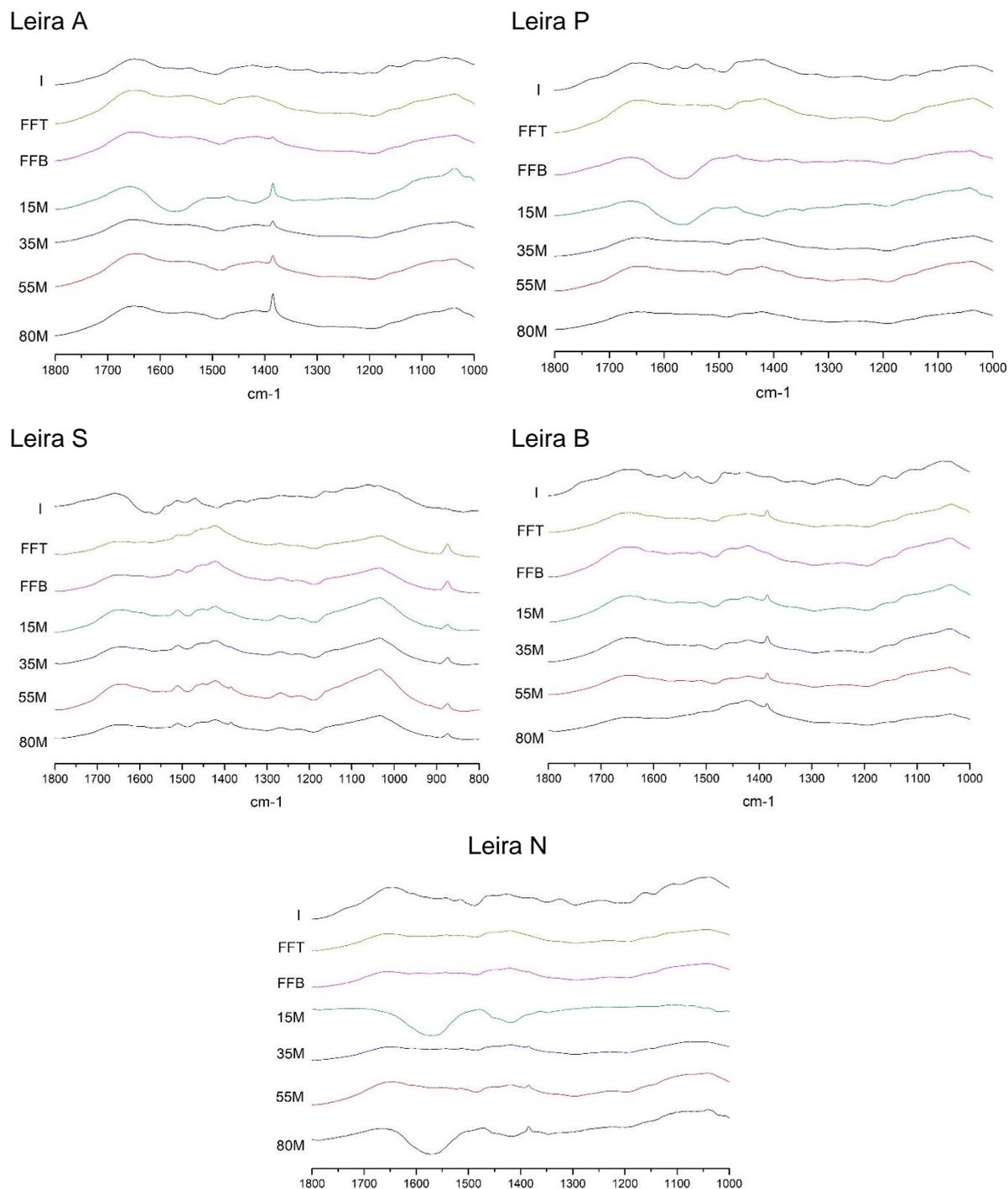


Figura 5 Espectros de FTIR na região de interesse de estruturas aromáticas ao longo dos processos de compostagem (I: Início; FFT: Final da fase termofílica; FFB: Final da fase bio-oxidativa; 15M, 35M, 55M e 80M: representam 15, 35, 55 e 80 dias de fase de maturação) das cinco leiras avaliadas (A, P, S, B e N).

Amir et al. (2010) atribui a intensidade de absorvâncias na região de 1650-1500 cm^{-1} aos estiramentos C=C dos anéis aromáticos, estiramentos C=O e deformações de N-H das aminas primárias. Fialho et al. (2010) atribuíram às bandas de 1652, 1600 e 1511 cm^{-1}

compostos originados por estiramentos de anéis aromáticos de monômeros de lignina. Zittel et al. (2018) relatam que a banda de 1652 cm^{-1} reflete as ligações C=C de estruturas aromáticas e grupos funcionais de quinonas e cetonas (C=O) e amidas (C=N), enquanto que 1397 cm^{-1} é atribuído à deformação de O–H fenol e álcoois aromáticos, COO- de anéis aromáticos assimétricos e possível N inorgânico na forma de nitrato.

3.3. Correlação entre os parâmetros de estabilidade e maturação com o tempo de compostagem

A correlação linear (r), entre as variáveis de estabilidade e maturação, foi extraída a partir de 70 observações durante o tempo de compostagem das diferentes misturas de resíduos agroindustriais da CPFC, com os diferentes AE empregados (Tabela 5).

De maneira geral, independentemente da formulação de mistura de compostagem, observou-se que, com o passar do tempo de compostagem, o EXI², as PMO, a oxidação da MO (CTC, CTC/C), a redução da fitotoxicidade (IG) e a humificação (Pah e GP) aumentaram, enquanto que compostos orgânicos simples solúveis (Cws), relação C/N e a concentração de polifenóis solúveis (PSA) diminuíram consideravelmente ($p < 0,01$).

Tabela 5 Matriz de correlação linear entre o tempo de compostagem e os parâmetros de estabilidade e maturação (n=70)

	Tempo	EXI ²	PMO	Cws	C:N	CTC	CTC/C	IG	PSA	Pah	GP	IH	RH
Tempo	1												
EXI ²	0,75**	1											
PMO	0,69**	0,97**	1										
Cws	-0,78**	-0,63**	-0,67**	1									
C:N	-0,55**	-0,88**	-0,90**	0,58**	1								
CTC	0,34**	0,79**	0,73**	-0,40**	-0,75**	1							
CTC/C	0,30**	0,78**	0,72**	-0,37**	-0,74**	0,99**	1						
IG	0,52**	0,41*	0,32**	-0,40**	-0,28*	ns	ns	1					
PSA	-0,80**	-0,72**	-0,79**	0,85**	0,72**	-0,52**	-0,49**	-0,37**	1				
Pah	0,49**	0,37*	0,40**	-0,59**	-0,34**	ns	ns	0,48**	-0,60**	1			
GP	0,40**	0,37*	0,34**	-0,51**	-0,30*	ns	ns	0,46**	-0,51**	0,96**	1		
IH	ns	ns	ns	ns	ns	-0,39**	-0,39**	ns	ns	0,60**	0,59**	1	
RH	-0,38**	-0,38*	-0,39*	0,30*	0,34**	-0,46**	-0,46**	ns	0,37**	0,27*	0,26**	0,92**	1

ns: não significativo; *Significância com p-valor $< 0,05$; **p-valor $< 0,01$. EXI²: índice exotérmico acumulado; MO: matéria orgânica; CWS: carbono solúvel em água; Capacidade de troca de cátion; Relação CTC/C; IG: Índice de germinação; PSA: Polifenóis solúveis em água; Pah: Porcentagem de ácido húmico; GP: Grau de polimerização; IH: Índice de humificação; RH: Razão de humificação.

Observou-se que há uma forte correlação linear ($r > 0,70$) entre a quantidade de energia liberada, na forma de calor, medida pelo índice EXI², com a degradação e oxidação da MO, verificada pela PMO (0,97), C/N (-0,88), CTC (0,79) e CTC/C (0,78), e redução dos PSA (-0,72). Esses resultados evidenciam que a temperatura está fortemente ligada à mineralização de MO e consequente redução da C/N (BERNAL et al., 2009; ONWOSI et al., 2017), com a adequada aeração e implicação da oxidação da MO (Bernal et al., 2009) e com

a redução e/ou oxidação dos compostos fenólicos solúveis (ALBURQUERQUE et al., 2006; HACHICHA et al., 2009).

O índice EXI² também se correlacionou de maneira moderada com Cws (-0,63), IG (0,41), Pah e GP (0,37). Isso indicou que, quanto maior foi o consumo do Cws, maior foram as temperaturas acumuladas, assim como o relato de Idrovo-Novillo et al. (2018), que observou a duração da fase termofílica relacionada ao conteúdo Cws. A correlação do EXI² com o IG também sugere que o aumento da temperatura acarreta na transformação/eliminação de possíveis compostos fitotóxicos (ZHANG et al., 2013; JURADO et al., 2014), além de possuir uma relação positiva na humificação e polimerização (Pah e GP) dos compostos (KULIKOWSKA; KLIMIUK, 2011). Nesse sentido, o EXI² demonstrou-se um índice conveniente e coeso, devido às suas relações com as variáveis de estabilidade e maturação.

Apesar do IG ser considerado amplamente um parâmetro de maturidade dos compostos (CCQC, 2001; ALBURQUERQUE et al., 2006; ONWOSI et al., 2017), esse índice não apresentou correlação significativa com os índices de maturação HI e HR. Esse fenômeno pode acontecer devido ao comportamento inesperado dos índices HI e HR, em três das cinco leiras avaliadas. Por outro lado, o IG está correlacionado com os conteúdos de ácidos húmicos e fúlvicos. Houve correlação moderada e positiva com Pah e GP, demonstrando que o IG aumenta conforme a humificação.

Gavilanes-Terán et al. (2016) também observaram que o IG está correlacionado com os parâmetros de humificação, reforçando o conceito de que o IG expressa a maturidade e a qualidade dos compostos orgânicos. Albuquerque et al. (2006), avaliando a desintoxicação e a maturidade na compostagem de resíduo agroindustrial da extração de azeite, por meio de correlações com o IG, concluíram que o aumento da maturidade dos compostos reflete na diminuição da fitotoxicidade.

A análise multivariada fatorial foi utilizada para a seleção dos principais fatores de explicação dos parâmetros de estabilidade e maturação durante todo o processo de compostagem. O modelo fatorial foi capaz de explicar 77,5% da variação total dos dados com apenas dois fatores principais, sendo os Fatores 1 e 2 responsáveis por 51 e 26,5%, respectivamente, pela variação explicada (Tabela 6).

Os parâmetros de EXI², MO, PMO, Cws, C/N, IG e Polifenóis foram explicados, praticamente de maneira exclusiva, pelo Fator 1. Esse fator também é responsável por parte da explicação da CTC e CTC/C (valores em negrito) (Tabela 6). O valor das cargas fatoriais, em módulo, é diretamente proporcional à capacidade do fator de explicar cada parâmetro (Gavilanes Terán et al., 2016). O Fator 2 está relacionado com as variáveis CTC, CTC/C, Pah, Cah/Caf, IH e RH. A evolução da CTC e da CTC/C, durante o processo de compostagem dos resíduos agroindustriais, parece estar associada tanto com a degradação da MO quanto com

os índices de humificação, no entanto, a relação CTC/C foi mais explicada pelo Fator 2 (0,60 < 0,65).

Tabela 6 Fatores principais (Fator 1 e 2) e respectivas cargas fatoriais (*factorial loadings*) dos parâmetros de estabilidade e maturação no processo de compostagem de resíduos agroindustriais com variados agentes estruturantes.

Variação explicada	Fator 1 51%	Fator 2 26,5%
Parâmetros		
Tempo de compostagem	0,83	0,06
Índice exotérmico (EXI ²)	0,92	0,17
Matéria orgânica (MO)	-0,91	-0,28
Perdas de matéria orgânica (PMO)	0,92	-0,19
C solúvel em água (Cws)	-0,87	-0,13
Relação C/N	-0,86	0,23
CTC	0,63	0,63
Relação CTC/C	0,60	0,65
Índice de germinação (IG)	0,51	0,27
Porcentagem de ác. húmicos (Pah)	0,64	0,73
Grau de polimerização (Cah/Caf)	0,58	0,75
Índice de humificação (IH)	-0,06	0,87
Relação de humificação (RH)	-0,36	0,72
Polifenóis hidrossolúveis	-0,93	-0,03

Os parâmetros agrupados em cada fator de explicação estão representados em negrito.

A análise fatorial revelou dois agrupamentos de parâmetros; o primeiro (Fator 1), relacionado com estabilização do material compostado e redução da fitotoxicidade; o segundo, (Fator 2) com a maturação dos compostos, inferida pela humificação. Esses resultados reforçam as constatações de Gavilanes-Terán et al. (2016) e Idrovo-Novillo et al. (2018), que também verificaram o agrupamento de variáveis relacionadas à mineralização da MO e fitotoxicidade separadas dos parâmetros de humificação, em processo de compostagem de resíduos da indústria hortícola e de rosas, respectivamente, com serragem e esterco de aves.

No trabalho de Gavilanes-Terán et al. (2016), os autores relatam que a carga fatorial da variável temperatura foi baixa, indicando mínima ou nenhuma associação com as componentes principais. No presente estudo, utilizou-se o EXI² acumulado ao invés dos dados de temperatura. Com isso, observa-se um alto grau de associação (0,92) com o fator relacionado à estabilização da MO.

Em uma atual revisão, Azim et al. (2018) resumem o processo de compostagem em duas etapas principais. A primeira é caracterizada pela decomposição da maior parte do material biodegradável, levando à estabilidade dos materiais compostados. A segunda etapa caracteriza-se por converter uma parte da MO remanescente em substâncias húmicas. A seleção dos principais fatores com a análise fatorial parece exibir o grupo de variáveis associadas a essas duas etapas, a estabilidade e a maturação.

3.4. Valor econômico associado aos macronutrientes

A partir do valor médio de mercado de ureia, fosfato diamônio (DAP) e cloreto de potássio, em 2018, na região oeste do Paraná, e da conversão para as quantidades em N, P₂O₅ e K₂O, foi possível determinar o valor econômico associado aos macronutrientes contidos em cada composto aos 15 e 80 dias de fase de maturação (Tabela 7).

O retorno econômico dos compostos, produzidos a partir dos resíduos da CPFC, apresentou um alto valor agregado, devido à abundância de nutrientes contida nesses resíduos agroindustriais e ao adequado manejo do processo de compostagem. O valor total, combinação da soma dos valores de N, P₂O₅ e K₂O, exibiu média de R\$190,30 por tonelada de composto, apresentando-se superior ao preço médio, de R\$79,80, comercializado na região oeste do estado do Paraná (CHIARELOTTO, 2018). No entanto, esse valor médio de comercialização não está avaliado em função dos teores de macronutrientes, sendo apenas praticado no comércio regional.

Tabela 7 Valores econômicos associados em cada nutriente e total combinado (NPK) avaliados em dois tempos de maturação 15 e 80 dias

Composto	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Valor total (R\$/ton) ^a	Porcentagem do valor total (%) ^b		
	R\$/t ^a				N	P ₂ O ₅	K ₂ O
Leira A							
15M	82,4	94,6	67,5	244,55	33,7	38,7	27,6
80M	78,8	90,0	58,2	227,00	34,7	39,6	25,6
Leira P							
15M	65,5	79,5	28,0	173,03	37,9	46,0	16,2
80M	65,0	82,3	24,8	172,19	37,8	47,8	14,4
Leira S							
15M	45,6	97,4	17,5	160,38	28,4	60,7	10,9
80M	45,4	100,0	14,0	159,41	28,5	62,7	8,8
Leira B							
15M	67,5	93,8	27,3	188,55	35,8	49,7	14,5
80M	59,5	104,5	21,4	185,41	32,1	56,3	11,6
Leira N							
15M	66,0	78,7	54,8	199,56	33,1	39,4	27,5
80M	67,4	80,3	45,3	192,99	34,9	41,6	23,5
Média:	64,3	90,1	35,9	190,30	33,7	48,3	18,0

^aValores em reais por tonelada (R\$/t) de composto orgânico, considerando 25% de umidade.

^bPorcentagem equivalente de cada macronutriente em função do valor total por tonelada de composto orgânico.

A valorização de compostos orgânicos, por meio dos macronutrientes de N, P₂O₅ e K₂O, também foi realizada por outros pesquisadores. A compostagem de resíduos sólidos urbanos e resíduos orgânicos de frutas e vegetais, realizada por Jara-Samaniego et al. (2017),

resultaram em compostos valorados na faixa de R\$103,52 a R\$179,77 por tonelada. Compostos orgânicos produzidos com misturas de lodos agroindustriais do processamento de alimentos e de esgoto municipal, juntamente com AE de cana-do-reino (*Arundo donax*) (PELEGRÍN et al., 2018) ou de folhas de palmeiras (VICO et al., 2018), possuem um valor total estimado entre R\$105,22 a R\$262,42, dependendo das formulações de misturas. Os valores totais, estimados no presente estudo (R\$159,41 a R\$244,45), estão próximos ou superiores aos estimados pelos autores mencionados.

O nutriente que mais contribuiu para a valorização dos compostos produzidos com os resíduos da CPFC é o fósforo (P_2O_5). Em média, esse macronutriente corresponde a quase metade (48,3%) do valor total agregado aos compostos, o que também foi verificado por Jara-Samaniego et al. (2017), que perceberam que 50% do valor total deve-se ao fósforo. Porcentagens maiores de contribuição, entre 70 a 80% do valor total, foram observados por Pelegrín et al. (2018), os quais atribuem ao lodo de esgoto, utilizado nas misturas de compostagem. Nesse sentido, observou-se que as leiras S e B geraram os compostos com a maior abundância de P_2O_5 , contribuindo com cerca de 50-60% do valor econômico total agregado. Essas leiras foram confeccionadas com 12-13% de lodo de flotador, em suas misturas iniciais, proporções superiores às demais (4-5%) (Tabela 1). O lodo de flotador é o resíduo da CPFC mais rico em fósforo (12.323 mg/kg) (COSTA et al., 2017) e contribuiu ao incremento no valor econômico dos compostos orgânicos.

O segundo macronutriente com maior relevância no valor econômico é o nitrogênio; em média, cerca de 33,7% do valor avaliado em todos os compostos é devido aos conteúdos de N (Tabela 7). Por fim, o potássio contribuiu, em média, com cerca de 18% do valor econômico agregado a todos os compostos. Os compostos produzidos nas leiras A e N apresentaram valores superiores à média (23,3 a 27,6%). Essas leiras (A e N) obtiveram as maiores PMO, cerca de 75% (Tabela 3) e, por consequência, maiores concentrações de sais solúveis e de K (Figura 3 C), o que levou à maior valorização por teores de K_2O (Tabela 7).

O valor econômico total de compostos produzidos, com 80 dias de maturação (80M), praticamente permaneceu o mesmo ou até diminuiu, em comparação a 15M (Tabela 7). A redução desses valores totais efetivou-se, principalmente, por conta do decréscimo de K_2O observado em todas as leiras ao final da FM (80M). As características intrínsecas ao potássio, de maior dissolução em água, proporcionaram maiores perdas desse elemento ao longo da FM, devido à lixiviação provocada pela manutenção da umidade nessa fase. Tal efeito de desvalorização econômica, que ocorre por causa das perdas de K, pode ser potencializado ainda mais em pátios de compostagem de escala industrial que, geralmente, não apresentam cobertura, ficando expostos às precipitações ambientais.

4. CONCLUSÕES

Formulações de misturas dos resíduos da CPFC com maiores proporções de tripa celulósica (18-36%) e o uso de AE de algodão, poda de árvores ou capim napier acarretam no aumento do perfil térmico e das taxas de degradação. A adição de bagaço de cana-de-açúcar e capim napier (*P. purpureum*) contribui para o aumento da concentração inicial de polifenóis solúveis em água (PSA) nas misturas dos resíduos da CPFC.

A análise fatorial da evolução do processo de compostagem dos resíduos agroindustriais da CPFC indica dois fatores principais: (i) a estabilização, relacionada com a degradação das frações orgânicas e com a redução da fitotoxicidade; e (ii) a maturação, relacionada com a humificação e polimerização da MO, remanescente nos compostos.

A eliminação da fitotoxicidade ocorre após a fase termofílica, promovendo a transformação de compostos orgânicos fitotóxicos em não-fitotóxicos. O processo de humificação e polimerização da MO ocorre, principalmente, durante a fase termofílica até a estabilização das perdas de MO dos compostos.

Portanto, seria possível otimizar o processo de compostagem dos resíduos da CPFC antecipando o início da FM, logo após a estabilização das perdas de MO. Isso ocorre em, aproximadamente, 60 dias, quando se usa algodão, poda de árvores, bagaço de cana-de-açúcar ou capim napier, e 120 dias, utilizando serragem, como AE.

A FM, iniciada após a equiparação da temperatura dos compostos com a do ambiente, propicia poucas alterações significativas. Pode ocorrer o aumento da CTC nos primeiros 15 dias de maturação, o que incide na redução da concentração de PSA até os 55 dias dessa fase. Com exceção da redução de PSA, as melhorias obtidas, devido à FM, com 15 dias, são as mesmas que com 80 dias, possibilitando a redução e otimização do tempo de maturação dos compostos provenientes dos resíduos da CPFC.

O valor econômico dos compostos, calculado pelo conteúdo de ureia, fosfato diamônico (DAP) e cloreto de potássio, não aumenta com o maior tempo de maturação de até 80 dias, podendo ocorrer desvalorização econômica, caso haja lixiviação de potássio durante essa fase. A maior contribuição no valor econômico dos compostos, obtidos com os resíduos da CPFC, é devido aos conteúdos de P_2O_5 (48,3%), seguido de N (33,7%) e K_2O (18%). O acréscimo de lodo de flotor, nas misturas de compostagem, pode contribuir ao incremento do valor econômico, devido à alta concentração de fósforo.

5. REFERÊNCIAS

ABPA 2018. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. **Relatório Anual 2018**. Disponível em: <http://abpa-br.com.br/setores/avicultura/publicacoes/relatorios-anuais/2018>. Acesso em: Setembro de 2018

AHN, H. K.; RICHARD, T. L.; CHOI, H. L. Mass and thermal balance during composting of a

poultry manure—Wood shavings mixture at different aeration rates. **Process Biochemistry**, v. 42, n. 2, p. 215-223, fev., 2007.

ALBURQUERQUE, J. A. et al. Measuring detoxification and maturity in compost made from “alperujo”, the solid by-product of extracting olive oil by the two-phase centrifugation system. **Chemosphere**, v. 64, n. 3, p. 470-477, jun., 2006.

AMIR, S.; JOURAIPHY, A.; MEDDICH, A.; GHAROUS, M.; WINTERTON, P.; HALIDI, MOHAMED. Structural study of humic acids during composting of activated sludge-green waste: Elemental analysis, FTIR and ¹³C NMR. **Journal of Hazardous Materials**, v.177, p. 524-529, mai., 2010.

ASSES, N. et al. Comparative study of sewage sludge co-composting with olive mill wastes or green residues: Process monitoring and agriculture value of the resulting composts. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 114,p. 25-35, fev., 2018.

AZIM, K. et al. Composting parameters and compost quality: a literature review. . 20 jun. 2018, p. 141-158.

BELO, S. **Avaliação de fitotoxicidade através de *Lepidium sativum* no âmbito de processos de compostagem**. Coimbra: Universidade de Coimbra, 2011. f. 68. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente na Especialidade de Tecnologia e Gestão do Ambiente) Faculdade de Ciências e Tecnologia – Universidade de Coimbra, Coimbra

BELTRÁN, F.J., GARCÍA-ARAYA, J.F., ÁLVAREZ, P.M., 1999. Wine distillery wastewater degradation. 1. Oxidative treatment using ozone and its effect on the wastewater biodegradability. *J. Agr. Food Chem.* 47, 3911-3918.

BENITO, M. et al. Dynamics of pruning waste and spent horse litter co-composting as determined by chemical parameters. **Bioresource technology**, v. 100, n. 1, p. 497-500, jan., 2009.

BERNAL, M. P.; ALBURQUERQUE, J. A; MORAL, R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. **Bioresource technology**, v. 100, n. 22, p. 5444-53, nov., 2009.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento - MAPA. **Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes minerais, orgânicos, organominerais e corretivos**. Brasília: MAPA/SDA/CGAL, 2014.

BRITO, L. M. et al. Evolução das características físico-químicas e dinâmica dos nutrientes durante a compostagem da fracção sólida do chorume. **Rev. de Ciências Agrárias [online]**, v. 34, n. 2, p. 68-79, jul., 2011.

BUSTAMANTE, M. A. et al. Co-composting of distillery wastes with animal manures: Carbon and nitrogen transformations in the evaluation of compost stability. **Chemosphere**, v. 72, n. 4, p. 551-557, jun., 2008a.

BUSTAMANTE, M. A. et al. Evolution of the pathogen content during co-composting of winery and distillery wastes. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 15, p. 7299-7306, out., 2008b.

BUSTAMANTE, M. A. et al. Co-composting of the solid fraction of anaerobic digestates, to obtain added-value materials for use in agriculture. **Biomass and Bioenergy**, v. 43, p. 26-35, ago., 2012.

BUSTAMANTE, M. A. et al. Recycling of anaerobic digestates by composting: effect of the bulking agent used. **Journal of Cleaner Production**, v. 47, p. 61-69, mai., 2013.

BUTLER, T. A. et al. Compost age and sample storage effects on maturity indicators of biosolids compost. **Journal of environmental quality**, v. 30, n. 6, p. 2141-8, nov., 2001.

CARMO, D. L. DO; SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 4, p. 1211-1220, ago., 2012.

CASTALDI, P. et al. Study of the organic matter evolution during municipal solid waste composting aimed at identifying suitable parameters for the evaluation of compost maturity. **Waste Management**, v. 25, n. 2, p. 209-213, jan., 2005.

CONAMA 2017. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Resolução do CONAMA Nº 481, DE 03 DE OUTUBRO DE 2017**. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=728>. Acesso em: outubro de 2018

COSTA, M. S. S. DE M. et al. Composting as a cleaner strategy to broiler agro-industrial wastes: Selecting carbon source to optimize the process and improve the quality of the final compost. **Journal of Cleaner Production**, v. 142, p. 2084-2092, jan., 2017.

EC 2014. EUROPEAN COMMISSION. **End-of-waste Criteria for Biodegradable Waste Subjected to Biological Treatment (Compost & Digestate): Technical Proposals, 2014**. Disponível em: <http://ipts.jrc.ec.europa.eu/publications/pub.cfm?id=6869>. Acesso em: outubro de 2018

EL OUAQOUDI, F. Z. et al. Evaluation of lignocelulose compost stability and maturity using spectroscopic (FTIR) and thermal (TGA/TDA) analysis. **Ecological Engineering**, v. 75, p. 217-222, fev., 2015.

FERRONATO, N. et al. Introduction of the circular economy within developing regions: A comparative analysis of advantages and opportunities for waste valorization. **Journal of Environmental Management**, v. 230, p. 366-378, jan., 2019.

FIALHO, L. L. et al. Characterization of organic matter from composting of different residues by physicochemical and spectroscopic methods. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 6, p. 1927-1934, mar., 2010.

GAVILANES-TERÁN, I. et al. Windrow composting as horticultural waste management strategy – A case study in Ecuador. **Waste Management**, v. 48, p. 127-134, fev., 2016.

GÓMEZ-BRANDÓN, M.; LAZCANO, C.; DOMÍNGUEZ, J. The evaluation of stability and maturity during the composting of cattle manure. **Chemosphere**, v. 70, n. 3, p. 436-44, jan., 2008.

HACHICHA, S. et al. Elimination of polyphenols toxicity from olive mill wastewater sludge by its co-composting with sesame bark. **Journal of Hazardous Materials**, v. 161, n. 2-3, p. 1131-1139, jan., 2009.

HOEKSTRA, N. . J.; BOSKER, T.; LANTINGA, E. . A. Effects of cattle dung from farms with different feeding strategies on germination and initial root growth of cress (*Lepidium sativum* L.). 2002, p. 189-196.

HUANG, G. F. et al. Transformation of organic matter during co-composting of pig manure with sawdust. **Bioresource technology**, v. 97, n. 15, p. 1834-42, out., 2006.

IDROVO-NOVILLO, J. et al. Composting as a method to recycle renewable plant resources

back to the ornamental plant industry: Agronomic and economic assessment of composts. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 116, p. 388-395, mai., 2018.

JARA-SAMANIEGO, J. et al. Composting as sustainable strategy for municipal solid waste management in the Chimborazo Region, Ecuador: Suitability of the obtained composts for seedling production. **Journal of Cleaner Production**, v. 141, p. 1349-1358, jan., 2017.

JIMÉNEZ, E. I.; GARCÍA, V. P. Determination of maturity indices for city refuse composts. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 38, n. 4, p. 331-343, mar., 1992a.

JIMÉNEZ, E. I.; GARCÍA, V. P. Composting of domestic refuse and sewage sludge. II. Evolution of carbon and some "humification" indexes. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 6, n. 3, p. 243-257, mai., 1992b.

JURADO, M. M. et al. Increasing native microbiota in lignocellulosic waste composting: Effects on process efficiency and final product maturity. **Process Biochemistry**, v. 49, n. 11, p. 1958-1969, nov., 2014.

KIEHL, E. J. **Novo fertilizantes orgânicos**. 1 ed. Piracicaba: Editora Degaspari, 2010. 238p.

KO, H. J. et al. Evaluation of maturity parameters and heavy metal contents in composts made from animal manure. **Waste management (New York, N.Y.)**, v. 28, n. 5, p. 813-20, jan., 2008.

KONG, Z.; WANG, X.; LIU, Q.; LI, T.; CHEN, X.; CHAI, L.; LIU, D.; SHEN, Q. Evolution of various fractions during the windrow composting of chicken manure with rice chaff. **Journal of Environmental Management**, v. 207, p. 366-377, nov., 2018.

KULIKOWSKA, D. Kinetics of organic matter removal and humification progress during sewage sludge composting. **Waste Management**, v. 49, p. 196-203, mar., 2016.

KULIKOWSKA, D.; KLIMIUK, E. Organic matter transformations and kinetics during sewage sludge composting in a two-stage system. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 23, p. 10951-10958, set., 2011.

LAZCANO, C.; GÓMEZ-BRANDÓN, M.; DOMÍNGUEZ, J. Comparison of the effectiveness of composting and vermicomposting for the biological stabilization of cattle manure. **Chemosphere**, v. 72, n. 7, p. 1013-9, jul., 2008.

MORALES, A. B. B. et al. Agri-food sludge management using different co-composting strategies: study of the added value of the composts obtained. **Journal of Cleaner Production**, v. 121, p. 186-197, mai., 2016.

ONWOSI, C. O. et al. Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects. **Journal of Environmental Management**, v. 190, p. 140-157, abr., 2017.

ORRICO JUNIOR, M. A. P. et al. Biodigestão anaeróbia dos dejetos da bovinocultura de corte: influência do período, do genótipo e da dieta. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 41, n. 6, p. 1533-1538, jun., 2012.

PAREDES, C. et al. Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes. **Biology and Fertility of Soils**, v. 32, n. 3, p. 222-227, nov., 2000.

PELEGRÍN, M. et al. Composting of the invasive species *Arundo donax* with sewage and agri-food sludge: Agronomic, economic and environmental aspects. **Waste Management**, v. 78, p. 730-740, ago., 2018.

- QIAN, X. et al. Co-composting of livestock manure with rice straw: Characterization and establishment of maturity evaluation system. **Waste Management**, v. 34, n. 2, p. 530-535, fev., 2014.
- RAJ, D.; ANTIL, R. S. Evaluation of maturity and stability parameters of composts prepared from agro-industrial wastes. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 3, p. 2868-2873, fev., 2011.
- RASHAD, F. M.; SALEH, W. D.; MOSELHY, M. A. Bioconversion of rice straw and certain agro-industrial wastes to amendments for organic farming systems: 1. Composting, quality, stability and maturity indices. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 15, p. 5952-5960, ago., 2010.
- ROLETTO, E. et al. Chemical parameters for evaluating compost maturity. **Biocycle**, v. 26, n. 2, p. 46-47, jan., 1985.
- SAID-PULLICINO, D.; ERRIQUENS, F. G.; GIGLIOTTI, G. Changes in the chemical characteristics of water-extractable organic matter during composting and their influence on compost stability and maturity. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 9, p. 1822-1831, jul., 2007.
- SERRAMIÁ, N. et al. Contribution of the lignocellulosic fraction of two-phase olive-mill wastes to the degradation and humification of the organic matter during composting. **Waste Management**, v. 30, n. 10, p. 1939-1947, out., 2010.
- STAHEL, W. R. The circular economy. **Nature**, v. 531, n. 7595, p. 435-438, mar., 2016.
- SMIDT, E.; MEISSL, K. The applicability of Fourier transform infrared (FT-IR) spectroscopy in waste management. **Waste Management**, v. 27, n. 2, p. 268-276, mar., 2007.
- TIQUIA, S. M.; RICHARD, T. L.; HONEYMAN, M. S. Carbon, nutrient, and mass loss during composting. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 62, n. 1, p. 15-24, jan., 2002.
- TOMIĆ, T.; SCHNEIDER, D. R. The role of energy from waste in circular economy and closing the loop concept – Energy analysis approach. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 98, p. 268-287, dez., 2018.
- TORRES-CLIMENT, A. et al. Chemical, Thermal and Spectroscopic Methods to Assess Biodegradation of Winery-Distillery Wastes during Composting. **PLOS ONE**, v. 10, n. 9, p. e0138925, set., 2015.
- VICO, A. et al. Valorization of date palm (*Phoenix dactylifera* L.) pruning biomass by co-composting with urban and agri-food sludge. **Journal of Environmental Management**, v. 226, p. 408-415, nov., 2018.
- YANG, F. et al. Effect of bulking agents on maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting. **Chemosphere**, v. 93, n. 7, p. 1393-1399, out., 2013.
- YUAN, J. et al. Effects of aeration rate on maturity and gaseous emissions during sewage sludge composting. **Waste Management**, v. 56, p. 403-410, out., 2016.
- ZHANG, H. et al. Effect of Spent Air Reusing (SAR) on Maturity and Greenhouse Gas Emissions during Municipal Solid Waste (MSW) Composting-with Different Pile Height. **Procedia Environmental Sciences**, v. 16, p. 59-69, jan., 2012.
- ZHANG, L. et al. Composted Green Waste as a Substitute for Peat in Growth Media: Effects on Growth and Nutrition of *Calathea insignis*. **PLoS ONE**, v. 8, n. 10, p. e78121, out., 2013.

ZHANG, L.; SUN, X. Influence of bulking agents on physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage composting of green waste. **Waste Management**, v. 48, p. 115-126, fev., 2016.

ZHAO, X. et al. Effect of four crop straws on transformation of organic matter during sewage sludge composting. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 15, n. 1, p. 232-240, jan., 2016.

ZHOU, Y.; SELVAM, A.; WONG, J. W. C. Evaluation of humic substances during co-composting of food waste, sawdust and Chinese medicinal herbal residues. **Bioresource Technology**, v. 168, p. 229-234, set., 2014.

ZITTEL, R. et al. Composting of smuggled cigarettes tobacco and industrial sewage sludge in reactors: Physicochemical, phytotoxic and spectroscopic study. **Waste Management**, v. 79, p. 537-544, set., 2018.

ZMORA-NAHUM, S. et al. Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 37, n. 11, p. 2109-2116, nov., 2005.

ZUCCONI, F., PERA, A., FORTE, M., DE BERTOLDI, M. Evaluating toxicity of immature compost. **Biocycle**, v. 22, n. 2, p. 54-57, nov., 1981.

5.2 ARTIGO 2. OBTENÇÃO DE CHÁS DE COMPOSTO: EFEITO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM SOBRE AS CARACTERÍSTICAS E A EXTRAÇÃO DE MACRONUTRIENTES

OBTENÇÃO DE CHÁS DE COMPOSTO: EFEITO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM SOBRE AS CARACTERÍSTICAS E A EXTRAÇÃO DE MACRONUTRIENTES

RESUMO: Infusões de materiais orgânicos compostados em água são denominados chás de composto. Vinte chás de composto foram obtidos a partir de diferentes compostos orgânicos em quatro estágios de decomposição, baseado nas fases do processo de compostagem dos resíduos da cadeia produtiva de frango de corte (CPFC). Focou-se no efeito das fases de compostagem sobre a extração de macronutrientes e nas características químicas, físico-químicas e biológicas, por meio do índice de germinação (IG). A eficiência de extração de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) varia entre as fases do processo de compostagem. Para garantir a eficiência de extração de N e K dos compostos, estratégias para evitar a lixiviação durante o processo devem ser empregadas. A fase de compostagem mais eficiente para a extração de P é a estabilização após a fase termofílica (FT). A partir daí, quanto mais o processo avança menor é a disponibilidade de P solúvel nos chás. O K é o macronutriente mais passível de extração nos chás de composto, com porcentagens superiores (30-70%) ao N (2-12%) e ao P (1-7%). Entre a FT e o resfriamento dos compostos, encontra-se o período com a maior contribuição no teor de sais solúveis nos chás de composto. O aumento da condutividade elétrica (CE), nos chás, diminui de maneira linear o IG. Valores de CE maiores que $4,75 \text{ dS.m}^{-1}$ suprimem o efeito fitoestimulante ($\text{IG} > 101\%$) dos chás de composto, enquanto que, para os chás não apresentarem fitotoxicidade ($\text{IG} < 66\%$), a CE não deve ser maior do que $8,1 \text{ dS.m}^{-1}$.

PALAVRAS-CHAVE: aproveitamento de resíduos orgânicos, condutividade elétrica, economia circular, índice de germinação, fertilizante líquido.

COMPOST TEA PRODUCTION: THE COMPOSTING PROCESS EFFECT ON THE FEATURES AND MACRONUTRIENTS EXTRACTION

ABSTRACT: Infusions of composted organic materials in water are called compost tea. Twenty compost teas were obtained from different organic composts in four stages of decomposition, based on the phases of the composting process of the agroindustrial poultry production chain (PPC) wastes. This study focused on the effect of composting phases on the extraction of macronutrients and the chemical, physicochemical and biological characteristics, through the germination index (GI). The extraction efficiency of nitrogen (N), phosphorus (P) and potassium (K) varies between the phases of the composting process. To ensure the extraction efficiency of N and K of the compounds, some strategies must be employed to avoid leaching during the process. The most efficient composting phase for P extraction is the stabilization after the thermophilic phase (TP). From this point on, the more the process progresses the lower is the availability of soluble P in compost teas. K is the most extractable macronutrient in compost teas, with higher percentages (30-70%) of N (2-12%) and of P (1-7%). Between TP and the cooling of the compost is the period with the greatest contribution in the content of soluble salts in compost teas. The increase in electrical conductivity (EC) in compost teas decreases linearly the GI. EC values greater than 4.75 dS.m^{-1} suppresses the phyto-stimulant effect ($\text{GI} > 101\%$) of compost teas, whereas, in order not to have phytotoxicity, the EC must not be greater than 8.1 dS.m^{-1} ($\text{GI} < 66\%$).

KEYWORDS: circular economy, electrical conductivity, germination index, liquid fertilizer, organic waste utilization

1. INTRODUÇÃO

O crescimento esperado da população mundial e o aumento associado à demanda por alimentos e energia elevarão ainda mais a necessidade e a dependência de fertilizantes agrícolas (KSHEEM et al., 2015). Além de fertilizantes, a necessidade acontece também por produtos fitossanitários, como pesticidas e fungicidas, que, em sua maioria, são sintéticos.

A agricultura sustentável, principalmente a agricultura orgânica, apresenta princípios para resolver uma série de problemas ambientais, de segurança alimentar e de saúde pública, decorrentes da agricultura convencional (ISLAM et al., 2016). O seu potencial de fornecer alimentos suficientes para alimentar o mundo inteiro, com um impacto negativo mínimo, abre as portas para a criação de um novo tipo de sistema agrícola, baseado nos princípios da produção agroecológica.

Entretanto, os sistemas orgânicos dependem de matérias-primas orgânicas, resíduos de animais e vegetais e/ou produtos derivados desses materiais para satisfazer a demanda de nutrientes das culturas e manter a fertilidade dos solos agrícolas. E, para possibilitar a aplicação desses materiais, sem efeitos deletérios ao sistema, bem como para a liberação de nutrientes ligados a estruturas orgânicas - como nitrogênio e fósforo desses materiais -, geralmente, necessitam de processos biológicos de degradação com atividade microbiana controlada (BADGLEY; PERFECTO, 2007).

Ksheem et al. (2015) apontam que é preciso aumentar a reciclagem de materiais orgânicos para: (i) reduzir a dependência de fertilizantes minerais, que estão subindo de preço e têm, portanto, efeitos adversos sobre as margens de lucro das culturas; (ii) assegurar que os recursos finitos, como as rochas de fosfato, por exemplo, sejam eficientemente usados, sendo reutilizados o maior número de vezes possível; e (iii) fornecer benefícios ambientais associados à redução do consumo demasiado de nutrientes.

Acerca da recuperação de energia de resíduos e o conceito de fechamento de ciclo, Tomić e Schneider (2018) relatam que o uso de resíduos regionais para satisfazer necessidades locais apresenta-se como a sinergia ideal a uma economia circular. A região oeste do estado do Paraná é marcada pela alta concentração de criadores e agroindústrias de processamento de frangos de corte. Essa atividade tem por consequência a geração de vasta quantidade diária de resíduos biodegradáveis. Atualmente, os resíduos orgânicos, gerados ao longo da CPFC, são absorvidos por usinas de compostagem da região, as quais se dedicam à produção de compostos orgânicos.

Com o intuito de colaborar ao fechamento de ciclo dos nutrientes, aumentar a reutilização e maximizar seus efeitos benéficos, agricultores sustentáveis tentam a interação de processos biológicos (ISLAM et al., 2016). Nesse sentido, há evidências consideráveis de que, além do uso de compostos orgânicos como fontes de nutrientes e condicionador da qualidade do solo, preparações líquidas com esses compostos, submersos em água em um

curto espaço de tempo, podem suprimir doenças vegetais (ST. MARTIN; BRATHWAITE, 2012).

Os extratos aquosos de materiais orgânicos compostados são denominados chás de composto (KSHEEM et al., 2015; ISLAM et al., 2016). Dessa maneira, como proposta para se aproximar da sustentabilidade e uma alternativa em detrimento aos fertilizantes e pesticidas sintéticos, o chá de composto vem se popularizando nos últimos anos (ISLAM et al., 2016).

O principal e crescente interesse no uso de chás de composto é devido às suas respostas eficientes no manejo de fitopatologias. Isto é devido aos chás de composto inibirem fortemente o crescimento de organismos fitopatogênicos como *Fusarium oxysporum*, *Rhizoctonia sp.* e *Pythium debaryanum* (MILINKOVIĆ et al., 2019), suprimindo consideravelmente *Choanephora cucurbitarum* (SIDDIQUI et al., 2009) e controlando nematoides fitoparasitas (WANG et al., 2014). Esses fitopatógenos incidem sobre inúmeras culturas de interesse agrícola e o uso dos chás de composto pode levar à redução da dependência de fungicidas (MILINKOVIĆ et al., 2019), assim como de nematicidas.

Os chás de composto podem ser usados tanto para proteger as culturas quanto para colaborar com o suprimento de nutrientes solúveis durante os cultivos agrícolas. De maneira mais específica, Islam et al. (2016) descrevem que a aplicação dos chás de composto no solo afeta diretamente a rizosfera das plantas, incrementando nutrientes e uma gama de micro-organismos benéficos, enquanto que a pulverização na superfície das plantas incide na filosfera, inoculando micro-organismos antagônicos aos organismos fitopatogênicos, bem como nutrientes capazes de serem absorvidos pelo sistema foliar.

Os chás de composto também podem ser usados como agente para incremento na produtividade e/ou promover o crescimento e enraizamento das plantas. O aumento na produtividade e a promoção no crescimento tanto de brotos quanto de raízes das culturas de milho doce, soja e alface, foram constatadas devido à aplicação de chá de composto (KIM et al., 2015).

Chás de composto, obtidos a partir de resíduos agrícolas, foram capazes de aumentar o crescimento e a produtividade de quiabo, quando pulverizados semanalmente (SIDDIQUI et al., 2009). Em outro experimento, a produtividade da abobrinha não aumentou significativamente, com as regas de chá de vermicomposto ao solo, entretanto, os benefícios da irrigação com o chá foram constatados devido à supressão dos principais nematoides fitoparasitas, assim como a melhoria da estrutura da teia alimentar do solo (WANG et al., 2014).

A aplicação de chá de composto, via fertirrigação e pulverização na superfície foliar, aumentou significativamente o número de folhas de brócolis quando em comparação ao tratamento sobre aplicação do chá somente por fertirrigação, possivelmente, devido aos nutrientes disponíveis na filosfera das plantas de brócolis (HEWIDY et al., 2015).

Kim et al. (2015) concluíram que os chás de composto podem ser usados como fertilizante líquido com um adicional de micro-organismos ativos para culturas variadas, sob condições de agricultura orgânica. No entanto, o uso dos chás não se restringe somente aos cultivos orgânicos; como exemplo, há a combinação integrada de chá de composto com metade da dose recomendada de NPK, que produziu o máximo rendimento de *Centella asiática*, inclusive, maior do que somente com a dose recomendada, além de aumentar a disponibilidade de nutrientes e melhorar a qualidade do solo (SIDDIQUI et al., 2011).

Ksheem et al. (2015) relatam que existem vários métodos usados para produzir ou preparar fertilizantes orgânicos líquidos. Os principais e mais conhecidos são os métodos anaeróbios. Os outros, menos populares e não menos eficientes, são métodos aeróbios. Na aeração, por vezes, são empregadas bombas para a injeção de ar na solução (KSHEEM et al., 2015; MILINKOVIĆ et al., 2019).

A produção de chás de compostos na literatura apresenta versões aeradas ou não aeradas e envolve a rápida fermentação de compostos em água por um período de tempo específico (ST. MARTIN; BRATHWAITE, 2012). A extração de chás ou extratos de composto pode demorar horas (5 h) (MILINKOVIĆ et al., 2019), 12 horas (WANG et al., 2014), um dia (ISLAM et al., 2016) ou 10 dias (MILINKOVIĆ et al., 2019). As proporções entre composto e água também apresentam ampla variação, 1:2,5 (ISLAM et al., 2016), 1:3 (MILINKOVIĆ et al., 2019) 1:5 (SIDDIQUI et al., 2009; 2011) e 1:10 (WANG et al., 2014; KIM et al., 2015).

Os chás de composto, geralmente, são obtidos de compostos ou vermicompostos estabilizados e/ou maturados após o processo de compostagem (SIDDIQUI et al. 2009; ISLAM et al., 2016; MILINKOVIĆ et al., 2019) ou de vermicompostagem (PANT et al., 2011; WANG et al., 2014). Uma avaliação do grau de maturidade dos compostos e dos níveis de decomposição da MO também os considerou cruciais no efeito de supressão de doenças (ST. MARTIN e BRATHWAITE, 2012).

Milinković et al. (2019) expõem que a qualidade dos produtos obtidos com a extração dos compostos depende diretamente das características dos materiais de origem, da composição microbiana inicial, do processo em que foi gerado, bem como a idade dos compostos. Acerca desse último, Islam et al. (2016) salientam que mais estudos são necessários para colaborar com esclarecimentos dos efeitos dos compostos sobre os chás de composto obtidos em diferentes níveis de maturidade.

Nesse contexto, quatro estágios de decomposição, baseados nas fases do processo de compostagem, de diferentes misturas de resíduos da CPFC, compostados e maturados, foram utilizados para a elaboração de diferentes chás de composto. Objetivou-se avaliar as propriedades químicas, físico-químicas e biológicas (resposta na germinação) dos chás de composto obtidos, com três objetivos principais: (i) O efeito das fases de compostagem sobre a extração de macronutrientes (N, P, K); (ii) O efeito das fases e dos compostos de origem

sobre as características do chá de composto; (iii) O efeito da concentração de sais solúveis nos chás sobre o índice de germinação e alongamento de raízes.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Obtenção dos chás de composto

Vinte chás de composto foram obtidos a partir de cinco compostos orgânicos (A, P, S, B e N), produzidos em quatro fases distintas do processo de compostagem, após a fase termofílica (AT) (temperatura dos compostos < 40°C), após o resfriamento (AR) (temperatura equivalente a do meio ambiente), após um período curto de maturação, de 15 dias, e um longo, de 80 dias (15M e 80M, respectivamente).

Os cinco compostos foram provenientes do processo de compostagem de diferentes misturas dos resíduos da CPFC com a adição de um tipo de agente estruturante (AE) em cada mistura. Essa adição faz-se necessária devido às características químicas e físico-químicas dos resíduos da CPFC, as quais não se viabilizam por si só, para a condução do processo de compostagem (COSTA et al., 2017).

Os cinco tipos de AE, empregados em cada processo, deram o nome de cada composto; foram eles: os resíduos da de algodão (A), poda de árvores urbanas (P), serragem (S), bagaço de cana-de-açúcar (B) e capim napier triturado (N) (*Pennisetum purpureum*). As diferentes proporções de misturas de compostagem dos resíduos da CPFC com o AE empregado estão descritas a seguir:

Composto A: 45% Resíduos de algodão + 30% Tripa celulósica + 10% Carvão de Caldeira + 7% Cama de matrizeiro + 4% Resíduo de incubatório + 4% Lodo de flotador

Composto P: 44% Poda de árvores urbanas + 18% Tripa celulósica + 12% Carvão de Caldeira + 10% Resíduo de incubatório + 11% Cama de matrizeiro + 5% Lodo de flotador

Composto S: 45% Serragem + 12% Tripa celulósica + 13% Resíduo de incubatório + 13% Lodo de flotador + 10% Carvão de Caldeira + 6% Cama de matrizeiro

Composto B: 45% Bagaço de cana-de-açúcar + 12% Tripa celulósica + 12% Resíduo de incubatório + 12% Lodo de flotador + 10% Carvão de Caldeira + 9% Cama de matrizeiro

Composto N: 44% Capim napier + 36% Tripa celulósica + 26% Resíduo de incubatório + 12% Carvão de Caldeira + 7% Cama de matrizeiro + 4% Lodo de flotador

O processo de compostagem foi iniciado com as misturas dos resíduos em leiras de compostagem de 500 a 710 kg de peso fresco, 270 a 330 kg em peso seco e com volume variando entre 2 a 7 m³, dependendo do AE empregado. Todo o processo foi conduzido em pátio de compostagem com piso de concreto e cobertura, mantendo a umidade das misturas

na faixa ideal para o metabolismo microbiano, aproximadamente 60% (VICO et al., 2018). Durante o processo, as leiras foram revolvidas de maneira manual, duas vezes por semana, no primeiro mês, e uma vez por semana, até o resfriamento dos compostos. Até isso acontecer, a temperatura das leiras foi monitorada diariamente. Após o resfriamento (AR), os compostos foram deixados por um período curto de maturação (15 dias) e longo (80 dias). Durante os 80 dias de maturação, não houve nenhum revolvimento; apenas água foi adicionada para manter a umidade ideal.

A caracterização química, realizada na fração sólida dos cinco compostos, bem como suas respectivas fases de obtenção, estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 Caracterização química dos cinco compostos orgânicos usados para extração dos chás de composto

	Processo de compostagem		COT (%)	NTK (g.kg ⁻¹)	PT (g.kg ⁻¹)	K (g.kg ⁻¹)	Na (g.kg ⁻¹)
	(fase)	(dias)					
A	AT	54	37,6	30,0	10,1	25,9	11,6
	AR	84	36,3	31,6	10,1	24,5	10,7
	15M	99	36,3	33,2	10,4	27,3	12,4
	80M	164	35,7	31,8	9,9	23,5	10,3
P	AT	61	35,9	25,2	8,4	10,7	4,6
	AR	91	36,2	24,2	8,2	11,8	4,8
	15M	106	36,6	26,4	8,7	11,3	4,8
	80M	171	34,7	26,2	9,1	10,0	4,1
S	AT	124	34,3	16,4	10,5	6,2	3,9
	AR	154	33,2	16,3	10,3	6,6	4,1
	15M	169	34,3	18,4	10,7	7,1	4,5
	80M	234	33,6	18,3	11,9	5,6	3,2
B	AT	61	34,5	25,0	10,5	9,1	3,8
	AR	91	34,3	24,6	10,5	9,7	4,1
	15M	106	33,4	27,2	10,3	11,0	4,7
	80M	171	32,2	24,0	11,5	8,7	3,4
N	AT	61	34,3	24,4	8,3	19,5	8,1
	AR	91	33,5	25,8	8,5	17,8	7,4
	15M	106	34,3	26,6	8,7	22,1	9,5
	80M	171	32,8	27,2	8,8	18,3	7,3

AT: Após a fase termofílica; AR: Após o resfriamento; 15M: 15 dias de maturação; 80M: 80 dias de fase de maturação. CE: Condutividade elétrica; COT: Carbono orgânico total; NTK: Nitrogênio total Kjeldahl; PT: Fósforo total; K: Potássio; Na: Sódio.

2.2. Extração dos chás de composto

A extração dos chás foi realizada em amostras frescas dos compostos orgânicos (A, P, S, B e N), obtidos nas quatro fases de compostagem (AT, AR, 15M e 80M). A relação entre os compostos e água destilada foi referente a 100g de matéria seca por litro, resultando na proporção de extração de 1:10 (p:v). Após a adição de água, a solução de composto e água foi agitada, em mesa agitadora, a 160 rpm por 24 horas. Amostras do extrato foram centrifugadas em tubos Falcon a 6000 rpm por 15 minutos e, após, foram filtradas em conjunto de filtração a vácuo, utilizando membrana de nitrato de celulose, com porosidade de 0,45 µm.

Empregou a filtração dos extratos em 0,45 µm para permitir a inferência sobre os elementos solúveis e dissolvidos, removendo a interferência de partículas ou frações dos elementos suspensos na solução dos chás de composto. Após essa etapa, realizaram-se as determinações químicas (N_{TD} , P_{TD} , K, Na, COT e AH), físico-químicas (pH e CE) e biológicas (IG) nos 20 chás de composto obtidos.

2.3. Métodos analíticos

A matéria seca das amostras, para o cálculo do teor de água dos compostos, foi determinada em estufa com ventilação, após 24 horas, a 105°C. A CE e o pH foram determinados diretamente nos chás de composto, sem qualquer diluição adicional, mantendo a relação de extração 1:10 (p/v), imediatamente após a filtração.

O carbono orgânico total (COT), analisado na fração sólida dos compostos (Tabela 1), foi determinado por gravimetria de sólidos voláteis com ignição em forno mufla, a 550°C, e estimado pela divisão dos voláteis por 1,8, conforme descrito por Carmo e Silva (2012). Utilizou-se o nitrogênio total Kjeldahl (NTK) para expressar os teores de N totais avaliados na fase sólida dos compostos orgânicos. O NTK foi determinado por meio de digestão sulfúrica, seguida de destilação e titulação (BUSTAMANTE et al., 2012).

Os teores totais de fósforo (PT), potássio (K) e sódio (Na), realizados na fração sólida dos compostos (Tabela 1), foram determinados após digestão nitroperclórica (3:1). A leitura de PT efetivou-se por espectrofotometria no comprimento de onda de 725 nm e para K e Na em fotômetro de chama, todos conforme Bustamante et al. (2012).

As determinações de COT e o nitrogênio total (N_{TD}), ambos dissolvidos na solução do extrato, foram determinados em analisador de COT Shimadzu® (TOC-VCSH), com um analisador *Total Nitrogen* acoplado.

Os teores de fósforo total dissolvidos (P_{TD}), K e Na nos extratos, foram determinados após a digestão nitroperclórica (3:1) de amostras dos chás de composto e lidas de maneira equivalente às determinações da fração sólida.

A partir dos conteúdos totais de macronutrientes (CTM), NTK, PT e K, contidos nos compostos de origem dos chás e com as determinações dos macronutriente dissolvidos (N_{TD} , P_{TD} e K), nos extratos dos chás de composto (MD), expressos em matéria seca, foi possível determinar a porcentagem de fração solúvel extraída (PFSE) com a equação 1 (Eq. 1).

$$PFSE (\%) = (MD \cdot 100) / (CTM) \quad \text{Eq. 01}$$

O índice de germinação (IG) foi avaliado conforme adaptação da proposta de Zucconi et al. (1981), usando sementes de agrião (*Lepidium sativum*) em placas Petri (9,5 cm), com papel filtro duplo (Whatman nº 1) e 3 mL de extrato aquoso. No cálculo do IG, é considerado o número de sementes germinadas no extrato (N_{ext}) e em água destilada, como controle (N_c), além do comprimento das raízes no extrato (CR_{ext}) e em água destilada (CR_c), conforme a equação 2.

$$IG (\%) = (N_{ext} \times CR_{ext}) / (N_c \times CR_c) \times 100 \quad \text{Eq. 02}$$

O conteúdo de ácidos húmicos (AH) foi determinado pela diferença entre as substâncias húmicas totais, extraíveis em solução de NaOH 0,1 mol.L⁻¹, e os conteúdos de ácido fúlvico, fracionados por solubilidade e precipitação dos AH em meio ácido (pH<2). Os teores de C dessas frações foram lidos em analisador de carbono automático para amostras líquidas (TOC-V CSN Analyzer, Shimadzu), conforme os procedimentos de Bustamante et al. (2008).

2.4. Análises estatísticas

A Análise de Componentes Principais (ACP) foi empregada para a sumarização e interpretação das associações dos parâmetros químicos (COT, N_{TD} , P_{TD} , K, Na, AH), físico-químicos (pH e CE) e biológicos (IG) sobre as características dos 20 chás de composto obtidos a partir dos cinco compostos nas quatro fases de compostagem. Para critério de seleção das componentes, empregou-se a porcentagem de explicação acumulada superior a 70%. A análise de variância (ANOVA) foi determinada com 5% de probabilidade de erro ($p < 0,05$) para detectar se ao menos um indivíduo difere entre o grupo analisado. As distinções nas médias dos indivíduos foram atribuídas com letras minúsculas diferentes, a partir do teste de Tukey de médias. Para prever os valores máximos de CE para a categorização dos chás de composto em fitotóxicos, não-fitotóxico e fitoestimulante, apresentados por Rashad et al. (2010), empregou-se a regressão linear simples.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Efeito dos compostos e da fase de compostagem sobre a extração de macronutrientes

Apenas uma parte dos conteúdos totais de NTK, PT e K, contidos nos compostos orgânicos, utilizados como matéria-prima para a extração, são extraíveis na solução dos chás após sua preparação. Além disso, a porcentagem de fração solúvel extraída (PFSE) de N, P e K, em relação aos teores totais, contidos nos compostos, diferencia-se conforme o tipo de composto e entre as distintas fases do processo de compostagem.

Os diferentes compostos, provenientes do processo de compostagem da CPFC, utilizados para a extração dos chás, exibiram PFSE de N total entre 2 a 12% (Figura 1). Isso reflete a porcentagem de nitrogênio total dissolvido (N_{TD}) nos chás, em relação ao conteúdo de N total contido nos materiais de origem (Tabela 1).

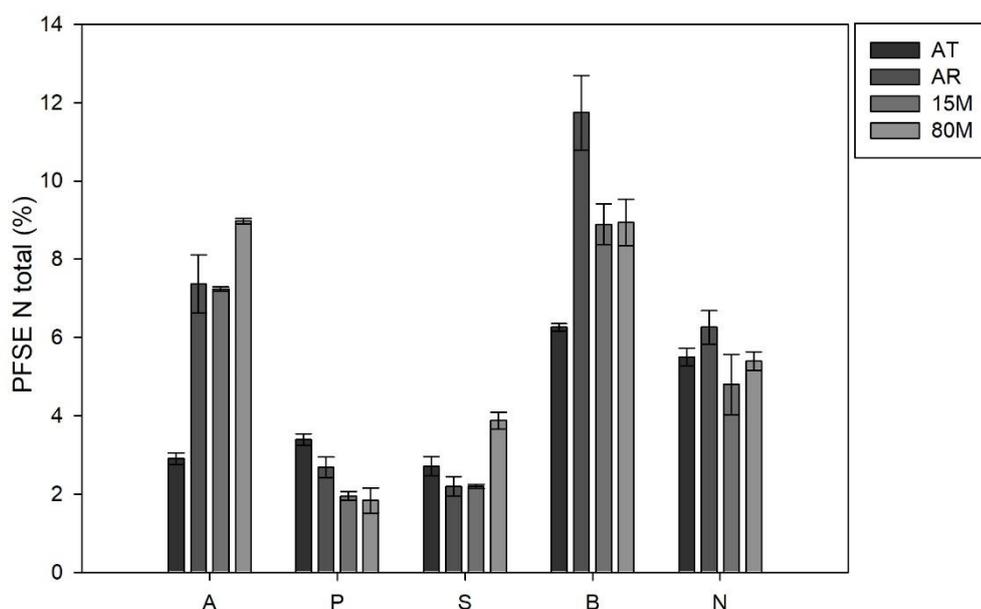


Figura 1 Porcentagem de fração solúvel extraída (PFSE) em relação ao N total, obtidas dos cinco compostos de origem (A, P, S, B e N), em quatro fases do processo de compostagem, AT: Após a fase termofílica; AR: Após o resfriamento; 15M e 80M: 15 e 80 dias de fase de maturação.

A variação das frações de 2 a 12%, em relação ao N total, é consequente à presença das formas solúveis de nitrogênio na forma de amônio ($N-NH_4^+$) e nitrato ($N-NO_3^-$) e, muito provável, que a maior parte seja em forma de $N-NO_3^-$. Embora o presente estudo não tenha analisado os conteúdos de amônio e nitrato nos chás de composto, análises dessas frações de nitrogênio em chás de composto e/ou vermicomposto indicaram que quase a totalidade de

nitrogênio contida nos chás está na forma de N-NO_3^- (PANT et al., 2011; WANG et al., 2014; KIM et al., 2015).

Chá de vermicomposto, à base de esterco de frangos, apresentou 99% do N_{TD} em forma de nitrato e apenas 1% em forma de amônio (1%) (WANG et al., 2014). Todos os tipos de chás de composto, com exceção de apenas um, proveniente de palha de arroz, analisados por Kim et al. (2015), apresentaram maiores quantidades de N-NO_3^- do que de N-NH_4^+ , independentemente se aerado ou não. Pant et al. (2011) extraíram chás de vermicomposto baseado em esterco de frangos (após cura por 3 meses) de maneira aerada (injeção de ar) e não aerada; em ambos os casos, 97% do N_{TD} estava em forma de nitrato e apenas 2% em forma de amônio.

De maneira geral, os chás de composto, provenientes de A, B e N, apresentaram maior PFSE, de N total, em comparação a P e S (Figura 1). Por mais que os conteúdos de N total, dos materiais de origem de P, B e N, sejam semelhantes, média de $25,6 \text{ g.kg}^{-1}$, isso não refletiu a mesma eficiência de extração de N_{TD} nos chás de composto obtidos com esses compostos. Isso indica que há efeito da qualidade dos compostos de origem, quanto aos conteúdos de N-NH_4^+ e N-NO_3^- , sobre a eficiência de extração de N_{TD} nos chás de composto. Islam et al. (2016) constatam que o fornecimento de nitrogênio para os chás de composto depende inteiramente da composição química do nitrogênio no composto de origem.

Além da qualidade do composto, há também o efeito da fase do processo de compostagem, em que retiram os compostos destinados à elaboração dos chás de composto. Nesse sentido, observou-se que, mesmo que a concentração média de N total em todas as fases do processo mantenha semelhança (Tabela 1), a eficiência de extração de N_{TD} , medida pela PFSE, se altera consideravelmente (Figura 1). A PFSE de N total em A, por exemplo, varia de 2,9%, em AT, para 7,3%, após o resfriamento; mantém aos 15 primeiros dias de maturação (AR e 15M, respectivamente) e aumenta ainda mais em 80M, exibindo 9% do conteúdo de N total em formas solúveis. Em B, a maior PFSE foi verificada após o resfriamento dos compostos, partindo de 5,4% (AT) para 11,7%(AR). S e N também mostram aumento da PFSE, conforme o processo de compostagem avança.

Em todos os casos, o aumento de PFSE parece estar relacionado com a nitrificação do nitrogênio orgânico decorrente do processo de compostagem, ocorrendo incremento de nitrato nos materiais compostados (BRITO et al., 2008; KALEMELAWA et al., 2012). Brito et al. (2008) verificaram baixos teores de N-NO_3 no início do processo de compostagem e elevados teores de N-NH_4 . Entre dois e quatro meses de processo, o teor de nitrato ultrapassou o de N amoniacal em todas as pilhas.

A grande vantagem dessas formas solúveis de nitrogênio (N-NH_4 e N-NO_3) estarem presentes nas matérias-primas, para elaboração dos chás de composto, é que tais formas estão prontamente disponíveis para o metabolismo das plantas absorverem o nitrogênio (PANT et al., 2011; KIM et al., 2015). Por outro lado, essas formas estão sujeitas ao fenômeno

de lixiviação durante o manejo do processo de compostagem (DE GUARDIA et al., 2010; FORNES et al., 2012), acarretando a diminuição da eficiência das PFSE. Isto é o que parece ter ocorrido nas leiras P, B e N após os 15 dias de maturação em diante, na qual houve redução da PFSE de N total.

Em todos os compostos avaliados, a fase do processo de compostagem mais eficiente para a extração de fósforo (P), nos chás de composto, foi a estabilização após a fase termofílica (AT) (Figura 2). Observou-se que, a partir dessa fase, quanto mais o processo avançou menor foram as PFSE, de P total, em todos materiais compostados. No caso de P, sua forma solúvel em água é prontamente disponível à absorção dos vegetais e é rica em ortofosfatos (ENEJI et al., 2003). A porcentagem dessa fração variou de 1 a 7% em comparação ao P total, apresentado na Tabela 1.

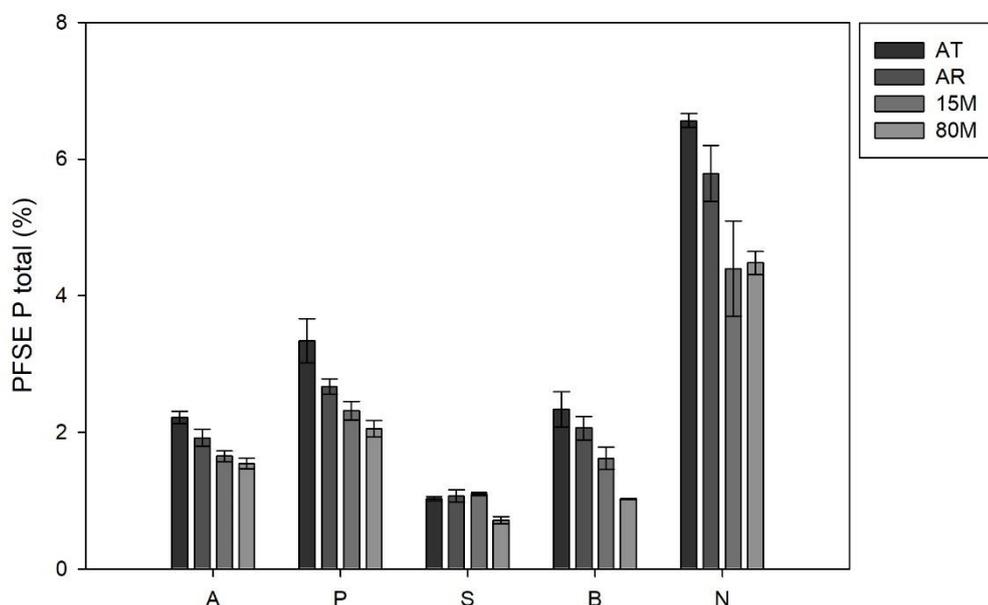


Figura 2 Porcentagem de fração solúvel extraída (PFSE) em relação ao P total, obtidas dos cinco compostos de origem (A, P, S, B e N), em quatro fases do processo de compostagem, AT: Após a fase termofílica; AR: Após o resfriamento; 15M e 80M: 15 e 80 dias de fase de maturação.

Ksheem et al. (2015) compararam os nutrientes solúveis nos lixiviados de cama de frangos de corte compostadas (126 dias) e não compostadas (fresca). Os pesquisadores verificaram que a fração de P solúvel foi 35% menor em comparação ao lixiviado de cama de frango fresca. Um estudo visando avaliar as formas de fósforo durante o processo de compostagem foi realizado por Eneji et al. (2003). Nesse experimento, os pesquisadores constataram que as concentrações de P, solúvel em água (ortofosfatos), decaíram progressivamente, conforme o tempo de compostagem avançou, indicando as transformações do P solúvel em água para frações de P mais recalcitrante, extraíveis em HCl, já que este último aumentou em mesmo período.

Esse comportamento da fração solúvel de P, durante a compostagem, foi claramente observado com as PFSE de P total, a qual reduziu sua eficiência de extração nos chás de composto, conforme progrediram as fases do processo de compostagem (AT, AT, 15M e 80M) (Figura 2). Eneji et al. (2003) constataram que a maior porcentagem de P solúvel foi extraída nos primeiros 42 dias de compostagem, havendo um decréscimo dessa fração a partir desse tempo. Tal constatação está em concordância com os dados verificados no presente estudo, na qual se observam as maiores PFSE de P total após a fase termofílica (AT), ou seja, 54 dias para A, 61 dias para P, B e N, e 124 dias em S. Possivelmente, a extensa e prolongada fase termofílica em S, mais que o dobro dos demais, teve consequência na baixa PFSE de P total, 1% aproximadamente (Figura 2).

Além da interferência clara da fase de compostagem na extração de P nos chás de composto, as características químicas dos materiais de origem compostados também provocam nítidas consequências nas PFSE de P total. Entretanto, os maiores conteúdos de P total nas matérias-primas não indicaram as maiores extrações de P solúvel. Nesse sentido, observa-se, por meio da Figura 2, que as maiores extrações ocorreram nos compostos P e mais pronunciadamente em N; esses compostos apresentaram valores de P total semelhantes, $8,6 \text{ g.kg}^{-1}$ em média, e inferiores aos compostos provenientes de A, S e B, os quais possuíam conteúdos de P total, entre 10 e 11 g.kg^{-1} (Tabela 1).

Todos os compostos foram gerados com os mesmos resíduos da CPFC, alterando as proporções dos resíduos e o AE, conforme descrito no item 2.1. Nesse contexto, o capim napier, empregado como AE (44%), nos compostos derivados do processo N, parece ter contribuído ao aumento da PFSE de P. A PFSE de 6,6%, após a termofílica, apresenta-se como o dobro da segunda maior PFSE em mesma fase (3,3%), obtido com o composto P. Além da maior eficiência de PFSE, os compostos de N proporcionaram os maiores conteúdos de P_{TD} , entre 37 a 54 mg.L^{-1} nos chás de compostos (Tabela 2).

O lodo de flotador é o resíduo mais rico em fósforo (12323 mg/kg) utilizado nas misturas (COSTA et al., 2017). As maiores proporções desse lodo foram adicionadas nos compostos S e B (13-14%), entretanto, os chás desses compostos apresentaram as menores PFSE de P total (Figura 2), indicando que os conteúdos de P solúvel (P_{TD}) não estão sendo, necessariamente, fornecidos pelo de lodo.

Apesar do potássio (K) apresentar alta facilidade de dissolução em água, nem todo conteúdo de K, presente nas matérias-primas de origem, é extraído para os chás de composto. Em média, os valores de PFSE, de K total, variaram em um intervalo de 30 a 70% (Figura 3). Os resultados de no máximo 70% de fração solúvel extraída apontam que parte do conteúdo total de K, contido nos compostos de origem, está aderida às estruturas orgânicas dos compostos. Essa parte foi incapaz de ser solubilizada na solução do extrato, mesmo após 24 horas de imersão e agitação, durante a preparação dos chás de composto.

Os valores das porcentagens extraíveis de K (PFSE de K total) apresentaram pouca diferença em função do composto de origem e exibiram variação, principalmente, devido à fase de compostagem, decaindo conforme o processo avançou (Figura 3). As perdas de K por lixiviação arrastaram os conteúdos de K mais susceptíveis a esse fenômeno, diminuindo a disponibilidade de K com o avanço do processo, além de terem permanecido as frações mais aderidas às estruturas. Isso leva à diminuição de eficiência de extração, devido ao cálculo estar embasado nos conteúdos totais.

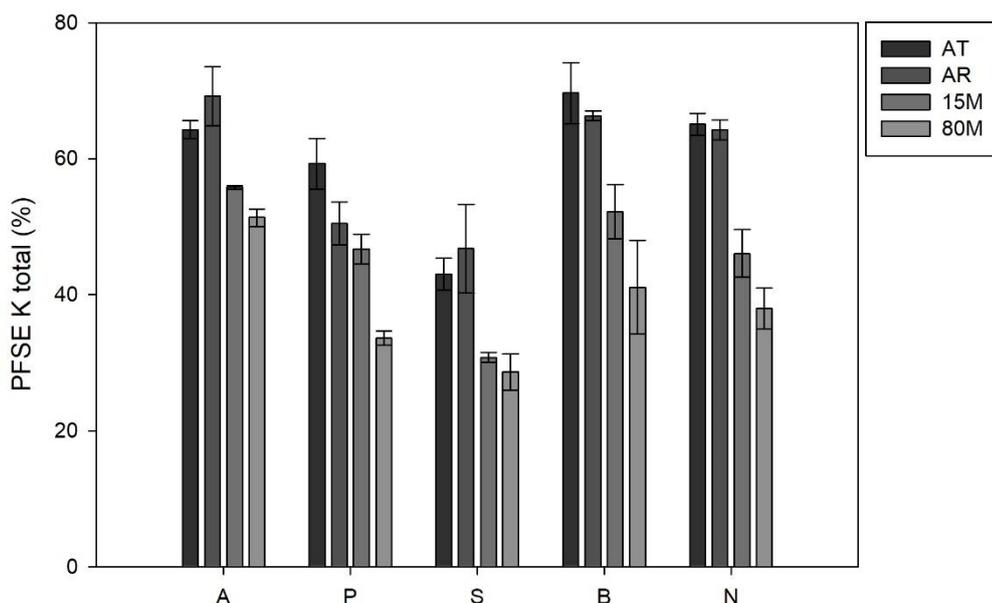


Figura 3 Porcentagem de fração solúvel extraída (PFSE) em relação ao K total, obtidas dos cinco compostos de origem (A, P, S, B e N), em quatro fases do processo de compostagem, AT: Após a fase termofílica; AR: Após o resfriamento; 15M e 80M: 15 e 80 dias de fase de maturação.

Ksheem et al. (2015) constataram as maiores concentrações de sais solúveis nos esterco frescos de frango, quando comparados aos extratos dos esterco compostados. Dentre eles, os pesquisadores calcularam uma redução de quase 50% de K nos extratos dos esterco frescos, em comparação aos extraídos nos esterco compostados. Essa constatação corrobora os dados do presente estudo, levando à comprovação de que o teor de macronutrientes solúveis, nas extrações aquosas, é altamente afetado pelo processo de compostagem e suas fases. De fato, o K é o macronutriente mais passível de extração nos chás de composto, com porcentagens muito superiores (30-70%), independentemente dos compostos ou da fase de compostagem, em comparação ao N_{TD} (2-12%) e ao P_{TD} (1-7%).

3.2. Efeito dos compostos e das fases de compostagem nas características do chá de composto

O agrupamento entre as características químicas (N_{TD} , P_{TD} , K, Na, COT), físico-químicas (pH e CE) e biológicas (IG) foi verificado nos 20 chás de composto (5 compostos em 4 fases distintas), por meio da ACP, gerando oito componentes suficientes para a explicação total dos dados (100%). No entanto, apenas dois componentes principais, CP1 e CP2, foram capazes de explicar 85% da variância total. Essas duas componentes exibem a relação entre as variáveis e a posição de cada chá de composto, conforme suas características químicas, físico-químicas e biológicas (Figura 4).

O CP1 explica 61,2% dos dados e permite separar os chás em dois grupos, sendo que o primeiro inclui todas as amostras à direita (A e N) do gráfico e o segundo todas as amostras à esquerda (B, S e P). O comportamento dos scores e loadings, exibido na Figura 4, permite inferir que a variável capaz de agrupar os chás à esquerda é o IG; os chás da direita são as demais variáveis, principalmente, as relacionadas aos sais inorgânicos solúveis (Na, CE, K, N_{TD}). Essa constatação reflete o impacto negativo dos altos teores de sais sobre a germinação de sementes (SAID-PULLICINO et al., 2007; ZHANG et al., 2012; SPIASSI et al., 2015; GAVILANES-TERÁN et al., 2017).

Nesse sentido, a região positiva do eixo CP1 (lado direito do gráfico biplot) (Figura 4b) evidencia os chás com os maiores teores de Na, CE, K e N_{TD} , obtidos com os compostos A e N e, conseqüentemente, as menores porcentagens de IG (Tabela 2). Isso acontece devido aos sais dissolvidos diminuírem o potencial hídrico das sementes, limitando a absorção de água em meios salinos, o que pode levar ao estresse osmótico (GAVILANES-TERÁN et al., 2017; MILINKOVIĆ et al., 2019). Por outro lado, os chás obtidos com os compostos P, S e B, situados na região negativa do eixo CP1 (lado esquerdo) (Figura 4b), proporcionaram os maiores valores de IG, os menores teores de Na e CE, além das menores concentrações dos macronutrientes K e N_{TD} (Tabela 2).

As características químicas dos compostos, utilizados como matérias-primas para a extração, principalmente as associadas aos elementos com maior potencial de dissolução em água (K e Na), interferiram diretamente nas características dos chás de composto, sobretudo, na CE e suas conseqüências na germinação. Os compostos A e N, os quais possuíam os maiores teores de K (18-27 $mg.g^{-1}$) e Na (7-12 $mg.g^{-1}$), em comparação aos demais (5,5-12 e 3-5 $mg.g^{-1}$, respectivamente) (Tabela 1), proporcionaram a produção dos chás com os maiores teores de sais dissolvidos (Na, CE, K) (Tabela 2).

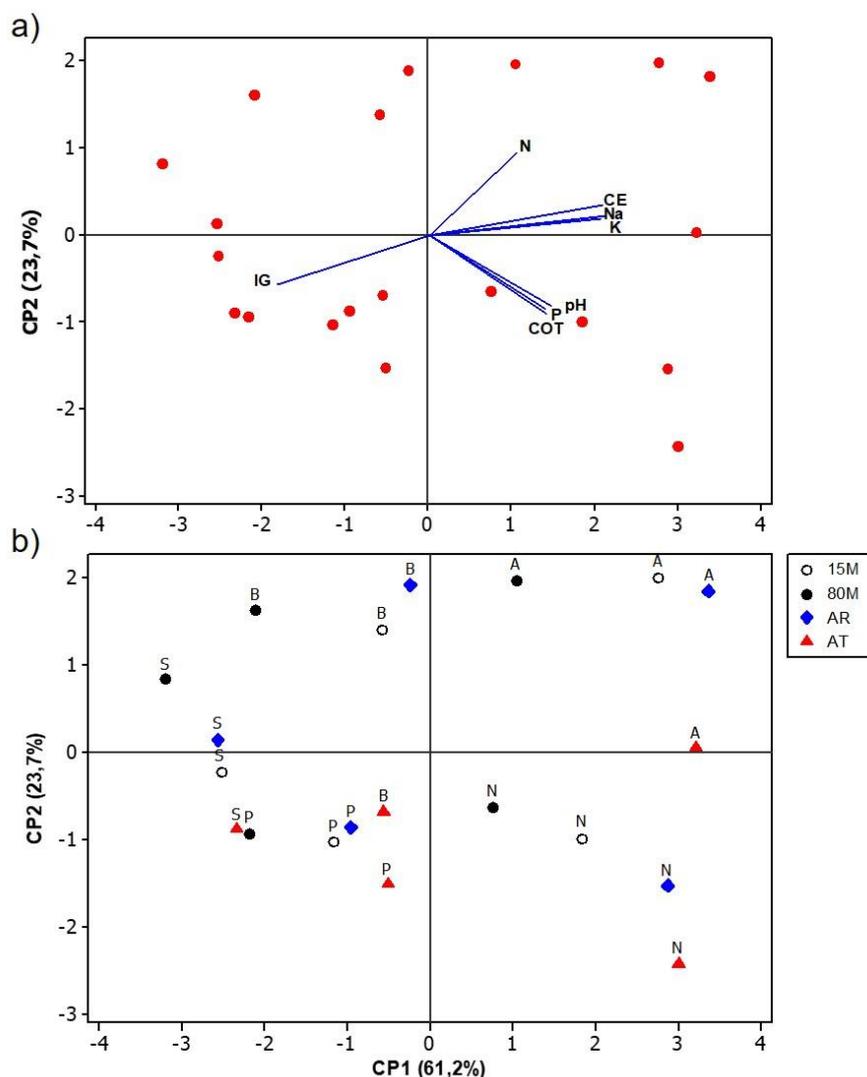


Figura 4 Gráficos Biplot gerados a partir da ACP com os dois componentes principais (CP1 e CP2). a) Gráfico de loadings: relação entre as oito variáveis químicas, físico-químicas e biológicas, empregadas na ACP. b) Gráfico dos scores dos 20 chás de composto, obtidos a partir de cinco compostos (A, P, S, B e N), em quatro fases do processo de compostagem (AT, AR, 15M e 80M). AT: Após a fase termofílica; AR: Após o resfriamento; 15M e 80M: 15 e 80 dias, respectivamente, de fase de maturação.

Islam et al. (2016) concluíram que a concentração total de soluto dos chás, medida pela CE, é alterada devido às proporções de composto e água e ao tempo de extração empregado. Os pesquisadores constataram que os valores de CE diminuem progressivamente com o aumento das diluições e (1:2,5; 1:5 e 1:10) e aumenta com o maior tempo de extração (2, 4 e 6 dias). O aumento da CE, por causa do aumento do tempo de imersão dos compostos, durante a extração, também foi constatado por Kim et al. (2015). Essas constatações apresentam-se como alternativas, durante a extração, para alterar (aumentar ou diminuir) os teores de sais contidos nos chás de composto, dependendo das características do composto orgânico utilizado.

Além das características intrínsecas dos compostos de origem refletirem o conteúdo de sais dissolvidos nos chás de composto e das técnicas de extração mencionadas pelos

autores supracitados, o presente estudo constata mais uma informação relevante. Verificou-se que a fase do processo de compostagem, selecionada para a extração dos chás, afeta significativamente ($p < 0,05$) os conteúdos de Na, CE, K (Tabela 2).

Nesse sentido, observa-se, por meio do gráfico dos scores (Figura 4b), que, quanto mais o processo avançou, de AT para 80M, mais as posições dos chás se distanciaram da região positiva do eixo CP1 (relacionada aos maiores teores de sais), posicionando-se mais à esquerda do gráfico, principalmente, nas fases de maturação (99-249 dias). Isso acontece por conta das perdas de sais solúveis aumentarem conforme o processo de compostagem avança, devido ao fenômeno de lixiviação (DE GUARDIA et al., 2010; FORNES et al., 2012; PELEGRÍN et al., 2018). Além do mais, essas perdas, ao longo do processo, ocorrerão de maneira mais pronunciada, caso os processos de compostagem sejam conduzidos em pátios sem cobertura (COSTA et al., 2016).

A CP2, juntamente com a CP1, contribui com a explicação dos teores de COT, P_{TD} e pH nos chás de composto. Essa componente aponta para o quadrante inferior direito, exibindo que todos os chás, elaborados a partir do composto N, apresentam, principalmente, os maiores conteúdos de COT e P_{TD} , em comparação aos demais (Tabela 2). Além disso, os resultados revelam que o comportamento de COT, P_{TD} e pH é similar e relacionado de maneira positiva entre si, em todos os chás extraídos nas diferentes fases de compostagem.

Essa correlação similar e positiva entre COT, P_{TD} e pH reflete a influência do processo de compostagem sobre as características dos compostos produzidos. Nas fases iniciais (AT e AR), são gerados compostos com maior teor de COT dissolvido, devido à inacabada degradação dos compostos orgânicos simples dissolvidos (GAVILANES-TERÁN et al., 2016). Nessas fases, também se observam maiores frações de P_{TD} , pois as formas solúveis de P ainda não se transformaram em frações de P mais recalcitrante (ENEJI et al. 2003). Além disso, são observados maiores valores de pH, tendo em vista a menor liberação de ácidos orgânicos nessas etapas iniciais, em comparação a fases mais avançadas de decomposição (ISLAM et al. 2016). Observa-se que os chás, provenientes dos compostos, obtidos em AT, situaram-se mais abaixo do eixo CP2, em comparação a fases posteriores do processo de compostagem (Figura 4).

Os valores das características químicas (N_{TD} , P_{TD} , K, Na, COT e AH), físico-químicas (pH e CE) e biológicas (IG) dos 20 chás de compostos estão na Tabela 2.

Em todos os chás produzidos, o pH apresentou-se significativamente ($p < 0,05$) maior, quando realizada a extração após a fase termofílica (AT). Nas fases posteriores, ligeiras reduções de pH foram verificadas. Nesse sentido, Islam et al. (2016) relatam que ânions de ácidos orgânicos, contidos nos compostos de origem, como oxalatos, citratos e malatos, vão sendo liberados devido à decomposição microbiana, que equilibra o excesso de cátions.

Os dados sugerem que compostos mais curados (15M e 80M) proporcionam chás de composto com pH menor em comparação a compostos estabilizados pela fase termofílica

(AT). No entanto, quando aplicados a meios de cultivo (solos e substratos), Pant et al. (2011) constataram que os chás de vermicomposto (pH: 7,4-8,2) não afetaram o pH dos meios de cultivo, mas acarretaram incrementos significativos dos teores de CE, N e K.

As concentrações de COT nos chás de composto reduziram significativamente conforme o processo avançou (Tabela 2). Isso indica que, além das características dos compostos, há um efeito significativo das fases de compostagem nos conteúdos de carbono dissolvido nos chás, uma vez que o carbono, solúvel em água, pode ser considerado um parâmetro que diminui consistentemente durante o processo de compostagem (ZMORA-NAHUM et al., 2005). Os resultados de Ksheem et al. (2015) demonstraram que o conteúdo de COT, nos extratos de esterco de frango compostado, foi consideravelmente ($p < 0,05$) menor que os obtidos com o esterco fresco.

Tabela 2 Características químicas e físico-químicas dos extratos de chá de composto

Fase de compostagem	pH	CE (dS.m ⁻¹)	COT (mg.L ⁻¹)	N _{TD} (mg.L ⁻¹)	P _{TD} (mg.L ⁻¹)	K (mg.L ⁻¹)	Na (mg.L ⁻¹)	IG (%)	AH (mg.L ⁻¹)	
A	AT	8,8 a	10,2 a	895 a	87,1 c	22,3 a	1666 a	968 a	43,9 b	370 ^{ns}
	AR	8,4 b	10,9 a	621 b	232,3 b	19,5 ab	1694 a	993 a	32,2 b	319 ^{ns}
	15M	8,3 b	10,0 a	477 c	240,5 b	17,2 bc	1521 a	993 a	44,2 b	400 ^{ns}
	80M	8,2 b	8,7 b	287 d	285,1 a	15,3 c	1206 b	609 b	89,3 a	307 ^{ns}
P	AT	8,4 a	4,4 a	950 a	85,5 a	28,2 a	632 a	456 a	137 a	430 ^{ns}
	AR	8,2 b	4,1 ab	764 b	67,1 b	22,0 b	598 ab	403 a	120 b	398 ^{ns}
	15M	8,3 ab	3,9 b	599 c	51,4 bc	20,3 b	528 b	332 b	119 b	471 ^{ns}
	80M	8,3 ab	2,8 c	354 d	48,0 c	18,6 b	337 c	192 c	136 a	419 ^{ns}
S	AT	8,3 a	2,7 a	515 a	44,4 b	10,8 a	265 a	313 a	149 a	408 ^{ns}
	AR	7,8 c	2,6 ab	410 b	37,9 b	11,0 a	270 a	289 a	114 b	372 ^{ns}
	15M	8,0 b	2,4 b	386 b	40,4 b	11,8 a	217 b	221 b	116 b	339 ^{ns}
	80M	7,6 c	2,0 c	141 c	71,0 a	8,0 b	162 c	151 c	110 b	321 ^{ns}
B	AT	8,3 a	4,4 ab	748 a	134,2 c	24,5 a	548 ab	421 a	117 a	619 ^{ns}
	AR	7,6 c	5,1 a	590 ab	289,1 a	21,6 a	644 a	465 a	72,8 c	539 ^{ns}
	15M	7,9 b	4,7 a	511 b	241,8 b	16,7 b	576 ab	390 ab	79,3 c	560 ^{ns}
	80M	7,6 c	3,5 b	231 c	203,3 b	11,7 c	355 c	204 b	98,3 b	508 ^{ns}
N	AT	8,7 a	7,4 a	1533 a	133,9 b	54,2 a	1267 a	728 a	84,4 a	548 ^{ns}
	AR	8,4 c	7,5 a	1600 a	161,9 a	49,3 a	1141 b	660 ab	53,4 b	571 ^{ns}
	15M	8,5 b	7,1 a	1026 b	126,5 b	38,0 b	1022 b	554 c	59,6 b	545 ^{ns}
	80M	8,4 c	5,4 b	593 c	146,6ab	39,6 b	695 c	604 bc	93,6 a	510 ^{ns}

Médias com letras iguais não diferem ao nível de 5% de probabilidade pelo teste Tukey.

AT: Após a fase termofílica; AR: Após o resfriamento; 15M: 15 dias de maturação; 80M: 80 dias de fase de maturação. CE: Condutividade elétrica; COT: Carbono orgânico total dissolvido; N_{TD}: Nitrogênio total dissolvido; P_{TD}: Fósforo total dissolvido; K: Potássio; Na: Sódio; IG: Índice de germinação; AH: Ácido húmico.

Discutiu-se anteriormente acerca da influência do conteúdo de nitrogênio em formas solúveis, como amônio e nitrato, presente nos compostos de origem, sobre os teores de N_{TD} extraídos nos chás de composto. Entretanto, não se constatou o efeito da fase de compostagem sobre as concentrações de N_{TD} verificadas nos 20 chás avaliados (Tabela 2). Os valores de N_{TD} foram significativamente maiores nas variadas fases de compostagem observadas, dependendo do processo de compostagem, tendo apresentado aumento para alguns (A e S), diminuição em P e aumento seguido de redução em B e N.

De maneira geral, os chás que apresentaram os maiores teores de N_{TD} foram os obtidos com A e B, após o resfriamento, entre 203 a 285 $mg.L^{-1}$, seguido dos chás obtidos com N (126-162 $mg.L^{-1}$) e teores mais baixos em S e P, variando entre 37 a 85 $mg.L^{-1}$. Esse intervalo de concentrações de N_{TD} está próximo ou superior aos encontrados por Wang et al. (2014) em chás de vermicomposto, baseado em cama de frango (138,5 $mg.L^{-1}$), e de chás produzidos por Pant et al. (2011), a partir de vermicomposto com base de esterco de frango (curado após 3 meses), aerado e não aerado, 99 e 166 $mg.L^{-1}$, respectivamente.

Acerca dos conteúdos de P_{TD} , o efeito das fases de compostagem sobre a extração desse macronutriente foi evidente (Tabela 2). A concentração de P_{TD} diminuiu conforme o processo de compostagem avançou. De maneira geral, os menores ($p < 0,05$) valores de P_{TD} foram observados nas fases de maturação (15M e 80M). Os chás obtidos a partir dos compostos de N se destacaram acerca dos conteúdos de P_{DT} , como já mencionado anteriormente. Com exceção de S, os teores de P_{DT} , verificados nos chás provenientes dos compostos dos resíduos da CPFC, apresentaram valores superiores aos chás elaborados com base de esterco de frangos (3,5-5 $mg.L^{-1}$) (PANT et al., 2011) e cama de frango (11 $mg.L^{-1}$) (WANG et al., 2014).

Wang et al. (2014) também analisaram o conteúdo de AH presente no chá de vermicomposto. A concentração de 465 $mg.L^{-1}$ foi muito próxima aos valores verificados no presente estudo (Tabela 2). Concentrações inferiores foram encontradas por Milinković et al. (2019) em chá de composto de resíduos verdes urbanos (folhas e grama) (30 $mg.L^{-1}$). Observa-se, na Tabela 2, que não se constatou diferença significativa ($p < 0,05$) nas concentrações de AH, devido à fase de compostagem. Provavelmente, o auge do potencial de humificação tenha sido alcançado após AT, mantendo-se constante em AR, 15M e 80M. A cinética de humificação, no processo de compostagem de lodo de esgoto, misturado a resíduos lignocelulósicos, estudada por Kulikowska (2016), revela um modelo de primeira ordem (exponencial), aumentando intensivamente no início e diminuindo a taxa após o resfriamento.

Reforçando o efeito das fases de compostagem sobre o conteúdo de sais solúveis e do fenômeno de lixiviação desses sais, conforme o processo avança, observam-se as reduções significativas dos teores de K e Na, nos chás de composto, produzidos com os compostos das fases de maturação (15M e 80M). Além disso, os maiores valores ($p < 0,05$) de

CE foram verificados nas fases iniciais (AT e AR) e, em alguns compostos, até 15M. No entanto, houve redução significativa em todos os chás elaborados com os compostos na fase 80M, o que pode ser interessante apenas do ponto de vista de fitotoxicidade, principalmente com relação ao Na, o qual apresenta potencial tóxico aos vegetais e ao solo (Ksheem et al., 2015). Entretanto, com essa lixiviação, há perdas relevantes do ponto de vista econômico e do potencial fertilizante.

Acerca de chás de composto com altas concentrações de sais, St. Martin; Brathwaite (2012) relataram que a diluição dos chás diminui a fitotoxicidade causada pela salinidade, ao mesmo tempo em que mantém as propriedades supressoras de doenças relacionadas ao tombamento ou podridão, provocadas por *Pythium* e *Phytophthora*. Além disso, a necessidade de maiores diluições deve estar em função da cultura de interesse, uma vez que diferentes culturas vegetais possuem diferentes preferências ou tolerâncias em relação à CE (MILINKOVIĆ et al., 2019).

A influência negativa na porcentagem de germinação, devido às altas concentrações de sais, contidas em fertilizante líquido orgânico (FLO), foi verificada por Spiassi et al. (2015) em planta bioindicadora (alface), mas não constatada em cultura menos sensível (milho). Após a germinação, os pesquisadores concluíram os efeitos positivos do FLO, mesmo com a presença dos sais, promovendo estímulos ao crescimento e incremento à massa de parte aérea da alface e do milho, durante seu desenvolvimento. Os testes de análises de crescimento podem detectar efeitos prejudiciais nos estágios iniciais, porém, efeitos benéficos podem vir a surgir mais tarde, dependendo do momento da avaliação Zucconi; de Bertoldi (1987).

Os diferentes chás de composto exibiram porcentagens de IG em um amplo intervalo, de 32 a 137% (Tabela 2), indicando que há efeito das características dos compostos e das fases de compostagem sobre a resposta fisiológica da germinação e do crescimento das raízes. As porcentagens desse índice (IG) refletem o efeito fitotóxico ou fitoestimulante dos chás sobre as sementes de agrião, considerada como bioindicadora (ZUCCONI et al., 1981).

Milinković et al. (2019) averiguaram a fitotoxicidade de extratos e chás de composto por meio de ensaios com sementes de alface e cevada. Alguns resultados, principalmente sem ou em baixas diluições, mostraram a diminuição da germinação e/ou do crescimento das plântulas. Os pesquisadores atribuíram essa resposta dos ensaios à consequência da alta condutividade dos extratos e chás de composto avaliados, especialmente quando a CE chegou a 4,1 dS.m⁻¹.

Esse fato está de acordo com as afirmações de Said-Pullicino et al. (2007), a respeito da diminuição das porcentagens do IG devido ao aumento da concentração de sais solúveis. Da mesma forma, Zhang et al. (2012) constataram que o aumento da CE, no composto, reflete efeitos fitotóxicos/fitoinibitórios sobre a germinação e o crescimento das plantas.

Os dados do presente estudo também sugerem que o efeito do aumento da concentração de sais solúveis (CE), nos chás de composto, está relacionado de maneira negativa com os efeitos fisiológicos da germinação e do alongamento das raízes (IG). A associação entre as 60 observações de CE e IG, verificadas nos 20 chás de composto produzidos, ocorreu de maneira linear e está apresentada na Figura 4.

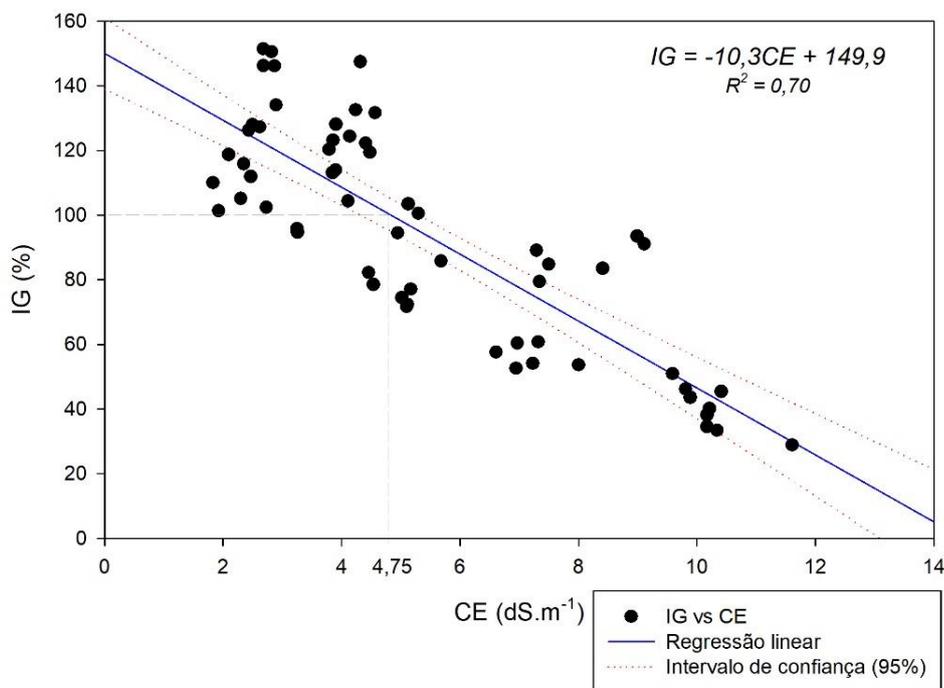


Figura 4 Retas de regressão linear gerada com a associação do Índice de germinação (IG) com a condutividade elétrica (CE).

Os valores de IG indicaram o quão a CE dos chás de composto incidiu sobre sua fitotoxicidade ou fitoestimulação. Para essas duas situações extremas, bem como classificações intermediárias, Rashad et al. (2010) apresentam as faixas dos valores de IG para essa categorização. $IG < 25\%$, classificado como muito fitotóxico; entre $26 < IG < 65\%$, fitotóxico; entre $66 < IG < 100\%$, classifica-se como não-fitotóxico; e $IG > 101\%$, em que o extrato é caracterizado como fitoestimulante.

Com os valores dessa categorização e a equação de regressão linear gerada com a associação das observações de IG e CE, verifica-se que os chás de composto perdem seu efeito fitoestimulante ($IG > 101\%$) a partir de valores de CE acima de $4,75 \text{ dS.m}^{-1}$. Os chás de composto não apresentam fitotoxicidade quando os valores de CE são menores que $8,1 \text{ dS.m}^{-1}$; acima desse valor e até 12 dS.m^{-1} , os chás se apresentam como fitotóxicos. Segundo essa equação e as faixas apresentadas por Rashad et al. (2010), chás que apresentarem CE maior que $12,1 \text{ dS.m}^{-1}$ são considerados muito fitotóxicos.

O conhecimento desses parâmetros, expressados por meio de valores de CE, torna-se relevante para a produção de chás de composto, uma vez que auxilia na tomada de decisão

acerca das relações compostos/água, tempos de extração (imersão), diluições tanto dos compostos (produção) quanto dos próprios chás, bem como a respeito das características intrínsecas dos compostos ou da fase de compostagem em que o material orgânico se encontra.

3.3 Considerações sobre a fase sólida após a extração dos chás

Salienta-se que, após a extração dos chás de composto, a fração sólida remanescente dos compostos é consideravelmente relevante. Apresenta-se com alta concentração de MO e, conforme discutido no item 3.1, sobre a extração de macronutrientes, grande parte dos conteúdos de nitrogênio e fósforo permanecem nessa fração.

Diante disso, pesquisas futuras podem realizar o estudo da viabilidade do aproveitamento dessa fração sólida remanescente. Suas características, talvez, apresentem um alto potencial como meio de cultivo (substratos) para mudas de hortaliças. Isso acontece devido aos inúmeros trabalhos na literatura, apresentando os efeitos deletérios dos conteúdos de sais, nos substratos de resíduos orgânicos, sobre o crescimento vegetativo. Tal efeito negativo não haverá na fração sólida remanescente da extração de chás, haja vista a transferência desses elementos solúveis para a solução dos chás de composto.

Experimentos recentes já apontam para as potencialidades da fração sólida após a extração de chás (MILINKOVIĆ et al., 2019). Esses pesquisadores constataram a maior taxa de germinação de sementes nessa fração, em comparação a outros produtos derivados (extratos e chás).

4. CONCLUSÕES

A eficiência de extração de nitrogênio varia com as fases do processo de compostagem. No geral, os compostos que sofrerem maior mineralização de nitrogênio, durante a compostagem, para formas solúveis, como amônio e nitrato, produzirão chás de composto com maiores teores de N total dissolvido. Para garantir a eficiência de extração de nitrogênio dos compostos, estratégias para evitar a lixiviação durante o processo devem ser empregadas.

A fase do processo de compostagem em que a extração de fósforo (P) nos chás de composto é mais eficiente é a estabilização após a fase termofílica. A partir daí, quanto mais o processo avança menor é a disponibilidade de P solúvel nos chás.

O potássio é o macronutriente mais passível de extração nos chás de composto, com porcentagens superiores (30-70%) ao N_{TD} (2-12%) e ao P_{TD} (1-7%). Caso haja lixiviação, o teor de K, assim como os teores de sais solúveis, diminui conforme o processo de compostagem avança.

Compostos orgânicos, com maiores concentrações de K, Na e N_{TD} , geram chás de composto com maiores teores de sais dissolvidos. Entre a fase termofílica e o resfriamento dos compostos, encontra-se o período do processo de compostagem com a maior contribuição ao teor de sais solúveis nos chás de composto.

O aumento da CE, nos chás de composto, diminui de maneira linear a porcentagem de germinação e o alongamento de raízes, determinado com plântulas de agrião (bioindicadora). Valores de CE maiores que $4,75 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$ suprimem o efeito fitoestimulante (IG >101%) dos chás de composto, enquanto que, para não apresentar fitotoxicidade, a CE dos chás não deve ser maior do que $8,1 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$ (IG > 66%).

5. REFERÊNCIAS

BADGLEY, C.; PERFECTO, I. Can organic agriculture feed the world? **Renewable Agriculture and Food Systems**, v. 22, n. 02, p. 80-86, jun., 2007.

BRITO, L. M. et al. Transformação da matéria orgânica e do nitrogênio durante a compostagem da fração sólida do chorume bovino. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 5, p. 1959-1968, out., 2008.

BUSTAMANTE, M. A. et al. Co-composting of the solid fraction of anaerobic digestates, to obtain added-value materials for use in agriculture. **Biomass and Bioenergy**, v. 43, p. 26-35, ago., 2012.

CARMO, D. L. DO; SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 4, p. 1211-1220, ago., 2012.

COSTA, M. S. S. D. M. et al. COMPOSTING TIME REDUCTION OF AGRO-INDUSTRIAL WASTES. **Engenharia Agrícola**, v. 36, n. 6, p. 1206-1217, dez., 2016.

COSTA, M. S. S. DE M. et al. Composting as a cleaner strategy to broiler agro-industrial wastes: Selecting carbon source to optimize the process and improve the quality of the final compost. **Journal of Cleaner Production**, v. 142, p. 2084-2092, jan., 2017.

DE GUARDIA, A. et al. Comparison of five organic wastes regarding their behaviour during composting: part 2, nitrogen dynamic. **Waste management**, v. 30, n. 3, p. 415-25, mar., 2010.

ENEJI, A. E. et al. Changes in Humic Substances and Phosphorus Fractions During Composting. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 34, n. 15-16, p. 2303-2314, ago., 2003.

FORNES, F. et al. Composting versus vermicomposting: a comparative study of organic matter evolution through straight and combined processes. **Bioresource technology**, v. 118, p. 296-305, ago., 2012.

GAVILANES-TERÁN, I. et al. Windrow composting as horticultural waste management

strategy – A case study in Ecuador. **Waste Management**, v. 48, p. 127-134, fev., 2016.

GAVILANES-TERÁN, I. et al. Agroindustrial compost as a peat alternative in the horticultural industry of Ecuador. **Journal of Environmental Management**, v. 186, p. 79-87, jan., 2017.

HEWIDY, M. et al. Short-Term Effects of Different Organic Amendments on Soil Properties and Organic Broccoli Growth and Yield. **Compost Science & Utilization**, v. 23, n. 3, p. 207-215, jul., 2015.

ISLAM, M. K. et al. Effects of the main extraction parameters on chemical and microbial characteristics of compost tea. **Waste Management**, v. 52, p. 62-68, jun., 2016.

KALEMELAWA, F. et al. An evaluation of aerobic and anaerobic composting of banana peels treated with different inoculums for soil nutrient replenishment. **Bioresource technology**, v. 126, p. 375-82, dez., 2012.

KIM, M. J. et al. Effect of Aerated Compost Tea on the Growth Promotion of Lettuce, Soybean, and Sweet Corn in Organic Cultivation. **The Plant Pathology Journal**, v. 31, n. 3, p. 259-268, set., 2015.

KULIKOWSKA, D. Kinetics of organic matter removal and humification progress during sewage sludge composting. **Waste Management**, v. 49, p. 196-203, mar., 2016.

KSHEEM, A. M. et al. Towards a method for optimized extraction of soluble nutrients from fresh and composted chicken manures. **Waste Management**, v. 45, p. 76-90, nov., 2015.

MILINKOVIĆ, M. et al. Biopotential of compost and compost products derived from horticultural waste—Effect on plant growth and plant pathogens' suppression. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 121, p. 299-306, jan., 2019.

TOMIĆ, T.; SCHNEIDER, D. R. The role of energy from waste in circular economy and closing the loop concept – Energy analysis approach. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 98, p. 268-287, dez., 2018.

PANT, A. et al. Effects of Vermicompost Tea (Aqueous Extract) on Pak Choi Yield, Quality, and on Soil Biological Properties. **Compost Science & Utilization**, v. 19, n. 4, p. 279-292, set., 2011.

PELEGRÍN, M. et al. Composting of the invasive species *Arundo donax* with sewage and agri-food sludge: Agronomic, economic and environmental aspects. **Waste Management**, v. 78, p. 730-740, ago., 2018.

RASHAD, F. M.; SALEH, W. D.; MOSELHY, M. A. Bioconversion of rice straw and certain agro-industrial wastes to amendments for organic farming systems: 1. Composting, quality, stability and maturity indices. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 15, p. 5952-5960, ago., 2010.

SAID-PULLICINO, D.; ERRIQUENS, F. G.; GIGLIOTTI, G. Changes in the chemical characteristics of water-extractable organic matter during composting and their influence on compost stability and maturity. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 9, p. 1822-1831, jul., 2007.

SIDDIQUI, Y. et al. Bio-potential of compost tea from agro-waste to suppress *Choanephora cucurbitarum* L. the causal pathogen of wet rot of okra. **Biological Control**, v. 49, n. 1, p. 38-44, abr., 2009.

SIDDIQUI, Y. et al. The conjunctive use of compost tea and inorganic fertiliser on the growth, yield and terpenoid content of *Centella asiatica* (L.) urban. **Scientia Horticulturae**, v. 130, n. 1, p. 289-295, ago., 2011.

SPIASSI, A. et al. Toxicity of biofertilizers on seeds of lettuce and maize. **Científica**, v. 43, n. 2, p. 156, abr., 2015.

ST. MARTIN, C. C. G.; BRATHWAITE, R. A. I. Compost and compost tea: Principles and prospects as substrates and soil-borne disease management strategies in soil-less vegetable production. **Biological Agriculture & Horticulture**, v. 28, n. 1, p. 1-33, mar., 2012.

WANG, K.-H. et al. Integration of cover crops and vermicompost tea for soil and plant health management in a short-term vegetable cropping system. **Applied Soil Ecology**, v. 82, p. 26-37, out., 2014.

ZHANG, H. et al. Effect of Spent Air Reusing (SAR) on Maturity and Greenhouse Gas Emissions during Municipal Solid Waste (MSW) Composting-with Different Pile Height. **Procedia Environmental Sciences**, v. 16, p. 59-69, jan., 2012.

ZMORA-NAHUM, S. et al. Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 37, n. 11, p. 2109-2116, nov., 2005.

ZUCCONI, F. & de BERTOLDI, M. Composts specifications for the production and characterization of composts from municipal solid waste. *Compost: Quality and use*. London, Elsevier Applied Science, 1987. p.30-50.

ZUCCONI, F. et al. Evaluating toxicity of immature compost. **Biocycle**, v. 22, n. 2, p. 54-57, nov., 1981.

5.3 ARTIGO 3. ESTRATÉGIA PARA VIABILIZAÇÃO DE COMPOSTO ORGÂNICO DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS EM SUBSTRATOS PARA PRODUÇÃO DE MUDAS HORTÍCOLAS

1 **ESTRATÉGIA PARA VIABILIZAÇÃO DE COMPOSTO ORGÂNICO DE RESÍDUOS** 2 **AGROINDUSTRIAIS EM SUBSTRATOS PARA PRODUÇÃO DE MUDAS** 3 **HORTÍCOLAS**

4
5
6 **RESUMO:** O aproveitamento dos resíduos da CPFC é condizente com os princípios da economia
7 circular. Além da transformação dos resíduos em composto orgânico, seu uso como substrato para
8 produção de mudas de hortaliças aumenta, ainda mais, o seu valor econômico. Entretanto, há
9 necessidade de adequar suas características para possibilitar o uso como substrato. Para isso,
10 investigou-se a adição de carvão remanescente das caldeiras (CRC), outro resíduo gerado na CPFC,
11 em compostos orgânicos, provenientes da compostagem de resíduos da CPFC com diferentes agentes
12 estruturantes (AE). A adição de CRC aos compostos reduz a condutividade elétrica (CE) dos
13 substratos. A regressão linear múltipla evidenciou que, das 13 variáveis (físicas, químicas e físico-
14 químicas) investigadas, três (CE, pH e N) são suficientes para explicar o índice de qualidade das mudas
15 (IQM). A regressão não linear simples revelou que, para se atingir os mais altos IQM e maior facilidade
16 de remoção do torrão da bandeja, é necessário o acréscimo de 30%, em peso, de CRC em compostos
17 que se utilizam da AE de poda de árvores urbanas, serragem e bagaço de cana. Os AE de resíduo de
18 algodão e capim Napier, empregados nos resíduos da CPFC, inviabiliza seu uso como substrato para
19 produção de mudas de alface devido à alta CE.

20
21 **PALAVRAS-CHAVE:** condutividade elétrica, economia circular, facilidade de remoção do torrão
22 da bandeja, índice de qualidade de mudas, salinidade.

25 **STRATEGY FOR VIABILIZATION OF ORGANIC COMPOST OF AGRO-**
26 **INDUSTRIAL WASTE IN SUBSTRATES FOR THE SEEDLING PRODUCTION**

27

28

29 **ABSTRACT:** The utilization of poultry production chain (PPC) waste is aligned with the principles
30 of circular economy. Besides the transformation of wastes into organic compost, its use as a substrate
31 for seedling production adds economic value to the final product, nevertheless it is necessary to adapt
32 its chemical and physical characteristics. Hence, the addition of remaining charcoal from furnaces
33 (RCF), another residue generated in PPC in organic compound from PPC waste composting with
34 different bulking agents (BA), was investigated. The addition of RCF to the compounds reduces the
35 electrical conductivity (EC) of the substrates. Multiple linear regression showed that three (EC, pH and
36 N) of the 13 variables (physical, chemical and physicochemical) investigated explain the seedlings
37 quality index (SQI). Simple nonlinear regression revealed that in order to achieve the highest SQI and
38 an efficient removal of the soil clod from the tray, a 30% weight increase of RCF in compounds using
39 BA from urban tree pruning, sawdust and sugarcane bagasse is required. The BA of cotton residue and
40 Napier grass, used in the residues of PPC, make it unfeasible to use it as a substrate for lettuce seedlings,
41 due to high EC.

42

43 **KEY WORDS:** circular economy, electrical conductivity, removal of the tray seedling clod, salinity,
44 seedling quality index.

45

46

47 **INTRODUÇÃO**

48

49 O aproveitamento dos resíduos gerados nas diferentes etapas da CPFC, como em outros
50 segmentos, conecta-se aos princípios de economia circular. Segundo Stahel (2016), uma "economia

51 circular" transformaria bens que estão no fim de sua vida útil em recursos para outros, fechando
52 círculos em ecossistemas industriais e minimizando o desperdício. Isso mudaria a lógica econômica
53 porque substitui a produção pela suficiência: reutilizar o que for possível, reciclar o que não pode ser
54 reutilizado, consertar o que está quebrado, reconstruir o que não pode ser consertado.

55 A valorização dos resíduos agroindustriais, provenientes da CPFC, por meio da compostagem,
56 tem sido reportada na literatura nacional (Bernardi et al., 2018) e internacional (Costa et al., 2017). O
57 composto orgânico produzido, por sua vez, pode ser utilizado como condicionador do solo em lavouras
58 ou como substrato para produção de mudas de hortaliças. Existem vantagens e desvantagens na
59 comercialização dos dois produtos. Como substrato para produção de mudas, o composto orgânico
60 pode atingir um valor de mercado mais atrativo do que o adubo orgânico. Por outro lado, suas
61 propriedades físicas e químicas são mais específicas para atingir os resultados esperados na produção
62 de mudas de qualidade. Dentre essas propriedades, a condutividade elétrica (CE) ou salinidade é a
63 característica que mais afeta o desenvolvimento das mudas (Bustamante et al., 2008; Santos et al.,
64 2015; Moraes et al., 2018), sendo necessária a adição de materiais inertes, como casca de arroz,
65 vermiculita, perlita e areia ao composto orgânico, para diminuir a concentração de sais e viabilizar seu
66 uso como substrato (Bilderback et al., 2005).

67 Nesse sentido, outro resíduo da CPFC pode contribuir para a economia circular desse setor.
68 Durante o abate de frangos, há uma grande demanda pelo vapor gerado nas caldeiras, as quais recebem
69 o calor produzido pela queima da madeira em fornalhas. A queima incompleta da madeira nas
70 fornalhas, por sua vez, gera como resíduo um carvão com granulometria média a fina (Costa et al.,
71 2017). Esse resíduo junta-se aos demais, gerados durante o abate, de forma que são destinados ao
72 processo de compostagem em usinas especializadas. A recuperação do carvão remanescente das
73 caldeiras (CRC), para uso como componente em substratos à produção de mudas, visando melhorar as
74 características do composto orgânico, proporciona a valorização dos resíduos gerados durante as
75 diferentes etapas da CPFC, por meio da geração de um novo produto com valor agregado. Além disso,
76 por se tratar da pirólise de uma biomassa, em temperaturas que podem atingir entre 300 a 650°C, o

77 CRC pode apresentar propriedades similares ao biocarvão ou biochar, material amplamente estudado
78 como constituinte de substratos para mudas (Méndez et al., 2015; Nieto et al., 2016; Kaudal et al.,
79 2016). Entretanto, a maioria das referências, em que o biochar é utilizado como substrato para produção
80 de mudas, tem como objetivo avaliar seu efeito em substituição à turfa, recurso natural não-renovável
81 amplamente utilizado em função de sua excelente combinação de propriedades físico-químicas, como
82 baixo pH, alta CTC e porosidade adequada (Nieto et al., 2016).

83 Quando compostos orgânicos são utilizados como substrato para produção de mudas, a CE pode
84 ser um fator limitante, pois, em condições controladas (indoor), a degradação do carbono pelos micro-
85 organismos reduz consideravelmente a massa da leira, aumentando a concentração de sais no
86 composto orgânico. Quanto mais facilmente degradável for a principal fonte de carbono da massa de
87 compostagem, maior a CE do composto final (Costa et al., 2017). Assim, a viabilidade do
88 aproveitamento de compostos orgânicos, com alta CE como substrato para produção de mudas, está
89 condicionada à adição de material inerte que atue como diluente da salinidade. Nesse sentido,
90 objetivou-se apresentar uma estratégia de viabilização para diferentes compostos orgânicos,
91 provenientes da compostagem de resíduos da CPFC, como substratos para produção de mudas de
92 alface por meio da adição de carvão remanescente das caldeiras.

93

94

95 **MATERIAL E MÉTODOS**

96

97 **Obtenção dos compostos e elaboração dos substratos**

98 Os cinco compostos orgânicos foram obtidos a partir do processo de compostagem. Cinco leiras
99 (A, P, S, B e N) foram confeccionadas, variando-se o AE empregado no processo, conforme descrito
100 na Tabela 1. Cada agente estruturante foi utilizado de maneira exclusiva em cada leira, além de
101 receberem quantidades diferentes de resíduos provenientes da CPFC, de modo a obter relação C/N de
102 aproximadamente 30. Todo o processo de compostagem foi conduzido em pátio de compostagem com

103 cobertura e piso de concreto. Uma descrição detalhada do processo de compostagem, para obtenção
 104 desses compostos, está apresentada em Costa et al. (2017). Após a obtenção dos compostos, foram
 105 triturados em triturador de resíduos e peneirados em peneira de malha com 5 mm de abertura.

106 **Tabela 1** Proporções dos resíduos utilizados nas cinco leiras de compostagem para obtenção dos
 107 compostos orgânicos

108 **Table 1** Proportions of the wastes used in the five composting piles to obtain the organic composts

Leira	A	P	S	B	N	média
Agente estruturante (%)	51	50	50	50	50	50,2
Tripa celulósica (%)	33	20	14	13	30	22
Cama de matrizeiro (%)	8	12	8	10	8	9,2
Resíduo de incubatório (%)	4	12	14	13	8	10
Lodo de flotador (%)	4	6	14	14	4	8,4

109 Agente estruturante A: Resíduo de desfibrilação de algodão; P: Poda de árvores urbanas; S: Serragem; B: Bagaço
 110 de cana-de-açúcar moído; N: capim Napier fresco triturado. Dados expressos em porcentagem de matéria seca.

111 Para a elaboração dos substratos, cada um dos cinco compostos obtidos (A, P, S, B e N) no
 112 processo de compostagem, foi misturado com cinco doses (0, 15, 30, 45 e 60%), em matéria seca, de
 113 CRC, totalizando 25 substratos. As características químicas e físico-químicas dos 25 substratos
 114 elaborados estão apresentadas na Tabela 2 e as propriedades físicas na Tabela 3.

115

116 **Condução do experimento**

117 O experimento foi conduzido em casa de vegetação com cobertura de Aluminet® 30%. Os 25
 118 substratos elaborados e o substrato comercial (SC) foram dispostos em bandejas de 200 células de
 119 poliestireno expandido. Com quatro repetições de cada um dos 25 substratos, mais 20 repetições do
 120 SC Tropstrato HT®, totalizaram-se 120 parcelas experimentais. Cada parcela foi aleatorizada e
 121 constituída por 30 células da bandeja. Utilizaram-se sementes peletizadas de alface da variedade Lucy
 122 Brow, tratadas com 0,22% de Thiran. A semeadura nas bandejas foi realizada com uma semente por
 123 célula e coberta com os respectivos substratos. A irrigação das bandejas foi realizada diariamente e de
 124 maneira manual, utilizando regador para hortaliças. Foi realizada a rotação da posição das bandejas
 125 dentro da casa de vegetação, a cada dois dias. Durante os primeiros 16 dias, após a semeadura, foi
 126 contado diariamente o número de sementes emergidas. Após 30 dias de cultivo, as avaliações

127 fitométricas foram realizadas em 20 plantas aleatórias de cada substrato. Para a avaliação das
128 propriedades do torrão, elegeram-se aleatoriamente oito mudas de cada substrato.

129

130 **Métodos analíticos**

131 As determinações de pH e CE foram realizadas em extrato aquoso (1:5 p/v) (Embrapa, 2009).

132 A matéria orgânica (MO) foi determinada por meio dos sólidos voláteis, após calcinação em forno

133 mufla a 550°C (Carmo & Silva, 2012). O nitrogênio total (N) foi determinado em destilador Kjeldahl

134 (Malavolta et al., 1997). A determinação de fósforo total (P) e potássio (K) foi realizada após digestão

135 nitroperclórica (3:1). A leitura de P efetivou-se em espectrofotômetro (Malavolta et al., 1997) e K em

136 fotômetro de chama (Embrapa, 2009). A Fluorescência induzida por laser (FIL) foi realizada de acordo

137 com metodologia proposta por Milori et al. (2006). A determinação do índice HFIL foi realizada a

138 partir da razão entre a área do espectro de emissão da fluorescência (440-800 nm) e a concentração de

139 carbono orgânico total (COT). O método do anel, descrito por Tian et al. (2012), foi usado para

140 determinar a densidade aparente (DA), a porosidade total (PT), a porosidade de aeração (PA) e a

141 porosidade de retenção de água (PRA), por meio das fórmulas: $DA(g.cm^{-3})=(W4-W0)/V$;

142 $PT(\%)=(W2-W4)/V \times 100$; $PA(\%)=(W2-W3)/V \times 100$; e $PRA(\%)=PT-PA$; CTRA= em que, W0: Peso

143 do conjunto (anel+atilha+perflex); W1: conjunto+amostra seca; W2: conjunto+amostra saturada; W3:

144 conjunto drenado; W4: conjunto seco a 65°C; V: volume do anel. Para a capacidade total de retenção

145 de água (CTRA), utilizou-se $CTRA(mL.L^{-1})=((W3-W4)/(W4-W0))/(1/DA/1000)$.

146 A porcentagem de emergência (E) e o índice de velocidade de emergência (IVE) foram

147 determinados, segundo Maguire et al. (1962). Para a determinação da E, calculou-se a porcentagem de

148 sementes emergidas até o 15º dia. Nesse período, determinou-se também o IVE e o tempo médio de

149 emergência (TME), os quais foram calculados de acordo com as fórmulas: $IVE= \Sigma(Pi/Di)$ e $TME=$

150 $\Sigma(Pi*Di)/Nt$; em que, Pi: número de plântulas emergidas no i-ésimo dia de contagem (não acumulado);

151 Di: número de dias que as plântulas emergiram no i-ésimo dia; Nt: número total de plântulas emergidas

152 no período de avaliação.

153 Os parâmetros fitométricos avaliados foram diâmetro do coleto (DC), altura da parte aérea
154 (APA), massa seca de raiz (MSR) e de parte aérea (MSPA). O índice de qualidade de mudas (IQM)
155 foi calculado de acordo com Dickson et al. (1960), por meio da fórmula $IQM =$
156 $(MSPA + MSR) / ((MSPA / MSR) + (APA / DC))$. A clorofila total foi determinada com a soma das
157 clorofilas a (633 nm) e b (645 nm), determinadas em espectrofotômetro (Arnon, 1949).

158 As propriedades de qualidade do torrão, após o cultivo, foram determinadas por meio da
159 facilidade de remoção do torrão da bandeja (FRB) e da estabilidade do torrão (ET), conforme
160 adaptação de metodologia para mudas florestais cultivadas em tubete (Kratz & Wendling, 2013). Para
161 FRB, atribuíram-se notas de 0 a 10, em função da retirada da muda com o torrão da bandeja, na qual
162 zero correspondeu à dificuldade máxima e rompimento da muda e dez, à facilidade máxima com a
163 integridade do torrão. Para a ET, as mudas removidas da bandeja foram submetidas à queda livre de
164 um metro de altura, tendo sido atribuídas notas de 0 a 10, sendo zero para o torrão completamente
165 desfeito e dez, para íntegro por total.

166

167 **Análises estatísticas**

168 A Análise de Componentes Principais (ACP) foi empregada para a sumarização e interpretação
169 das relações entre o efeito dos substratos (25 elaborados + SC) no desenvolvimento e na qualidade das
170 mudas, bem como nas propriedades de estabilidade do torrão (7 parâmetros analisados). Para critério
171 de seleção das componentes, empregou-se a porcentagem de explicação acumulada superior a 70%.
172 Para estimar o modelo de explicação do IQM, empregou-se a regressão linear múltipla (RLM),
173 categorizando o IQM como variável resposta (dependente) das características químicas, físico-
174 químicas e físicas (13 variáveis explicativas) dos substratos elaborados. Para a seleção da melhor
175 equação de RLM, empregou-se a ferramenta *Best Subsets Regression*. Elegeu-se a combinação de
176 variáveis explicativas com maior R^2 , menor erro padrão e C_p mais próximo do número de parâmetros.
177 Para validar o modelo, foram verificadas as suposições de aleatoriedade dos erros (ϵ); média zero dos
178 ϵ ; homocedasticidade dos ϵ (teste Quandt Goldfeld); normalidade dos ϵ (Anderson-Darling); ausência

179 de autocorrelação serial (Durbin-Watson); ausência de erro de medida de Xi; e ausência de
180 multicolinearidade (fator de inflação da variância-FIV). Para a detecção de pontos influentes, utilizou-
181 se: Elemento hii (leverage), Distância de Cook (Di) e Cook modificada (DFit). Para prever a
182 porcentagem ideal de CRC, necessária para atingir os valores máximos teóricos de IQM e FRB,
183 empregou-se a regressão não linear simples (RNLS).

184

185

186 **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

187

188 **Efeito da adição de carvão aos compostos orgânicos**

189 De maneira geral, o emprego de doses crescentes de carvão em compostos orgânicos,
190 provenientes da compostagem de resíduos agroindustriais da CPFC, diminuiu os teores de MO, N, P,
191 CE e o índice de aromaticidade HFIL, bem como aumentou o pH dos substratos (Tabela 2). Todos os
192 substratos apresentaram-se com teor de MO abaixo do considerado ideal (>80%), inclusive, os
193 substratos que não receberam doses de carvão (A0, P0, S0, B0 e N0) e o substrato comercial. Em um
194 inventário de resíduos orgânicos para uso como substratos, realizado por Abad et al. (2001), foi
195 verificado que quase a metade (46%) dos 63 materiais orgânicos investigados apresentaram teores de
196 MO abaixo do ideal. Os teores de MO abaixo do recomendado (>80%), em substratos que foram
197 compostados, é esperado devido à degradação microbiológica das frações orgânicas e consequente
198 liberação do C na forma de CO₂ (Costa et al., 2016, 2017; Lorin et al., 2016). Por consequência,
199 observa-se a concentração dos macro e micronutrientes (Costa et al. 2017; Gavilanes-Terán et al. 2017)
200 (Tabela 2).

201 A diminuição significativa ($p < 0,05$) dos teores de MO, N, P e CE dos substratos, devido ao
202 acréscimo crescente das doses (15, 30, 45 e 60%) de carvão, evidenciou que esse componente age
203 como diluente para os compostos agroindustriais. Constatou-se que a correlação linear de Pearson,
204 entre a porcentagem de CRC e a CE de cada um dos compostos agroindustriais, é forte (0,9), negativa

205 e significativa ($p < 0,05$). Ou seja, quanto maior foi a dose de carvão, incorporada ao composto orgânico,
 206 menor a CE dos substratos. O aumento da CE, em função da maior quantidade de composto orgânico
 207 em substratos, também é reportado em outras pesquisas (Bustamante et al., 2008; Gavilanes-Terán et
 208 al., 2017). Apesar de causar diminuição da concentração de sais solúveis com a incorporação de CRC,
 209 todos os 25 substratos elaborados apresentaram CE e pH acima da faixa tida como ideal por Abad et
 210 al. (2001).

211 **Tabela 2** Porcentagem de CRC adicionado e propriedades químicas e físico-químicas dos substratos
 212 **Table 2** Percentage of RCF added to substrates and chemical and physicochemical properties of
 213 substrates

Substratos	CRC (%)	MO (%)	N (%)	P (%)	K (g.kg ⁻¹)	CE (dS.m ⁻¹)	pH	HFIL index
SI [§]		>80			0,15-0,25	0,75-2,0	5,3-6,5	
A0	0	58 a	3,5 a	3,4 a	13 a	18,3 a	7,4 d	1149 a
A15	15	55 b	2,9 b	3,0 b	12 ab	15,5 b	7,8 c	767 b
A30	30	55 b	2,5 c	2,6 c	12 ab	13,2 c	7,8 c	516 c
A45	45	54 bc	2,0 d	2,3 d	11 bc	7,9 d	8,2 b	407 d
A60	60	54 c	1,4 e	1,8 e	10 c	6,6 e	8,6 a	355 d
P0	0	65 a	2,5 a	2,7 a	6,9 ^{ns}	6,3 a	7,6 c	1647 a
P15	15	59 ab	2,3 b	2,5 b	7,3 ^{ns}	5,8 a	7,6 c	1054 b
P30	30	59 ab	1,8 c	2,4 b	7,2 ^{ns}	4,5 b	8,2 b	591 c
P45	45	58 b	1,2 d	2,0 c	7,6 ^{ns}	3,8 bc	8,8 a	414 d
P60	60	49 c	1,2 d	1,7 d	7,4 ^{ns}	3,4 c	8,9 a	382 d
S0	0	54 a	1,6 a	3,0 a	3,9 d	5,4 a	7,3 e	2960 a
S15	15	50 ab	1,4 b	2,6 b	4,6 c	5,0 b	7,4 d	1361 b
S30	30	48 bc	1,2 c	2,3 c	5,6 b	3,7 c	8,0 c	839 c
S45	45	46 bc	1,1 c	2,0 c	5,9 ab	3,2 d	8,4 b	526 d
S60	60	43 c	0,8 d	1,6 d	6,2 a	2,6 e	8,7 a	474 d
B0	0	53 a	1,9 a	3,0 a	5,4 c	10,4 a	6,9 d	1872 a
B15	15	47 b	1,8 ab	2,7 b	5,7 bc	8,5 b	6,9 d	1096 b
B30	30	47 b	1,8 b	2,8 b	6,1 b	6,8 bc	7,3 c	826 c
B45	45	45 b	1,5 c	2,1 c	6,8 a	5,7 c	7,7 b	723 d
B60	60	46 b	1,2 d	1,7 c	7,4 a	5,1 c	8,2 a	463 e
N0	0	66 a	2,6 a	2,3 a	11 a	11,7 a	7,6 c	1071 a
N15	15	62 a	2,1 b	2,3 a	10 b	9,8 ab	8,4 b	794 b
N30	30	56 b	1,7 c	2,2 ab	9,7 b	8,4 bc	8,3 b	623 c
N45	45	50 c	1,5 c	1,8 b	9,8 b	6,7 cd	8,7 a	493 d
N60	60	49 c	1,2 d	1,2 c	9,6 b	5,5 d	8,9 a	565 cd
SC	0	49	0,52	0,23	1,8	1,0	6,3	-

214 SI: Substrato ideal, [§]Valores ótimos ou aceitáveis para um substrato ideal de acordo com Abad et al. (2004); SC:
 215 Substrato Comercial; CRC: Carvão remanescente de caldeira; MO: Matéria orgânica; N: Nitrogênio; P: Fósforo
 216 total; K: Potássio; CE: Condutividade elétrica; H FIL: Índice de polimerização. Letras minúsculas iguais não
 217 apresentam diferença mínima significativa (LSD) pelo teste F (α : 5%) entre as doses de carvão adicionadas em
 218 cada composto agroindustrial

219 O acréscimo das doses de CRC, nos compostos agroindustriais, aumentou ($p < 0,05$) a
220 alcalinidade dos substratos. Em todos os compostos (A, P, S, B e N), os maiores valores de pH foram
221 obtidos nos substratos com as maiores porcentagens de CRC adicionada (Tabela 2). Pesquisas em que
222 se adicionou biochar, um componente de características semelhantes ao carvão, em meios de cultivo,
223 também constataram a elevação do pH dos substratos (Steiner & Hartung, 2014; Kaudal et al., 2016).

224 A adição crescente de CRC, aos compostos agroindustriais, diminuiu o índice de aromaticidade
225 HFIL em todos os substratos (Tabela 2). Esse índice reflete o grau de humificação da MO dos
226 substratos, sendo capaz de identificar os grupos fluorescentes como anéis aromáticos e quinonas
227 (Milori et al., 2006). Os maiores valores do índice HFIL indicam que há também maior concentração
228 de grupos fluorescentes em comparação ao COT existente no substrato, ou seja, maior grau de
229 humificação. Ao ser incorporada aos substratos, a baixa aromaticidade do carvão, índice HFIL de 325
230 (dado não mostrado), gerou um efeito de diluição da concentração de compostos aromáticos presentes
231 nos compostos agroindustriais, diminuindo o grau de humificação dos substratos com o acréscimo das
232 doses de CRC.

233 Em todos os substratos, houve diminuição significativa da densidade aparente (DA), devido ao
234 acréscimo das doses de CRC (15, 30, 45 e 60%) (Tabela 3). Pesquisas constataram que maiores
235 proporções de compostos agroindustriais, adicionadas em substratos, acarretaram no aumento da DA
236 (Bustamante et al., 2008; Gavilanes-Terán et al., 2017). Os substratos A0, P0 e B0, elaborados sem
237 acréscimo de carvão (100% composto agroindustrial), apresentaram DA acima do valor ideal
238 ($\leq 0,4 \text{ g.cm}^{-3}$) (Abad et al., 2001). O incremento de 15% ou mais de carvão, nesses substratos, permitiu
239 que atingissem valores de DA considerados como ideais (Tabela 3).

240 De maneira geral, a relação de PT com o incremento de carvão, nos substratos, não reproduziu
241 um comportamento linear. Ou seja, quanto mais se incorporou carvão nos compostos, não houve maior
242 PT (Tabela 3). As maiores PT estão nos substratos com doses entre 15 a 45% de carvão. Entretanto,
243 nenhum dos 26 substratos (25 elaborados + SC) atingiram PT $> 85\%$, tida como ideal (Abad et al.,
244 2001).

245 **Tabela 3** Densidade aparente (DA), Porosidade total, Porcentagem de aeração (PA), porosidade de
 246 retenção de água (PRA), Capacidade total de retenção de água (CTRA) dos 25 substratos e do substrato
 247 comercial (SC)

248 **Table 3** Bulk density (BD), Total porosity (TP), Air space (AS), water-filled porosity (WFP) and Total
 249 water holding capacity (TWHC) of 25 substrates and commercial substrate (CS)

Substratos	CRC	DA	PT	PA	PRA	CTRA
SI [§]	%	(g.cm ⁻³)	%	%	%	(mL.L ⁻¹)
		≤ 0,40	> 85	20-30		600-1000
A0	0	0,43 a	71 b	2,5 b	68 a	684 b
A15	15	0,36 b	78 a	4,5 a	74 a	737 a
A30	30	0,33 b	77 a	3,2 ab	74 a	741 a
A45	45	0,29 c	77 a	4,1 ab	73 a	733 ab
A60	60	0,23 c	75 ab	4,1 ab	71 a	711 b
P0	0	0,41 a	62 c	7,6 a	55 c	547 c
P15	15	0,33 b	78 a	4,7 b	73 a	731 a
P30	30	0,30 c	79 a	4,6 b	75 a	747 a
P45	45	0,26 d	76 a	3,4 b	73 a	727 a
P60	60	0,25 d	71 b	3,8 b	67 b	674 b
S0	0	0,42 a	79 ab	1,5 b	78 a	778 a
S15	15	0,33 b	77 b	1,8 b	75 ab	752 ab
S30	30	0,29 c	81 a	2,8 a	79 a	786 a
S45	45	0,25 d	75 bc	3,2 a	72 bc	720 bc
S60	60	0,26 d	71 c	3,3 a	68 c	680 c
B0	0	0,31 a	68 c	7,2 a	61 c	607 c
B15	15	0,28 b	71 bc	6,0 ab	65 b	653 b
B30	30	0,26 c	75 a	3,3 c	72 a	717 a
B45	45	0,24 d	75 ab	3,9 bc	71 a	707 a
B60	60	0,23 d	74 b	3,5 c	71 a	705 ab
N0	0	0,33 a	82 ab	7,3 a	75 a	746 ab
N15	15	0,31 b	84 a	6,3 a	77 a	772 a
N30	30	0,28 c	84 a	6,6 a	78 a	777 a
N45	45	0,24 d	79 b	4,4 b	75 a	748 ab
N60	60	0,22 e	74 c	4,4 b	70 a	700 b
SC	0	0,38	72	6,5	66	659

250 CRC: Porcentagem de carvão remanescente de caldeira; [§]Valores aceitáveis para um substrato ideal (SI), de acordo
 251 com Abad et al. (2001); Letras minúsculas iguais não apresentam diferença mínima significativa (LSD) pelo teste
 252 F (α : 5%) entre as doses de carvão adicionadas em cada composto agroindustrial

253 A adição de CRC favoreceu o aumento da PA, principalmente nos substratos cuja granulometria
 254 é fina (algodão e serragem). O maior volume de partículas de tamanho > 1mm favorece a formação de
 255 torrão pelo envelhecimento das raízes (Bustamante et al., 2008). Com relação à PRA, os tratamentos,
 256 em que se utilizou algodão e Napier como principais fontes de carbono, durante a compostagem, não
 257 foram afetados de forma significativa com a adição de CRC. Já dentre os demais tratamentos, os efeitos

258 mais pronunciados ocorreram quando a poda de árvores e o bagaço de cana foram empregados no
259 processo. Esse comportamento é coerente com a granulometria desses materiais. A adição do carvão
260 favoreceu a textura dos substratos na retenção de água. Esse fato também é observado com relação à
261 capacidade total de retenção de água (CTRA).

262

263 **Efeito dos substratos no desenvolvimento e qualidade das mudas de alface**

264 O efeito diluente da CE nos compostos agroindustriais, devido à incorporação crescente de CRC
265 (15, 30, 45 e 60%), permitiu o aumento da porcentagem de E e do IVE. Por consequência, diminuiu
266 ($p < 0,05$) o número de dias necessários para as sementes emergirem (TME). Ou seja, quanto maior a
267 dose de CRC, na elaboração dos 25 substratos, menor foi o TME e maior a E e o IVE das mudas de
268 alface (Tabela 4). Nesse sentido, a diminuição da CE, causada tanto pela adição de carvão (Tabela 2)
269 quanto pela lixiviação dos sais, durante a condução do experimento (Menezes Júnior et al., 2000),
270 favorece os resultados de E, IVE e TME.

271 Entretanto, esse efeito de quanto maior a porcentagem de carvão melhor o desenvolvimento das
272 mudas, não sucedeu para a qualidade das mudas (IQM), após o cultivo de 30 dias. Ou seja, o IQM
273 revelou que as mudas não apresentam maior qualidade devido somente à maior redução da CE dos
274 substratos. Com exceção dos substratos elaborados com A e N, ambos com os maiores valores de CE
275 (Tabela 2), os maiores ($p < 0,05$) valores de IQM foram obtidos nos substratos elaborados com 15 a
276 45% de CRC (Tabela 4), os quais não possuem os menores valores de CE (Tabela 2).

277 Porcentagens menores que 60% de carvão nos compostos A e N geraram mudas com menores
278 valores de IQM ($p < 0,05$), quando comparados ao SC. Apenas A60, N60 e B0 produziram mudas
279 equivalentes ($p < 0,05$) ao SC; todos os demais 22 substratos elaborados produziram mudas com maior
280 IQM ($p < 0,05$), quando comparado ao SC, embora nenhum dos substratos elaborados tenha
281 apresentado valores de CE dentro da faixa considerada ótima para a produção de mudas de hortaliças
282 ($0,75 - 2,0 \text{ dS.m}^{-1}$) (Tabela 2).

283

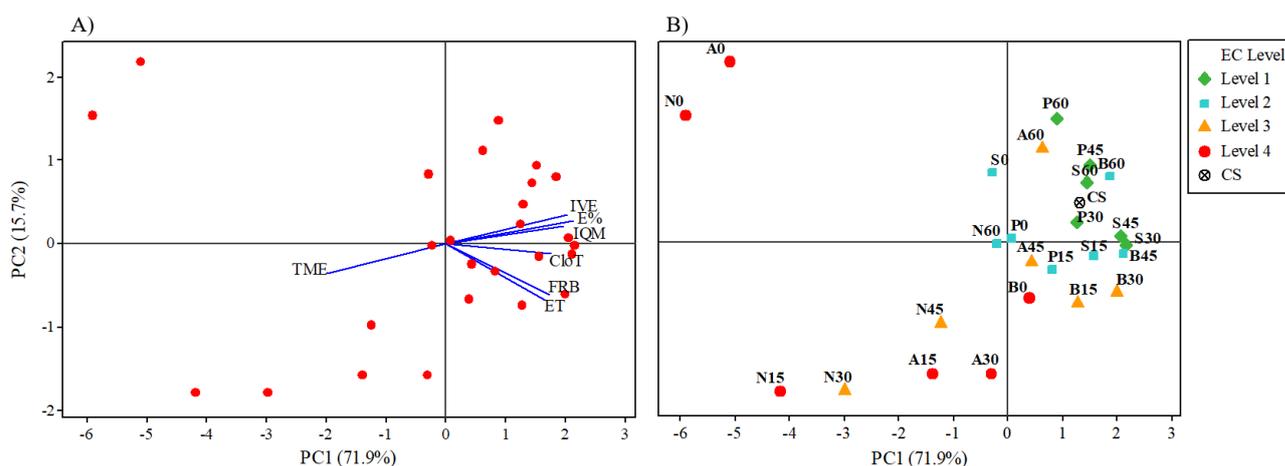
284 **Tabela 4** Emergência, desenvolvimento e qualidade das mudas de alface e propriedades do torrão após
 285 30 dias de cultivo da bandeja
 286 **Table 4** Emergence, development and quality of lettuce seedlings and clod properties after 30-day
 287 culture of tray

Substratos	CRC (%)	E (%)	IVE	TME (dias)	IQM	CloT	FRB	ET
A0	0	10 d	0,5 d	7,1 a	0,0001 c ^M	ND	ND	ND
A15	15	28 c	1,3 d	7,5 a	0,0027 b ^L	0,42 ^{ns}	6,0 c	7,1 a
A30	30	58 b	2,8 c	7,0 a	0,0031 b ^L	0,41 ^{ns}	8,0 a	7,1 a
A45	45	69 b	4,2 b	5,2 b	0,0080 a ^J	0,39 ^{ns}	6,8 b	6,4 ab
A60	60	87 a	5,9 a	4,6 b	0,0089 a ^{IJ}	0,40 ^{ns}	5,1 d	4,8 b
P0	0	77 b	4,1 c	6,1 a	0,0122 b ^{FG}	0,19 b	7,1 b	5,9 ab
P15	15	77 b	4,1 c	6,1 a	0,0148 a ^{AB}	0,31 a	7,8 a	6,5 a
P30	30	84 ab	5,6 b	4,8 b	0,0153 a ^A	0,25 ab	7,9 a	6,3 ab
P45	45	97 a	7,1 a	4,3 b	0,0139 ab ^{BCD}	0,29 a	7,1 b	5,5 bc
P60	60	94 a	6,8 ab	4,3 b	0,0127 b ^{EF}	0,26 ab	5,4 c	4,9 c
S0	0	70 c	3,8 c	5,7 a	0,0124 b ^{FG}	0,27 ^{ns}	4,6 d	5,0 d
S15	15	84 b	5,6 b	4,7 b	0,0133 ab ^{CDEF}	0,36 ^{ns}	8,0 ab	7,0 b
S30	30	97 a	7,1 a	4,2 c	0,0138 a ^{BCD}	0,32 ^{ns}	8,6 a	7,4 ab
S45	45	98 a	7,5 a	4,1 c	0,0114 c ^G	0,35 ^{ns}	7,4 bc	8,0 a
S60	60	93 a	7,4 a	4,0 c	0,0101 d ^H	0,33 ^{ns}	6,8 c	6,1 c
B0	0	82 c	4,3 c	6,0 a	0,0082 d ^J	0,28 ^{ns}	7,1 ab	7,6 ab
B15	15	86 bc	4,8 bc	5,8 a	0,0129 c ^{DEF}	0,33 ^{ns}	8,0 a	8,0 a
B30	30	91 ab	6,0 ab	4,8 b	0,0144 a ^{ABC}	0,31 ^{ns}	8,5 a	8,6 a
B45	45	96 a	6,9 a	4,4 bc	0,0138 ab ^{BCDE}	0,33 ^{ns}	7,9 a	8,1 a
B60	60	98 a	7,5 a	4,0 c	0,0132 bc ^{DEF}	0,36 ^{ns}	6,4 b	6,6 b
N0	0	3,3 c	0,1 c	10,3 ab	0,0000 d ^M	ND	ND	ND
N15	15	3,3 c	0,1 c	11,1 a	0,0009 cd ^M	0,30 ^{ns}	5,5 b	6,0 ^{ns}
N30	30	9,2 c	0,4 c	8,3 b	0,0024 c ^L	0,29 ^{ns}	7,5 a	6,4 ^{ns}
N45	45	29 b	1,7 b	5,8 c	0,0046 b ^K	0,26 ^{ns}	7,0 a	6,1 ^{ns}
N60	60	48 a	3,3 a	4,6 c	0,0096 a ^{HI}	0,27 ^{ns}	6,3 b	6,0 ^{ns}
SC	0	96	7,7	3,9	0,0085 ^{IJ}	0,21	7,6	6,6

288 E: Porcentagem de emergência; IVE: Índice de velocidade de emergência; TME: Tempo médio de emergência;
 289 IQM: Índice de qualidade de mudas; CloT: Clorofila total; FRB: Facilidade de remoção da bandeja; ET:
 290 Estabilidade do torrão; ND: Não determinado; ns: não significativo. Letras minúsculas iguais não apresentam
 291 diferença mínima significativa (LSD) pelo teste F (α : 5%), entre as doses de carvão adicionadas em cada composto
 292 agroindustrial, e as letras sobrescritas maiúsculas iguais não diferem em comparação a todos os substratos.

293 Praticamente, não houve diferença significativa da CloT nas mudas de alface (Tabela 4).
 294 Portanto, não há efeito do carvão, incorporado aos compostos agroindustriais, na concentração de
 295 clorofila das mudas. Entretanto, para as propriedades de torrão (FRB e ET), as porcentagens de carvão
 296 alteraram significativamente essas variáveis após o cultivo (Tabela 4). De modo geral, as doses de
 297 CRC, que mais facilitam a remoção do torrão da bandeja, maior FRB, foram entre 15 e 45%. Doses
 298 maiores ou menores que esse intervalo apresentaram baixa ET e maior dificuldade de remoção (torrão
 299 aderido na bandeja ou destorroado, quando removido).

300 Em síntese, a interpretação da qualidade e do desenvolvimento das mudas, assim como as
 301 propriedades de estabilidade do torrão (Tabela 4), pode ser resumida pela ACP, expressa em duas
 302 componentes principais (CP1 e CP2). Juntas, essas componentes explicaram 87,6% da variância total
 303 dos dados dos substratos. Os gráficos biplot (A e B), gerados com a CP1 e CP2, estão apresentadas na
 304 Figura 1.



305 **Figura 1** Gráficos biplot gerados a partir da ACP com os dois principais componentes (CP1 e CP2).
 306 A) Gráfico de loadings das sete variáveis usadas. B) Scores dos 26 substratos (25 elaborados + SC),
 307 categorizados de acordo com o nível de condutividade elétrica (CE).
 308 **Figure 1** Biplot graphics generated from the ACP with the two main components (PC1 and PC2). A)
 309 Loadings Plot of the seven variables used. B) Score Plot of the 26 substrates (25 elaborated + CS),
 310 categorized according to the level of electrical conductivity (EC).
 311

312 A CP1, com 71,9% de explicação, apresentou correlação positiva com todas as variáveis, exceto
 313 com o TME, a qual se correlacionou de maneira negativa (Figura 1A). Desse modo, o afastamento da
 314 posição dos substratos para a esquerda, ao longo do eixo CP1, indica a emergência mais lenta (maior
 315 TME), apresenta baixo desenvolvimento (menor E e IVE) e menor qualidade (baixo IQM).

316 O Score Plot da Figura 1B, além de evidenciar a posição dos 26 substratos, apresenta a
 317 categorização dos substratos em quatro níveis de CE. Esses níveis foram discriminados por meio do
 318 level 1 ($2 > 5 \text{ dS.m}^{-1}$), level 2 ($5 \geq 6,5 \text{ dS.m}^{-1}$), level 3 ($6,5 > 9 \text{ dS.m}^{-1}$) e level 4 ($9 \geq 18 \text{ dS.m}^{-1}$). Nesse
 319 caso, observa-se que os substratos N0, N15, N30, N45, A0, A15 e A30 (situados na área esquerda do
 320 eixo CP1) proporcionaram os menores valores de E, IVE e IQM, além do maior TME. Todos esses
 321 substratos são discriminados como level 3 ou 4, os maiores níveis de salinidade ($6,5 \geq 18 \text{ mS.m}^{-1}$).
 322 Segundo Gavilanes-Terán et al. (2017), quando os substratos apresentam elevada CE inicial,

323 componentes fitotóxicos inibem a emergência das sementes. Nesse sentido, os compostos
324 agroindustriais, nos quais se utilizaram os agentes estruturantes de capim napier (N) e algodão (A),
325 apresentaram-se como inviáveis para produção de alface Lucy Brown, evidenciando desenvolvimento
326 inapropriado (E e IVE) e baixa qualidade das mudas (IQM) (Tabela 4). O excesso de nutrientes,
327 contidos nesses compostos, causou efeito fitotóxico às mudas de gérbas (Santos et al., 2015).

328 As variáveis FRB e ET são explicadas parte pela CP1, parte pela CP2 (15,7%). Os substratos
329 que apresentaram os maiores valores para essas variáveis foram aqueles elaborados com os compostos
330 empregados da poda de árvores (P), a serragem (S), e o bagaço de cana (B), como agentes estruturantes
331 no processo de compostagem. Já os menores valores para FRB e ET, foram observados nos
332 tratamentos com a presença de capim Napier (N) e algodão (A), desqualificando-os como um bom
333 substrato para produção de mudas. As variáveis FRB e ET tornam-se importantes na avaliação da
334 produção de mudas, pois ambas influenciam em etapas posteriores ao cultivo, como o transporte, o
335 transplante e plantio definitivo (Kratz et al., 2015).

336

337 **Relevância das características dos substratos na qualidade das mudas**

338 Dentre as 13 variáveis químicas, físicas e físico-químicas, analisadas nos substratos, as três mais
339 relevantes (N, CE e pH) são capazes de explicar, de maneira significativa, 81% da qualidade das mudas
340 de alface (IQM). Essa proporção de explicação média do IQM é dada pelo modelo estimado de
341 regressão linear múltipla (RLM) (Eq. 1). Com esse modelo e a partir dos dados de N, CE e pH de
342 substratos elaborados com compostos agroindustriais da CPFC e doses de carvão, é possível prever
343 a qualidade das mudas (IQM), após 30 dias de cultivo, antes mesmo da sementeira.

$$344 \quad \text{IQM} = 0,0435 + 0,00233(\text{N}) - 0,00153(\text{CE}) - 0,00335(\text{pH}) \quad (1)$$

345 Em que: IQM - índice de qualidade de mudas; N - nitrogênio total; CE - condutividade elétrica;
346 pH - potencial hidrogeniônico.

347 O modelo de RLM foi estimado com 48 observações e apresenta-se significativo a 1% ($p < 0,01$)
348 de probabilidade e valor F de 64,4, conforme a análise de variância. Apresentou coeficiente de

349 determinação R^2 de 81,4 % e R^2 ajustado de 80,9%. Esse modelo de RLM (Eq. 1) revelou que, a cada
350 1% de acréscimo no teor de nitrogênio (N) dos substratos, o IQM aumenta 0,00233, quando as outras
351 variáveis permanecerem constantes. Assim, também haverá diminuição em mesmo valor do IQM para
352 cada decréscimo de 1% da concentração de N contida nos substratos.

353 O coeficiente de CE do modelo estimado (Eq. 1) apresentou sinal negativo, isto é, o acréscimo
354 da CE acarreta a diminuição da qualidade das mudas. Interpreta-se que, a cada redução de 1 dS/m na
355 CE, dos substratos, há incremento no IQM de 0,00153. Nesse caso, o modelo evidencia os efeitos
356 prejudiciais da alta salinidade no desenvolvimento das mudas (Spiassi et al., 2015; Gavilanes-Terán et
357 al., 2017). Para a variável pH, o modelo demonstrou que, a cada unidade de pH reduzida, a qualidade
358 das mudas aumenta em 0,00335 o IQM. Devido ao intervalo de pH alcalino (6,9 a 8,9) dos substratos
359 elaborados (Tabela 2), o coeficiente pH foi negativo, demonstrando que, para aumentar o IQM, o pH
360 do substrato deve reduzir, aproximando-se da faixa ideal (5,3 a 6,5). Substratos com pH alcalino
361 desfavorecem a capacidade de troca de cátions, diminuindo a absorção de nutrientes (Abad et al., 2001)
362 e, por consequência, incorporando menor massa, verificado pelo menor IQM (Tabela 4). O aumento
363 no IQM corresponde à capacidade dos substratos em proporcionar plantas com melhor distribuição de
364 massa (Meng et al., 2018).

365

366 **Elaboração de substratos para a máxima qualidade e maior facilidade de remoção da bandeja**

367 A dose ideal de carvão necessária para que as mudas atinjam a qualidade máxima ($IQM_{máx}$) e a
368 maior facilidade máxima de remoção da bandeja ($FRB_{máx}$) para cada composto agroindustrial estudado
369 (A, P, S, B e N), foi determinada extraíndo o ponto máximo das funções quadráticas dos modelos
370 estimados. As doses ideais de carvão, para atingir o $IQM_{máx}$ teórico, estão apresentadas na Tabela 5.

371 O modelo quadrático só não foi significativo para as misturas derivadas dos compostos
372 orgânicos em que se utilizaram os resíduos de desfibrilação de algodão (A) e capim Napier (N) como
373 fonte de carbono no processo de compostagem. Isso ocorreu em função das características químicas

374 desses dois compostos orgânicos, principalmente, a elevada salinidade (Tabela 2), level 3 e 4 ($6,5 \geq 18$
375 mS.m^{-1}) (Figura 1B).

376 **Tabela 5** Porcentagem de carvão (dose ideal) a ser adicionada em cada composto agroindustrial para
377 atingir o IQM máximo teórico

378 **Table 5** Percentage of charcoal (ideal dose) to be added in each agro-industrial compost to reach the
379 maximum theoretical IQM

Composto	Dose ideal (%carvão)	$\text{IQM}_{\text{máx}} \text{ teórico}$	Modelo quadrático	p-valor	$\text{R}^2 \text{ ajust.}$
A	≥ 60	0,0091	$\text{IQM A} = 0,00013 + 0,000131(\text{carvão}) + 0,000000(\text{carvão})^2$	0,707	ns
P	33,0	0,0152	$\text{IQM P} = 0,01239 + 0,000183(\text{carvão}) - 0,000003(\text{carvão})^2$	0,002	70%
S	24,0	0,0136	$\text{IQM S} = 0,01247 + 0,000096(\text{carvão}) - 0,000002(\text{carvão})^2$	0,003	82%
B	39,6	0,0147	$\text{IQM B} = 0,00846 + 0,000317(\text{carvão}) - 0,000004(\text{carvão})^2$	0,000	93%
N	≥ 60	0,0081	$\text{IQM N} = 0,00020 - 0,000017(\text{carvão}) + 0,000003(\text{carvão})^2$	0,305	ns

380 Apesar da adição do carvão causar uma diminuição dos valores de CE, mesmo com o acréscimo
381 de 60% de carvão, na composição do substrato, não se atingiu a condição ideal para o desenvolvimento
382 das mudas, o que desqualifica ambos para utilização como substrato. Para essas duas fontes, quanto
383 mais carvão se acrescentou, maior foi o IQM, demonstrando um comportamento linear e não função
384 quadrática (não significativo) (Tabela 5). Com isso, é possível afirmar que, para atingir o $\text{IQM}_{\text{máx}}$
385 teórico, para A e N, seriam necessárias doses maiores ou iguais a 60% de carvão ($\geq 60\%$).

386 Com relação aos outros três substratos, provenientes do uso dos compostos orgânicos em que se
387 utilizaram podas de árvores (P), serragem (S) e bagaço de cana-de-açúcar (B), os modelos de regressão
388 evidenciaram que, para as mudas de alface atingirem o índice $\text{IQM}_{\text{máx}}$, as doses, em peso, de carvão a
389 serem adicionas a esses compostos são de 33; 24 e 39,6%, respectivamente. Azevedo et al. (2010)
390 afirmam que o IQM é um bom indicador de qualidade de muda, pois, no seu cálculo, leva em
391 consideração a robustez e o equilíbrio da distribuição da biomassa na muda.

392 Para a facilidade de remoção máxima do torrão da bandeja ($\text{FRB}_{\text{máx}}$), as doses ideais de carvão
393 foram encontradas para cada composto (A, P, S, B e N) e estão resumidas na Tabela 6. A FRB é um
394 parâmetro importante, visto que a agregação do torrão propiciará à muda melhores condições de
395 sobrevivência no campo, após o transplântio. Boene et al. (2013) avaliaram a facilidade de retirada das
396 mudas do tubete e a agregação das raízes ao substrato. Os autores constataram que componentes de

397 substrato, como casca de arroz carbonizada e a fibra de coco, apresentaram-se como materiais muito
 398 soltos, dificultando a agregação das raízes ao torrão e, conseqüentemente, a remoção do tubete sem
 399 danificar a muda.

400 **Tabela 6** Porcentagem de carvão (dose ideal) a ser adicionada em cada composto agroindustrial para
 401 atingir o FRB máximo teórico

402 **Table 6** Percentage of charcoal (ideal dose) to be added in each agro-industrial compost to reach the
 403 maximum theoretical FRB

Composto	Dose ideal (%carvão)	FRB _{máx} teórico	Modelo quadrático	p-valor	R ² ajust.
A	34,5	7,7	FRB A = 2,906 + 0,276(carvão) - 0,00403(carvão) ²	0,002	85%
P	23,0	8,0	FRB P = 7,016 + 0,083(carvão) - 0,00182(carvão) ²	0,000	98%
S	34,2	8,6	FRB S = 4,939 + 0,212(carvão) - 0,00313(carvão) ²	0,001	81%
B	26,6	8,4	FRB B = 7,061 + 0,101(carvão) - 0,00186(carvão) ²	0,002	72%
N	38,8	7,4	FRB N = 2,688 + 0,241(carvão) - 0,00306(carvão) ²	0,002	85%

404 No presente estudo, constatou-se que os substratos que receberam as maiores notas na avaliação
 405 da FRB (>8,0) foram aqueles empregados da poda de árvores (P), serragem (S) e bagaço de cana (B),
 406 como agentes estruturantes no processo de compostagem. Com isso, infere-se que mudas oriundas
 407 desses substratos apresentarão melhor desenvolvimento a campo e maior sobrevivência (Kratz et al.,
 408 2015). As doses, em peso de carvão, necessárias para que os substratos elaborados com P, S e B atinjam
 409 a FRB_{máx} teórica, são 23; 34,2 e 26,6%, respectivamente. A média das doses de carvão ideais para
 410 IQM_{máx} e FRB_{máx}, desses substratos, são 28; 29 e 33%, respectivamente. Portanto, para a elaboração
 411 de substratos provenientes de compostos agroindustriais, da CPFC e CRC, com máxima qualidade e
 412 maior facilidade de remoção da bandeja, a porcentagem de carvão, em média, recomendada é de
 413 aproximadamente 30% em peso.

414

415

416 CONCLUSÕES

417

418 A adição de resíduo de CRC em compostos orgânicos reduz a CE dos substratos. Os compostos
 419 orgânicos, provenientes da compostagem de resíduos da CPFC, em que se utilizam, como agente

420 estruturante, os resíduos da desfibrilação de algodão ou capim Napier, não são adequados para a
421 elaboração de substratos para a produção de mudas hortícolas.

422 Dentre as variáveis químicas, físicas e físico-químicas dos substratos, o teor de nitrogênio total,
423 a CE e o pH são as variáveis mais relevantes para explicar o índice de qualidade das mudas (IQM),
424 enquanto que a porcentagem de carvão, adicionada aos substratos, determina a facilidade de remoção
425 do torrão da bandeja.

426 A adição de 30%, em peso, de resíduo de carvão de caldeira, em compostos orgânicos -
427 provenientes da compostagem de resíduos da CPFC, em que se utilizam poda de árvores urbanas,
428 serragem e bagaço de cana triturado, como agente estruturante -, permitem a obtenção de mudas com
429 qualidade superior ao substrato comercial e ótima facilidade de remoção da bandeja.

430

431

432 **AGRADECIMENTOS**

433 Agradecemos à Universidade Estadual do Oeste do Paraná e ao apoio da Coordenação de
434 Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001

435

436

437 **REFERÊNCIAS**

438

439 Abad M, Noguera P, Burés S (2001) National inventory of organic wastes for use as growing
440 media for ornamental potted plant production: Case study in Spain. *Bioresource Technology*
441 77(2):197-200. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00152-8](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00152-8)

442 Arnon DI (1949) Copper enzymes in isolated chloroplasts. Polyphenoloxidase in *Beta vulgaris*.
443 *Plant Physiology* 24(1):1-15. DOI: <https://doi.org/10.1104/pp.24.1.1>

- 444 Azevedo IMG, Alencar RM, Barbosa AP, Almeida NO (2010) Estudo do crescimento e
445 qualidade de mudas de marupá (*Simarouba amara* Aubl.) em viveiro. *Acta Amazonica* 40
446 (1):157-164. DOI: <https://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672010000100020>
- 447 Bernardi FH, Costa MSSM, Costa LAM, Damaceno FM, Chiarelotto M (2018) Microbiological
448 activity during the composting of wastes from broiler productive chain. *Engenharia Agrícola*
449 38(5): 741-750. DOI: <https://dx.doi.org/10.1590/1809-4430-eng.agric.v38n5p741-750/2018>
- 450 Bilderback TE, Warren SL, Owem JR, Albano JP (2005) Healthy substrates need physicals too!
451 *HortTechnology* 15(4):747–751.
- 452 Boene HCAM, Nogueira AC, Sousa NJ, Kratz D, Souza PVD (2013) Efeitos de diferentes
453 substratos na produção de mudas de *Sebastiania commersoniana*. *Floresta* 43(3):407-420. DOI:
454 <http://dx.doi.org/10.5380/ufv.v43i3.25789>
- 455 Bustamante MA, Paredes C, Moral R, Agulló E, Pérez-Murcia MD, Abad M (2008) Composts
456 from distillery wastes as peat substitutes for transplant production. *Resources, Conservation*
457 *and Recycling* 52(5):792-799. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2007.11.005>
- 458 Carmo DL, Silva CA (2012) Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em
459 resíduos orgânicos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 36(4):1211-1220. DOI:
460 <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832012000400015>
- 461 Carneiro JGA (1995) Produção e controle de qualidade de mudas florestais. Curitiba:
462 UFPR/FUPEF. 451p.
- 463 Costa MSSM, Bernardi FH, Costa LAM, Pereira DC, Lorin HEF, Rozatti MAT, Carneiro LJ
464 (2017) Composting as a cleaner strategy to broiler agro-industrial wastes: Selecting carbon
465 source to optimize the process and improve the quality of the final compost. *Journal of Cleaner*
466 *Production* 142:2084–2092. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.11.075>
- 467 Costa MSSM, Lorin HEF, Costa LAM, Cestonaro T, Pereira DC, Bernardi FH (2016)
468 Performance of four stabilization bioprocesses of beef cattle feedlot manure. *Journal of*
469 *Environmental Management* 181:443–448. DOI:

- 470 <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.003>
- 471 Dickson A, Leaf AL, Hosner JF (1960) Quality appraisal of white spruce and white pine
472 seedling stock in nurseries. The Forestry Chronicle 36(1):10-13. DOI:
473 <https://doi.org/10.5558/tfc36010-1>
- 474 Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2009) Manual de análises químicas
475 do solo, plantas e fertilizantes. 2.ed. Brasília: Embrapa informação tecnológica. 627p.
- 476 GÁVILAN, M.U. Tratado de cultivo sin suelo. 3. ed. Almería, ES: S.A. Mundi-pensa. 2004.
- 477 Gavilanes-Terán I, Jara-Samaniego J, Idrovo-Novillo J, Bustamante MA, Pérez-Murcia MD,
478 Pérez-Espinosa A, López M, Paredes C (2017) Agroindustrial compost as a peat alternative in
479 the horticultural industry of Ecuador. Journal of Environmental management 186(1):79-87.
480 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.045>
- 481 Kaudal BB, Chen D, Madhavan DB, Downie A, Weatherley A (2016) An examination of
482 physical and chemical properties of urban biochar for use as growing media substrate. Biomass
483 and Bioenergy 84:49-58. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.11.012>
- 484 Kratz D, Nogueira AC, Wendling I, Souza PVD (2015) Substratos renováveis para produção
485 de mudas de *Mimosa scabrella*. Floresta 45(2):393-408. DOI:
486 <http://dx.doi.org/10.5380/ufv.v45i2.31249>
- 487 Kratz D, Wendling I (2013) Produção de mudas de *Eucalyptus dunnii* em substratos renováveis.
488 Floresta 43(1):125-136. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/ufv.v43i1.25989>
- 489 Lorin HEF, Costa MSSM, Costa LAM, Pereira DC, Carneiro LJ (2016) Stabilization of
490 confined beef cattle manure: characteristics of produced fertilizers. Engenharia Agrícola
491 36(5):877-885. DOI: <https://dx.doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v36n5p877-885/2016>
- 492 Maguire JD (1962) Speed of germination: Aid in selection and evaluation for seedling
493 emergence and vigor. Crop Science 2(2):176-177.
- 494 Malavolta E, Vitti GC, Oliveira AS (1997) Avaliação do estado nutricional das plantas:
495 princípios e aplicações. 2. ed. Piracicaba: POTAFOS, 319 p.

- 496 Méndez A, Paz-Ferreiro J, Gil E, Gascó G. (2015) The effect of paper sludge and biochar
497 addition on brown peat and coir based growing media properties. *Scientia Horticulturae* 193:
498 225–230. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2015.07.032>
- 499 Menezes Júnior FOG, Fernandes HS, Mauch CR, Silva JB (2000) Caracterização de diferentes
500 substratos e seu desempenho na produção de mudas de alface em ambiente protegido.
501 *Horticultura Brasileira* 18(3):164-170. DOI: [https://dx.doi.org/10.1590/S0102-](https://dx.doi.org/10.1590/S0102-05362000000300004)
502 [05362000000300004](https://dx.doi.org/10.1590/S0102-05362000000300004)
- 503 MENG X, D. J, ZHANG Y, WANG X, ZHU W, YUAN X, YUAN H, CUI Z (2018) Composted
504 biogas residue and spent mushroom substrate as a growth medium for tomato and pepper
505 seedlings. *Journal of environmental management* 216:62-69. DOI:
506 <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.056>
- 507 Milori DMBP, Galetti HVA, Martin-Neto L, Dieckow J, González-Pérez M, Bayer C, Salton J
508 (2006) Organic Matter Study of Whole Soil Samples Using Laser-Induced Fluorescence
509 Spectroscopy. *Soil Science Society of America Journal* 70(1): 57-63. DOI:
510 <https://dx.doi.org/10.2136/sssaj2004.0270>
- 511 Moraes PLD, Dias NS, Oliveira AM, Sousa Neto ON, Sarmiento JDA, Gonzaga MIS (2018)
512 Effects of nutrient solution salinity on the physiological performance of melon cultivated in
513 coconut fiber. *Revista Caatinga*, 31(3), 713-718. [https://dx.doi.org/10.1590/1983-](https://dx.doi.org/10.1590/1983-21252018v31n321rc)
514 [21252018v31n321rc](https://dx.doi.org/10.1590/1983-21252018v31n321rc)
- 515 Nieto A, Gascó G, Paz-Ferreiro J, Fernández JM, Plaza C, Méndez A (2016) The effect of
516 pruning waste and biochar addition on brown peat based growing media properties. *Scientia*
517 *Horticulturae* 199:142-148. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2015.12.012>
- 518 Santos FT, Ludwig F, Costa LAM, Costa MSSM (2015) Nutrition and growth of potted gerbera
519 according to mineral and organic fertilizer. *Ornamental Horticulture* 21(2):251-258. DOI:
520 <https://doi.org/10.14295/aohl.v21i2.750>
- 521 Spiassi A, Santos FT, Nobrega LHP, Cestonaro T, Costa MSSM (2015) Toxicity of

- 522 biofertilizers on seeds of lettuce and maize. *Científica* 43(2):156-164. DOI:
523 <http://dx.doi.org/10.15361/1984-5529.2015v43n2p156-164>
- 524 Stahel, WR (2016) The Circular economy. *Nature*. 531:435-438. DOI:
525 <http://dx.doi.org/10.1038/531435a>
- 526 Tian Y, Sun X, Li S, Wang H, Wang L, Cao J, Zhang L (2012) Biochar made from green waste
527 as peat substitute in growth media for *Calathea rotundifolia* cv. *Fasciata*. *Scientia Horticulturae*
528 143:15-18. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2012.05.0>

