

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUÍMICA APLICADA

THIAGO EDUARDO DE ALMEIDA

ESTUDO DA COMPOSTAGEM DE TABACO DE CIGARROS CONTRABANDEADOS
MISTURADO A LODO DE ETE POR MEIO DE ANÁLISES CONVENCIONAIS E
ESPECTROSCÓPICAS

PONTA GROSSA
2015

THIAGO EDUARDO DE ALMEIDA

ESTUDO DA COMPOSTAGEM DE TABACO DE CIGARROS CONTRABANDEADOS
MISTURADO A LODO DE ETE POR MEIO DE ANÁLISES CONVENCIONAIS E
ESPECTROSCÓPICAS

Dissertação apresentada para a obtenção do título de Mestre em Química Aplicada no Programa de Pós-Graduação em Química Aplicada da Universidade Estadual de Ponta Grossa.

Orientador: Prof. Dr. Sandro Xavier de Campos

PONTA GROSSA
2015

A447e Almeida, Thiago Eduardo de
Estudo da compostagem de tabaco de cigarros contrabandeados misturado a lodo de ETE por meio de análises convencionais e espectroscópicas/ Thiago Eduardo de Almeida. Ponta Grossa, 2015.
93f.; il.

Dissertação (Mestrado em Química Aplicada – Área de Concentração: Química), Universidade Estadual de Ponta Grossa.

Orientador: Prof. Dr. Sandro Xavier de Campos

1.Compostagem. 2. Tabaco. 3. Cigarros contrabandeados. 4. Análises espectroscópicas. 5. Lodo de ETE. I. Campos, Sandro Xavier de. II, Universidade Estadual de Ponta Grossa. Mestrado em Química Aplicada. III. T.

CDD: 543

TERMO DE APROVAÇÃO

THIAGO EDUARDO DE ALMEIDA


**“ESTUDO DA COMPOSTAGEM DE TABACO DE CIGARROS
CONTRABANDEADOS MISTURADO A LODO DE ETE POR MEIO
DE ANÁLISES CONVENCIONAIS E ESPECTROSCÓPICAS.”**

Dissertação aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Química Aplicada da Universidade Estadual de Ponta Grossa, pela seguinte banca examinadora.

Orientador:


Prof. Dr. Sandro Xavier de Campos
UEPG/PR


Prof. Dr. Carlos Magno de Sousa Vidal
UNICENTRO/PR


Prof.ª Dr.ª Elizabeth Weinhardt de Oliveira Scheffer
UEPG/PR

Ponta Grossa, 8 de maio de 2015.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus e aos meus protetores.

Agradeço à minha mãe Telma e família pelo apoio.

Agradeço ao Prof. Dr. Sandro Xavier de Campos pela orientação recebida. Agradeço-o por acreditar em mim, pelo apoio e compreensão nos momentos difíceis. A ele meu respeito e gratidão.

Agradeço à Delegacia da Receita Federal do Brasil, 9ª Região Fiscal, em Ponta Grossa e ao Senhor Delegado Gustavo Luis Horn pelo fornecimento dos cigarros contrabandeados para a realização da pesquisa.

Agradeço à empresa fornecedora do lodo de ETE para a realização da pesquisa.

Agradeço ao meu colega de Grupo de Pesquisa Cleber e minhas colegas, também do mesmo grupo, Cinthia, Rosimara, Tatiana e Carmen pelo apoio e auxílio nos momentos oportunos.

Às alunas de Iniciação Científica Maísa, Pamela e Aline.

Às técnicas do Complexo de Laboratórios Multiusuários da UEPG pela ajuda nas análises espectroscópicas.

Ao Programa de Pós-Graduação em Química Aplicada da UEPG.

Ao Professor Dr. João Carlos de Moraes Sá do Curso e da Pós-Graduação em Agronomia e ao seu aluno Daniel Ruiz Potma Gonçalves pela realização das análises elementares.

À Capes pela bolsa concedida.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

EPÍGRAFE

Foi o tempo que perdeste com tua rosa que fez tua rosa tão importante.

(O Pequeno Príncipe, Antoine de Saint-Exupéry).

DEDICATÓRIA

Ao meu avô materno José Alvacir e meu amigo Lauro (*in memoriam*) dedico.

RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo estudar a compostagem de tabaco de cigarros contrabandeados misturado a lodo de estação de tratamento de esgoto industrial em cinco leiras revolvidas. Em três leiras utilizaram-se cepilhos de madeira como agentes de volume e em outras duas, poda de jardinagem. Durante o processo, foram realizadas análises de físico-químicas (temperatura, umidade, pH, razão C/N, teor de cinzas), biológicas (índice de germinação de sementes) e espectroscópicas (Ultravioleta-Visível e Infravermelho). Além disso, verificaram-se as granulometrias dos resíduos (tabaco, poda de jardinagem e cepilhos de madeira) para saber se os tamanhos das partículas dos mesmos estavam dentro da faixa recomendada para processos de compostagem. Observou-se que as granulometrias dos resíduos estavam adequadas para a realização da compostagem. Todas as leiras apresentaram temperaturas na fase termofílica consideradas ideais para a eliminação de patógenos. Os testes de fitotoxicidade e as análises da razão C/N mostraram que os compostos estavam maturados nos 180 dias do processo. Ocorreram aumentos nos teores de cinzas dos compostos com o decorrer do tempo de compostagem, o que indicou a mineralização da matéria orgânica. Os resultados das análises espectroscópicas indicaram que o processo de compostagem estava ocorrendo de forma adequada para todas as leiras, pois demonstram a degradação de estruturas simples e a formação de grupos complexos (substâncias húmicas). As razões E_2/E_4 sugeriram que inicialmente ocorreu a degradação de lignina nas leiras estudadas e que, principalmente na fase de cura, ocorreu a formação de estruturas aromáticas não condensadas ligadas a funções oxigenadas. Os resultados referentes às razões E_4/E_6 indicaram que as leiras apresentaram valores finais destas razões semelhantes aos valores observados para os ácidos húmicos do solo. Os resultados de infravermelho demonstraram absorções na região de 1647 a 1652 cm^{-1} , sendo isto uma característica de compostos humificados. O conjunto de resultados obtidos indica que a compostagem utilizando tabaco de cigarros contrabandeados e lodo de estação de tratamento de esgoto industrial, nas condições desenvolvidas neste trabalho, constitui-se como uma alternativa ambientalmente adequada para o tratamento/reaproveitamento tanto do tabaco quanto do lodo.

Palavras-Chave: compostagem, tabaco, cigarros contrabandeados, análises espectroscópicas, lodo de ETE

ABSTRACT

The present work aimed to study the composting of the tobacco of the cigarettes smuggled mixed with industrial sewage sludge into five piles. In three piles were used wood shavings as bulking agents and other two piles, gardening pruning. During the process, were performed physical and chemical analysis (temperature, humidity, pH, C/N ratio, ash content), biological (seed germination index) and spectroscopic (Ultraviolet-Visible and Infrared). Furthermore, they were verified the granulometry of the waste (tobacco, gardening pruning and wood shavings) to see if the particle sizes thereof were within the recommended range for composting processes. It was observed that the granulometry of the residues were adequate for achieving composting. All piles had temperatures in the thermophilic stage considered ideal for the elimination of pathogens. Phytotoxicity tests and analyzes of the C/N ratio showed that the compounds were matured at 180 days of the process. The increase in the ash content of the compounds over the course of the composting time indicated the mineralization of organic matter. The results of the spectroscopic analysis indicated that the composting process has occurred properly for all piles, because showed the degradation of the simple structures and the formation of complex groups (humic substances). The ratios E_2/E_4 suggested that initially occurred lignin degradation in the piles studied and that, especially in the curing phase, occurred the formation of non-condensed aromatic structures linked to oxygen function. The results of the ratios E_4/E_6 indicated that the piles had final values of these ratios similar to those observed for humic acids of the soil. The infrared results showed absorptions in the region $1647-1652\text{ cm}^{-1}$, this being a characteristic of humic compost. The set of results indicates that the composting using the tobacco of the contraband cigarettes and industrial sewage sludge, in the conditions developed in this work, is an environmentally suitable alternative for the treatment/reuse as much tobacco as sewage sludge.

Key-words: composting, tobacco, contraband cigarettes, spectroscopic analysis, sewage sludge.

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRAF	Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas
ACT	Aliança de Controle do Tabagismo
AF	Ácidos Fúlvicos
AH	Ácidos Húmicos
AP	Agentes Patogênicos
AV	Agentes de Volume
CFTFK	Campaign for Tobacco-Free Kids (Campanha para as Crianças Livres de Tabaco)
CM	Cepilhos de Madeira
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COP	Compostos Orgânicos Persistentes
E ₂ /E ₄	Razão entre as absorbâncias 270 nm e 407 nm
E ₄ /E ₆	Razão entre as absorbâncias 465nm e 665 nm
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
IGS	Índice de Germinação de Sementes
IV	Infravermelho
LC10	Leira utilizando cepilhos de madeira, tabaco de cigarros contrabandeados e lodo de ETE, com razão C/N inicial igual a 10
LC20	Leira utilizando cepilhos de madeira, tabaco de cigarros contrabandeados e lodo de ETE, com razão C/N inicial igual a 20
LC30	Leira utilizando cepilhos de madeira, tabaco de cigarros contrabandeados e lodo de ETE, com razão C/N inicial igual a 30
LM	Lascas de Madeira
LP10	Leira utilizando poda de jardinagem, tabaco de cigarros contrabandeados e lodo de ETE, com razão C/N inicial igual a 10

LP20	Leira utilizando poda de jardinagem, tabaco de cigarros contrabandeados e lodo de ETE, com razão C/N inicial igual a 20.
MO	Matéria Orgânica
NBR	Norma Brasileira Registrada
PJ	Poda de Jardinagem
PT	Palha de Trigo
SE	Serragem
SH	Substâncias Húmicas
TCC	Tabaco de Cigarros Contrabandeados
UV-Vis	Ultravioleta-Visível
WHO	World Health Organization (Organização das Nações Unidas)

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Esquema representativo do processo de compostagem	18
Figura 2 – Representação das fases da compostagem decorrentes das variações da temperatura.....	22
Figura 3 – Álcoois precursores e unidades aromáticas presentes na lignina.....	35
Figura 4 – Quarteamento segundo a ABNT	45
Figura 5 – Triturador de resíduos utilizado nas triturações	47
Figura 6 – Resíduos utilizados nas montagens das leiras.....	47
Figura 7 – Processo de trituração do tabaco	48
Figura 8 – Leiras Montadas	52
Figura 9 – Temperatura média da LC10 e Temperatura Ambiente.....	57
Figura 10 – Temperatura Média da LC20 e Temperatura Ambiente	58
Figura 11 – Temperatura Média da LC30 e Temperatura do Ambiente	58
Figura 12 – Temperatura Média da LP10 e Temperatura Ambiente.....	59
Figura 13 – Temperatura Média da LP20 e Temperatura Ambiente.....	59
Figura 14 – Teor de Umidade das Leiras	63
Figura 15 – Valores Médios de pH das Leiras	64
Figura 16 – Razões C/N para a LC10, LC20, LC30, LP10 e LP20	66
Figura 17 – Variações nos Teores de Cinzas das Leiras em Função do Tempo	68
Figura 18 – Espectros de UV-Vis para a LC10.....	72
Figura 19 – Espectros de UV-Vis para a LC10 (destaque para a região de 200 a 400 nm)	72
Figura 20 – Espectros de UV-Vis para a LC20.....	73
Figura 21 – Espectros de UV-Vis para a LC20 (destaque para a região de 200 a 400 nm)	73
Figura 22 – Espectros de UV-Vis da LC30.....	74
Figura 23 – Espectros de UV-Vis da LC30 (destaque para a região de 200 a 400 nm)	74
Figura 24 – Espectros de UV-Vis para a LP10	75
Figura 25 – Espectros de UV-Vis para a LP10 (destaque para a região de 200 a 400 nm)	75
Figura 26 – Espectros de UV-Vis para a LP20	76
Figura 27 – Espectros de UV-Vis para a LP20 (destaque para a região de 200 a 400 nm)	76
Figura 28 – Razões E_2/E_4 das leiras	77
Figura 29 – Razões E_4/E_6 das leiras	79
Figura 30 – Espectros de IV da LC10	81
Figura 31 – Espectros de IV da LC20	81
Figura 32 – Espectros de IV da LC30	82
Figura 33 – Espectros de IV da LP10.....	82
Figura 34 – Espectros de IV da LP20.....	83

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Classificação Qualitativa do Índice de Germinação de Sementes.....	38
Tabela 2 – Principais grupos de absorção no IV para as SH.....	43
Tabela 3 – Algumas Características do lodo de ETE Utilizado nos Experimentos	48
Tabela 4 – Concentrações de Parâmetros Obtidos no Lixiviado do lodo de ETE e Comparação com os Limites Máximos Estabelecidos pela NBR 10004:2004	49
Tabela 5 – Concentrações de Parâmetros Obtidos no Solubilizado do lodo de ETE e Comparação com os Limites Máximos Estabelecidos pela NBR 10004:2004	49
Tabela 6 – Teores de C e N e Razão C/N dos resíduos de PJ, TCC, Lodo de ETE e CM	51
Tabela 7 – Características das Leiras	52
Tabela 8 – Teores Médios de Umidade dos Resíduos de TCC, CM, PJ e lodo de ETE	62
Tabela 9 – pH dos Resíduos de TCC, CM, PJ e lodo de ETE.....	64
Tabela 10 – Índices de Germinação de Sementes	70

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 – Percentual Relativo da Germinação de Sementes (RSG – Relative Seed Germination).....	38
Equação 2 – Percentual Relativo do Comprimento de Raízes (RRG – Relative Root Growth)	38
Equação 3 – Índice de Germinação de Sementes	38
Equação 4 – Equação para determinação da razão C/N	51

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
2 REVISÃO DA LITERATURA	18
2.1 TRATAMENTOS DE RESÍDUOS PELO MÉTODO DA COMPOSTAGEM	18
2.2 FATORES QUE AFETAM O PROCESSO DE COMPOSTAGEM	21
2.2.1 Temperatura	21
2.2.2 Razão C/N	23
2.2.3 Umidade	24
2.2.4 pH.....	25
2.2.5 Tamanho das partículas e porosidade.....	25
2.2.6 Revolvimento das leiras e aeração	26
2.3 TRATAMENTOS DE RESÍDUOS DE TABACO, DE LODO DE ETE, DE MADEIRA E DE PODA PELO PROCESSO DE COMPOSTAGEM.....	27
2.4 CARACTERÍSTICAS DOS MATERIAIS LIGNOCELULÓSICOS E A INFLUÊNCIA NA COMPOSTAGEM.....	34
2.5 TÉCNICAS ANALÍTICAS UTILIZADAS PARA A DETERMINAÇÃO DA MATURAÇÃO E ESTABILIDADE EM PROCESSOS DE COMPOSTAGEM	36
2.5.1 Índice de Germinação de Sementes	37
2.5.2 Teor de Cinzas.....	39
2.5.3 Análises Espectroscópicas.....	40
2.5.3.1 Espectroscopia na região do ultravioleta-visível (UV-Vis).....	40
2.5.3.2 Espectroscopia na região do Infravermelho (IV)	42
3 OBJETIVOS	44
3.1 OBJETIVO GERAL	44
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	44
4 MATERIAIS E MÉTODOS	44
4.1 AMOSTRAGEM E ARMAZENAMENTO DAS AMOSTRAS	44
4.2 PREPARAÇÕES DOS RESÍDUOS UTILIZADOS NAS LEIRAS	46
4.3 VERIFICAÇÕES DOS TAMANHOS DAS PARTÍCULAS (GRANULOMETRIA) ...	50
4.4 MONTAGENS DAS LEIRAS.....	50
4.5 REVOLVIMENTOS DAS LEIRAS	53
4.6 ANÁLISES FÍSICAS E QUÍMICAS	53
4.6.1 Temperatura	53

4.6.2 Umidade	53
4.6.3 pH.....	53
4.6.4 Análise Elementar	54
4.6.5 Teor de Cinzas.....	54
4.6.6 Índice de Germinação de Sementes	54
4.7 ANÁLISES ESPECTROSCÓPICAS	55
4.7.1 Espectroscopia de Absorção Molecular na Região do Ultravioleta-Visível (UV-Vis)	55
4.7.2 Espectroscopia na Região do Infravermelho.....	55
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	56
5.1 RESULTADOS DE GRANULOMETRIA	56
5.2 RESULTADOS DE TEMPERATURAS.....	57
5.3 RESULTADOS DE UMIDADE	62
5.4 RESULTADOS DE pH.....	64
5.5 RESULTADOS DA RAZÃO C/N	65
5.6 VARIAÇÕES DOS TEORES DE CINZAS	68
5.7 RESULTADOS DE FITOTOXICIDADE.....	70
5.8 RESULTADOS DAS ANÁLISES ESPECTROSCÓPICAS.....	71
5.8.1 Resultados da Espectroscopia de Absorção Molecular no UV-Vis	71
5.8.2 Resultados das Análises de Infravermelho.....	80
6 CONCLUSÕES.....	84
7 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	85
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	86

1 INTRODUÇÃO

Atualmente é possível observar um exacerbado aumento na geração de resíduos, sendo que estes são frutos do atual padrão consumista de desenvolvimento, que explora excessivamente e constantemente os recursos naturais. A industrialização, a aglomeração dos indivíduos nos grandes centros urbanos, as mudanças nos hábitos das pessoas acarretaram em aumento na produção de lixo e demais resíduos.

Dentre esses resíduos encontram-se o Lodo de Estação de Tratamento de Esgoto (lodo de ETE), os cigarros contrabandeados e outros resíduos sólidos, tais como os de madeira e de poda.

No Brasil, o índice médio de tratamento de esgotos coletados foi de 69,4 % em 2013. O volume de esgotos tratados passou de 3,586 bilhões de m³ em 2012 para 3,624 bilhões de m³ em 2013, o que corresponde a um aumento de 1,1 % (BRASIL, 2014).

Como resultado desse tratamento dos esgotos, além dos tratamentos dos esgotos industriais, tem-se a formação do lodo de ETE. A produção do lodo de ETE é uma característica intrínseca aos processos de tratamento de esgotos. Trata-se de um resíduo produzido durante o processo de tratamento das águas residuárias que pode (caso não tratado) trazer riscos à saúde humana e ao ambiente, podendo conter, dentre outras substâncias tóxicas, metais pesados e patógenos em concentrações nocivas à saúde humana e ao ambiente (BRASIL, 2006).

Em 2010, estimativas apontavam que a produção de lodo no Brasil estava na faixa de 150 a 220 mil toneladas de matéria seca por ano, considerando que somente 30 % da população urbana tinha esgoto coletado e tratado (PEDRÓZA et al., 2010).

Em relação aos cigarros contrabandeados, percebe-se a grande quantidade destes produtos apreendida todos os anos pela Receita Federal do Brasil. No primeiro semestre de 2013 foram apreendidos 83.794.454 maços de cigarros. Já no primeiro semestre de 2014 foram apreendidos 89.190.058 maços (1,78 bilhão de cigarros), o que corresponde a um aumento de 6,44 % na apreensão. O montante apreendido no primeiro semestre de 2014 gerou um valor de 234,7 milhões de reais (BRASIL, 2015).

Joossens et al. (2009) consideram que 11,6 % do mercado global de cigarros é ilícito, o que equivale a 657 bilhões de cigarros por ano, gerando uma perda de 40 bilhões de dólares em receitas. Os mesmos autores relatam que caso este mercado fosse eliminado, os governos ganhariam pelo menos 31 bilhões de dólares e a partir de 2030 iriam salvar mais de 160 mil vidas por ano.

No ano de 2012, a União Europeia apreendeu 246.388.880 cigarros ilícitos, sendo os maiores fornecedores a China (42 %) e os Emirados Árabes Unidos (36 %) (EUROPEAN COMMISSION, 2013). Os cigarros contrabandeados causam significativas perdas em arrecadação de impostos, prejudicam os fabricantes legítimos, fornecedores e distribuidores.

No que diz respeito ao setor brasileiro de base florestal, observa-se que em 2012 16,4 % de toda madeira de florestas plantadas no Brasil foram utilizadas para a produção de serrados e 35,2 % para a produção de celulose. Os principais importadores dos produtos florestais brasileiros em 2012 foram a Argentina, Alemanha e China (importações de papel, compensados e celulose, respectivamente) e os Estados Unidos (importações de painéis e madeira serrada). Todas essas atividades do setor de base florestal geram resíduos. Atualmente são gerados cerca de 41 milhões de toneladas de resíduos madeireiros provindos das indústrias de processamento de madeiras e da colheita florestal (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS - ABRAF, 2013).

Uma observação deve ser feita quanto à destinação dos resíduos acima citados.

O destino final do lodo de ETE pode consistir, basicamente, em maior ou menor frequência, da incineração, do envio a aterros sanitários e da aplicação no solo. A incineração do lodo possui alto custo de implantação e operação. Na disposição em aterros, não existe qualquer preocupação quanto à reutilização do lodo, a concentração de patógenos tem importância secundária e ocorre redução da vida útil do aterro caso a quantidade de lodo disposta seja significativa. A disposição no solo pode ocasionar a contaminação do mesmo por metais pesados, compostos orgânicos persistentes (COP) e agentes patogênicos (AP), além da contaminação das águas superficiais devido à lixiviação do fósforo e nitrogênio presentes no lodo, principalmente se a disposição ocorrer com este resíduo não tratado (não higienizado) (BRASIL, 2009).

Em relação ao destino dos cigarros contrabandeados no Brasil, observa-se que os cigarros apreendidos ficam muitas vezes armazenados em galpões da Receita Federal, quando não são incinerados. A incineração deve ser apropriada para evitar a liberação de substâncias tóxicas que prejudicam o ambiente. Ao se perceber os perigos da incineração inadequada de cigarros contrabandeados, procuram-se alternativas que visem contornar este problema.

Já os resíduos sólidos de madeira e de poda, quando não queimados a céu aberto, são levados para aterros sanitários, ocasionando o desprendimento de chorume e provocando danos ao ambiente. Além disso, os resíduos de poda, devido à dificuldade de compactação e grande volume dos mesmos, constituem-se em um problema adicional ao serem enviados para os aterros (BIDONE, 2001; BUDZIAK; MAIA e MANGRICH, 2004).

Tendo em vista que tais destinações dos resíduos mencionados não se configuram como ambientalmente adequadas, buscam-se alternativas que visem à reutilização destes materiais de forma a não causar danos ao ambiente. Neste sentido, a compostagem torna-se interessante, pois permite a redução em aproximadamente 50 % do volume e massa dos resíduos, gerando um produto estável e benéfico à agricultura (CHEFETZ et al., 1996; FIALHO et al., 2010).

A compostagem é um conhecido processo de estabilização biológica de resíduos orgânicos, tornando-os mais estáveis e seguros, possibilitando que os mesmos possam ser utilizados como fonte de nutrientes e condicionador do solo em aplicações agrícolas (GABHANE et al., 2012).

A mistura de tabaco com lodo favorece o processo de compostagem. Devido à matéria orgânica (MO) e substâncias biogênicas contidas nestes resíduos, estes se constituem em um potencial recurso para a formação de fertilizante (PIOTROWSKA-CYPLIC et al., 2009).

O baixo teor de N nas estruturas químicas de cepilhos de madeira e serragem dificulta a degradação microbiológica dos mesmos. Todavia, ao associar estes resíduos com outros materiais ricos em N, tais como o lodo de ETE, tem-se favorecida a biodegradação pelo aumento da razão N/C, ou seja, a mistura de tais resíduos propicia um adequado processo de compostagem (BUDZIAK; MAIA e MANGRICH, 2004).

Também os resíduos de poda triturados, quando misturados ao lodo de ETE para a realização do processo de compostagem, se tornam uma alternativa interessante para o tratamento do lodo, favorecendo o estabelecimento das relações de nutrientes adequadas para o bom desenvolvimento da compostagem, tornando o processo mais acelerado (BIDONE, 2001).

Percebendo os benefícios do processo de compostagem no tratamento de resíduos orgânicos, desenvolveu-se este trabalho com o intuito de estudar a compostagem utilizando resíduos de tabaco de cigarros contrabandeados (TCC), lodo de ETE, cepilhos de madeira (CM) e de poda de jardinagem (PJ). A utilização de TCC na compostagem de leiras revolvidas é inédita até o momento. Durante o estudo, os seguintes parâmetros serão analisados: temperatura, umidade, pH, análises espectroscópicas (Espectroscopia na Região do Ultravioleta/Visível-UV/Vis e Infravermelho com Transformada de Fourier), tamanhos das partículas, fitotoxicidade (índice de germinação de sementes), razão C/N e teor de cinzas.

2 REVISÃO DA LITERATURA

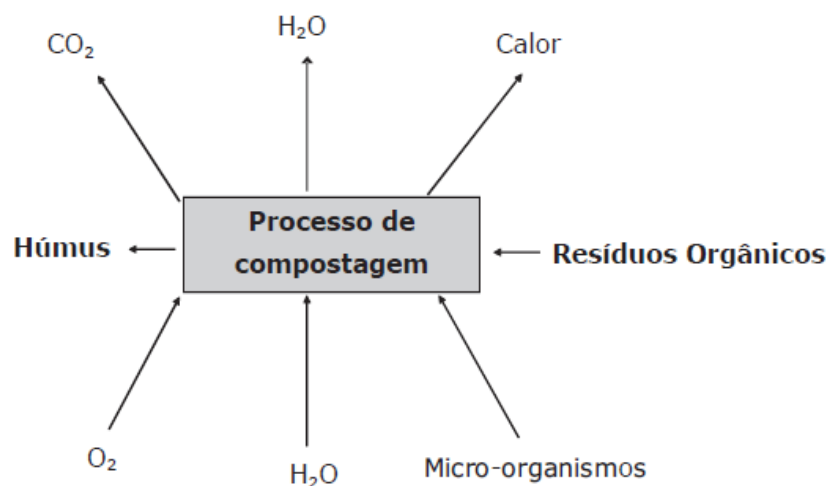
2.1 TRATAMENTOS DE RESÍDUOS PELO MÉTODO DA COMPOSTAGEM

A compostagem era realizada em tempos antigos de forma empírica. Gregos, romanos e povos orientais sabiam que resíduos orgânicos podiam retornar ao solo, favorecendo sua fertilidade. Os índios Maias na América, ao realizarem a plantação do milho, colocavam peixes no fundo da cova, oferecendo-os aos deuses. Com isso, mesmo sem o saber, realizavam uma adubação orgânica com um material de fácil decomposição e rico em nutrientes, sobretudo fósforo e nitrogênio. No século XIX era conhecido na Europa um adubo orgânico chamado “nitreira”, preparado a partir de restos vegetais e animais. Todavia, foi somente a partir do início do século XX que a compostagem passou a ser estudada com aspectos mais científicos (KIEHL, 1985; BIDONE, 2001).

Trata-se a compostagem de um processo de biológico de oxidação exotérmica e aeróbia de um substrato orgânico sólido. O processo ocorre pela ação de micro-organismos, provocando a liberação de calor, vapor de água, dióxido de carbono, promovendo mineralização da matéria orgânica (MO) e a formação de um material estável chamado de húmus (DE BERTOLDI; VALLINI e PERA, 1983; KIEHL, 1985; NEKLYUDOV; FEDOTOV e IVANKIN, 2008; BERNAL; ALBURQUERQUE e MORAL, 2009).

A Figura 1 demonstra como ocorre o processo de compostagem.

Figura 1 – Esquema representativo do processo de compostagem



Fonte: Adaptado de Ahmad et al. (2007).

No processo de compostagem ocorre a degradação de carboidratos, proteínas, aminoácidos, lipídeos, ligninas e taninos, em decorrência da atividade microbiana. Reações

enzimáticas de polimerização e repolimerização formam compostos aromáticos e alifáticos, tais como as substâncias húmicas (FELS et al., 2014).

Durante a compostagem, pela ação dos micro-organismos, ocorre a liberação de elementos químicos como nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio, que deixam a forma orgânica (forma imobilizada) e passam para a forma de nutrientes minerais (forma mineralizada) disponível às plantas (KIEHL, 1985).

Na formação do húmus, três fases são observadas: a) rápida decomposição da MO pelos micro-organismos; b) sínteses de novas substâncias criadas pelos micro-organismos e c) formação de complexos resistentes devido a processos químicos de condensação e de polimerização, nos quais os organismos não tomam parte (KIEHL, 1985).

O húmus formado é um material escuro (variando de cinza escuro a preto), uniforme, com consistência amanteigada, rico em partículas coloidais e com propriedades físicas e químicas diferentes de sua matéria-prima de origem (KIEHL, 1985).

Na compostagem, os micro-organismos atuam no processo conforme as variações de temperatura do material que está sendo compostado. Assim, no início predominam-se as bactérias. Os fungos podem estar presentes durante todo o período de compostagem, mas são inativos acima de 60 °C. Os actinomicetos prevalecem na fase de cura e junto aos fungos degradam moléculas mais resistentes (BERNAL; ALBURQUERQUE e MORAL, 2009).

As bactérias são os menores organismos vivos e os mais numerosos na compostagem, representando de 80% a 90% dos bilhões de micro-organismos existentes na mesma. Elas são responsáveis pela maior parte da decomposição e geração de calor e utilizam uma ampla quantidade de enzimas para quebrar quimicamente uma grande variedade de materiais orgânicos. Decompõem compostos tais como açúcares e amidos, além de aumentarem a disponibilidade de nutrientes e agregarem partículas no solo. Apresentam estrutura unicelular, podendo ser esféricas, espirais ou na forma de bastonetes. Acima de 40 °C as bactérias termófilas estão presentes. As populações microbianas durante esta fase são dominadas por membros do gênero *Bacillus*. A diversidade de espécies deste gênero é muito elevada a temperaturas na faixa de 50 a 55 °C, mas diminui drasticamente acima de 60 °C. Nestas condições desfavoráveis, os bacilos podem sobreviver por intermédio da formação de endósporos, esporos de paredes espessas resistentes ao calor, frio, seca e escassez de alimentos. Quando o material esfria, as bactérias mesófilas voltam a ficar presentes na compostagem (TRAUTMANN e OLYNCIOW, 1996; BIDONI, 2001).

Kiehl (1985) apresenta algumas bactérias presentes na compostagem, a saber: bactérias mesófilas: *Cellomonas folia*, *Chondrococcus exiguus*, *Thiobacillus thiooxidans*, *Pseudomonas sp.* etc; bactérias termófilas: *Bacillus stearothermophilis*.

O cheiro de terra característico do solo é provocado pelos actinomicetos, organismos parecidos com os fungos, mas que na verdade são bactérias filamentosas. Eles não possuem núcleo e crescem em filamentos multicelulares, semelhantes aos fungos. Na compostagem estes micro-organismos degradam materiais orgânicos complexos, a exemplo de celulose, lenhina (ou lignina) e quitina. O pH afeta muito a atuação dos actinomicetos na compostagem, não estando estes micro-organismos presentes em baixas faixas de pH (TRAUTMANN e OLYNCIW, 1996; BIDONI, 2001).

Kiehl (1985) traz alguns exemplos de actinomicetos envolvidos no processo de compostagem, tais como os actinomicetos termófilos e termotolerantes *Micronospora vulgaris*, *Nocardia brasilienses*, *Pseudonocardia termophila*, *Streptomyces rectus*, *Streptomyces thermofuscus* etc..

Os fungos são classificados, em sua maioria, como saprófitos porque vivem (obtem energia) através da decomposição da MO de plantas e animais mortos. São micro-organismos filamentosos, heterotróficos e que se desenvolvem em faixas ácidas e básicas de pH (de 2 a 9). Eles decompõem polímeros vegetais complexos na compostagem e quebram estruturas resistentes permitindo que as bactérias continuem o processo de decomposição. Também podem atacar resíduos orgânicos que são muito secos, ácidos ou com deficiência em nitrogênio (TRAUTMANN e OLYNCIW, 1996; BIDONI, 2001).

Kiehl (1985) destaca a participação de alguns fungos na compostagem, tais como os fungos mesófilos *Fusarium culmorum*, *Stysanus stemonitis*, *Aspergillus niger*, *Rhizopus nigricans* etc. e os fungos termotolerantes e termófilos *Humicola insolens*, *Absidia ramosa*, *Stilbella thermophila*, *Byssochlamys sp.*. Um estudo de Meng et al. (2010), demonstrou que o fungo *Aspergillus oryzae* 112822 isolado a partir de folhas de tabaco possui a capacidade de degradação da nicotina.

No processo de compostagem, os resíduos a serem compostados são dispostos em leiras ou pilhas. Existem três sistemas de compostagem (FERNANDES e SILVA, 1999):

- a) Sistema de leiras revolvidas (Windrow): os resíduos são dispostos em leiras, com a aeração fornecida por revolvimentos, convecção e difusão do ar na massa de resíduos, ou por insuflação de ar por pressão no interior das leiras;

- b) Sistema de leiras estáticas aeradas (Static pile): a mistura que será compostada é colocada sobre uma tubulação perfurada que introduz ou aspira o ar na massa do composto;
- c) Sistemas fechados ou reatores biológicos (In-vessel): os resíduos são colocados dentro de sistemas fechados, o que permite o controle de todos os parâmetros da compostagem.

A compostagem leva em conta os materiais ricos em C e os ricos em N. Entre os resíduos os ricos em C estão os lenhosos como casca de árvores, aparas de madeira, podas de jardins, palhas etc., já entre os materiais ricos em N estão as folhas verdes, estrumes de animais, urinas, solo, restos de vegetais etc. (FERNANDEZ e SILVA, 1999). É importante destacar que a compostagem só será bem sucedida mediante a observância e os cuidados necessários quanto aos parâmetros envolvidos no processo, ou seja, os fatores que afetam o mesmo.

2.2 FATORES QUE AFETAM O PROCESSO DE COMPOSTAGEM

Os fatores que afetam a compostagem são divididos em dois grupos: a) os fatores que dependem da formulação da mistura da compostagem, (balanço de nutrientes - razão C/N, pH, tamanhos das partículas, porosidade e umidade) e b) os fatores que dependem do gerenciamento do processo (concentração de O₂, temperatura e dimensões da leira) (BERNAL; ALBURQUERQUE e MORAL, 2009).

2.2.1 Temperatura

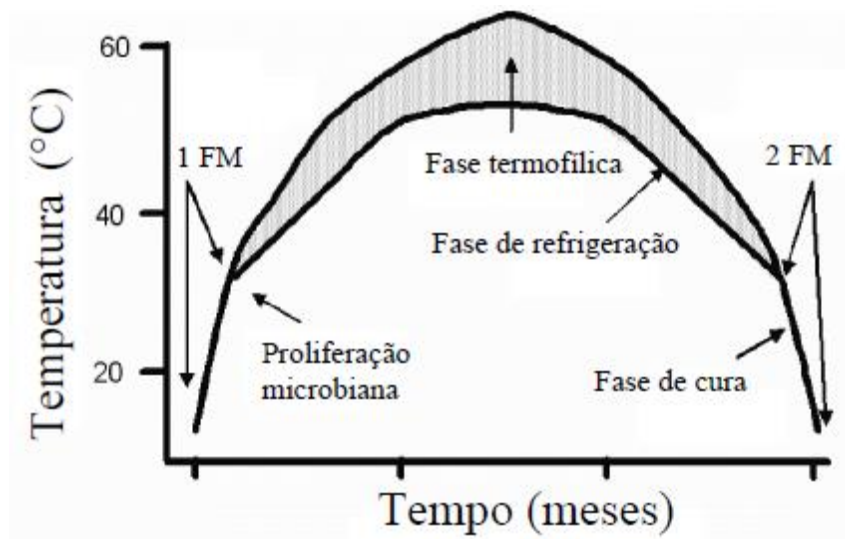
As diferentes etapas da compostagem são indicadas por diferentes faixas de temperatura. O processo ocorre por um período inicial de rápida decomposição e aumento da temperatura, seguido de um período de resfriamento e decomposição mais lenta dos substratos orgânicos remanescentes (AHMAD et al., 2007; ANAND e APUL, 2014).

Existem quatro fases de temperatura durante o processo de compostagem (KIEHL, 1985; TRAUTMANN e OLYNCIW, 1996; AHMAD et al., 2007; BERNAL; ALBURQUERQUE e MORAL, 2009; ANAND e APUL, 2014): *fase mesofílica*: dura em média de dois a cinco dias, com temperaturas moderadas (de 19 °C a 40°C), onde se inicia o processo de decomposição dos substratos orgânicos pelos micro-organismos mesofílicos (decomposição de compostos simples tais como açúcares, aminoácidos e proteínas); *fase termofílica*: quando os substratos orgânicos atingem a temperatura máxima (maior do que 40 °C), passando a se degradar mais rapidamente pela ação dos micro-organismos termofílicos,

propiciando a eliminação de organismos patogênicos e a degradação de gorduras, celulose, hemicelulose e lignina, sendo que tal fase dura de poucos dias a alguns meses, de acordo com a natureza do material que está sendo compostado; *fase de resfriamento*: quando ocorre a diminuição da temperatura da leira para valores próximos aos da temperatura do ambiente, voltando os micro-organismos mesofílicos a ficarem presentes, ocorrendo a degradação de açúcares e ligninas remanescentes; *fase de maturação ou fase de cura*: onde ocorre a estabilização que produz um material humificado, sem toxicidade, chamado de húmus.

A Figura 2 mostra as diferentes fases do processo de compostagem em função da temperatura.

Figura 2 – Representação das fases da compostagem decorrentes das variações da temperatura



Fonte: Adaptado de Ahmad et al. (2007).

Nota: 1 FM = primeira fase mesofílica, 2 FM = segunda fase mesofílica.

A faixa ideal de temperatura compreende 40 °C a 65°C (DE BERTOLDI; VALINI e PERA, 1983; BERNAL; ALBURQUERQUE e MORAL, 2009). As temperaturas acima de 55 °C são requeridas para eliminação de patógenos, porém, se os valores alcançados forem superiores ao intervalo de tolerância dos micro-organismos termofílicos, o efeito é prejudicial à compostagem. Neste sentido, valores superiores a 63 °C diminuem a atividade microbiana dos micro-organismos termofílicos (BERNAL; ALBURQUERQUE e MORAL, 2009), sendo a faixa de 52 °C a 60 °C a mais favorável para o processo decomposição da MO (MILLER, 1992).

Segundo Kiehl (1985), temperaturas superiores a 70 °C restringem a ação de microrganismos mais sensíveis, podendo ainda insolubilizar proteínas hidrossolúveis e

desprender amônia, se o material apresentar baixa razão C/N. O intervalo de duração de determinada temperatura também é fundamental para saber se a mesma contribuiu efetivamente para a eliminação de patógenos.

Neklyudov, Fedotov e Ivankin (2008) consideram que um bom processo de compostagem deve ter temperatura mínima durante a fase termofílica de 55-60 °C por um período maior do que 3 a 4 dias. López-Real e Foster (1985) dizem que uma “redução significativa de patógenos” ocorre em leiras revolvidas quando estas permanecem a temperaturas de 50 °C durante cinco dias com um pico de 55 °C por quatro horas durante este período, sendo que uma “redução adicional de patógenos” ocorre quando a temperatura é mantida a 55° C por cinco dias. Para leiras estáticas aeradas, López-Real e Foster (1985) sugerem que a eliminação de patógenos ocorrerá com temperaturas maiores que 55 °C por um período maior do que três dias. Li et al. (2013) consideram que um período maior do que 3 a 4 dias a 55 °C são suficientes para a eliminação total de AP. A Resolução Conama 375/2006, que regulamenta a utilização do lodo de ETE para fins agrícolas no Brasil, observa que uma biomassa de compostagem com temperatura mínima de 40 °C durante pelo menos 5 dias, com a ocorrência de um pico de 55 °C ao longo de 4 horas sucessivas durante este período é um “processo de redução significativa de patógenos” (BRASIL, 2006).

2.2.2 Razão C/N

É imprescindível, também, que a proporção de C/N seja adequada, de modo que ocorra o favorecimento do crescimento e da atividade das colônias dos micro-organismos envolvidos no processo de compostagem. Tais micro-organismos utilizam o C como fonte de energia e N para síntese de proteínas (AHMAD et al., 2007).

A razão C/N decresce no decorrer da compostagem. A faixa ideal para o processo de compostagem está na entre 25 a 35 (AHMAD et al., 2007; BERNAL; ALBURQUERQUE e MORAL, 2009; ANAND e APUL, 2014), 26 a 35 (KIEHL, 1985) ou 20 a 40 (NEKLYUDOV; FEDOTOV e IVANKIN, 2008). Valores acima das faixas citadas fazem com que o processo seja mais lento (há mais C do que N), resultando em limitação do crescimento microbiano e baixas temperaturas na leira. Valores abaixo das faixas citadas (há mais N do que C) ocasiona perda de N por volatilização da amônia (BERNAL; ALBURQUERQUE e MORAL, 2009). Todavia, em alguns estudos são relatados o sucesso da compostagem, mesmo trabalhando-se com razões iniciais de C/N baixas. Nolan et al. (2011) estudando a compostagem de dejetos suínos com variados agentes de volume (serragem, resíduos vegetais, palha cortada e lascas de madeira) conseguiu resultados

satisfatórios trabalhando com razões C/N iniciais na faixa de 12,5 a 23,3. Zhu (2007) estudando a compostagem de dejetos suínos com palha de arroz conseguiu bons resultados trabalhando com razões C/N iniciais de 20 e 25, destacando que com a mistura de resíduos em uma razão inicial de 20, conseguiu tratar maior quantidade de dejetos suínos em comparação com a mistura numa razão inicial de C/N igual a 25.

Para o final do processo, com o composto maturado, a razão C/N apresenta valores baixos. Contudo, não existe na literatura um consenso quanto ao valor exato para a razão C/N de compostos maturados. Alguns autores consideram que valores próximos a 10 indicam baixa atividade microbiana e possível estabilização do material (BERNAL et al., 1998; PROVENZANO et al., 2001). Para Huang et al. (2006) uma razão C/N final com um valor menor ou igual a 20 indica a maturação do composto (quando se trabalha com razões iniciais na faixa de 25 a 35). Semelhantemente, Bustamante et al. (2008) sugerem que um valor menor que 20 indica um grau aceitável de maturação e para Caricasole et al. (2011) valores próximos a 15 indicam um grau adequado de estabilização da MO.

A variação da razão C/N é um indicativo do processo de estabilização do composto. Os teores de elementos tais como C, H, O, N e S podem ser obtidos por análises elementares, o que permite obter inúmeras informações sobre a MO (STEVENSON, 1994). Sabendo os teores de C e N dos resíduos utilizados na mistura trabalhada, bem como os de amostras de diferentes períodos da compostagem, sendo estes teores obtidos por análises elementares, é possível calcular a razões C/N durante o processo de compostagem e verificar se as mesmas diminuem.

2.2.3 Umidade

A umidade é um fator extremamente importante a ser controlado, haja vista ser a água a responsável pelo transporte dos nutrientes dissolvidos necessários para as atividades físicas e metabólicas dos micro-organismos. O teor de umidade depende das condições físicas dos materiais, dos tamanhos das partículas e do estágio de decomposição em que se encontra o processo de compostagem. O excesso de água interfere na acessibilidade de oxigênio, enquanto a falta dificulta a difusão de moléculas solúveis e a atividade microbiana (KIEHL, 1985; AHMAD et al., 2007). Os limites de umidade para a compostagem são: 40-60 % (KIEHL, 1985; AHMAD et al., 2007; NEKLYUDOV; FEDOTOV e IVANKIN, 2008), 50-60 % (GAJALAKSHMI e ABBASI, 2008; BERNAL; ALBURQUERQUE e MORAL, 2009; ANAND e APUL, 2014) ou 50-70 % (LI et al., 2013).

Os níveis abaixo de 30% inibem a atividade bacteriana (LIANG et al., 2003) e os níveis acima de 65-70 % favorecem o surgimento de condições de anaerobiose, porque a água começa a preencher os poros do material que está sendo compostado, impedindo a difusão de oxigênio, podendo ainda ocorrer lixiviação de nutrientes (KIEHL, 1998; TEIXEIRA, 2002). No estudo da compostagem com biossólido, Liang et al. (2003) observaram atraso na compostagem e menor taxa de atividade microbiana com umidades abaixo da faixa 30-40 % em todas as temperaturas consideradas.

2.2.4 pH

A faixa ideal para o processo de compostagem está entre 5,5 a 8,0 (DE BERTOLDI; VALLINI e PERA, 1983; MILLER, 1992), 5,0 a 8,0 (NEKLYUDOV; FEDOTOV e IVANKIN, 2008). Bernal, Albuquerque e Moral (2009) consideram que a faixa de 6,7 a 9,0 proporciona boa atividade microbiana. Os autores também comentam que o pH não é um fator tão importante para a compostagem, porque os materiais normalmente utilizados na mesma estão nas faixas de pH acima citadas.

Ao decorrer da compostagem ocorre a elevação do pH. No início, o material pode tornar-se mais ácido devido à ação de ácidos minerais, os quais passarão a ser utilizados como matéria-prima para o metabolismo de outras espécies, nas etapas posteriores. Esses ácidos minerais dão lugar aos ácidos orgânicos que reagem com as bases liberadas da MO, neutralizando e transformando o meio em alcalino (BIDONE, 2001).

Valores altos de pH no início do processo podem ocasionar perda de nitrogênio pela volatilização de amônia (DE BERTOLDI; VALLINI e PERA, 1983). Valores altos de pH também podem inibir a atividade microbiana. Valores baixos (inferiores a 5,0) também inibem a atividade microbiana e prejudicam o andamento do processo, sendo que a leira pode não alcançar a fase termofílica nestas condições (SUNDBERG et al., 2004; LI et al., 2013).

2.2.5 Tamanho das partículas e porosidade

Quando se realiza o processo de compostagem, tem-se que considerar que os tamanhos das partículas dos resíduos utilizados influencia no mesmo, haja vista a possibilidade de ocorrer compactação do material (partículas muito pequenas), prejudicando-se, desse modo, o fornecimento de oxigênio para o sistema ou, ainda, a degradação das partículas não ocorre de maneira apropriada quando estas são muito grandes. A decomposição da MO é um processo microbiológico cuja intensidade está atrelada à área de contato apresentada pelos resíduos (KIEHL, 1985; BIDONE, 2001).

As partículas ideais são aquelas de tamanhos variando de 1 a 5 cm (KIEHL, 1985; BIDONE, 2001).

Os tamanhos e a distribuição das partículas são importantes para o equilíbrio entre a área de superfície para o crescimento dos micro-organismos e a porosidade adequada para o arejamento. Partículas muito grandes possuem menor superfície de contato, o que dificulta a degradação. Com partículas muito pequenas, ocorre a compactação da massa dos resíduos, o que reduz a porosidade (BERNAL; ALBURQUERQUE e MORAL, 2009).

Em relação à porosidade, sabe-se que porosidade acima de 50 % acarreta na diminuição da temperatura da leira pela perda de calor, sendo a faixa ideal de porosidade (espaço de poros cheios com ar) a entre 35 a 50% (BERNAL; ALBURQUERQUE e MORAL, 2009).

2.2.6 Revolvimento das leiras e aeração

O fornecimento de oxigênio para a leira pode se dar por meio de revolvimentos mecânicos ou manuais (além da insuflação de ar). Os revolvimentos permitem a homogeneização da mistura, controle da temperatura e umidade. A decomposição da MO em ambiente aeróbio propicia que o processo seja rápido, não produzindo mau cheiro e nem a proliferação de moscas (KIEHL, 1985; BIDONE, 2001).

A camada mais externa da leira normalmente tem de 18 a 20 % de oxigênio. No interior da leira, a quantidade de oxigênio vai diminuindo e a de gás carbônico aumentando. Em uma profundidade maior do que 60 centímetros, o teor de oxigênio fica entre 0,5 a 2,0 % (KIEHL, 1985; BIDONE, 2001). Existe também uma relação entre temperatura e o consumo de oxigênio pela atividade microbiana. Temperaturas na faixa de 35 a 55 °C aumentam a atividade microbiana, o que ocasiona maior consumo de oxigênio nestas circunstâncias (DE BERTOLDI; VALLINI e PERA, 1983).

As dimensões de uma leira de compostagem devem levar em conta a manutenção adequada do calor no interior da mesma, além de evitar a compactação da massa de resíduos devido ao excesso de peso por montagens de leiras de grandes dimensões. Em outras palavras, leiras de grandes dimensões podem provocar a compactação do material e prejudicar a compostagem e leiras de dimensões muito pequenas podem não manter a temperatura adequada ao processo. Assim, recomenda-se a montagem de leiras com as seguintes dimensões: 1,5 a 1,8 metros de altura e largura entre 2,5 a 3,5 metros (KIEHL, 1985).

2.3 TRATAMENTOS DE RESÍDUOS DE TABACO, DE LODO DE ETE, DE MADEIRA E DE PODA PELO PROCESSO DE COMPOSTAGEM

A presente pesquisa envolve o estudo do tratamento de tabaco de cigarros contrabandeados (TCC) pelo processo de compostagem em leiras revolvidas, um fato inédito até o momento. O que existe na literatura são resultados utilizando resíduos industriais de tabaco ou do cultivo do fumo. Conjuntamente ao TCC, serão estudados os tratamentos dos resíduos de lodo de ETE, poda de jardinagem (PJ) e de cepilhos de madeira (CM) por compostagem. Ao tratar tais resíduos, fornecendo um material passível de utilização na agricultura, uma alternativa ambientalmente adequada é empregada para a reutilização de tais materiais.

Em 2013, venderam-se 5,7 trilhões de cigarros a mais de um bilhão de fumantes em todo mundo e o consumo do produto aumentou em 7,0 % no período compreendido entre 2001 a 2013 (CFTFK, 2014).

As empresas gastam anualmente bilhões de dólares em publicidade e promoção do tabaco, procurando incluir mulheres e crianças em novos mercados de consumo em países em desenvolvimento. O tabaco mata cerca de 6 milhões de pessoas e causa mais de meio trilhão de dólares em danos econômicos a cada ano (WHO, 2013).

Estimativas sugerem que 11 % de todos os cigarros consumidos no mundo são falsificados ou contrabandeados (ALIANÇA DE CONTROLE DO TABAGISMO – ACT, 2012; COOPER e WITT, 2012). No Mercosul, estimativas indicam que o mercado ilegal de cigarros é 45 bilhões de unidades por ano, sendo o principal fornecedor o Paraguai e o principal consumidor o Brasil (90 %) (ALIANÇA DE CONTROLE DO TABAGISMO – ACT, 2012).

Os resíduos de TCC são produzidos em grande quantidade no Brasil, frutos das apreensões de cigarros contrabandeados. No ano de 2013 foram apreendidos no Brasil 180.548.988 maços de cigarros (mais de 3,61 bilhões de cigarros). A quantidade de maços de cigarros apreendida é 11 % maior que a quantidade apreendida no mesmo período de 2012 (161.522.121 maços) (BRASIL, 2013). No Brasil, 29 % dos cigarros consumidos são ilegais (SOUZA CRUZ, 2012).

Estima-se que cerca de 500 a 650 toneladas de resíduos de plantas de tabaco são produzidas anualmente na Tailândia em processos de pós-colheita e fabricação de cigarros (SAITHEP et al., 2009). Exacerbadas quantidades de resíduos de tabaco são produzidas durante as etapas de processamento e confecção de cigarros, sendo tais resíduos denominados de origem orgânica (PIOTROWSKA-CYPLIC et al., 2009). De 2002 a 2007 houve um

aumento na produção destes resíduos para 1,48 milhão de toneladas (PIOTROWSKA-CYPLIC et al., 2009).

Assim como os micro-organismos presentes no solo, tais como *Arthrobacter nicotianae*, *A. nicotinovorans*, *A. globiformis*, *Enterobacter cloacae*, *Pseudomonas putida*, *Cellulomonas sp.* e *Alcaligenes paradoxus*, possuem a capacidade de degradar a nicotina, a compostagem possui vários micro-organismos capazes de tratar os resíduos orgânicos de tabaco, formando um produto estável que pode ser útil para a agricultura (SAITHEP et al., 2009).

É possível encontrar na literatura trabalhos sobre compostagem utilizando resíduos de tabaco associados a outros resíduos, tais como o trabalho de Kayikçioğlu e Okur (2011) que estudaram a compostagem de resíduos de tabaco com bagaços de azeitonas e bagaços uvas e o trabalho de Koprčić et al. (2014), que estudaram a compostagem de resíduos de tabaco e resíduos de maçãs. Também é possível encontrar trabalhos relacionando o uso de resíduos de tabaco com o lodo, a exemplo do trabalho de Piotrowska-Cyplic et al. (2009). Outros exemplos são trabalhos que utilizam lodo de ETE associado a outros resíduos semelhantes aos utilizados nesta presente pesquisa (CM e PJ), a exemplo do trabalho de Fels et al. (2014) que estudaram a compostagem de lodo de ETE com resíduos de palmeiras.

O lodo de ETE é um resíduo rico em nutrientes e MO, sendo recomendada sua aplicação como condicionador de solo ou fertilizante desde que tomado os devidos cuidados quanto à presença de certos poluentes, tais como COP, metais pesados e organismos patogênicos ao homem (BETTIOL e CAMARGO, 2006). Tal resíduo também aumenta a retenção de água em solos arenosos e auxilia na melhoria da permeabilidade e infiltração nos solos argilosos (BETTIOL e CAMARGO, 2006).

O lodo de ETE é rico em MO, N, P, Ca, Mg, S e outros microelementos necessários para a vida das plantas e fauna do solo. A compostagem normalmente é feita com materiais que contém celulose (cepilhos de madeira, serragem, serapilheira etc.), sendo as transformações que ocorrem entre estes materiais celulósicos e o lodo de natureza enzimática (KOSOBUCKI; CHMARZYPNSKI e BUSZEWSKI, 2000).

Anand e Apul (2014) salientam que a razão inicial de C/N entre 25 a 35 é eficaz para a compostagem com lodo de ETE. Eles consideram ainda que o lodo de ETE é pobre em teor C, sendo necessário o acréscimo de um material rico em C para facilitar o processo de oxidação. Daí a importância da utilização de PJ, serragem, CM e tabaco como fornecedores de C para a compostagem. Além do mais, ao se incluir a PJ e CM na mistura, outros resíduos estarão sendo tratados pelo processo de compostagem.

Tendo em vista, também, o baixo teor de N em resíduos de madeira (o que dificulta a degradação microbológica), ao associar-se o lodo de ETE a estes resíduos ocorre o aumento da razão N/C, favorecendo-se, assim, a degradação (BUDZIAK; MAIA e MANGRICH, 2004).

Os resíduos de PJ, apesar da alta concentração de lignina, são biodegradáveis e uma alternativa para o tratamento de lodo de ETE quando este é misturado aos mesmos (BIDONE, 2001).

O lodo de ETE apresenta alto teor de umidade, alta densidade e baixa razão C/N, sendo susceptível à compactação, limitando o arejamento da pilha de compostagem e contribuindo para a emissão de gases tais como metano e sulfeto de hidrogênio. Portanto é necessário o acréscimo de resíduos mais secos a fim de controlar a umidade e fazer com que a compostagem ocorra adequadamente. O tabaco possui baixa umidade e, além dele, resíduos tais como trigo, palhas, PJ, serragem, CM e algodões podem ser utilizados neste sentido (PIOTROWSKA-CYPLIK et al., 2009; MALIŃSKA e ZABOCHNICKA-ŚWIĄTEK, 2013).

Briski et al. (2003) estudaram a compostagem aeróbia de resíduos de tabaco industrial em reatores fechados em condições adiabáticas. Utilizando de um modelo empírico para simular a biodegradação da fração orgânica, eles estimaram que no final da compostagem o volume e massa dos sólidos totais presentes nos resíduos de tabaco foram reduzidos em cerca de 50 % e a nicotina em 80 %. Durante o experimento, o reator em escala laboratorial alcançou uma temperatura acima de 50 °C após um dia do início do processo, permanecendo entre 50 °C a 65° C durante sete dias da parte inferior até a parte central do reator e 50 °C durante três dias na parte superior do reator, com conseqüente queda na temperatura até redução do resíduo de tabaco em 50 % e o teor de nicotina reduzir de 2000 para 450 mg/kg de sólidos totais.

Kayıkçıoğlu e Okur (2011) estudando a compostagem de resíduos de tabaco com bagaços de azeitonas (A) e resíduos de tabaco com bagaços de uvas (B) verificaram que a nicotina foi totalmente decomposta pela compostagem. Também observaram que ao final do processo, o teor de C orgânico e a razão C/N diminuíram (passando o C orgânico de 483 (A) e 502 (B) g/kg para 430 (A) e 432 (B) g/kg e a razão C/N de 25 (A) e 18 (B) para 17 (A) e 13 (B)), enquanto que os teores de N total, P e K aumentaram. Constataram que o pH aumentou rapidamente a partir da quarta semana do processo e depois mais lentamente no final, passando a permanecer em um valor próximo a 9,5.

Briski et al. (2012) estudaram a compostagem de resíduos de tabaco em reatores de isolamento térmico (fechados) com aeração forçada para verificar a degradação da nicotina

durante o processo e para isolar e identificar as bactérias que degradam a nicotina. A temperatura neste estudo foi monitorada por 19 dias. Os reatores foram preenchidos com 11,5 kg de resíduos (massa úmida). Eles observaram que, inicialmente, os compostos orgânicos presentes no tabaco foram degradados pelos fungos. Após 4 dias do início do processo, com a elevação do pH para 8,7, ocorreu a inibição da atividade microbiana. Nos primeiros 8 dias, a temperatura no reator ficou entre 48 °C e 56 °C. Quando a temperatura começou a decrescer, já no final do processo, a biodegradação da nicotina se tornou mais acentuada atingindo um valor de conversão de 89,8 % no final do experimento devido à ação das bactérias mesofílicas. A bactéria “strain FN” foi isolada e incubada. Elas proliferaram em menos de 24 h sobre uma placa de ágar nicotina a uma temperatura de 30 a 37 °C. Em outra placa incubada a 50 °C a proliferação foi lenta e resultou em colônias pequenas após 48 h. O processo de degradação da nicotina ocorreu de maneira mais rápida após 14 dias de início do processo, quando a temperatura começou a cair, sendo a bactéria isolada “strain FN” possuidora de boa capacidade de degradar a nicotina do tabaco.

No Brasil, Primo et al. (2011) estudaram a compostagem de talos de fumo (*Nicotiana tabacum* L.) de 2 a 5 cm em diferentes sistemas, a saber: talos de fumo + esterco bovino + rúmen bovino; talos de fumo + esterco bovino + microsept-pó ; talos picados + esterco bovino. As pilhas foram dispostas em formato cônico com volume de 1,5 m³, 1,20 m de base e 1,30 m de altura. As temperaturas mantiveram-se entre 50 a 67 °C entre 20 a 40 dias do processo. Eles observaram que a mistura contendo rúmen bovino apresentou menor temperatura após 40 dias de compostagem. A mistura contendo microsept-pó foi a que apresentou a menor umidade ao final do processo. As pilhas apresentaram pH fracamente alcalino na fase de cura (faixa: 7,4-8,2). Eles verificaram que 60 dias de processo de compostagem são suficientes para obtenção de um composto estabilizado a partir da mistura de esterco bovino e talos de fumo, com ou sem a adição de inoculantes. O estudo realizado concluiu que a utilização do rúmen bovino diminui o tempo de compostagem dos resíduos de talos de fumo.

Grigatti, Ciavatta e Gessa (2004) estudaram a compostagem de duas pilhas de lodo de ETE com PJ durante 160 dias. Na primeira pilha (pilha A), utilizaram a proporção de 70 % (v/v) de plantas de PJ para 30 % (v/v) de lodo de ETE (a compostagem ocorreu durante a primavera e verão). Na segunda pilha (pilha B), usaram a proporção de 60 % (v/v) de plantas de PJ para 40 % (v/v) de lodo de ETE (a compostagem ocorreu durante o inverno). Os autores observaram uma variação nos teores de cinzas de 37 e 42 % (valores iniciais) para 49 e 65 %

(valores finais) para as pilhas A e B, respectivamente. Os valores de pH começaram em 7,41 e 7,17 e terminaram em 7,70 e 7,79 para as pilhas A e B, respectivamente.

Atagana (2008) estudou a compostagem de solo contaminado (contendo 380000 mg/kg de hidrocarbonetos) com lascas de madeira e lodo de ETE. Ele misturou o solo contaminado com aparas de madeira na proporção de 1:1 (v/v) para melhorar o arejamento. Posteriormente este material foi misturado ao lodo de ETE na proporção de 4:1 (v/v). O experimento foi realizado em triplicata (pilhas de compostagem estáticas) durando 19 meses, sendo que um controle foi feito com uma pilha utilizando solo contaminado e aparas de madeira (sem o lodo). O autor constatou que o pH da compostagem com o lodo aumentou de 7,0 para 8,1 após 4 meses do início processo, permanecendo na faixa de 6,2 ao final. A razão C/N oscilou de 23/1 para 17/1 para a mistura utilizando o lodo no período compreendido de 0 a 18 meses. No estudo, ele observou que o lodo de ETE acelerou o processo de compostagem. Ele argumenta que, sob condições controladas de inoculação, o lodo de ETE pode acelerar a remoção dos contaminantes do solo.

Piotrowska-Cyplik et al. (2009) estudaram a compostagem de tabaco com lodo de ETE em dois processos, além de um controle. Desenvolveram os processos, inicialmente, em reatores com aeração forçada. Após a fase termofílica (21 dias), as misturas foram dispostas em leiras para um período de cura (69 dias). As misturas foram as seguintes: 6 kg de tabaco + 30 kg de lodo + 2,5 kg de palha de trigo (20 % de tabaco em relação ao lodo de ETE – mistura A), 12 kg de tabaco + 30 kg de lodo + 3 kg de palha de trigo (40% de tabaco em relação ao lodo de ETE – mistura B) e 39 kg de lodo + 3 kg de palha de trigo (controle). Os autores observaram boa degradação da MO e da nicotina trabalhando com razão C/N nos seguintes valores: 22,8 (inicial) e 13,0 (final), para um processo (mistura A) e 23,5 (inicial) e 12,0 (final) para o outro (mistura B). O controle apresentou variação da razão C/N nos valores 22,4 (inicial) e 13,6 (final). Já a razão C/N para os materiais isolados foram de 27,8 (tabaco), 22,4 (lodo) e 80,0 (palha de trigo). Em relação à temperatura, os autores observaram que as temperaturas das misturas A e B aumentaram linearmente nas primeiras doze horas do início da compostagem e após cinquenta horas atingiram os valores de 66 °C, 74 °C e 62 °C para as misturas A, B e o controle, respectivamente. Após atingirem seus respectivos valores máximos, as temperaturas começaram a diminuir até o oitavo dia da compostagem, passando, após este período, a apresentar ligeiro aumento de valores para as duas misturas e também para o controle (31 °C para a mistura A, 48 °C para a mistura B e 30 °C para o controle), permanecendo dessa maneira por 38h. Por conseguinte, as temperaturas foram diminuindo gradativamente até os processos de compostagem estarem finalizados.

Malinska e Zabochnicka-Swiatek (2013) dizem que a proporção inadequada de lodo de ETE e agentes de volume (aparas de madeira, poda de jardinagem, serragem, resíduos de algodão, trigo, centeio, palha de milho etc.) prejudicam a aeração e a umidade da pilha de compostagem, sendo que a mesma passa a liberar, nessas condições, gases (metano, gás sulfídrico, amônia), e a apresentar maus odores, resultando em um composto de baixa qualidade. Elas estudaram a influência dos agentes de volume (AV) com o lodo de ETE nas seguintes proporções de base seca: 77 % de lodo de ETE + 23 % de AV (1:0,3); 63 % de lodo de ETE + 37 % de AV (1:0,6) e 50 % de lodo de ETE + 50 % de AV (1:1). O objetivo era verificar qual AV fornecia melhor porosidade e aeração, razão C/N, taxa de umidade, resistência mecânica e densidade. Os agentes de volume utilizados no estudo delas foram palha de trigo (PT), lascas de madeira (LM) e serragem (SE). Estes AV apresentaram menor densidade aparente que o lodo de ETE, resultando em maior porosidade (87-98 %). Os AV apresentaram maior resistência à compactação que o lodo de ETE e, por serem materiais secos, permitiram melhor controle de umidade das leiras. Elas observaram que a adição de AV ao lodo de ETE acarreta na diminuição da umidade, aumento da MO, da relação C/N e da porosidade e aeração. Neste estudo, a faixa ideal de umidade (50-60 %) foi obtida na mistura de lodo de ETE e SE na proporção de 1:1. LM e PT apresentaram taxas de umidade um pouco maiores na mistura com lodo de ETE (69 % e 65 %, respectivamente).

Fels et al. (2014) estudaram a compostagem de lodo de ETE com resíduos de palmeira em duas misturas de seguintes proporções: 2/3 de resíduos de palmeira para 1/3 de lodo de ETE (mistura 1) e 1/2 de resíduos de palmeira para 1/2 de lodo de ETE (mistura 2). Utilizando de análises físicas, químicas e espectroscópicas (Infravermelho com transformada de Fourier), eles observaram a oxidação do material e produção de um composto de qualidade (nas duas leiras) após seis meses de compostagem. O decréscimo da razão C/N de 26,2 (início) para 10,9 (final) da mistura 1 e de 27,4 (início) para 10,08 (final) da mistura 2 durante a compostagem foi um dos resultados que indicaram a estabilização e maturação dos compostos.

Kopčič' et al. (2014) realizando a compostagem de tabaco com resíduos de maçãs na proporção de 7:1 (massa seca) obtiveram um valor de pH após a mistura dos resíduos de 6,3. Durante a compostagem os valores foram aumentando até a estabilização em 8,8. Kayıkcioglu e Okur (2011) estudando a compostagem de resíduos de tabaco com bagaços de azeitonas e bagaços de uvas verificaram que o pH começou a aumentar rapidamente até a quarta semana do processo e depois continuou a aumentar lentamente até a estabilização em 9,5. Eles atribuíram este aumento à decomposição microbiana de ácidos, bem como à liberação de

metais alcalinos anteriormente ligados à matéria orgânica, além da formação do íon amônio devido ao processo de mineralização de proteínas. Saithep et al. (2009) estudando o processo de compostagem de resíduos de tabaco com e sem aeração forçada observaram que inicialmente, para ambos os sistemas, o pH de 9,54 e 9,10 dos sistemas sem e com aeração forçada, respectivamente, aumentou para 11,78 e 10,7 após 10 dias de compostagem. Posteriormente estes valores diminuíram para 7,78 e 7,80, para os processos sem e com aeração forçada, respectivamente. Eles observaram que a queda nos valores de pH no final de ambos os processos pode ter sido causada pela mineralização de ácidos orgânicos e grande quantidade de CO₂ liberado durante a compostagem. Destaca-se ainda, deste estudo, que os autores consideraram que processo de aeração forçada auxilia de maneira melhor a formação do composto maturado do que o sem aeração forçada, pois o fornecimento de mais oxigênio ao sistema permite o aumento do crescimento dos micro-organismos, da atividade da celulase e da degradação da nicotina, de acordo com os autores.

As dimensões das pilhas (ou leiras) e o arejamento também são importantes de serem observados. Fels et al. (2014) obtiveram bom resultado na compostagem de lodo de ETE com resíduos de palmeira com leiras de 4 m³. Piotrowska-Cyplik et al. (2009) que estudaram a compostagem de tabaco com lodo de ETE ressaltam que o arejamento excessivo pode causar a redução ou até mesmo fazer com que o processo pare devido ao arrefecimento excessivo do material e diminuição da atividade microbiana.

Uma observação importante de se fazer é que os fatores que afetam a compostagem, como as faixas ideais de temperatura, razão C/N etc. apresentadas até aqui não se constituem em valores absolutos. Tratam-se, na verdade, de estimativas onde muitos estudos encontraram condições satisfatórias para a compostagem. Contudo, algumas discrepâncias quanto a esses valores podem ocorrer, não significando, entretanto, que o processo de compostagem tenha sido realizado de maneira errada ou que o mesmo não tenha contribuído para a formação de um composto de qualidade. As proporções de resíduos utilizadas no processo, por exemplo, podem ocasionar mudanças nos valores observados de pH, temperatura, razão C/N etc. para valores um pouco diferentes do considerado ideal, não significando que o processo não tenha dado certo, sendo a certeza da compostagem confirmada por diferentes análises (análises espectroscópicas, dentre outras). Neste sentido, destaca-se o estudo de Yañes, Alonso e Díaz (2009) que verificaram 4 processos de compostagem de diferentes proporções de lodo de ETE e resíduos de poda de árvore (*Acacia dealbata*). As proporções foram as seguintes (em massa seca): resíduos de árvore (100 %) e lodo de ETE (0 %) (1:0, mistura 1), 50 % de resíduos de árvore e 50 % de lodo de ETE (1:1, mistura 2), 33,3 % de resíduos de árvore e 66,6 % de lodo

de ETE (1:2, mistura 3) e 25 % de resíduos de árvore com 75 % de lodo de ETE (1:3, mistura 4). Observou-se, neste estudo, que a temperatura foi influenciada pelas diferentes proporções de resíduos utilizados, sendo que as misturas 1 e 2 ficaram na fase termofílica por mais tempo (7 dias) do que as misturas 3 e 4. No entanto, as temperaturas máximas das misturas 1 e 2 durante a fase termofílica foram de 42 e 41 °C, respectivamente, enquanto que para as misturas 3 e 4 os valores foram de 62 e 51 °C, respectivamente. Os maiores valores de pH foram observados para as misturas 3 e 4. A mistura 4 foi a que apresentou menor razão C/N no início do processo (10,13) e a mistura 1 a maior (41,7). No decorrer da compostagem, observou-se que ocorreu queda dos valores da razão C/N para todas as misturas, sendo a mais expressiva a queda da mistura 1 que obteve valor próximo a 35 no final do processo. Estas observações, aliadas a outras análises, permitiram aos autores concluir que todas as misturas tinham alto nível de estabilidade apesar das pequenas diferenças de alguns parâmetros acima citados e que, principalmente a mistura 2, é uma boa proporção para a utilização de lodo de ETE na compostagem com resíduos de palmeira.

2.4 CARACTERÍSTICAS DOS MATERIAIS LIGNOCELULÓSICOS E A INFLUÊNCIA NA COMPOSTAGEM

Os CM e PJ que também serão utilizados nesta pesquisa apresentam algumas características especiais, as quais são aqui mencionadas.

Estes resíduos lignocelulósicos são usados como agentes de volume (AV) na compostagem e ajudam a corrigir problemas na aeração, além de possuírem boas propriedades físicas e baixas concentrações de elementos potencialmente tóxicos (PARADELO; MOLDES e BARRAL, 2013).

Estes AV lignocelulósicos, tais como a madeira, são os de mais difícil degradação. A parede celular vegetal é composta por três componentes importantes: a celulose, a lignina e hemicelulose. A lignina é bastante difícil de biodegradar e reduz a biodisponibilidade dos outros constituintes da parede celular (RICHARD, 1996). Os materiais lignocelulósicos são formados por uma mistura de celulose (~40 %), hemicelulose (de 20 a 30%) e lignina (de 20 a 30%) (TUOMELA et al., 2000).

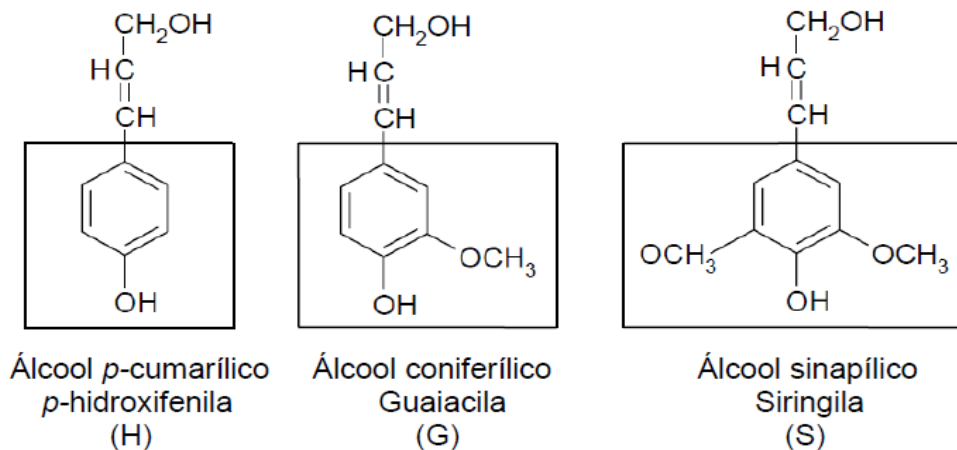
A celulose é uma cadeia longa de moléculas de glucose ligadas uma à outra, primeiramente, por ligações glicosídeas. A simplicidade de sua estrutura permite que apenas algumas enzimas sejam necessárias para sua degradação (RICHARD, 1996).

As hemiceluloses são polímeros ramificados de xilose, arabinose, galactose, manose e glucose unidos por ligações glicosídicas (RICHARD, 1996). A hemicelulose está ligada

covalentemente à lignina, o que proporciona resistência adicional à planta (SJÖSTRÖM, 1993).

A lignina é um polímero amorfo, aromático, insolúvel em água, heterogêneo, tridimensional, reticulado e com baixa viscosidade (SJÖSTRÖM, 1993). Ela é derivada de unidades fenilpropanóides *p*-hidroxifenila (H), guaiacila (G) e siringila (S). O álcool *p*-cumarílico, coniferílico e sinapílico são os precursores destas unidades, respectivamente, e compõem a formação da lignina. A lignina não possui um vínculo de repetição único, as unidades fenilpropanóides estão ligadas entre si por mais de dez tipos diferentes de éter aril e ligações C - C. Ela não possui uma estrutura bem definida devido ao fato da mesma não ter sido completamente elucidada. As madeiras duras (angiospermas) contêm ligninas formadas por unidades G e S. As madeiras moles (gimnospermas) são formadas por unidades G e as gramíneas, por unidades G-S-H (SJÖSTRÖM, 1993; TAN, 2003; BUDZIAK; MAIA e MANGRICH, 2004). A Figura 3 mostra as estruturas dos três álcoois precursores da lignina. A parte em destaque compreende as unidades H, G e S, respectivamente.

Figura 3 – Álcoois precursores e unidades aromáticas presentes na lignina



Fonte: Adaptado de TUOMELA (2002).

Nota: As partes em destaque são as unidades fenilpropanóides H, G e S, respectivamente.

Os actinomicetos possuem a capacidade de degradar a lignina, mas degradam menos do que 20% da quantidade total presente. Os “fungos de podridão branca” (White-rot fungi) conseguem degradá-la por um processo oxidativo-enzimático. Tal processo é predominantemente aeróbio, sendo que no processo o anaeróbio a lignina pode persistir por um longo período. Esses fungos também podem oxidar hidrocarbonetos policíclicos

aromáticos, compostos organoclorados, bifenilas policloradas, compostos aromáticos fluorados etc. (VAN SOEST, 1994 citado por RICHARD, 1996; TUOMELA et al., 2000).

O motivo de compreender como funciona a degradação dos materiais lignocelulósicos reside no fato de a degradação ocorrida nestes materiais contribuir para a formação das substâncias húmicas (SH) (substâncias formadas durante a compostagem e que indicam a maturação do composto).

Tratam-se as SH de uma mistura heterogênea de moléculas com elevada massa molecular e grupos funcionais distintos. A compostagem propicia a decomposição da MO gerando um composto (húmus) rico em SH, sendo que as mesmas melhoram a qualidade física e química do solo, sendo, portanto, o processo de compostagem um eficiente tratamento e aproveitamento de resíduos orgânicos na agricultura (STEVENSON, 1994; SILVA et al., 2009; PRIMO; MENEZES e SILVA, 2011).

É comum estas SH serem classificadas de acordo com a solubilidade em meio aquoso em: ácidos húmicos (AH), solúveis em meio básico, ácidos fúlvicos (AF), solúveis em toda faixa de pH e humina, insolúvel em toda faixa de pH (STEVENSON, 1994).

2.5 TÉCNICAS ANALÍTICAS UTILIZADAS PARA A DETERMINAÇÃO DA MATURAÇÃO E ESTABILIDADE EM PROCESSOS DE COMPOSTAGEM

São muitas as metodologias empregadas para a verificação do grau de maturação e estabilização do material humificado. O entendimento da transformação da MO ocorrida durante a compostagem, bem como a avaliação da estabilidade e maturação da MO durante o processo são cruciais para a utilização da material na agricultura (HUANG et al., 2006). A estabilização do composto refere-se ao grau de decomposição da MO, resultado a atividade microbiana, enquanto que a maturação refere-se ao grau de decomposição de substâncias fitotóxicas (SAID-PULLICINO; ERRIQUENS e GIGLIOTTI, 2007).

A correlação de variadas técnicas, que envolvem análises espectroscópicas, físicas, químicas e microbiológicas permite obter um conjunto de informações sobre o grau de maturação e estabilização do material oriundo da compostagem, sendo, portanto, mais apropriado do que apenas uma análise em específico. Nos subitens a seguir, serão feitas algumas considerações sobre as metodologias para verificação do grau de maturação e estabilidade dos compostos obtidos neste trabalho.

2.5.1 Índice de Germinação de Sementes

A avaliação da fitotoxicidade é um parâmetro importante a ser analisado no material oriundo de processos de compostagem. Basicamente, o material que não é fitotóxico não “agride” as plantas, permitindo, quando em contato com elas, que as mesmas germinem e cresçam adequadamente. Portanto, acredita-se que o composto maturado (final da compostagem) seja o menos fitotóxico para as plantas.

A fitotoxicidade deve ser correlacionada com outros métodos de verificação da maturação do composto, a fim de assegurar que o mesmo esteja ou não estabilizado. Ela não depende apenas da eficiência do processo de compostagem, mas também da matéria-prima processada, das plantas em análise e das propriedades do solo (OLESZCZUK e HOLLERT, 2011). O composto imaturo, se aplicado ao solo, induz a uma elevada atividade microbiana que reduz a concentração de oxigênio no solo, além de inibir o nitrogênio disponível ao mesmo (TIQUIA; TAM e HODGKISS, 1996). O material imaturo também pode conter e disponibilizar ao solo componentes fitotóxicos tais como metais pesados, componentes fenólicos, amônia e ácidos orgânicos (TIQUIA; TAM e HODGKISS, 1996).

Grande parte das substâncias que causam fitotoxicidade é produzida durante o estágio ativo da compostagem. Tem-se como exemplos disso a amônia que afeta o metabolismo e crescimento das plantas, além de ácidos orgânicos e compostos fenólicos. A presença de metais pesados, pesticidas e sais também causam fitotoxicidade (WONG et al., 2001; HOEKSTRA; BOSKER e LANTINGA, 2002; MAKNI et al., 2010).

O índice de germinação de sementes (IGS), que avalia a fitotoxicidade, consiste na verificação da germinação de sementes e no comprimento inicial de suas raízes, observados através de um extrato aquoso em comparação com um branco (água) (TAM e TIQUIA, 1994). Trata-se de um parâmetro que permite avaliar o grau de maturação do composto (WANG et al. 2014). Muitas sementes podem ser utilizadas para a verificação do índice de germinação (pepino, tomate, alface, repolho etc.).

As sementes de agrião (*Lepidium sativum*) têm sido bastante utilizadas nos testes de germinação devido a serem mais sensíveis às toxinas e fornecerem resposta rápida (HOEKSTRA; BOSKER e LANTINGA, 2002).

A verificação do percentual relativo de germinação de sementes (RSG – Relative Seed Germination) e do percentual relativo do comprimento de raízes (RRG – Relative Root Growth) permite encontrar o IGS. Essas relações são expressas matematicamente, através das equações abaixo (TIQUIA; TAM e HODGKISS, 1996):

Equação 1 – Percentual Relativo da Germinação de Sementes (RSG – Relative Seed Germination)

$$\text{RSG (\%)} = \frac{\text{média aritmética do n}^\circ \text{ de sementes germinadas em cada extrato}}{\text{média aritmética do n}^\circ \text{ de sementes germinadas no branco}} \times 100$$

Equação 2 – Percentual Relativo do Comprimento de Raízes (RRG – Relative Root Growth)

$$\text{RRG (\%)} = \frac{\text{média aritmética dos comprimentos das raízes de cada extrato}}{\text{média aritmética dos comprimentos das raízes do branco}} \times 100$$

Equação 3 – Índice de Germinação de Sementes

$$\text{IGS (\%)} = \frac{\text{RSG} \times \text{RRG}}{100}$$

A Tabela 1 mostra a classificação dos compostos de acordo com os índices de germinação de sementes calculados.

Tabela 1 – Classificação Qualitativa do Índice de Germinação de Sementes

IGS (%)	Classificação	Referências
> 50	Composto Maturado/Não fitotóxico.	Zucconi et al. (1981) Bernal et al. (1998) Bernal et al. (2009) Wang et al. (2014)
> 60	Limite que reduz a fitotoxicidade (segura a aplicação no solo).	Gómez-Brandón et al. (2008)
≥ 60	Indica o desaparecimento da fitotoxicidade.	Said-Pullicino et al. (2007)
> 80	Indica o desaparecimento de fitotoxinas.	Sellami et al. (2008)

Fonte: O Autor.

Piotrowska-Cyplik et al. (2013) verificaram o índice de germinação quando estudaram a compostagem de lodo de ETE com argila oleada (obtida depois da refinação de óleos vegetais). As plantas utilizadas para o teste foram o agrião, a mostarda branca e o sorgo. Os testes ocorreram no início do processo, depois da fase termofílica e depois da fase de maturação. Os realizados após a maturação obtiveram melhores resultados, ou seja, foram

menos fitotóxicos para as plantas, apresentando menos de 6% de inibição de germinação de sementes e de 6 a 10% de inibição do crescimento das raízes.

Fels et al. (2014) estudaram a compostagem de lodo de ETE com resíduos de palmeira em duas leiras. Realizaram o teste do IGS utilizando alface e nabo. Observaram que os IGS ficaram na faixa de 16 a 58 % durante a fase termofílica. Eles observaram aumento do índice após um mês do processo, sobretudo entre o segundo e o terceiro mês, durante a fase de resfriamento (os valores dos IGS ficaram entre 50 e 100 %). Após o terceiro mês o índice apresentou uma ligeira queda. Os valores altos de IGS, sobretudo a partir do segundo mês, foram explicados como sendo devido à grande redução de substâncias fitotóxicas, como lipídeos, principalmente no final da compostagem.

Said-Pullicino, Erriquens e Gigliotti (2007) estudaram a compostagem de resíduos sólidos municipais, poda de jardinagem e resíduos de folhas de tabaco (resultantes do processo industrial) durante 250 dias. Utilizando sementes de agrião, realizaram o teste de IGS. Eles observaram uma tendência de diminuição da fitotoxicidade no decorrer da compostagem. Após 70 dias do processo, o valor do IGS foi maior do que $17,4 \pm 4,9$, finalizando em $74,7 \pm 17,5$. Os autores consideraram que a fitotoxicidade pode ser causada por: falta de oxigênio devido à intensa atividade microbiana durante a compostagem e a acumulação de compostos tóxicos (álcoois, compostos fenólicos, ácidos orgânicos de baixo peso molecular, amônia, presença de metais pesados, sais minerais etc.).

2.5.2 Teor de Cinzas

Durante a decomposição da MO pelo processo de compostagem ocorre perda de carbono na forma de CO_2 , favorecendo-se, assim, o aumento na concentração de material inorgânico nos compostos. Dessa maneira, a variação do teor de cinzas é um indicativo da decomposição e mineralização da MO e sua estabilização (CHEFETZ et al., 1996; HSU e LO, 1999; WANG et al., 2004; FIALHO et al., 2010). Durante a compostagem, aumentam-se os teores de cinzas dos compostos devido ao aumento da mineralização da MO (CARICASOLE et al., 2011).

Na compostagem, aproximadamente 50 % da MO é mineralizada devido à degradação de proteínas, celulose, hemicelulose e ligninas, sendo estas utilizadas como fonte de C e N para os micro-organismos (FIALHO et al., 2010).

Grigatti, Ciavatta e Gessa (2004) verificaram o teor de cinzas quando estudaram a compostagem de lodo de ETE com poda de jardinagem. Para tanto, 5,0 gramas das amostras secas foram colocadas em aquecimento em forno a $650\text{ }^\circ\text{C}$ até que uma massa constante foi

obtida (cerca de 6 horas depois). Eles trabalharam com duas pilhas, sendo uma (pilha A) com 30 % e a outra (pilha B) com 40% de lodo de ETE e observaram aumento nos teores de cinzas durante os 160 dias de compostagem. No primeiro dia do processo, a pilha A apresentou teor de cinzas de 37 % e a B teor de 42 %. No último dia de compostagem, a pilha A obteve 49 % de teor de cinzas e a B 65 %, o que permite observar que o processo que empregou maior quantidade de lodo de ETE resultou em maior teor de cinzas, indicando maior a mineralização da MO em comparação com a pilha A.

Fels et al. (2014) estudaram a compostagem de lodo de ETE com resíduos de palmeira durante 6 meses e também realizaram análises dos teores de cinzas dos experimentos. Trabalharam com dois sistemas de compostagem, a saber (em volume): 1/3 de lodo com 2/3 de resíduos de palmeira (mistura A) e 1/2 de lodo com 1/2 de resíduos de palmeira (mistura B). Os autores constataram que ocorreu um aumento na formação de cinzas durante o processo de compostagem para as duas misturas, passando a mistura A de 36 % para 62% de teores de cinzas formadas entre o período de 0 a 6 meses e a mistura B de 36 % para 58 % de cinzas formadas após 6 meses.

2.5.3 Análises Espectroscópicas

2.5.3.1 Espectroscopia na região do ultravioleta-visível (UV-Vis)

A radiação na região do Ultravioleta-Visível (200-800nm) provoca transições eletrônicas promovendo os elétrons ligantes (σ e π) e os não ligantes (n) do estado fundamental para os estados excitados σ^* e π^* , chamados de antiligantes (SILVERSTEIN, BASSLER e MORRIL, 1994).

Estas transições podem ser observadas na forma de picos, sendo as intensidades proporcionais à concentração da molécula e a probabilidade da transição ocorrer. Devido às associações dos estados vibracionais e rotacionais, os picos ficam alargados ocasionando a formação de bandas de absorção. Essas bandas apresentam características de posição e intensidade, sendo a posição correspondente ao comprimento de onda da radiação que tem energia necessária para que ocorra a transição eletrônica e a intensidade que depende da probabilidade da interação entre a energia radiante e o sistema eletrônico e da diferença entre os estados fundamental e excitado (SILVERSTEIN; BASSLER e MORRIL, 1994).

A produção de cor dos compostos é devido aos grupos cromóforos. No material compostado existem variados grupos cromóforos, resultando na sobreposição de várias bandas sem picos definidos.

Apesar de nenhuma informação direta poder ser extraída do espectro de UV-Vis, a técnica é amplamente utilizada na determinação das propriedades moleculares do material humificado (ALBRECHT et al., 2011).

Basicamente, na técnica de UV-Vis para a compostagem, muitos estudos se concentram nas substâncias húmicas (SH), mas precisamente nos ácidos húmicos (AH) extraídos, sendo que técnica permite observar indicativos das transformações ocorridas nestas SH o que reflete no grau de humificação do material compostado. É comum a utilização de razões entre absorbâncias para inferir características sobre as transformações ocorridas no composto.

Costuma-se utilizar, nas análises envolvendo SH, a razão E_4/E_6 (razão entre as absorbâncias 465 e 665 nm). A razão E_4/E_6 é utilizada para indicar o grau de condensação e polimerização dos constituintes aromáticos durante a compostagem, podendo servir de índice de humificação (ALBRECHT et al., 2011). Esta razão permite saber informações sobre o comportamento das SH. Para os AH do solo, esta razão diminui com o aumento da massa molecular, diminuição dos grupos alifáticos e condensação dos anéis aromáticos, sendo um indicador do grau de humificação. Se ela for alta indica a presença de estruturas alifáticas. Para os AH a razão é menor que 5,0 e para os ácidos fúlvicos está na faixa de 6,0 a 8,5 (STEVENSON, 1994; OUATMANE et al., 2002).

Baixas razões E_4/E_6 estão relacionadas com o aumento das conjugações de ligações químicas simples e duplas, que nos ácidos húmicos de solos e sedimentos mais antigos indicam à condensação de anéis aromáticos, mas nos AH novos (como os de compostagem) podem representar, também, ligações químicas conjugadas em estruturas de grupos alifáticos insaturados. A diminuição da razão E_4/E_6 no decorrer da compostagem também pode indicar interações de blocos moleculares através da quelatação de íons metálicos ácidos duros, como o Fe^{+3} , por grupos catecolatos advindos da desmetilação de grupos metoxilas de estruturas do tipo siringila e/ou guaiacila (BUDZIAK; MAIA e MANGRICH, 2004).

A razão E_2/E_4 (razão entre as absorbâncias 270 e 407 nm) é um método que ajuda a descobrir a origem da MO em estudo. Esta razão reflete a proporção entre a lignina e outros materiais no início da humificação (ALBRECHT et al., 2011). A baixa razão E_2/E_4 indica maior participação de estruturas porfirínicas (absorção a 407 nm atribuída à banda Soret de porfirinas) com relação a estruturas de ligninas. Porfirinas metaladas podem ser originárias da síntese biológica ocorrida durante o processo de compostagem pela ação dos actinomicetos. A alta razão E_2/E_4 sugere participação de plantas terrestres com grande quantidade de lignina (absorção em 270 nm). A alta razão E_2/E_4 também pode indicar o consumo de estruturas

porfirínicas e/ou a formação de estrutura aromática não condensada ligada a funções oxigenadas (BUDZIAK; MAIA e MANGRICH, 2004).

Zbytniewski e Buszewski (2005) estudando a compostagem de lodo de ETE com palha e lascas de madeira, observaram o comportamento do material compostado por UV-Vis. Eles observaram queda nas razões E_2/E_4 (a partir do 19º dia), E_4/E_6 (a partir do 28º dia) no decorrer da compostagem com estabilização a partir do 43º dia do processo. Um valor acima de 5,0 (8,8) foi encontrado para a razão E_4/E_6 no final da compostagem, sugerindo que a maturação ainda não estava completa ou que a maturação do material de compostagem difere da que ocorre em solos, de acordo com os autores. Albrecht et al. (2011) estudaram a compostagem com lodo de ETE, cascas de pinheiro e resíduos verdes e verificaram as razões entre as absorvâncias E_2/E_4 e E_4/E_6 observando que os valores caíram no decorrer da compostagem, sendo que apresentaram valores finais de 5,4 e 5,8 para as razões E_2/E_4 e E_4/E_6 , respectivamente.

2.5.3.2 Espectroscopia na região do Infravermelho (IV)

A radiação do infravermelho localiza-se na região do visível e de micro-ondas do espectro eletromagnético, com número de onda entre 14290 e 200 cm^{-1} , sendo a região de maior interesse a entre $4000 - 400\text{ cm}^{-1}$. As posições das bandas no espectro de infravermelho são mostradas em números de onda (cm^{-1}) e são proporcionais às energias de vibração das moléculas (SILVERSTAIN, WEBSTER e KIEMLE, 2005).

As moléculas absorvem radiação eletromagnética na região do infravermelho (IV) em comprimentos de onda característicos, ocasionando a vibração dos átomos constituintes das mesmas. Tal vibração pode ser de dois tipos: deformação axial ou estiramento (onde os átomos vibram no mesmo eixo, ocasionando a variação da distância entre eles) e deformação angular (onde a posição de vibração dos átomos muda em relação ao eixo de ligação) (STEVENSON, 1994; SILVERSTAIN; WEBSTER e KIEMLE, 2005).

Para as SH, os espectros de infravermelho mostram a absorção de radiação por uma mistura complexa de moléculas de vários grupos funcionais. São observadas mudanças, sobretudo nas regiões de estruturas aromáticas, alifáticas e de polissacarídeos (CHEFETZ et al., 1996; HSU e LO, 1999). Com o decorrer do tempo de compostagem, materiais alifáticos e carboidratos diminuem em quantidade, enquanto que grupos aromáticos aumentam (MAKNI et al., 2010), sendo que os resultados obtidos por esta técnica podem auxiliar na verificação do grau de maturação do material compostado.

A tabela 2 mostra os principais grupos de absorção no IV observados em materiais compostados.

Tabela 2 – Principais grupos de absorção no IV para as SH

Número de onda/cm ⁻¹	Atribuições
3386-3412	Estiramento OH e NH
2928-2930	Estiramento assimétrico de C alquil
1740	Estiramento C=O de cetona e de ácidos COOH
1644-1652	Estiramento assimétrico C-O dos íons COO ⁻ Estiramento C=C dos anéis aromáticos Estiramento C=O Deformação N-H das amidas primárias Estiramento assimétrico nos íons COO ⁻
1511	Estiramento C-N de amidas
1410-1450	Estiramento assimétrico C-O Deformação O-H Deformação C-O-H dos COOH Estiramento simétrico dos íons COO ⁻
1220-1230	Estiramento simétrico C-O Deformação OH dos COOH
950-1170	Estiramento C-O de carboidratos e polissacarídeos

Fonte: STEVENSON, 1994; SILVERSTEIN; WEBSTER e KIEMLE, 2005; FIALHO et al., 2010.

Fels et al. (2014) utilizaram da técnica de infravermelho com transformada de Fourier para o estudo da compostagem de lodo de ETE com resíduos de palmeira em duas leiras A e B. Nas análises observaram, por exemplo, estiramento de OH⁻ a 3402 cm⁻¹, o que atribuíram à interação de OH⁻ com ligações de hidrogênio. Também observaram bandas nas seguintes regiões: 2964 cm⁻¹, 2922 cm⁻¹ e 2850 cm⁻¹, o que atribuíram aos grupos metila e metileno de grupos alifáticos. Argumentaram que estas bandas são características do estiramento de CH de grupos alifáticos e que as intensidades das mesmas diminuíram com a compostagem, indicando a oxidação microbiana de cadeias de carbono alifático e compostos peptídicos, sendo, portanto, um indicativo que o processo de compostagem ocorreu bem. O aumento das intensidades nas regiões 1514 cm⁻¹ e 1426 cm⁻¹ (estiramento ou deformação axial C=C insaturado e estiramento ou deformação axial C=C de anéis aromáticos, respectivamente) também foi observado, o que refletiu o progresso da humificação.

Spaccini e Piccolo (2008) estudaram a compostagem utilizando um sistema de 50 % de resíduos orgânicos domésticos, 40 % de plantas de corte (poda) e 10 % de resíduos de tabaco. Neste estudo analisaram o composto utilizando, também, espectroscopia na região do

infravermelho. Eles observaram diminuição das absorções entre 2926 - 2853 cm^{-1} após 90 dias do processo, o que indicou a decomposição de componentes lipídicos biodisponíveis. Também observaram redução dos sinais relacionados aos ácidos carboxílicos (1670 e 1320 cm^{-1}) e álcoois e éteres (1030 - 1160 cm^{-1}) no composto maturado. Estas alterações sugeriram uma degradação inicial de compostos mais biodisponíveis como lipídeos livres e porções proteicas, seguido de uma degradação (já mais para o final da compostagem) de carboidratos.

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

O presente trabalho teve como objetivo geral desenvolver e analisar o processo de compostagem em leiras revolvidas, com o intuito de verificar a degradação dos resíduos de tabaco de cigarros contrabandeados, lodo de ETE, cepilhos de madeira e poda de jardinagem.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Montar três leiras de compostagem utilizando os resíduos de tabaco de cigarros contrabandeados, lodo de ETE e cepilhos de madeira e duas leiras de compostagem utilizando os resíduos de tabaco de cigarros contrabandeados, lodo de ETE e poda de jardinagem;
- Monitorar as leiras de compostagem montadas por um período de 180 dias, utilizando-se, para tanto, de técnicas convencionais (temperatura, umidade, pH, razão C/N, teor de cinzas e índice de germinação de sementes) e espectroscópicas (UV-Vis e infravermelho);

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 AMOSTRAGEM E ARMAZENAMENTO DAS AMOSTRAS

Neste trabalho utilizou-se de uma amostragem para as coletas de amostras para as análises de pH das leiras de compostagem e outra amostragem para as coletas de amostras para as demais análises realizadas.

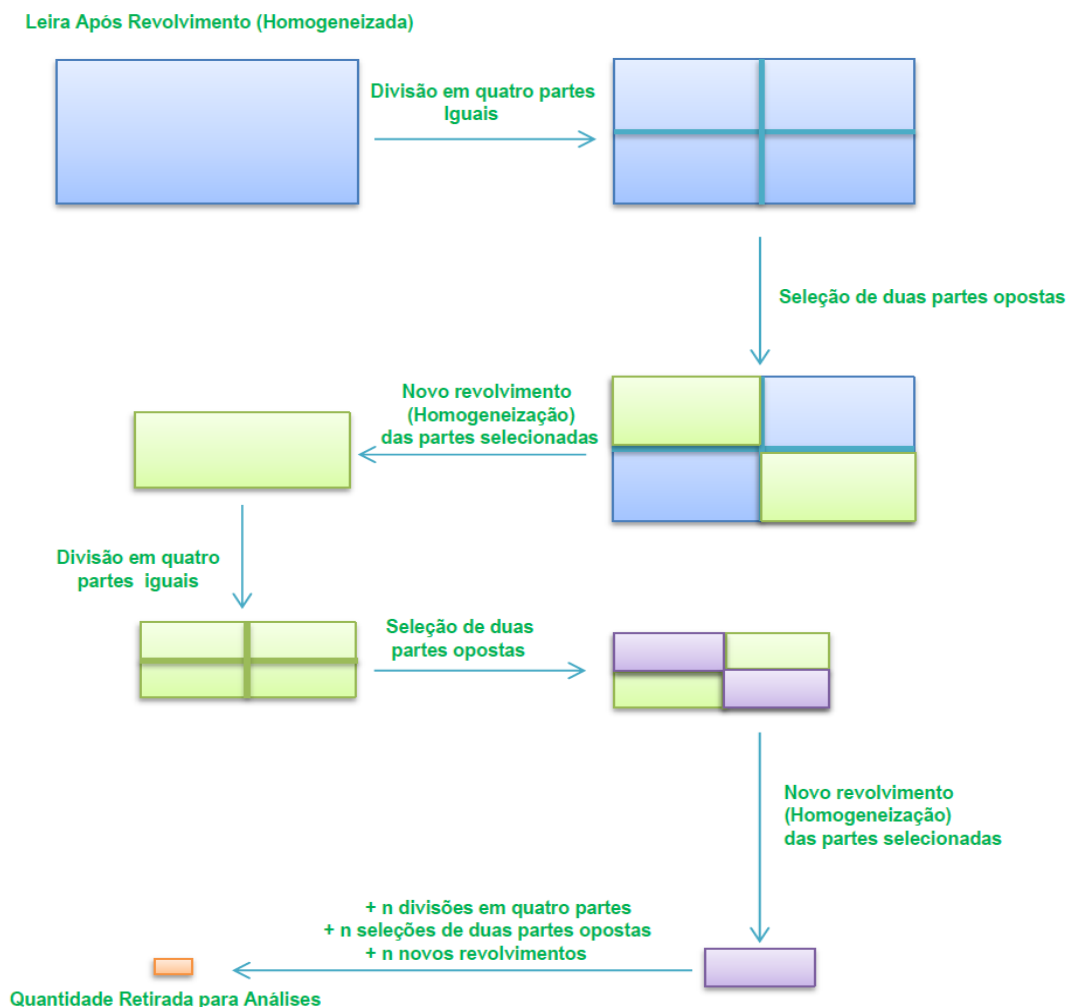
A amostragem utilizada para as coletas de amostras para análises de pH consistiu na retirada de material de sete pontos aleatórios das leiras (FIALHO et al., 2010). Para cada período de verificação (diariamente da mistura inicial até o décimo quinto dia do processo e depois de quinze em quinze dias até o término dos 180 dias de compostagem), coletaram-se, em cada leira, cerca 30,0 g de amostras, sendo essa quantidade de massa igualmente dividida em três frascos plásticos para realização do experimento em triplicata. Homogeneizou-se a

massa contida em cada frasco, secou-se em estufa a 60 °C e retiraram-se 2,0 g para cada verificação do pH.

A amostragem para as demais análises realizadas ocorreu seguindo a metodologia de “Amostragem de resíduos sólidos” proposta pela ABNT (ABNT-NBR: 10007: 2004). A priori, homogeneizou-se a massa da leira. Posteriormente, dividiu-se a leira em quatro partes iguais (quarteamento). Na sequência, selecionaram-se dois quartos opostos e repetiu-se o procedimento de homogeneização com as massas desses dois quartos opostos, divisão em quatro partes e seleção de dois quartos opostos. Repetiu-se este processo até a obtenção da quantidade em massa desejada. Coletaram-se aproximadamente 150,0 g de material em cada amostragem. Essa quantidade foi armazenada em recipientes plásticos e mantida sob refrigeração a 4,0 °C até a realização das análises.

A Figura 4 demonstra o processo de amostragem (quarteamento) segundo a ABNT - NBR: 10007: 2004.

Figura 4 – Quarteamento segundo a ABNT



Fonte: O Autor.

A amostragem diferenciada para as coletas de amostras para análises de pH se fez necessária para não prejudicar as temperaturas das fases termofílicas das leiras no início do processo, visto que realizar o quarteamento neste período poderia provocar diminuição da temperatura.

4.2 PREPARAÇÕES DOS RESÍDUOS UTILIZADOS NAS LEIRAS

Utilizaram-se para as montagens das leiras de compostagem resíduos de: poda de jardinagem (PJ), tabaco de cigarros contrabandeados (TCC), cepilhos de madeira (CM) e lodo de ETE. Os resíduos de PJ foram adquiridos na própria UEPG. Os CM foram comprados na empresa Angelin Madeiras[®]. O TCC foi adquirido através de uma parceria entre a UEPG e a Delegacia da Receita Federal da 9^a Região Fiscal em Ponta Grossa. O lodo de ETE foi adquirido através de uma parceria entre a UEPG e uma empresa de produtos alimentícios.

Anteriormente às montagens das leiras, efetuou-se a preparação de cada resíduo utilizado, ou seja, o TCC foi separado dos invólucros de papel e filtros dos cigarros; e a PJ e os CM foram triturados de modo a se obter os tamanhos de partículas mais compatíveis com o processo de compostagem.

A separação do tabaco dos invólucros de papel e filtros de cigarros ocorreu pela trituração dos cigarros em um triturador de resíduos orgânicos (Tr 200) da marca TRAPP[®]. Após a trituração, o material triturado foi peneirado em uma peneira com aberturas de 6 mm na malha, de modo a se obter apenas o tabaco ao final deste processo. Para a trituração da PJ e dos CM, também se utilizou um triturador de resíduos orgânicos (Tr 200) da marca TRAPP[®].

Também realizou-se para cada um dos resíduos utilizados o processo de quarteamento (ABNT-NBR: 10007: 2004) anteriormente descrito (item 4.1, página 44), a fim de se obter amostras representativas destes materiais para análises posteriores.

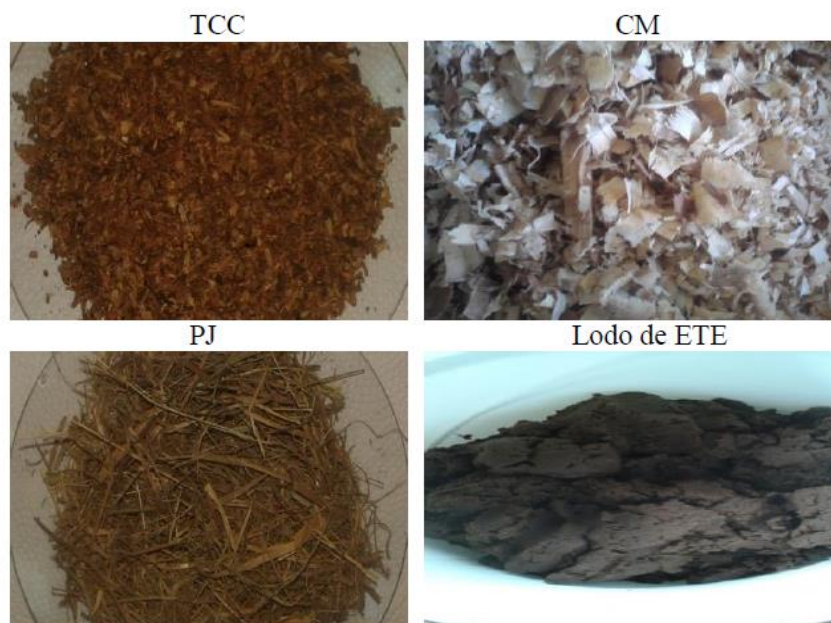
A Figura 5 mostra o triturador de resíduos orgânicos empregado nas triturações realizadas. A Figura 6 mostra os resíduos utilizados para as montagens das leiras. A Figura 7 mostra processo de separação do tabaco dos demais constituintes dos cigarros contrabandeados. As tabelas 3, 4 e 5 apresentam algumas informações referentes ao lodo de ETE utilizado nos experimentos.

Figura 5 – Triturador de resíduos utilizado nas triturações



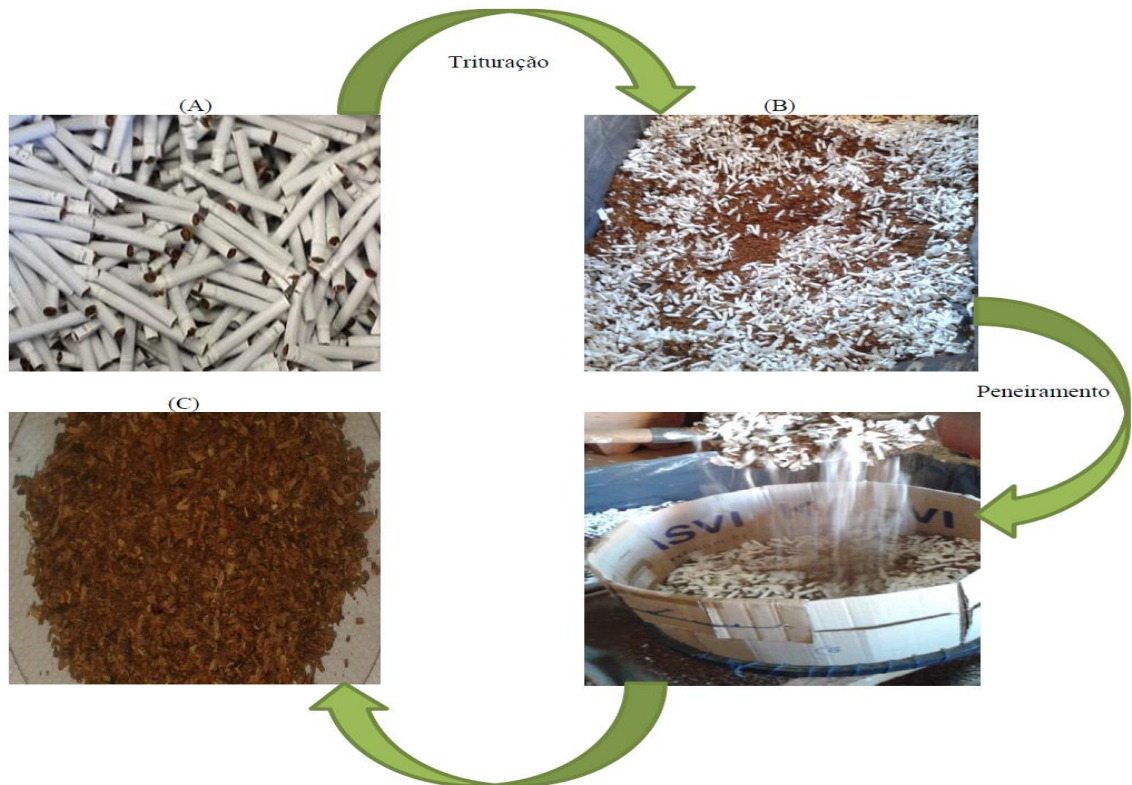
Fonte: O Autor.

Figura 6 – Resíduos utilizados nas montagens das leiras



Fonte: O Autor.

Nota: TCC = tabaco de cigarros contrabandeados; CM = cepilhos de madeira
PJ = poda de jardinagem; ETE = estação de tratamento de esgoto.

Figura 7 – Processo de trituração do tabaco

Fonte: O Autor.

Nota: (A): cigarros antes da trituração; (B): cigarros após trituração e (C): TCC após peneiramento.

Tabela 3 – Algumas Características do lodo de ETE Utilizado nos Experimentos

Resíduo	Lodo de Tanque de Aeração
Classificação (de acordo com: NBR - 10004: 2004; NBR - 10005: 2004; NBR- 10006: 2004 e NBR - 10007: 2004).	Resíduo Classe II - A- não inerte
Cor	Marrom
Estado Físico	Sólido
Odor	Presente
Líquidos Livres	Ausente
Densidade	0,9418 g/cm ³
Resíduo	Lodo de Tanque de Aeração

Fonte: Dados obtidos com o fornecedor do resíduo.

Tabela 4 – Concentrações de Parâmetros Obtidos no Lixiviado do lodo de ETE e Comparação com os Limites Máximos Estabelecidos pela NBR 10004:2004

PARÂMETRO (S)	UNIDADE(S)	RESULTADO(S)	*LME	MÉTODOS
ARSÊNIO	mg/L As	<0,02	1,0	Gerador de Hidretos
BÁRIO	mg/L Ba	0,6	70,0	Espectrof. de Absorção Atômica
CÁDMIO	mg/L Cd	<0,02	0,5	Espectrof. de Absorção Atômica
CHUMBO	mg/L Pb	<0,02	1,0	Espectrof. de Absorção Atômica
CROMO TOTAL	mg/L Cr	<0,02	5,0	Espectrof. de Absorção Atômica
FLUORETO	mg/L F ⁻	1,72	150,0	Potenciométrico
MERCÚRIO	mg/L Hg	<0,001	0,1	Gerador de Hidretos
PRATA	mg/L Ag	0,09	5,0	Espectrof. de Absorção Atômica
SELÊNIO	mg/L Se	<0,02	1,0	Gerador de Hidretos

Fonte: Dados obtidos com o fornecedor do resíduo.

Nota: A lixiviação é usada para determinar a capacidade de transferência de substâncias inorgânicas contidas no resíduo sólido, através da dissolução em meio extrator. * = Limite Máximo segundo Anexo F da NBR 10004:2004. De acordo com informações obtidas com o fornecedor do resíduo, nenhum dos parâmetros encontrou-se fora do valor máximo permissivo (LMS – NBR 10004:2004).

Tabela 5 – Concentrações de Parâmetros Obtidos no Solubilizado do lodo de ETE e Comparação com os Limites Máximos Estabelecidos pela NBR 10004:2004

PARÂMETRO(S)	UNIDADE(S)	RESULTADO(S)	*LME	MÉTODOS
ALUMÍNIO	mg/L Al	<0,2	0,2	Espectrof. de Absorção Atômica
ARSÊNIO	mg/L As	<0,02	0,01	Gerador de Hidretos
BÁRIO	mg/L Ba	1,2	0,7	Espectrof. de Absorção Atômica
CÁDMIO	mg/L Cd	<0,02	0,005	Espectrof. de Absorção Atômica
CHUMBO	mg/L Pb	<0,02	0,01	Espectrof. de Absorção Atômica
CIANETOS	mg/L CN ⁻	<0,02	0,07	Fotométrico
CLORETOS	mg/L Cl ⁻	144,46	250,0	Titulométrico
COBRE	mg/L Cu	<0,02	2,0	Espectrof. de Absorção Atômica
CROMO TOTAL	mg/L Cr	<0,02	0,05	Espectrof. de Absorção Atômica
FENOL	mg/L Fenol	0,124	0,01	Fotométrico
FERRO TOTAL	mg/L Fe	1,01	0,3	Espectrof. de Absorção Atômica
FLUORETOS	mg/L F ⁻	4,52	1,5	Potenciométrico
MANGANÊS	mg/L Mn	0,05	0,1	Espectrof. de Absorção Atômica
MERCÚRIO	mg/L Hg	<0,001	0,001	Gerador de Hidretos
NITRATOS	mg/L NO ₃ ⁻	2,6	10,0	Fotométrico
PRATA	mg/L Ag	<0,02	0,05	Espectrof. de Absorção Atômica
SELÊNIO	mg/L Se	<0,02	0,01	Gerador de Hidretos
SÓDIO	mg/L Na	83,0	200,00	Espectrof. de Absorção Atômica
SULFATO	mg/L SO ₄ ⁻²	54,0	250,0	Fotométrico
SURFACTANTES	mg/L	1,5	0,5	Fotométrico
ZINCO	mg/L Zn	0,10	5,0	Espectrof. de Absorção Atômica

Fonte: Dados obtidos com o fornecedor do resíduo.

Nota: * = Limite Máximo segundo Anexo G da NBR 10004:2004. De acordo com informações obtidas com o fornecedor do resíduo, os resultados das análises mostraram que os parâmetros de bário, cádmio, fenol, fluoreto, surfactantes, ferro total e selênio encontraram-se fora do valor máximo permissivo (LMS – NBR 10004:2004).

4.3 VERIFICAÇÕES DOS TAMANHOS DAS PARTÍCULAS (GRANULOMETRIA)

Após a realização dos procedimentos descritos no item 4.2, verificaram-se os tamanhos das partículas dos resíduos de PJ, CM e TCC. Para isso, realizou-se um teste de granulometria para estes materiais, o qual consiste na passagem dos resíduos por diferentes peneiras de diferentes tamanhos de abertura de malha. Utilizou-se a metodologia de Gabhane et al., 2012. Utilizaram-se três peneiras no teste, com os seguintes tamanhos de abertura de malha: 10 mm, 4,75 mm e 0,5 mm.

Aproximadamente 50,0 gramas de cada resíduo foram pesadas em uma balança da marca Tecnal[®]. Ajustaram-se as peneiras uma sobre a outra em ordem crescente de tamanho de abertura de malha. Colocou-se a quantidade de massa pesada do resíduo sobre a peneira da extremidade superior. Sob a peneira de menor tamanho de abertura de malha, colocou-se um recipiente (fundo) a fim coletar uma possível quantidade de massa de resíduo que não tenha sido retido nas peneiras anteriores. Na sequência, o conjunto “peneiras + fundo” foi colocado em um agitador eletromagnético da marca Bertel[®], equipamento do Laboratório de Ciência e Tecnologia de Cereais, Raízes e Tubérculos do curso de Engenharia de Alimentos da UEPG. No agitador, o conjunto “peneiras + fundo” foi agitado a 8000 vibrações por um período de 10 minutos.

Terminada a agitação, pesaram-se as massas que ficaram retidas em cada uma das peneiras, além da massa que permaneceu no fundo. Após isso, calcularam-se as porcentagens retidas para cada fração peneirada (massa retida na peneira dividida pela massa inicial x 100).

4.4 MONTAGENS DAS LEIRAS

Durante a pesquisa cinco leiras foram montadas, sendo três utilizando CM, TCC e lodo de ETE e duas utilizando PJ, TCC e lodo de ETE. Para cada leira montada utilizou-se determinada quantidade de cada resíduo acima mencionado, de modo a se obter inicialmente uma razão C/N específica para cada leira. Sabendo-se os teores de C e N obtidos para cada resíduo (Tabela 6) e aplicando-se a equação 4, calcularam-se as quantidades em massa dos resíduos necessários para a montagem de cada leira. Os resíduos foram pesados em uma balança digital modelo CA8000 da marca G-Life[®]. Trabalhou-se com razões C/N iniciais nos valores iguais a 10, 20 e 30.

Equação 4 – Equação para determinação da razão C/N

$$\frac{A.(a) + B.(b)}{A.(c) + B.(d)}$$

Fonte: CÔRREA et al., 2007; CARICASOLE et al., 2011.

Nota: A = massa em kg do material rico em carbono; B = massa em kg do material rico em nitrogênio; a = porcentagem de carbono do material rico em carbono; b = porcentagem de C do material rico em nitrogênio; c = porcentagem de nitrogênio do material rico em carbono; d = porcentagem de nitrogênio do material rico em nitrogênio.

Tabela 6 – Teores de C e N e Razão C/N dos resíduos de PJ, TCC, Lodo de ETE e CM

Resíduo	Teor de C (%)	Teor de N (%)	Razão C/N
PJ	41,900	1,766	23,726
TCC	36,855	3,206	11,493
Lodo de ETE	33,333	5,543	6,013
CM	44,100	0,279	157,849

Fonte: O Autor.

Nota: PJ = poda de jardinagem; TCC = tabaco de cigarros contrabandeados; CM = cepilhos de madeira.

Para se referir a cada uma das leiras durante o trabalho, serão considerados se para a referida leira utilizaram-se de CM ou PJ para a montagem, bem como a razão C/N inicial calculada. Exemplos: a abreviatura LP10 refere-se à leira onde se utilizaram PJ, lodo de ETE e TCC para a montagem, sendo 10 o valor da razão C/N inicial, conforme valor calculado. A abreviatura LC30 refere-se à leira onde se utilizaram CM, lodo de ETE e TCC para a montagem, sendo 30 o valor da razão C/N inicial, conforme valor calculado. Mesmo raciocínio pode ser empregado para a LP20, LC10 e LC20.

As leiras foram montadas em formatos cônicos, sendo os resíduos misturados à mão. As mesmas foram dispostas em um galpão localizado nas proximidades do laboratório do Grupo de Pesquisa em Química Analítica Ambiental e Sanitária (QAAS) da UEPG. O local possui piso de concreto e cobertura, o que protegeu as leiras das precipitações pluviais. Estudou-se o processo de compostagem nas cinco leiras montadas durante um período de 180 dias.

A Tabela 7 apresenta as características de cada leira montada.

A Figura 8 mostra as leiras montadas.

Tabela 7 – Características das Leiras

Leira	Resíduos Usados na montagem/kg	Razão C/N inicial calculada	Abreviatura	Data da Montagem	Dimensões Iniciais da Leira (comprimento x altura, em metros)
1	CM (47,5), Lodo de ETE (85,0) e TCC (30,0)	10	LC10	02/07/2014	1,70 x 1,10
2	CM (47,5), Lodo de ETE (17,5) e TCC (15,0)	20	LC20	25/04/2014	1,50 x 1,30
3	CM (95,0), Lodo de ETE (18,0) e TCC (15,0)	30	LC30	30/04/2014	1,60 x 1,20
4	PJ (30,0), Lodo de ETE (30,0) e TCC (25,0)	10	LP10	27/06/2014	1,60 x 1,10
5	PJ (36,0), Lodo de ETE (2,0) e TCC (3,0)	20	LP20	12/05/2014	1,40 x 1,10

Fonte: O Autor.

Nota: CM = cepilhos de madeira; PJ = poda de jardinagem; TCC = tabaco de cigarros contrabandeados.

Figura 8 – Leiras Montadas

Fonte: O Autor.

4.5 REVOLVIMENTOS DAS LEIRAS

Padronizaram-se os revolvimentos. Cada leira foi revolvida no terceiro dia após início do processo de compostagem, no sétimo dia, no décimo quinto e depois de quinze em quinze dias. Realizaram-se os revolvimentos manualmente, conforme orientações de Kiehl (1985), ou seja, colocando as camadas que estavam nos interiores das leiras nos lugares das camadas mais externas e vice-versa.

4.6 ANÁLISES FÍSICAS E QUÍMICAS

4.6.1 Temperatura

Verificou-se a temperatura diariamente das 16h às 17h durante todo o período do processo de compostagem. Utilizou-se um termômetro digital do tipo espeto da marca Incoterm[®] nas verificações, sendo que as mesmas ocorreram em quatro pontos distintos e simetricamente distribuídos das leiras, obtendo-se as médias dos valores observados (FELS et al., 2014).

4.6.2 Umidade

Verificou-se a umidade diariamente das 16h às 17h durante todo o período do processo de compostagem. Para as verificações, utilizou-se um termo higrômetro digital da marca Incoterm[®], com aferições em quatro pontos distintos e simetricamente distribuídos das leiras, obtendo-se as médias dos valores observados.

4.6.3 pH

O potencial hidrogeniônico pode ser verificado diluindo-se a amostra tanto em água quanto em solução de cloreto de cálcio (que é o método oficial do Ministério da Agricultura). Percebe-se que o pH em água determina apenas a concentração de cátions de hidrogênio em solução, não indicando aqueles retidos nas superfícies dos coloides. Ao se trabalhar com solução de CaCl_2 , os cátions de hidrogênio encontrados na superfície dos coloides são desalojados pelos íons Ca^{+2} , passando a fazer parte da solução. Com isso, a determinação do pH utilizando-se CaCl_2 apresenta valores um pouco mais baixos daqueles medidos com água (KIEHL, 1985).

Realizaram-se medições (em triplicatas) de pH da mistura inicial das leiras (0 dia) e depois diariamente até o décimo quinto dia do processo de compostagem. Após o décimo quinto dia as medições passaram a ocorrer quinzenalmente. Para cada medida, pesaram-se 2,0 gramas de amostra (seca em estufa a 60° C) e em seguida adicionaram-se 20 mL de solução

de CaCl_2 0,01 mol/L. A mistura foi agitada por 30 minutos em um agitador orbital KLINE CT-150 da marca Cientec[®] e as medições ocorreram em um pHmetro com eletrodo combinado de vidro da marca Quimis[®] (adaptado de Raij et al., 2001 e de Fialho et al., 2010).

4.6.4 Análise Elementar

Realizaram-se análises elementares dos resíduos separados e de amostras de diferentes períodos do processo de compostagem (de 0 a 180 dias, com intervalos de 30 dias). Anteriormente à realização das análises, as amostras foram secas em estufa a 80 °C por 24h (JONES, 2001), trituradas e peneiradas utilizando-se uma peneira de 1,0 mm de abertura de malha. As análises elementares foram realizadas utilizando um Analisador Elementar TrucSpec CN Analyser da marca LECO[®], pertencente ao Laboratório de Matéria Orgânica do Solo do Curso de Agronomia da UEPG. Obtiveram-se as porcentagens dos elementos carbono (C) e hidrogênio (H), o que permitiu calcular as razões C/N para as amostras.

4.6.5 Teor de Cinzas

Utilizou-se de uma metodologia adaptada de Grigatti, Ciavatta e Gessa (2004) e de Fels et al. (2014) para verificação dos teores de cinzas. Utilizaram-se nas análises cadinhos de porcelana previamente calcinados a 250 °C por duas horas. Aproximadamente 2,0 g das amostras secas em estufa a 80 °C por 24h (JONES, 2001) foram pesados em uma balança analítica da marca OHAUS[®] e calcinados em uma mufla da marca Jung[®] por 6h a 600 °C. Realizaram-se verificações das massas das amostras após as calcinações. Após a obtenção de valores constantes nas pesagens, calcularam-se os teores de cinzas pelas diferenças entre os valores de massas das amostras antes e depois do processo de calcinação. As análises foram realizadas em triplicatas.

4.6.6 Índice de Germinação de Sementes

Utilizou-se para a verificação do índice de germinação de sementes uma metodologia adaptada de Tíquia, Tam e Hodgkiss, 1996, Mari et al., 2003 e Said-Pullicino, Erriquens e Gigliotti, 2007.

Pesaram-se em uma balança da marca OHAUS[®] 10,0 g de amostra seca em estufa a 60 °C, os quais foram colocados em um recipiente de plástico. Por conseguinte, acrescentaram-se 100 mL de água ultrapura do Ultrapurificador de Água e Osmose Reversa (Milli-Q; Gehaka[®]). Agitou-se a mistura em um agitador horizontal KLINE CT-150 da marca Cientec[®] a 70 rpm por uma hora. Na sequência, centrifugou-se a amostra a 10.000 rpm por vinte

minutos em uma centrífuga modelo himac CR 21GII, da marca Hitachi® do Complexo de Laboratórios Multiusuários da UEPG.

Após isso, filtrou-se a amostra em um papel de filtro quantitativo Whatman nº 540, obtendo-se, por fim, o extrato aquoso.

Realizou-se o teste em triplicatas e em amostras de 0 a 180 dias de compostagem, em intervalos de 30 dias.

Colocou-se um papel de filtro Whatman nº 540 em uma placa de petri de 10 cm de diâmetro. Na sequência, colocaram-se 10 sementes de agrião (*Lepidium sativum*) dentro da placa em distâncias igualmente espaçadas umas das outras. Após esta etapa, acrescentaram-se 5 mL de extrato aquoso na referida placa de petri. As incubações ocorreram em ambiente escuro a 25 °C por um período de 5 dias. Realizaram-se testes de controle (em triplicatas), substituindo o extrato aquoso por água ultrapura.

Terminado o período de duração do teste, realizou-se a contagem de sementes germinadas, bem como mediram-se os comprimentos das raízes, a fim de realizar os cálculos necessários para obter o índice de germinação.

4.7 ANÁLISES ESPECTROSCÓPICAS

Para a realização das análises espectroscópicas, secaram-se previamente as amostras em estufa a 80 °C por 24h (JONES, 2001). Após isso, as amostras foram trituradas e passaram por uma peneira de 1,0 mm de abertura de malha. As análises espectroscópicas foram realizadas em amostras de 0 a 180 dias, com intervalos de 60 dias.

4.7.1 Espectroscopia de Absorção Molecular na Região do Ultravioleta-Visível (UV-Vis)

A absorção no UV-Vis foi realizada utilizando-se um aparelho Varian Cary 50 Conc do Complexo de Laboratórios Multiusuários (C - LabMu) da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG). Dissolveram 3,0 mg da amostra em 10 mL de solução de NaHCO₃ (bicarbonato de sódio) a 0,05 mol/L e determinaram-se as razões E₂/E₄ (razão entre as absorbâncias em 270 nm e 407 nm) e E₄/E₆ (razão entre as absorbâncias em 465nm e 665 nm) (BUDZIAK; MAIA e MANGRICH, 2004; ALBRECHT et al., 2011).

4.7.2 Espectroscopia na Região do Infravermelho

As análises de infravermelho ocorreram em um equipamento IR Prestig-21 da marca Shimadzu® do Complexo de Laboratórios Multiusuários (C-LabMu) da Universidade Estadual de Ponta Grossa. Foram preparadas pastilhas de 1,0 mg de amostra com 100,0 mg de

KBr (brometo de potássio). As pastilhas foram prensadas sob vácuo por 2 minutos em uma prensa hidráulica da marca Shimadzu[®]. As análises ocorreram no modo transmitância, na faixa de 400 a 4000 cm^{-1} . Realizaram-se 64 varreduras, com resolução espectral de 4 cm^{-1} (FUENTES et al., 2007; FIALHO et al., 2010; HE et al., 2013).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 RESULTADOS DE GRANULOMETRIA

Após a realização do procedimento descrito no item 4.3 (página 50), obtiveram-se as porcentagens retidas em cada peneira dos resíduos de PJ, TCC e CM. Com isso, foi possível estimar o tamanho das partículas dos referidos resíduos.

Pelo teste de granulometria, percebeu-se que a PJ obteve 85,87 % de percentual de retenção na peneira de 10 mm de abertura de malha, além dos percentuais iguais a 3,14 %, 5,93 % e 4,26 % nas peneiras com aberturas de 4,75 mm, 0,5 mm e no fundo, respectivamente. Com isso, é possível dizer que a maior parte das partículas deste resíduo (85,87 %) possuem tamanhos maiores do que 10 mm.

Para os resíduos de CM, o teste revelou os seguintes resultados de porcentagens de retenção: 0,2 %, 54,90 %, 43,08 % e 1,56 % nas peneiras de 10, 4,75 e 0,5 mm de aberturas de malha e no fundo, respectivamente. Com isso, é possível dizer que a maior parte das partículas de CM possuem tamanhos que variam entre 4,75 mm a 9,99 mm.

Já para os resíduos de TCC, a análise granulométrica resultou nas seguintes porcentagens de retenção: 0 %, 0,32 %, 92,84 % e 7,13 % de retenções nas peneiras de 10, 4,75 e 0,5 mm de aberturas de malha e no fundo, respectivamente. Com isso, é possível considerar que os tamanhos das partículas de TCC variam entre 0,5 mm a 4,74 mm, predominantemente.

Os agentes de volume (PJ, CM, palha de trigo etc.) influenciam na degradação microbiológica da compostagem, pois estes materiais corrigem a umidade e fornecem condições adequadas de porosidade (IQBAL; SHAFIQ e AHMED, 2010). Resíduos de madeira com dimensões menores do que 5,2 mm resultam em menor perda de umidade em comparação com os resíduos com partículas maiores do que 40 mm, porque possuem maior resistência à ventilação (ADHIKARI et al., 2009). Adhikari et al. (2009) comentam que partículas de AV de 5 mm propiciam resultados de degradação mais eficientes do que partículas de 25 mm.

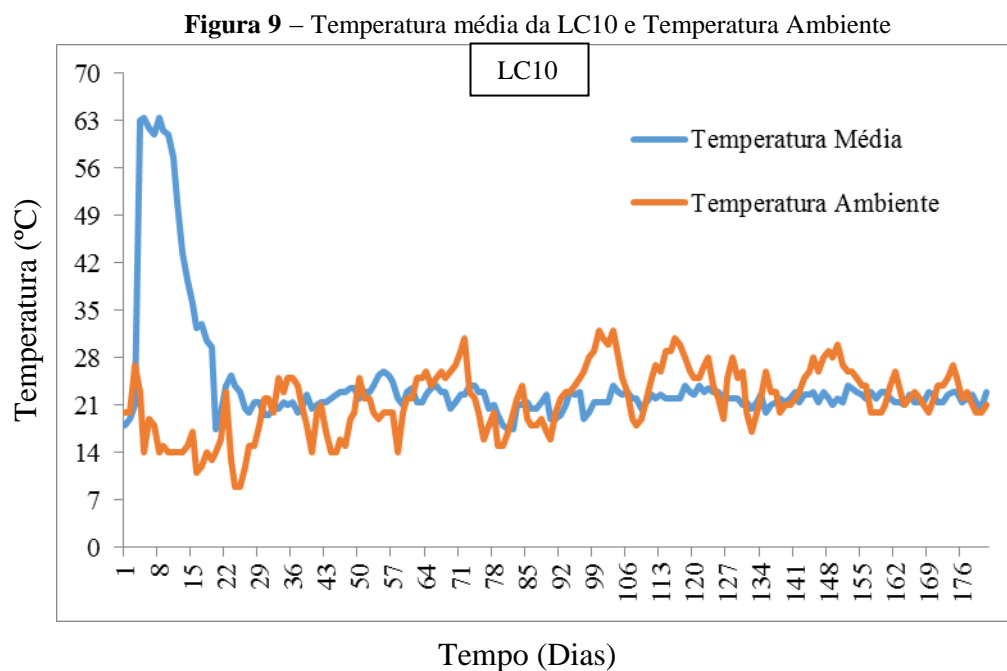
Partículas maiores (tais como as de PJ) propiciam maior porosidade, pois, com o aumento dos tamanhos das partículas, aumentam-se os tamanhos dos poros cheios com ar entre estas partículas (HUET et al., 2012).

A associação dos resíduos de tabaco (que possuem partículas pequenas) com os AV permitem adequar a granulometria, o que favorece o processo de compostagem.

Pelos resultados da granulometria, percebe-se que os AV utilizados nesta pesquisa possuem tamanhos adequados para o processo de compostagem. Adhikari et al. (2009) obtiveram bons resultados em um processo de compostagem que utilizou CM na faixa de 5 a 10 mm, o que se assemelha à faixa de granulometria dos CM desta pesquisa. Bidone (2001) diz que partículas entre 10 mm a 50 mm são ideais para o processo de compostagem. Tal faixa indica que a granulometria da PJ é apropriada.

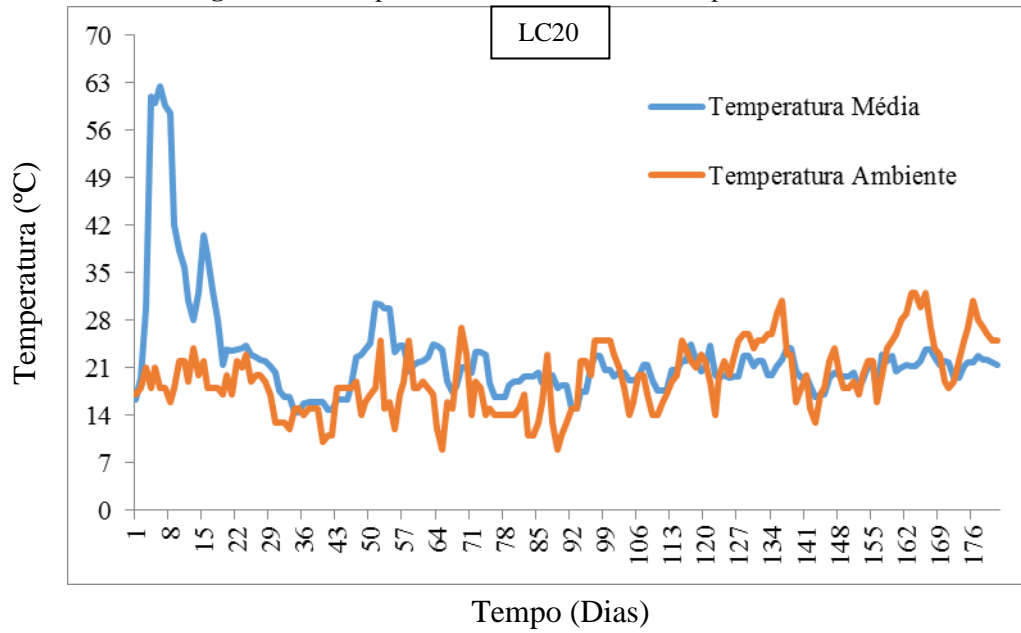
5.2 RESULTADOS DE TEMPERATURAS

As figuras 9, 10, 11, 12 e 13 ilustram as médias de temperatura observadas para as leiras LC10, LC20, LC30, LP10 e LP20, respectivamente. As verificações ocorreram durante o período de 180 dias das compostagens, diariamente. Em cada figura, também consta a temperatura do ambiente no momento das verificações.



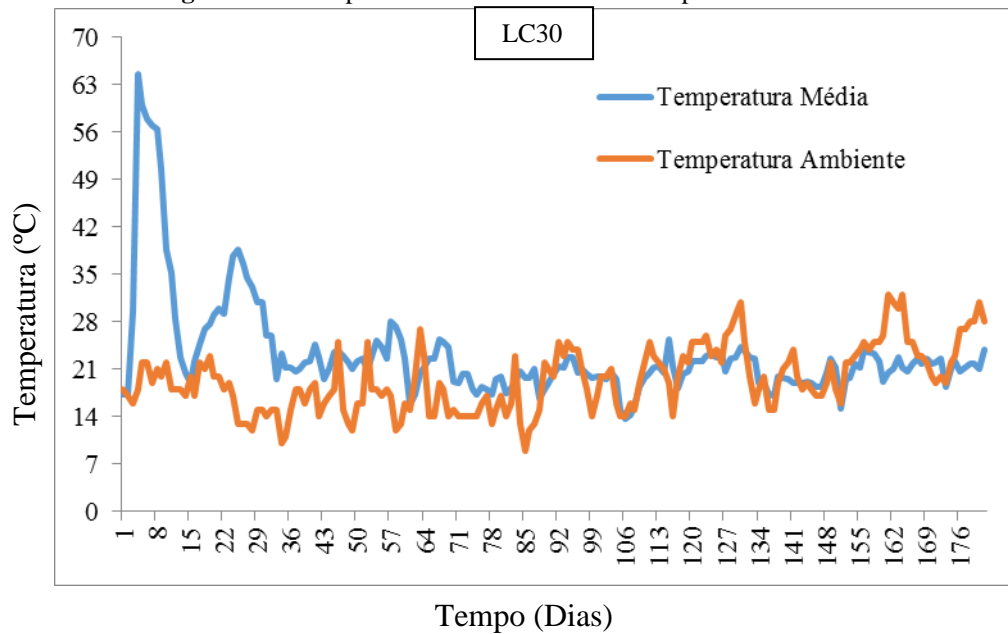
Fonte: O Autor.

Figura 10 – Temperatura Média da LC20 e Temperatura Ambiente



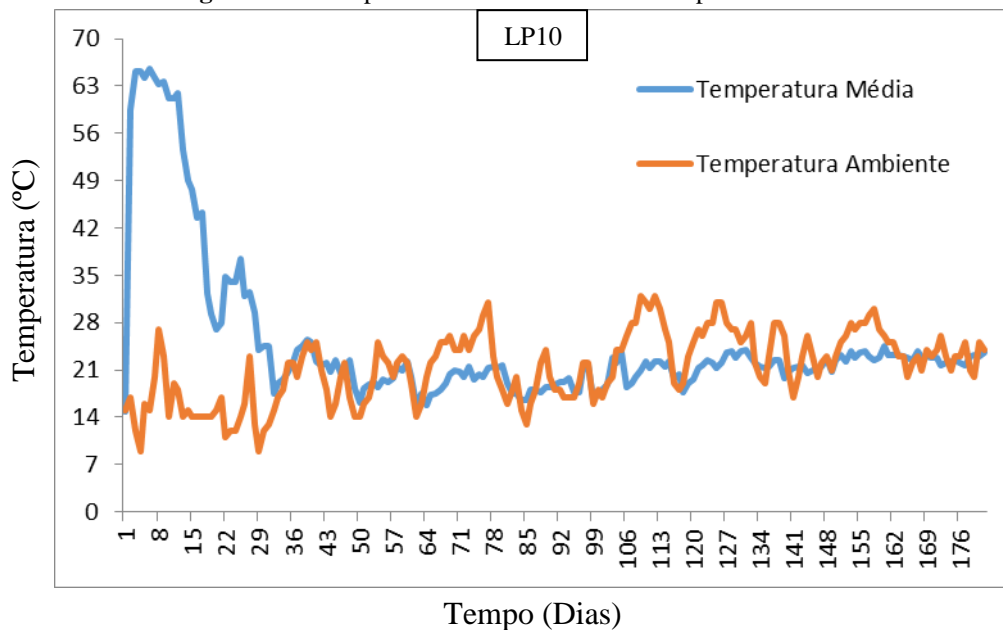
Fonte: O Autor.

Figura 11 – Temperatura Média da LC30 e Temperatura do Ambiente



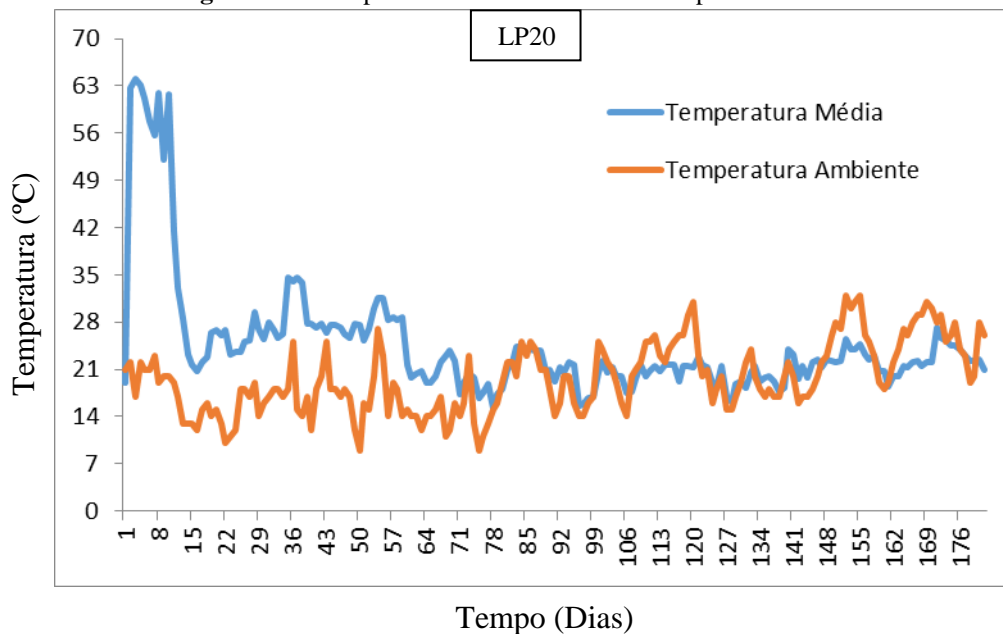
Fonte: O Autor.

Figura 12 – Temperatura Média da LP10 e Temperatura Ambiente



Fonte: O Autor.

Figura 13 – Temperatura Média da LP20 e Temperatura Ambiente



Fonte: O Autor.

Observou-se em todas as leiras estudadas as diferentes fases de temperatura características do processo de compostagem, ou seja, as fases mesofílica, termofílica, de resfriamento e de cura.

Para a LC10 a fase mesofílica durou dois dias, onde a temperatura neste período permaneceu próxima à temperatura do ambiente (20 °C). Por conseguinte, ocorreu a elevação da temperatura desta leira para valores característicos da fase termofílica (>40 °C), sendo que tal leira permaneceu com temperaturas superiores a 55 °C por um período de oito dias, sendo o maior valor médio de temperatura neste período o de 63,5 °C. A fase termofílica para a LC10 durou dez dias. Após isso, observou-se, como mostrado na figura 9, queda da temperatura até a finalização dos 180 dias de compostagem, onde a temperatura da LC10 estava próxima à temperatura do ambiente (23 °C).

Para a LC20 a fase mesofílica teve duração de dois dias, sendo que nesta fase a temperatura da leira permaneceu praticamente a mesma temperatura do ambiente (17 °C) no primeiro dia e no segundo dia foi registrado um valor médio de 29,75 °C. No terceiro dia da compostagem, a temperatura da LC20 elevou-se para valores termofílicos, tendo a leira permanecido com temperaturas superiores a 55 °C por cinco dias, sendo o maior valor médio registrado neste período o de 62,5 °C. Terminada a fase termofílica (após seis dias), ocorreu a diminuição da temperatura até a finalização da compostagem, onde a temperatura atingiu um valor médio de 21,5 °C.

Para a LC30 a fase mesofílica também durou dois dias, sendo que no primeiro a temperatura permaneceu praticamente a mesma do ambiente (17 °C) e no segundo dia a temperatura da leira atingiu um valor médio de 29,50 °C. No terceiro dia, teve início a fase termofílica que durou seis dias. Nesta fase, a temperatura da LC30 permaneceu com valores superiores a 55 °C por cinco dias, sendo o maior valor médio observado o de 64,5 °C. Após isso, como observado na figura 11, ocorreu a queda da temperatura da leira, tendo a mesma finalizado o processo de compostagem com um valor médio de temperatura de 24,00 °C.

Na LP10 a fase mesofílica durou 24 horas, com temperaturas iguais a do ambiente (15 °C). No primeiro dia da compostagem, a temperatura da leira elevou-se para valores característicos da fase termofílica. A fase termofílica durou dezesseis dias, tendo a leira permanecido com temperaturas superiores a 55 °C por onze dias durante esta fase, sendo o maior valor médio de temperatura observado igual a 65,25 °C. Após esta etapa, ocorreu a queda dos valores de temperatura. A LP10 finalizou os 180 dias do processo de compostagem com média de temperatura igual a 23,00 °C.

Na LP20 a fase mesofílica durou 24 horas, com temperaturas praticamente iguais a do ambiente (21°C). No primeiro dia de compostagem a temperatura elevou-se para um valor médio de 62,75 °C, tendo início a fase termofílica. A fase termofílica para esta leira durou nove dias, tendo a leira permanecido com temperaturas superiores a 55 °C por 8 dias, sendo o

maior valor médio de temperatura observado igual a 64,00 °C. Terminada a fase termofílica, ocorreu, como pode ser visto na figura 13, diminuição dos valores de temperatura da LP20. O processo de compostagem encerrou para esta leira com um valor médio de temperatura igual a 21,00 °C.

Em todas as leiras observou-se a elevação da temperatura no início da compostagem, sendo tal característica um indicativo do aumento da atividade microbiana, em processos de degradação aeróbios. Esse aumento da atividade microbiana está associado com a decomposição da celulose, hemicelulose e lignina (SAID-PULLICINO; ERRIQUENS e GIGLIOTTI, 2007; PYOTROWSKA-CYPLIC et al., 2009; WASZKIELIS et al., 2013).

Os níveis de temperaturas das leiras aumentaram para valores na faixa de 50-60 °C devido à liberação de energia por consequência de reações bioquímicas dos micro-organismos presentes na compostagem, sendo que a diminuição observada após a fase termofílica ocorre devido à perda de substrato e diminuição da atividade microbiana (SAITHEP et al., 2009).

A eliminação de patógenos está relacionada com a temperatura. Assim, temperaturas na faixa de 55-60 °C por um período maior do que 3-4 dias são necessárias para a eliminação de patógenos (NEKLYUDOV; FEDOTOV e IVANKIN, 2008). López-Real e Foster (1985) dizem que uma “redução significativa de patógenos” ocorre em leiras revolvidas quando estas permanecem a temperaturas de 50 °C durante cinco dias com um pico de 55 °C por quatro horas durante este período, sendo que uma “redução adicional de patógenos” ocorre quando a temperatura é mantida a 55° C por cinco dias. Li et al. (2013) salientam que um período maior do que 3 a 4 dias a 55 °C são suficientes para a eliminação total de patógenos. Além disso, a Resolução Conama 375/2006, que regulamenta a utilização do lodo de ETE para fins agrícolas no Brasil, observa que uma biomassa de compostagem com temperatura mínima de 40 °C durante pelo menos 5 dias, com a ocorrência de um pico de 55 °C ao longo de 4 horas sucessivas durante este período é um “processo de redução significativa de patógenos” (BRASIL, 2006).

Tendo em vista estas referências e, percebendo que a LC10, LC20, LC30, LP10 e LP20 permaneceram com temperaturas superiores a 55 °C por oito, cinco, cinco, onze e oito dias, respectivamente, constatou-se que todas as leiras atenderam às exigências de temperaturas necessárias para a eliminação de patógenos, o que é um indício de que as compostagens desenvolvidas nas condições descritas neste trabalho permitem, pelo efeito da temperatura, a eliminação total de patógenos presentes em TCC e lodo de ETE, tanto utilizando CM quanto PJ nas misturas.

Os valores médios máximos de temperaturas observados para todas as leiras (faixa: 62-65 °C) são próximos dos valores máximos de temperaturas observados em processos de compostagem semelhantes aos desenvolvidos no presente trabalho. Fels et al. (2014) estudando a compostagem de lodo de ETE e resíduos de palmeira, observaram que o maior pico de temperatura ocorrido foi de 65 °C. Semelhantemente, Said-Pullicino, Erriquens e Gigliotti (2007) estudando a compostagem de resíduos de tabaco com resíduos sólidos municipais e poda de jardinagem, constataram que os valores máximos de temperatura compreenderam valores médios na faixa de 60-65 °C. Saithep et al. (2009), estudando a compostagem de resíduos de tabaco com estrume de vaca, observaram um pico de temperatura igual a 62 °C. Essas observações permitem-nos dizer que a compostagem de lodo de ETE e TCC, nas condições apresentadas neste trabalho, alcança resultados satisfatórios, semelhantes a estudos publicados utilizando resíduos similares, no que diz respeito à temperatura.

5.3 RESULTADOS DE UMIDADE

A tabela 8 mostra os valores médios dos teores de umidade dos resíduos de TCC, PJ, CM e lodo de ETE. As análises foram realizadas em triplicatas (por gravimetria). Os valores são apresentados com seus respectivos intervalos de confiança para 95 % de certeza.

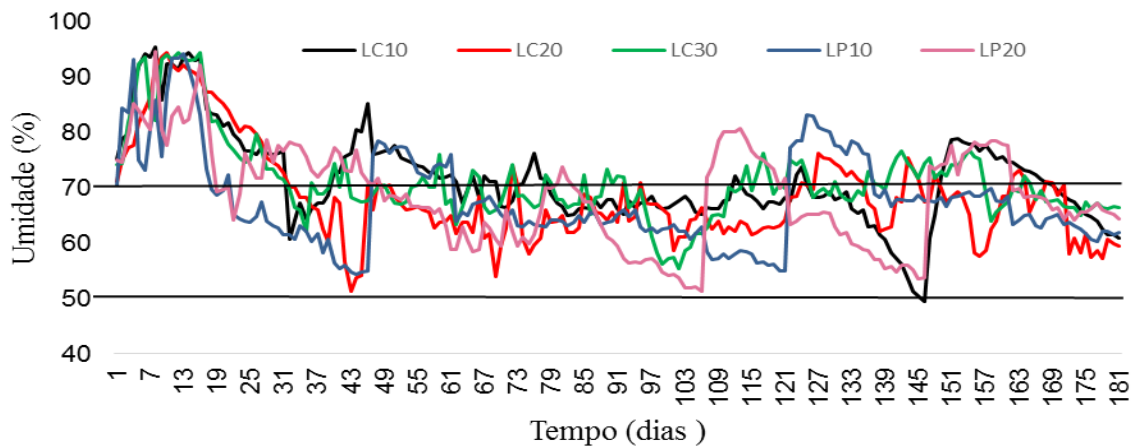
Tabela 8 – Teores Médios de Umidade dos Resíduos de TCC, CM, PJ e lodo de ETE

Resíduo	Umidade (%)
TCC	5,36 ± 1,29
CM	0,59 ± 0,09
PJ	5,31 ± 1,69
lodo de ETE	91,14 ± 0,38

Fonte: O Autor.

Nota: TCC = tabaco de cigarros contrabandeados; CM = cepilhos de madeira, PJ = poda de jardinagem, ETE = estação de tratamento de esgoto.

A figura 14 mostra as variações de umidade observadas para as leiras estudadas durante o período de 180 dias de compostagem.

Figura 14 – Teor de Umidade das Leiras

Observaram-se aumentos nos teores de umidade em todas as leiras no início do processo. A intensa atividade microbiana propiciou a elevação da temperatura para valores termofílicos, sendo os valores médios máximos das leiras na faixa de 62-65 °C, o que acarretou na liberação de vapor de água, que pode ter contribuído para a elevação dos teores de umidade.

Os revolvimentos das leiras ocorreram no terceiro dia do processo de compostagem, no sétimo, no décimo quinto e depois de quinze em quinze dias.

Constatou-se que, mesmo efetuando revolvimentos na primeira semana do processo, o teor de umidade não sofreu significativa queda. Não se efetuaram mais revolvimentos dos que os citados para não prejudicar a manutenção da temperatura termofílica no início da compostagem. É sabido que o arejamento excessivo pode causar redução ou fazer com que o processo de compostagem pare devido ao arrefecimento excessivo do material e diminuição da atividade microbiana (PIOTROWSKA-CYPLIC et al., 2009).

Apesar dos teores de umidades elevados no início das compostagens, não observaram-se efeitos prejudiciais nos valores de temperaturas da fase termofílica, haja vista as mesmas terem se elevado para valores superiores a 55 °C, indicando a contribuição para a eliminação de patógenos conforme considerações já feitas no item 5.2.

Mesmo sendo os valores dos teores de umidade um pouco elevados para o início da compostagem, pode ter ocorrido que, mesmo em tais condições, os valores dos teores contribuíram para a elevação da taxa de oxigênio no interior das leiras, tornando-o disponível para os micro-organismos. Essa hipótese pode soar, inicialmente, um pouco estranha, pois já

foi dito neste trabalho que excesso de água dificulta a acessibilidade do oxigênio na leira (KIEHL, 1985). Porém, em alguns outros estudos tais como o de Huet et al. (2012), percebe-se que valores de umidade elevados podem auxiliar na difusão de oxigênio pelo seguinte motivo: quando o teor de umidade aumenta, a água é arrastada para os pequenos poros da matriz de compostagem, criando agregados de maiores dimensões, que por sua vez levam a maiores inter-poros agregados, o que acarreta no aumento da permeabilidade do ar.

Notou-se que, terminada a fase termofílica, os teores de umidade diminuíram para todas as leiras. Percebe-se ainda, pela figura 14, que os teores de umidade permaneceram na faixa considerada ideal (50-70 %) durante a maior parte do processo de compostagem.

5.4 RESULTADOS DE pH

A tabela 9 apresenta as médias dos valores de pH para os resíduos de PJ, TCC, lodo de ETE e CM. As análises ocorreram em triplicatas. Os valores são apresentados com seus respectivos intervalos de confiança para 95 % de certeza. A figura 15 mostra os valores médios de pH das leiras estudadas neste trabalho.

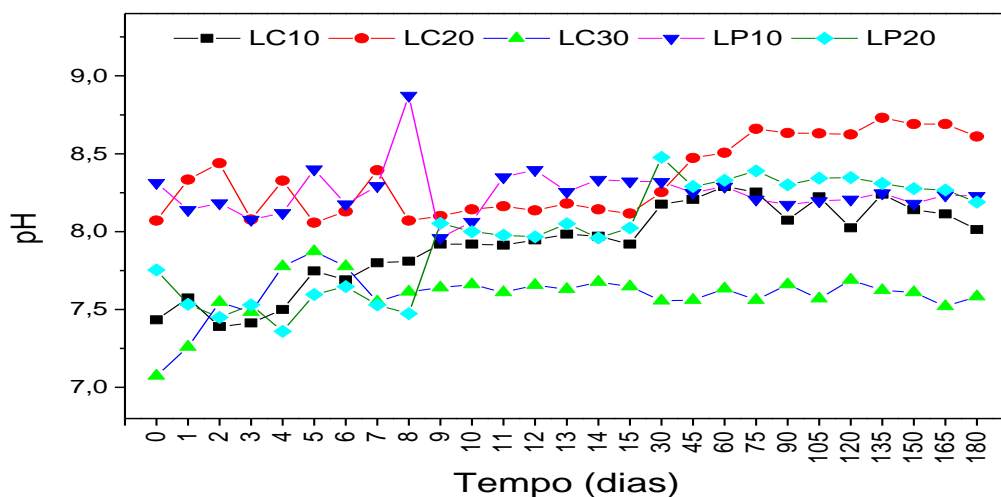
Tabela 9 – pH dos Resíduos de TCC, CM, PJ e lodo de ETE

Resíduo	pH
TCC	5,34 ± 0,03
CM	5,64 ± 0,09
PJ	7,92 ± 0,03
lodo de ETE	7,88 ± 0,16

Fonte: O Autor.

Nota: TCC = tabaco de cigarros contrabandeados; CM = cepilhos de madeira, PJ = poda de jardinagem, ETE = estação de tratamento de esgoto.

Figura 15 – Valores Médios de pH das Leiras



Fonte: O Autor.

Observa-se na figura 15 que ocorreram elevações dos valores iniciais de pH nas leiras. Essa elevação pode ser devido aos ácidos minerais que funcionam como matéria-prima para o metabolismo de diferentes espécies. Estes ácidos dão lugar aos ácidos orgânicos que reagem com as bases liberadas pela MO, neutralizando-os e transformando o meio em alcalino (BIDONE, 2001).

Para a LC10 o valor médio de pH inicial foi de 7,43, sendo observada uma elevação para 8,17 no trigésimo dia do processo de compostagem. No final do mesmo essa leira apresentou valor médio de pH igual a 8,01.

Para a LC20 o pH variou de um valor inicial de 8,07 para 8,61 ao final do processo. Já para a LC30 a variação foi de 7,07 (inicial) para 7,58 (final).

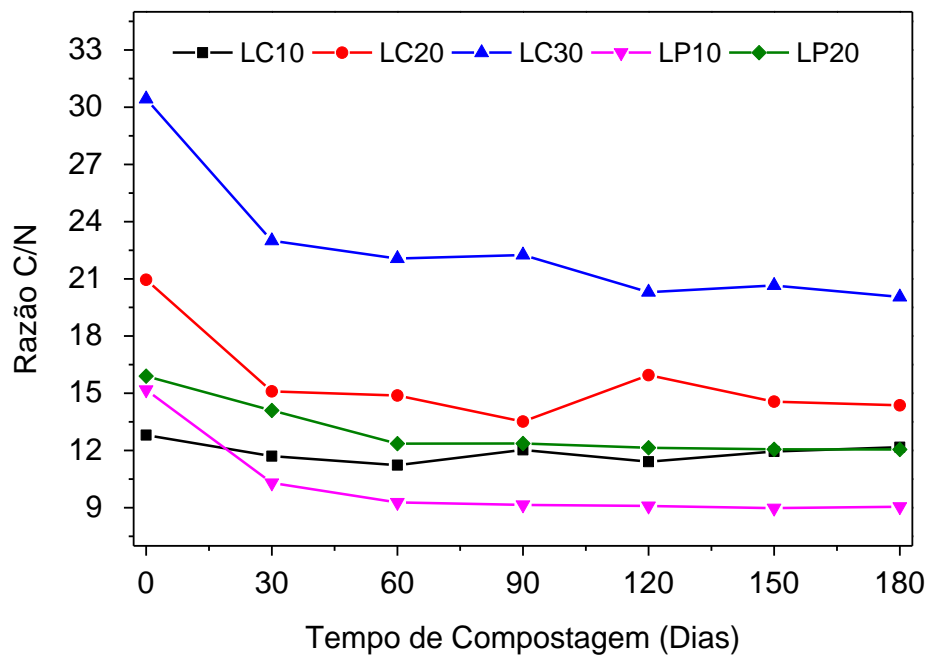
Para a LP10 o valor de pH variou inicialmente de 8,31 para 8,23 ao final do processo. Já para a LP20 a variação se deu da seguinte maneira: 7,75 (valor inicial) para 8,19 (valor final), sendo observados valores superiores a 8,0 a partir do décimo quinto dia do processo.

Percebeu-se que todas as leiras estudadas mantiveram-se dentro da faixa de pH considerada propícia para uma boa atividade microbiana, ou seja, a faixa de 6,7 a 9,0 (BERNAL; ALBURQUERQUE e MORAL, 2009). Isso indica que a compostagem utilizando TCC e lodo de ETE, nas condições realizadas neste trabalho, assegura um comportamento adequado no que diz respeito à variação de pH.

Os valores de pH das leiras estudadas se assemelham a valores de pH de outros trabalhos publicados onde se utilizaram de resíduos similares ao desta pesquisa. Said-Pullicino, Erriquens e Gigliotti (2007) estudaram a compostagem de resíduos sólidos municipais com poda de jardim e resíduos de folhas de tabaco. Os autores constataram que o pH apresentou um valor de 8,2 ao final da compostagem, o que se aproxima dos valores finais de pH observados para a LP10 e LP20 (8,23 e 8,19, para a LP10 e LP20, respectivamente). Piotrowska -Cyplic et al. (2009) estudaram a compostagem de lodo com resíduos de tabaco e palha de trigo em dois sistemas de compostagem. Neste estudo foi observado que o ambos os valores finais de pH dos sistemas 1 e 2 foi de 7,50, valor semelhante ao observado para o pH final da LC30 (7,58). Isso demonstra que a compostagem de lodo de ETE e TCC é viável do ponto de vista da variação adequada de pH.

5.5 RESULTADOS DA RAZÃO C/N

A figura 16 mostra as mudanças ocorridas nas razões C/N para as leiras estudadas durante o período de 180 dias das compostagens. Tais razões são mostradas em intervalos de 30 dias.

Figura 16 – Razões C/N para a LC10, LC20, LC30, LP10 e LP20

Fonte: O Autor.

Inicialmente neste trabalho, calcularam-se com o auxílio da equação 4 (item 4.4, página 51) as razões C/N iniciais das leiras trabalhadas, ou seja, sabendo os teores de C e N dos resíduos iniciais (tabela 6, página 51) foi possível descobrir mediante o emprego da referida equação a massa de cada resíduo necessária para as montagens das leiras, de modo que cada uma partisse de uma razão C/N inicial específica (10, 20 e 30 para as leiras com CM – LC10, LC20 e LC30, e 10 e 20 para as leiras com PJ – LP10 e LP20). Após a realização das análises elementares das amostras das leiras, percebeu-se que a utilização da equação 4 foi bastante coerente, haja vista as razões C/N das amostras iniciais das misturas apresentarem valores próximos aos anteriormente calculados, sobretudo para as leiras que utilizaram CM. Os valores iniciais das razões C/N para as leiras (obtidos após a realização das análises elementares das misturas de compostagem) apresentaram os seguintes valores: 12,82 (para a LC10), 20,95 (para a LC20), 30,43 (para a LC30), 15,18 (para a LP10) e 15,90 (para a LP20).

Os valores das razões C/N de todas as leiras diminuíram com o decorrer da compostagem, porém foi mínima a diminuição da razão para a LC10. Tais razões apresentaram valores finais de 12,17 (para a LC10), 14,37 (para a LC20), 20,05 (para a LC30), 9,05 (para a LP10) e 12,05 (para a LP20). A queda nos valores das razões C/N é um indicativo da maturação do composto (DE BERTOLDI; VALLINI e PERA, 1983). Ocorre que, durante a compostagem, o teor de nitrogênio diminui principalmente devido a

volatilização da amônia. Essa perda de nitrogênio pode ser avaliada em termos de valores absolutos. Todavia, considerando o peso seco, há um aumento de nitrogênio devido à mineralização da MO e conseqüente perda de gás carbônico e água, resultante da oxidação biológica da MO, de modo que a queda na razão C/N pode ser observada durante a compostagem (DE BERTOLDI; VALLINI e PERA, 1983; FELS et al., 2014). Conforme já mencionado neste trabalho (item 2.2.2, página 24) não existe um consenso na literatura quanto a um valor exato de razão C/N para um composto maturado. Assim sendo, todos os valores finais das razões C/N das leiras estudadas podem ser classificados como valores de razões de compostos maturados, de acordo com a literatura consultada.

Segundo autores como Provenzano et al. (2001), valores de razões C/N finais próximos a 10 indicam baixa atividade microbiana e possível estabilização do material. De acordo com este critério a LP10, a LP20 e a LC10 que apresentaram valores finais de razões C/N iguais a 9,05; 12,05 e 12,17, respectivamente, podem ser consideradas estabilizadas, pois os valores das razões destas leiras são próximos a 10. Bustamante et al. (2008) dizem que valores finais de razões C/N menores do que 20 indicam um grau aceitável de maturação. De acordo com este critério, além da LP10, LP20 e a LC10, a LC20, que apresentou um valor final de razão C/N igual a 14,37 pode ser considerada maturada. Caricasole et al. (2011) dizem que valores finais de razões C/N próximos a 15 indicam um grau adequado de estabilização da MO. Seguindo este critério, a LC10, a LC20 e a LP20 podem ser consideradas com graus adequados de estabilização. Huang et al. (2006) comentam que um valor final de razão C/N menor ou igual a 20 (quando se trabalha com razões iniciais entre 25 a 35) indica a maturação do composto. Segundo este critério, pode-se considerar a LC30 (valor final de razão igual a 20,05) maturada. Fels et al. (2014) dizem que uma razão C/N final entre 10 e 15 indica um composto maturado. De acordo com este critério, a LC10, a LC20 e a LP20 podem ser consideradas maturadas.

A razão C/N varia muito dependendo da matriz de compostagem. Por isso a variação da razão C/N não pode ser utilizada como um indicador absoluto para a verificação da maturação do composto, devido ao fato da variação depender das misturas iniciais dos resíduos (SELLAMI et al., 2008).

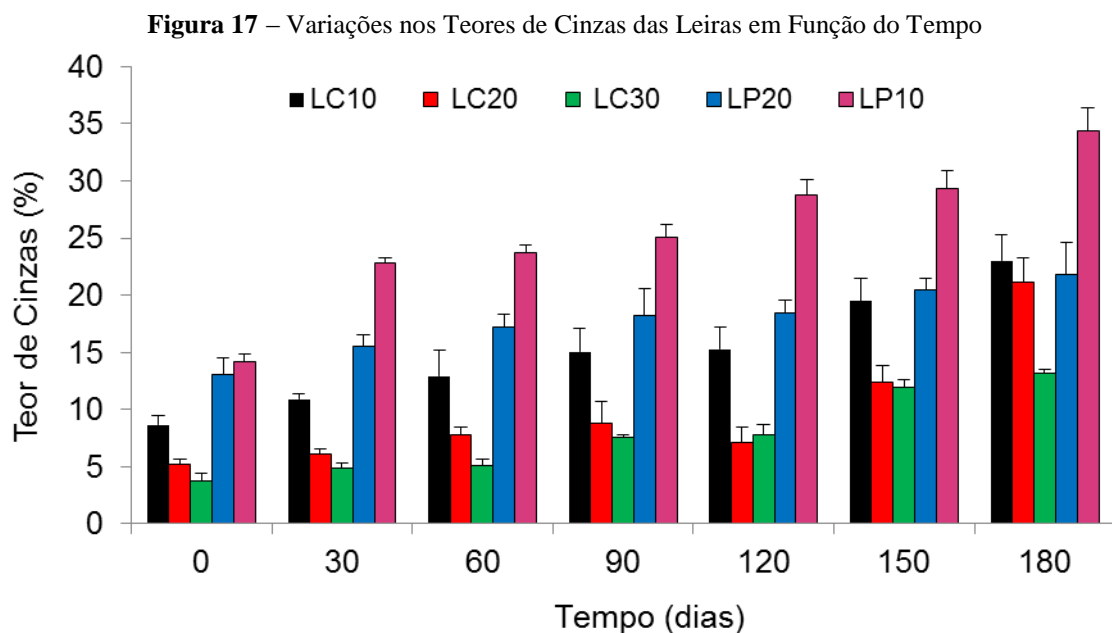
Conforme dito, todas as leiras puderam ser consideradas maturadas do ponto de vista da razão C/N final. Percebeu-se também que as leiras LC10 e LP10 permitiram tratar maiores quantidades de lodo de ETE e TCC. A LC10 e LP10 trataram 85 kg e 30 kg de lodo de ETE, respectivamente, além de 30 kg e 25 kg de TCC, respectivamente. Essas razões C/N iniciais

menores permitem tratar maiores quantidades de resíduos, necessitando de menores quantidades de agentes de volume (ZHU, 2007).

A variação da razão C/N observada para a LC20 se assemelha à observada por Piotrowska-Cyplic et al. (2009) quando estudaram a compostagem de lodo com resíduos de tabaco e palha de trigo em dois sistemas. No referido estudo, os autores observaram que a razão C/N variou de 22,8 (inicial) para 13,0 (final) para o sistema 1 e de 23,5 (inicial) para 12,0 (final) para o sistema 2. Said-Pullicino, Erriquens e Gigliotti (2007) estudaram a compostagem de resíduos sólidos municipais, resíduos de folhas de tabaco e poda de jardim e observaram que a razão C/N apresentou um valor final de 10,8, um valor próximo dos valores observados nas leiras com PJ. Essas comparações com trabalhos semelhantes nos permite dizer que a compostagem com TCC, nas condições desenvolvidas no presente estudo, apresenta resultados de variações nas razões C/N semelhantes aos observados em processos onde se utilizou de resíduos de tabaco industriais, o que sugere a viabilidade da biodegradação (pela ótica da variação da razão C/N) do TCC pela compostagem.

5.6 VARIAÇÕES DOS TEORES DE CINZAS

A figura 17 mostra os histogramas das variações dos teores de cinzas nas leiras estudadas. As barras verticais mostram os intervalos de confiança para 95 % de certeza.



Fonte: O autor.

Na figura 17 é possível observar que, para todas as leiras estudadas, ocorreram aumentos nos teores de cinzas no decorrer do tempo de compostagem. É facilmente perceptível na figura 17 a diferença nos teores entre as amostras iniciais e finais (0 e 180 dias).

Esses aumentos nos teores eram esperados, pois são característicos do bom andamento do processo de compostagem. Durante o mesmo, aumentam-se os teores de cinzas dos compostos devido ao aumento da mineralização da MO (CARICASOLE et al., 2011). Esse aumento nos teores é um indício de que a compostagem de lodo de ETE com TCC agiu de acordo com o esperado, conforme a literatura consultada.

Durante a decomposição da MO pelo processo de compostagem ocorre perda de carbono na forma de CO₂, favorecendo-se, assim, o aumento na concentração de material inorgânico nos compostos. Assim sendo, a variação do teor de cinzas é um indicativo da decomposição e mineralização da MO e sua estabilização (CHEFETZ et al., 1996; HSU e LO, 1999; WANG et al., 2004; FIALHO et al., 2010). A MO é mineralizada devido à degradação de proteínas, celulose, hemicelulose e ligninas, sendo estas utilizadas como fonte de C e N para os micro-organismos (FIALHO et al., 2010).

A LC10 apresentou valor médio de teor de cinzas inicial de 8,62 % e um valor final de 23,02 %. Já a LC20 e a LC30 apresentaram variações iniciais e finais nos seguintes valores: de 5,20 % para 21,14 % e de 3,73 % para 13,13 %, para as LC20 e LC30, respectivamente. A LC30 foi a leira que apresentou menor porcentagem final de teor de cinzas. Isso se deve ao fato de que nessa leira, para partir de uma razão C/N inicial de 30,43, necessitou-se trabalhar com uma mistura utilizando maior quantidade de CM em relação à quantidade de lodo de ETE e TCC (misturaram-se 95 kg de CM, 15 kg de TCC e 18 kg de lodo de ETE), o que propiciou a formação de menos cinzas, como já era esperado, apesar de ser observado o aumento dos teores de cinzas no decorrer do processo, como também já se esperava.

A LP10 e a LP20 apresentaram variações iniciais e finais de teores de cinzas da seguinte maneira: de 14,17 % para 34,41% e de 13,08 % para 21,79 %, para a LP10 e LP20, respectivamente.

Observou-se que as leiras que continham maior quantidade de lodo de ETE inicial, ou seja, as leiras com menores razões C/N iniciais foram as que obtiveram maiores teores de cinzas ao final do processo. A LC10 (47,5 kg de CM, 85 kg de lodo de ETE e 30 kg de TCC) e a LP10 (30 kg de PJ, 30 kg de lodo de ETE e 25 kg de TCC) foram as leiras que apresentaram maiores valores finais de teores de cinzas.

Grigatti, Ciavatta e Gessa (2004), quando estudaram a compostagem de PJ com lodo, observaram esta mesma característica, ou seja, constataram que a mistura que utilizou maior

quantidade de lodo propiciou maior formação de cinzas. Eles trabalharam com duas leiras, sendo uma (leira A) com 30 % e a outra (leira B) com 40% de lodo de ETE e observaram aumento no teor de cinzas durante os 160 dias de compostagem. No primeiro dia do processo, a leira A apresentou teor de cinzas de 37 % e a B teor de 42 %. No último dia de compostagem, a leira A obteve 49 % de teor de cinzas e a B 65 %.

5.7 RESULTADOS DE FITOTOXICIDADE

As análises de fitotoxicidade foram realizadas em amostras de 0 a 180 dias, em intervalos de 30 dias, para todas as leiras. Após a realização dos testes, calcularam-se os IGS, que avaliam a fitotoxicidade, mediante o emprego das equações 1, 2 e 3 (item 2.5.1, página 38). A tabela 10 mostra os valores de IGS obtidos.

Tabela 10 – Índices de Germinação de Sementes

Índice de Germinação de Sementes (%)					
Dia	LC10	LC20	LC30	LP10	LP20
0	4,23	45,29	23,22	10,03	22,01
30	25,41	49,17	36,46	12,04	32,79
60	35,02	60,27	40,79	14,10	32,16
90	35,82	79,28	50,23	13,15	38,85
120	39,23	83,66	63,95	28,20	54,04
150	52,27	83,46	57,82	37,29	57,20
180	63,83	80,85	78,00	51,30	68,58

Fonte: O Autor.

O IGS é um dos parâmetros mais sensíveis para se avaliar a toxicidade e o grau de maturação do composto (SELLAMI et al., 2008).

A fitotoxicidade pode ser causada por diferentes fatores, tais como a falta de oxigênio devido à intensa atividade microbiana, a acumulação de compostos tóxicos (álcoois, compostos fenólicos, ácidos orgânicos de baixo peso molecular, amônia) e a presença de metais pesados e sais minerais (SAID-PULLICINO; ERRIQUENS e GIGLIOTTI, 2007).

O composto imaturo/fitotóxico, se aplicado ao solo, induz a uma elevada atividade microbiana que reduz a concentração de oxigênio no solo, além de inibir o nitrogênio disponível ao mesmo (TIQUIA; TAM e HODGKISS, 1996).

O valor do IGS característico de um composto maturado varia de acordo com a literatura consultada. Assim, alguns autores dizem que um valor acima de 50 indica um

composto maturado (ZUCCONI et al., 1981; BERNAL et al., 1998; BERNAL; ALBURQUERQUE e MORAL, 2009; WANG et al., 2014). Outros autores (SAID-PULLICINO; ERRIQUENS e GIGLIOTTI, 2007; GÓMEZ-BRANDÓN et al., 2008) comentam que um valor de IGS maior ou igual a 60 indica um composto sem fitotoxicidade, sendo segura a aplicação no solo. Já outros autores tais como Mari et al. (2003), Sellami et al. (2008) e Makni et al. (2010) comentam que um valor de IGS maior do que 80 indica o desaparecimento de fitotoxinas.

Os resultados dos IGS mostrados na tabela 10 permitem dizer que todas as leiras apresentaram valores de índices considerados de compostos maturados ao final de 180 dias de compostagem, pois valores acima de 50 % (valor mínimo, de acordo com a literatura consultada) foram conseguidos para todas as leiras nos 180 dias.

A LC20 e a LC30 foram as leiras que apresentaram maiores IGS ao final da compostagem (80,85 e 78,00, respectivamente). A LP20 apresentou maior valor de IGS do que a LP10 no final do processo. A leira que apresentou valor de IGS compatível com composto maturado mais cedo na compostagem foi a LC20, que a partir dos 60 dias apresentou um valor de índice igual a 60,27, seguida pela LC30, que aos 90 dias apresentou um valor de IGS igual a 50,23.

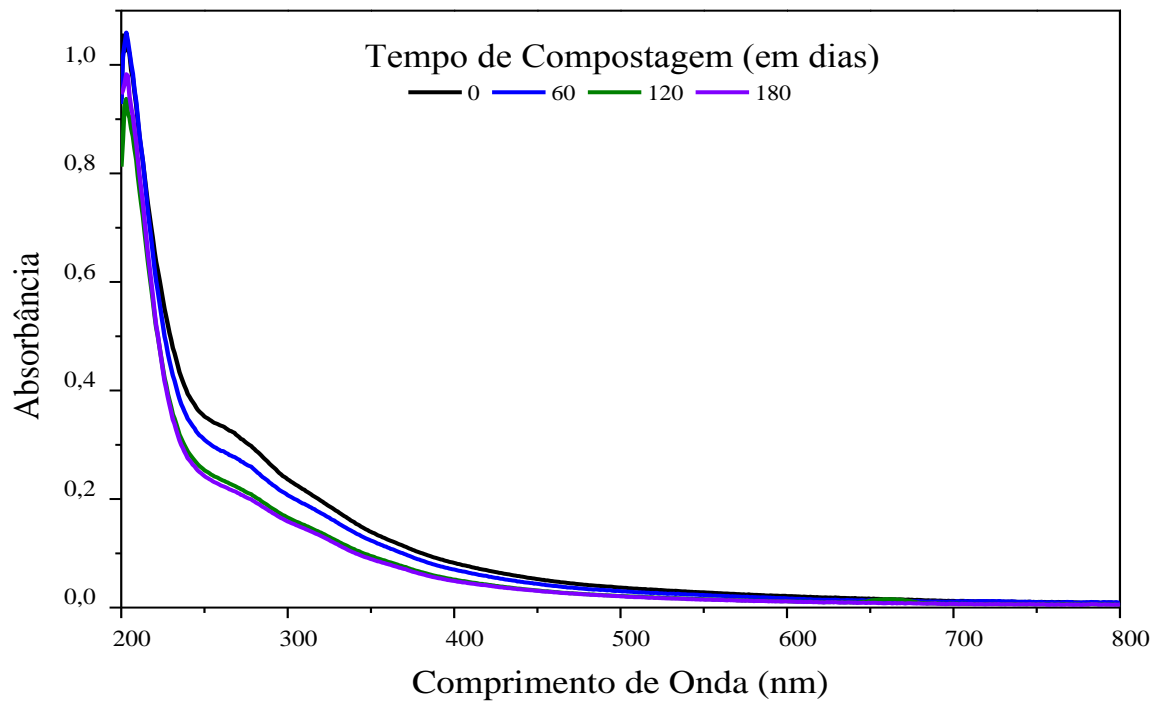
Said-Pullicino, Erriquens e Gigliotti (2007) ao estudarem a compostagem de resíduos sólidos municipais, poda de jardim e resíduos de folhas de tabaco, constataram que ao final do processo de compostagem (250 dias) o IGS apresentou um valor de 74,70 %, valor próximo ao observado para a LC30 ao final de 180 dias (78,00 %).

No que diz respeito às análises de fitotoxicidade, os resultados de IGS observados nas leiras sugerem ser viável a biodegradação de TCC e de lodo de ETE pelo processo de compostagem, nas condições realizadas neste trabalho.

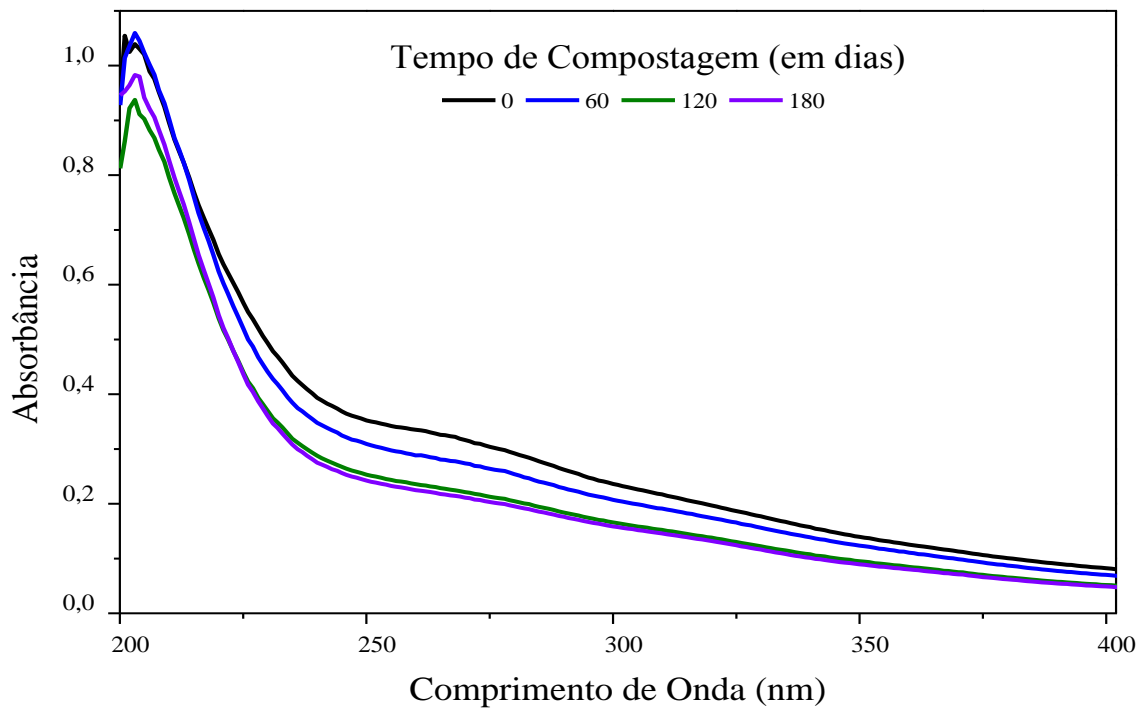
5.8 RESULTADOS DAS ANÁLISES ESPECTROSCÓPICAS

5.8.1 Resultados da Espectroscopia de Absorção Molecular no UV-Vis

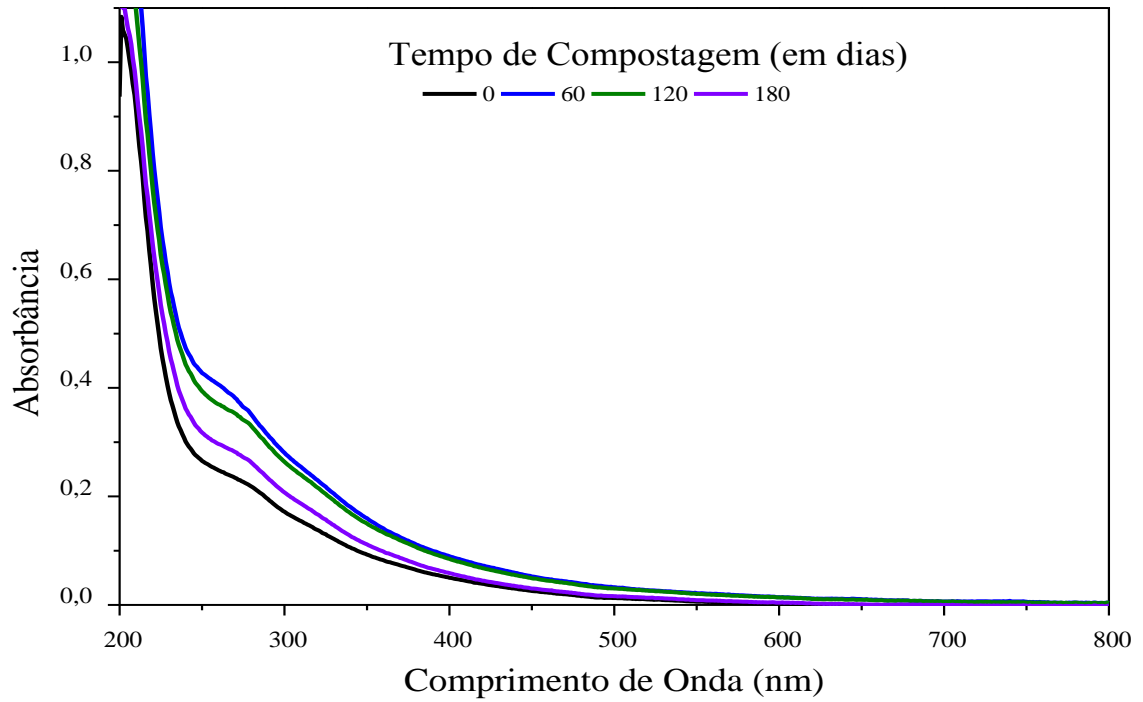
As figuras a seguir mostram os espectros de UV-Vis de diferentes períodos do processo de compostagem (0, 60, 120 e 180 dias). Para cada leira, duas figuras são apresentadas: uma mostrando os espectros na região de 200 a 800 nm e outra destacando os espectros de UV-Vis na região de 200 a 400 nm.

Figura 18 – Espectros de UV-Vis para a LC10

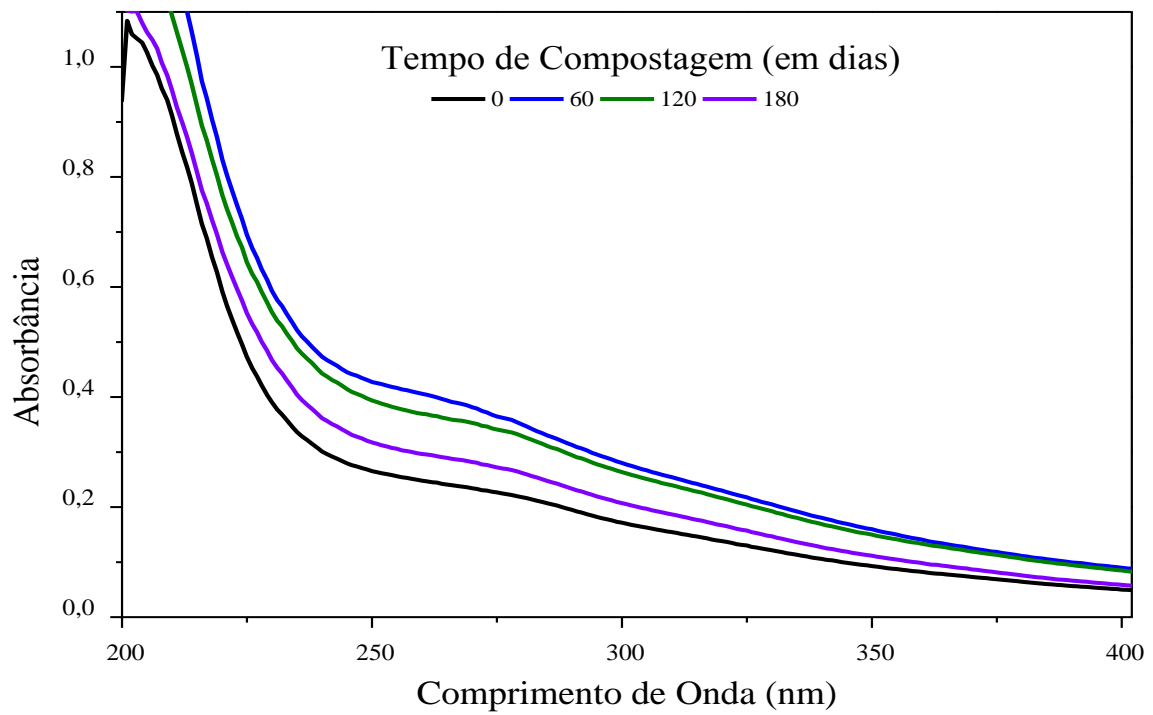
Fonte: O Autor.

Figura 19 – Espectros de UV-Vis para a LC10 (destaque para a região de 200 a 400 nm)

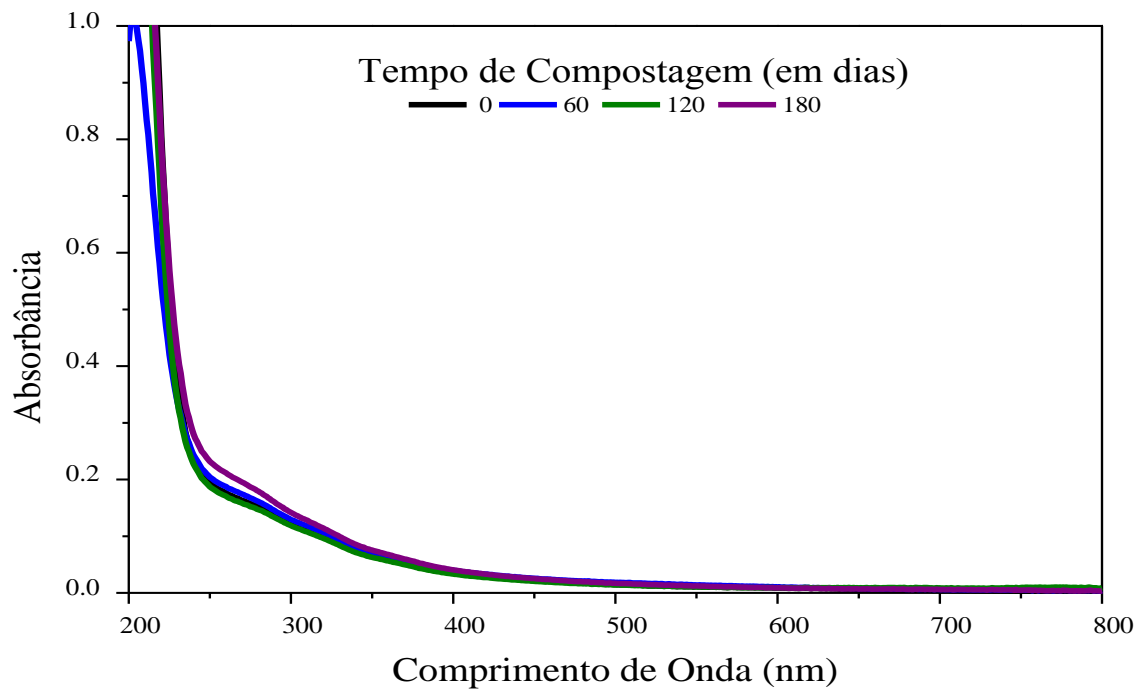
Fonte: O Autor.

Figura 20 – Espectros de UV-Vis para a LC20

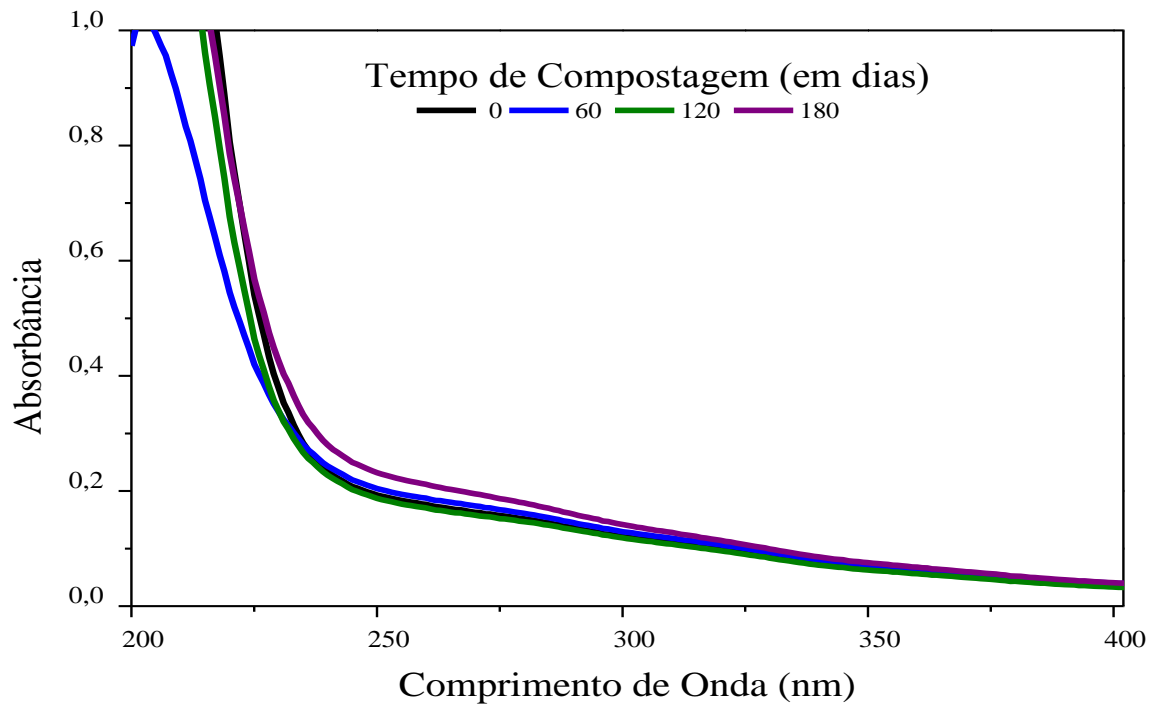
Fonte: O Autor.

Figura 21 – Espectros de UV-Vis para a LC20 (destaque para a região de 200 a 400 nm)

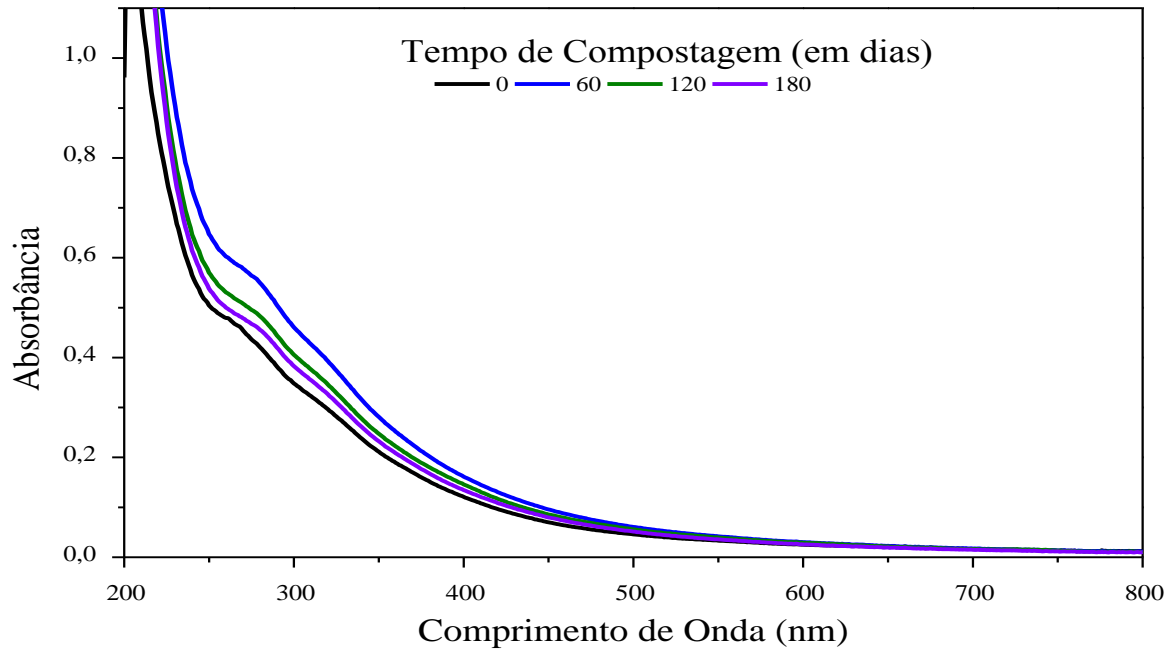
Fonte: O Autor.

Figura 22 – Espectros de UV-Vis da LC30

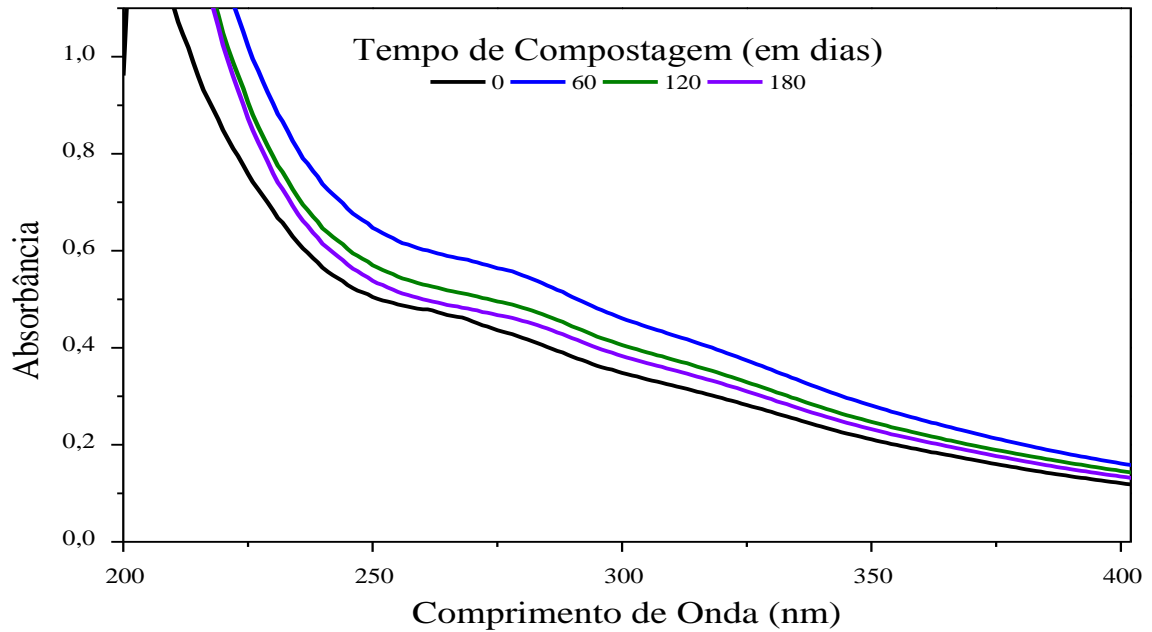
Fonte: O Autor.

Figura 23 – Espectros de UV-Vis da LC30 (destaque para a região de 200 a 400 nm)

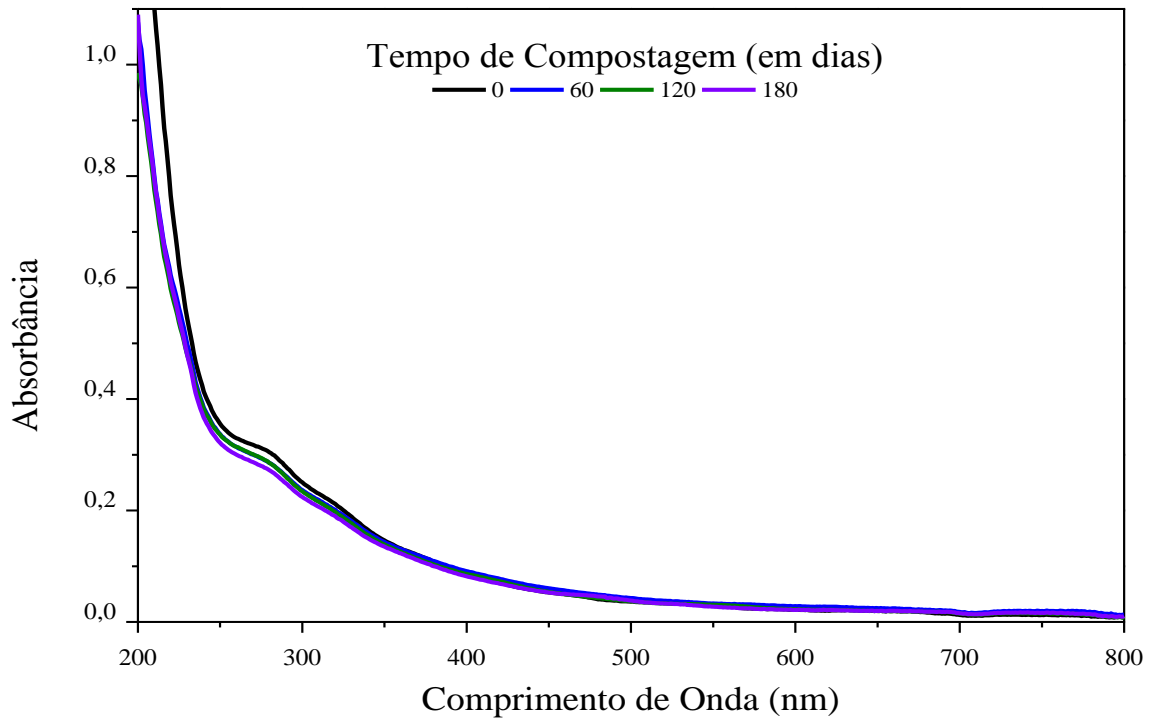
Fonte: O Autor.

Figura 24 – Espectros de UV-Vis para a LP10

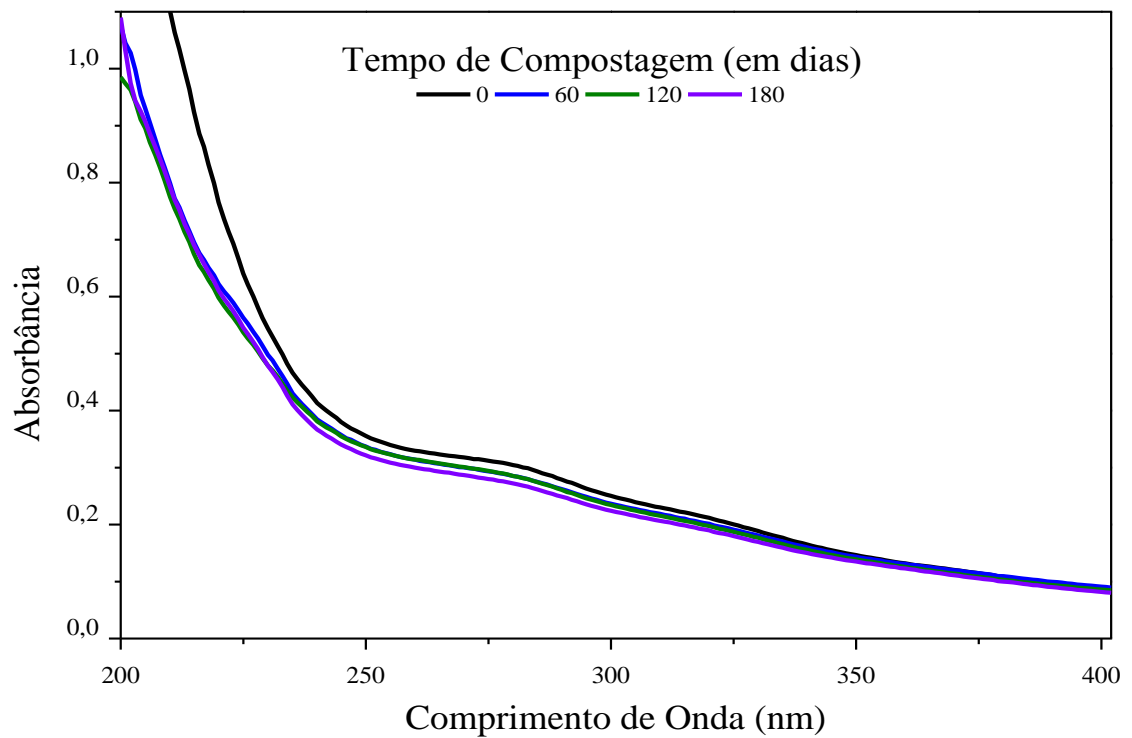
Fonte: O Autor.

Figura 25 – Espectros de UV-Vis para a LP10 (destaque para a região de 200 a 400 nm)

Fonte: O Autor.

Figura 26 – Espectros de UV-Vis para a LP20

Fonte: O Autor.

Figura 27 – Espectros de UV-Vis para a LP20 (destaque para a região de 200 a 400 nm)

Fonte: O Autor.

Devido ao fato da variabilidade dos grupos cromóforos existentes na MO, os espectros de UV-Vis apresentam sobreposição de bandas sem definição das mesmas (FIALHO, 2007).

Domeizel, Khalil e Prudent (2004) e Albrecht et al. (2011) salientam que as absorções na região de 250-300 nm são devidas aos compostos aromáticos ou insaturados e suas absorções por ligações duplas (C=C, C=O e N=N).

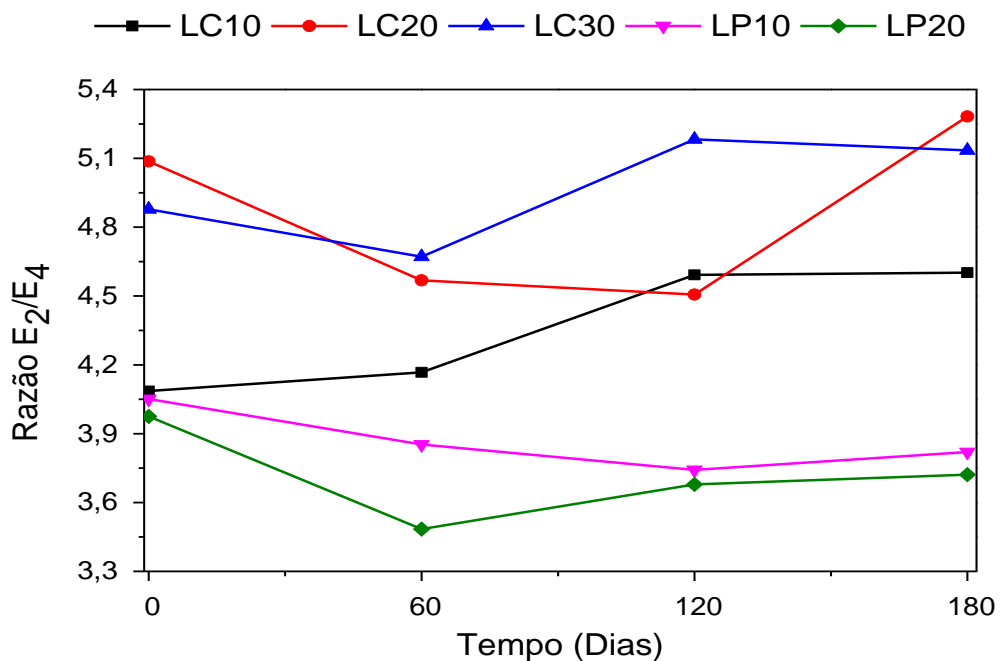
Três regiões importantes devem ser consideradas em espectros de UV Vis para a compostagem: 260-280 nm (absorção de lignina e estruturas do tipo quinona, mais presentes no início da compostagem), 400-480 nm (MO no início da humificação) e 600-670 nm (material humificado com elevado grau de grupos aromáticos condensados) (ZBYTNIIEWSKI e BUSZEWSKI, 2005; ALBRECHT et al., 2011).

Nos espectros das figuras 18-27 é possível perceber as mudanças na região de 260-280 nm com o decorrer do tempo de compostagem. Percebe-se, sobretudo nas figuras 19 e 27, a diminuição da absorção nesta região, o que sugere a degradação da lignina.

A partir dos espectros de UV-Vis das leiras, calcularam-se as razões entre as absorbâncias 270 e 407 nm (E_2/E_4) e 465 e 665 nm (E_4/E_6), de modo ser possível inferir algumas características dos compostos.

A figura 28 apresenta as razões E_2/E_4 para as leiras estudadas.

Figura 28 – Razões E_2/E_4 das leiras



Fonte: O Autor.

A razão E_2/E_4 é um método que auxilia na descoberta da origem da MO em estudo, pois reflete a proporção entre a lignina e outros materiais no início da humificação (ALBRECHT et al., 2011). A baixa razão E_2/E_4 indica maior participação de estruturas porfirínicas (absorção a 407 nm atribuída à banda Soret de porfirinas) com relação a estruturas de ligninas. A alta razão E_2/E_4 sugere participação de plantas terrestres com grande quantidade de lignina (absorção em 270 nm), além de também poder indicar o consumo de estruturas porfirínicas e/ou a formação de estrutura aromática não condensada ligada a funções oxigenadas (BUDZIAK; MAIA e MANGRICH, 2004).

As leiras apresentaram variações nas razões E_2/E_4 da seguinte maneira: 4,08, 4,16, 4,59 e 4,60 para a LC10, 5,08, 4,56, 4,50, 5,28 para a LC20, 4,87, 4,67, 5,18 e 5,13 para a LC30, 4,05, 3,85, 3,74 e 3,82 para a LP10 e 3,97, 3,48, 3,67 e 3,72 para a LP20, nos períodos de 0, 60, 120 e 180 dias, respectivamente.

Basicamente, os resultados mostrados na figura 28 sugerem que as leiras que diminuíram os valores das razões no decorrer do tempo degradaram a lignina, sendo isto uma característica intrínseca do processo de compostagem (a degradação de lignina é um indício da maturação).

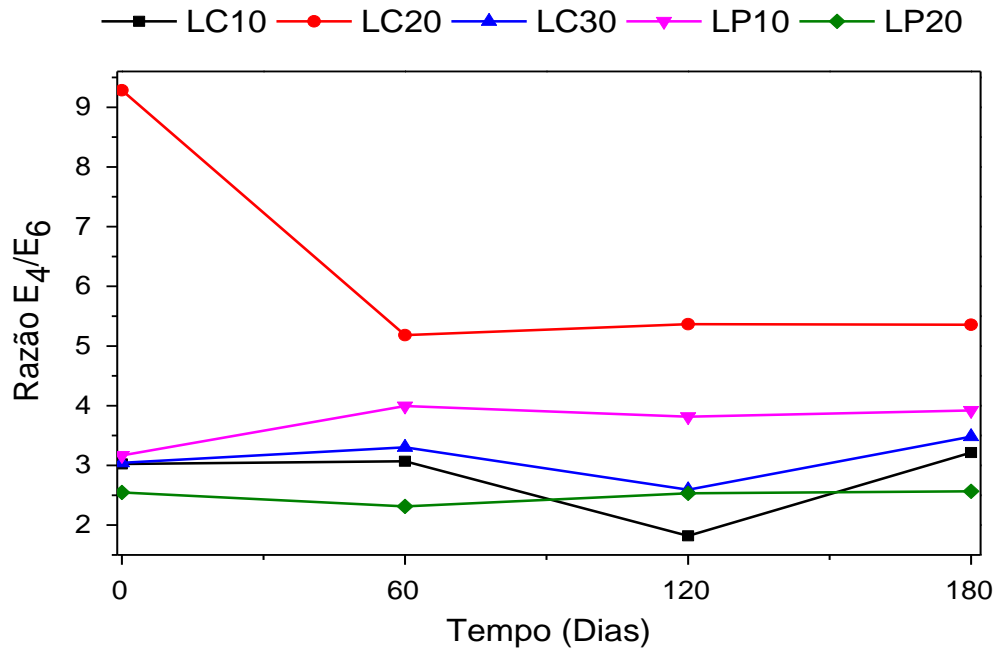
O aumento das razões fica mais evidente, pela figura, sobretudo a partir dos 120 dias (fase de maturação). Esta característica sugere o consumo de estruturas porfirínicas e/ou formação de estrutura aromática não condensada ligada a funções oxigenadas.

É interessante observar que a degradação da lignina, como sugere as razões, ocorreu principalmente na fase ativa da compostagem, sendo observado aumento das razões, sobretudo, na fase de cura.

Comportamento semelhante foi observado por Budziak, Maia e Mangrich (2004) quando estudaram a compostagem de lodo de fábrica de papel e serragem. No referido estudo, eles observaram que no final da compostagem houve aumento da razão E_2/E_4 .

A figura 29 mostra as razões E_4/E_6 para as leiras estudadas.

Figura 29 – Razões E_4/E_6 das leiras



Fonte: O Autor.

A razão E_4/E_6 é utilizada para indicar o grau de condensação e polimerização dos constituintes aromáticos durante a compostagem, podendo servir de índice de humificação (ALBRECHT et al., 2011). Para os AH do solo, esta razão diminui com o aumento da massa molecular, diminuição dos grupos alifáticos e condensação dos anéis aromáticos, sendo um indicador do grau de humificação. Se ela for alta indica a presença de estruturas alifáticas. Para os AH do solo a razão é menor que 5,0 (STEVENSON, 1994).

A figura 29 mostra a variação da razão E_4/E_6 em função do tempo de compostagem. Percebe-se facilmente que a LC20 apresentou uma variação de razão típica de compostos maturados, ou seja, diminuiu a razão com o decorrer do tempo, indicando a condensação de anéis aromáticos.

As leiras apresentaram as seguintes variações nas razões E_4/E_6 : 3,02, 3,07, 1,81 e 3,21 para a LC10, 9,28, 5,18, 5,36 e 5,35 para a LC20, 3,04, 3,30, 2,59 e 3,48 para a LC30, 3,16, 3,99, 3,81 e 3,92 para a LP10 e 2,54, 2,31, 2,53 e 2,56 para a LP20, nos períodos de 0, 60, 120 e 180 dias, respectivamente. Apenas a LC20 apresentou um valor de razão ligeiramente acima de 5,0, valor recomendado de razão para AH. Com isso, percebe-se que praticamente todas as leiras apresentaram valores finais de razão E_4/E_6 ideais de acordo com a literatura consultada.

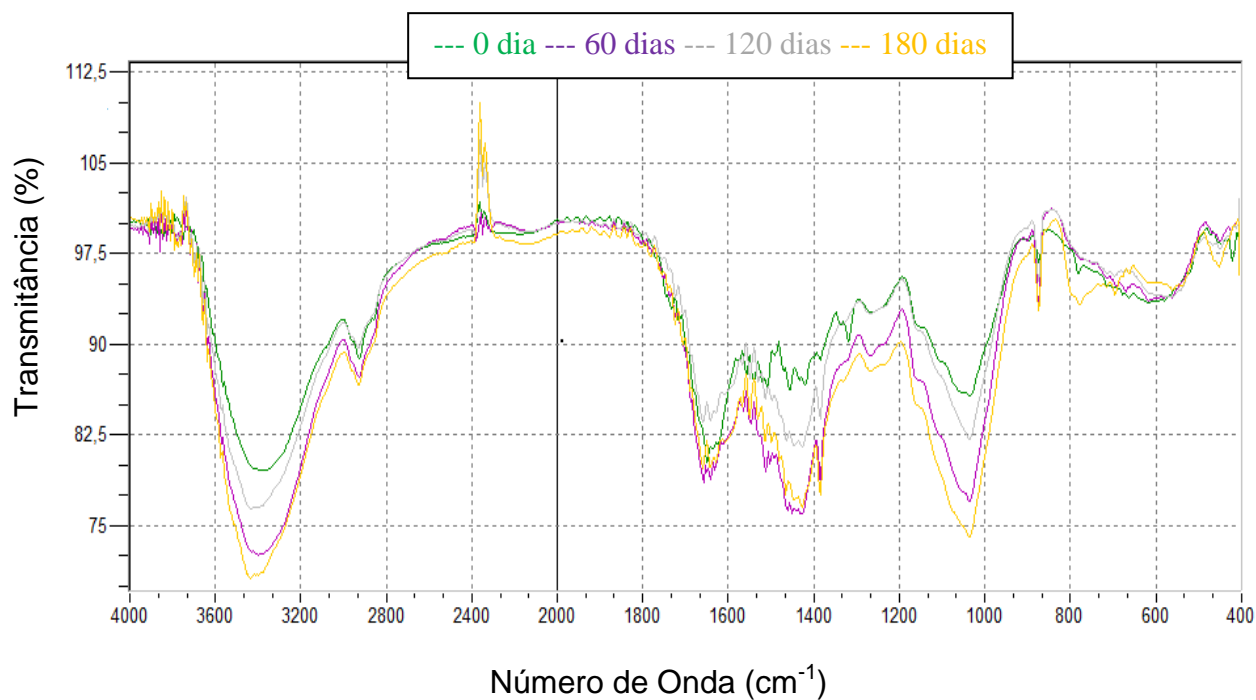
Observaram-se aumentos nas razões E_4/E_6 para a LP10 a partir de 60 dias e para a LC10 e LC30 a partir de 120 dias, principalmente. Esses aumentos das razões também podem ser explicados. Ocorre que as SH da compostagem podem apresentar comportamentos de razão E_4/E_6 contrários aos das SH do solo. Ademais, considerando que as SH da compostagem são mais novas do que as SH do solo, estas podem apresentar maior quantidade de estruturas alifáticas (FIALHO et al., 2010).

5.8.2 Resultados das Análises de Infravermelho

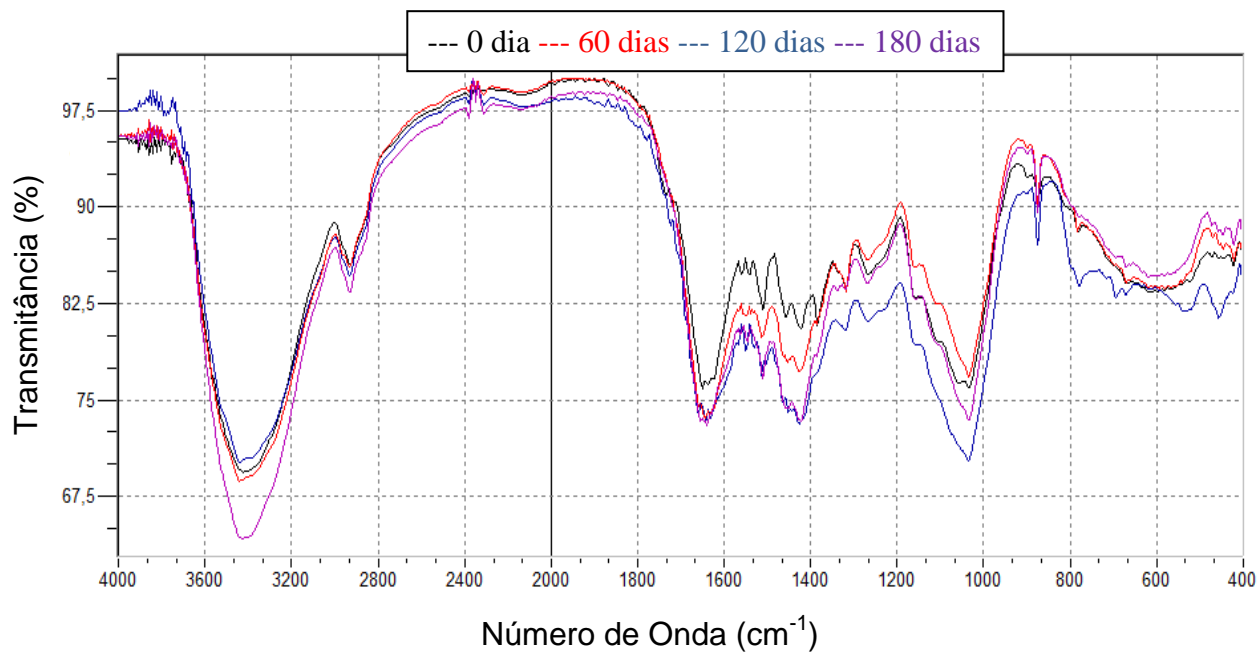
Os espectros de Infravermelho característicos de amostras oriundas de processos de compostagem apresentam algumas bandas de absorção características (STEVENSON, 1994; SILVERSTEIN; WEBSTER e KIMLE, 2005):

- 3386-3412 cm^{-1} (estiramento OH^- e NH);
- 2928-2930 cm^{-1} (estiramento assimétrico de C alifático);
- 1739 cm^{-1} (estiramento $\text{C}=\text{O}$ de cetonas e dos grupos COOH);
- 1647-1652 cm^{-1} (estiramento $\text{C}=\text{C}$ dos anéis aromáticos, estiramento $\text{C}=\text{O}$ e deformação $\text{N}-\text{H}$ das amidas primárias e estiramento assimétrico $\text{C}-\text{O}$ dos íons COO^-);
- 1511 cm^{-1} (estiramento $\text{C}-\text{N}$ de amidas);
- 1414-1450 cm^{-1} (estiramento assimétrico $\text{C}-\text{O}$, deformação $\text{O}-\text{H}$ e deformação $\text{C}-\text{O}-\text{H}$ dos grupos carboxílicos e estiramento simétrico dos íons COO^-);
- 1220-1230 cm^{-1} (estiramento simétrico $\text{C}-\text{O}$ e deformação $\text{O}-\text{H}$ dos grupos COOH);
- 1010-1124 cm^{-1} (estiramento $\text{C}-\text{O}$ de polissacarídeos).

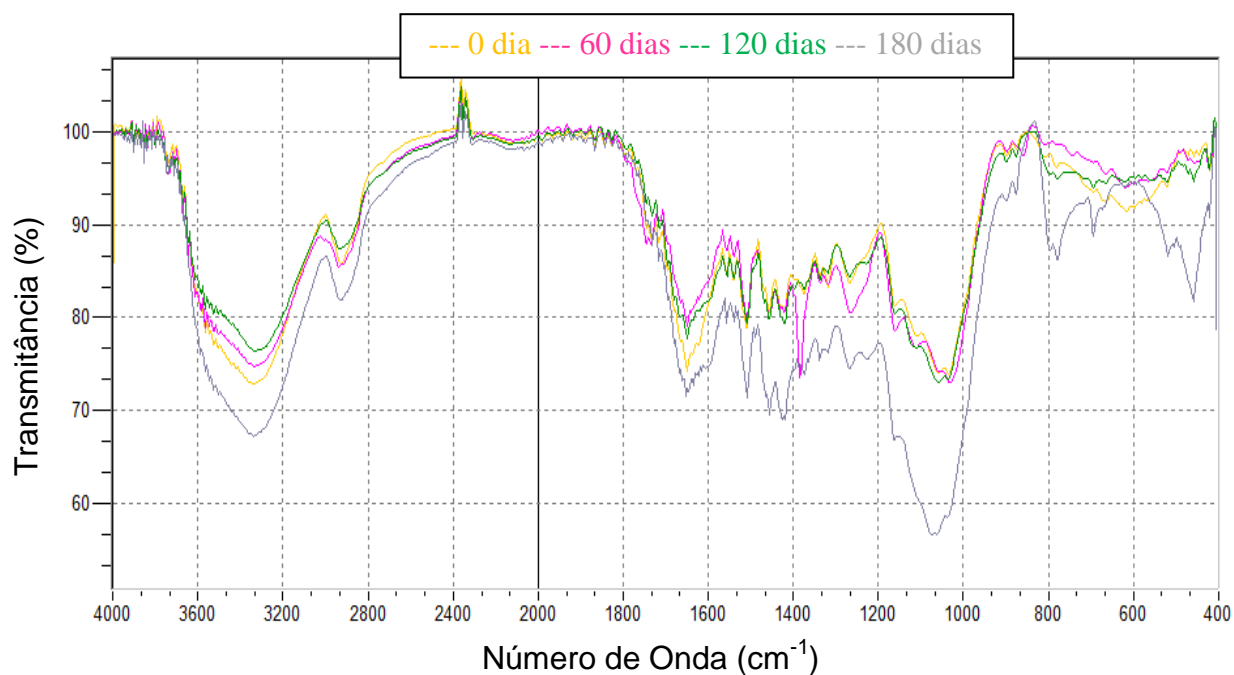
As figuras 30, 31, 32, 33 e 34 mostram os espectros de IV obtidos para as leiras LC10, LC20, LC30, LP10 e LP20, respectivamente.

Figura 30 – Espectros de IV da LC10

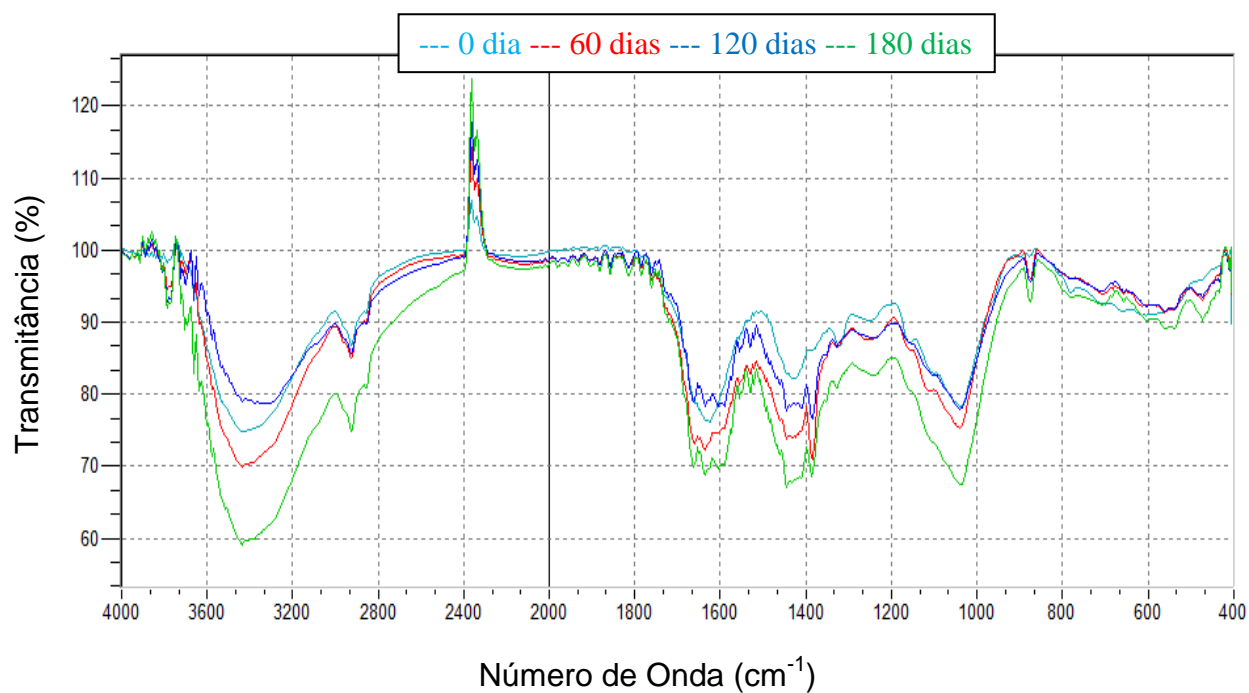
Fonte: O Autor.

Figura 31 – Espectros de IV da LC20

Fonte: O Autor.

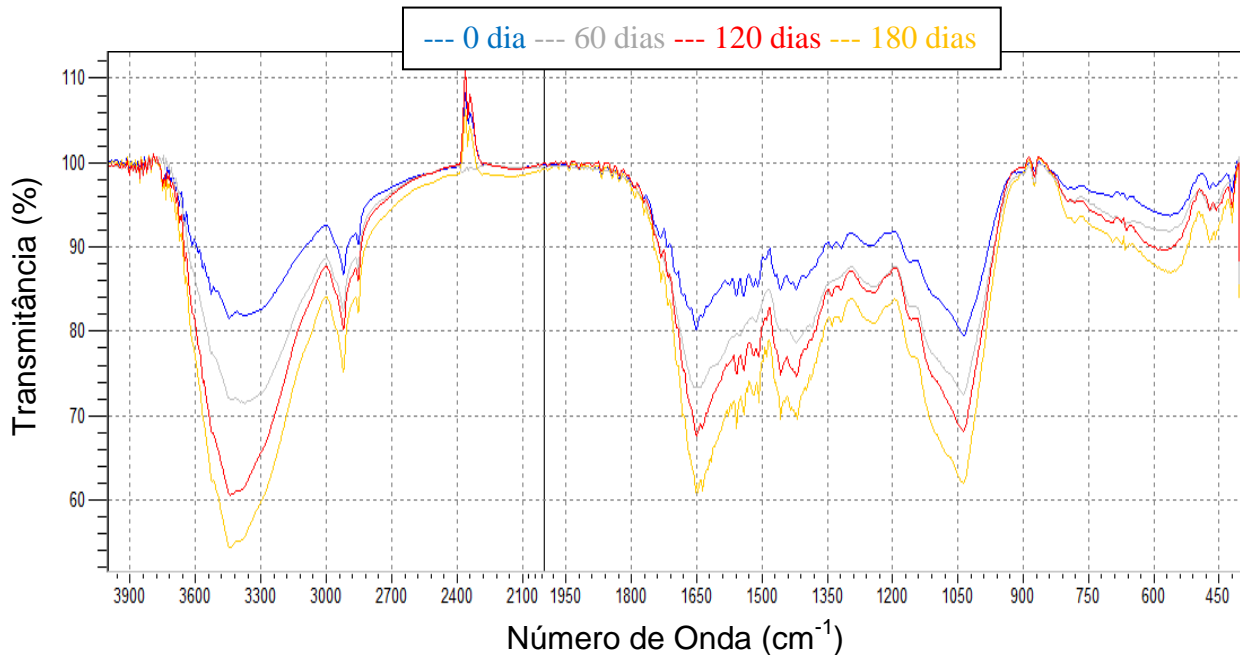
Figura 32 – Espectros de IV da LC30

Fonte: O Autor.

Figura 33 – Espectros de IV da LP10

Fonte: O Autor.

Figura 34 – Espectros de IV da LP20



Fonte: O Autor.

No decorrer do tempo de compostagem, materiais alifáticos e carboidratos diminuem em quantidade, enquanto que grupos aromáticos aumentam (MAKNI et al., 2010).

Pelas análises dos espectros é possível perceber que poucas mudanças ocorreram nos intervalos de análises (0, 60, 120 e 180 dias) para todas as leiras. Todavia, percebe-se diferenças nas intensidades de transmitâncias. Além disso, as análises permitiram identificar bandas características de materiais compostados.

O estiramento de OH e NH ($3386\text{-}3412\text{ cm}^{-1}$) é facilmente percebido em todos os espectros de todas as leiras.

O estiramento assimétrico C–O, deformação O–H, deformação C–O–H dos grupos carboxílicos e estiramento simétrico dos íons COO^- podem ser vistos nos espectros de todas as leiras próximo a 1400 cm^{-1} . Percebeu-se que a banda nesta região tornou-se mais intensa, definida, sobretudo nos espectros de 180 dias. Isso significa uma diminuição da porcentagem de transmitância (ou aumento da absorbância) nesta região para os espectros de 180 dias.

Fels et al. (2014) que estudaram a compostagem de lodo de ETE e resíduos de palmeira comentam que o aumento nas intensidades das bandas em 1514 e 1426 cm^{-1} (estiramento C=C insaturado e estiramento C=C aromático) representam o progresso em um processo de humificação. Essas bandas podem ser aqui verificadas entre as regiões de 1400 a 1600 cm^{-1} .

Um dos principais indicadores do grau de humificação do composto são as absorções em 1647-1652 cm^{-1} que correspondem, também, ao estiramento C=C aromático e estiramento C=O. Para todas as leiras é possível ver que na região próxima a 1600 cm^{-1} ocorre a formação desta banda, sendo que a mesma se torna mais intensa, sobretudo, nos espectros de 180 dias, o que corresponde a uma diminuição da porcentagem de transmitância (ou aumento da absorbância) nesta região.

Observou-se uma persistência dos estiramentos de polissacarídeos (região próxima a 1000 cm^{-1}) nos espectros de 180 dias das leiras.

Spaccini e Piccolo (2008) estudaram a compostagem de resíduos orgânicos domésticos, poda de jardinagem e resíduos de folhas de tabaco, e observaram aumento da intensidade da banda em 1628 cm^{-1} , que corresponde à vibração de anéis aromáticos. Semelhantemente a eles, com os resultados de IV encontrados para as leiras, percebe-se um comportamento similar para a compostagem utilizando TCC.

6 CONCLUSÕES

A compostagem utilizando tabaco de cigarros contrabandeados e lodo de estação de tratamento de esgoto industrial (oriundo de uma empresa de produtos alimentícios) se mostrou ser uma alternativa ambientalmente adequada para o reaproveitamento/tratamento destes resíduos, nas condições desenvolvidas neste trabalho, tanto utilizando cepilhos de madeira quanto poda de jardinagem nas misturas.

As leiras montadas permitiram temperaturas adequadas durante as compostagens, sendo observadas temperaturas favoráveis para a eliminação de patógenos.

Os valores de pH mantiveram-se na faixa considerada propícia para uma boa atividade microbiana em todas as leiras estudadas. Soma-se a isso o aumento nos teores de cinzas, fato condizente com a mineralização da matéria orgânica. As razões C/N apresentaram valores finais típicos de compostos maturados, de acordo com a literatura consultada.

As leiras apresentaram-se não fitotóxicas às sementes de agrião, apresentando índices de germinação de sementes compatíveis com a utilização dos compostos na agricultura.

As análises por espectroscopia no ultravioleta-visível e no infravermelho mostraram características dos compostos compatíveis com as de materiais humificados.

Para cada leira que foi montada utilizaram-se diferentes quantidades dos resíduos de PJ ou CM, TCC e lodo de ETE, o que conferiu a cada mistura uma razão C/N específica para o início do processo. Para todas essas leiras estudadas, obtiveram-se bons resultados em todas as análises realizadas, sobretudo ao final dos 180 dias do processo de compostagem. Isto nos

permite dizer que qualquer das misturas trabalhadas propicia um bom tratamento/reaproveitamento dos resíduos de tabaco de cigarros contrabandeados e de lodo de ETE. Das misturas trabalhadas, ou seja, das leiras montadas, salienta-se que a LC10 e a LP10 permitiram misturar as maiores quantidades de TCC e de lodo de ETE no início do processo, sendo, portanto, as misturas mais recomendadas para o tratamento de grandes quantidades dos referidos resíduos.

Os resultados apresentados se assemelham a resultados de outras pesquisas que realizaram processos de compostagem utilizando os resíduos lodo e tabaco, o que indica que a compostagem com lodo de estação de tratamento de esgoto industrial e tabaco de cigarros contrabandeados funciona adequadamente.

O conjunto de resultados obtidos nesta pesquisa permite concluir que a compostagem utilizando tabaco de cigarros contrabandeados e lodo de estação de tratamento de esgoto industrial propicia o tratamento e reaproveitamento destes resíduos pela formação de um composto que pode beneficiar práticas agrícolas.

7 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Para a realização de trabalhos futuros, recomenda-se:

- a) Montar leiras de maiores dimensões (mantendo as razões C/N utilizadas neste trabalho);
- b) Realizar análises para a verificação da presença de agentes patogênicos em amostras iniciais e finais do processo de compostagem;
- c) Fazer o teste de fitotoxicidade utilizando diferentes sementes (pepino, tomate, alface, agrião), além de testar o produto final em plantações;
- d) Realizar análises de condutividade elétrica para diferentes períodos do processo de compostagem.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADHIKARI, B. K.; BARRINGTON, S.; MARTINEZ, J.; KING, S. Effectiveness of three bulking agents for food waste composting. **Waste Management**, v. 29, p. 197-203, 2009.
- AHMAD, R.; JILANI, G.; ARSHAD, M.; ZAHIR, Z. A.; KHALID, A. Bio-conversion of organic wastes for their recycling in agriculture: an overview of perspectives and prospects. **Annals of Microbiology**, v. 57, n. 4, p. 471-479, 2007.
- ALBRECHT, R.; PETIT, J. Le.; TERROM, G.; PÉRRISOL, C. Comparison between UV spectroscopy and nirs to assess humification process during sewage sludge and green wastes co-composting. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 4495-4500, 2011.
- ALIANÇA DE CONTROLE DO TABAGISMO (ACT). **Mercado Ilegal de Cigarros no Brasil: aproximações através da estimativa do saldo de tabaco**, 2012. Disponível em: < http://actbr.org.br/uploads/conteudo/746_mercado_ilegal_estimativasaldodetabaco.pdf >. Acesso em 10/03/2015.
- ANAND, C. K.; APUL, D. F. Composting toilets as a sustainable alternative to urban sanitation – A review. **Waste Management**, v. 34, p. 329-343, 2014.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, ABNT. **NBR 10007: Amostragem de Resíduos Sólidos**. Rio de Janeiro, 2004, 21 p. Disponível em: < <http://wp.ufpel.edu.br/residuos/files/2014/04/nbr-10007-amostragem-de-resc3adduos-sc3b3lidos.pdf> >. Acesso em: 10/03/2015.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS. ABRAF. **Anuário Estatístico 2013, ano Base 2012**. Brasília, 2013, 148p. Disponível para baixar em: < <http://www.bibliotecaflorestal.ufv.br/handle/123456789/3910> >. Acesso em: 11/02/2015.
- ATAGANA, H. I. Compost bioremediation of hydrocarbon-contaminated soil inoculated with organic manure. **African Journal of Biotechnology**, v. 7, p. 1516-1525, 2008.
- BERNAL, M. P.; PAREDES, C. SÁNCHEZ–MONEDERO; CEGARRA, J. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. **Bioresource Technology**, v. 63, p. 91-99, 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, p. 5444-5453, 2009.
- BETTIOL, W.; CAMARGO, O. (Ed.). **Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais na Agricultura**. Embrapa Meio Ambiente. Jaguariúna, SP, 2006, 349 p.
- BIDONE, F. R. A. (Coord.). **Resíduos Sólidos Provenientes de Coletas Especiais: Eliminação e Valorização**. Editora ABES, Rio de Janeiro, Brasil, 2001, 240p.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conama – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 375 de 29 de agosto de 2006. **Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus**

produtos derivados e dá outras providências. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf> >. Acesso em: 10/02/2015.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Programa Nacional de Capacitação de Gestores Ambientais. **Módulo específico, licenciamento ambiental de estações de tratamento de esgoto e aterros sanitários.** Brasília, 2009, 68 p. Disponível em: < http://www.mma.gov.br/estruturas/dai_pnc/publicacao/76_publicacao19042011110356.pdf >. Acesso em: 02/03/2015.

_____. Ministério da Fazenda. Receita Federal. Secretaria da Receita Federal do Brasil. Subsecretaria de Aduana e Relações Internacionais. **Relatório Aduaneiro 2013.** Disponível em: < <http://www.receita.fazenda.gov.br/publico/destinacaoMercadorias/MercadoriasApreendidas/RelatorioAduaneiro2013.pdf> >. Acesso em 27/03/2015.

_____. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos - 2013.** Brasília, SNSA/MCIDADES, 2014, 71 p. Disponível para baixar em: < <http://www.snis.gov.br/PaginaCarrega.php?EWRErterterTERTer=105> >. Acesso em: 10/01/2015.

_____. Ministério da Fazenda. Receita Federal. Secretaria da Receita Federal do Brasil. Subsecretaria de Aduana e Relações Internacionais. **Relatório Aduaneiro – primeiro semestre de 2014.** Disponível para baixar em: < <http://idg.receita.fazenda.gov.br/dados/resultados/aduana/arquivos-e-imagens/relatorioaduaneiro1semestre2014.pdf/view> >. Acesso em: 25/02/2015.

BRISKI, F.; HORGAS, N.; VUKOVIC, M.; GOMZI, Z. Aerobic composting of tobacco industry solid waste – simulation of the process. **Clean Techn Environ Policy**, v. 5, p. 295 - 301, 2003.

BRISKI, F.; KOPCIC, N.; COSIC, I.; KUCIC, D.; VUKOVIC, M. Biodegradation of tobacco waste by composting: Genetic identification of nicotine-degrading bacteria and kinetic analysis of transformations in leachate. **Chemical Papers**, v. 66, p. 1103-1110, 2012.

BUDZIAK, C. R.; MAIA, C. M. B. F.; MANGRICH, A. S. Transformações químicas da matéria orgânica durante a compostagem de resíduos da indústria madeireira. **Química Nova**, v. 27, n. 3, p. 399-403, 2004.

BUSTAMENTE, M. A.; PAREDES, C.; MARHUENDA-EGEA, F. C.; PÉREZ-ESPINHOSA, 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, p. 551-557, 2008.

CAMPAIGN FOR TOBACCO-FREE KIDS (CFTFK). **The Global Cigarette Industry**, 2014. Disponível em < http://global.tobaccofreekids.org/files/pdfs/en/Global_Cigarette_Industry_pdf.pdf >. Acesso em: 15/03/2015.

CARICASOLE, P.; PROVENZANO, M. R.; HATCHER, P. G.; SENESI, N. Evolution of organic matter during composting of different organic wastes assessed by CPMAS ^{13}C NMR spectroscopy. **Waste Management**, v. 31, p. 411-415, 2011.

CHEFETZ, B.; HATCHER, P. G.; HADAR, Y.; CHEN, Y. Chemical and biological characterization of organic matter during composting of municipal solid waste. **Journal of Environmental Quality**, v. 25, p. 776-785, 1996.

COOPER, A.; WITT, D. The linkage between tax burden and illicit trade of excisable products: the example of tobacco. **World Customs Journal**, v. 6, n. 2, p. 41-58, 2012.

CORRÊA, R. S.; FONSECA, Y. M; CORRÊA, A. S. Produção de biossólido agrícola por meio da compostagem e vermicompostagem de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 4, p. 420-426, Campina Grande, PB, 2007.

DE BERTOLDI M.; VALLINI G.; PERA A. The biology of composting: A review. **Waste Management & Resource**, v. 1, p. 157-176, 1983.

DOMEIZEL, M.; KHALIL, A; PRUDENT, P. UV spectroscopy: a tool for monitoring humification and for proposing an index of the maturity of compost. **Bioresource Technology**, v. 94, p. 177-184, 2004.

EUROPEAN COMMISSION. Report on EU customs enforcement of intellectual property rights. Results at the EU border 2012. **Publications Office of the European Union**, Luxemburgo, 2013. Disponível em: < http://ec.europa.eu/taxation_customs/resources/documents/customs/customs_controls/counterfeit_piracy/statistics/2013_ipr_statistics_en.pdf >. Acesso em: 07/01/2014.

FELS, L. EL; ZAMAMA, M.; ASLI, A. EL; HAFIDI, M. Assessment of biotransformation of organic matter during co-composting of sewage sludge-lignocelulosic waste by chemical, FTIR analyses, and phytotoxicity tests. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 87, p. 128 – 137, 2014.

FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P. da. Manual Prático para a Compostagem de Biossólidos, 1999. In: **PROSAB: Programa Nacional de Pesquisa em Saneamento**. Disponível em: < <http://www.finep.gov.br/prosab/livros/Livro%20Compostagem.pdf> >. Acesso em 20/02/2015.

FIALHO, L. L. **Caracterização da matéria orgânica em processo de compostagem por métodos convencionais e espectroscópicos**. Tese (Doutorado em Ciências-Química Analítica)-São Carlos: Instituto de Química de São Carlos - Universidade de São Paulo. 170 fl., 2007.

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

FUENTES, M.; BAIGORRI, R.; GONZÁLEZ-GAITANO, G.; GARCÍA-MINA, J. M. The complementary use of ^1H NMR, ^{13}C NMR, FTIR and size exclusion chromatography to

investigate the principal structural changes associated with composting of organic materials with diverse origin. **Organic Geochemistry**, v. 38, p. 2012-2023, 2007.

GABHANE, J.; WILLIAM, S. P. M. P.; BIDYADHAR, R.; BHILAWA, P.; ANAND, D.; VAIDYA, A. N.; WATE, S. R. Additives aided composting of green waste: Effects on organic matter degradation, compost maturity, and quality of the finished compost. **Bioresource Technology**, v. 114, p. 382-388, 2012.

GAJALAKSHMI, S.; ABBASI, S. A. Solid Waste Management by Composting: State of the Art. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, n. 38, p. 311-400, 2008.

GÓMEZ-BRANDÓN, M.; LAZCANO, C.; DOMÍNGUEZ, J. The evaluation of stability and maturity during composting of cattle manure. **Chemosphere**, v. 70, p. 436-444, 2008.

GRIGATTI, M.; CIAVATTA, C.; GESSA, C. Evolution of organic matter from sewage sludge and garden trimming during composting. **Bioresource Technology**, v. 91, p. 163-169, 2004.

HE, X.-H.; XI, B.-D.; JIANG, Y.-H.; HE, L.-S.; LI, D.; PAN, H.-W.; BAI, S.-G. Structural transformation study of water-extractable organic matter during the industrial composting of cattle manure. **Microchemical Journal**, v. 106, p. 160-166, 2013.

HOEKSTRA, N.; BOSKER, T.; LANTINGA, E. Effects of cattle dung from farms with different feeding strategies on germination and initial root growth of cress (*Lepidium sativum* L.). **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 93, p.189-196, 2002.

HSU, J. H.; LO, S. L. Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformations during composting of pig manure. **Environmental Pollution**, v. 104, p. 189-196, 1999.

HUANG, G. F.; WU, Q. T.; WONG, J. W. C.; NAGAR, B. B. Transformation of organic matter during co-composting of pig manure with sawdust. **Bioresource Technology**, v. 97, p. 1834-1842, 2006.

HUET, J.; DRUILHE, C.; TRÉMIER, A.; BENOIST, J. C.; DEBENEST, G. The impact of compaction, moisture content, particle size and type of bulking agent on initial physical properties of sludge-bulking agent mixtures before composting. **Bioresource Technology**, v. 114, p. 428-436, 2012.

IQBAL, M. K.; SHAFIQ, T.; AHMED, K. Characterization of bulking agents and its effects on physical properties of compost. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 1913-1919, 2010.

JONES, J. B. **Laboratory Guide for Conducting Soil Tests and Plant Analysis**. CRC Press, New York, 2001, 363 p.

JOOSSENS, L.; ROSS, H.; MERRIMAN, D.; RAW, M. How Eliminating the Global Illicit Cigarette Trade Would Increase Tax Revenue and Save Lives. **International Union Against Tuberculosis and Lung Disease**, 2009. Disponível em: < http://global.tobaccofreekids.org/files/pdfs/en/ILL_global_cig_trade_full_en.pdf >. Acesso em: 10/01/2015.

KAYIKÇIOĞLU, H. H.; OKUR, N. Evolution of enzyme activities during composting of tobacco waste. **Waste Management and Research**, v. 29, n. 11, p. 1124-1133, 2011.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes Orgânicos**. Editora Agronômica Ceres Ltda. Piracicaba, 1985, 492 p.

KIEHL, E. J. **Manual de Compostagem: maturação e qualidade do composto**, 172p. Piracicaba: E. J. Kiehl, 1998.

KOPČIĆ, N.; DOMANOVAC, M. V.; KUČIĆ, D.; BRIŠKI, F. Evaluation of laboratory-scale in-vessel co-composting of tobacco and apple waste. **Waste Management**, v. 34, p. 323-328, 2014.

KOSOBUCKI, P.; CHMARZYNSKI, A.; BUSZEWSKI, B. Sewage sludge composting. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 9, n. 4, p. 243-248, 2000.

LI, Z.; LU, H.; REN, L.; HE, L. Experimental and modeling approaches for food waste composting: A review. **Chemosphere**, v. 93, p. 1247-1257, 2013.

LIANG, C.; DAS, K. C.; McCLENDON, R. W. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. **Bioresource Technology**, v. 86, p. 131-137, 2003.

LÓPEZ-REAL, J.; FOSTER, M. Plant Pathogen survival during composting of agricultural waste, 1985. In: GASSER, J. K. R. (Ed.). **Composting of agricultural and other wastes**, Elsevier Applied Science Publishers, London, p. 291-299.

MAKNI, H.; AYED, L.; KHEDHER, M. B.; BAKHROUF, A. Evaluation of the maturity of organic waste composts. **Waste Management & Research**, v. 28, p. 488 - 495, 2010.

MALIŃSKA, K.; ZABOCHNICKA-ŚWIĄTEK, M. Selection of bulking agents for composting of sewage sludge. **Environment Protection Engineering**, v. 39, n. 2, p. 92-103, 2013.

MARI, I.; EHALIOTIS, C.; KOTSOU, M.; BALIS, C.; GEORGAKAKIS, D. Respiration profiles in monitoring the composting of by-products from the olive oil agro-industry. **Bioresource Technology**, v. 87, p. 331-336, 2003.

MENG, X. J.; LU, L. L.; GU, G.F.; XIAO, M. A novel pathway for nicotine degradation by *Aspergillus oryzae* 112822 isolated from tobacco leaves. **Research in Microbiology**, v. 161, p. 626-633, 2010.

MILLER, F. C. Composting as a process based on the control of ecologically selective factors. In: Metting, F.B., Jr. (Ed.), **Soil Microbial Ecology, Applications in Agricultural and Environmental Management**. Marcel Dekker, Inc., New York, p.515-544,1992.

NEKLYUDOV, A. D.; FEDOTOV, G. N.; IVANKIN, A.N. Intensification of Composting Processes by Aerobic Microorganisms: A Review. **Applied Biochemistry and Microbiology**, v. 44, n. 1, p. 6-18, 2008.

NOLAN, T.; TROY, S. M.; HEALY, M. G.; KWAPINSKI, W.; LEAHY, J. J.; LAWLOR, P. G. Characterization of compost produced from separated pig manure and a variety of bulking agents at low initial C/N ratios. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 7131-7138, 2011.

OLESZCZUK, P.; HOLLERT, H. Comparison of sewage sludge toxicity to plants and invertebrates in three different soils. **Chemosphere**, v. 83, p. 502-509, 2011.

OUATMANE, A.; D'ORAZIO, V.; HAFIDI, M.; SENESI, N. Chemical and physicochemical characterization of humic acid-like materials from composts. **Compost Science Land Utilization**, v. 10, n. 1, p. 39-46, 2002.

PARADELO, R.; MOLDES, A. B.; BARRAL, M. T. Evolution of organic matter during the mesophilic composting of lignocellulosic winery wastes. **Journal of Environmental Management**, v. 116, p. 18-26, 2013.

PEDROZA, M. M.; VIEIRA, G. E. G.; SOUSA, J. F. de; PICKLER, A. de C.; LEAL, E. R. M.; MILHOMEN, C. da C. Produção e tratamento de lodo de esgoto – uma revisão. **Revista Liberato**, v. 11, n. 16, p. 89-188, jul./dez., 2010.

PIOTROWSKA-CYPLIK, A.; OLEJNIK, A.; CYPLIK, P.; DACH, J.; CZARNECKI, Z. The kinetics of nicotine degradation, enzyme activities and genotoxic potential in the characterization of tobacco waste composting. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 5037-5044, 2009.

PIOTROWSKA-CYPLIK, A.; CHRZANOWSKI, L.; CYPLIK, P.; DACH, J.; OLEJNIK, A.; STANINSKA, J.; CZARNY, J.; LEWICKI, A.; MARECIK, R.; POWIERSKA-CZARNY, J. Composting of oiled bleaching earth: Fatty acids degradation, phytotoxicity and mutagenicity changes. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 78, p. 49-57, 2013.

PRIMO, D. C.; FADIGAS, F. de S.; CARVALHO, J. C. R.; SCHMIDT, C. D. S.; FILHO, A. C. S. B. Manejo racional de resíduos de cultura do fumo (*Nicotiana tabacum* L.) para obtenção de composto orgânico. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 32, n.4, p. 1275-1286, Londrina, out. /dez. 2011.

PRIMO, D. C.; MENEZES, R. S. C.; SILVA, T. O. da. Substâncias húmicas da matéria orgânica do solo: uma revisão de técnicas analíticas e estudos no nordeste brasileiro. **Scientia Plena**, v. 7, n.5, 2011.

PROVENZANO, M. R.; OLIVEIRA, S. C.; SILVA, M. R. S.; SENESI, N. Assessment of maturity degree of composts from domestic solid wastes by fluorescence and fourier transform infrared spectroscopies. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 49, p. 5874-5879, 2001.

RAIJ, B. van; GHEYI, H. R.; BATAGLIA, O. C. Determinação da condutividade elétrica e de cátions solúveis em extratos aquosos de solos. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, J. C. de; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. (Ed.). **Análise Química para Avaliação da Fertilidade de Solos Tropicais**. Campinas: Instituto Agronômico, cap. 20, p. 277-284, 2001.

RICHARD, T. The Effect of Lignin on Biodegradability. In: Cornell Composting: **Science and Engineering**, 1996. Disponível em: < <http://compost.css.cornell.edu/calc/lignin.html> >. Acesso em: 15/03/2015.

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, p. 1822-1831, 2007.

SAITEPH, N.; DHEERANUPATANA, S.; SUMRIT, P.; JEERAT, S.; BOONCHALEARMKIT, S.; WONGSANON, J.; JATISATIENR, C. Composting of tobacco plant waste by manual turning and forced aeration system. **Maejo International Journal of Science and Technology**, v. 2, p. 248-260, 2009.

SELLAMI, F.; HACHICHA, S.; CHTOUROU, M., MEDHIOUB, K.; AMMAR, E. Maturity assessment of composted olive mill wastes using UV spectra and humification parameters. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 6900-6907, 2008.

SILVA, F. A. de M.; LOPEZ, F. G.; VILLAS BOAS, R. L.; SILVA, R. B. da. Transformação da matéria orgânica em substâncias húmicas durante a compostagem de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 4, p. 59-66, 2009.

SILVERSTEIN, R. N.; BASSLER, G. C.; MORRIL, T. C. Identificação espectrométrica de compostos orgânicos. 5. ed. São Paulo: Guanabara, 387 p., 1994.

SILVERSTEIN, R. N.; WEBSTER, F. X.; KIEMLE, D. J. **Spectrometric Identification of Organic Compounds**. 7 ed. John Wiley and Sons, INC. State University of New York, College of Environmental Science and Forestry, USA, 2005, 550 p.

SJÖSTRÖM, E. **Wood Chemistry: Fundamentals and Applications**. 2 ed.. Academic Press, New York/London, 1993, 293p.

SOUZA CRUZ. Comércio e Consumidores: **Concorrência Desleal**, 2012. Disponível em: < http://www.souzacruz.com.br/group/sites/SOU_7UVF24.nsf/vwPagesWebLive/DO7V9JQ4?opendocument >. Acesso em: 25/03/2015.

SPACCINI, R.; PICCOLO, A. Spectroscopic characterization of compost at different maturity stages. **Clean**, v. 36, n. 2, p. 152-157, 2008.

STEVENSON, F.J. **Humus chemistry: Genesis, composition, reactions**. 2. ed. New York, John Wiley, 1994, 443p.

TAM, N. F. Y.; TIQUIA S. Assessing toxicity of “spent sawdust pig-litter” using seed germination technique. **Resource Conservation Recycling**, v. 11, p. 261-274, 1994.

TAN, K. H. **Humic matter in soil and environment: principles and controversies**. New York, Marcel Dekker, 2003, 386 p.

TEIXEIRA, R. F. F.. Compostagem. In: HAMMES, V.S. (Org.) **Educação ambiental para o desenvolvimento sustentável**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, v.5, p.120-123, 2002.

TIQUIA, S. M.; TAM, N. F. Y.; HODGKISS, I. J. Effects of composting on phytotoxicity of spent pig-manure sawdust litter. **Environmental Pollution**, v. 93, n.3, p. 249-256, 1996.

TRAUTMANN, N.; OLYNCIW, E. Compost Microorganisms. In: **Cornell Composting, Science & Engineering**, 1996. Disponível em: < <http://compost.css.cornell.edu/microorg.html> >. Acesso em: 09/01/2015.

TUOMELA, M.; VIKMAN, M.; HATAKKA, A.; ITAVAARA, M. Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. **Bioresource Technology**, v. 72, p. 169-183, 2000.

TUOMELA, M. Degradation of lignin and other ¹⁴C-labelled compounds in compost and soil with an emphasis on white-rot fungi. **Academic Dissertation in Microbiology**. Department of Applied Chemistry and Microbiology, Division of Microbiology. University of Helsinki, Finland, 2002, 82 fl.

WANG, C.; TU, Q.; DONG, D.; STRONG, P.J.; WANG, H.; SUN, B.; WU, W. Spectroscopic evidence for biochar amendment promoting humic acid synthesis and intensifying humification during composting. **Journal of Hazardous Materials**, v.280, p. 409-416, 2014.

WANG, P.; CHANGA, C. M.; WATSON, M. E.; DICK, W. A.; CHEN, Y.; HOITINK, H. A. J. Maturity indices for composted dairy and pig manures. **Soil Biology & Biochemistry**, v.25, p. 767-776, 2004.

WASZKIELIS, K. M.; WRONOWSKI, R.; CHLEBUS, W., BIAŁOBRZEWSKI, I.; DACH, J. The effect of temperature, composition and phase of the composting process on the thermal conductivity of the substrate. **Ecological Engineering**, v. 61, p. 354-357, 2013.

WONG, J.; MAK, K.; CHAN, N.; LAM, A.; FANF, M.; ZHOU, L.; WU, Q.; LIAO, X. Co-composting of soybean residues and leaves in Hong Kong. **Bioresource Technology**, v.76, p. 99-106, 2001.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Who Report on the Global Tobacco Epidemic, 2013**. Enforcing Bans on Tobacco Advertising, Promotion and Sponsorship. Disponível em: < http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/85380/1/9789241505871_eng.pdf >. Acesso em: 03/03/2015.

YAÑES, R.; ALONSO, J. L.; DÍAZ, M.J. Influence of bulking agent on sewage sludge composting process. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 5827-5833, 2009.

ZBYTNIIEWSKI, R.; BUSZEWSKI, B. Characterization of natural organic matter (NOM) derived from sewage sludge compost. Part 1: chemical and spectroscopic properties. **Bioresource Technology**, v. 96, p. 471-478, 2005.

ZHU, N. Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice straw. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 9-13, 2007.

ZUCCONI, F.; PERA, A.; FORTE, M.; BERTOLDI, M. de. Evaluating toxicity of immature compost. **Biocycle**, v. 22, p. 54-57, 1981.