

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

ROSIMARA ZITTEL

TRATAMENTO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS DOMÉSTICOS, TABACO DE
CIGARROS CONTRABANDEADOS E RESÍDUOS DE MADEIRA EM BIOREATOR

PONTA GROSSA

2014

ROSIMARA ZITTEL

TRATAMENTO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS DOMÉSTICOS, TABACO DE
CIGARROS CONTRABANDEADOS E RESÍDUOS DE MADEIRA EM BIOREATOR

Dissertação apresentada para 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

2014

Ficha Catalográfica
Elaborada pelo Setor de Tratamento da Informação BICEN/UEPG

Zittel, Rosimara

Z82 Tratamento de resíduos orgânicos domésticos, tabaco de cigarros contrabandeados e resíduos de madeira em bioreator/ Rosimara Zittel. Ponta Grossa, 2014.
96 f.

Dissertação (Mestrado em Química Aplicada - Área de Concentração: Química), Universidade Estadual de Ponta Grossa.
Orientador: Prof. Dr. Sandro Xavier de Campos.

1.Resíduos - biodegradação. 2.Bioreator facultativo. 3.Resíduos - caracterização do composto. 4.Resíduos - monitoramento. I.Xavier de Campos, Sandro. II. Universidade Estadual de Ponta Grossa. Mestrado em Química Aplicada. III. T.

CDD: 628.44

TERMO DE APROVAÇÃO

ROSIMARA ZITTEL

***"TRATAMENTO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS DOMÉSTICOS,
TABACO DE CIGARROS CONTRABANDEADOS E RESÍDUOS DE
MADEIRA EM BIOREATOR."***

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. Dr. Sérgio Toshio Fujiwara
UEPG/PR

Ponta Grossa, 28 de fevereiro de 2014.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pelo dom da vida e por me presentear com pessoas tão especiais e sem as quais não conseguiria vencer tantas etapas importantes da minha vida.

Ao meu orientador Prof. Dr. Sandro Xavier de Campos pela atenção e pelo auxílio em todos os momentos. Agradeço pela disponibilidade e disposição em ajudar, motivando-me a aproveitar cada dia do mestrado e construir novos conhecimentos. Obrigada por acreditar em mim.

À Delegacia Regional de Ponta Grossa e à Receita Federal do Brasil (Unidade de Ponta Grossa) pelo fornecimento dos cigarros contrabandeados para a realização do projeto.

Ao professor Dr. João Carlos de Moraes Sá do Curso e da Pós-Graduação de Agronomia e aos seus alunos Daniel Ruiz Potma Gonçalves e Lyda Hok pela realização da análise elementar.

Agradeço ao Rolan pela ajuda técnica desde o início do projeto em todos os detalhes. As informações e sugestões foram essenciais no desenvolvimento do projeto. Nos momentos necessários se manifestou com atenção e disposição.

Aos colegas de grupo de pesquisa: Chintia e Grasiela.

À Tatiana, colega de grupo de pesquisa e amiga, que me auxiliou na correção desse trabalho. Além disso, agradeço pelas sugestões e pela amizade.

À Carmen, colega de grupo de pesquisa, pelas sugestões, pela motivação e pela amizade.

Ao Thiago, colega de grupo de pesquisa pela ajuda no processo de separação do tabaco para a montagem dos reatores.

Ao Cleber, colega de grupo de pesquisa, que me auxiliou em várias etapas da pesquisa, desde a montagem dos reatores até a realização da análise de metais.

Às alunas de iniciação científica: Maísa, Aline e Pamela.

Aos colegas do mestrado que me auxiliaram em algumas etapas: Larissa e Gustavo.

Aos meus pais Ivaldir e Gema que acompanharam as etapas trilhadas para a realização desse trabalho, me incentivando nos momentos mais difíceis e vibrando a cada etapa cumprida. Eu dedico a vocês esse trabalho.

À minha inseparável irmã gêmea Rosangela que me apoiou e sempre teve as palavras certas para todas as situações e pela amizade incondicional.

À minha querida e melhor amiga Monalisa, por todos os momentos, pelas gargalhadas nos almoços do RU, pela ajuda e compreensão, pela motivação e pela amizade. Passamos por tantas coisas juntas e vencemos mais uma etapa.

Agradeço a Letícia, minha amiga que sempre torceu por mim. O nosso pouco tempo disponível nunca foi um empecilho para estarmos sempre em contato.

Agradeço a Fabiany, minha prima e amiga de todos os momentos.

Agradeço a você moreno, por me fazer sorrir, por me proteger e mostrar que a vida só é completa de verdade quando temos alguém para compartilhar cada momento dentro de um abraço.

À Capes pela bolsa concedida.

A todos que diretamente ou indiretamente contribuíram para a realização desse trabalho.

EPÍGRAFE

“Renda-se como eu me rendi.
Mergulhe no que você não conhece
como eu mergulhei. Pergunte, sem
querer a resposta, como estou
perguntando. Não se preocupe em
‘entender’. Viver ultrapassa todo o
entendimento.”

Clarice Lispector

RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo estudar a biodegradação de resíduos orgânicos domésticos, resíduos de madeira e de tabaco de cigarros contrabandeados em cinco reatores facultativos. Para o monitoramento do processo foram realizadas análises físico-químicas (pH, temperatura, umidade e razão C/N), biológicas (teste de germinação) e espectroscópicas (UV-Vis e IV). Além disso, foi investigada a influência da granulometria dos resíduos de madeira adicionados e das proporções dos resíduos de tabaco adicionados. Os melhores resultados foram obtidos para as proporções de 10% e 40% (volume) de tabaco de cigarro contrabandeado (TCC), misturado ao resíduo de madeira (RML), com tamanho de 20 e 40 mm. As análises da razão C/N e os testes de fitotoxicidade mostraram que o composto alcançou sua maturidade em um período de 120 dias de processo nos 5 reatores. As análises espectroscópicas de UV-Vis e IV mostraram a eficiência, indicando a degradação de compostos de estrutura mais simples e a formação de grupos mais complexos (substâncias húmicas). Para a análise de metais, observou-se que as concentrações estão de acordo com as legislações para o composto orgânico. Assim, concluiu-se que a proposta de tratamento dos resíduos estudados por meio dos reatores facultativos foi eficiente.

Palavras-chave: bioreator facultativo, tabaco de cigarros, monitoramento, caracterização do composto.

ABSTRACT

This study aimed to investigate domestic organic waste, wood and smuggled cigarette tobacco residue biodegradation in five facultative reactors. In order to monitor the process, physicochemical (pH, temperature, humidity and the C/N ratio), biological (germination test) and spectroscopic (UV-Vis and IR) analyses were carried out. Besides that, the wood waste granulometry influence and the proportions of tobacco waste added were investigated. The best results were obtained for the proportions 10% and 40% (volume) of smuggled cigarette tobacco (SCT) mixed to wood waste chip (WWC) sized 20 and 40mm. The C/N ration analyses and the phytotoxicity tests revealed that the compound reached maturity within a period of 120 days of processing in the 5 reactors. The spectroscopic UV-Vis and IR pointed to the efficiency, indicating the compounds of simpler structures degradation and the formation of more complex groups (humic substances). In the metal analysis, it was observed that the concentrations are in agreement with the maximum permitted by the laws for the solid compound. Thus, it was concluded that the proposal of treating the waste under study through the facultative reactors was efficient.

Key-words: facultative bioreactor, smuggled cigarette tobacco, compost monitoring and characterization.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Composição gravimétrica de resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil no ano de 2010.	19
Figura 2 - Caixa de polietileno com entrada para o ar na mistura inicial.	25
Figura 3 - Tambor plástico utilizado para a maturação final da mistura.	26
Figura 4 - Esquema do sistema de compostagem em reator.	27
Figura 5 - Tambor rotativo de metal horizontal.	28
Figura 6 – Esquema de reator facultativo.	28
Figura 7 – Ilustração representativa do Biodecompositor de resíduos orgânicos domésticos.	39
Figura 8 – Balde plástico com orifícios laterais de 5 mm encaixado em uma tampa de metal.	40
Figura 9 – Reator de liga metálica com tampa e adaptação de torneira para escoamento do chorume.	40
Figura 10 - Diagrama do processo de quarteamento de resíduos orgânicos domésticos (Restaurante Universitário) conforme ABNT – NBR:1007.	42
Figura 11 - Caracterização dos resíduos orgânicos domésticos provenientes do Restaurante Universitário.	43
Figura 12 - Equipamento utilizado para trituração de tabaco e papel de cigarros.	44
Figura 13 - Etapas da separação e trituração do tabaco do cigarro.	44
Figura 14 - Resíduos de madeira proveniente de serraria.	45
Figura 15 - Variação da temperatura em função do tempo (ambiente, superfície, meio e fundo) do reator 1.	51
Figura 16 - Variação da temperatura em função do tempo (ambiente, superfície, meio e fundo) do reator 2.	52
Figura 17 - Variação da temperatura em função do tempo (ambiente, superfície, meio e fundo) do reator 3.	52
Figura 18 - Variação da temperatura em função do tempo (ambiente, superfície, meio e fundo) do reator 4.	53
Figura 19 - Variação da temperatura em função do tempo (ambiente, superfície, meio e fundo) do reator 5.	53
Figura 20 - Monitoramento do teor de umidade durante o processo na superfície e fundo dos reatores: 1, 2, 3, 4 e 5.	56
Figura 21 - Variação do pH em função do tempo nas regiões: superfície, meio e fundo dos reator 1.	58
Figura 22 - Variação do pH em função do tempo nas regiões: superfície, meio e fundo dos reator 2.	59
Figura 23 - Variação do pH em função do tempo nas regiões: superfície, meio e fundo dos reator 3.	59
Figura 24 - Variação do pH em função do tempo nas regiões: superfície, meio e fundo dos reator 4.	60

Figura 25 - Variação do pH em função do tempo nas regiões: superfície, meio e fundo dos reator 5.	60
Figura 26 - Variação da relação C/N em função do tempo na região superficial dos reatores: 1, 2, 3, 4 e 5.	62
Figura 27 – Variação da concentração de metais no composto sólido nos períodos de 60 e 120 dias nos reatores: 1, 2, 3, 4 e 5.	66
Figura 28 – Variação da concentração de metais no composto sólido para dois períodos do processo nos reatores: 1, 2, 3, 4 e 5.	66
Figura 29- Variação da concentração de metais no chorume para dois períodos nos reatores.	69
Figura 30 - Variação da concentração de metais no chorume para dois períodos do processo nos	69
Figura 31 – Valores do índice de germinação de sementes durante o processo nos períodos de 90, 120, 150 180 dias nos reatores: 1, 2, 3, 4 e 5.	71
Figura 32 - Espectro de absorção de radiação no UV-Vis do composto em diferentes estágios para os reatores: 1, 2, 3, 4 e 5.	74
Figura 33 – Variação da razão E_2/E_3 em função do tempo para amostras dos experimentos.....	76
Figura 34 – Variação da aromaticidade em função do tempo para amostras dos experimentos.....	77
Figura 35 - Espectro de absorção no infravermelho das amostras do material do reator 1.....	78
Figura 36 - Espectro de absorção no infravermelho das amostras do material do reator 2.....	78
Figura 37 - Espectro de absorção no infravermelho das amostras do material do reator 3.....	79
Figura 38 - Espectro de absorção no infravermelho das amostras do material do reator 4.....	79
Figura 39 - Espectro de absorção no infravermelho das amostras do material do reator 5.....	80

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Classificação qualitativa dos níveis de fitotoxicidade.	35
Tabela 2 - Proporções dos resíduos (ROD, tabaco de cigarros contrabandeados e resíduos de madeira) para os experimentos e suas respectivas massas.	42
Tabela 3 - Características dos resíduos utilizados no experimento.	46
Tabela 4 - Concentração de metais no composto em mg Kg ⁻¹ nos períodos de 60 e 120 dias nos reatores: 1, 2, 3, 4 e 5.	64
Tabela 5 - Valores máximos permitidos para os metais analisados em composto orgânico e em solo, de acordo com as normas brasileiras: MAPA (2011); CETESB (2005) e a norma americana: USDA (1999).	65
Tabela 6 - Concentração de metais no chorume em mg L ⁻¹ nos períodos de 60 e 120 dias nos reatores: 1, 2, 3, 4 e 5.	67
Tabela 7 - Valores máximos permitidos para os metais analisados em lixiviados e em efluentes no Brasil.	68
Tabela 8 - Porcentagem de germinação obtida no composto.	70
Tabela 9 - Principais grupos de absorção no IV.	80
Tabela 10 - Principais picos de absorção analisados em diferentes estágios nos experimentos.	81

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACT	Aliança de Controle do Tabagismo
ABCF	Associação Brasileira de Combate à Falsificação
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
C/N	Relação de teor carbono/nitrogênio
E_2/E_3	Razão entre as absorbâncias em 250 nm e 365 nm
EPA	Environmental Protection Agency
FASS	Espectrofotômetro de Absorção Atômica de Chama
IV	Infravermelho
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INCA	Instituto Nacional do Câncer
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MO	Matéria orgânica
NBR	Norma Brasileira Registrada
PVC	Cloreto de Polivinila
RFB	Receita Federal do Brasil
RML	Resíduo de madeira de lascas
RMS	Resíduo de madeira de serragem
ROD	Resíduo orgânico doméstico
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
RU	Restaurante Universitário
SBS	Sociedade Brasileira de Silvicultura
SH	Substâncias húmicas
SRF	Secretaria da Receita Federal

TCC	Tabaco de cigarros contrabandeados
UEPG	Universidade Estadual de Ponta Grossa
USDA	Departament of Agriculture American
UV-Vis	Ultravioleta-visível

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
2 OBJETIVOS.....	17
2.1 OBJETIVO GERAL	17
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	18
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	19
3.1 RESÍDUOS ORGÂNICOS DOMÉSTICOS.....	19
3.2 RESÍDUOS DO PROCESSAMENTO DA MADEIRA	20
3.3 RESÍDUOS DE TABACO	20
3.4 TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS	22
3.4.1 Degradação Aeróbia.....	22
3.4.2 Biodigestão.....	23
3.5 TRATAMENTO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS EM REATORES	24
3.6 TRATAMENTO DE RESÍDUOS DE TABACO	29
3.7 MONITORAMENTO DA TRANSFORMAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA. 31	
3.7.1 Análises Físico-químicas.....	32
3.7.2 Análise Elementar	33
3.7.3 Análises de Fitotoxicidade	34
3.7.4 Espectroscopia Molecular na Região do Ultra Violeta Visível (UV-Vis)... 35	
3.7.5 Espectroscopia de Absorção na Região do Infravermelho (IV)	36
3.7.6 Análise de Metais em Sistemas de Tratamento de Resíduos Sólidos 38	
4 MATERIAIS E MÉTODOS	39
4.1 MONTAGEM DO EXPERIMENTO	39
4.1.1 Resíduo Orgânico Doméstico (ROD)	42
4.1.2 Tabaco de Cigarros Contrabandeados (TCC).....	44
4.1.3 Resíduos de madeira em lascas (RML) e de serragem (RMS)	45
4.2 AMOSTRAGEM	46
4.3 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS	47
4.3.1 Temperatura.....	47
4.3.2 Umidade	47
4.3.3 pH.....	47
4.3.4 Análise Elementar	48
4.3.5 Análise de Metais em Composto Sólido e no Chorume	48
4.3.6 Teste de Fitotoxicidade	49
4.4 CARACTERIZAÇÃO ESPECTROSCÓPICA.....	50
4.4.1 Espectroscopia Molecular na Região do Ultra Violeta Visível (UV-Vis)... 50	
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	50
5.1 RESULTADOS DE TEMPERATURA	50
5.2 ANÁLISE DE UMIDADE.....	56
5.3 RESULTADOS DO pH	58
5.4 RELAÇÃO CARBONO/NITROGÊNIO (C/N)	62
5.5 ANÁLISES DE METAIS NO COMPOSTO SÓLIDO E NO CHORUME.....	64

5.6 TESTE DE FITOTOXICIDADE.....	70
5.7 ANÁLISES ESPECTROSCÓPICAS.....	73
5.8 ESPECTROS DE ABSORÇÃO - ULTRAVIOLETA E VISÍVEL (UV-Vis)....	73
5.9 ESPECTRO DE ABSORÇÃO NO INFRAVERMELHO (IV).....	77
6 CONCLUSÕES	83
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	85

1 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, o aumento na produção de resíduos representa um problema ambiental, exigindo uma gestão adequada com o intuito de minimizar os impactos. A taxa de geração de resíduos supera a taxa de degradação e seu gerenciamento e sua disposição de forma indevida afeta o meio ambiente (BESEN et al., 2010; FIORI et al., 2008).

A geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil cresceu 1,3%, de 2011 para 2012, predominando a fração orgânica, proveniente de resíduos domésticos. Semelhantemente, o descarte de resíduos de madeira oriundos de indústrias moveleiras e serrarias acarreta um volume significativo de material possível de ser degradado (ABRELPE, 2012; PEREIRA et al., 2010).

Além da crescente taxa de geração de resíduos orgânicos urbanos e celulósicos, diversificados resíduos sólidos industriais vem ganhando espaço em pesquisas, focando sua adequada gestão. Exemplo disso são os resíduos de tabaco que são gerados mundialmente em grande escala, provenientes da produção industrial (PIOTROWSKA-CYOLIK et al., 2009; WANG et al., 2007). Além disso, nos últimos anos, o grande volume de cigarros contrabandeados apreendidos (cerca de 161 milhões de unidades em 2012) passa a integrar um passivo ambiental significativamente relevante e que necessita de tratamento e destinação adequada (RECEITA FEDERAL do BRASIL, 2012).

Em vista disso, existe uma preocupação expressiva com o meio ambiente, buscando novos tratamentos e otimizando aqueles já existentes para a transformação e reutilização desses resíduos.

O uso de tecnologias de tratamentos biológicos, tais como a digestão aeróbia e a digestão anaeróbia estão sendo amplamente utilizados para transformar resíduos biodegradáveis e estabilizar a matéria orgânica (GABHANE et al., 2012; LI et al., 2013; MAGRO et al., 2010; POGNANI et al., 2010; PUYUELO et al., 2011).

E ainda, a utilização dos princípios de ambos os métodos (aeróbio e anaeróbio) de forma conjugada pode propiciar resultados bastante eficientes no tratamento de resíduos orgânicos (DRENNAN e DISTEFANO, 2009; RESSETTI, 2011). Pesquisas recentes defendem que a digestão anaeróbia associada ao processo aeróbio se apresenta como uma alternativa para o tratamento de diferentes resíduos orgânicos (GÓMEZ et al., 2006; POGNANI et al., 2009). O

estudo de Ressetti (2011) demonstrou que a associação de ambientes aeróbio e anaeróbio em reator facultativo, utilizando resíduos orgânicos domésticos (ROD) e serragem produz um composto estável e de ótima qualidade como fertilizante orgânico.

Diversos trabalhos desenvolveram experimentos de compostagem em sistemas de reatores verticais e/ou horizontais em escala laboratorial para o tratamento de resíduos orgânicos de diferentes fontes, tais como: resíduos orgânicos domésticos e industriais, esterco de animal, material celulósico e resíduo de tabaco de processamento industriais, tais como: fragmentos de plantas, porções de tabaco processado e rejeitos de cigarros (DONG et al., 2010; FERNÁNDEZ et al., 2010; RODRÍGUEZ et al., 2012; VILLASEÑOR et al., 2012).

Entretanto, não se encontram na literatura estudos sobre a reciclagem de tabaco de cigarros contrabandeados por meio de tecnologias de reatores. Com base no experimento de Ressetti (2011), a partir de reator facultativo desenvolvido pelo Grupo de Pesquisa em Química Analítica Ambiental e Sanitária da Universidade Estadual de Ponta Grossa (autorização para pedido de patente do biodecompositor doméstico, BR 10 2013 0044784 – data de depósito: 26/02/2013), buscou-se a utilização de reatores facultativos para a degradação de resíduos de tabaco, resultantes da trituração de cigarros contrabandeados misturados a resíduos orgânicos domésticos e a resíduos de madeira.

Para verificar a estabilidade e maturidade do composto formado, foi realizado o monitoramento do processo por meio de técnicas físico-químicas (pH, umidade, temperatura, análise elementar de carbono (C) e nitrogênio (N) e teor de metais), espectroscópicas (UV/Vis e IV) e testes de fitotoxicidade.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O presente trabalho teve como objetivo desenvolver e avaliar o processo de degradação de resíduos de tabaco proveniente de cigarros contrabandeados misturados a resíduos de madeira e a resíduos orgânicos domésticos, em reator facultativo.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Monitorar e caracterizar o composto obtido através de parâmetros físico-químicos (pH, umidade, temperatura, análise elementar de carbono e nitrogênio) e espectroscópicos (UV-Vis e IV);
- Estudar a eficiência do processo para diferentes proporções de tabaco de cigarros contrabandeados e a influência da granulometria do resíduo de madeira no processo.
- Determinar o teor dos metais (Ag, Ni, Co, Cd, Cr, Pb, Cu, Mn e Zn) no composto e no lixiviado obtidos dos reatores;
- Realizar ensaios de fitotoxicidade no composto.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 RESÍDUOS ORGÂNICOS DOMÉSTICOS

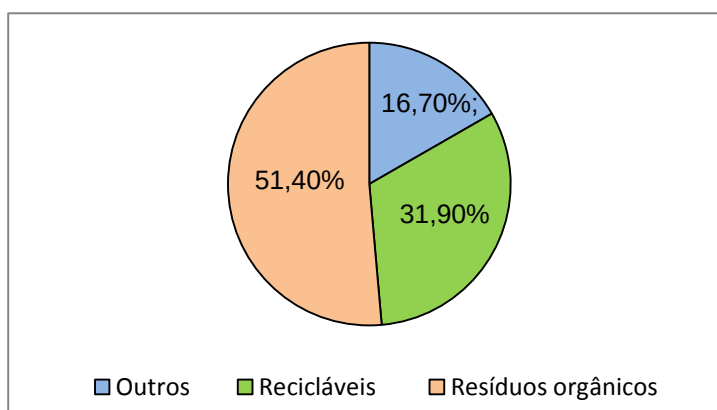
A produção mundial de resíduos sólidos urbanos em 2010 atingiu 1,3 bilhões de toneladas e espera-se um aumento para 2,2 bilhões de toneladas por ano em 2025 (CHARLES et al., 2009; ZHENG et al., 2013). Nesse sentido, segundo Troschinetz e Mihelcic (2009), a média de geração de resíduos sólidos em 23 países em desenvolvimento equivale a 0,77 Kg/pessoa/dia.

Na Europa cerca de 2,5 milhões de toneladas de resíduos de alimentos é produzido anualmente (MA et al., 2011).

De acordo com o IBGE (2010, 2011a, 2011b), o total de resíduos sólidos coletados diariamente no Brasil totalizou 259.547 toneladas/dia.

A Figura 1 apresenta a composição gravimétrica média dos resíduos sólidos urbanos (RSU) coletados no Brasil no ano de 2010.

Figura 1 – Composição gravimétrica de resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil no ano de 2010.



Fonte: ABRELPE (2010).

Como pode ser observada na Figura 1, a maior parte da produção de resíduos sólidos no Brasil é composta pela fração orgânica.

Como resultado da degradação dos resíduos sólidos orgânicos e a água da chuva, é gerado um líquido percolado, altamente tóxico, com elevado poder de contaminação (ABRELPE, 2012).

Esse material orgânico é altamente biodegradável e com alto teor de umidade, sendo uma fonte de contaminação ambiental, devido à produção de lixiviados durante a sua decomposição (ADHIKARI et al., 2009; SHAHRIARI et al., 2013). Uma das fontes de resíduo orgânico que também gera preocupações é originária das indústrias de processamento de madeira.

3.2 RESÍDUOS DO PROCESSAMENTO DA MADEIRA

A indústria brasileira voltada à produção de madeira é composta por cerca de 10.000 unidades, atingindo cerca de 11 milhões de toneladas nos últimos anos. Nesse sentido, existe uma preocupação crescente com a gestão dos resíduos sólidos gerados nesse setor (SOCIEDADE BRASILEIRA DE SILVICULTURA, 2008).

Os resíduos produzidos na transformação da madeira variam em função de fatores, tais como: processo, equipamentos e dimensões das toras, acarretando uma significativa perda, atingindo de 20% a 40% do volume no processamento. Estima-se que 60 milhões de toneladas de serragens e retalhos são produzidos anualmente (FINOTTI et al., 2006; PEREIRA et al., 2010).

Esse material descartado serve de fonte de carbono para o processo de degradação microbiológica em tratamentos aeróbios e anaeróbios (CARVALHO et al., 2006; FRICKE et al., 2005). Além dos resíduos gerados pelas indústrias madeireiras, outra área que vem sendo foco de pesquisas, é a indústria produtora de tabaco.

3.3 RESÍDUOS DE TABACO

Grandes quantidades de resíduos de tabaco são produzidas durante os diferentes estágios de processamento e na confecção de cigarros, sendo reconhecidos como resíduos industriais de origem orgânica (BRISKI et al., 2003, 2010; COSIC et al., 2013; PIOTROWSKA-CYPLIK et al., 2009).

Estima-se que cerca de 300 mil toneladas de resíduos de tabaco são produzidas anualmente no mundo. A Índia é o terceiro maior país produtor de tabaco, o segundo maior consumidor e o quinto maior exportador (MEHROTRA et al., 2010; SAITHEP et al., 2009).

Anualmente as indústrias de tabaco na Croácia produzem cerca de 15 mil toneladas/ano de cigarro, acarretando cerca de 80 toneladas de resíduos sólidos de tabaco. A Turquia e a Tailândia produzem em torno de 6,5 mil toneladas/ano desse resíduo, proveniente dos estágios de pós-colheita, processamento de tabaco e fabricação de cigarros (OKUR et al., 2008; SAITHEP et al., 2009).

Um aumento constante na produção de tabaco foi observado a partir de 2002 e, no ano de 2007 teve um acréscimo para 1,48 milhões de toneladas. Como consequência, tem-se uma elevada produção destes resíduos (PIOTROWSKA-

CYPLIK et al., 2009). Em vista disso, os resíduos gerados são distintos, tais como: fragmentos de plantas, pedaços de tabaco processado, pó de tabaco e cigarros rejeitados.

Embora, um volume elevado de resíduos orgânicos seja procedente da pós-colheita do tabaco e seu processamento nas indústrias de cigarros, há também uma fração significativa deste resíduo, o qual é procedente do comércio ilícito de cigarros, devido, principalmente ao número elevado de apreensões. Considerando a análise realizada por Joossens et al. (2009) entre 2004 e 2009, em 84 países, o volume ilegal de derivados do tabaco nos países de baixa e média renda é equivalente a 533 bilhões de cigarros comercializados anualmente. Portanto, estes países concentram cerca de 80% do comércio ilegal em escala mundial.

Segundo o relatório da European Commission (2012), foram apreendidos, aproximadamente, 246 milhões de cigarros fabricados de forma ilícita, sendo os maiores fornecedores a China (42%) e Emirados Árabes Unidos (36%).

O mercado ilegal de cigarros no Mercosul é estimado em 45 bilhões de unidades por ano, sendo a principal origem deste cigarro o Paraguai. Estima-se que o Brasil consome 90% desse volume (ALIANÇA DE CONTROLE DO TABAGISMO, 2012; CORRADINI, 2010).

No Brasil, para tentar frear a comercialização do tabaco, o governo tem aumentado a carga tributária sobre o produto. Dessa forma, o consumo legal de cigarro foi reduzido, enquanto que o consumo ilegal tem crescido desde 1992, principalmente pela população de baixa renda (IGLESIAS, 2006; ZAIA, 2011).

Segundo dados de Joossens et al. (2009) e Ramos et al. (2009), o mercado ilegal de cigarros no Brasil era de 37 milhões de cigarros, dos quais 16 milhões (43%) eram atribuídos à produção ilícita e 21 milhões (57%) ao contrabando. No entanto, a Receita Federal do Brasil (2012), aponta que cerca de 45 milhões de cigarros são vendidos via contrabando no país. A apreensão de cigarros no território nacional atingiu 165 milhões de maços em 2011 e mais de 161 milhões em 2012 (RECEITA FEDERAL DO BRASIL, 2012). O Instituto Nacional de Câncer - INCA (2013) estima que, aproximadamente, 27% de todo o cigarro consumido no país é proveniente de contrabando e dados do primeiro semestre de 2013 apontam um crescimento de 103,17% nas apreensões em relação ao mesmo período do ano de 2012, chegando a um total de, aproximadamente, 83 milhões de maços apreendidos.

A Secretaria da Receita Federal (2012) e a Associação Brasileira de Combate à Falsificação - ABCF (2012) estimam que 35% do mercado brasileiro são abastecidos por cigarros ilegais, ultrapassando 15 milhões de cigarros apreendidos apenas no Paraná, sendo confiscados 41 milhões de maços no primeiro semestre de 2012.

Em consequência, essa grande demanda de cigarros ilegais, acarreta uma quantidade considerável de resíduos dessa procedência ilícita.

Dessa forma, bilhões de cigarros falsificados e contrabandeados são apreendidos no Brasil. Após esse procedimento, os resíduos não possuem um destino certo. Muitos maços são queimados, o que resulta em grande prejuízo ambiental e à saúde humana. Ao queimar o cigarro, mais de 4.700 substâncias tóxicas são liberadas na atmosfera (INSTITUTO NACIONAL DE CÂNCER, 2012).

3.4 TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

Diversos métodos podem ser utilizados para o tratamento de resíduos sólidos. De forma simplificada, podem-se classificar os métodos em: aeróbios (onde existe a predominância de oxigênio e são conhecidos como compostagem aeróbia) e anaeróbios (sem a presença de oxigênio e são conhecidos como biodigestão).

3.4.1 Degradação Aeróbia

A compostagem é um método de tratamento de resíduos orgânicos através da degradação biológica em condições aeróbias, permitindo a reciclagem e utilização desses resíduos. Sendo assim, a utilização de combinações desses resíduos e a produção de um composto final estabilizado tem sido o foco de diversas pesquisas (GUARDIA et al., 2010; KUOK et al., 2012; SUNDBERG et al., 2013; VARGAS-GARCÍA et al., 2010).

A fase inicial se caracteriza pela atividade de amonificação que resulta na liberação de amônia e proteínas solúveis, enquanto predomina a nitrificação no período de maturação, devido à intensa biodegradação da matéria orgânica (GUARDIA et al., 2010; LOPÉZ-GONZALÉZ et al., 2013).

O efeito mais evidente da atividade microbiana no processo de transformação da matéria orgânica (MO) é a elevação da temperatura (temperatura termofílica), sendo um parâmetro para monitorar o desempenho dessa fase bio-oxidativa (KUOK

et al., 2012; LOPÉZ-GONZALÉZ et al., 2013). Dessa forma, o processo de compostagem elimina diversos agentes patogênicos, devido ao calor gerado durante a fase termofílica (GAJALAKSHMI e ABBASI, 2008; RODRÍGUES et al., 2012).

O processo de decomposição envolve enzimas de microrganismos, que são capazes de degradar as moléculas orgânicas complexas (açúcar, aminoácidos, proteínas e gorduras) e sintetizar compostos de estruturas mais simples (amônia, ácidos orgânicos), solúveis em água (BERNAL et al., 2009; GUO et al., 2012).

A degradação aeróbia é caracterizada por uma sucessão diversificada de populações microbianas dominantes em ambientes específicos com condições favoráveis tais como: pH, umidade e aeração (KUOK et al., 2012; LIU et al., 2011).

Adhikari et al. (2009) estudaram o processo de compostagem em reatores, utilizando resíduos alimentares e diferentes agentes de volume: palha de trigo, feno e aparas de madeira. Na primeira fase, os resíduos foram acondicionados em recipiente horizontal para ocorrer a aeração. Após 30 dias, o material foi transferido para um reator vertical com entrada para o oxigênio e saída para o chorume. Os autores estudaram a influência da granulometria e concluíram que o experimento com aparas de madeira produziu um material menos decomposto, devido ao tamanho maior de partícula (25 mm), entretanto apresentou parâmetros favoráveis de estabilização.

Lashermes et al. (2012) pesquisaram o processo de degradação aeróbia em sistema de reator de pequena escala (10 L), utilizando como substratos: lodo de esgoto e podas de plantas. O desempenho do processo foi avaliado por meio do monitoramento da temperatura, consumo de oxigênio (O_2), gás carbônico (CO_2) e caracterização bioquímica da matéria orgânica. Os autores verificaram que a temperatura termofílica, responsável pela eliminação de organismos patogênicos presentes, foi alcançada nos experimentos e que as perdas de MO foram semelhantes às pesquisas realizadas em reatores em grande escala.

Além de se utilizar métodos aeróbios como a compostagem, pode-se utilizar isoladamente ou conjugados a processos anaeróbios como a biodigestão.

3.4.2 Biodigestão

Nos processos de degradação anaeróbia, além do gás metano, também é produzido como subproduto, no fundo dos reatores, um lodo denominado biossólido

ou digerido, que pode ser aplicado ao solo, dependendo do grau de estabilização atingido pela matéria orgânica (GÓMEZ et al., 2010; KHALID et al., 2011).

A taxa de digestão anaeróbia é fortemente afetada por alguns fatores, tais como: temperatura, pH, umidade e a disponibilidade e complexidade do substrato, incluindo fonte de carbono e nitrogênio e razão C/N. Diferentes fontes de carbono afetam grupos de microrganismos específicos (GHANIYARI-BENIS et al., 2009; KHALID et al., 2011; LESTEUR et al., 2010; ZHAO et al., 2010).

Teores de umidade elevados, usualmente, facilitam a digestão anaeróbia. Tem-se constatado que os índices de 60 a 80% de umidade são os mais favoráveis (KHALID et al., 2011).

Em geral, a biodigestão ocorre em temperaturas mesofílicas, cujas temperaturas são próximas à temperatura ambiente, exigindo menor gasto de energia (FERNANDEZ et al., 2008; KIEHL, 2002; WARD et al., 2008).

Kim et al. (2003) relataram que microrganismos metagênicos em reator anaeróbio se desenvolvem em ambiente com valores de pH entre 6,5 e 8,2, enquanto que nas fases de hidrólise e acidogênese foi favorável um intervalo de pH entre 5,5 e 6,5.

Lee et al. (2009) investigaram o parâmetro de temperatura na produção de metano (CH_4) a partir de lixiviado, proveniente de degradação de resíduos de alimentos em reator anaeróbio de volume de 14 L. Os autores concluíram que o gás metano foi produzido em temperaturas mesofílicas, a 35°C em um período de 28 dias, devido à elevada decomposição do resíduo.

O trabalho realizado por Khalid et al. (2011) estudou a influência dos valores de pH na produção de biogás, utilizando resíduos orgânicos domésticos em reatores. Os autores verificaram que valores de pH entre 6,5 e 7,5 são mais favoráveis para a produção de metano.

3.5 TRATAMENTO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS EM REATORES

Nos últimos anos, modelos de reatores verticais e/ou horizontais foram desenvolvidos e adaptados para o tratamento de resíduos orgânicos (DONG et al., 2010; FERNÁNDEZ et al., 2008).

Diversos trabalhos demonstram processos de compostagem em sistemas de reatores em escala piloto, com tambor rotativo e aeração forçada (FERNÁNDEZ et al., 2010; RODRÍGUEZ et al., 2012; VILLASEÑOR et al., 2012).

Reatores de escala entre 10 litros e 300 litros envolvem uma fase de auto-aquecimento que garante um processo com resultados favoráveis, permitindo o estudo de parâmetros, tais como: temperatura, umidade, atividade biológica e teor de oxigênio (LASHERMES et al., 2012; MASON e MILKE, 2005; YU;HUANG., 2009).

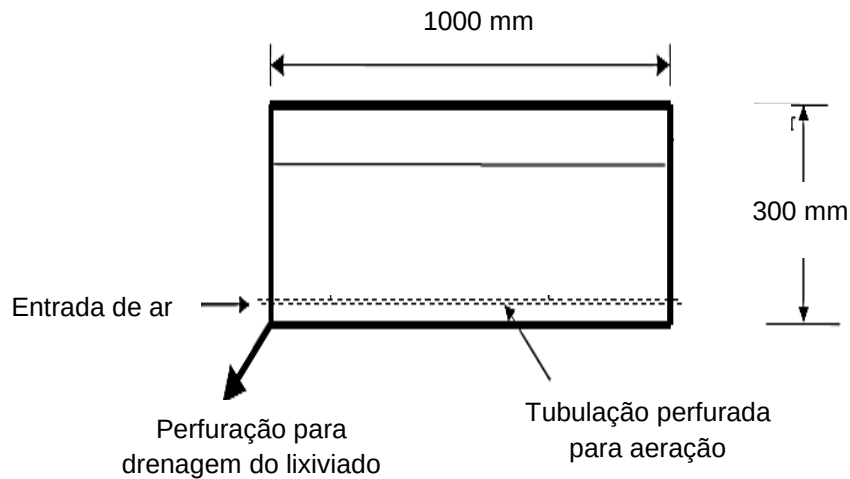
Em vista disso, algumas pesquisas enfatizam que para reter o calor e manter temperaturas ideais, as paredes do reator devem ser revestidas com material isolante térmico (FERNÁNDEZ et al., 2010; KIM et al., 2008; LI et al., 2013; PARADELO et al., 2013; RODRÍGUES et al., 2012).

Em diversas pesquisas foram utilizados resíduos de alimentos domésticos e industriais, tais como: vegetais, frutas, bagaço de oliva, bagaço de uva e bagaço de azeitona. Em vista da alta umidade desses substratos, em alguns processos experimentais foram adaptados orifícios de saída para drenagem e coleta do chorume (ADHIKARI et al., 2009; FERNÁNDEZ et al., 2010; PARADELO et al. 2013; XI., 2012).

Rodríguez et al. (2012) utilizaram lodo de esgoto combinado com resíduos carbonáceos de diferentes tamanhos de partículas e estudaram a influência da granulometria na variação da temperatura e da umidade. Os autores concluíram que os melhores resultados foram obtidos a partir da mistura de lodo de esgoto e aparas de madeira (5 mm - 15 mm). O tamanho maior do resíduo de madeira acarretou porosidade favorável e níveis de umidade abaixo de 65% e, alcançou temperatura de 70°C, assegurando a remoção de patógenos.

Adhikari et al. (2009) investigaram a eficácia de diferentes agentes de volume. Inicialmente a mistura composta por resíduos alimentares (vegetais crus e cozidos e frutas) com variações de substratos, tais como: feno, palha de trigo e aparas de madeira, foi acondicionada em sistema horizontal, de forma que ocorresse aeração, como pode ser verificado na Figura 2.

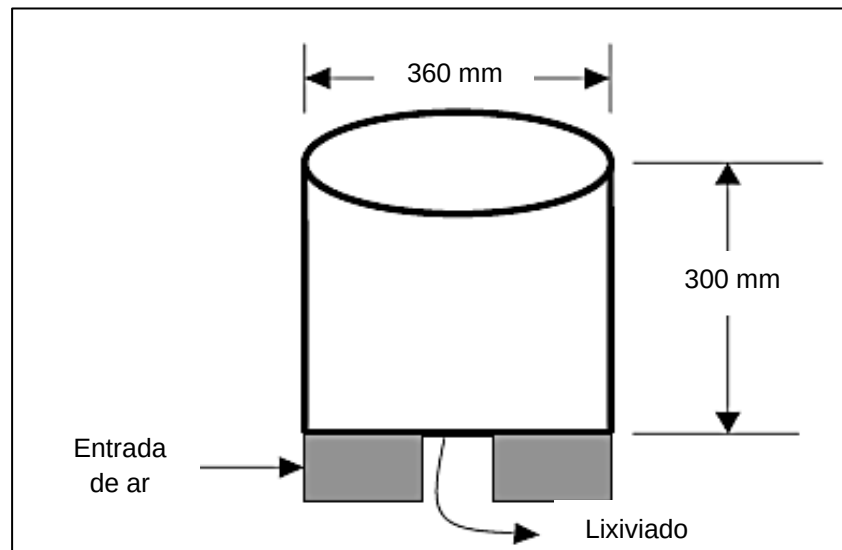
Figura 2 - Caixa de polietileno com entrada para o ar na mistura inicial.



Fonte: Adhikari et al. (2009).

Após o período de um mês, os compostos foram adicionados em tambor cilíndrico vertical, com volume de 30 litros por um período de 2 meses. O tambor foi colocado sobre blocos de madeira para ocorrer a aeração e a eliminação do líquido produzido (Figura 3). Os autores concluíram que o experimento com aparas de madeira produziu um material menos decomposto, devido ao tamanho maior de partícula (25 mm), entretanto apresentou parâmetros favoráveis de estabilização.

Figura 3 - Tambor plástico utilizado para a maturação final da mistura.

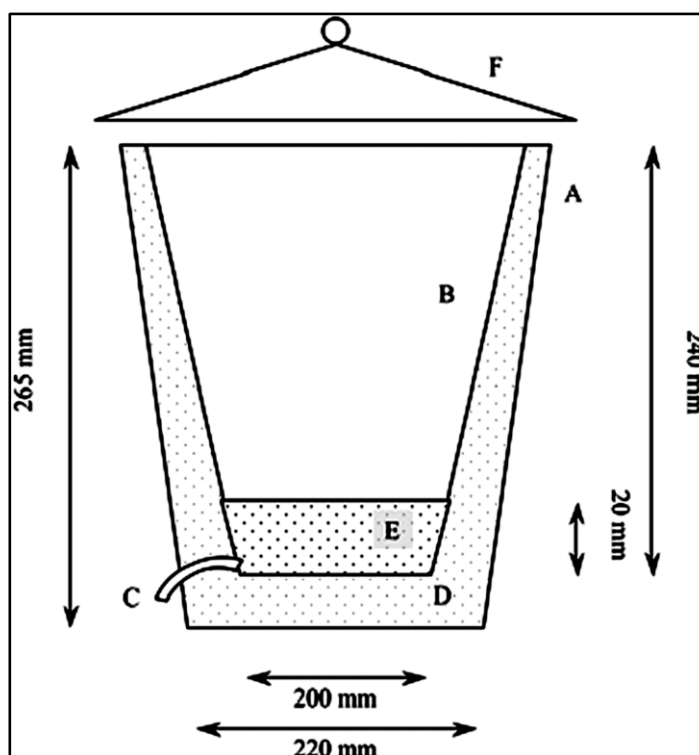


Fonte: Adhikari et al. (2009).

Em estudo realizado por Paradelo et al. (2013), utilizando bagaço de uva e serragem, o reator foi confeccionado a partir de recipientes plásticos de tamanhos diferentes, sendo um deles de 10 L perfurado e com saída externa, encaixado em

outro de 15 L. O espaço entre os baldes foi de 5 mm na lateral (preenchido com espuma) e 20 mm na parte inferior. No fundo do balde interno foi disposto em 20 mm de altura cascalho e esta superfície foi coberta por uma malha de plástico. O tratamento decorreu com a tampa do sistema fechada (Figura 4). O autor concluiu que a degradação da celulose ocorreu nos três meses iniciais, entretanto a variação da razão C/N de 31 para 28 foi baixa e a temperatura não atingiu a fase termofílica.

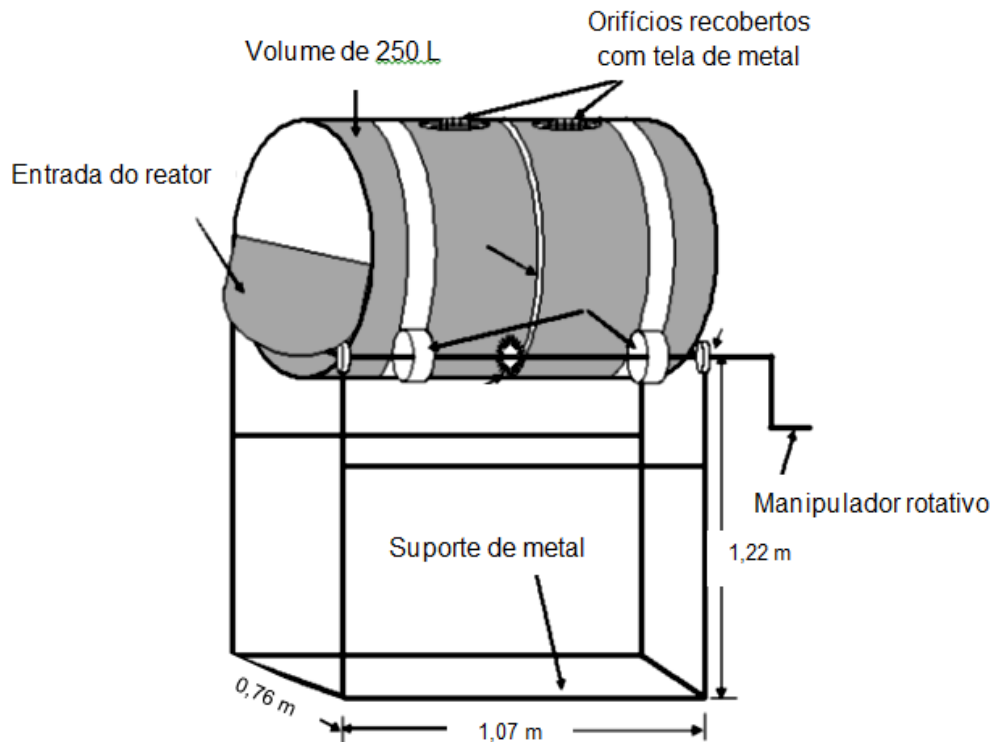
Figura 4 - Esquema do sistema de compostagem em reator.



Fonte: Paradelo et al. (2013). Legenda: A) balde de plástico; B) balde de plástico; C) cano de borracha para a drenagem; D) material isolante; E) cascalho coberto com tela de plástico; F) tampa de plástico.

Kalamdhad e Kazmi (2009) estudaram a compostagem em tambores rotativos com capacidade de 250 L e sistema de aeração (Figura 5), utilizando diferentes misturas de resíduos orgânicos, tais como: grama, resíduos vegetais, resíduos de alimentos, esterco bovino e serragem. Os autores concluíram que a mistura com esterco bovino, resíduos vegetais e serragem resultou em um composto estabilizado e a agitação forneceu arejamento e uniformidade da mistura, evitando a geração de odor.

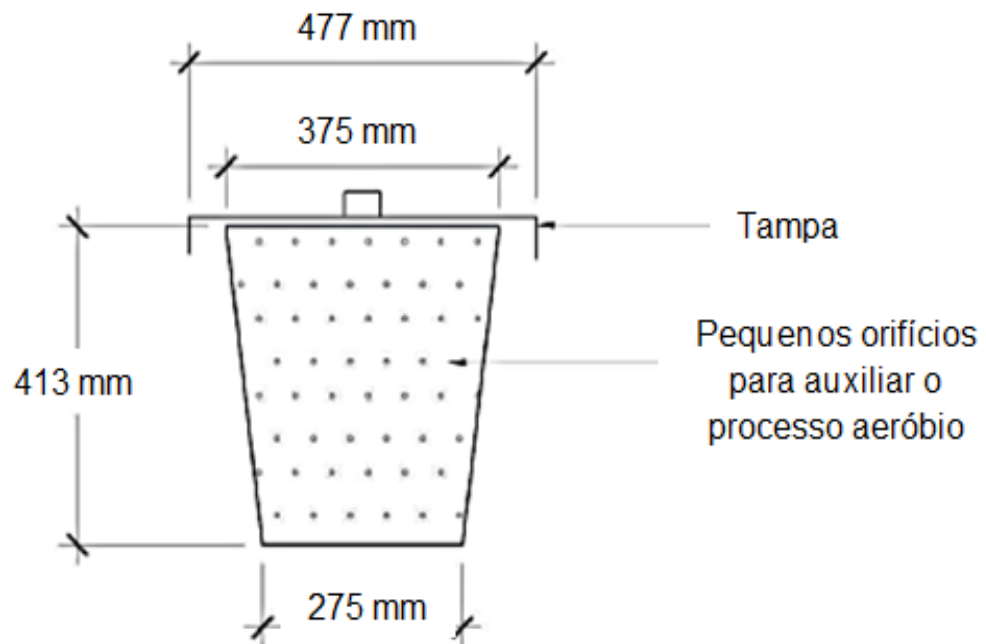
Figura 5 - Tambor rotativo de metal horizontal.



Fonte: Kalamdhad e Kazmi (2009).

Iyengar e Bhave (2005) pesquisaram o processo de compostagem em diferentes tipos de reatores (aeróbio, anaeróbio e facultativo) em escala laboratorial, utilizando resíduos orgânicos domésticos, esteco bovino e palha. O reator facultativo (Figura 6) apresentou regiões inferiores anaeróbias e regiões superiores aeróbias, devido à formação de camadas de resíduos. Os autores concluíram que os sistemas de reator aeróbio e de reator facultativo (aeróbio e anaeróbio simultaneamente) produziram um composto mais estável, avaliado através de parâmetros físico-químicos.

Figura 6 – Esquema de reator facultativo.



Fonte: Iyengar e Bhawe (2005).

3.6 TRATAMENTO DE RESÍDUOS DE TABACO

Nas últimas décadas, cresceu o interesse por pesquisas sobre biodegradação de resíduos sólidos e compostos tóxicos originados de processamento industrial (ZHAO et al., 2012; ZHONG et al., 2010).

Em razão da grande quantidade de cigarros produzidos mundialmente, as indústrias estão reciclando os resíduos gerados, sendo a degradação biológica aeróbia e anaeróbia os tratamentos utilizados para a disposição final desse substrato. Para Piotrowska-Cyplik et al. (2009), devido às substâncias orgânicas contidas nesses resíduos, constituem um recurso de potencial elevado para uso como fertilizante.

Como alternativa para minimizar os impactos ao meio ambiente, causados pela grande geração de resíduos sólidos provenientes das indústrias de tabaco e da confecção de cigarros, pesquisas recentes relatam que a tecnologia de compostagem em sistema de reator é um tratamento eficaz para reduzir a toxicidade dessa fração orgânica (BRISKI et al., 2012; LI et al., 2010; PIOTROWSKA-CYPLIK et al., 2009; WANG et al., 2013).

Estudos salientam a importância do papel de microrganismos específicos no tratamento de resíduos de tabaco através da biotransformação de compostos tóxicos presentes nesse substrato, tais como a nicotina (RUAN et al., 2005; TANG et al., 2009). Nesse sentido, Wang et al. (2007) argumenta que o tratamento adequado por métodos biológicos não produzem novos compostos capazes de afetar o meio ambiente.

Resíduos de tabaco podem ser misturados a diferentes frações orgânicas, tais como: esterco de animais, lodo de esgoto, bagaço de uva, bagaço de azeitona, aparas de madeira, palha de trigo, podas de plantas (KAYIKÇIOĞLU e OKUR, 2011; KOPCIC, et al., 2013; KUCIC et al., 2013; PIOTROWSKA-CYPLIK et al., 2009; SAITHEP et al., 2009).

SAITHEP et al. (2009) estudaram o tratamento de resíduos de plantas de tabaco e esterco bovino em sistemas de aeração manual e mecânica. Os autores verificaram que o sistema de arejamento mecânico favoreceu a atividade microbiológica e a degradação do teor de nicotina em relação ao processo com sistema de revolvimento manual, resultando na produção de composto menos tóxico, podendo ser utilizado como adubo.

No Brasil, Fenilli et al. (2010), investigaram o crescimento de mudas de tucaneira, utilizando resíduo de pó de fumo, provenientes da industrialização do tabaco, em cinco tratamentos: controle, e proporções de 10%, 20%, 30% e 40% de pó de fumo misturado ao controle e 25 repetições, totalizando 125 mudas. Os autores observaram que as proporções maiores de pó de fumo (30% e 40%) afetaram o crescimento e o desenvolvimento das mudas de tucaneira, enquanto que 10% e 20% não diferiram do substrato em análise aos parâmetros de germinação e comprimento da raiz. Em outro trabalho, 20 milhões de cigarros foram apreendidos pela Receita Federal do Brasil em um município do estado de Goiás e, o tabaco após ter passado por processo de compostagem, foi destinado em hortas das escolas municipais e no cultivo de mudas de árvores nativas da região. Entretanto, não foi mencionado sobre a avaliação da toxicidade do composto e qual o resultado após sua utilização como adubo orgânico (PORTAL BRASIL, 2011).

Na Turquia, Okur et al. (2008) investigaram a utilização de resíduos de tabaco oriundos do processamento da fabricação de cigarros combinado com esterco bovino, em diferentes proporções e testados isoladamente, em cultura de alface. Os autores observaram que a mistura de 75% de tabaco e 25% de esterco e a utilização

de 100% de tabaco foram mais eficientes e demonstraram que a incorporação do resíduo de tabaco foi uma alternativa para melhorar a matéria orgânica do solo, devido ao aumento da atividade da biomassa microbiana. Entretanto, os autores não mencionaram a respeito da toxicidade do vegetal produzido.

Kailkçioglu e Okur (2011) utilizaram resíduos de tabaco, incluindo pó e rejeitos de cigarros misturados com três substratos: 1) serragem; 2) bagaço de azeitona; 3) bagaço de uva, e foram acondicionados em reatores cilíndricos e plásticos. Os autores concluíram que a atividade enzimática foi responsável pela degradação da nicotina nos três reatores.

Briski et al. (2012) estudaram a biodegradação da nicotina no resíduo sólido e no percolado, a partir da mistura de resíduos de tabaco em sistema de reator, com capacidade de 24 L, termicamente fechado e com aeração forçada. Os autores concluíram que a bactéria *Pseudomonas aeruginosa* foi responsável pela remoção da nicotina presente no tabaco, podendo ser uma alternativa para a biorremediação de ambientes contaminados com esses resíduos.

Semelhantemente, Piotrowska-Cyplik et al. (2009), estudaram a degradação da nicotina e a influência da temperatura durante a compostagem, utilizando resíduos de tabaco, lodo e palha de trigo combinados em proporções diferentes. Os autores demonstraram que a biodegradação foi um método eficaz para eliminar a nicotina e tratou resíduos de tabaco, sendo mais eficiente na fase termofílica.

Kopcic et al. (2013) estudaram a viabilidade do processo de compostagem para remoção da nicotina do pó de tabaco proveniente de processamento industrial. Os autores verificaram que foi necessário utilizar aparas de madeira (25 mm), devido à dimensão reduzida do pó de tabaco (menor que 1 mm) e que o material alcançou a fase termofílica, ocorrendo variações neste parâmetro, devido a ineficiência da oxigenação em regiões distintas do reator. Além disso, a taxa de degradação da nicotina foi elevada e o material foi considerado maturado e ausente de toxicidade.

3.7 MONITORAMENTO E CARACTERIZAÇÃO DA TRANSFORMAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA

As propriedades químicas, físicas, espectroscópicas, bioquímicas e microbiológicas dos compostos tem sido bastante estudadas e apesar de vários índices de maturidade já terem sido propostos, ainda não existe um definitivo. A falta

de critérios para a avaliação da estabilidade dos compostos e uma melhor compreensão das transformações que ocorrem durante os processos de biodegradação constituem um grande obstáculo para a sua utilização como condicionador de solos (CHEN, 2003; FIALHO, 2007).

A estabilidade refere-se ao grau de decomposição da matéria orgânica em função das atividades microbianas e através do estudo das transformações físicas e químicas do composto durante o processo (ALBURQUERQUE et al., 2006; RAJ e ANTIL, 2011; SAID-PULLICINO et al., 2007; TOGNETTI et al., 2007).

A maturidade envolve a degradação de substâncias orgânicas fitotóxicas e a eliminação de patógenos (BERNAL et al., 2009; CARICASOLE et al., 2011; GOMÉZ-BRANDÃO et al., 2008).

3.7.1 Análises Físico-químicas

Estudo realizado por Kumar et al. (2010), utilizando resíduos alimentares combinados com palha de arroz e resíduos de jardim, demonstrou que os valores iniciais de pH variaram entre 4,0 e 6,0 e, gradualmente elevou-se para 8,0, ao longo do processo. Os autores verificaram que o baixo valor de pH foi decorrente da formação de ácidos orgânicos e o acréscimo do mesmo nos estágios seguintes foi causado pela transformação do nitrogênio orgânico em compostos amoníacos.

Sundberg et al. (2004) investigaram a influência de valores baixos de pH (5,0-6,5) na mudança de temperatura no início do processo de degradação de resíduos orgânicos domésticos em sistema de reator. Os autores concluíram que as alterações nos valores de pH nas fases mesofílicas e termofílicas estão relacionadas à atividade metabólica, sugerindo que diferentes grupos microbianos foram ativos para diferentes temperaturas.

A temperatura é um parâmetro importante na degradação, sendo um indicador da atividade microbiana durante o processo. Além disso, condições termofílicas apresentam vantagens, promovendo decomposição acelerada da matéria orgânica e possível destruição de patógenos (GAO et al., 2010; KHALID et al., 2011; ZHU et al., 2006).

Antil et al. (2013) estudaram o processo de compostagem com resíduos de palha de arroz e resíduos de aves e verificaram que temperaturas termofílicas (52°C-

63°C) ocorreram entre o período de 4 e 6 dias do processo e que, na sequência, esse índice diminui gradualmente (< 45°C) a partir de 60 dias.

Fialho et al. (2010) estudaram o método de degradação aeróbia com diferentes resíduos: grama, esterco bovino e bagaço de laranja. Os autores observaram três fases de temperatura no processo e demonstraram que a decomposição máxima das misturas ocorreu em um período de 90 dias (fase termofílica) e atingiu temperaturas entre 50°C e 60°C.

Durante o processo, o teor de umidade é importante para o transporte de nutrientes dissolvidos, os quais são necessários para o metabolismo dos microrganismos. O teor ideal pode ter variações entre 50% e 70%, dependendo das propriedades físico-químicas e características biológicas específicas dos resíduos (GUO et al., 2012; LIANG et al., 2003).

A degradação microbiológica é dependente da granulometria e da quantidade de agentes de volume, tais como: aparas de madeira, palha de trigo, serragem, casca de arroz, feno picado, etc. Estes ajustam a umidade e a razão C/N, fornecendo porosidade à massa; além de absorverem uma parte do chorume produzido durante o processo de decomposição. Estudos ressaltaram que partículas com dimensões entre 3 mm e 8 mm são eficientes (ADHIKARI et al., 2009; IQBAL et al., 2010; KIM et al., 2008).

Kalamdhad e Kazmi (2009) estudaram a compostagem em sistemas de reatores, utilizando como substratos: resíduos vegetais, resíduos de alimentos, esterco bovino e serragem. Os autores concluíram que o teor de umidade inicial de 68% foi decorrente da mistura de resíduos de alimentos e de podas de grama, ocorrendo redução para 54% após 20 dias.

Chang e Chen (2010) investigaram a degradação aeróbia em reator, utilizando uma mistura de resíduos orgânicos domésticos, palha de arroz e aparas de madeira e demonstraram que o teor de umidade entre 50% e 65% foi ideal para a degradação.

3.7.2 Análise Elementar

A análise elementar é utilizada para se obter dados quantitativos sobre a presença dos seguintes elementos: carbono (C), hidrogênio (H), nitrogênio (N),

oxigênio (O) e enxofre (S), os quais correspondem a 100% da composição da matéria orgânica (MO) livres de cinzas (STEVENSON, 1994).

A razão de C/N decresce ao longo do processo de compostagem, decorrente da mineralização da matéria orgânica pela ação dos microrganismos (GAO et al., 2010; ZHANG e HE, 2006).

Diversos pesquisadores afirmam que a relação C/N ideal para iniciar o processo de decomposição deve ser entre 25/1 e 35/1, uma vez que durante a decomposição, os microrganismos absorvem C e N da matéria orgânica na relação 30/1 (KIEHL, 2004; ZHU, 2007).

Gao et al. (2010) estudaram a degradação de resíduos de esterco de granja e serragem e verificaram que a razão C/N inicial de 28 diminui e alcançou proporção de 17,1 de C/N ao final do processo.

Entretanto, algumas pesquisas recentes relataram o sucesso do processo de degradação com razão inicial de C/N abaixo de 20. Kumar et al. (2010) concluíram que a proporção inicial de C/N de 19,6 foi satisfatória para a degradação de podas de plantas e resíduos de alimentos.

Guo et al. (2012), utilizando resíduos de madeira e esterco de animais, verificaram que a razão inicial de C/N entre 15 e 21 foi suficiente para produzir um composto maturado.

Nesse sentido, Zhu (2007) estudou a mistura de esterco de suínos e palha de arroz, em processo de compostagem. O autor concluiu que a razão inicial de C/N de 20 foi favorável para a degradação desses resíduos.

3.7.3 Análises de Fitotoxicidade

A maturidade está relacionada à taxa de decomposição de substâncias fitotóxicas e é avaliada por meio de testes de bioensaios com plantas ou sementes, sendo considerado um parâmetro vantajoso por se tratar de um método simples, rápido e reprodutível, associado a outras análises físico-químicas (APARNA et al., 2008; HELFRICH et al., 1998; SAID-PULLICINO et al., 2007; WU et al., 2001).

A fitotoxicidade refere-se à presença de diferentes compostos na matéria orgânica, tais como: substâncias fenólicas, ácidos orgânicos, amônia e metais. Estes compostos tóxicos podem ser metabolizados durante o processo de degradação, influenciando na germinação (MAKNI et al., 2010).

He et al. (2009) e Gao et al. (2010) referenciaram que este índice permite avaliar o grau de maturidade do composto em diferentes estágios do processo e mencionaram que a espécie de planta *Lepidium sativum* (agrião) é utilizada frequentemente nos bioensaios por apresentar maior sensibilidade a toxinas.

Makni et al. (2010) realizaram o teste de fitotoxicidade com sementes de agrião, utilizando o material em decomposição e encontraram resultados acima de 80% de germinação. Os autores concluíram que a partir de 75 dias o composto foi considerado ausente de fitotoxinas.

Em estudo realizado por Wong et al. (2001), foi verificado que a partir de 60 dias de compostagem, a germinação alcançou índices acima de 50%. O autor sugeriu que o composto alcançou maturidade.

A Tabela 1 apresenta qualificações possíveis dos níveis de fitotoxicidade.

Tabela 1 – Classificação qualitativa dos níveis de fitotoxicidade.

Referência	GI (%)	Classificação
Bernal et al., 2009	> 50	Maturado
Wong et al., 2001	> 50	Composto livre de fitotoxinas
Gómez-Brandón et al., 2008	> 60	Limite que reduz a fitotoxicidade e aceitável para aplicação no solo

Fonte: O autor.

3.7.4 Espectroscopia Molecular na Região do Ultra Violeta Visível (UV-Vis)

As radiações ultravioletas encontram-se na faixa de comprimento de onda situada entre 200 nm a 400 nm e as radiações de luz visível entre 400 nm a 800 nm. Estas radiações provocam transições eletrônicas, nas quais os elétrons ligantes σ e π e os elétrons não ligantes são promovidos do estado fundamental para os estados excitados σ^* e π^* , denominados antiligantes. Estas transições serão detectadas na forma de picos proporcionais à probabilidade de ocorrência da transição e à concentração da molécula na amostra. Devido às associações dos estados rotacionais e vibracionais, estes picos aparecem alargados formando bandas de absorção UV-Vis, as quais apresentam como principais características a sua posição e a sua intensidade. (SILVERSTEIN; WEBSTER; KIEMLE, 2007).

O espectro eletrônico é usualmente representado como um gráfico de absorbância em função do comprimento de onda da irradiação e os parâmetros utilizados para caracterizar uma ligação são a energia em comprimento de onda, λ (nm) no máximo de sua absorção e sua intensidade. A cor de um composto é determinada por uma parte da molécula denominada cromóforo. As moléculas da matéria orgânica são constituídas por uma grande variedade de grupos cromóforos e seus espectros são formados pela sobreposição de várias bandas sem picos definidos.

Também se utilizam as razões E_2/E_3 (razão entre as absorbâncias em 250 nm e 365 nm), a qual é mais empregada para matéria orgânica com substâncias degradadas (CHEN et al., 2003; STEVENSON, 1994).

Helms et al. (2008) demonstraram que as mudanças na decomposição da matéria orgânica por meio de grupos de cromóforos foram verificadas entre a região de 275 nm e 350 nm. Os autores sugeriram que comprimentos de onda menores indicaram melhor índice de aromaticidade do composto.

A razão E_2/E_3 também é utilizada para indicar o grau de aromaticidade empregando-se a equação sugerida por Peuravuorie Pihlaja (1997):

$$\text{Aromaticidade} = 52,5 - 6,78 \cdot E_2/E_3$$

He et al. (2013) estudaram a transformação da matéria orgânica através da caracterização espectroscópica de UV-Vis no processo de compostagem, utilizando esterco bovino e serragem. Os autores verificaram que ocorreu a degradação de alguns compostos: lignina, grupos alifáticos, álcoois e proteínas. Os mesmos, ainda, atribuíram as absorções na região entre 200nm - 290nm como sendo grupos fenólicos e carboxílicos aromáticos de substâncias húmicas.

3.7.5 Espectroscopia de Absorção na Região do Infravermelho (IV)

A radiação de infravermelho (IV) situa-se no espectro eletromagnético aproximadamente entre as regiões das microondas e do visível. Uma radiação infravermelha com número de onda menor que 100 cm^{-1} ao ser absorvida por uma molécula converte-se em energia de rotação molecular. Este processo é quantizado e origina um espectro formado por uma série de bandas. Uma radiação infravermelha com número de onda de aproximadamente 10.000 cm^{-1} a 100 cm^{-1} ao ser absorvida por uma molécula converte-se em energia de vibração molecular.

Isto ocorre porque cada mudança de nível de energia vibracional corresponde a uma série de mudanças de níveis de energia rotacionais. São essas bandas de vibração-rotação que são utilizadas na espectroscopia de IV, principalmente as situadas na faixa de 4000 cm^{-1} a 400 cm^{-1} . As frequências, os comprimentos ou os números de onda estão relacionados às massas relativas dos átomos, às constantes de força das ligações e à geometria dos átomos (SILVERSTEIN; WEBSTER; KIEMLE, 2007).

Os espectros de IV são dados em número de ondas (cm^{-1}) que correspondem ao inverso do comprimento de onda (λ).

Espectros de substâncias orgânicas são resultados da absorção da radiação infravermelha, através de uma mistura complexa de moléculas. O espectro fornece uma variedade de bandas que indicam a presença de diferentes grupos funcionais (STEVENSON, 1994).

A espectroscopia de absorção no infravermelho tem sido frequentemente utilizada para análise da matéria orgânica, sendo observadas mudanças nas regiões de estruturas alifáticas aromáticas e de polissacarídeos (CHEN et al., 2003; SÁNCHEZ-MONEDERO et al., 2002; TOMATI et al., 2001). Entretanto, devido à complexidade das moléculas das substâncias ocorre sobreposição de bandas, sendo necessário relacionar os resultados com outras técnicas para monitorar o processo de compostagem (CERETTA et al., 2008).

A espectroscopia de infravermelho (IV) permite a identificação de grupos funcionais, tais como: aromáticos, carboxílicos, alifáticos, aminas, polissacarídeos, entre outros.

Droussi et al. (2009) estudaram a transformação da matéria orgânica, utilizando resíduos de azeitona em processo de compostagem e essa evolução foi monitorada por meio de caracterização espectroscópica de infravermelho (IV). No processo ocorreu a diminuição do pico na região entre 1030 cm^{-1} e 1070 cm^{-1} , devido à degradação de polissacarídeos e hidratos de carbonos aromáticos, enquanto que o aumento do sinal na região entre 1590 cm^{-1} e 1650 cm^{-1} indicou, segundo os autores, a formação de ligações C=C de aromáticos. A partir destes dados, os autores concluíram que o composto atingiu a estabilidade.

Em outro estudo realizado por Castaldi et al. (2005), foi utilizado resíduos sólidos urbanos em sistema de compostagem. No decorrer do processo houve um aumento de grupos aromáticos (C=C) e carbonilas conjugadas (C=O) na região de

1650 cm^{-1} e picos menos intensos na região entre 1520 cm^{-1} e 1550 cm^{-1} (carboxilatos), enquanto que estruturas alifáticas de polissacarídeos foram degradadas (picos entre 1150 cm^{-1} -1170 cm^{-1}). Os autores concluíram que a análise espectroscópica de infravermelho forneceu informações importantes e indicou a aromaticidade do composto final.

3.7.6 Análise de Metais em Sistemas de Tratamento de Resíduos Sólidos

Muitos metais são essenciais para o crescimento dos organismos, desde bactérias até o ser humano, entretanto devem estar presentes em baixas concentrações, pois podem danificar os sistemas biológicos por apresentarem propriedades bioacumulativas no organismo.

Para o tratamento de resíduos sólidos devem ser avaliadas propriedades tais como: metais tóxicos e ensaios de fitotoxicidade, sendo importante o monitoramento do chorume produzido (GETAHUN et al., 2012).

Singh e Kalamdhad et al. (2012), investigaram a alteração de metais (Zn, Cu, Mn, Fe, Pb, Ni, Cd e Cr) no processo de compostagem com serragem, esterco bovino e aguapé, utilizando diferentes proporções. Os autores verificaram que o material apresentou concentrações baixas de metais biodisponíveis, com exceção do Mn e Cd em alguns experimentos e, concluíram que a maior proporção de esterco bovino reduziu o teor biodisponível desses metais ao longo do processo, devido a melhor humificação.

Onay et al. (2010) estudaram a remoção de alguns metais: Cu, Fe, Zn e Ni por meio do processo de sorção em resíduos sólidos urbanos destinados a aterros sanitários. Os autores demonstraram que a sorção de metais foi satisfatória com o aumento da proporção de resíduos de alimentos e concluíram que o processo é viável na gestão de metais disponíveis em lixiviados de aterros e em resíduos industriais.

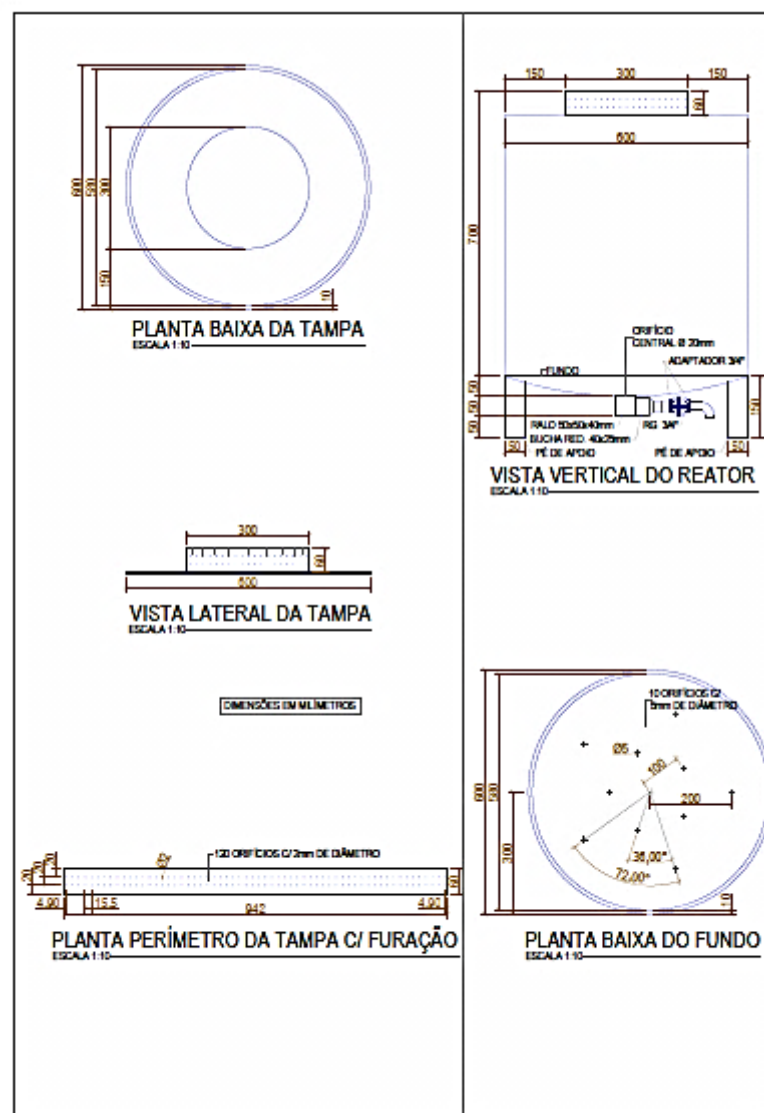
4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 MONTAGEM DO EXPERIMENTO

A montagem do experimento foi uma adaptação do Biodecompositor para Tratamento de Resíduos Orgânicos Domésticos (autorização para pedido de patente do biodecompositor: BR 10 2013 0044784 – data de depósito: 26/02/2013), representado na Figura 7.

A Figura 7 representa o reator utilizado nos experimentos.

Figura 7 – Ilustração representativa do Biodecompositor de resíduos orgânicos domésticos.



O biodecompositor é constituído por um reator facultativo (aeróbio e anaeróbio), fechado e confeccionado em liga metálica de latão (Cu/Zn) com 10 mm

de espessura, formato cilíndrico reto de diâmetro de 600 mm e altura de 700 mm, volume cerca de 200 L, com tampa de 300 mm de diâmetro e altura de 60 mm. Na parte lateral da tampa estão distribuídos simetricamente cerca de 120 orifícios de 5 mm. O fundo do reator é composto por uma placa perfurada com 10 orifícios de 5 mm distribuídos simetricamente. Acoplado ao ralo, é instalado um registro de gaveta de 1" para coleta de líquidos.

Figura 8 – Balde plástico com orifícios laterais de 5 mm encaixado em uma tampa de metal.

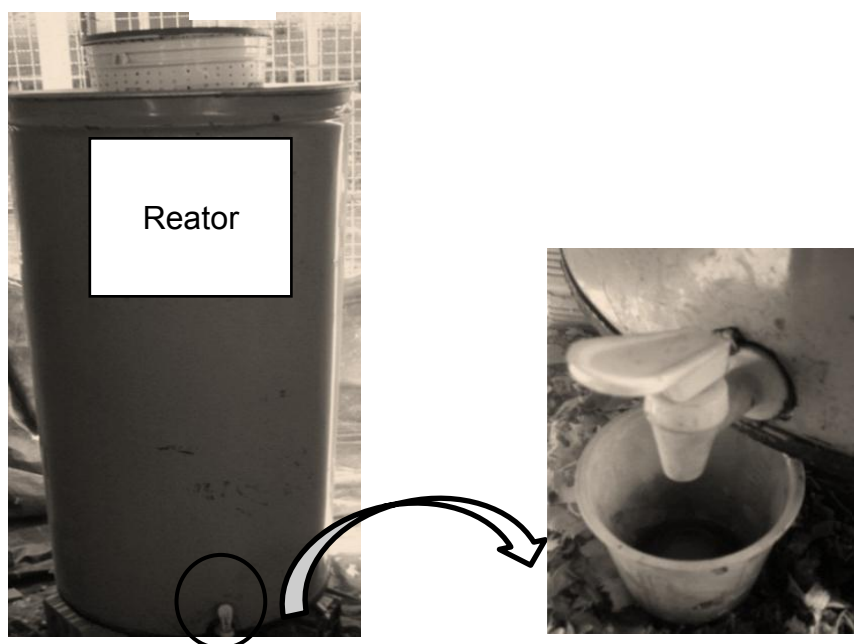


Fonte: O autor

A entrada de ar ocorre pelos orifícios distribuídos na lateral do balde (Figura 8). A tampa do balde foi aberta para acrescentar a mistura de resíduos e para a coleta de amostras.

No interior de cada reator, a 100 mm da base, foi colocada uma tela metálica com orifícios de 5 mm e recoberta com uma tela plástica com orifícios de 1 mm. Nesta base foi distribuído resíduo de madeira. Foi adaptada uma torneira para saída do chorume, conforme ilustrado na Figura 9.

Figura 9 – Reator de liga metálica com tampa e adaptação de torneira para escoamento do chorume.



Fonte: O autor.

O experimento foi realizado nas dependências da Universidade Estadual de Ponta Grossa, com início da montagem dos reatores 1, 2 e 3 no período de 23 de Abril a 27 de Maio de 2013, totalizando cerca de um mês; e montagem dos reatores 4 e 5 no período de 27 de Junho a 12 de Julho de 2013, totalizando 15 dias. Os reatores foram operados durante o período de 180 dias.

Os reatores foram instalados em abrigo (galpão), proporcionando proteção contra chuvas. Ocorreu incidência de sol nos reatores em alguns períodos do dia.

Para o experimento foram utilizados resíduos orgânicos domésticos (ROD) produzidos no Restaurante Universitário (RU), resíduos de madeira provenientes de serragem (RMS) e lascas (RML) e tabaco de cigarros contrabandeados (TCC), adquiridos da Receita Federal do Brasil, em atividade de apreensão. A combinação das proporções dos substratos em volume e em massa encontra-se na Tabela 2.

Os resíduos foram misturados conforme as proporções descritas na Tabela 2. Essa mistura foi disposta em camadas de 200 mm nos reatores distribuídos em 3 dias da semana, em um período 30 de dias nos reatores 1, 2 e 3 e um período de 15 dias nos reatores 4 e 5, sendo preenchido um volume de 75% do volume total dos reatores.

A Tabela 2 apresenta as proporções dos resíduos utilizados na montagem dos cinco reatores. A massa total da mistura dos 5 reatores se difere pela quantidade de resíduo alimentar utilizado e pela diferença de densidade do resíduo de madeira de serragem (RMS) e do resíduo de madeira em lascas (RML).

Tabela 2 - Proporções dos resíduos (ROD, tabaco de cigarros contrabandeados e resíduos de madeira) para os experimentos e suas respectivas massas.

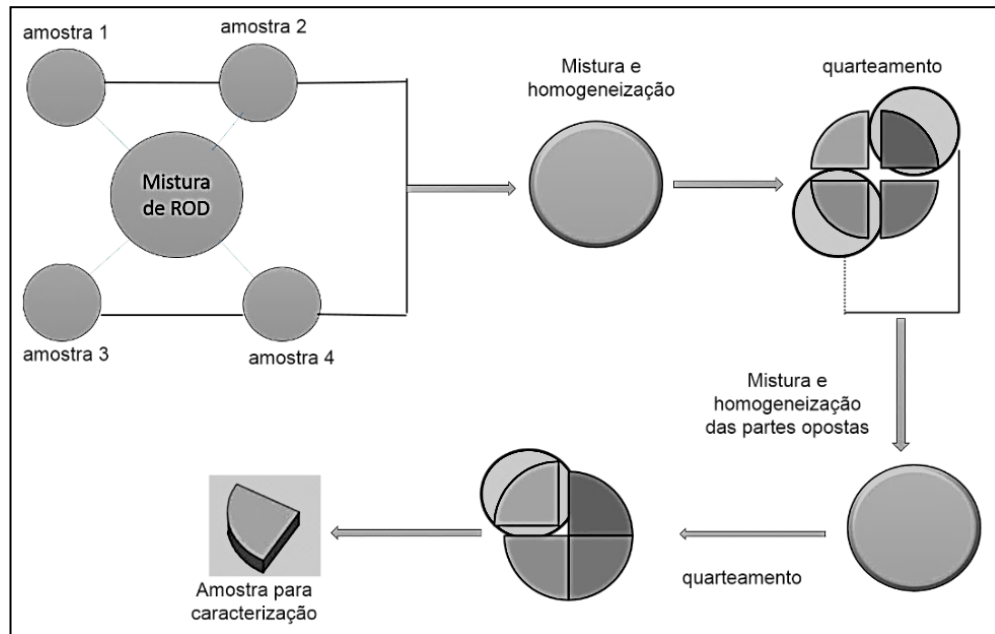
	ROD		TCC		RMS		RML		TOTAL
	(%)	(Kg)	(%)	(Kg)	(%)	(Kg)	(%)	(Kg)	(Kg)
R 1	70	157,2	10	2,62	20	8,7	-	-	168,2
R 2	60	116,4	20	4,84	20	8,0	-	-	129,3
R 3	40	86,3	40	10,1	20	8,3	-	-	104,8
R 4	70	105,6	10	1,69	-	-	20	2,9	110,2
R 5	40	57,6	40	6,7	-	-	20	2,8	67,1

Fonte: o autor. Legenda: ROD (resíduo orgânico doméstico), TCC (tabaco de cigarros contrabandeados), RMS (resíduo de madeira de serragem), RML (resíduo de madeira em lascas).

4.1.1 Resíduo Orgânico Doméstico (ROD)

Os resíduos orgânicos domésticos (ROD) foram caracterizados de acordo com o procedimento de amostragem de resíduos (ABNT - NBR: 10007). Inicialmente, dividiu-se a amostra homogeneizada em quatro partes (quarteamento) e selecionaram-se dois quartos opostos, os quais foram novamente homogeneizados. Com as amostras coletadas realizou-se novamente o procedimento de quarteamento, selecionando um dos quartos resultantes para representar a caracterização dos resíduos, conforme demonstrado na Figura 10.

Figura 10 - Diagrama do processo de quarteamento de resíduos orgânicos domésticos (Restaurante Universitário) conforme ABNT – NBR:1007.

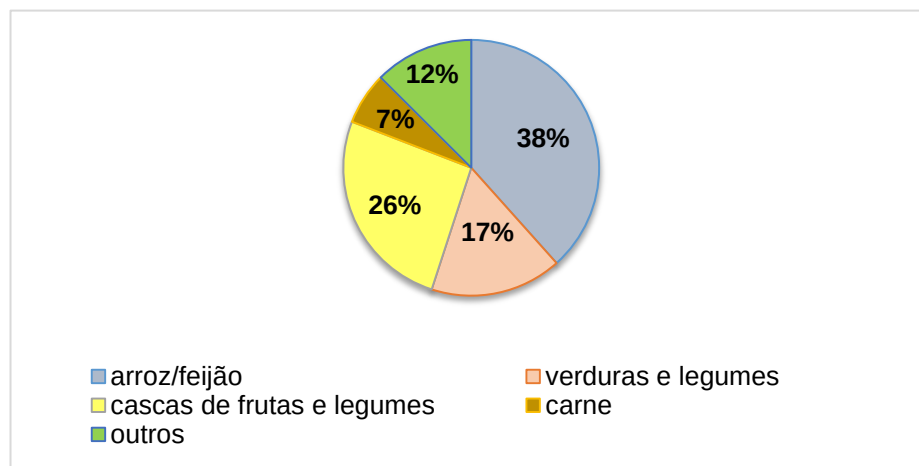


Fonte: Andrade e Prado (2005).

Para caracterização dos resíduos de alimentos foi feita a média de seis amostragens, realizando-se o processo de quarteamento três vezes semanalmente.

Na Figura 11 tem-se a caracterização dos resíduos sólidos obtidos no Restaurante Universitário.

Figura 11 - Caracterização dos resíduos orgânicos domésticos provenientes do Restaurante Universitário.



Fonte: O autor.

4.1.2 Tabaco de Cigarros Contrabandeados (TCC)

O tabaco de cigarros contrabandeados, utilizado no processo, foi adquirido pela Receita Federal do Brasil (Unidade de Ponta Grossa), em atividade de apreensão. Diferentes lotes desse material foram utilizados durante a montagem dos reatores.

O filtro do cigarro foi separado da porção do tabaco. Na sequência o papel e o tabaco foram triturados no equipamento: *Triturador de Resíduos Orgânicos – TR 200* (tritador comercial) ilustrado na Figura 12.

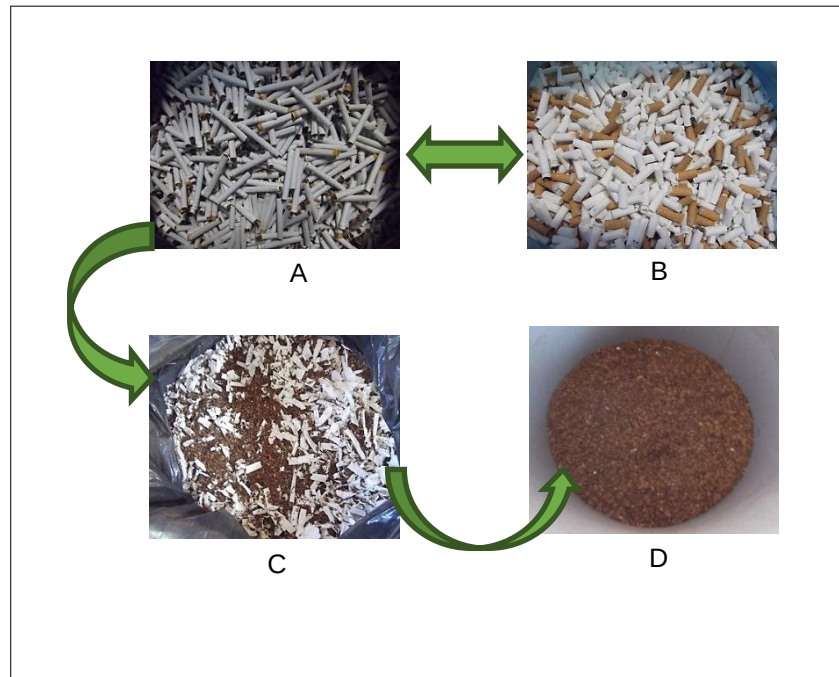
Figura 12 - Equipamento utilizado para trituração de tabaco e papel de cigarros.



Fonte: O autor.

Depois de triturado, o tabaco foi separado do papel através de peneira com orifícios de dimensão 6 mm x 6 mm, resultando em um pó com partículas menores que 1 mm, como pode ser verificado na Figura 13.

Figura 13 - Etapas da separação e trituração do tabaco do cigarro.

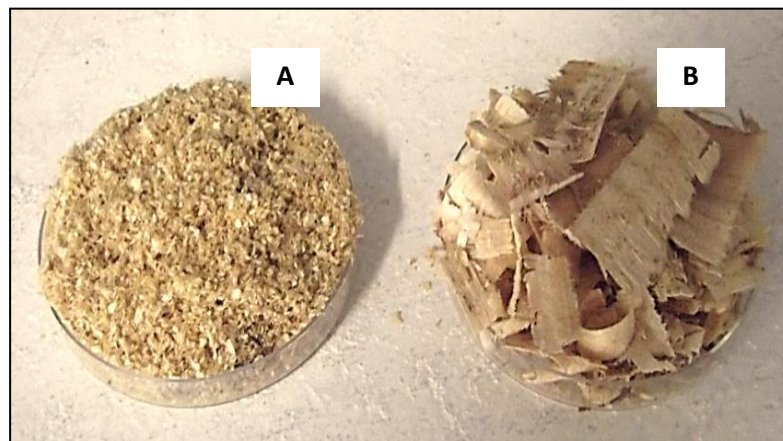


Fonte: O autor. Legenda: A) tabaco e papel; B) filtro; C) mistura de tabaco e papel triturados; D) resíduo de tabaco de cigarro.

4.1.3 Resíduos de madeira em lascas (RML) e resíduos de madeira de serragem (RMS)

Os resíduos de madeira foram adquiridos em serraria da cidade de Ponta Grossa, sendo a dimensão das partículas da serragem (RMS) menor que 1 mm e o tamanho das partículas das lascas de madeira (RML) entre 20 mm e 40 mm. Na Figura 14 é mostrado os resíduos de madeira utilizados nos experimentos.

Figura 14 - Resíduos de madeira proveniente de serraria.



Fonte: O autor. Legenda: A) Resíduo de madeira de serragem (RMS); B) Resíduo de madeira em lascas (RML).

Na Tabela 3 estão listadas algumas propriedades físicas e químicas dos resíduos utilizados no experimento.

Tabela 3 - Características dos resíduos utilizados no experimento.

Parâmetros	ROD	TCC	RMS	RML
pH	5,5	7,2	6,4	6,0
C (%)	36,15	36,85	44,1	44,1
N (%)	3,04	3,20	0,28	0,28
Razão C/N inicial	11,89	11,15	157,5	157,5
Granulometria (mm)	20-50	> 1	> 1	20 – 40
Teor de umidade (%)	65	15,3	12	13

Fonte: O autor. Legenda: ROD (resíduo orgânico doméstico), TCC (tabaco de cigarros contrabandeados), RMS (resíduo de madeira de serragem), RML (resíduo de madeira em lascas).

4.2 AMOSTRAGEM

No início foram coletadas amostras dos materiais inseridos no reator, sendo submetidas às análises físico-químicas e análise elementar. A disposição da mistura foi interrompida, realizando sequência ao monitoramento até a finalização do tratamento, com período de duração estipulado de aproximadamente 180 dias.

Para o monitoramento do processo de degradação foram coletadas amostras, em períodos quinzenais, em pontos aleatórios, no interior dos reatores. A coleta de amostras foi realizada no 1º dia e em períodos de 15, 30, 45, 60, 75, 90, 105, 120, 135, 150, 165, 180 dias, respectivamente. Em cada coleta foram retiradas aproximadamente 100 g de amostras do reator. Estas amostras foram homogeneizadas, sendo então retiradas 20 g para a realização das análises.

Efetuuou-se o monitoramento em regiões diferenciadas do material, designadas por “superfície”, “meio” e “fundo”. Inicialmente, estas regiões foram consideradas para 750 mm da massa.

- superfície: da superfície até uma profundidade de 10 cm.
- meio: da superfície até uma profundidade de 25 cm.
- fundo: da superfície até uma profundidade de 40 cm.

No decorrer do processo, mediu-se a altura da massa no reator, dividindo em 3 regiões.

Para a coleta utilizou-se um coletor adaptado, sendo confeccionado de material plástico de cloreto de polivinila (PVC) e graduado.

Após 180 dias, uma camada superior de 200 mm foi retirada e armazenada. As camadas seguintes foram retiradas quinzenalmente, até esgotamento do material.

4.3 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

4.3.1 Temperatura

No decorrer dos experimentos, a temperatura foi aferida 3 vezes durante a semana, entre as 11 e 15 horas, utilizando-se um termômetro digital portátil tipo espeto com alarme, marca INCOTERM.

O monitoramento foi efetuado no primeiro dia da disposição do material orgânico no interior do reator e no decorrer do processo, em três regiões distintas: superfície, meio e fundo.

Na região profunda do reator foi aberto um orifício através de uma haste de PVC (cloreto de polivinila) e posteriormente inserido o termômetro.

4.3.2 Umidade

Para controle do teor de umidade foram realizadas leituras da mistura nos reatores em períodos quinzenais.

Efetuuou-se análise nas regiões da superfície e do fundo do reator, utilizando-se aparelho de termo higrômetro digital de marca INCOTERM.

4.3.3 pH

Para a determinação do pH pode ser utilizado água destilada ou solução de cloreto de cálcio, sendo este o método oficial do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento - MAPA (Normativa nº 28, 2007). O pH em água determina apenas concentração dos íons hidrogênios em solução, limitando a detecção daqueles aderidos à superfície dos colóides.

A utilização da solução de cloreto de cálcio desprende os íons hidrogênios da superfície dos colóides, estando presentes na solução. Isto acarreta valores de pH

moderadamente mais baixos se comparados com aqueles encontrados em água (KIEHL, 2002).

4.3.4 Análise Elementar

A análise química elementar foi realizada utilizando-se Analisador Elementar TruSpec CN Analyser, marca LECO, St. Joseph, Mi, USA, pertencente à Universidade Estadual de Ponta Grossa, laboratório de Análises de Solos do Curso de Agronomia. A proporção C/N foi obtida a partir dos valores de porcentagem de C e N da amostra.

4.3.5 Análise de Metais em Composto Sólido e no Chorume

O teor de metais: prata (Ag), níquel (Ni), cobalto (Co), cádmio (Cd), cromo (Cr), chumbo (Pb), cobre (Cu), manganês (Mn) e zinco (Zn) das amostras do composto e do chorume foi determinado em duplicata e as análises foram realizadas em Espectrofotômetro de Absorção Atômica de Chama (FAAS), marca *Varian*, modelo 240FS, equipado com lâmpada de deutério como corretor de fundo e lâmpadas de cátodo-oco multielementares. Utilizou-se chama oxidante de ar/acetileno, com fluxo de 13,50 L min⁻¹ e 2,0 L min⁻¹, respectivamente.

Para o preparo das soluções padrão utilizou-se soluções estoque de 1000 mg L⁻¹ da Marca Qhemis High Purity. As curvas analíticas foram construídas a partir destes padrões, em concentrações que variaram de 1,00 mg L⁻¹ a 5,00 mg L⁻¹.

O processo de digestão do composto foi adaptado do método de EPA 3050 (USEPA-1996).

O processo foi realizado em Bloco Digestor Microcontrolado Tecnal, Modelo 40/25. Para cada análise pesou-se em balança analítica *Shimadzu* AY220 0,5g ± 0,01g o composto dos reatores: 1, 2, 3, 4 e 5 em tubos de borosilicato, adicionando-se 10 mL de HNO₃ concentrado PA e repousando por 2 horas. Posteriormente, aqueceram-se as amostras em solução à temperatura de 110°C por um período de 7 horas. Após o resfriamento, adicionou-se 2,0 mL de H₂O₂ 30%, permanecendo em aquecimento à 110°C por 4 horas. Os extratos obtidos foram transferidos para balões volumétricos de 50 mL por processo de filtração em filtro quantitativo Whatman nº 540 e realizou-se lavagens sucessivas e aferidos com água ultrapura

de Ultrapurificador de Água e Osmose Reversa (Milli-Q; Gehaka®) . Os extratos foram armazenados sob refrigeração à 4°C até a realização da leitura dos metais.

O processo de digestão do chorume foi adaptado do método de análise de água, Norma Técnica (CETESB, 1995).

Inicialmente, o procedimento foi realizado em chapa aquecedora (CTT-337-4, temperatura de 50°C - 320°C). Para cada análise pipetou-se 100 mL $\pm$ 1,0 mL de chorume em bequer de 200 mL forma alta, adicionando 10 mL de HNO₃ concentrado PA e repousando por 1 hora. Posteriormente, aqueceu-se a solução a 80 °C e evaporou-se até redução do volume a 20 $\pm$ 2,0 mL. Em seguida, adicionou-se 20 mL de HNO₃ concentrado PA e tamparam-se as aberturas dos béqueres com vidros de relógio, aquecendo o sistema à temperatura de 100°C por 24 horas. Após resfriamento, adicionou-se 4,0 mL de H₂O₂ 30%, permanecendo em aquecimento à 100°C por mais 4 horas. Os extratos obtidos foram transferidos para balões volumétricos de 50 mL por processo de filtração em filtro quantitativo Whatman nº 540, realizando-se lavagens sucessivas nos balões e aferidos com água ultrapura de Ultrapurificador de Água e Osmose Reversa (Milli-Q; Gehaka®). Os extratos foram armazenados sob refrigeração à 4°C até a realização da leitura dos metais.

4.3.6 Teste de Fitotoxicidade

O teste de fitotoxicidade foi adaptado de acordo com as metodologias de Mari et al. (2003), Sellami et al. (2008) e Soares et al. (2013).

Acrescentou-se 20 g do composto fresco em 200 mL de água destilada e agitou-se por 2 horas em agitador *Kline da marca Cientec* e, em seguida, a solução foi disposta em centrífuga *Hitachi (High Speed Refrigerated Centrifuge)*, da marca *Himac CR21GII*, a 9.000 rpm no período de 25 minutos, a 4°C.

O ensaio foi realizado em triplicata nos períodos de 90, 120, 150 e 180 dias de processo.

O teste consistiu em colocar um papel de filtro de análise qualitativa em placa de petri com 100 mm de diâmetro, umedecendo com 5,0 mL de extrato do composto. Nos ensaios de controle foram utilizados 5,0 mL de água destilada. Em seguida, 10 sementes de agrião (*Lepidium sativum*) foram distribuídas uniformemente em cada placa. Os ensaios decorreram 72 horas, em placas envolvidas por plástico filme. A incubação das amostras foi efetuada em ambiente

escuro a 22°C-27°C. Após o período de 72 horas, registrou-se o número de sementes germinadas.

A porcentagem de sementes germinadas das amostras foi calculada a partir da média da triplicata, relacionando à média de sementes germinadas nas placas de controle.

4.4 CARACTERIZAÇÃO ESPECTROSCÓPICA

4.4.1 Espectroscopia Molecular na Região do Ultra Violeta Visível (UV-Vis)

A análise de absorção UV-Vis foi realizada no aparelho *Varian Cary 50 BIO* da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG). Dissolveu-se 10 mg da amostra em 10 mL de solução de bicarbonato de sódio (NaHCO_3) $0,05 \text{ mol.L}^{-1}$. A relação E_2/E_3 foi determinada através da razão das absorbâncias na faixa de 250 nm e 365 nm (CHEN et al., 2003).

4.4.2 Espectroscopia de Absorção na Região do Infravermelho (IV)

As análises de IV do material orgânico foram realizadas em um espectrofotômetro da marca *Shimadzu*, modelo IR PRESTIGE 21, pertencente à Universidade Estadual de Ponta Grossa. Os espectros foram obtidos na faixa de 400 cm^{-1} a 4000 cm^{-1} , preparando-se pastilhas com 1,0 mg de amostra e 100 mg de KBr (FIALHO, 2007).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

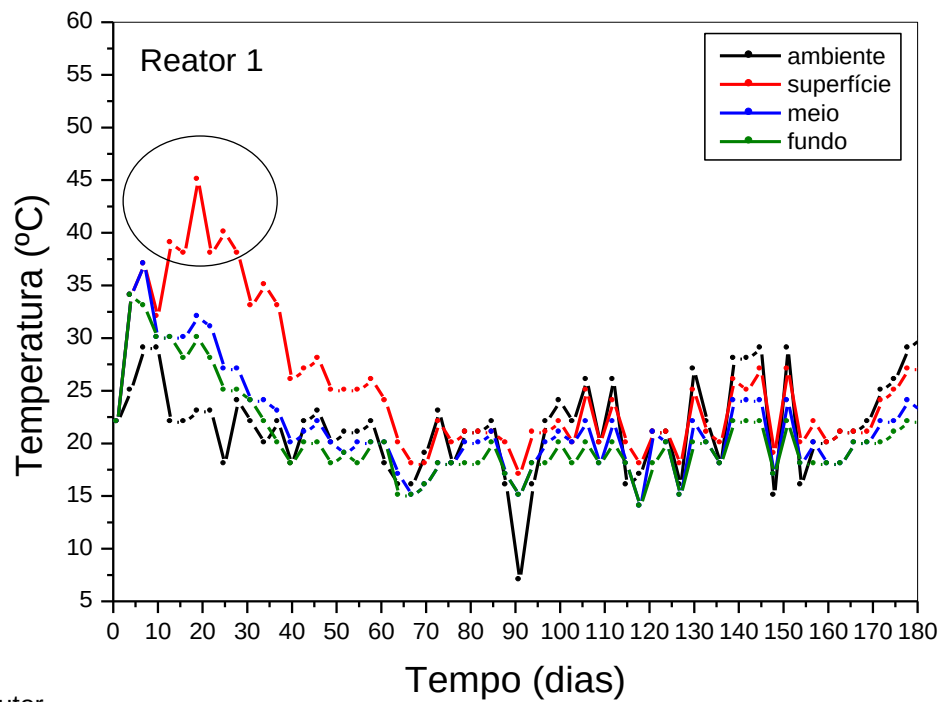
5.1 RESULTADOS DE TEMPERATURA

Nas Figuras 15, 16, 17, 18 e 19 são ilustradas a curva de temperatura ambiente e a temperatura na superfície, meio e fundo dos reatores estudados em função do tempo.

Para os reatores 1, 2 e 3 as medidas de temperatura foram realizadas no período entre o mês de Maio de 2013 e o mês de Dezembro de 2013. Para os

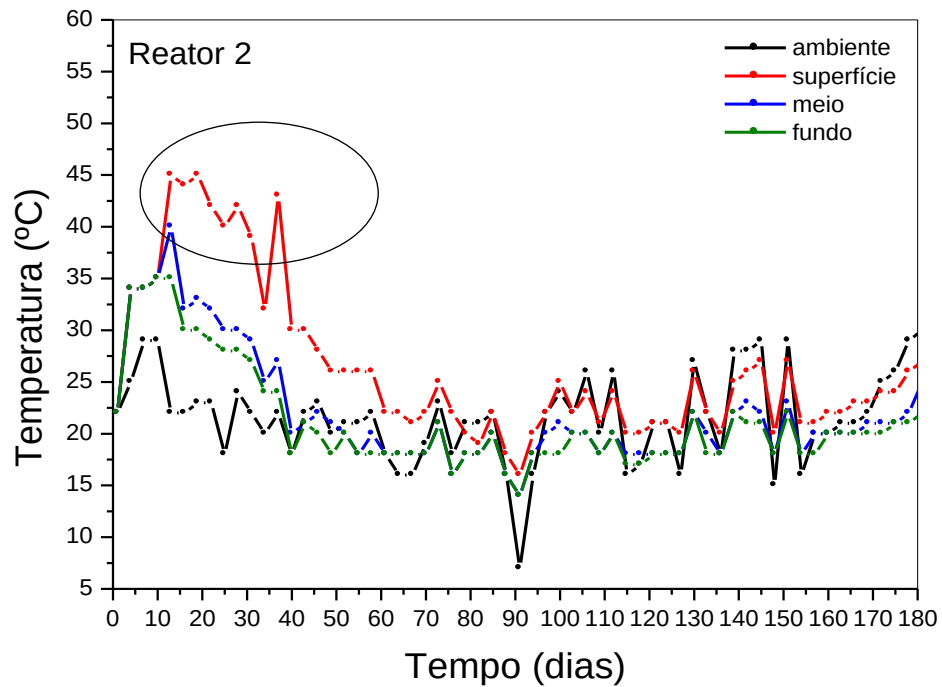
reatores 4 e 5 as medidas de temperatura foram realizadas no período entre o mês de Julho de 2013 e o mês de Janeiro de 2014, em horário entre as 11 horas e 15 horas.

Figura 15 - Variação da temperatura em função do tempo (ambiente, superfície, meio e fundo) do reator 1.



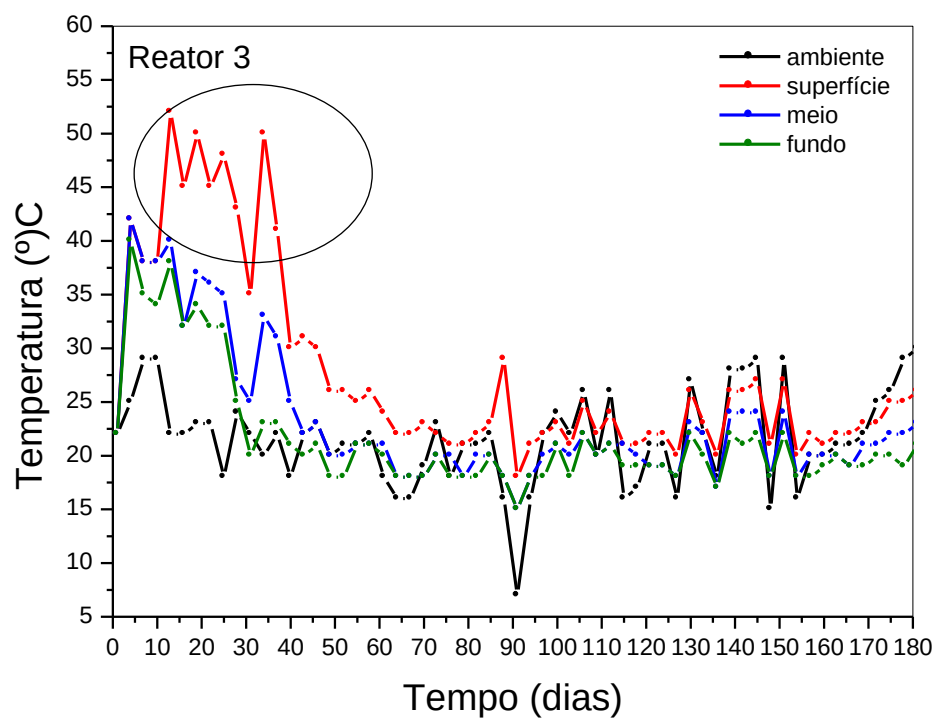
Fonte: O autor

Figura 16 - Variação da temperatura em função do tempo (ambiente, superfície, meio e fundo) do reator 2.



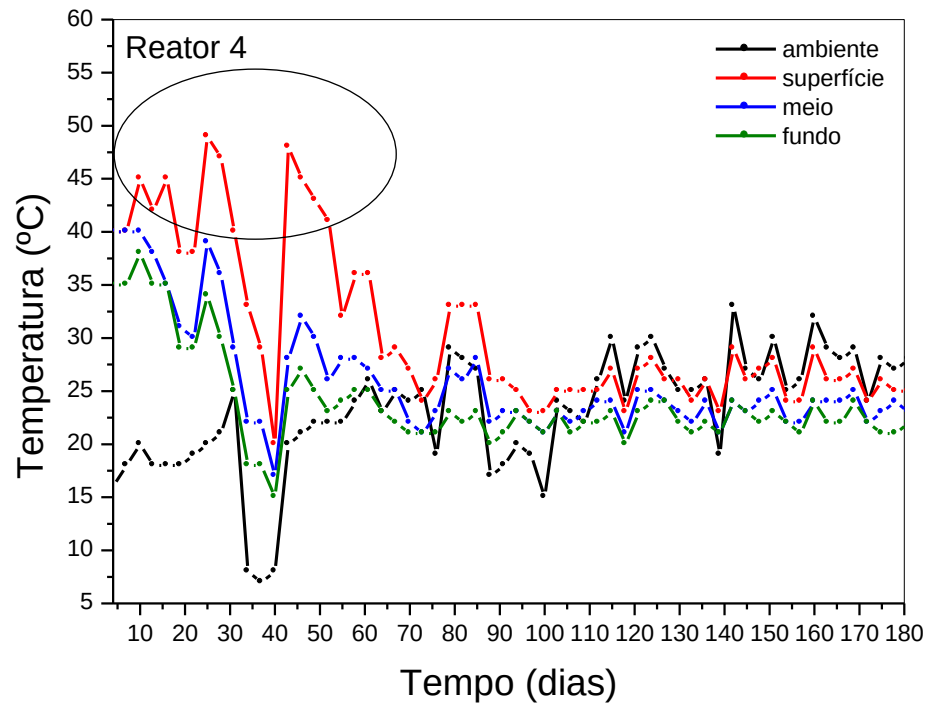
Fonte: O autor.

Figura 17 - Variação da temperatura em função do tempo (ambiente, superfície, meio e fundo) do reator 3.



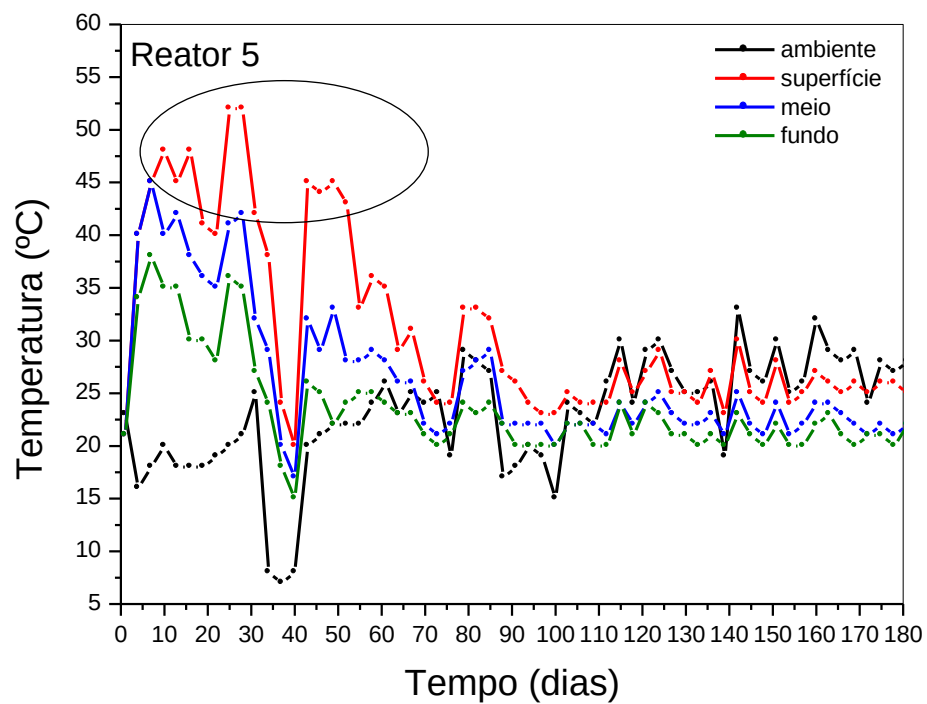
Fonte: O autor.

Figura 18 - Variação da temperatura em função do tempo (ambiente, superfície, meio e fundo) do reator 4.



Fonte: O autor.

Figura 19 - Variação da temperatura em função do tempo (ambiente, superfície, meio e fundo) do reator 5.



Fonte: O autor.

Verifica-se nas Figuras 15 a 19 que a temperatura nos primeiros dias do processo permaneceu próxima à temperatura ambiente, semelhantemente para todos os experimentos nas 3 regiões analisadas de cada reator, caracterizando a fase mesofílica, ou seja, período de degradação com temperaturas amenas.

Posteriormente, após 4 dias, observou-se que os valores de temperatura variaram de acordo com a região de análise do composto. Esse comportamento pode estar relacionado ao processo facultativo, devido à presença de sítios aeróbios e anaeróbios (RESSETTI, 2011).

Para os cinco reatores, observou-se que na camada superficial, a temperatura atingiu índices máximos (termofílicos) em um período de 30 dias, atingindo picos de 45°C nos experimentos 1 e 2, enquanto que no experimento 3, o valor máximo alcançou 52°C e permaneceram, aproximadamente, por 30 dias.

Para o experimento 4 (Figura 18), verificou-se picos entre 38°C e 49°C e para o experimento 5 (Figura 19), registrou-se picos entre 38°C e 52°C, permanecendo por um período de 30 dias, caracterizando a fase termofílica.

O efeito mais evidente da atividade microbiana no processo de degradação da matéria orgânica é a elevação da temperatura, servindo como um parâmetro para monitorar o desempenho dessa fase bio-oxidativa, característica de ambientes aeróbios (KUOK et al., 2012; LOPÉZ-GONZALÉZ et al., 2013; SAID-PULLICINO et al., 2007).

Kailkçioğlu e Okur (2011) sugeriram que temperaturas entre 45°C e 55°C maximizam as taxas de biodegradação e entre 35° e 40° a diversidade de microrganismos aumenta.

A partir dos valores obtidos nos experimentos deste trabalho, verificou-se que o intervalo de temperatura máxima variou entre 37°C - 52°C na camada superficial, caracterizando a região aeróbia. A ocorrência dessas temperaturas termofílicas, possivelmente, favoreceu a destruição de patógenos e compostos tóxicos (GAJALAKSHMI e ABBASI, 2008; RODRÍGUES et al., 2012).

Piotrowska-Cyplik et al. (2009) e Ruan et al. (2005), relataram que a biodegradação da nicotina proveniente da mistura de resíduos de tabaco e lodo de esgoto foi eficiente nos 8 primeiros dias entre a temperatura de 48°C e 56°C, porém a maior conversão do composto ocorreu após a 11 dias, em temperaturas mesófilas entre 20°C – 40°C, atingindo aproximadamente 90% de teor da nicotina degradada

ao final do processo. Assim, acredita-se que as temperaturas obtidas nos reatores possam contribuir para a destruição da nicotina proveniente do tabaco dos cigarros contrabandeados.

Estes resultados se assemelham com o estudo de Kailkçioglu e Okur (2011), que, utilizando resíduos de tabaco, bagaço de uva e bagaço de azeitona, verificaram temperaturas entre 45°C e 55°C e Kopicic et al. (2013) constataram que a temperatura em reator com resíduo de pó de tabaco alcançou valores entre 40°C e 65°C, suficientes para a destruição de patógenos.

Nas regiões do meio e do fundo, em todos os reatores, as temperaturas se apresentaram inferiores à temperatura da superfície, provavelmente, devido à distribuição não uniforme de oxigênio nas diferentes camadas e tendo um processo mais anaeróbio.

Estas observações corroboram com estudo realizado por Kopicic et al. (2013), que utilizaram substratos de pó de tabaco e aparas de madeira, em sistema de reator, obtendo após 5 dias uma temperatura de 40°C no fundo do reator, enquanto que no meio do sistema, atingiu picos de 50°C - 57°C. Segundo os autores, a diferença ocorreu devido à compactação do substrato pela produção de líquidos em camadas distintas, afetando a circulação do oxigênio e influenciando a temperatura.

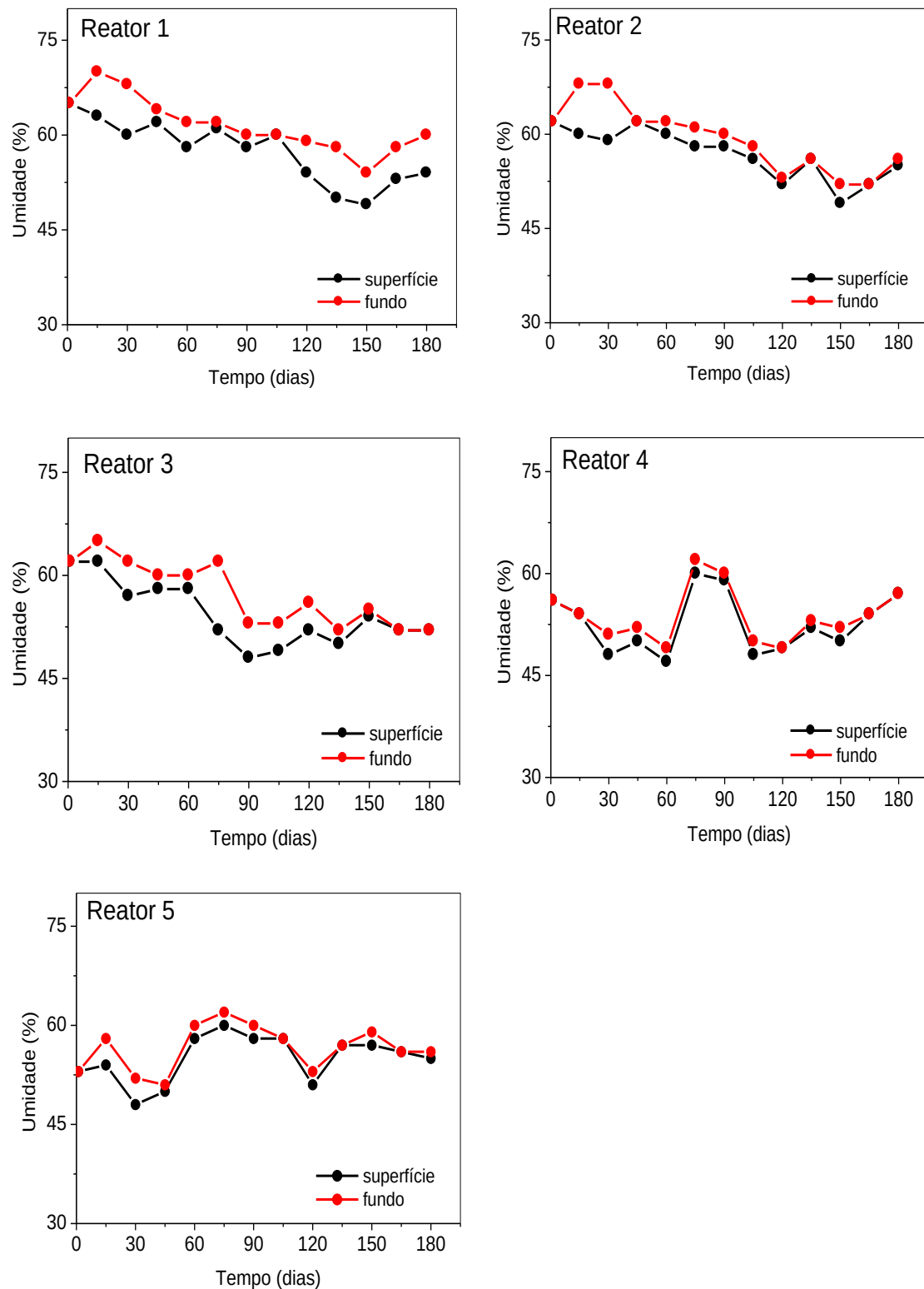
Para os reatores 4 e 5, observou-se a temperatura termofílica mais elevada, atingindo a temperatura média de 43°C e 48°C, respectivamente. A diferença desses reatores em relação aos reatores 1, 2 e 3, possivelmente foi que, ao invés do uso de serragem (RMS) com tamanho de partículas de 1mm, foram empregadas lascas ou cepilhos de madeira (RML) de 20 mm a 40 mm. Desta forma, a alta porosidade nos experimentos 4 e 5 pode ter contribuído para a maior entrada de oxigênio e acelerado a degradação da matéria orgânica.

Nos cinco reatores, verificou-se que a fase termofílica permaneceu durante 30 dias, sendo essencial para a eliminação de microrganismos patogênicos. A influência da granulometria de resíduos volumosos (cepilho e lascas de madeira, palha de trigo, feno picado, etc.) afeta a degradação microbiológica da matéria orgânica, pois estes corrigem a umidade e fornecem porosidade à massa; além de absorverem uma parte do chorume produzido durante o processo de decomposição (ADHIKARI et al., 2009; IQBAL et al., 2010).

5.2 ANÁLISE DE UMIDADE

A Figura 20 apresenta os resultados de umidade encontrados nos reatores: 1, 2, 3, 4 e 5.

Figura 20 - Monitoramento do teor de umidade durante o processo na superfície e fundo dos reatores: 1, 2, 3, 4 e 5.



Fonte: O autor.

Por meio dos resultados da Figura 20, observaram-se variações no teor de umidade, para os reatores 1, 2 e 3, entre 60% e 70% nas primeiras semanas. Os maiores valores foram encontrados na região inferior da massa. Isso pode ter ocorrido devido à compactação da massa e acúmulo de lixiviado antes de sua total drenagem. Tem-se constatado que os índices de 60 a 80% de umidade são favoráveis para o processo anaeróbio (KHALID et al., 2011).

A partir de 40 dias ocorreu redução na umidade para esses reatores (1,2 e 3), atingindo cerca de 48% a 60%, não ocorrendo significativas diferenças na superfície e no fundo do reator, o que evidencia o equilíbrio do sistema.

Resultados de umidade para os reatores 4 e 5 mostraram que houve variações iniciais entre 48% e 58% nas duas regiões analisadas e, após 60 dias elevaram-se para índices em torno de 60%, equilibrando até o final do processo entre os índices de 50% e 60%.

O teor de água para o processo de degradação é dependente das propriedades físico-químicas e biológicas dos resíduos orgânicos, entretanto, a umidade ideal deve estar em torno de 50% a 60% (GAJALAKSHMI e ABBASI, 2008; KUMAR et al., 2010; RODRIGUES et al., 2012).

Os resultados (Figura 20) se assemelham com estudos que mostram que o teor ideal de umidade deve ser em torno de 60% para ocorrer uma degradação microbiológica favorável (GUO et al., 2012; KALAMDHAD e KAZMI, 2009).

Estudo realizado com degradação aeróbia em reator, utilizando uma mistura de resíduos orgânicos domésticos, palha de arroz e aparas de madeira; e outra mistura composta por fezes humanas e aparas de madeira, demonstrou-se que o teor de umidade entre 50% e 65% foi ideal para a degradação (CHANG e CHEN, 2010; LI et al., 2013).

Os reatores utilizados nesse trabalho apresentaram como vantagem o controle da umidade sem qualquer manipulação.

Estudo realizado por Kopcic et al. (2013), demonstrou que devido ao tamanho reduzido de pó de tabaco (menor que 1mm) foi necessário inserir agentes de volume (aparas de madeira) de granulometria entre 5 mm-15 mm, a fim de promover a aeração e equilibrar a umidade, mantendo em 47,9% e 66,4% durante o processo.

Ao longo do processo foram observados valores entre 55% e 70% nas duas regiões dos cinco reatores, porém verificou-se que os reatores 4 e 5 apresentaram valores de umidade entre 50% e 60%, provavelmente resultantes do tamanho das partículas (20 mm - 40 mm) de lascas de madeira (RML). Estudos tem demonstrado a eficácia de aparas de madeira para absorver o excesso de água durante o processo de compostagem (PARADELO et al., 2013; RODRÍGUES et al., 2012; ZENG et al., 2012).

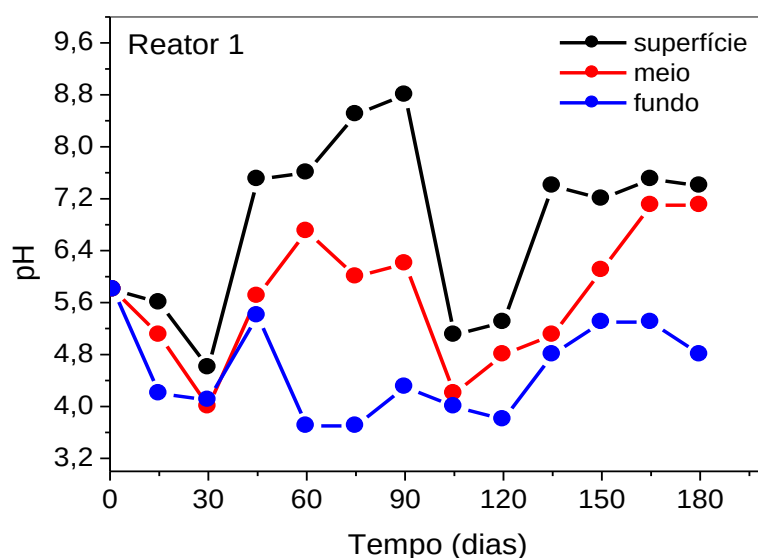
Em pesquisas recentes, verificou-se que resíduos de madeira (RML) foram utilizados devido a sua elevada porosidade, fornecendo espaço suficiente para reter a água e drenar seu excesso. A circulação de ar entre os espaços, possivelmente, proporcionou um ambiente adequado para o crescimento microbiano no composto (BAI e WANG, 2010; LI et al., 2013; WANG e WANG, 2009).

De acordo com os resultados apresentados, a variação da umidade foi mais acentuada no processo inicial para os reatores 1, 2 e 3 (RMS) se comparado aos reatores 4 e 5 (RML). A baixa granulometria de RMS, provavelmente, dificultou a criação de espaços para a circulação de ar nas camadas inferiores, promovendo maior retenção do chorume produzido, enquanto que RML demonstraram maior eficiência, contribuindo para manter a umidade estabilizada em toda a massa.

5.3 RESULTADOS DO pH

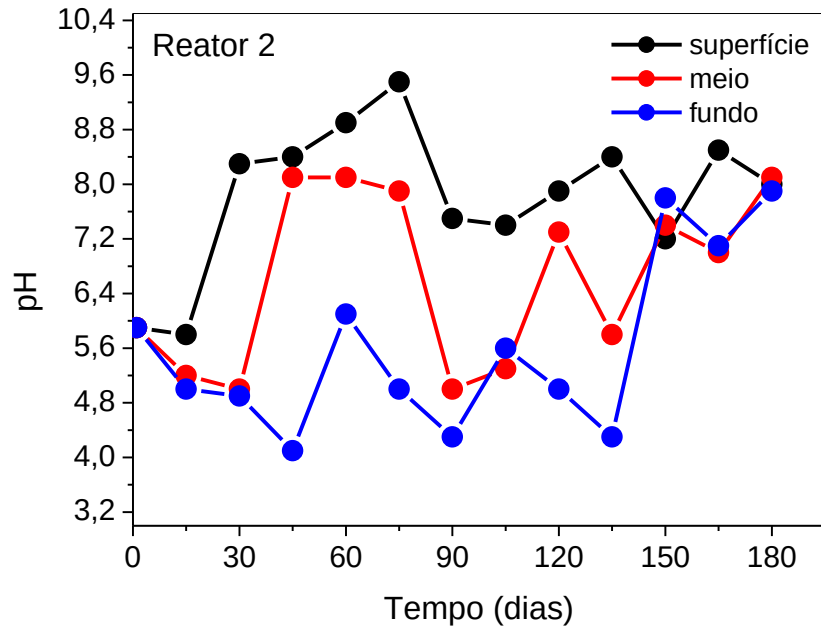
As Figuras de 21 a 25 mostram a variação do pH durante o processo em três regiões: superfície, meio e fundo nos reatores: 1, 2, 3, 4 e 5.

Figura 21 - Variação do pH em função do tempo nas regiões: superfície, meio e fundo dos reator 1.



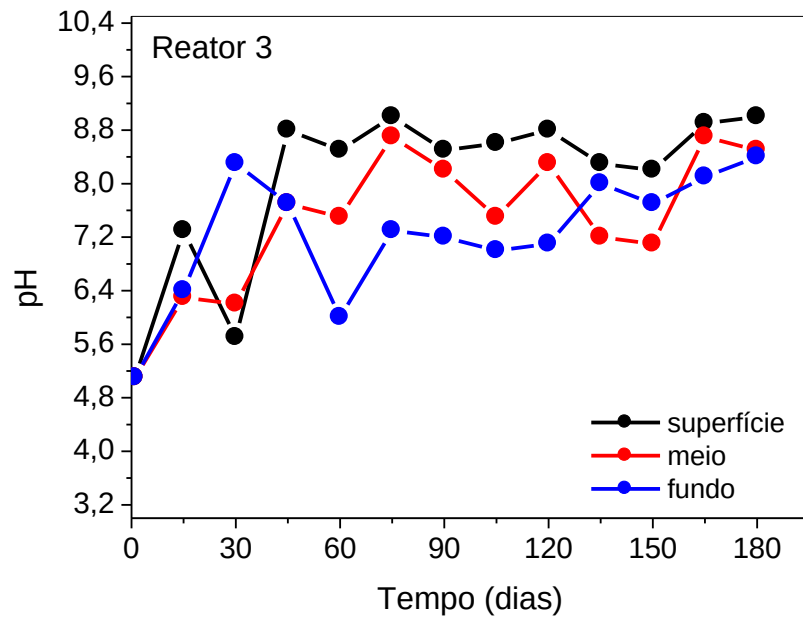
Fonte: O autor.

Figura 22 - Variação do pH em função do tempo nas regiões: superfície, meio e fundo dos reator 2.



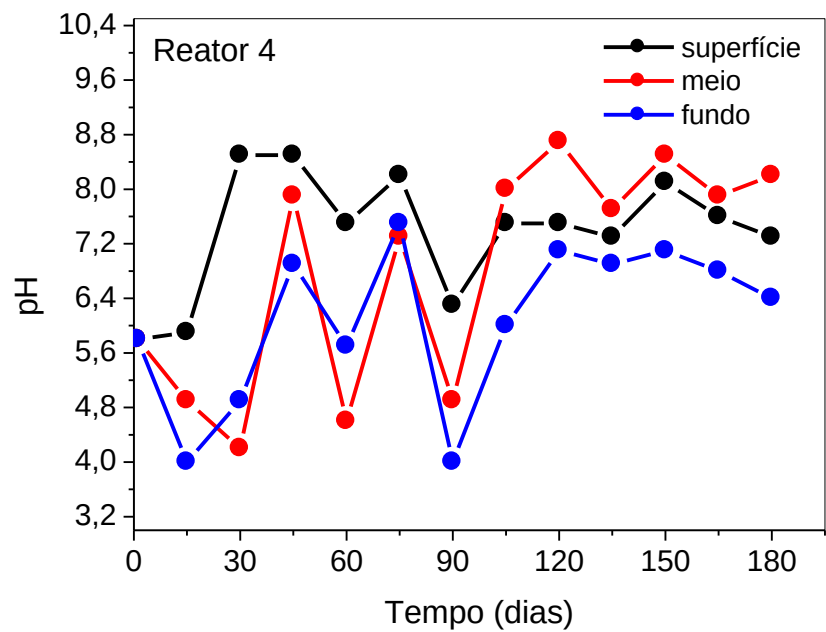
Fonte: O autor.

Figura 23 - Variação do pH em função do tempo nas regiões: superfície, meio e fundo dos reator 3.



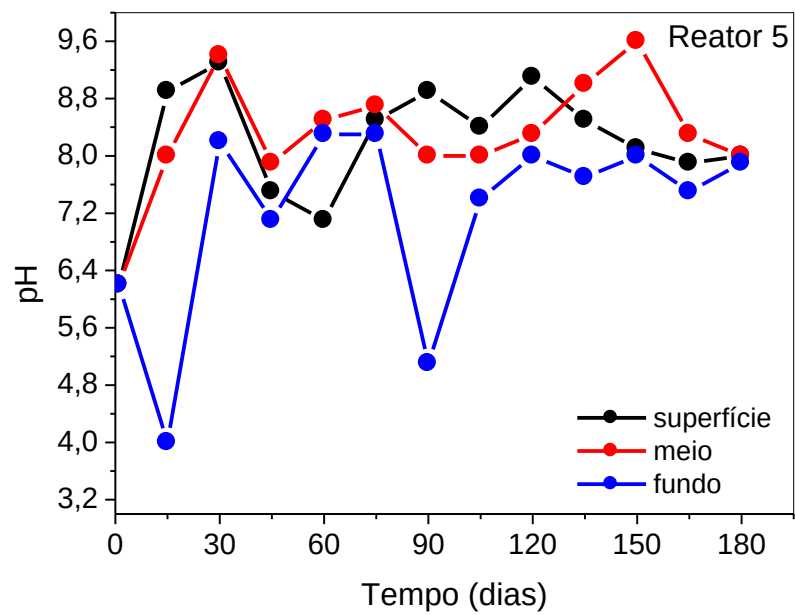
Fonte: O autor.

Figura 24 - Variação do pH em função do tempo nas regiões: superfície, meio e fundo dos reator 4.



Fonte: O autor.

Figura 25 - Variação do pH em função do tempo nas regiões: superfície, meio e fundo dos reator 5.



Fonte: O autor.

Em relação à evolução do pH, um conjunto de fatores contribuiu para as alterações nos valores ao longo do processo, tais como a possibilidade de formação de ácidos solúveis (ácidos carboxílicos de cadeia curta, ácido acético, propiônico, butírico), sendo convertidos, posteriormente, em compostos minerais por ação microbiana (IYENGAR e BHAVE, 2005).

O composto de todos os reatores apresentou valores de pH entre a faixa de 4,5 e 5,5 nos 10 dias iniciais nas três regiões analisadas. Estes valores de pH, durante a fase inicial do processo, estão relacionados à composição de ácidos orgânicos nos resíduos alimentares e devido à produção de compostos na fase inicial da degradação, provenientes da decomposição de moléculas de estruturas simples (GALLEGO et al., 2012; HANAJIMA, 2010; SUNDBERG e JONSSON, 2008).

Segundo Beck-Friis et al. (2003) e Sundberg (2013), processos microbiológicos com resíduos de alimentos apresentam essa variação, devido à produção principalmente de ácidos láctico e acético, além de outros ácidos em concentrações mais baixas, produzindo lixiviado com odores.

Analisando os resultados dos cinco reatores, percebe-se que os valores de pH aumentaram, principalmente, na camada superficial, atingindo valores máximos entre 8,5 e 9,5 e retornando a pH entre 7,5 e 8,0 no estágio de maturação do composto. Resultados semelhantes foram encontrados em trabalhos de Kalamdhad e Kazmi (2009) e Yang et al. (2008), obtendo valores de pH entre 7,9 e 8,5 e retornando a valores de 7,5 e 8,0 em sistemas aeróbios.

Esse acréscimo no valor de pH na superfície da massa pode ser atribuído à produção de íons amônio (NH_4^+) durante a amonificação e mineralização do nitrogênio orgânico, decorrente da atividade microbiana e degradação de proteínas (HUANG et al. 2004; LIU et al., 2011; PETRIC, 2009).

Os resultados de pH obtidos na camada inferior do reator 1 variou entre 3,5 e 5,5 ao longo do processo. Possivelmente, esse fator é decorrente de acúmulo de ácidos orgânicos e de degradação de proteínas, carboidratos e lipídios dos resíduos de alimentos, totalizando 70% desse substrato no volume dessa mistura. Semelhantemente, valores baixos foram encontrados na camada inferior dos reatores 2, 3, 4 e 5, porém em período inicial do processo.

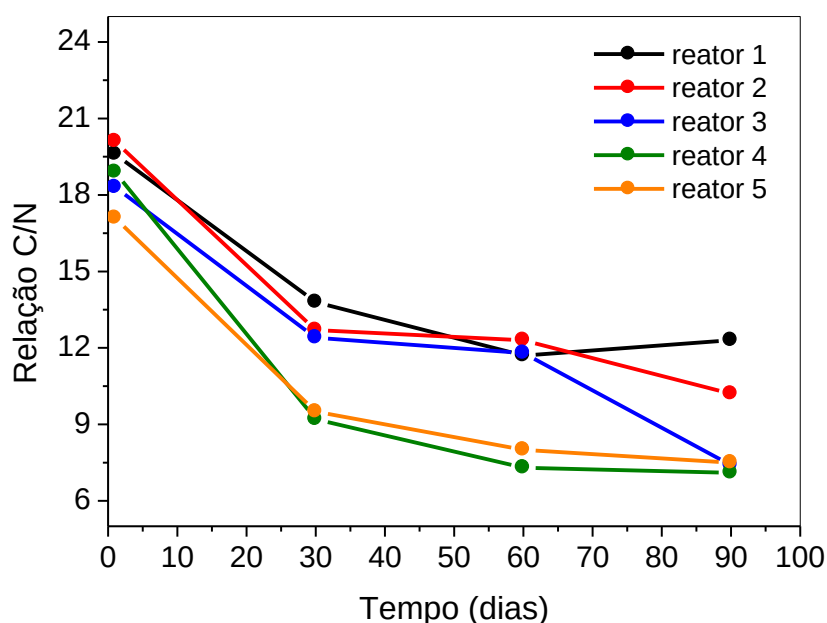
Os resultados de pH para os reatores 3, 4 e 5 corroboram com aqueles encontrados em pesquisas com resíduos de indústrias de tabaco e de cigarros descartados (KAYIKÇIOĞLU e OKUR, 2011).

A diferença em valores de pH é decorrente da maior taxa de decomposição de ácidos orgânicos em regiões aeróbias com aumento de pH, enquanto que a produção de ácidos tem maior acúmulo em ambientes anaeróbios e consequente valores baixos de pH (BECK-FRIIS et al., 2003; LIU et al., 2011; SUNDBERG e JONSSON, 2004, 2008).

5.4 RELAÇÃO CARBONO/NITROGÊNIO (C/N)

Os valores da razão C/N são apresentados na Figura 26.

Figura 26 - Variação da relação C/N em função do tempo na região superficial dos reatores: 1, 2, 3, 4 e 5.



Fonte: O

autor.

Analisando a Figura 26, constatou-se que as razões iniciais nos reatores alternaram entre 17 e 20. No decorrer do processo, observou-se que essas proporções reduziram, alcançando razões entre 8 e 12.

A relação C/N é utilizada como um indicador da capacidade de degradação dos resíduos pelos microrganismos.

A relação C/N é um parâmetro utilizado para mensurar o tempo de decomposição e a quantidade de nutrientes presentes no material orgânico indicando a estabilidade do material (GAO et al., 2010; KIANIRAD et al., 2010).

O tabaco do cigarro é um resíduo rico em nitrogênio, apresentando relação C/N em torno de 11, enquanto que resíduos orgânicos domésticos apresentam razão C/N 8. Diversos estudos propuseram uma relação C/N inicial de 20 a 40 suficientes para biodegradação aeróbia (CHANG e CHEN, 2010; KHALID et al., 2011). Entretanto, alguns estudos sugeriram proporções entre 20 e 30, sendo a razão C/N entre 22 e 25 favorável para a digestão anaeróbia composta por resíduos de vegetais e frutas (BOUALLAGUI et al., 2009; LEE et al., 2009; LI et al., 2011; ZHANG et al., 2008).

Recentemente, pesquisas constataram que processos de degradação aeróbia também podem ser eficazes com razões de C/N inferior a 20 (HUANG et al., 2004; KUMAR et al., 2010; ZHU, 2007).

Kumar et al. (2010) verificaram que a mistura de resíduos orgânicos domésticos e podas de plantas pode ser decomposta com razão inicial de C/N de 19,6. Estudo realizado por Hu et al. (2011), utilizando esterco de animal e palha de arroz, demonstrou que o processo foi satisfatório com razão C/N inicial de 18.

Paradelo et al. (2013) investigou o processo de compostagem em reator com misturas de resíduos de alimentos, serragem e podas de plantas com proporção inicial de C/N 15 e 20 e obteve resultados satisfatórios.

Semelhantemente ao presente trabalho, em investigação realizada recentemente com compostagem em reator, utilizando resíduos de cigarros misturados a diferentes frações orgânicas, a relação C/N inicial foi de 20,8 e a final equivalente a 10 (BRISKI et al., 2012).

A relação C/N não pode ser usada como um indicador absoluto de degradação do composto, devido à grande variação que depende dos materiais iniciais, devendo ser associados a outras análises para avaliação da maturidade (SELLAMI et al., 2008).

5.5 ANÁLISES DE METAIS NO COMPOSTO SÓLIDO E NO CHORUME

Neste trabalho foi analisado o teor total de alguns metais no composto e no chorume, ou seja, tanto o teor disponível, quanto o teor indisponível ao meio. Alguns autores afirmam que a biodisponibilidade de metais refere-se à fração de um contaminante presente no solo ou na água que pode ser absorvido por organismos (EHLKEN e KIRCHNER, 2002; VIG et al., 2003).

A concentração de metais para o composto foi avaliada nos períodos de 60 e 120 dias para os reatores: 1, 2, 3, 4 e 5, sendo apresentada na Tabela 4, ressaltando que os valores se referem ao teor total de metal presentes na amostra, e não ao teor biodisponível.

Tabela 4 - Concentração de metais no composto em mg Kg^{-1} nos períodos de 60 e 120 dias nos reatores: 1, 2, 3, 4 e 5.

Concentração (mg Kg^{-1})										
	Tempo (dias)	Ag	Ni	Co	Cd	Cr	Pb	Cu	Mn	Zn
R 1	60	0,206	0,027	4,943	1,127	3,688	6,443	5,161	57,519	50,152
	120	0,341	0,822	2,658	0,975	3,525	7,484	8,775	95,766	117,86
R 2	60	0,415	0,866	3,339	1,036	2,347	6,290	6,913	83,83	62,347
	120	0,406	1,199	3,101	1,119	2,263	7,432	10,764	109,9	92,697
R 3	60	0,307	1,011	1,959	0,959	2,238	6,685	9,040	138,97	47,207
	120	0,382	1,479	3,211	0,971	2,195	6,956	11,866	183,10	65,08
R 4	60	0,278	2,188	3,807	1,228	4,223	8,639	15,895	156,19	64,559
	120	0,244	2,492	6,014	1,034	7,655	5,789	18,074	161,60	78,422
R 5	60	0,150	2,990	7,837	1,522	6,375	7,779	20,829	250,77	77,388
	120	0,160	3,580	8,788	1,757	10,939	7,009	18,643	331,88	116,80

Fonte: O autor.

A avaliação do teor de metais no composto foi baseada em valores máximos estabelecidos conforme normas: MAPA - Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Normativa Nº 46/2011), o qual define os valores máximos para a concentração de metais em composto orgânico; CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (2005), que define valores máximos de metais para solo; USDA - Department of Agriculture American (1999), o qual define limites

de metais para compostos orgânicos por digestão aeróbia. Na Tabela 5 estão listados os valores máximos, segundo normas brasileiras e norma americana.

Tabela 5 - Valores máximos permitidos para os metais analisados em composto orgânico e em solo, de acordo com as normas brasileiras: MAPA (2011); CETESB (2005) e a norma americana: USDA (1999).

	MAPA (2011)	CETESB (2005)	USDA (1999)
	Valores máximos em composto orgânico (mg Kg ⁻¹)	Valores máximos para solo (mg Kg ⁻¹)	Limites de metais para compostos orgânicos por digestão aeróbia (mg Kg ⁻¹)
Ag	-	0,25	-
Ni	25,0	13,0	200
Co	-	13,0	-
Cd	0,7	<0,5	10
Cr	70,0	40,0	1000
Pb	45,0	17,0	250
Cu	70,0	35,0	1000
Mn	-	-	-
Zn	200	60,0	2500

Fonte: MAPA - Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Normativa Nº 46/2011), anexo IV, (2011).

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (2005).

USDA - Department of Agriculture American. Limite de metais para compostos produzidos por digestão aeróbia (1999).

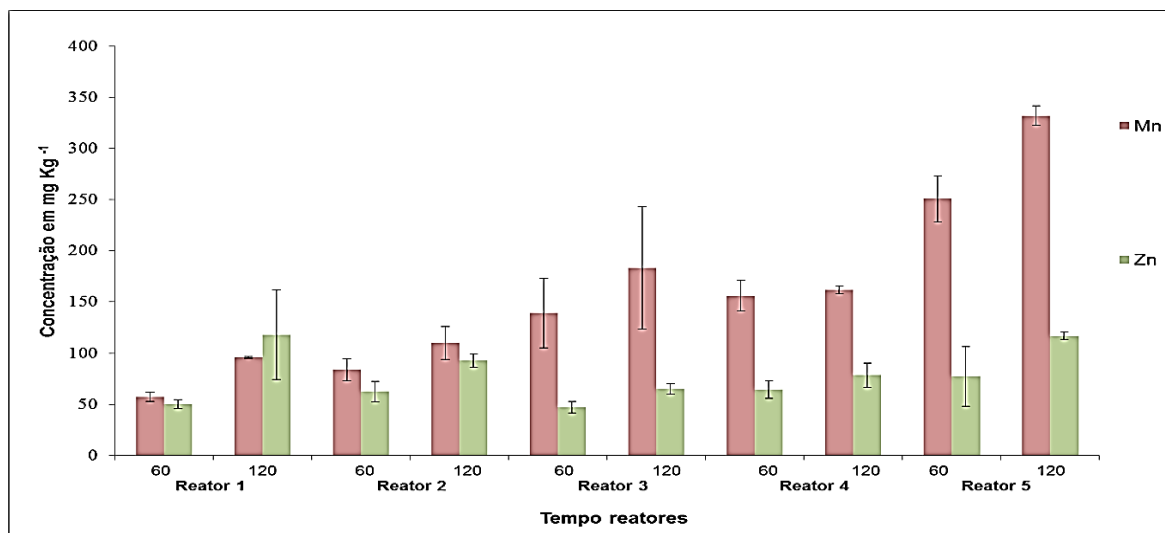
Em análise às concentrações dos metais no composto (Tabela 4), verificou-se que a maioria dos metais nos cinco reatores, apresentou concentrações abaixo do limite estabelecido pelas normas (Tabela 5). O teor de prata (Ag) analisado em 6 amostras do composto excedeu moderadamente o limite estabelecido para valores máximos em solo, como pode ser verificado na Tabela 4.

Não foi encontrado na literatura valor máximo de teor de manganês (Mn) para o composto orgânico. Entretanto, as concentrações desse metal (Tabela 4), possivelmente são provenientes do resíduo de tabaco de cigarros contrabandeados. Em estudo recente, Voigt; Campos e Silva, (2013) determinaram a concentração de metais em cigarros contrabandeados do Brasil e verificaram que a concentração de manganês foi equivalente a 343 mg Kg⁻¹.

A matéria orgânica pode adsorver ou complexar metais, podendo ocorrer por meio de interações metal-ligante com reações de sorção entre o metal e os ácidos orgânicos. Os possíveis complexos formados permitem uma estabilidade do metal no ambiente (JEONG et al., 2007).

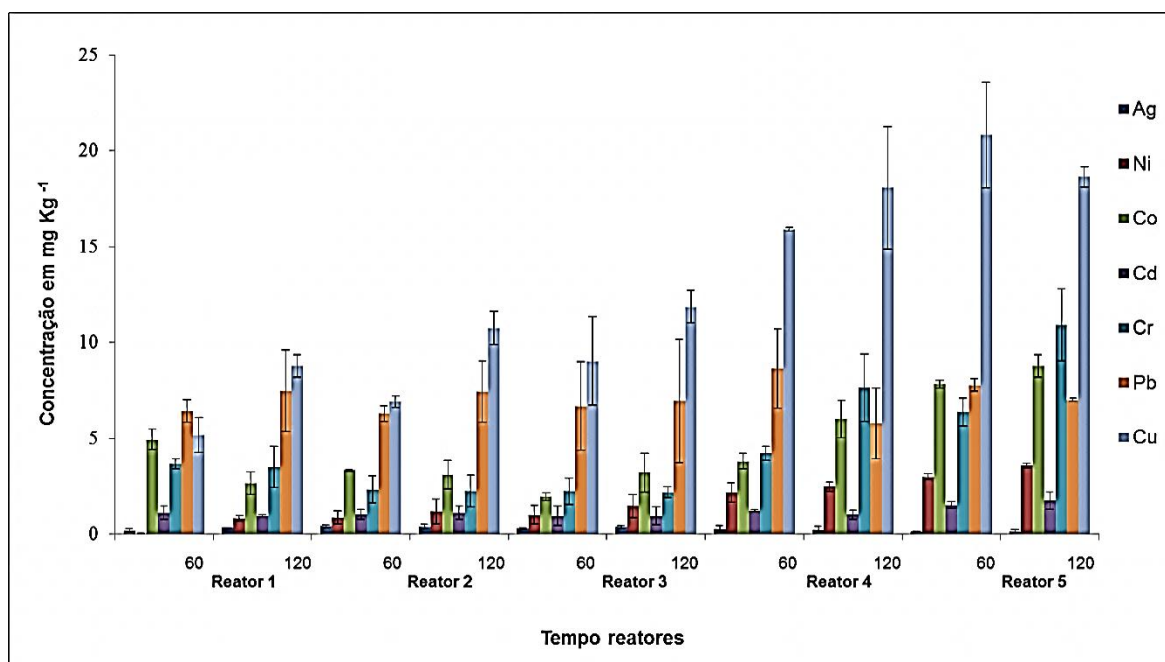
As Figuras 27 e 28 mostram as variações na concentração dos metais no composto, analisadas nos períodos de 60 e 120 dias.

Figura 27 – Variação da concentração de metais no composto sólido nos períodos de 60 e 120 dias nos reatores: 1, 2, 3, 4 e 5.



Fonte: O autor.

Figura 28 – Variação da concentração de metais no composto sólido para dois períodos do processo nos reatores: 1, 2, 3, 4 e 5.



Fonte: O autor.

Observando-se a Figura 27 e a Figura 28, verificou-se que as pequenas variações de concentração dos metais nos períodos de 60 e 120 dias ocorreram para os cinco reatores, devendo-se considerar que o tabaco de cigarros utilizados foi proveniente de diferentes lotes.

Liu et al. (2007) relataram que alguns metais podem se concentrar durante a degradação da matéria orgânica, dependendo das condições do meio, permanecendo biodisponíveis, enquanto que outros macro e micronutrientes pode se complexar no compostos orgânicos.

A concentração de metais para o chorume foi avaliada nos períodos de 60 e 120 dias para os reatores: 1, 2, 3, 4 e 5, sendo apresentada na Tabela 6, ressaltando que os valores se referem ao teor total de metal presentes na amostra, e não ao teor biodisponível.

Tabela 6 - Concentração de metais no chorume em mg L^{-1} nos períodos de 60 e 120 dias nos reatores: 1, 2, 3, 4 e 5.

		Concentração (mg L^{-1})								
	Tempo (dias)	Ag	Ni	Co	Cd	Cr	Pb	Cu	Mn	Zn
R 1	60	0	0,158	0,716	0,000	0,434	0,288	0,131	23,20	53,635
	120	0,013	0,042	0,331	0,007	0,622	0,157	0,150	40,5	29,616
R 2	60	0,001	0,214	0,731	0,003	0,463	0,216	0,155	34,166	87,69
	120	0,002	0,339	1,199	0,006	0,676	0,134	0,187	53,103	24,915
R 3	60	0,020	0,450	1,118	0,003	0,874	0,220	0,329	49,719	31,693
	120	0,044	0,325	1,732	0,020	1,481	0,277	0,436	80,270	12,072
R 4	60	0,017	0,147	0,432	0,035	0,439	0,465	0,271	9,8157	15,068
	120	0,038	0,266	1,161	0,010	0,811	0,197	0,212	47,312	30,660
R 5	60	0,031	0,218	0,650	0,007	0,454	0,323	0,204	7,697	30,451
	120	0,026	0,105	0,434	0,010	0,366	0,087	0,222	3,464	8,2677

Fonte: O autor.

Para o chorume foi comparado aos valores máximos estabelecidos conforme normas: Resolução Nº 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente

(CONAMA), a qual define os valores máximos para a concentração de metais para efluentes líquidos; ABNT (NBR: 10004/2004) que define os valores máximos no extrato do lixiviado.

Tabela 7 - Valores máximos permitidos para os metais analisados em lixiviados e em efluentes no Brasil.

	CONAMA (2011)	ABNT (2004)
	Valores máximos/ lançamento de efluentes (mg L ⁻¹)	Valores máximos no extrato de lixiviação (mg L ⁻¹)
Ag	0,1	5,0
Ni	0,2	-
Co	0,05	-
Cd	0,2	0,5
Cr	1,0	5,0
Pb	0,5	1,0
Cu	1,0	-
Mn	1,0	-
Zn	5,0	-

Fonte: CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente), Resolução Nº 430/2011.

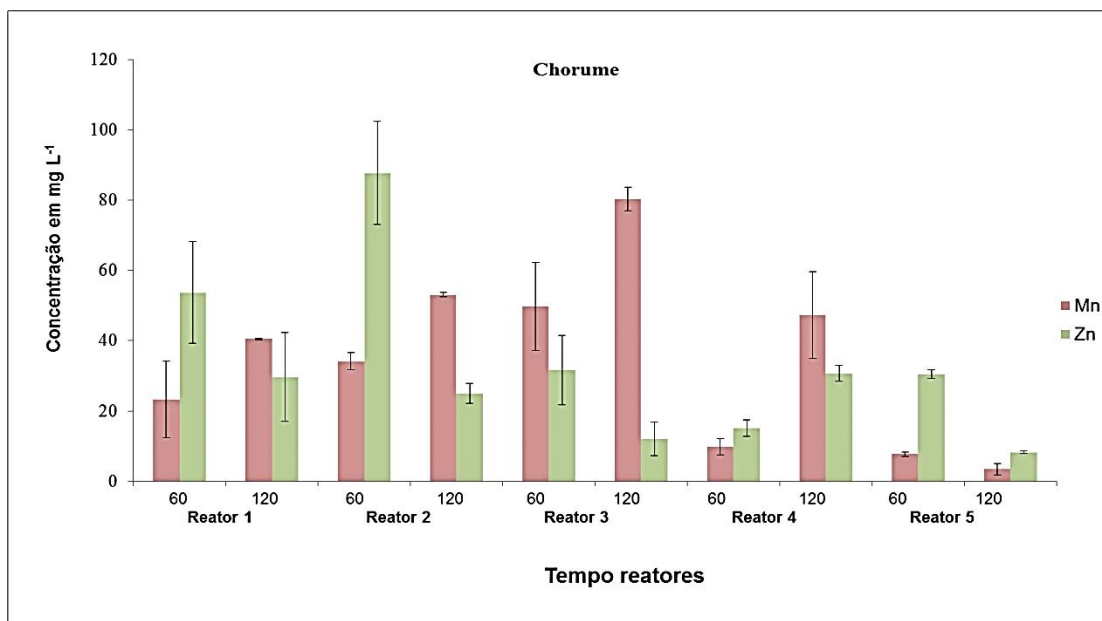
ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas), NBR: 10004/2004, Anexo F, 2004.

Em análise às concentrações dos metais no chorume (Tabela 6), verificou-se que a concentração dos metais: prata (Ag), cádmio (Cd), cromo (Cr), chumbo (Pb) e cobre (Cu) nos cinco reatores foi abaixo do limite estabelecido pelas normas (Tabela 7). O teor de níquel (Ni) no composto excedeu moderadamente o limite estabelecido para valores máximos em solo, como pode ser verificado na Tabela 7. As concentrações dos metais: cobalto (Co), manganês (Mn) e zinco (Zn) excederam o limite máximo estabelecido pelas normas (Tabela 7).

As concentrações de metais no chorume (Tabela 6), possivelmente são decorrentes do resíduo de tabaco, e corroboram com resultados demonstrados no trabalho realizado por Voigt; Campos e Silva (2013), que determinaram o teor de metais em cigarros contrabandeados do Brasil e verificaram as concentrações de 49,3 mg L⁻¹, 12,2 mg L⁻¹, 343,0 mg L⁻¹ e 158,2 mg L⁻¹ para os metais: Ni, Co, Mn, Zn, respectivamente.

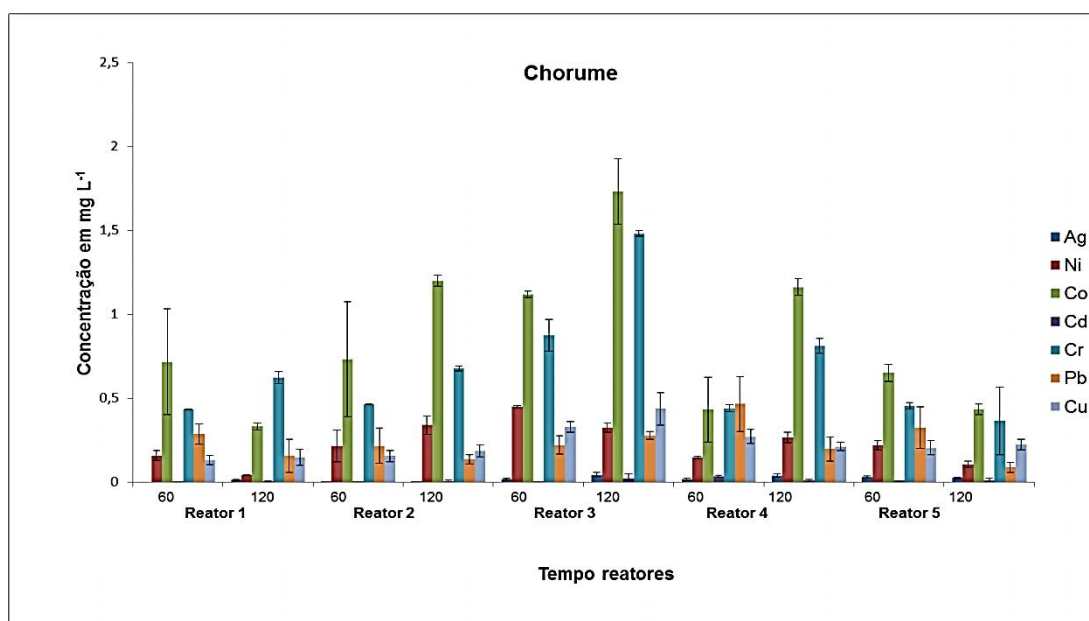
As Figuras 29 e 30 mostram as variações na concentração dos metais no chorume, analisadas nos períodos de 60 e 120 dias.

Figura 29- Variação da concentração de metais no chorume para dois períodos nos reatores.



Fonte: O autor.

Figura 30 - Variação da concentração de metais no chorume para dois períodos do processo nos



Fonte: O autor.

Observando-se a Figura 29 e a Figura 30, verificou-se que ocorreram variações de concentração dos metais nos períodos de 60 e 120 dias para os cinco reatores, considerando que o tabaco de cigarros utilizados foi proveniente de diferentes lotes.

Processos metabólicos de organismos, tais como: bactérias e fungos são capazes de utilizar os contaminantes químicos como uma fonte de energia, reduzindo a sua disponibilidade ou produzindo substâncias menos tóxicas (JEONG et al, 2007).

Em trabalhos recentes, discutiu-se que diferentes valores de pH exercem influência nas reações envolvendo metais, tais como: hidrólise, complexação de ligantes orgânicos e inorgânicos, reação redox e precipitação, limitando sua biodisponibilidade (SINGH e KALAMHAD, 2012; WALKER et al. 2004).

Diante dos resultados, verificou-se que a maioria das concentrações de metais no composto e no chorume estão abaixo dos limites máximos, nos reatores: 1, 2, 3, 4 e 5. Os teores de metais acima dos valores máximos permitidos são provenientes da concentração desses metais presentes em cigarros contrabandeados (VOIGT; CAMPOS E SILVA, 2013).

5.6 TESTE DE FITOTOXICIDADE

Os testes de fitotoxicidade foram realizados em triplicata, sendo calculadas as médias de sementes germinadas nas placas de controle e nas placas com o substrato do composto. As análises foram feitas em períodos de 90, 120, 150 e 180 dias do processo. Na Tabela 8, tem-se os resultados obtidos nos testes de fitotoxicidade.

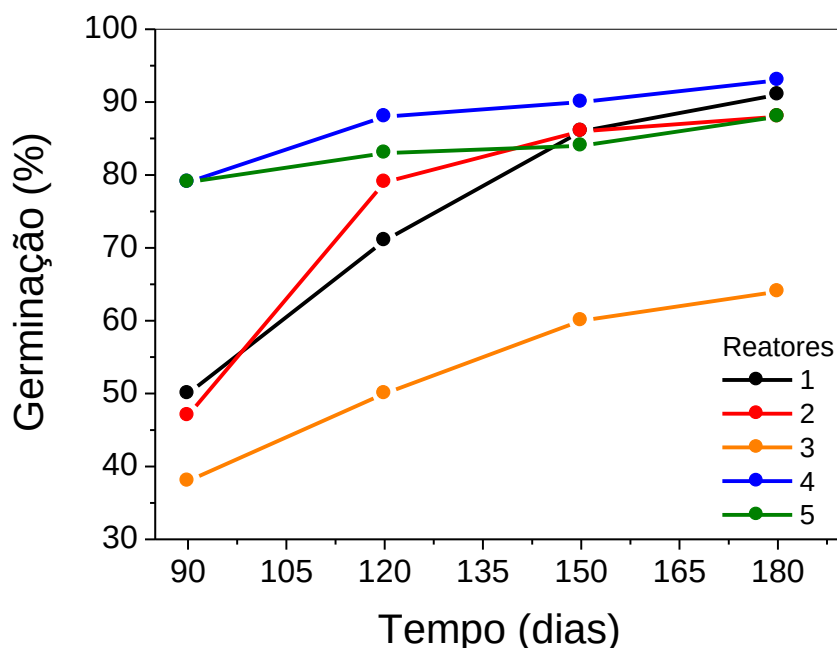
Tabela 8 - Porcentagem de germinação obtida no composto.

Reator	Dias			
	90	120	150	180
1	50	71	86	91
2	*47	79	86	88
3	*38	50	60	64
4	79	88	90	93
5	79	83	84	88

Fonte: O autor. Nota: *Valores de germinação para composto não maturado.

Na figura 31 é representada a evolução do teste de fitotoxicidade por meio da avaliação da porcentagem de sementes germinadas.

Figura 31 – Valores do índice de germinação de sementes durante o processo nos períodos de 90, 120, 150 180 dias nos reatores: 1, 2, 3, 4 e 5.



Fonte: o autor

Os compostos fitotóxicos são produzidos durante as fases iniciais da degradação, atingindo a maturidade ao longo do processo (MAKNI et al., 2010; TIQUIA et al., 2005).

Gao et al. (2010) ressaltam que esse bioensaio é um meio eficaz para avaliar as etapas do processo no que diz respeito à decomposição e à maturação.

Conforme resultados de germinação (Figura 31), observou-se que a fitotoxicidade diminuiu durante a degradação da matéria orgânica, indicando que as substâncias tóxicas foram metabolizadas pelos diferentes grupos de microrganismos, elevando os valores de germinação (MAKNI et al., 2010).

Alguns estudos sugeriram que índices a partir de 80% foram indicativos de composto ausente de fitotoxinas (GAO et al., 2010; SELLAMI et al., 2008; TIQUIA et al., 2010; ZHU, 2006). Enquanto que, estudos similares, relataram que índices acima de 50% eliminaram os compostos fitotóxicos (BERNAL et al., 2009; WONG et al., 2001).

De acordo com resultados apresentados na Tabela 8, a partir do período de 120 dias, verificou-se um acréscimo na porcentagem de germinação para todos os reatores. Esses resultados indicaram maturidade do composto (BERNAL et al., 2009; GOMÉZ-BRANDÃO et al., 2008; WONG et al., 2001).

Verificou-se que os reatores 4 e 5 tiveram um comportamento similar nos períodos analisados e, ambos iniciaram com 79% de germinação em 90 dias do processo. Esses resultados foram satisfatórios e podem estar relacionados à granulometria do resíduo de madeira (20 mm – 40 mm), que proporcionou uniformidade de circulação de oxigênio na massa, favorecendo a decomposição de ácidos orgânicos. Nesse sentido, estudos relataram que fatores, tais como: acúmulo de compostos tóxicos (álcoois, compostos fenólicos, ácidos orgânicos), relação C/N, teor de oxigênio exercem influência na toxicidade do composto (TIQUIA, 2010; ALBURQUERQUE et al., 2006; SAID-PULLICINO et al., 2007).

Para todos os reatores foram verificadas as correlações significativas entre a relação C/N e porcentagem de germinação como indicadores do estágio de maturação. Observou-se que ocorre comportamento inverso entre os dois parâmetros, indicando que o decréscimo da relação C/N (Figura 26, p.61) foi acompanhado pela degradação de substâncias fitotóxicas, elevando o índice de sementes germinadas.

Conforme a Figura 31 verificou-se que a evolução do teste de germinação evidenciou a maturação do material e, corroboram com estudo realizado por Kumar et al. (2010), demonstrando que o teste de germinação foi satisfatório com parametros de 60% de umidade e relação inicial C/N de 19,6, atingindo 60% na germinação.

Estudo realizado por Said-Pullicino et al. (2007), utilizando resíduos orgânicos domésticos, podas de jardim e resíduos agroindustrial da folha do tabaco, verificou que a germinação foi significativa após 70 dias de germinação. Semelhantemente, Gómez-Brandão et al. (2008), observou que a mistura de estrume e serragem alcançou maturidade a partir de 80 dias de processo de biodegradação aeróbia.

A maturidade é uma das mais significativas propriedades de qualidade do composto, o qual envolve o grau de decomposição de substâncias orgânicas fitotóxicas produzidas durante a fase ativa de degradação, indicando a ausência de

patógenos (BERNAL et al., 2009; CARICASOLE et al., 2011; GOMÉZ-BRANDÃO et al., 2008).

O estudo de Wu e Ma (2001) demonstrou que alguns metais causam toxicidade e podem retardar o processo de maturação quando os níveis de metais disponíveis estiverem acima do limite máximo. No presente trabalho, foram determinadas as concentrações totais de alguns metais no composto e no chorume (Tabela 4, p.64 e Tabela 6, p.67) e, observa-se que os teores de metais encontrados não afetaram a germinação de sementes de agrião, possivelmente, devido a baixas concentrações de metais biodisponíveis.

Diante dos resultados, observou-se que os cinco reatores obtiveram resultados satisfatórios a partir de 150 dias de processo, entretanto, verifica-se que a maior eficiência ocorreu nos reatores 4 e 5, possivelmente, decorrente à fatores, tais como: granulometria, umidade e aeração. As concentrações totais de metais no composto dos cinco reatores não interferiram na germinação do composto.

5.7 ANÁLISES ESPECTROSCÓPICAS

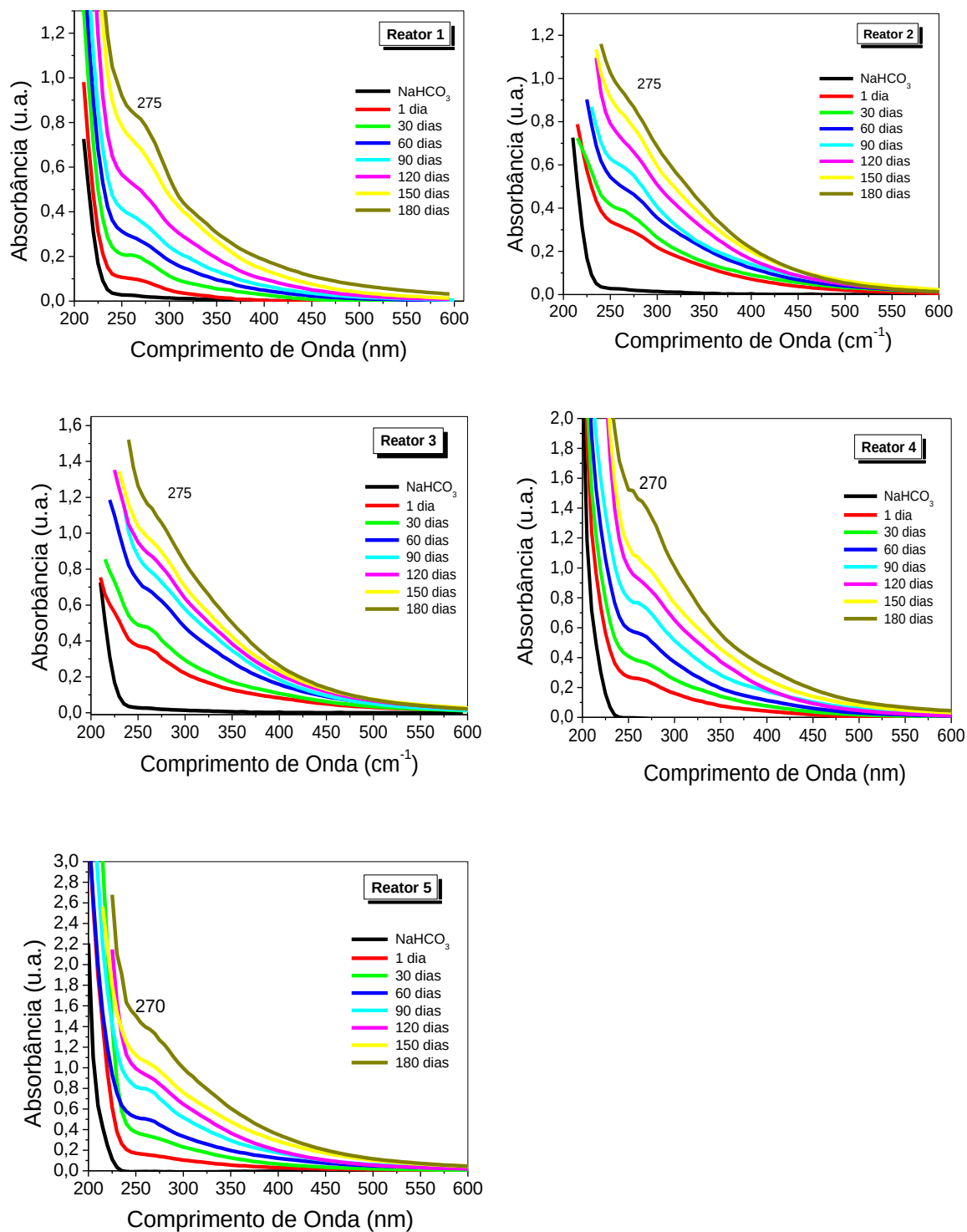
Diversas pesquisas realizaram compostagem com resíduos de tabaco, provenientes do processamento e da confecção de cigarros, entretanto não mencionaram sobre o monitoramento da decomposição desse resíduo por meio de métodos espectroscópicos de análise.

Em vista disso, as interpretações por meio de análises de UV-Vis e IV foram baseadas em trabalhos com resíduos diversos, expressando as mudanças mais significativas da decomposição da matéria orgânica.

5.8 ESPECTROS DE ABSORÇÃO NA REGIÃO DO ULTRAVIOLETA E VISÍVEL (UV-Vis)

A Figura 32 apresenta os espectros no UV-Vis obtidos do composto em diferentes estágios da degradação para todos os experimentos. As razões E_2/E_4 (razão entre as absorbâncias em 270 nm e 407 nm) tem sido um método para distinguir a origem da matéria orgânica

Figura 32 - Espectro de absorção de radiação no UV-Vis do composto em diferentes estágios para os reatores: 1, 2, 3, 4 e 5.



Fonte: O autor. Legenda: (a) reator 1; (b) reator 2; (c) reator 3; (d) reator 4; (e) reator 5.

Em função da quantidade e da variabilidade de grupos cromóforos existentes na matéria orgânica, os espectros de UV-Vis são formados por sobreposição de bandas, sem definição das mesmas (FIALHO, 2007).

Existem regiões importantes da matéria orgânica no espectro de UV/Vis onde a absorção deve ser analisada: próximo de 280 nm, de 400 nm à 500 nm e acima de 600 nm (ZBYTNIEWSKI; BUSZEWSKI, 2005).

Em vista disso, nos espectros obtidos (Figura 32) para os experimentos, observou-se que as absorbâncias nos comprimentos de ondas maiores que 400 nm foram muito baixas e semelhantes em todas as amostras.

KORSHIN et al. (1997) consideraram que as moléculas da matéria orgânica que apresentam a maior parte dos cromóforos absorveram na região do ultravioleta, sendo $\lambda < 400$ nm, indicando grupos aromáticos substituídos.

Estruturas orgânicas com ligações conjugadas absorverão tanto mais luz visível (parecerão mais escuras) quanto maior for o tamanho da cadeia conjugada aromática (FIALHO, 2007).

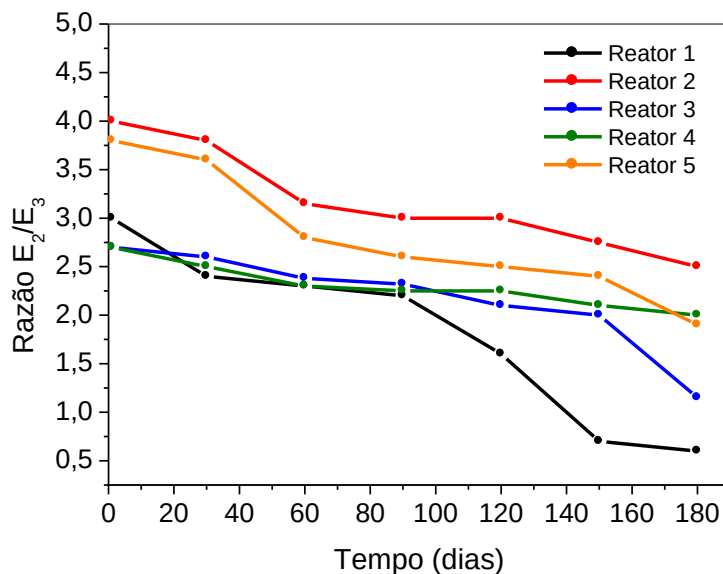
Em análise aos espectros de UV/Vis do material para os experimentos (Figura 32), verificou-se que a absorção decresceu com o comprimento de onda, apresentando um ombro acentuado de absorção próximo a 270 nm, característico de grupos cromóforos, tais como estruturas insaturadas ou aromáticas (FIALHO, 2007).

A absorbância na região de 260-280 nm é devido à presença de estruturas de lignina e de quinona, indicando o início de transformações no material em degradação (ZBYTNIEWSKI e BUSZEWSKI, 2005). Para Domeizel et al. (2004), os grupos aromáticos, que caracterizam o processo de humificação, absorvem os comprimentos de onda entre 250 nm e 300 nm.

A razão da absorbância entre 250 nm e 365 nm (E_{250}/E_{365}) é frequentemente utilizada para caracterizar qualitativamente mecanismos moleculares, tais como: aromaticidade e grau de moléculas orgânicas (HELMS et al., 2008, HE et al., 2011).

A razão de E_2/E_3 do composto foi calculada nos períodos de 1, 30, 60, 90, 120, 150 e 180 dias do processo nos reatores 1, 2, 3, 4 e 5, como pode ser observado na Figura 33.

Figura 33 – Variação da razão E_2/E_3 em função do tempo para amostras dos experimentos.



Fonte: O autor.

Analisando as curvas de razão E_2/E_3 do material dos experimentos pesquisados, constatou-se que o decréscimo neste índice em função do tempo indicou degradação da matéria orgânica, de forma semelhante para todos os experimentos, ressaltando que o composto do reator 1 teve uma alteração mais significativa após 90 dias de processo, possivelmente decorrente da transformação de compostos pouco estabilizados, como por exemplo, os ácidos orgânicos.

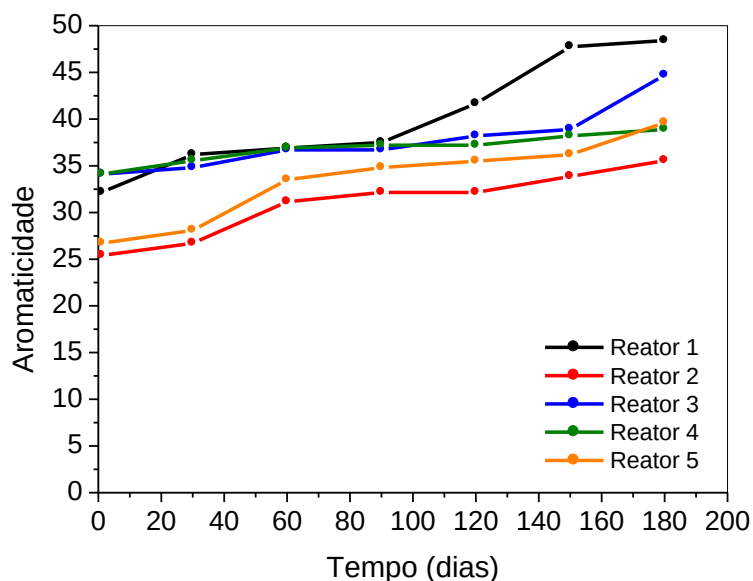
O valor de E_2/E_3 é inversamente proporcional ao peso molecular e ao processo de humificação, diminuindo com o aumento do tempo de biodegradação, o que sugere que o grau de humificação e o peso molecular aumentam ao longo do processo (HE et al., 2011).

Através da razão E_2/E_3 obteve-se o grau de aromaticidade dos compostos presentes nas amostras, utilizando a equação sugerida por Pearavuori e Pihlaja (1997):

$$\text{Aromaticidade} = 52,5 - 6,78 \cdot E_2/E_3$$

Na Figura 34 é representada a variação do grau de aromaticidade para os compostos em diferentes estágios do processo microbiológico nos reatores 1, 2, 3, 4 e 5.

Figura 34 – Variação da aromaticidade em função do tempo para amostras dos experimentos.



Fonte: O autor.

Diante dos resultados apresentados na Figura 34, o aumento no grau de aromaticidade sugeriu uma relação entre a decomposição de compostos orgânicos iniciais para a formação de compostos estáveis e maturados (FIALHO, 2007).

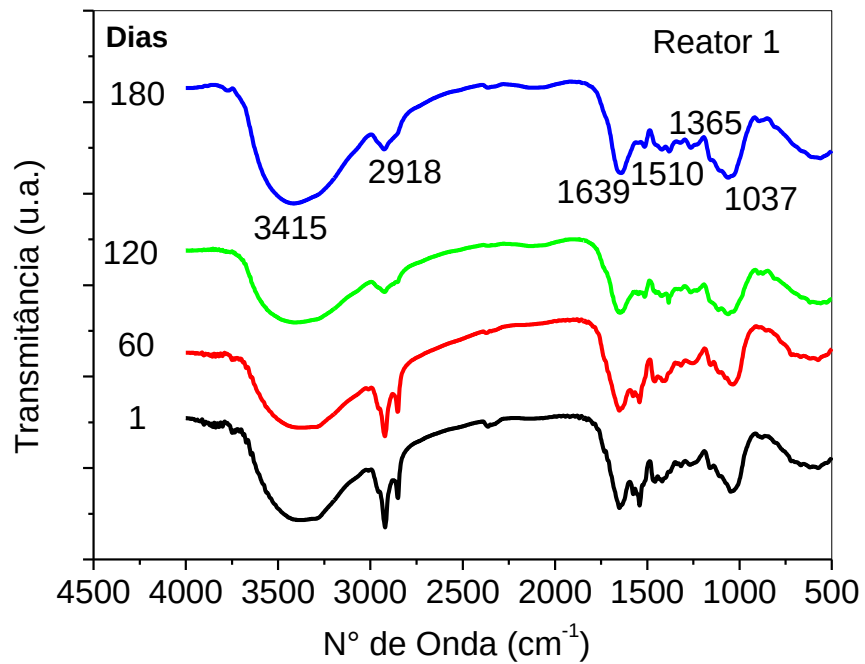
Os experimentos apresentaram variações semelhantes ao longo do processo, verificando-se que o comportamento do material do reator 1 evoluiu para a formação de substâncias estabilizadas após o período de 90 dias, enquanto o material dos demais experimentos apresentou-se com variações moderadas.

5.9 ESPECTRO DE ABSORÇÃO NO INFRAVERMELHO (IV)

A espectroscopia de IV foi utilizada para caracterizar a presença de grupamentos funcionais do material orgânico obtido em diferentes fases do processo.

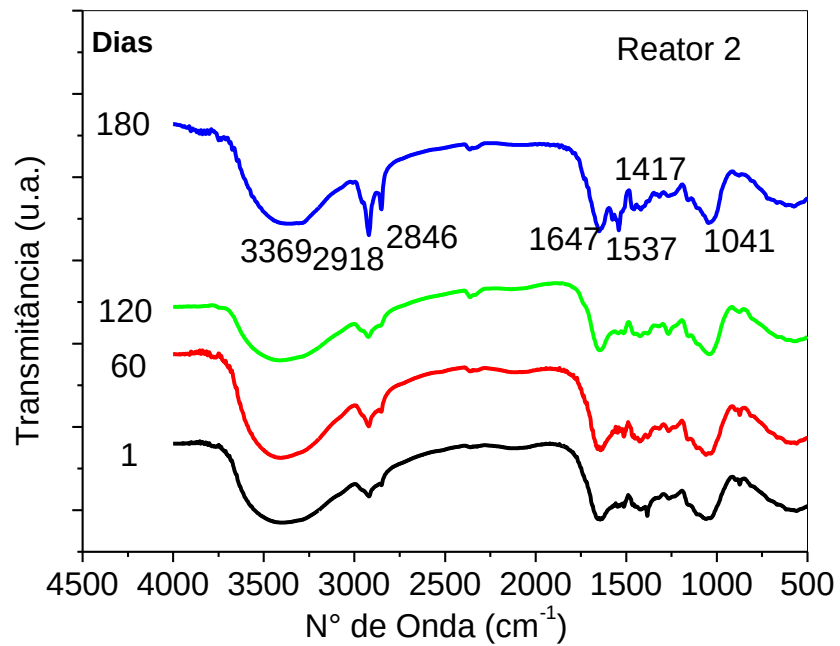
Nesse trabalho, apenas os espectros de IV mais significativos são mostrados e comentados. Foram obtidos espectros (modo transmitância) de amostras em estágios de 01, 60, 120 e 180 dias do processo para os experimentos, demonstrados nas Figuras 35 - 39.

Figura 35 - Espectro de absorção no infravermelho das amostras do material do reator 1.



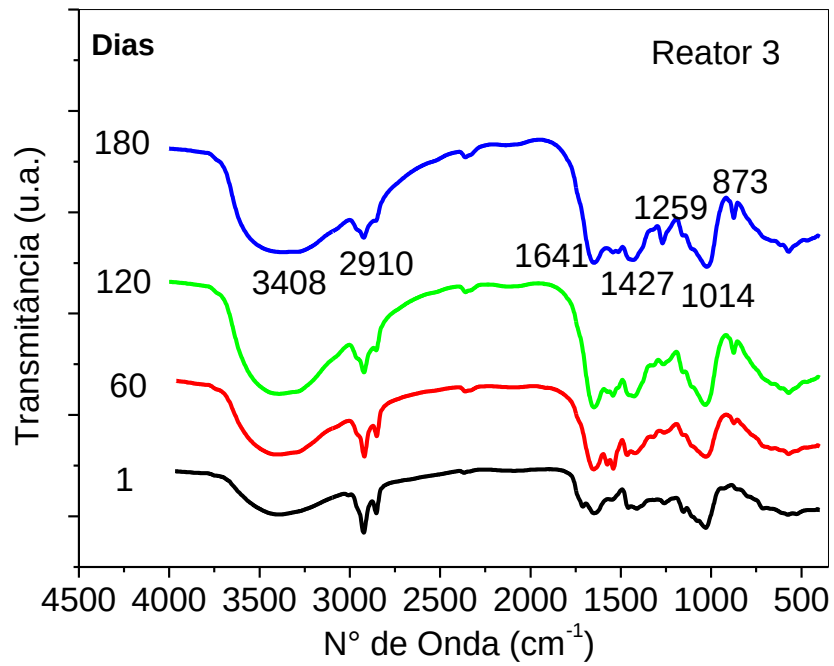
Fonte: o autor

Figura 36 - Espectro de absorção no infravermelho das amostras do material do reator 2.



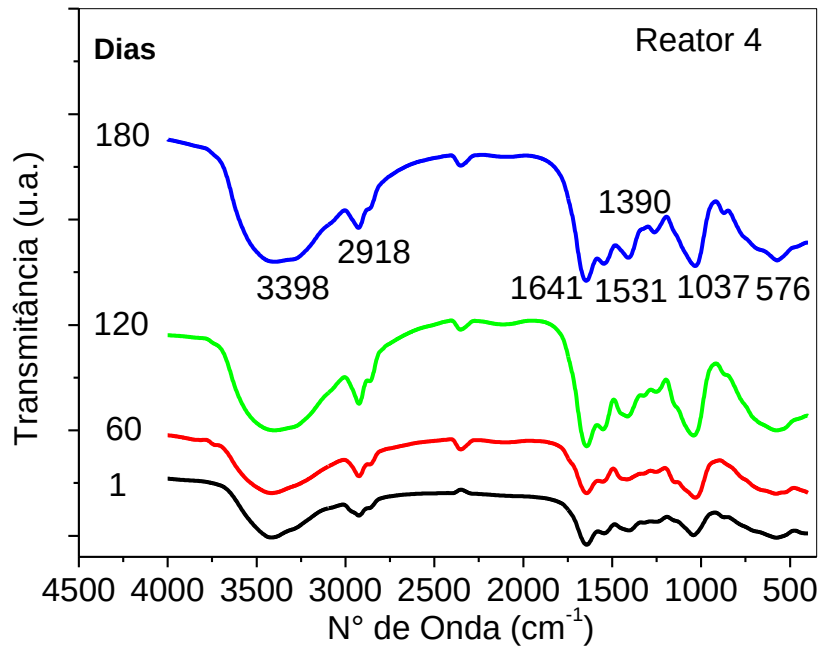
Fonte: o autor.

Figura 37 - Espectro de absorção no infravermelho das amostras do material do reator 3.



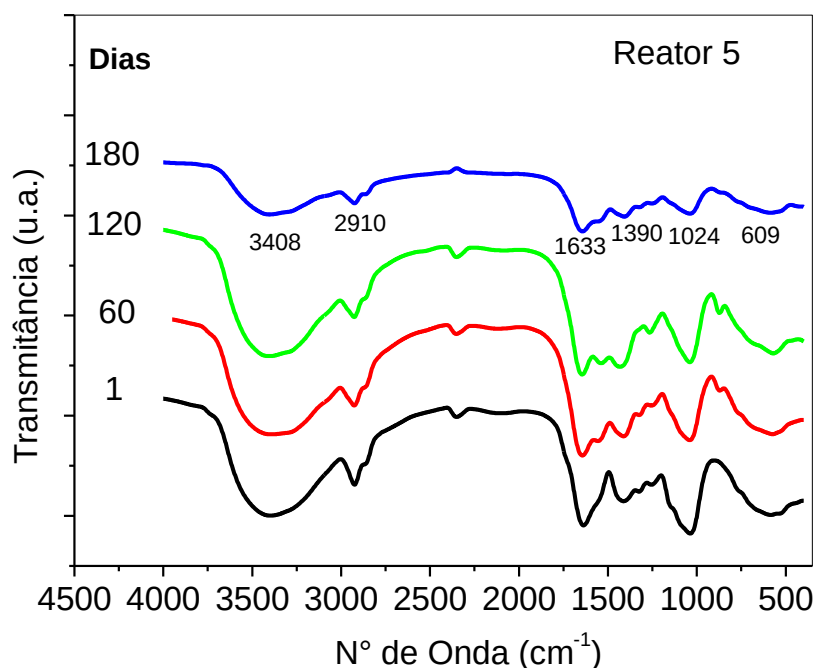
Fonte: o autor.

Figura 38 - Espectro de absorção no infravermelho das amostras do material do reator 4.



Fonte: o autor.

Figura 39 - Espectro de absorção no infravermelho das amostras do material do reator 5.



Fonte: O autor.

As possíveis atribuições das principais bandas de absorção, usualmente observadas nos espectros de FTIR, estão ilustradas na tabela (SILVERSTEIN; WEBSTER e KIEMLE, 2007).

Tabela 9 - Principais grupos de absorção no IV.

Número de onda	Atribuições
3386 – 3412 cm^{-1}	Estiramento de OH e NH
2928 – 2930 cm^{-1}	Estiramento assimétrico de C alifático
2750 – 2850 cm^{-1}	Estiramento de H do grupo CHO (aldeído)
1705 – 1716 cm^{-1}	Estiramento C=O de cetonas e de grupos COOH
1630 – 1652 cm^{-1}	Estiramento C=C dos anéis aromáticos, estiramento C=O e deformação N-H das amidas primárias e estiramento assimétrico C-O dos íons $(\text{COO})^-$
1400 – 1450 cm^{-1}	Estiramento assimétrico C-O; deformação O-H e deformação C-O-H dos grupos carboxílicos e estiramento simétrico dos íons $(\text{COO})^-$
1010 – 1135 cm^{-1}	Estiramento C-O de polissacarídeos e carboidratos
< 1000	Estiramento C-O-H de polissacarídeos e hidratos de carbono em aromáticos

Fonte: Silverstein; Webster e Kiemle (2007).

Os principais grupos listados na Tabela 9 são característicos de compostos orgânicos, sendo identificados em regiões específicas do espectro de IV.

Os espectros na região do IV para a matéria orgânica (MO) possuem poucas bandas de absorção e geralmente alargadas. A complexidade do ambiente químico que envolve os grupos funcionais dos AH pode resultar em diversas sobreposições de bandas de absorção (CANELLAS et al., 2001).

Os principais picos de absorção na região do espectro do infravermelho (IV), analisados no composto dos experimentos referentes aos reatores: 1, 2, 3, 4 e 5, estão relacionados na Tabela 10.

Tabela 10 - Principais picos de absorção analisados em diferentes estágios nos experimentos.

Bandas (cm ⁻¹)	Atribuições
3398 -3415	O-H, N-H de álcoois, fenóis, ácidos orgânicos
2846 -2918	C-H de grupos alifáticos (CH ₂ , CH ₃)
1633 -1647	C=C de anéis aromáticos e C=O
1427 - 1537	C-O, C-O-H; de grupos carboxílicos
1014 -1037	C-O de polissacarídeos
576 – 873	C-O de polissacarídeos

Fonte: O autor.

Os espectros exibiram a absorbância em regiões semelhantes, entretanto diferem na intensidade de alguns picos, observando-se a diminuição de picos entre 2922 cm⁻¹- 2855 cm⁻¹, indicando a biodegradação de grupos alifáticos. Esses resultados corroboram com estudos realizado por Amir et al. (2010) e Hachicha et al (2009) em compostagem com esterco de galinha e efluente do processamento de azeite.

De uma forma geral, analisando as Figuras de 35 a 39, os reatores 1, 2, 3, 4 e 5 apresentaram pico entre de 3369 cm⁻¹ e 3415 cm⁻¹, indicando a presença de grupos hidroxilos de álcoois, de fenóis e ácidos orgânicos. Semelhantemente, um sinal de menor intensidade entre 2846 cm⁻¹ e 2918 cm⁻¹ sugeriu a presença de grupos alifáticos (HE et al., 2013).

As bandas na região entre 1620 cm⁻¹ e 1660 cm⁻¹ são características de vibrações de aromáticos ligados a grupos carboxílicos e cetonas. Entretanto, os materiais lignocelulósicos absorvem entre 1510 cm⁻¹ e 1520 cm⁻¹ (BADDI et al., 2004; DROUSSI et al., 2009). Resultados semelhantes foram encontrados para os cinco reatores na região entre 1633 cm⁻¹ e 1647 cm⁻¹, embora, este sinal não se

apresentou fortemente acentuado devido à diversidade de substâncias, tendo em vista que os resíduos de tabaco são constituídos diferentes grupos funcionais.

No início do processo de biodegradação dos materiais, muitas bandas são visíveis na região entre 1600 a 900 cm^{-1} . Essas bandas podem ser atribuídas à celulose e aos resíduos em decomposição, tais como: aldeídos, cetonas, ésteres, ácidos carboxílicos de cadeia curta (MAKNI et al., 2010).

A banda encontrada entre as regiões de 1259 cm^{-1} 1365 cm^{-1} foi atribuída a ligações OH de grupos fenóis, possivelmente de celulose. A banda larga entre 1390 cm^{-1} e 1537 cm^{-1} e o sinal entre 1014 cm^{-1} e 1037 cm^{-1} indicaram deformações de polissacarídeos e hidratos de carbono aromáticos (POGNANI et al., 2010).

Os resultados mostraram que as reações bioquímicas no processo de degradação da matéria orgânica são decorrentes da transformação de compostos, tais como grupos alifáticos, polissacarídeos e proteínas. Um aumento na faixa de 1630 a 1652 cm^{-1} (correspondente ao estiramento C=C dos anéis aromáticos, estiramento C=O e deformação N-H das amidas primárias e estiramento assimétrico C-O dos íons carboxilato). Esta observação encontra-se em concordância com a degradação da matéria orgânica inicial e sua consequente estabilização ou humificação (FIALHO et al., 2010; HU et al., 2011).

6 CONCLUSÕES

A partir dos resultados obtidos a respeito da biodegradação da mistura de tabaco de cigarros contrabandeados, resíduos orgânicos domésticos e resíduos de madeira, verificou-se que:

O reator facultativo apresenta vantagens tais como: experimento de baixo custo, ausência de odores, controle de umidade e de temperatura, não necessitando de revolvimento do material e de injeção de oxigênio, além de possibilitar o tratamento de diversificados resíduos.

As temperaturas termofílicas atingidas em um período de 30 dias foram essenciais para a degradação da matéria orgânica e para possível eliminação de agentes patogênicos. A umidade alcançou equilíbrio nos cinco reatores até o final do processo.

Os valores de pH tiveram variações nas três regiões analisadas, decorrente, possivelmente, da influência da distribuição não uniforme de oxigênio nas camadas analisadas, acarretando a produção de ácidos na fase inicial na camada inferior.

O teor de alguns metais no chorume, tais como: Ni, Co, Cd e Zn apresentou-se moderadamente acima dos limites máximos estabelecidos e as concentrações encontradas, possivelmente, são provenientes do tabaco de cigarros contrabandeados utilizados nos experimentos. A concentração dos metais analisados no composto apresentou-se abaixo dos valores máximos estabelecidos, exceto o teor de Ag que excedeu moderadamente em algumas amostras.

O teste de fitotoxicidade e a razão C/N final indicam que o composto atingiu maturidade. A presença de metais no composto não afetou a germinação, indicando que o composto dos cinco reatores, a partir de 120 dias, não apresentou toxicidade.

Através da análise de UV-Vis, observou-se uma diminuição da razão E_2/E_3 e um aumento na aromaticidade; verificou-se, ainda, que os espectros obtidos no IV demonstraram a degradação de grupos alifáticos e formação de grupos aromáticos de substâncias húmicas, sugerindo a estabilização da matéria orgânica.

Diante dos resultados satisfatórios, verifica-se que o resíduo de tabaco de cigarros contrabandeados combinado a outros substratos pode ser degradado e, as diferentes proporções desse resíduo não interferiram na eficácia do processo. Estes resultados confirmaram a produção de um composto orgânico estabilizado e viável para utilização e possível tratamento em grande escala.

O método conjugado (aeróbio e anaeróbio) de degradação foi eficiente nos cinco experimentos, entretanto, o composto dos reatores 4 e 5 apresentou resultados mais satisfatórios, devido à influência da granulometria do resíduo de madeira, acarretando uma tendência ao aumento da temperatura, à estabilidade da umidade e aos valores de pH nas três camadas e à maior percentual de germinação.

O presente trabalho propôs um método para o tratamento de resíduo de tabaco de cigarros oriundos de contrabando, por meio de reator facultativo, sendo uma alternativa viável para minimizar os impactos ambientais.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**, 2010. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2010.pdf>>. Acesso em: 12 jul. 2013
- ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**, 2012. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2012.pdf>>. Acesso: 23/Ago/2012.
- ADHIKARI, B. K. et al. Effectiveness of three bulking agents for food waste composting. **Waste Management**, v.29, p.197-203, 2009.
- ALBURQUERQUE, J. A. et al. Measuring detoxification and maturity in compost made from 'alpejuro' the solid by-product of extracting olive oil by the two phase centrifugation system. **Chemosphere**, v.64, p.470-477, 2006.
- ALIANÇA DE CONTROLE DO TABAGISMO (ACT). **Mercado ilegal de cigarros no Brasil: aproximações através da estimativa do saldo de tabaco**, 2012. Disponível: <http://actbr.org.br/>. Acesso: 10 de Abril de 2013.
- AMIR, S. et al. Structural study of humic acids during composting of activated sludge-green waste: Elemental analysis, FTIR and C¹³ NMR. **Chemosphere**, v.59, p.801-810, 2010.
- ANDRADE, H. F.; PRADO, M. L. **Caracterização física dos resíduos sólidos domésticos do município de Caldas Novas**. 2005. Departamento de Engenharia – Universidade Católica de Goiás, Goiânia, 2005.
- ANTIL, R. S. et al. Evaluation of Maturity and Stability Parameters of Composts Prepared from Organic Wastes and Their Response to Wheat. **Waste Biomass Valorization**, v.4, p.95-104, 2013.
- APARNA, C. et al. Techniques for the evaluation of maturity for composts of industrially contaminated lake sediments. **Waste Management**, v.28, p.1773-1784, 2008.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE COMBATE À FALSIFICAÇÃO (ABCF). Disponível: <<http://www.abcf.org.br/press-release.php>>. Acesso: 14/Set/2012.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT) - **NBR: 10007: Amostragem de Resíduos: Procedimentos**. Rio de Janeiro, 2004. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=191>. Acesso: 21/Ago/2013.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICA (ABNT) - **NBR: 10004; Anexo F**, 2004. Disponível em: <http://www.aslaa.com.br/legislacoes/NBR%20n%2010004-2004.pdf>. Acesso: 02/Out/2013.
- BADDI, G. A et al. Chemical and spectroscopic analyses of organic matter transformations during composting of olive mill wastes. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v.54, p.39-44, 2004.
- BAI, F.; WANG, X. Nitrogen-retaining property of compost in anaerobic thermophilic composting reactor for the sanitary disposal of human feces. **Frontiers of Environmental Science & Engineering in China**, v.4, p.228-234, 2010.
- BECK-FRIIS, B. et al. Gaseous emissions of carbon dioxide, ammonia and nitrous oxide from organic household waste in a compost reactor under different temperature

regimes. **Journal of Agricultural Engineering Research**, v.78, n.4, p.423-430, 2001.

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.

BESEN, G. R. et al. **Resíduos sólidos: vulnerabilidades e perspectivas**. In: SALDIVA, P. et al. **Meio Ambiente e Saúde: o desafio das metrópoles**, Editora Ex Libris, p.200 – São Paulo, 2010.

BOUALLAGUI, H. et al. Improvement of fruit and vegetable waste anaerobic digestion performance and stability with co-substrates addition. **Journal Environmental Management**, v.90, p.1844-1849, 2009.

BRISKI, F. et al. Aerobic composting of tobacco industry solid waste – simulation of the process. **Clean Technology Environmental Policy**, v.5, p.295-301, 2003.

BRISKI, F. et al. Biodegradation of tobacco waste by composting: Genetic identification of nicotine-degrading bacteria and kinetic analysis of transformations in leachate. **Chemical Papers**, v.66, n.12, p.1103-1110, 2012.

CANELLAS, L. P. et al. Distribuição da matéria orgânica e características de ácidos húmicos em solos com adição de resíduos de origem urbana. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, p.1529–1538, 2001.

CARICASOLE, P. et al. Evolution of organic matter during composting of different organic matter assessed by CPMAS ¹³C NMR spectroscopy. **Bioresource Technology**, v.31, p.411-415, 2011.

CARVALHO, S. et al. Biosolids production with solid wastes generated in Cenibra's hardwood kraft pulp mill. In: **6ª Fate e Effects [Anais]**. Vitória, Brazil, 2006.

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

CASTALDI, P. et al. Maturity assessment of compost from municipal solid waste through the study of enzyme activities and water-soluble fractions. **Waste Management**, v.28, p.534-540, 2008.

CERETTA, C. et al. Métodos espectroscópicos. In: **Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Metrópole, p.201-205, 2008.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo. **Norma Técnica**. 1995. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/servicos/normas-cetesb/43-normas-tecnicas-cetesb>. Acesso: 16/Jan/2014.

CETESB – **Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo**, 2005. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/solo/relatorios/tabela_valores_2005.pdf. Acesso: 21/Dez/2013.

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

CHARLES, W.; WALKER, L., CORD-RUWISCH, R. Effect of pre-aeration and inoculum on the start-up of batch thermophilic anaerobic digestion of municipal solid waste. **Bioresource Technology**, v.100, p. 2329–2335, 2009.

CHEN, Y. et al. Spectroscopic characterization of the structural and functional properties of natural organic matter fractions. **Chemosphere**, v.48, p.59-68, 2003.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº 430/2011**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/res43011.pdf>. Acesso: 08/Dez/2013.

CORRADINI, E. El contraband de cigarillos desde y hacia la Republica Federativa de Brasil. **Centro de investigación de la Epidemia del Tabaquismo**; Uruguay, 2010.

COSIC, I. et al. Modelling of kinetics of microbial degradation of simulated leachate from tobacco dust waste. **Chemical Papers**, v.67, n.9, p.1138-1145, 2013.

DEPARTMENT OF AGRICULTURE AMERICAN - USDA. **Limite de metais para compostos produzidos por digestão aeróbia**, 1999.

DOMEIZEL, M. et al. 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.

DONG, L. et al. Semi-dry mesophilic anaerobic digestion of water sorted organic fraction of municipal solid waste. **Bioresource Technology**, v.101, p.2722-2728, 2010.

DRENNAN, M. F.; DISTEFANO, T. D. Characterization of the curing process from high-solids anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v.12, p. 537-544, 2009.

DROUSSI, Z. et al. Study of the biodegradation and trans formation of olive-mill residues during composting using FTIR spectroscopy and differential scanning calorimetry. **Journal of Harazdous Materials**, v.164, p.1281-1285, 2009.

EHLKEN, S.; KIRCHNER, G. Environmental processes effecting plant root up take of radioactive trace elements and variability of transfer factor data: a review. **Journal of Environmental Radioactivity**, v.58, p.97-112, 2002.

EPA (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) - Method 3050B – Acid digestion of sediments, sludges and soils. **USEPA**, 1996.

EUROPEAN COMMISSION - **Report on EU customs enforcement of intellectual property rights. Results at the EU border**, 2012. Disponível: http://ec.europa.eu/taxation_customs/resources/documents/customs/customs_controls/counterfeit_piracy/statistics/2013_ipr_statistics_en.pdf. Acesso: Jan/2014.

FENILLI, T. A. B.; SCHORN, L. A.; NASATO, S. K. Utilização do pó de fumo no substrato para produção de mudas de tucaneira. **Revista Acadêmica – Ciências Agrárias Ambientais**, Curitiba, v.8, p.183-190, 2010.

FERNÁNDEZ, F. J. et al. Effect of substrate concentration on dry mesophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. **Bioresource Technology**, v.99, p.6075-6080, 2008.

FERNÁNDEZ, F. J. et al. Feasibility of composting combinations of sewage sludge, olive mil waste and winery waste in a rotary drum reactor. **Waste Management**, v.30, p.1948-1956, 2010.

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

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

FINOTTI, A. R. et al. **Uso energético de resíduos de madeira na cadeia produtiva de madeira/móveis e possibilidades de geração de créditos de carbono**. In: SCHNEIDER, V.E. et al.(Orgs.). **Pólo Moveleiro da Serra Gaúcha – Sistemas de gerenciamento ambiental na indústria moveleira**. Educs, p.191-230, 2006.

FIORI, M. G. S.; SCHOENHALS, M.; FOLLADOR, F. A. C. Análise da evolução tempo-eficiência de duas composições de resíduos agroindustriais no processo de compostagem aeróbia. **Engenharia Ambiental, Espírito Santo do Pinhal**, v. 5, p.178-191, 2008.

FRICKE, K. et al. Comparison of selected aerobic and anaerobic procedures for MSW treatment. **Waste Management**, v.25, p.799-810, 2005.

GABHANE, J. et al. 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. **Environmental Science Technology**, v.38, p.311-400, 2008.

GALLEGO, E. et al. Characterization and determination of the odorous charge in the indoor air of a waste treatment facility through the evaluation of volatile organic compounds using TDGC/MS. **Waste Management**, v.32, n.12, p.2469-2481, 2012.

GAO, M. et al. Evaluation of stability and maturity during forced-aeration composting of chicken manure and sawdust at different C/N ratios. **Chemosphere**, v.78, p.614-619, 2010.

GETAHUN, T. et al. Effect of turning frequencies on composting biodegradable municipal solid waste quality. **Resources, Conservation and Recycling**, v.65, p.79-84, 2012.

GHANIYARI-BENS, S. et al. Anaerobic treatment of synthetic medium-strength waste water using a multistage biofilm reactor. **Bioresource Technology**, n.100, p.1740-1745, 2009.

GÓMEZ-BRANDÓN, M. et al. The evaluation of stability and maturity during the composting of cattle manure. **Chemosphere**, v.70, p.436-444, 2008.

GÓMEZ, X. et al. Anaerobic co-digestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes - Conditions for mixing and evaluation of the organic loading rate. **Renewable Energy**, v.31, p.2017, 2006.

GÓMEZ, X. et al. A comparison of analytical techniques for evaluating food waste degradation by anaerobic digestion. **Bioprocess Biosystems Engineering**, v.33, p.427-438, 2010.

GUARDIA A. D. et al. Comparison of five organic wastes regarding their behavior during composting: part 2, nitrogen dynamic. **Waste Management**, v.30, p.415-425, 2010.

GUO, X. et al. Effects of Cu on metabolisms and enzyme activities of microbial communities in the process of composting. **Bioresource Technology**, v.108, p. 140-148, 2012.

HACHICHA, S, et al. Biological activity during co-composting of sludge issued from the OMW evaporation ponds with poultry manure – Physico-chemical characterization of the processed organic matter. **Journal of Hazardous Materials**, v.162, p.402-409, 2009.

HANAJIMA, D. et al. Key odor components responsible for the impact on olfactory sense during swine feces composting. **Bioresource Technology**, v.101, p.2306-2310, 2010.

HE, M. et al. Phytotoxicity and precipitation of copper, zinc and lead during the aerobic composting of sewage sludge. **Journal of Hazardous Materials**, v.163, p.671-677, 2009.

HE, X. et al. Spectroscopic characterization of water extractable organic matter during composting of municipal solid waste. **Chemosphere**, v.82, p.541-548, 2011.

HE, X. et al. Structural transformation study of water-extractable organic matter during the industrial composting of cattle manure. **Microchemical Journal**, v.106, p.160-166, 2013.

HELFRICH, P. et al. A novel method for determining phytotoxicity in composts. **Compost Science & Utilization**, v.6, p.6-13, 1998.

HELMS, J. R. et al. Absorption spectral slopes and slope ratios as indicators of molecular weight source and photobleaching of chromophoric dissolved organic matter. **Limnol Oceanography**, v.53, p.955-969, 2008.

HU, Z. et al. Characterization of organic matter degradation during composting of manure-straw mixtures spiked with tetracyclines. **Bioresource Technology**, v.102, p.7329-7334, 2011.

HUANG, G. F. et al. Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. **Waste Management**, v.24, p.805-813, 2004.

IBGE. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008. **Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**, 2010. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso: 12/Dez/2013.

IBGE. Indicadores dos Países. **Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. 2011. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso: 08/Set/2013.

IBGE. Atlas de Saneamento. **Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. 2011. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso: 13/Nov/2012.

IGLESIAS, R. A economia do controle do tabaco nos países do Mercosul e associados: Brasil. **Washington D.C.:OPAS**, 2006. Disponível em: <http://www.paho.org/Spanish/AD/SDE/RA/Tab_Mercosur_BRA.pdf>. Acesso: 04/Ago/2012.

INSTITUTO NACIONAL DE COMBATE AO CANCÊR (INCA). **Dia Mundial do Tabaco: Meio ambiente e Tabaco**, 2012. Disponível em:

<http://www2.inca.gov.br/wps/wcm/connect/dia_mundial_sem_tabaco/site/2012/2013/meio_ambiente_tabaco>. Acesso: 05/Ago/2012.

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

IYENGAR, S. R.; BHAVE, P. P. In-vessel composting of household wastes. **Waste Management**, v.26, p.1070-1080, 2005.

JEONG, C.Y. et al. Competitive adsorption of heavy metals in humic substances by a simple ligand model. **Soil Science Society of America Journal**, v.71, n.2, p.515-528, 2007.

JOOSSENS, L. et al. How eliminating the global illicit cigarette trade would increase tax revenue and save lives. **Paris: international Union Against Tuberculosis and Lung Disease**, 2009.

KALAMDHAD, A. S.; KAZMI, A. A. Rotary drum composting of different organic waste mixtures. **Waste Management**, v.27, p.129-137, 2009.

KALAMDHAD, A. S. et al. Rotary drum composting of vegetable waste and tree leaves. **Bioresource Technology**, v.100, p.6442-6450, 2009.

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

KIANIRAD, M. et al. Effects of temperature treatment of corncob composting and reducing of composting time. A comparative study. **Waste Management & Research**, v.28, p.882-887, 2010.

KIEHL, E. J. **Manual de Compostagem: maturação e qualidade do composto**. 3. ed. Piracicaba, 2002.

KIEHL, J. E. **Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto**. 4^a ed. Piracicaba, p. 173^a, 2004.

KHALID, A. et al. The anaerobic digestion of solid organic waste. **Waste Management**, v. 31, 2011.

KIM, J. et al. Effects of various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge. **Journal Bioscience Bioengineering**, v.95, p.271-275, 2003.

KIM, K. Y. et al. Effect of granular porous media on the composting of swine manure. **Waste Management**, v.28, p. 2336-2343, 2008.

KOPCIC, N. et al. Composting of Tobacco Dust in different Types of Reactors. **Chemical Biochemical Engineering Quarterly**, v.27, n.1, p.57-64, 2013.

KORSHIN, G. V. et al. Monitoring the properties of natural organic matter through UV spectroscopic: a consistent theory. **Water Research**, v.31, p.1787-1795, 1997.

KUCIC, D. et al. Zeolite and potting soil sorption of CO₂ and NH₃ involved during co-composting of grape and tobacco waste. **Chemical Papers**, v.67, n.9, p.1172-1180, 2013.

KUMAR, M. et al. Co-composting of green waste and food waste and food waste at low ratio. **Waste Management**, v.30, p.602-609, 2010.

KUOK, F. et al. Effects of turning on the microbial consortia and the in situ temperature preferences of microorganisms in a laboratory-scale swine manure composting. **Bioresource Technology**, v.116, p.421-427, 2012.

LASHERMES, G. et al. Composting in small laboratory pilots: Performance and reproducibility. **Waste Management**, v.32, p.271-277, 2012.

LEE, D. H. et al. Methane production potencial of leachate generated from Korean food waste recycling facilities: a lab scale study. **Waste Management**, v.29, p.876-882, 2009.

LESTEUR, M. et al. Alternative methods for determining anaerobic biodegradability: a review. **Process Biochemistry**, v.45, p.821-826, 2010.

LI, H. et al. Biotransformation of nicotine by microorganism: the case of *Pseudomonas* spp. **Appl. Microbiol Biotechnology**, v.86, p.11-17, 2010.

LI, Q. et al. Characteristics of nitrogen transformation and microbial community in an aerobic composting reactor under two typical temperatures. **Bioresource Technology**, v.137, p.270-277, 2013.

LI, Y. et al. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. *Renew. Sustainable Energy Rev.*, v.15, p.821-826, 2011.

LIANG, C. et al. The influence of temperature and moisture content regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. **Bioresource Technology**, v.86, p.131-137, 2003.

LIU, D. et al. Changes in Biochemical and microbiological parameters during the period of rapid composting of dairy manure with rice chaff. **Bioresource Technology**, v.102, p. 9040-9049, 2011.

LIU, Y. et al. Evolution of heavy metal speciation during the aerobic composting process of sewage sludge. **Chemosphere**, v.67, p.1025-1032, 2007.

LOPÉZ-GONZÁLES et al. Tracking organic matter and microbiota dynamics during the stages of lignocellulosic waste composting. **Bioresource Technology**, v.146, p. 574-584, 2013.

MA, J. et al. Enhanced biomethanation of kitchen waste by different pre-treatments. **Bioresource Technology**, v.102, p.592-599, 2011.

MAGRO, F. O. et al. Composto orgânico na produção e qualidade de sementes de brócolis. **Revista Ciência e Agrotecnologia** - Lavras, v.34, n.3, p. 596-602, 2010.

MARI I. et al. Respiration profiles in monitoring the composting of by-products from the olive oil agro-industry. **Bioresource Technology**, v.87, p.331-336, 2003.

MAKNI, H. et al. Evaluation of the maturity of organic waste composts. **Waste Management & Research**, v.28, p.489-485, 2010.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (MAPA). Instrução normativa nº28. **Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes minerais, orgânicos, organominerais e corretivo**. Brasília, 2007. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br>. Acesso: 13/Jan/2014.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (MAPA), **Normativa N. 46/2011, anexo IV**, 2011. Disponível: www.agricultura.gov.br/. Acesso: Jan/2014.

MASON, I. G.; MILKE, M. W., 2005. Physical modelling of the composting environment: a review. Part 1: reactor systems. **Waste Management**, v.25, p.481-500, 2005.

MEHROTRA, R. et al. Tobacco control legislation in India: past and present. **Indian Journal Cancer**, v.47, p.75-80, 2010.

OKUR, N. et al. Organic amendment based on tobacco waste compost and farmyard manure: Influence on soil biological properties and butter-head lettuce yield. **Turkish Journal Agriculture Forestry**, v.32, p. 91-99, 2008.

ONAY, T. T. et al. Impact of food waste fraction in municipal solid waste on sorption of heavy metals. **Waste Management**, v. 28, p.936-943, 2010.

PARADELO, R. et al. Evolution of organic matter during the mesophilic composting of lignocellulosic winery wastes. **Journal of Environmental Management**, v.116, p18-26, 2013.

PEREIRA, A. F. et al. Resíduos de madeira: limites e possibilidades de seu uso como matéria-prima alternativa. In: **9º Congresso Brasileiro de Pesquisa e Desenvolvimento em Design [Anais]**. São Paulo, 2010. Disponível em: <http://www.globoamazonia.com/Amazonia>.

PETRIC, I. et al. Influence of wheat straw addition on composting of poultry manure. **Process Safety and Environmental Protection**, v.87, p.206-212, 2009.

PEURAVUORI, J.; PIHLAJA, K. Molecular size distribution and spectroscopic properties of aquatic humic substances. **Analytica Chimica Acta**. v.337, p.133-149, 1997.

PIOTROWSKA-CYPLIK, A. et al. 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.

POGNANI, M. et al. Substituting energy crops with organic fraction of municipal solid waste for biogas production at farm level: a full-scale plant study. **Process Biochemistry**, v.44, p.817-821, 2009.

POGNANI, M. et al. Monitoring the organic matter properties in a combined anaerobic/aerobic full-scale municipal source-separated waste treatment plant. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 6873-6877, 2010.

PORTAL BRASIL. **MJ vai usar 20 milhões de cigarros apreendidos no preparo de adubo em Goiás**. 2011. Disponível em: <http://www.brasil.gov.br/governo/2011/06/mj-vai-usar-20-milhoes-de-cigarros-apreendidos-no-preparo-de-adubo-em-goias>>. Acesso: 20/Jan/2012.

PUYUELO, B. et al. Determining C/N ratios for typical organic wastes using degradable fractions. **Chemosphere**, v.11, p.653-659, 2011.

RAJ, D.; ANTIL, R. S. Evaluation of maturity and stability parameters of composts prepared from agro-industrial wastes. **Bioresource Technology**, v.103, p.2868-2873, 2011.

RAMOS, A. Illegal trade in tobacco in Mercosul countries. Centro de Investigación de la Epidemia del Tabaquismo, **Working Paper**, 2009.

RECEITA FEDERAL DO BRASIL (RFB). **Relatório Aduaneiro de 2012**. 2012. Disponível em: <<http://www.receita.fazenda.gov.br/publico/destinacaoMercadorias/MercadoriasAprendidas/RelatorioAduaneiro2012.odt>>. Acesso: 03/Jan/2014.

RECEITA FEDERAL DO BRASIL (RFB/ PARANÁ). **Relatório Aduaneiro de 2012**. 2012. Disponível em: <<http://www.receita.fazenda.gov.br/atendcontrib/atendimento/.../PR.htm>, 2012>. Acesso: 07/Maio/2013.

RESSETTI, R. R. **Biodecomposição de resíduos orgânicos domésticos em reator fechado e caracterização do composto obtido por técnicas convencionais e espectroscópicas**. 2011. Dissertação (Mestrado em Química Aplicada) – Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, p.111, 2011.

RODRÍGUES, L. et al. Domestic sewage sludge composting in a rotary drum reactor: Optimizing the thermophilic stage. **Bioresource Technology**, v.112, p.284-291, 2012.

RUAN, A. et al. Isolation and characterization of *Pseudomonas* sp. Strain HF-1, capable of degrading nicotine. **Research in Microbiology**, v.156, p.700-706, 2005.

SAID-PULLICIANO, D. et al. 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.

SAITHEP, N. et al. Composting of tobacco plant waste by manual turning and forced aeration system. **Maejo International Journal of Science and Technology**, v.3, p.248-260, 2009.

SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A. et al. Chemical and structural evolution of humic acids during organic waste composting. **Biodegradation**, v.13, p.361-371, 2002.

SELLAMI, F. et al. Maturity assessment of composted olive mill wastes using UV spectra and humification parameters. **Bioresource Technology**, v.99, p.6900-6907, 2008.

SHAHRIARI, H. et al. Evaluation of single vs. staged mesophilic anaerobic digestion of kitchen waste with and without microwave pretreatment. **Bioresource Technology**, v.125, p.74-84, 2013.

SILVERSTEIN, R. N.; WEBSTER, F. X.; KIEMLE, D. J. **Identificação espectrométrica de compostos orgânicos**. 7ª. ed., Rio de Janeiro: LTC, 2007.

SINGH, J.; KALAMDHAD, A. S. Concentration and speciation of heavy metals during water hyacinth composting. **Bioresource Technology**, v.124, p.169-179, 2012.

SOARES, M. R. et al. Phytotoxicity Evolution of Biowastes Undergoing Aerobic Decomposition. **Journal of Waste Management**, p.1-9, 2013.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE SILVICULTURA – SBS. **Fatores e números do Brasil florestal**. São Paulo, p.93, 2008. In: MONTEIRO, T. C. et al. **Avaliação do desdobro de toras de Eucalyptus para a obtenção de peças estruturais**, v.19, n.3, p.357-364, 2013.

STEVENSON, F.J. **Humus Chemistry: genesis, composition, reactions**. 2ª edição, New York: **John Wiley**, 1994.

- SUNDBERG, C; JONSSON, S. S. Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. **Bioresource Technology**, v.95, n.2, p.145-150, 2004.
- SUNDBERG, C.; JONSSON, H. Higher pH and faster decomposition in biowaste composting by increased aeration. **Waste Management**, v.28, p.518-526, 2008.
- SUNDBERG, C. et al. Effects of pH and microbial composition on odour in food waste composting. **Bioresource Technology**, v.33, p. 201-211, 2013.
- TANG, H. Z. et al. Novel nicotine oxidoreductase-encoding gene involved in nicotine degradation by *Pseudomonas putida* strain S16. **Applied Environmental Microbiology**, v.75, p.772-778, 2009.
- TIQUIA, S. M. Microbiological parameters as indicators of compost maturity. **Journal of Applied Microbiology**, v.99, p.816-828, 2005.
- TIQUIA, S. M. Reduction of compost phytotoxicity during the process of decomposition. **Chemosphere**, v.79, p.506-512, 2010.
- TOGNETTI, C. et al. Improving the quality of municipal organic waste compost. **Bioresource Technology**, v.98, p.1067-1076, 2007.
- TOMATI, U. et al. Evaluation of Commercial Compost Quality. **Waste Management and Research**, v.20, p.389-397, 2002.
- TROSCHINETZ, A. M.; MIHELICIC, J. R. Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries. **Waste Management**, v.29, p.915-923, 2009.
- VARGAS-GARCIA, M. C. et al. Microbial population dynamics and enzyme activities in composting processes with different starting materials. **Waste Management**, v.30, p.771-778, 2010.
- VILLASEÑOR, J. et al. Simulation of carbon degradation in a rotary drum pilot scale composting process. **Journal of Environmental Management**, v.108, p.1-7, 2012.
- VIG, K. et al. Bioavailability and toxicity of cádmium to microorganisms and their activities in soil: a review. **Advances in Environmental Research**, v.8, p.121-135, 2003.
- VOIGT, C. L.; CAMPOS, S. X.; SILVA, C. P. Em publicação: **Determinação de metais em cigarros contrabandeados no Brasil**. Submetido para publicação, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, PR, 2013.
- WALKER, D. J. et al. Contrasting effects of manure and compost on soil pH, heavy metal availability and growth of *Chenopodium album* L. in a soil contaminated by pyritic mine waste. **Chemosphere**, v.57, p.215-224, 2004.
- WANG, H. B.; WANG, X. C. Variation characteristics of sawdust as matrix in human feces composting reactor its effect on microorganisms. **Environmental Science & Technology**, v.32, p.122-125, 2009.
- WANG, S. N. et al. Characterization of environmentally friendly nicotine degradation by *Pseudomonas putida* biotype A strain S16. **Microbiology**, v.153, p.1556-1565, 2007.
- WANG, X. et al. Bioremediation of the tobacco waste-contaminated soil by *Pseudomonas* sp. HF-1: nicotine degradation and microbial community analysis. **Appl. Microbiol Biotechnology**, v.97, p.6077-6088, 2013.

- WARD, A. J. et al. Optimization of the anaerobic digestion of agricultural resources. **Bioresource Technology**, v.99, p.7928-7940, 2008.
- WONG, J. W.C. et al. Co-composting of soybean residues and leaves in Hong Kong. **Bioresource Technology**, v.76, p.99-106, 2001.
- WU, L.; MA, L. Q. Effects of sample storage on biosolids compost stability and maturity evaluation. **Journal Environmental Quality**, v.30, p.222-228, 2001.
- XI, B-D. et al. Effect on inoculation methods on the composting efficiency of municipal solid wastes. **Chemosphere**, v.88, p.744-750, 2012.
- YANG, Y. et al. Turnover and loss of nitrogenous compounds during composting of food waste. *Environmental Science & Engineering – China*, v.88, p.744-750, 2008.
- YU, H.; HUANG, G. H. Effects of sodium acetate as a pH control amendment on the composting of food waste. **Bioresource Technology**, v.100, p.2005-2011, 2009.
- ZAIA, C. **Uma indústria ameaçada. Isto é Dinheiro**, São Paulo, n. 734, 28 out. 11. Disponível em: <http://www.istoedinheiro.com.br/noticias/71206_UMA+INDUSTRIA+AMEACAD>. Acesso: 01/Ago/2012.
- 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.
- ZENG, J. et al. Evaluation of an aerobic composting process for the management of Specified Risk Materials (SRM). **Journal of Hazardous Materials**, v.219– 220, p.260–266, 2012.
- ZHANG, P. et al. Anaerobic co-digestion of biosolids and organic fraction of municipal solid waste by sequencing batch process. **Fuel Process. Technology**, v.89, p.485–489, 2008.
- ZHANG, Y.; HE, Y. Co-Composting solid swine manure with pine sawdust as organic substrate. **Bioresource Technology**, v.97, p.2024-2031, 2006.
- ZHAO, Y.; WANG, A.; REN, N. Effect of carbon sources on sulfidogenic bacterial communities during the starting-up of acidogenic sulfate-reducing bioreactors. **Bioresource Technology**, v.101, p.2952–2959, 2010.
- ZHAO, L. et al. Nicotine degradation enhancement by *Pseudomonas stutzeri* ZCJ during aging process os tobacco leaves. **Journal Microbial Technology**, v.28, p.2077-2086, 2012.
- ZHENG, W. et al. Evaluation of a classification method for biodegradable solid wastes using anaerobic degradation parameters. **Waste Management**, v.33, p.2632-2640, 2013.
- ZHONG, W. et al. Degradation of nicotine in tobacco waste extract by newly isolated *Pseudomonas* sp. ZUTSKD. **Bioresource Technology**, v.101, p.6935-6941, 2010.
- ZHU, B. et al. Characteristics and Biogas Production Potentia I of Minicipal solid Wastes Pretreated with a Rotary Drum Reactor. **Bioresource Technology**, v.100, 2009.
- ZHU, N. Composting of high moisture content swine manure with corncob in a pilot-scale aerated static bin system. **Bioresource technology**, v.97, p.1870-1875, 2006.

ZHU, N. Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice. **Bioresource Technology**, Oxford, v.98, n.1, p.9-13, 2007.