



Universidade Federal do Rio de Janeiro  
Escola Politécnica & Escola de Química  
Programa de Engenharia Ambiental

Vinicius Matosinho de Paiva

AVALIAÇÃO DAS EMISSÕES DE GASES DO EFEITO ESTUFA EM LEIRAS  
ESTÁTICAS DE COMPOSTAGEM COM RECARGA DE RESÍDUOS: estudo de  
caso em uma agroindústria de processamento mínimo de hortaliças

Rio de Janeiro  
2020



UFRJ

Vinicius Matosinho de Paiva

**AVALIAÇÃO DAS EMISSÕES DE GASES DO EFEITO ESTUFA EM LEIRAS ESTÁTICAS DE COMPOSTAGEM COM RECARGA DE RESÍDUOS: estudo de caso em uma agroindústria de processamento mínimo de hortaliças**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Caio de Teves Inácio

Co-orientador: Claudinei de Souza Guimarães

Rio de Janeiro

2020

Paiva, Vinicius Matosinho de.

Avaliação das emissões de gases do efeito estufa em leiras estáticas de compostagem com recarga de resíduos: estudo de caso em uma agroindústria de processamento mínimo de hortaliças / Vinicius Matosinho de Paiva. – 2020.  
f.: 120. il. 30cm.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola Politécnica e Escola de Química, Programa de Engenharia Ambiental, Rio de Janeiro, 2020.

Orientadores: Caio de Teves Inácio e Claudinei de Souza Guimarães

1. Resíduo Orgânico. 2. Gases do Efeito Estufa. 3. Compostagem. 4. Gerenciamento de Resíduos. I. Inácio, Caio de Teves. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Escola Politécnica e Escola de Química. III. Avaliação das emissões de gases do efeito estufa em leiras estáticas de compostagem com recarga de resíduos: estudo de caso em uma agroindústria de processamento mínimo de hortaliças.



UFRJ

ii

AVALIAÇÃO DAS EMISSÕES DE GASES DO EFEITO ESTUFA EM LEIRAS ESTÁTICAS DE COMPOSTAGEM COM RECARGA DE RESÍDUOS: estudo de caso em uma agroindústria de processamento mínimo de hortaliças

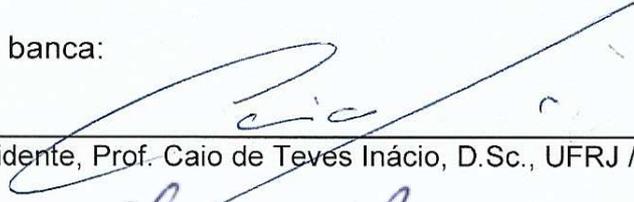
Vinicius Matosinho de Paiva

Orientador: Caio de Teves Inácio, D.Sc.

Co-orientador: Claudinei de Souza Guimarães, D.Sc.

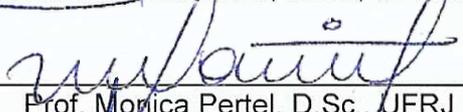
Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

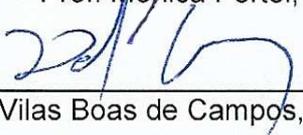
Aprovado pela banca:

  
\_\_\_\_\_  
Presidente, Prof. Caio de Teves Inácio, D.Sc., UFRJ / EMBRAPA

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Claudinei de Souza Guimarães, D.Sc., UFRJ

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Bianca Ramalho Quintaes, D.Sc., UFRJ / COMLURB

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Monica Pertel, D.Sc., UFRJ

  
\_\_\_\_\_  
Prof. David Vilas Boas de Campos, D.Sc., UFRRJ / EMBRAPA

Rio de Janeiro

2020

## AGRADECIMENTOS

Agradeço à toda minha família que é a minha base, sempre me ajudam, pensam no meu melhor e me dão todo o carinho que eu poderia esperar. Especialmente, ao meu pai, Mário César, minha mãe, Jussara, meu irmão, Igor, minhas avós, Geninha e Lourdes e a pequena que alegra todos nós, minha prima Sofia.

Agradeço à minha mulher e companheira, Thaiana (Thata), a quem eu amo e que sempre esteve do meu lado ao longo dessa caminhada, me deu todo suporte, carinho, amor e incentivo necessário para que eu pudesse concluir esse trabalho. Sem você eu não teria conseguido.

Agradeço ao Professor Caio de Teves Inácio pelos ensinamentos e orientação nesse trabalho.

Agradeço ao Professor Claudinei de Souza Guimarães pelas análises das amostras em seu laboratório e ensinamentos passados.

Agradeço à toda equipe do Rancho São Francisco de Paula, que sempre me recebeu muito bem em suas instalações e permitiu que esse estudo fosse realizado em seu pátio de compostagem.

Agradeço à Fundação Arthur Bernardes – FUNARBE pelo apoio financeiro durante a pesquisa.

Agradeço aos membros da banca examinadora que dedicaram seu tempo para avaliar meu trabalho e levantar críticas construtivas.

## RESUMO

PAIVA, Vinicius Matosinho de. **Avaliação das emissões de gases do efeito estufa em leiras estáticas de compostagem com recarga de resíduos: estudo de caso em uma agroindústria de processamento mínimo de hortaliças.** Rio de Janeiro, 2020. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental) – Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020.

A compostagem é uma tecnologia de tratamento de resíduos orgânicos com potencial para mitigação de emissões de Gases do Efeito Estufa (GEE). Este estudo foi realizado em uma agroindústria de processamento mínimo de hortaliças que trata seus resíduos (2,0 t/dia) através da compostagem no próprio local. Os objetivos foram: (i) avaliar o processo de biodegradação através do monitoramento dos níveis de O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> da leira de compostagem, (ii) medir *in situ* emissões de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O do processo de compostagem, (iii) estimar um fator de emissão por massa de resíduo tratado e (iv) comparar emissões de GEE evitadas em relação à disposição em aterros sanitários. As medições de gases internos foram realizadas com um analisador portátil. Para as emissões foi empregada a técnica da câmara estática com análise por cromatografia em fase gasosa. Os gases produzidos pela degradação do material orgânico variaram de acordo com as fases do processo. As relações entre as concentrações de O<sub>2</sub>/CO<sub>2</sub>/CH<sub>4</sub> na leira mostraram que durante a fase mesofílica inicial a atividade aeróbia de biodegradação predominou mesmo em baixas concentrações médias de oxigênio (<9%). Estes mesmos níveis representaram aumento na geração de CH<sub>4</sub> na fase termofílica apontando para a intensificação da atividade anaeróbia em regiões internas da leira (1/2 do volume da leira com O<sub>2</sub> < 9%). As emissões de CH<sub>4</sub> foram as mais significativas e ocorreram durante a recarga de resíduos, majoritariamente na fase termofílica. O fator de emissão de CH<sub>4</sub> estimado foi de  $1,81 \pm 0,80 \text{ gCH}_4 \cdot \text{kg}^{-1}$ . Em comparação à disposição em aterros sanitários, a compostagem praticada pela agroindústria evita a emissão de até 6.739 tCO<sub>2e</sub> em 10 anos de geração de resíduos.

Palavras-Chave: Resíduo Orgânico, Gases do Efeito Estufa, Compostagem, Gerenciamento de Resíduos, Mecanismo de Desenvolvimento Limpo

## ABSTRACT

PAIVA, Vinicius Matosinho de. **Evaluation of greenhouse gas emissions in composting static piles with continuous waste input: case study in a fresh cut vegetables processing plant.** Rio de Janeiro, 2020. Dissertation (Master in Science in Environmental Engineering) - Polytechnic School and School of Chemistry, Federal University of Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020.

Urban, agricultural, industrial and agroindustrial activities generate significant volumes of organic waste that can emit methane into the atmosphere when improperly handled. Composting is a technology for treating organic matter with potential for mitigating Greenhouse Gas (GHG) emissions. This study was carried out in a fresh-cut vegetables agro-industry that treats its organic wastes (2.0 t /day) through on-site composting. The goals were: (i) to evaluate the biodegradation process by monitoring the O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> levels of the composting windrow, (ii) to measure CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions *in situ* of the composting process employed, (iii) to estimate an emission factor per mass of treated waste and (iv) to compare avoided GHG emissions with landfill disposal. Internal gas measurements were performed with a portable gas analyzer. Closed static chamber technique with gas chromatography analysis was used for emissions. The gases produced by the degradation of organic material varied according to the stage of the process. Relationships between O<sub>2</sub>/ CO<sub>2</sub>/CH<sub>4</sub> levels in the windrow showed that during the initial mesophilic phase aerobic biodegradation activity predominated even at low average oxygen concentrations (<9%). These same levels represented an increase in CH<sub>4</sub> generation in the thermophilic phase, pointing out to intensification of anaerobic activity in internal regions (1/2 of windrow volume with O<sub>2</sub> < 9%). CH<sub>4</sub> emissions were the most significant and occurred during waste recharge stage, mainly in the thermophilic phase. The estimated CH<sub>4</sub> emission factor for the process was 1.81 ± 0.80 gCH<sub>4</sub>.kg<sup>-1</sup>. Compared to landfill disposal, composting by the agro-industry avoids emissions of up to 6,749 tCO<sub>2</sub>e in 10 years of waste generation.

Keywords: organic waste, greenhouse gases, composting, waste management, Clean Development Mechanisms

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Emissões provenientes de diferentes tipos de destinação final dos resíduos orgânicos. Métodos anaeróbios: (a) aterros sanitários (disposição); (b) processos anaeróbios de tratamento de dejetos orgânicos; e método aeróbio: (c) compostagem (Fonte: INÁCIO, 2010).....	7
Figura 2 – Gerenciamento dos RSU em diferentes países. Brasil em destaque (IPCC, 2013) .....	9
Figura 3 – Curva de temperatura na compostagem. A <sub>55</sub> : área correspondente a temperaturas superiores a 55°C. A <sub>40</sub> : área correspondente a temperaturas superiores a 40°C. (Fonte: MASON; MILKE, 2005).....	11
Figura 4 - Representação de uma leira com aeração passiva e o processo de degradação aeróbia (Fonte: INÁCIO; MILLER, 2009).....	12
Figura 5 - Registro temporal da evolução temperatura e pH no processo de compostagem e características de suas fases. (Fonte: BRAZAS, 2012).....	14
Figura 6 - Ilustração de uma leira de compostagem sendo revolvida por um trator agrícola com pá carregadeira, e na direita o exemplo um equipamento próprio para o revolvimento de leiras. (Fonte: RYNK, 1992) .....	15
Figura 7 – Leiras estáticas com aeração passiva (método UFSC) em patío de compostagem (Foto: Acervo próprio, 2018) .....	16
Figura 8 - Representação esquemática de uma leira estática com aeração forçada. (Fonte: RYNK, 1992) .....	17
Figura 9 - (a) Representação esquemática do posicionamento de câmaras estáticas sobre a leira para coletas de amostras utilizando seringa; (b) Câmaras posicionadas na leira; (c) Coleta de amostra gasosa sendo realizada (Fonte: SÁNCHEZ-MONEDERO et al., 2010; SÁNCHEZ et al., 2015) .....	20
Figura 10 – Esquerda: Desenho esquemático da câmara dinâmica utilizada. Direita: Câmaras dinâmicas posicionadas sobre a leira de compostagem (Fonte ZHU-BARKER et al., 2017).....	22
Figura 11 – Representação esquemática de uma câmara dinâmica cobrindo completamente a leira de compostagem (Fonte: AMILINGER et al., 2008). .....	23
Figura 12 – Direita: Desenho esquemático do túnel sobre a leira de compostagem. Esquerda: Túnel posicionado sobre a leira de compostagem durante o monitoramento. (Fonte: PHONG, 2012) .....	24
Figura 13 – Fluxograma do processamento mínimo de hortaliças (Fonte: Adaptado de SILVA et al., 2011).....	26
Figura 14 – Mapa de localização da Agroindústria no município de Teresópolis/RJ com detalhe para suas áreas de produção. (Fonte: Elaboração própria, 2020) .....	27
Figura 15 - Imagem aérea do patío de compostagem. (Fonte: Google Earth) .....	28
Figura 16 – Patío de compostagem com seis leiras em diferentes estágios. (Fonte: Acervo próprio, 2018) .....	30

Figura 17 – Esquerda: Leira de compostagem após recarga de resíduos. Direita: Leira de compostagem coberta com palha (Fonte: Acervo próprio, 2018) .....	30
Figura 18 - Fases da compostagem pelo método de leira estáticas com aeração passiva (Imagem gentilmente cedida por Dr. Caio de Teves Inácio).....	31
Figura 19 – (a) Resíduos orgânicos na área de mistura; (b) Cama de cavalo (esterco + serragem) sendo descarregada no pátio de compostagem; (c) Mistura de resíduos orgânicos com cama de cavalo sendo realizada e (d) Mistura pronta para ser introduzida na leira de compostagem (Fonte: Acervo próprio, 2018).....	32
Figura 20 – Analisador portátil de gases Gasboard-3200L. (Fonte: Wuhan Cubic Optoelectronics Co.,Ltd.) .....	33
Figura 21 – (a) Vista superior das seções de monitoramento da leira (Seções 1, 2 e 3); (b) Corte lateral da leira com pontos internos de monitoramento. (Fonte: Elaboração própria, 2018) .....	34
Figura 22 – (a) Haste guia acoplada com tubo de amostragem e sondas de temperatura utilizada para medições internas da leira, com detalhe de sua extremidade preparada para evitar a obstrução do tubo de amostragem. (b) Haste guia com tubo de amostragem e sondas de temperatura introduzida na leira. (c) Analisador de gases portátil sendo utilizado em campo. (Fonte: Acervo próprio, 2018).....	35
Figura 23 – (a) Câmara estática utilizada para amostragem das emissões com detalhe interno (b) Material utilizado para coleta de ar na câmara: <i>Vials</i> , seringas e bomba de vácuo. (c) Câmara posicionada no topo da leira durante amostragem das emissões com termômetro e seringa acoplada na válvula de 3 vias. (d) Armazenamento de <i>vials</i> com amostras de ar para serem enviados ao laboratório para análise. (Fonte: Acervo próprio, 2018) .....	37
Figura 24 – (a) Vista superior da leira com pontos de monitoramento de emissões. (b) Corte lateral da leira com pontos de monitoramento de emissões. (Fonte: Elaboração própria, 2018) .....	38
Figura 25 – (a) Equipamentos utilizados para análise dos gases; (b) Cromatógrafo de Fase Gasosa - CG Agilent 7820A e Coluna HP-PLOT/Q (30m x 0,530mm x 40.0 $\mu$ m); (c) Cromatograma de uma amostra. (Fonte: Acervo próprio, 2018) .....	40
Figura 26 - Evolução das concentrações dos gases ao longo do tempo no interior da câmara e estimativa das taxas de emissão para o ponto 1A após 38 dias do início da compostagem. ....	41
Figura 27 – Histograma e estatística descritiva dos dados de temperatura. (Fonte: Elaboração própria, 2020) .....	44
Figura 28 – Representação da seção transversal da leira com médias e desvio padrão da temperatura, em °C, em cada ponto monitorado da leira nos diferentes eventos de monitoramento. (Fonte: Elaboração própria, 2020).....	45
Figura 29 - Gráfico de monitoramento das temperaturas ambiente e interna da leira nº 2 entre o 49º e 82º dia. (Fonte: Elaboração própria, 2020) .....	46
Figura 30 - Gráficos das médias com intervalos de confiança (95%) da concentração dos gases: (a) O <sub>2</sub> , (b) CO <sub>2</sub> e (c) CH <sub>4</sub> , em três diferentes profundidades e três diferentes	

distâncias da parede lateral (DPL) dentro de uma leira estática de compostagem ao longo da sua vida útil. A DPL de 80 cm corresponde ao centro da leira. A profundidade varia de acordo com a fase que se encontra, sendo: Superior - 1/4 da altura total, Meio - 2/4 da altura total e Inferior – 3/4 da altura total. Resíduos utilizados: Restos de hortaliças e cama de cavalo (serragem + estrume). (Fonte: Elaboração própria, 2020) .....	48
Figura 31 – Gráfico das médias com intervalos de confiança (95%) das concentrações de O <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> e CH <sub>4</sub> dos pontos localizados nas DPL de 20, 50 e 80 cm. (Fonte: Elaboração própria, 2020) .....	49
Figura 32 - Gráficos de relação das médias com intervalos de confiança (95%) das concentrações de O <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> e CH <sub>4</sub> na leira durante o processo de compostagem. (Fonte: Elaboração própria, 2020) .....	51
Figura 33 – Histograma e estatística descritiva dos dados de concentração de O <sub>2</sub> no interior da leira. (Fonte: Elaboração própria, 2020) .....	52
Figura 34 - Representação da seção transversal da leira com médias e desvio padrão da concentração de O <sub>2</sub> , em %v-v, em cada ponto monitorado da leira nos diferentes eventos de monitoramento. Os pontos das DPLs de 20 e 50 cm, C e B, respectivamente, estão espelhados para representação completa da seção da leira. (Fonte: Elaboração própria, 2020) .....	53
Figura 35 - Histograma e estatística descritiva dos dados de concentração de CO <sub>2</sub> no interior da leira. (Fonte: Elaboração própria, 2020) .....	55
Figura 36 - Representação da seção transversal da leira com médias e desvio padrão da concentração de CO <sub>2</sub> , em %v-v, em cada ponto monitorado da leira nos diferentes eventos de monitoramento. Os pontos das DPLs de 20 e 50 cm, C e B, respectivamente, estão espelhados para representação completa da seção da leira. (Fonte: Elaboração própria, 2020) .....	56
Figura 37 - Histograma e estatística descritiva dos dados de concentração de CH <sub>4</sub> no interior da leira. (Fonte: Elaboração própria, 2020) .....	58
Figura 38 - Representação da seção transversal da leira com médias e desvio padrão da concentração de CH <sub>4</sub> , em %v-v, em cada ponto monitorado da leira nos diferentes eventos de monitoramento. Os pontos das DPLs de 20 e 50 cm, C e B, respectivamente, estão espelhados para representação completa da seção da leira. (Fonte: Elaboração própria, 2020) .....	59
Figura 39 - Médias das concentrações de O <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> e CH <sub>4</sub> (%v-v) internos e relação CH <sub>4</sub> /CO <sub>2</sub> na leira nos 3 <sup>o</sup> , 38 <sup>o</sup> , 49 <sup>o</sup> , 82 <sup>o</sup> , 119 <sup>o</sup> e 188 <sup>o</sup> dia de compostagem. (Fonte: Elaboração própria, 2020) .....	60
Figura 40 - Gráficos da relação entre a concentração dos gases nas fases termofílica, mesofílica inicial e final. (Fonte: Elaboração própria, 2020) .....	62
Figura 41 - Gráfico dos fluxos de emissão de CH <sub>4</sub> e CO <sub>2</sub> , em g.m <sup>-2</sup> .h <sup>-1</sup> , em cada dia e ponto de monitoramento com a média apresentada. A legenda do eixo x corresponde ao dia seguido do ponto monitorado. (Fonte: Elaboração própria, 2020) .....	66
Figura 42 – Médias e desvios padrão dos fluxos de emissão de CO <sub>2</sub> e CH <sub>4</sub> nos diferentes dias de monitoramento. *No 119 <sup>o</sup> dia nenhum ponto de monitoramento apresentou	

resultado satisfatório da regressão linear para o cálculo do fluxo de emissão de CH <sub>4</sub> . (Fonte: Elaboração própria, 2020) .....	69
Figura 43 – Média das concentrações de CH <sub>4</sub> registradas no interior da câmara nos pontos de amostragem ao longo do tempo. (Fonte: Elaboração própria, 2020) .....	70
Figura 44 – Relação entre o fluxo de emissão e a concentração média interna de CH <sub>4</sub> e CO <sub>2</sub> , (a) e (b), respectivamente, dos pontos localizados na coluna abaixo da câmara. (Fonte: Elaboração própria, 2020) .....	72
Figura 45 – (a) Médias e intervalos de confiança (95%) das concentrações de CH <sub>4</sub> e CO <sub>2</sub> nas amostras de gases em 3 profundidades e na câmara estática fechada utilizada para medir as emissões da leira de compostagem. (b) Relação entre as médias CH <sub>4</sub> /CO <sub>2</sub> . (Fonte: Elaboração própria, 2020).....	74
Figura 46 – Médias com intervalo de confiança (95%) das concentrações de N <sub>2</sub> O no interior da câmara nos tempos de amostragem. (Fonte: Elaboração própria, 2020) ...	76
Figura 47 – Conversão do nitrogênio e emissões durante a compostagem (Fonte: MAEDA et al., 2011) .....	77
Figura 48 – Fatores de emissão de CH <sub>4</sub> encontrados em estudos sobre a compostagem. (Fonte: Elaboração própria, 2020) .....	82
Figura 49 - Cenários de Destinação Final dos Resíduos. (Fonte: Adaptado de SAAE Pedreira, FOTON e Acervo próprio).....	84
Figura 50 – Gráfico: Evolução das emissões durante 20 anos para tratamento / disposição anual de 730,0 toneladas de resíduos orgânicos durante 10 anos em três diferentes cenários. Metodologia de cálculo: AMS.III.F, UNFCCC. (Fonte: Elaboração própria, 2020) .....	87
Figura 51 - Gráfico: Emissões totais após 20 anos para tratamento / disposição anual de 730 toneladas de resíduos orgânicos durante 10 anos em três diferentes cenários, incluindo emissões provenientes da combustão de combustíveis fósseis associadas a cada cenário. (Fonte: Elaboração própria, 2020) .....	88

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Características físico-químicas da mistura de resíduos, do composto final e os valores de referência para os parâmetros analisados, segundo a IN SDA nº25 de 2009. ....	32
Quadro 2 - Características do processo de compostagem realizado no pátio da agroindústria. ....	33
Quadro 3 – Eventos de Amostragem durante o ciclo de compostagem. ....	42
Quadro 4 - Médias e intervalos de confiança (95%) da concentração de gases, O <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> e CH <sub>4</sub> , internos da leira obtidos nas amostragens em três diferentes profundidades e três diferentes distâncias da parede lateral (DPL). ....	47
Quadro 5 - Resultados da regressão linear (valor <i>p</i> e R <sup>2</sup> ) da evolução da concentração de CO <sub>2</sub> e CH <sub>4</sub> , (a) e (b), respectivamente, no interior da câmara em cada ponto e dia monitorado. A legenda dos pontos corresponde à seção de monitoramento (1, 2 e 3) seguida do local de posicionamento da câmara no topo da leira, centro (A) ou próximo à lateral (B). ....	64
Quadro 6 – Box-plot e estatística descritiva dos fluxos de emissão de CH <sub>4</sub> , em g.m <sup>-2</sup> .h <sup>-1</sup> . ....	65
Quadro 7 – Box-plot e estatística descritiva dos fluxos de emissão de CO <sub>2</sub> , em g.m <sup>-2</sup> .h <sup>-1</sup> . ....	65
Quadro 8 - Resultados da regressão linear (valor <i>p</i> e R <sup>2</sup> ) da evolução da concentração de N <sub>2</sub> O no interior da câmara em cada ponto e dia monitorado. A legenda dos pontos corresponde à seção de monitoramento (1, 2 e 3) seguida do local de posicionamento da câmara no topo da leira, centro (a) ou próximo à lateral (b). O símbolo (-) significa que a correlação foi negativa. ....	75
Quadro 9 – Estatística descritiva da série completa de dados de concentração de N <sub>2</sub> O no interior da câmara, considerando todos os tempos de amostragem. ....	75
Quadro 10 – Comparação entre dados da literatura: Fatores de emissão (EF) de metano (CH <sub>4</sub> ) e óxido nitroso (N <sub>2</sub> O), por massa fresca de resíduo, em relação ao método de medição, metodologia de compostagem e tamanho das leiras. (Fonte: Adaptado de INÁCIO, 2010) ....	81

**LISTA DE EQUAÇÕES**

Equação (1) Cálculo do fluxo de emissão, em $\text{g.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ .....	41
Equação (2) Cálculo do fator de emissão, em $\text{g.kg}^{-1}$ .....	41
Equação (3) Cálculo de emissões de $\text{CH}_4$ em aterros sanitários (UNFCCC, 2017a) ..	85
Equação (4) Cálculo de emissões de $\text{CO}_2$ pela queima de combustível fóssil (UNFCCC, 2017c) .....	86
Equação (5) Cálculo de emissões pela compostagem (UNFCCC, 2017b).....	86

**LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
CEASA	Central Estadual de Abastecimento Sociedade Anônima
CO <sub>2</sub> e	Dióxido de carbono equivalente
DPL	Distância da Parede Lateral
EF	Fator de Emissão
GEE	Gases do Efeito Estufa
GWP	Potencial de Aquecimento Global ( <i>Global Warming Potential</i> )
IPCC	Painel Intergovernamental para Mudanças Climáticas ( <i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i> )
MDL	Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
MF	Massa Fresca
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
RCE	Reduções Certificadas de Emissões
RSU	Resíduo Sólido Urbano
UNFCCC	Convenção Quadro das Nações Unidas para as Mudanças Climáticas ( <i>United Nations Framework Convention on Climate Change</i> )

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	<b>1</b>
<b>1.1. Justificativa</b> .....	<b>3</b>
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	<b>5</b>
<b>2.1. Objetivo Geral</b> .....	<b>5</b>
<b>2.2. Objetivos Específicos</b> .....	<b>5</b>
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>6</b>
<b>3.1. Resíduos Orgânicos: Geração, destinação final e emissões de GEE</b> <b>6</b>	
<b>3.2. Compostagem</b> .....	<b>10</b>
<b>3.2.1. Métodos de Compostagem</b> .....	<b>14</b>
<b>3.2.1.1. Leiras com revolvimentos periódicos</b> .....	<b>14</b>
<b>3.2.1.2. Leiras estáticas com aeração passiva</b> .....	<b>15</b>
<b>3.2.1.3. Leiras estáticas com aeração forçada</b> .....	<b>17</b>
<b>3.2.1.4. Compostagem em Reatores Aeróbios</b> .....	<b>17</b>
<b>3.3. Legislações relacionadas à compostagem</b> .....	<b>18</b>
<b>3.4. Medição de emissões de GEE na compostagem</b> .....	<b>19</b>
<b>4. ÁREA DE ESTUDO</b> .....	<b>25</b>
<b>5. MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	<b>29</b>
<b>5.1. Caracterização do processo de compostagem</b> .....	<b>29</b>
<b>5.2. Medição de O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> e temperatura no interior da leira</b> .....	<b>33</b>
<b>5.3. Emissão de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O</b> .....	<b>36</b>
<b>5.3.1. Coleta de amostras</b> .....	<b>36</b>
<b>5.3.2. Análise das amostras – Cromatografia em fase gasosa</b> ...	<b>39</b>
<b>5.3.3. Cálculo das emissões</b> .....	<b>40</b>

5.3.4.	Eventos de Amostragem .....	42
5.3.5.	Comparação de fatores de emissão e emissões evitadas.	43
6.	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	43
6.1.	Temperatura .....	43
6.2.	Gases internos - O <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> e CH <sub>4</sub> .....	47
6.2.1.	Oxigênio (O <sub>2</sub> ) .....	52
6.2.2.	Dióxido de Carbono (CO <sub>2</sub> ) .....	54
6.2.3.	Metano (CH <sub>4</sub> ).....	57
6.2.4.	Relação entre gases nas diferentes fases da compostagem 60	
6.3.	Emissões de GEE.....	63
6.3.1.	Emissão de CO <sub>2</sub> e CH <sub>4</sub> .....	63
6.3.2.	Emissão de N <sub>2</sub> O.....	74
6.3.3.	Fator de emissão (EF).....	78
6.3.4.	Comparativo de emissões da compostagem em relação à disposição em aterro sanitário para o estudo de caso.....	84
7.	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....	89
	REFERÊNCIAS.....	92
	APÊNDICES .....	100

## 1. INTRODUÇÃO

O aumento nas emissões de gases do efeito estufa (GEE), que vem sendo observado ao longo das últimas décadas, é considerado o principal fator causador das mudanças climáticas (IPCC, 2013). Os GEE mais abundantes na atmosfera são o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), o metano ( $\text{CH}_4$ ) e o óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), todos estes associados a emissões por fontes antropogênicas. Entre os anos de 1750 e 2011, a concentração de  $\text{CO}_2$  na atmosfera aumentou de 278 para 390,5 ppm, enquanto a de  $\text{CH}_4$  passou de 722 para 1803 ppb e a de  $\text{N}_2\text{O}$  se elevou de 270 para 324,2 ppb durante esse mesmo período (IPCC, 2013).

Dentre as diferentes atividades antropogênicas que contribuem para a emissão de GEE, destacam-se as relacionadas ao tratamento e a disposição de resíduos. Estima-se uma contribuição em cerca de 3% do total de emissões de GEE a nível global e o principal gás associado à essa questão é o  $\text{CH}_4$ , seguido do  $\text{N}_2\text{O}$  em menor magnitude (IPCC, 2014). A elevada emissão de metano associada à essa atividade está diretamente relacionada à decomposição anaeróbia da matéria orgânica.

Os resíduos orgânicos dispostos em aterros sanitários, ou lixões quando não providos de estrutura adequada, são uma significativa fonte de emissão de  $\text{CH}_4$ , principalmente a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (IPCC, 2014). A quantidade global anual estimada para essa fonte foi de 847 Mt  $\text{CO}_2\text{e}$  (dióxido de carbono equivalente) no ano de 2010, que correspondeu a mais de 11% das emissões globais de metano (USEPA, 2013). Os resíduos orgânicos gerados na área rural e que têm outras formas de destinação final também contribuem para emissões de GEE. O tratamento de dejetos de animais criados em confinamento (bovinos, suínos, aves, etc) contribuiu com aproximadamente 206 Mt  $\text{CO}_2\text{e}$  de  $\text{CH}_4$  em 2010, representando cerca de 3% das emissões globais de metano (USEPA, 2013).

No Brasil, no período de 2015, as emissões totais de  $\text{CH}_4$  e  $\text{N}_2\text{O}$  foram, respectivamente, 17.621,9 e 614,7 Gg (BRASIL, 2017). O tratamento de resíduo sólidos, o manejo de dejetos animais e a queima de resíduos agropecuários juntos foram responsáveis por 13,1% das emissões totais de  $\text{CH}_4$ , com contribuição individual de 8,5%, 3,6% e 1,0% de cada atividade, respectivamente. Quanto à participação na emissão de  $\text{N}_2\text{O}$ , essas atividades

representaram respectivamente 1,3%, 2,5% e 0,7%, totalizando 4,5% (BRASIL, 2017). O tratamento de resíduos sólidos representa a segunda maior fonte de emissão de metano no país, atrás apenas da fermentação entérica, proveniente da agropecuária.

Diversas atividades e segmentos da economia geram quantidades significativas de resíduos sólidos orgânicos que necessitam de uma destinação final ambientalmente adequada como, por exemplo, os resíduos provenientes da agricultura, pecuária, agroindústria e a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos. Um dos segmentos agroindustriais que vem apresentando crescimento significativo nos últimos anos é o de alimentos minimamente processados. Estes podem ser classificados como frutas e hortaliças em estado fresco que foram descascados, cortados, higienizados e embalados para serem comercializados prontos para o consumo (SILVA et al., 2011). A busca de consumidores por alimentos saudáveis e de rápido preparo associado ao aumento de serviços de comida rápida, como *fast-foods*, lanchonetes, restaurantes, hospitais, etc, são os motivos para o aumento da demanda por esse tipo de produto (CENCI, 2011).

Junto com o seu crescimento, a agroindústria dos minimamente processados tem que lidar com o aumento da quantidade de resíduos sólidos orgânicos gerados durante o processo. Todos os resíduos que seriam produzidos pelos diversos domicílios e estabelecimentos comerciais no preparo desses alimentos, caso fossem vendidos *in natura*, se concentram no estabelecimento agroindustrial. Para os consumidores desses produtos, esse é um ponto positivo. Cozinhas industriais apontam como uma das principais vantagens dos minimamente processados a redução de resíduos gerados dentro da cozinha, reduzindo também os custos relacionados à destinação final dos mesmos (SILVA et al., 2011).

No Brasil, o método mais utilizado para destinação final de resíduos sólidos é a disposição em aterros sanitários ou em locais sem estrutura adequada. Dados da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – ABRELPE mostram que do total de resíduos sólidos urbanos (RSU) coletados em 2017, 59,1% tiveram sua disposição final em aterros sanitários, 22,9% em aterros controlados e 18,0% em lixões (ABRELPE, 2018). Esses números representam um recebimento diário de 80.000 toneladas

de RSU, contendo alto percentual de matéria orgânica, em unidades de disposição final inadequadas. Na cidade do Rio de Janeiro, os resíduos domiciliares apresentam em sua composição aproximadamente 49,2% em massa de resíduos orgânicos, que são diretamente depositados em aterro (QUINTAES et al., 2018). A disposição de resíduos orgânicos em locais inapropriados provoca degradação do solo, contaminação dos rios e lençóis freáticos, por meio do lixiviado gerado, e poluição atmosférica, devido à liberação do biogás.

Alternativamente, a compostagem é uma tecnologia para o tratamento de resíduos orgânicos com potencial para redução de GEE quando comparada ao aterramento dos resíduos (UNFCCC, 2016). Com base no exposto, esse trabalho permite avaliar às emissões de GEE na compostagem, através de estudo de caso em uma agroindústria de processamento mínimo de hortaliças, e compara-las à disposição final em aterros sanitários, método amplamente empregado no país e importante fonte de CH<sub>4</sub>.

### **1.1. Justificativa**

Embora ainda pouco utilizada no Brasil para a destinação final de resíduos orgânicos, a compostagem apresenta um grande potencial de mitigação de emissão de GEE, principalmente o metano, e é reconhecida como um Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) pela Convenção Quadro das Nações Unidas para as Mudanças Climáticas (*United Nations Framework Convention on Climate Change – UNFCCC*).

Para desenvolvimento de projetos MDL, a UNFCCC apresenta diversas metodologias aprovadas para cálculo de emissões e reduções certificadas de emissões (RCE). As metodologias AMS-III.F e ACM0022 tratam sobre emissões de metano evitadas a partir da compostagem, comparado à disposição dos resíduos em aterro sanitário, em pequena e grande escala respectivamente. Ambas são aplicáveis à “compostagem da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos e resíduos de biomassa provenientes de atividades agrícolas ou agroindustriais, incluindo estrume” (UNFCCC, 2016).

A compostagem é uma tecnologia utilizada no tratamento de resíduos orgânicos que consiste na degradação da matéria orgânica por meio de um processo biológico, aeróbio e termofílico (HAUG, 1993), tendo como resultado final um produto estável, rico em substâncias húmicas e nutrientes, denominado composto orgânico (INÁCIO; MILLER, 2009). Durante a compostagem, os microrganismos utilizam o oxigênio para decompor a matéria orgânica, liberando CO<sub>2</sub>, vapor d'água e calor. Ao final do processo, a transformação do resíduo orgânico permite uma redução em volume e peso do material e o composto gerado pode ser utilizado na agricultura como fertilizante orgânico, promovendo a reciclagem dos nutrientes e da matéria orgânica para os solos.

Esta técnica, por ser um processo de tratamento aeróbio, emite pequenas quantidades de metano por massa de resíduo tratado comparada aos processos anaeróbios, como a disposição em aterros, principalmente quando realizada de forma correta e bem manejada (INÁCIO, 2010; AMLINGER et al., 2008). No entanto, as características individuais de cada processo de compostagem podem influenciar nos seus resultados. O tipo de resíduo, o método e a escala da compostagem influenciam nas suas emissões pois interferem em fatores do processo biológico da degradação da matéria orgânica, sobretudo a disponibilidade de oxigênio para a atividade microbiológica (INÁCIO, 2010). O manejo incorreto do processo pode favorecer o estabelecimento de condições anaeróbias que resultam em elevadas emissões de metano (ANDERSEN et al., 2010; PHONG, 2012). Conseqüentemente, a produção de gases e os níveis de emissão de CH<sub>4</sub> na compostagem funcionam como sinalizadores se o processo aeróbio e termofílico está ocorrendo conforme o esperado.

Sendo assim, faz-se necessário que se identifique o processo de geração de gases e suas emissões na compostagem considerando as particularidades de cada processo. Diversos estudos têm sido realizados, com variadas metodologias, objetivando calcular os níveis de emissão pela compostagem de resíduos com diferentes características, como: restos de alimentos, resíduos de jardinagem, esterco de cavalo, dejetos de suínos, bovinos e aves criados em confinamento (ANDERSEN et al., 2010; ANGNES, 2012; HAO et al., 2010; INÁCIO, 2010; PHONG, 2012; ZHU-BARKER et al., 2017) e é possível observar um largo intervalo de fatores de emissão encontrados, com valores que se

aproximam e outros que divergem do recomendado por metodologias de projetos MDL.

O uso da compostagem para o tratamento dos resíduos orgânicos é uma forma de destinação final ambientalmente adequada e recomendada, seja para os RSU, resíduos agrossilvopastoris ou agroindustriais, que vêm aumentando com o crescimento populacional e das atividades desses setores (BRASIL, 2012). Entretanto, é importante assegurar que as condições de operação do processo garantam o resultado desejado na técnica da compostagem, com baixas emissões de GEE, possibilitando, assim, fatores de emissão reduzidos e que permitam projetos a serem registrados como MDL para captar recursos via mercado de carbono e/ou via imagem no mercado sustentável.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo Geral**

Medir *in situ* as emissões atmosféricas de GEE da compostagem de resíduos de uma agroindústria de processamento mínimo de hortaliças.

### **2.2. Objetivos Específicos**

- ✓ Medir os níveis de O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> durante o processo de compostagem como forma de avaliar o processo de biodegradação;
- ✓ Medir as emissões de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O ao longo da compostagem e estimar os fatores de emissão por massa de resíduo;
- ✓ Comparar os fatores de emissão medidos *in situ* e os fatores de emissão sugeridos pelo IPCC e pela metodologia MDL aprovada pela UNFCCC para projetos de compostagem;
- ✓ Comparar as emissões evitadas com o tratamento de resíduos pela compostagem e as opções de aterros sanitários disponíveis empregando as metodologias para projetos MDL.

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1. Resíduos Orgânicos: Geração, destinação final e emissões de GEE

No ano de 2017 foram gerados aproximadamente 78,4 milhões de toneladas de RSU no Brasil (ABRELPE, 2018). De acordo com o Plano Nacional de Resíduos Sólidos, em sua versão preliminar, os resíduos orgânicos representam mais de 50% do total de RSU gerados no país (BRASIL, 2012). Para as atividades industriais e agrossilvopastoris, foi estimada a geração anual de 800 milhões de toneladas de resíduos orgânicos (BRASIL, 2012).

Os resíduos agrossilvopastoris são classificados como aqueles “gerados nas atividades agropecuárias e silviculturais, incluídos os relacionados a insumos utilizados nessas atividades” (BRASIL, 2010). No setor da agricultura e agroindústria, é observada pouca preocupação quanto à geração de resíduos e o seu correto manejo, o que pode acarretar em significativos impactos ao meio ambiente dada a grande quantidade de resíduos gerada por essas atividades (IPEA, 2012). Na pecuária esse mesmo cenário é observado em relação aos dejetos de animais que são produzidos.

Um dos impactos associados ao manejo incorreto desses resíduos é a emissão de GEE para a atmosfera, entretanto, com métodos de tratamento adequados é possível reduzir a geração desses gases e o seu consequente impacto (BRASIL, 2012). Segundo dados publicados na 4ª Edição das Estimativas Anuais de Emissões de GEE Brasil (2017), na agropecuária, o manejo de dejetos animais apresentou emissão de 18.092 Gg CO<sub>2</sub>e no ano de 2015, enquanto a incorporação dos resíduos agrícolas no solo 16.229 Gg CO<sub>2</sub>e e a sua queima 5.008 Gg CO<sub>2</sub>e. Essas emissões representaram um aumento de 17,51%, 79,84% e 26,58%, respectivamente, quando comparadas ao ano de 2005. Em relação às emissões oriundas do tratamento de resíduos, o valor foi de 31.587 Gg CO<sub>2</sub>e somente para a disposição dos resíduos sólidos orgânicos em aterros sanitários e lixões, representando um aumento de 15,22% em relação a 2005 (BRASIL, 2017).

Os resíduos orgânicos podem ter sua destinação final em sistemas anaeróbios ou sistemas aeróbios. Nos sistemas anaeróbios, onde a decomposição da matéria orgânica ocorre na ausência de O<sub>2</sub>, há a geração de

$\text{CH}_4$  como principal gás do processo, que é formado a partir do consumo de  $\text{CO}_2$ , hidrogênio e ácido acético por microrganismos metanogênicos (EPSTEIN, 1997). Em sistemas aeróbios, a biodecomposição tem como principal gás resultante o  $\text{CO}_2$ , que é liberado pela ação de degradação biológica de bactérias que usam o  $\text{O}_2$  para transformar o carbono do substrato orgânico para obter energia (INÁCIO; MILLER, 2009). Devido à sua origem biogênica, fixado previamente pela fotossíntese, o  $\text{CO}_2$  emitido na compostagem não possui impacto adicional na concentração de GEE na atmosfera e, por isso, não contribui para o aquecimento global (SÁNCHEZ et al., 2015).

Dentre os sistemas anaeróbios, destacam-se o aterro sanitário, método mais utilizado no Brasil para os RSU, as lagoas de estabilização e as esterqueiras, utilizadas para dejetos de animais, especialmente bovinos e suínos confinados, e os biodigestores. Como sistema aeróbio, é destacado a compostagem, que tem obtido sucesso quando aplicada para o tratamento de resíduos orgânicos provenientes da agricultura, atividades industriais e atividades urbanas (INÁCIO, 2010). A Figura 1 apresenta os principais gases associados aos diferentes tipos de destinação final.

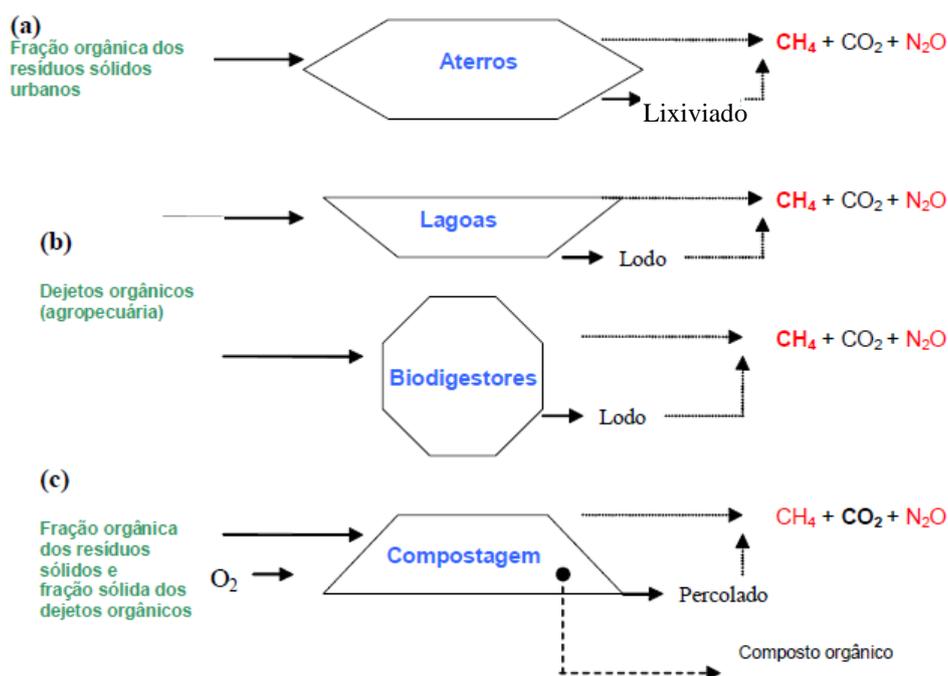


Figura 1 – Emissões provenientes de diferentes tipos de destinação final dos resíduos orgânicos. Métodos anaeróbios: (a) aterros sanitários (disposição); (b) processos anaeróbios de tratamento de dejetos orgânicos; e método aeróbio: (c) compostagem (Fonte: INÁCIO, 2010)

De acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT (1992), o aterro sanitário é caracterizado como uma técnica de disposição de resíduos sólidos no solo que utiliza princípios da engenharia para minimizar os impactos ambientais, confinando os resíduos, reduzindo-os em menor área e volume e cobrindo-os com uma camada de terra após a disposição, de maneira a não causar danos à segurança e à saúde pública. Os aterros sanitários apresentam mecanismos de proteção como impermeabilização do solo, drenagem, captação e tratamento de lixiviado e gás. Segundo a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei nº 12.305 de 2010, apenas os rejeitos - resíduos sólidos que não possuem mais qualquer possibilidade de reciclagem ou reutilização por processos tecnológicos e economicamente viáveis – devem ser dispostos em aterros sanitários.

A biodigestão anaeróbia é uma técnica utilizada globalmente para tratar resíduos orgânicos das atividades industriais, agrícolas e até mesmo urbanas. Esse método de tratamento se dá através da degradação da fração orgânica por microrganismos anaeróbios, gerando gases, principalmente metano, e uma nova biomassa, que podem ser aproveitados energeticamente e como biofertilizante, respectivamente (CHERNICHARO, 1997; KELLEHR et al., 2002). Através de sistemas anaeróbios fechados como os biodigestores é possível capturar e utilizar o gás produzido para o seu aproveitamento energético. Nas lagoas de estabilização e esterqueiras, métodos frequentemente utilizados para tratamento de dejetos animais, também ocorre a decomposição anaeróbia e por serem sistemas abertos o metano é emitido diretamente para a atmosfera.

Conforme o art. 9º da PNRS, a disposição final (aterro sanitário) é a última opção de que deve ser considerada no gerenciamento de resíduos, devendo-se dar prioridade a não geração, redução, reuso, reciclagem e tratamento dos mesmos. Entretanto, no Brasil a maior parte dos RSU é destinada para os aterros sanitários e muitas vezes para aterros controlados e lixões, que não possuem os dispositivos adequados para o controle ambiental (ABRELPE, 2018), diferente de países desenvolvidos que destinam uma parcela significativa para tratamentos como a compostagem ou que envolvam o seu aproveitamento energético (IPCC, 2013). A Figura 2 mostra a destinação final dos RSU em diversos países, inclusive no Brasil.

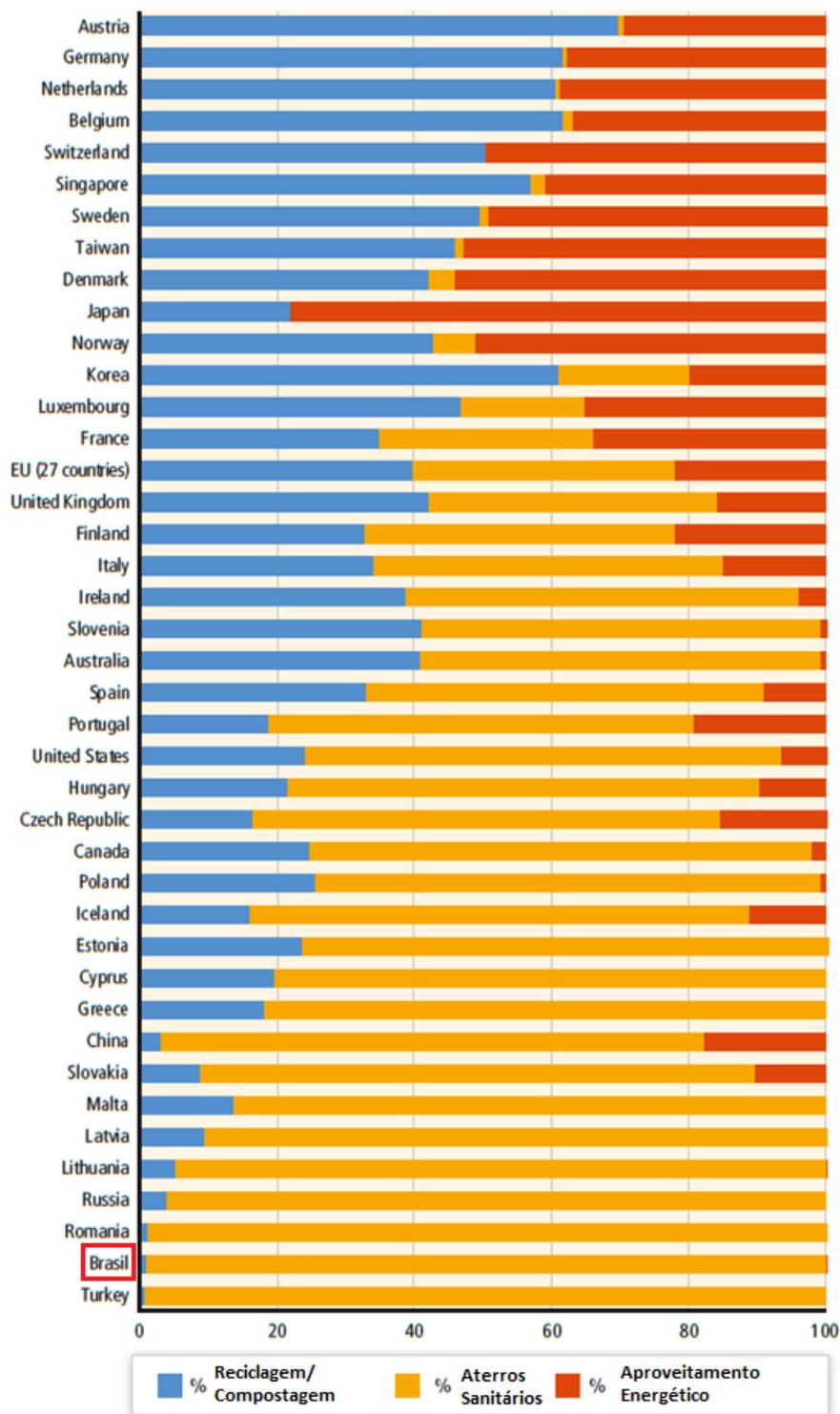


Figura 2 – Gerenciamento dos RSU em diferentes países. Brasil em destaque (IPCC, 2013)

Barton et al. (2008) analisaram as emissões de GEE em diferentes cenários para destinação final de resíduos orgânicos e concluíram que a compostagem e a biodigestão com geração de energia, aplicados separadamente ou em conjunto, apresentam os melhores resultados em termos de carbono-eficiência. Os autores indicam que essas práticas apresentam

potencial de captação de recursos via projetos MDL em países emergentes, através da comercialização de RCE no mercado de carbono. Projetos descentralizados de compostagem podem ter seus registros MDL inviabilizados devido aos elevados custos envolvidos na transação. Entretanto, a junção de diversas usinas de compostagem de pequena escala em um único projeto pode gerar maior quantidade de RCEs para arrecadação e garantir a viabilidade financeira do registro (INÁCIO, 2010; YENNETI; GAMARALALAGE, 2012)

Rogger et al. (2011) afirmam que apesar de não haver um grande número de projetos MDL registrados, a compostagem tem maior contribuição para o desenvolvimento sustentável quando analisados os seus três pilares (social, ambiental e financeiro) do que projetos mais comuns como captação de biogás em aterros sanitários para aproveitamento energético. Devido a sua relativa simplicidade quando comparada a sistemas com aproveitamento energético, a compostagem deve ser o primeiro método de tratamento a se considerar para substituir a disposição dos resíduos orgânicos em aterros (BARTON et al., 2008). Adicionalmente, a compostagem é uma técnica considerada de baixo investimento e gastos com manutenção, o que pode representar um menor custo de abatimento por tCO<sub>2</sub>e em comparação com a captura de metano em biodigestores ou aterros sanitários (INÁCIO, 2010).

### **3.2. Compostagem**

Não há na literatura uma definição universal de compostagem (HAUG, 1993), elas podem diferenciar de acordo com a perspectiva microbiológica, agrônômica ou de engenharia ambiental (INÁCIO; MILLER, 2009). Entretanto, todas destacam as características aeróbia e termofílica do processo, o que elimina completamente os processos anaeróbios de decomposição (INÁCIO, 2010).

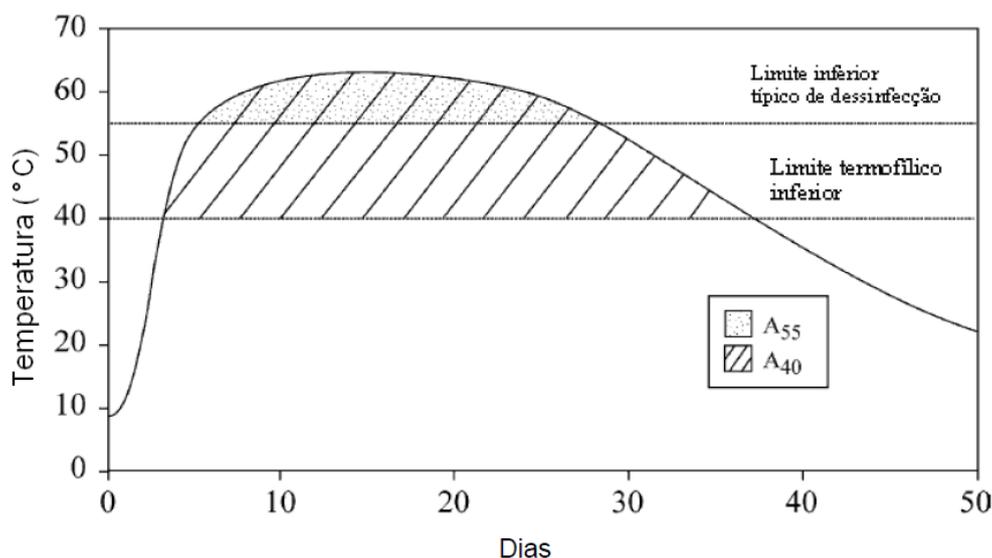
Inácio e Miller (2009) definem o processo da compostagem como a “biodecomposição da matéria orgânica dependente de oxigênio e com geração de calor, levando a temperaturas típicas de 50° C a 60° C, e picos que podem chegar a mais de 70° C”.

Haug (1993) apresenta como uma definição prática de compostagem a seguinte:

“a decomposição biológica e estabilização de substratos orgânicos, sob condições que permitem o desenvolvimento de temperaturas termofílicas como resultado do calor produzido biologicamente, para produzir um produto final que é estável, livre de patógenos e sementes de plantas e pode ser benéficamente aplicado na terra.” (HAUG, 1993)

Epstein (1997) diz que a compostagem deve ser controlada através do seu manejo e otimização para garantir a degradação do material orgânico potencialmente putrescível até sua estabilização, resultando em um produto vantajoso e livre de patógenos que possa ser seguramente utilizado para melhorias no solo ou outro benefício.

A temperatura na compostagem apresenta uma variação típica, com acentuada elevação nos primeiros dias, seguido por um período estendido de temperaturas estabilizadas entre 50-60°C (fase termofílica). Após a decomposição da maior parte da matéria orgânica é observada a redução gradual da temperatura (RYNK, 1992). A Figura 3 mostra a curva de temperatura típica do processo. Durante a compostagem há a atuação de dois grupos principais de microrganismos: os mesófilos, com atividade ótima até 45 °C; e os termófilos que crescem em temperaturas superiores a 45 °C até 75 °C (MILLER, 1993).



**Figura 3 – Curva de temperatura na compostagem. A<sub>55</sub>: área correspondente a temperaturas superiores a 55°C. A<sub>40</sub>: área correspondente a temperaturas superiores a 40°C. (Fonte: MASON; MILKE, 2005)**

A mudança de temperatura na compostagem é uma consequência da atividade microbiológica, que produz calor, CO<sub>2</sub> e água metabólica durante a

degradação aeróbia (Figura 4). Temperaturas termofílicas são desejadas no processo de compostagem pois garantem a destruição de vários patógenos e lavas de moscas (INÁCIO; MILLER, 2009). A Resolução CONAMA 481 de 2017 estabelece um período mínimo de quatorze dias com temperaturas acima de 55°C ou 3 dias acima de 65°C para a higienização dos resíduos em sistemas de compostagem abertos. Rynk (1992) afirma que, agronomicamente, temperaturas acima de 55°C são capazes de destruir significativa quantidade de patógenos de plantas e sementes de ervas daninhas são eliminadas em temperaturas superiores a 63°C.

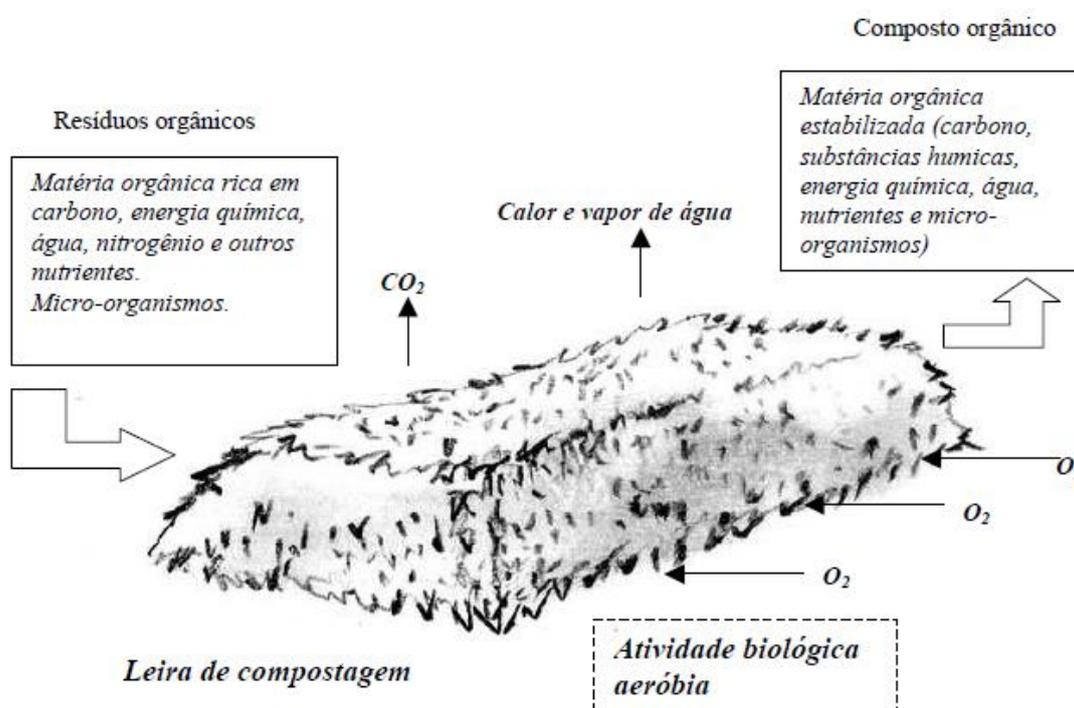


Figura 4 - Representação de uma leira com aeração passiva e o processo de degradação aeróbia (Fonte: INÁCIO; MILLER, 2009)

Inácio (2010) divide o processo de compostagem em quatro fases distintas de acordo com o desenvolvimento da temperatura e a sucessão de grupos de microrganismos que colonizam a massa de resíduos. Na **fase inicial ou de aquecimento** ocorre a elevação da temperatura até 40°C - 45°C em um curto período de tempo, geralmente menor do que 24h, mas podendo levar até 3 dias dependendo das características do material. O aquecimento ocorre devido à expansão das colônias de microrganismos mesófilos que liberam calor através da intensificação da ação de decomposição. Quando a temperatura ultrapassa

os 45°C, a atividade dos mesófilos é suprimida e as condições ficam ideais para o crescimento da comunidade microbiana termófila (TIQUIA, 2005).

A **fase termofílica** é marcada por temperaturas superiores a 45°C, predominando entre 50°C e 65°C, e intensa decomposição do material orgânico, principalmente por bactérias termófilas. A geração de calor ocorre com maior intensidade, o que favorece a manutenção de elevadas temperaturas e a dinâmica de fluxo de ar na leira, que contribui para a aeração passiva que ocorre por convecção. Em função das elevadas taxas de decomposição, essa é a fase em que ocorre o maior consumo de O<sub>2</sub> e a geração de vapor (INÁCIO; MILLER, 2009).

Na **fase mesofílica**, após a degradação de maior parte da matéria orgânica, as atividades microbiológicas diminuem, ocasionando a redução da temperatura da massa de resíduos, que atinge novamente a faixa inferior a 45°C. Nessa fase ocorre a degradação de substâncias orgânicas mais resistentes pela comunidade microbiana mesófila, composta por bactérias, fungos e actinomicetos (INÁCIO, 2010).

Por fim, na **fase de maturação** a atividade biológica ocorre em níveis muito baixos e, conseqüentemente, o consumo de oxigênio, a geração de calor e a evaporação da umidade são bastante reduzidos (RYNK, 1992). A leira já não possui mais a capacidade de auto aquecimento. A maturação do composto acontece com a formação de substâncias húmicas em maior intensidade (INÁCIO; MILLER, 2009), até a temperatura da leira atingir a temperatura ambiente, indicando que o composto orgânico está pronto para ser utilizado (RYNK, 1992).

As características das fases descritas da compostagem são apresentadas na Figura 5.

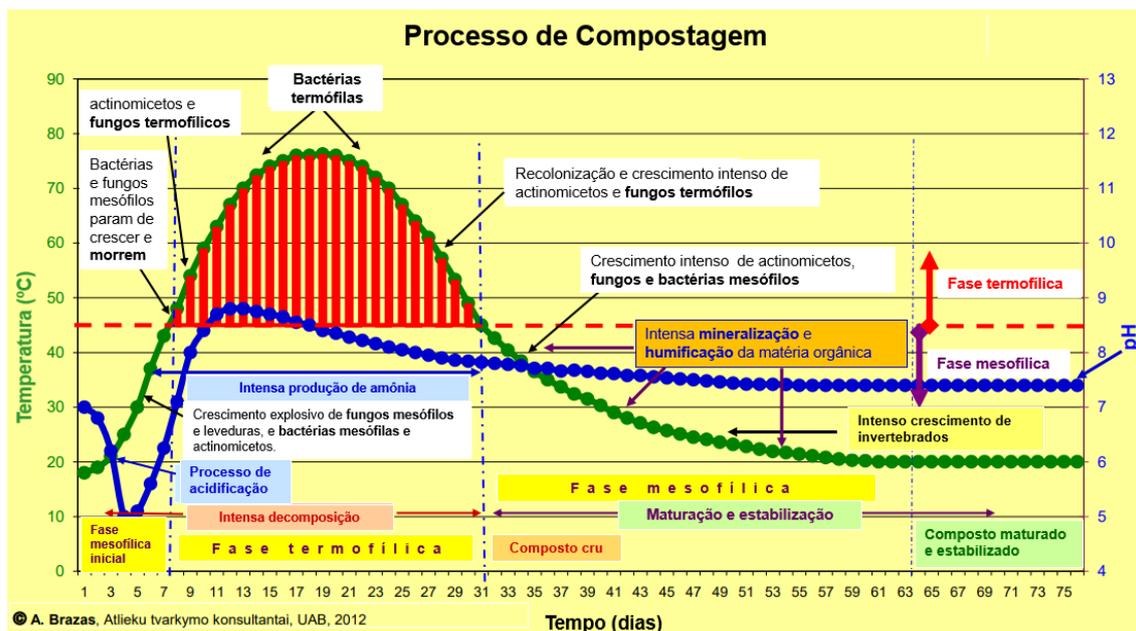


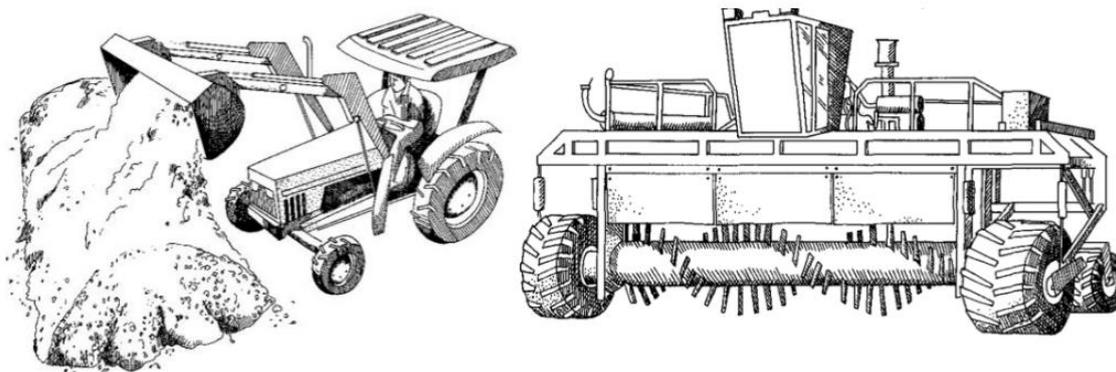
Figura 5 - Registro temporal da evolução temperatura e pH no processo de compostagem e características de suas fases. (Fonte: BRAZAS, 2012)

### 3.2.1. Métodos de Compostagem

Diversos métodos podem ser empregados para garantir condições favoráveis à degradação aeróbia e que o processo de compostagem ocorra conforme o esperado. Segundo Inácio e Miller (2009), três características principais estão associadas aos diferentes métodos de compostagem: frequência de revolvimento das leiras, forma de aeração (passiva ou forçada), e o confinamento ou não do material em sistemas fechados (reatores).

#### 3.2.1.1. Leiras com revolvimentos periódicos

Esse método é caracterizado pelo revolvimento frequente da massa de resíduos e é o mais difundido no Brasil. É um método de baixo custo e de simples operação que pode ser realizado por máquinas comuns (INÁCIO; MILLER, 2009). A Figura 6 ilustra uma operação de revolvimento através de um trator agrícola com pá carregadeira e um equipamento específico para revolvimentos.



**Figura 6 - Ilustração de uma leira de compostagem sendo revolvida por um trator agrícola com pá carregadeira, e na direita o exemplo um equipamento próprio para o revolvimento de leiras. (Fonte: RYNK, 1992)**

O revolvimento constante é feito com o objetivo de fornecer oxigênio ao material em decomposição. Entretanto, Epstein (1997) afirma que essa não é uma estratégia eficiente de aeração pois os elevados níveis de oxigênio fornecido pelo revolvimento caem muito rapidamente, em alguns minutos, devido ao acelerado consumo pela atividade biológica. Dessa maneira, a principal função do revolvimento é conferir a porosidade necessária na leira de maneira a garantir espaços livres nos seus interstícios que melhorem sua capacidade de aeração natural (HAUG, 1993).

Esse método exige áreas maiores para o pátio de compostagem devido às operações de revolvimento e também aumentam a geração de percolado e odores. É verificado melhor desempenho para compostagem de grandes quantidades de resíduos de jardinagem, material vegetal, folhas secas e grama do que para resíduos orgânicos com elevada umidade, como restos de comida (INÁCIO; MILLER, 2009).

### **3.2.1.2. Leiras estáticas com aeração passiva**

O método conhecido como leiras estáticas com aeração passiva não envolve revolvimentos frequentes e se baseia no chamado “efeito chaminé” para promover a propagação do ar pela leira de compostagem. O aquecimento da leira produz efeito convectivo na circulação do ar, onde o ar quente sai pela parte superior da leira e o ar mais frio entra pelas suas laterais, criando assim um fluxo

continuo (INÁCIO; MILLER, 2009). Rynk (1992) sugere a colocação de tubos perfurados envolvidos por um material poroso sob a leira, de maneira a permitir que o ar entre na parte inferior da leira com mais facilidade.

Entretanto, é possível garantir a aeração passiva sem esse dispositivo. Inácio e Miller (2009) descrevem um método de leiras estáticas com aeração passiva, denominado método da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), que não utiliza qualquer equipamento e se baseia apenas na “arquitetura” das leiras, na disposição em camadas e na mistura adequada dos resíduos. Nesse método a mistura de resíduos utilizada deve possuir uma alta proporção de material estruturante (baixa densidade e elevada relação C/N), como cavaco de madeira, podas de árvores ou materiais similares para garantir porosidade adequada da leira. A montagem da leira é realizada na forma retangular, com paredes quase retas em relação ao solo que favorecem a sua aeração (Figura 7). Para auxiliar na sua construção geralmente são utilizados materiais vegetais (palha) em suas laterais e no topo que ajudam na sustentação, além de não deixarem os resíduos expostos (INÁCIO; MILLER, 2009)

Essa é uma técnica com baixo custo de implantação, operação simples, pouca exigência de máquinas ou equipamentos e que requer área reduzida para o tratamento de resíduos quando comparada à compostagem com revolvimentos.



**Figura 7 – Leiras estáticas com aeração passiva (método UFSC) em patío de compostagem (Foto: Acervo próprio, 2018)**

### 3.2.1.3. Leiras estáticas com aeração forçada

Nesse método a aeração da leira é promovida por equipamentos que insuflam ou aspiram ar no interior da leira através de tubos introduzidos na massa de resíduos (RYNK, 1992). A Figura 8 ilustra o funcionamento desse sistema. Epstein (1997) afirma que essa é uma estratégia de aeração mais eficiente do que os revolvimentos, principalmente na fase termofílica, quando o consumo de oxigênio é mais elevado. Essa técnica permite um maior controle do processo, com regulação do fornecimento de  $O_2$ , melhor controle de odores e tempo reduzido de compostagem, no entanto, necessita de um investimento inicial mais elevado e manutenção dos equipamentos, o que pode ser um motivo de não ser muito empregada no Brasil (INÁCIO; MILLER, 2009)

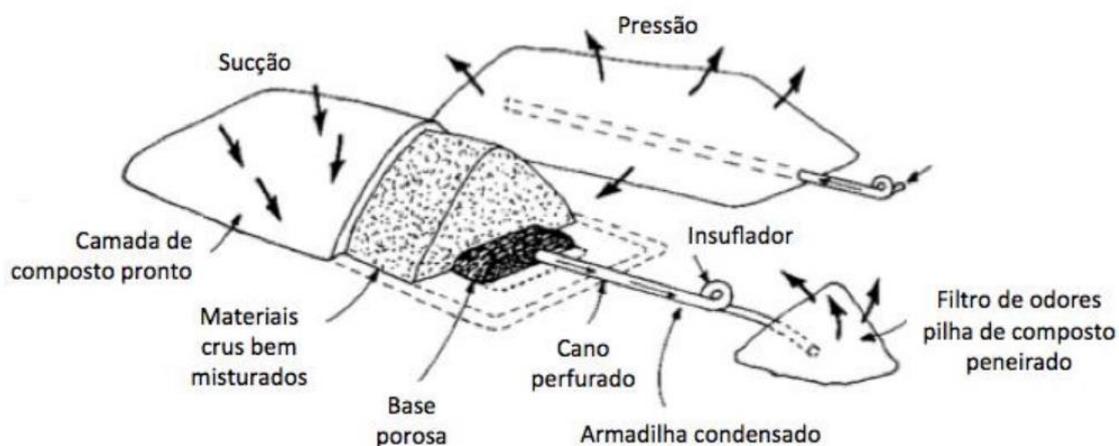


Figura 8 - Representação esquemática de uma leira estática com aeração forçada. (Fonte: RYNK, 1992)

### 3.2.1.4. Compostagem em Reatores Aeróbios

Esse é um grupo de métodos de compostagem onde há o confinamento dos resíduos em sistemas fechados, como estruturas de alvenaria, containers, cilindros ou recipientes, chamados de reatores aeróbicos. Essas técnicas são dependentes da aeração forçada ou revolvimento mecânico da massa compostada, que são necessariamente aplicadas em paralelo para fornecer o oxigênio (RYNK, 1992).

Entre os aspectos positivos desse grupo destacam-se a otimização do espaço, pois ocupa menor área em relação aos demais, a redução do tempo necessário para a compostagem, que conta com uma fase termofílica reduzida, além da menor influência das variações climáticas por se tratar de sistemas fechados. Em contrapartida, há a necessidade de elevado investimento inicial, manutenção dos equipamentos e uso de energia externa, além de serem dimensionados para uma capacidade específica de resíduos, o que dá menor flexibilidade para tratar volumes variáveis (INÁCIO; MILLER, 2009).

### **3.3. Legislações relacionadas à compostagem**

Dentre as legislações que tratam sobre a compostagem e o composto orgânico produzido pelo bioprocessamento pode-se destacar a PNRS, Lei nº 12.305 de 2 de agosto de 2010, a Resolução CONAMA 481 de 2017 e a Instrução Normativa SDA nº25 de 2009.

De acordo com o art. 3º, inciso XIV, da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), os processos, como a compostagem, que promovem a transformação dos resíduos orgânicos em fertilizantes e adubos podem ser denominados como processos de reciclagem. Assim, a fração orgânica não deve ser considerada rejeito, e as estratégias de gestão e gerenciamento desses resíduos (em qualquer escala) devem promover a sua reciclagem (BRASIL, 2010).

Ainda, em seu art. 36º, inciso V, a PNRS prevê a necessidade dos titulares dos serviços públicos de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos realizarem a “implantação de sistemas de compostagem para resíduos sólidos orgânicos e articulação com os agentes econômicos e sociais de formas de utilização do composto produzido”. Dessa forma, entende-se que a viabilização da compostagem da fração orgânica dos resíduos é uma das obrigações municipais instituídas pela Lei 12.305 de 2010.

A Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA 481 de 2017 estabelece critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem dos resíduos orgânicos. Dessa maneira, as unidades de compostagem em operação devem atender aos requisitos mínimos de qualidade, controle e prevenção ambiental desta

resolução. Dentre as medidas, podem-se destacar: proteção do solo por meio de impermeabilização; adoção de medidas para minimização de a emissão de odores e lixiviado; controle da temperatura do processo, entre outras (BRASIL, 2017).

Já a Instrução Normativa SDA nº 25, de 23 de julho de 2009 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), atribui especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura (BRASIL, 2009).

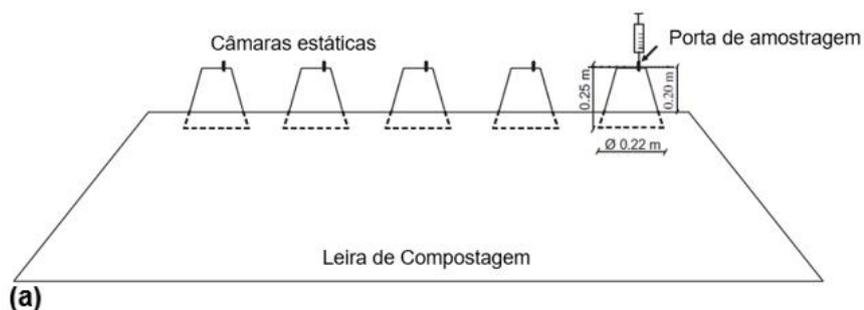
### **3.4. Medição de emissões de GEE na compostagem**

Diferentes metodologias têm sido aplicadas para quantificar as emissões gasosas em processos de compostagem. Os gases de maior interesse para medição são CO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub>. O primeiro por ser um gás indicador da atividade biológica da compostagem, o segundo por representar perdas relevantes de nitrogênio ao longo do processo e os dois últimos por serem gases do efeito estufa, que têm elevado potencial para o aquecimento global. Embora o CO<sub>2</sub> também seja considerado um GEE, o que é emitido na compostagem tem sua origem biogênica, e não antropogênica, e por isso não é considerado em cálculos de emissão (SÁNCHEZ et al., 2015). Dentre os trabalhos realizados nesta área verifica-se a aplicação de métodos variados, o que torna difícil as comparações de dados e aponta para a necessidade da criação de protocolos (INÁCIO, 2010).

Os métodos mais utilizados para amostragem de gases emitidos na compostagem são através do uso de câmaras. Essas técnicas se baseiam no confinamento dos gases emitidos, geralmente em caixas invertidas ou cilindros de dimensões conhecidas que são posicionados sobre uma parte da superfície da pilha/leira ou podem cobrir toda sua área, possibilitando quantificação da concentração dos gases através de variados métodos analíticos. Dentre as principais técnicas de amostragem estão a câmara estática fechada e a câmara dinâmica (SÁNCHEZ et al., 2015).

Na técnica de câmaras estáticas fechadas (Figura 9), a câmara é posicionada sobre a superfície da leira, selando todas as entradas de ar

atmosférico, de maneira que apenas as emissões da leira se direcionem para seu interior. A câmara permanece posicionada durante um período determinado e em intervalos de tempo são coletadas amostras de seu interior, geralmente através de seringas (ARRIAGA et al., 2017; CAYUELA et al., 2012, HAO et al., 2001, HAO et.al, 2011, SÁNCHEZ-MONEDERO et al., 2010). A taxa de emissão é determinada pelo aumento da concentração do gás dentro da câmara ao longo do tempo (PHONG, 2012; SÁNCHEZ et al. 2015). Na literatura específica usualmente é utilizado tempo total de 30 minutos, com intervalos de coleta de 10 em 10 minutos (SÁNCHEZ et al., 2015). É recomendado que a câmara seja revestida com material refletivo para reduzir a absorção da luz solar e evitar o aumento de temperatura em seu interior, o que pode causar a expansão dos gases (PARKIN; VENTERA, 2010).



(b)



(c)

**Figura 9 - (a) Representação esquemática do posicionamento de câmaras estáticas sobre a leira para coletas de amostras utilizando seringa; (b) Câmaras posicionadas na leira; (c) Coleta de amostra gasosa sendo realizada (Fonte: SÁNCHEZ-MONEDERO et al., 2010; SÁNCHEZ et al., 2015)**

Usualmente as amostras coletadas pela câmara fechada são levadas para laboratório onde é empregada a análise por cromatografia em fase gasosa para quantificação das concentrações dos gases (ANDERSEN et al., 2010;

ARRIAGA et al., 2017; BECK-FRIIS et al., 2000; CAYUELA et al., 2012; HAO et al., 2001; HAO et al., 2011; SÁNCHEZ-MONEDERO et al., 2010), entretanto em alguns casos são utilizados analisadores portáteis acoplados às câmaras para quantificação *on site* (HELLENBRAND; KALK, 2001; INÁCIO, 2010).

A câmara fechada é uma técnica de baixo custo e fácil operação que não requer instrumentos sofisticados. Outro ponto forte é a sua versatilidade que permite ser aplicada em diversas situações, principalmente em campo, além da sua capacidade de medir baixos fluxos de emissão. No entanto, também são observadas limitações e desvantagens para esse método que podem subestimar a medição das emissões (ANDERSEN et. al., 2010), entre elas o aumento da pressão e temperatura em seu interior durante a amostragem e a variação da taxa de difusão do gás em função do aumento da concentração em seu interior (SÁNCHEZ et al., 2015).

O método da câmara dinâmica (ou câmara estática aberta) também compreende o confinamento de parte ou toda a massa de resíduos em compostagem, entretanto a principal diferença para a câmara fechada é que há a introdução de ar externo à uma vazão constante, que passa pelo interior da câmara até um ponto de saída. O cálculo do fluxo de emissão pode ser feito a partir da diferença da concentração do gás de interesse na entrada e na saída da câmara (SÁNCHEZ et al., 2015).

A câmara dinâmica pode ser utilizada em uma parcela limitada da superfície da pilha de compostagem (AHN et al., 2011; PARK et al., 2014; PHONG, 2012; ZHU-BARKER et al., 2017) ou abrangendo-a por completo, o que permite capturar o fluxo total de gases emitidos (AMLINGER et al., 2008; FUKUMOTO et al., 2003; PARK et al., 2011; PARK et al., 2014). Geralmente são associadas a analisadores de gases portáteis sendo possível realizar as medições no local, o que permite variações oportunas na estratégia de amostragem, a fim de capturar alterações nos fluxos de gases devido a mudanças nas operações e/ou nas condições da compostagem (SÁNCHEZ et al., 2015)

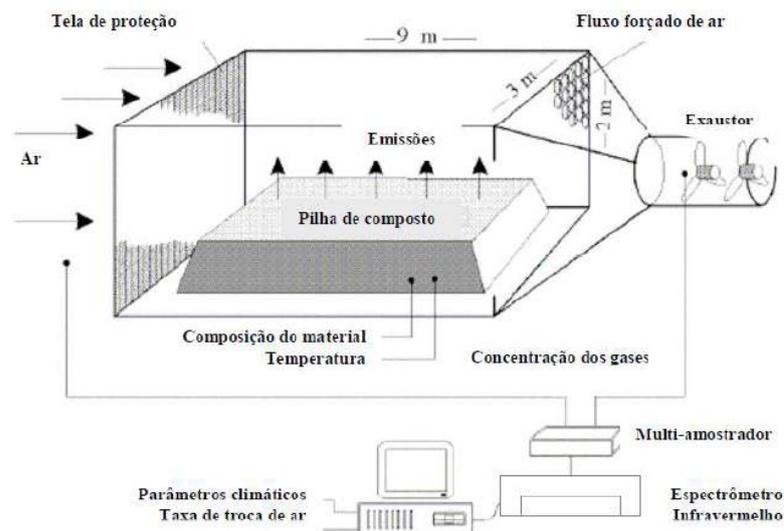
Alternativamente, Zhu-Barker et al. (2017) utilizaram o método de câmara dinâmica com coleta de amostras para análise por cromatografia em fase gasosa. Na metodologia foi utilizada uma câmara dinâmica cobrindo parte da

superfície da leira (0,06 m<sup>2</sup>) e N<sub>2</sub> como gás de arraste (Figura 10). As amostras de gás eram coletadas na saída da câmara através de seringas e transferidas para *vials* para serem encaminhadas ao laboratório.



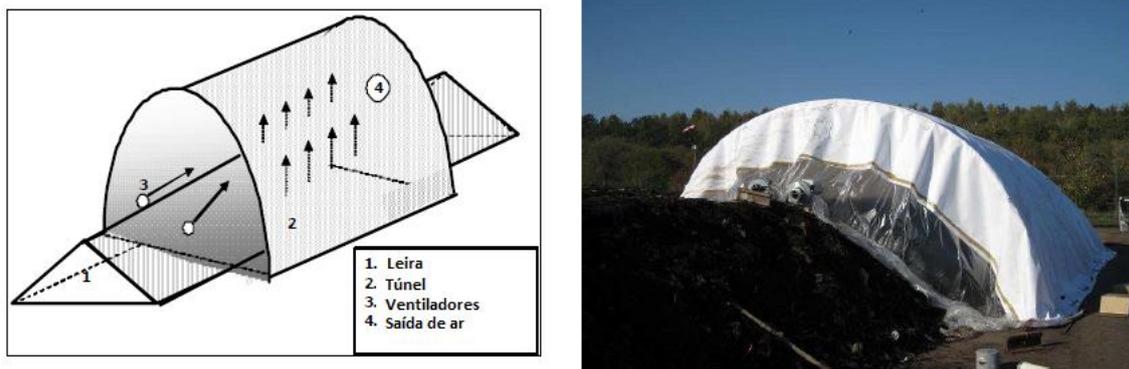
**Figura 10 – Esquerda: Desenho esquemático da câmara dinâmica utilizada. Direita: Câmaras dinâmicas posicionadas sobre a leira de compostagem (Fonte ZHU-BARKER et al., 2017)**

Dentre as metodologias que apresentam grandes câmaras dinâmicas destaca-se a utilizada por Amlinger et al. (2008). Esses autores utilizaram uma câmara cobrindo toda a leira de compostagem, com medidas de 9 x 3 x 2 m, e o monitoramento foi realizado através da análise contínua das concentrações dos gases com uso de um espectrômetro de FTIR (Infravermelho com Transformada de Fourier). O sistema utilizado pelos autores é apresentado na Figura 11.



**Figura 11 – Representação esquemática de uma câmara dinâmica cobrindo completamente a leira de compostagem (Fonte: AMILINGER et al., 2008).**

Phong (2012) traz uma variação de metodologia para aplicação em leiras de dimensões muito grandes, nas quais se torna difícil a utilização de uma câmara que alcance toda sua extensão e, ao mesmo tempo, o uso de câmaras pequenas em uma área reduzida da leira pode não representar o padrão real de emissões. Esse método é denominado pelo autor de método do túnel e pode ser considerado uma variação da câmara dinâmica (Figura 12). Em seu trabalho, uma área de 50 m<sup>2</sup> da leira foi coberta por uma estrutura em formato de túnel dotada de dois ventiladores em uma extremidade que faziam a ventilação a uma taxa fixada de 1.000 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>. O ar saía do túnel pela outra extremidade, onde era analisado por meio de analisador de gases infravermelho em intervalos de um minuto, durante uma hora. Também eram coletadas amostras para análise por cromatografia em fase gasosa. Os fluxos de ar eram determinados através de anemômetros ou micromanômetros.



**Figura 12 – Direita: Desenho esquemático do túnel sobre a leira de compostagem. Esquerda: Túnel posicionado sobre a leira de compostagem durante o monitoramento. (Fonte: PHONG, 2012)**

Apesar de não apresentar as limitações da câmara estática, a câmara dinâmica é um método de maior custo financeiro, além de requerer maiores habilidades técnicas para a sua operação. Ainda, a precisão das medições das emissões depende fortemente do controle do fluxo de ar na entrada e na saída, fazendo com que rigorosos métodos de controle de vazão sejam aplicados para obter resultados de boa qualidade (SÁNCHEZ et al., 2015)

Para além do uso de câmaras, métodos que se baseiam na dispersão dos gases na atmosfera foram utilizados por alguns autores. Andersen et al. (2010) utilizaram o método denominado de pluma dinâmica para quantificação das emissões de  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  e  $\text{N}_2\text{O}$  de uma usina de compostagem. Esse método foi desenvolvido para amostragem de emissão de metano em aterros sanitários (GALLE et al., 2001) e também utilizado para emissões proveniente do armazenamento de esterco em fazendas (SKIBA et al., 2006). O método da pluma dinâmica se baseia no lançamento de um gás marcador (*tracer gas*) a uma taxa conhecida no ponto em que as emissões do gás estudado ocorrem. Um espectrômetro de FTIR é posicionado em um ponto distante do lançamento, localizado a favor do vento, e monitora as concentrações do gás marcador e do gás estudado. A proporção das taxas de emissão do gás marcador e do gás estudado é a mesma que a proporção das concentrações dos mesmos medidas no ponto na direção do vento, permitindo o cálculo da taxa de emissão do gás estudado (GALLE et al., 2001). Medições contra o vento e antes das emissões também foram realizadas para determinar valores de “background”.

Em comparação entre métodos de pequena escala (câmaras) e larga escala (pluma dinâmica), Andersen et al. (2010) afirmam que os métodos de pequena escala podem subestimar os valores de emissão de pátios de compostagem. Os resultados apresentados pelos autores mostram que as medições realizadas através de câmaras não capturaram o fluxo total de gases do sistema de compostagem, enquanto o método de larga escala detectou valores significativamente maiores. Embora o estudo aponte estes métodos como mais adequados para quantificação de emissões totais de grandes pátios de compostagem, na prática eles se mostram muito difíceis de ser amplamente empregados devido à sua complexidade metodológica.

Sommer et al. (2004) utilizaram os métodos de fluxo horizontal integrado (FHI) e modelos estocásticos Lagrangianos para a medição de GEE, ambos de dispersão micrometeorológica. O método FHI é baseado em medições da concentração dos gases e velocidade do vento em locais a jusante e a montante em relação ao ponto de emissão, em diversos pontos ao longo da coluna vertical (WILSON et al., 1983). Os modelos estocásticos Lagrangianos permitem estimar as emissões dentro a pluma de dispersão a partir de medições da velocidade do vento e da concentração dos gases em específicas alturas e distâncias na direção do vento (FLESCHE et al., 1995). No entanto, esses métodos são considerados mais complexos para o monitoramento de leiras em escala de campo (INÁCIO, 2010).

#### **4. ÁREA DE ESTUDO**

Este estudo foi realizado no pátio de compostagem (22°18'04.2"S; 42°52'39.9"W) de uma empresa de beneficiamento, comercialização e distribuição de hortaliças e legumes minimamente processados. As hortaliças minimamente processadas podem ser definidas como hortaliças em estado fresco que foram descascadas, cortadas, higienizadas e embaladas para serem comercializadas prontas para o consumo (SILVA et al., 2011). O processamento mínimo é constituído por diversas etapas e ocorre significativa geração de resíduos ao longo do processo (Figura 13). Estima-se que a geração de resíduos de hortaliças e frutas minimamente processadas seja entre 30 e 70% em massa,

a depender do tipo de processamento (corte), da qualidade da matéria prima e da espécie processada (MORETTI; MACHADO, 2006)

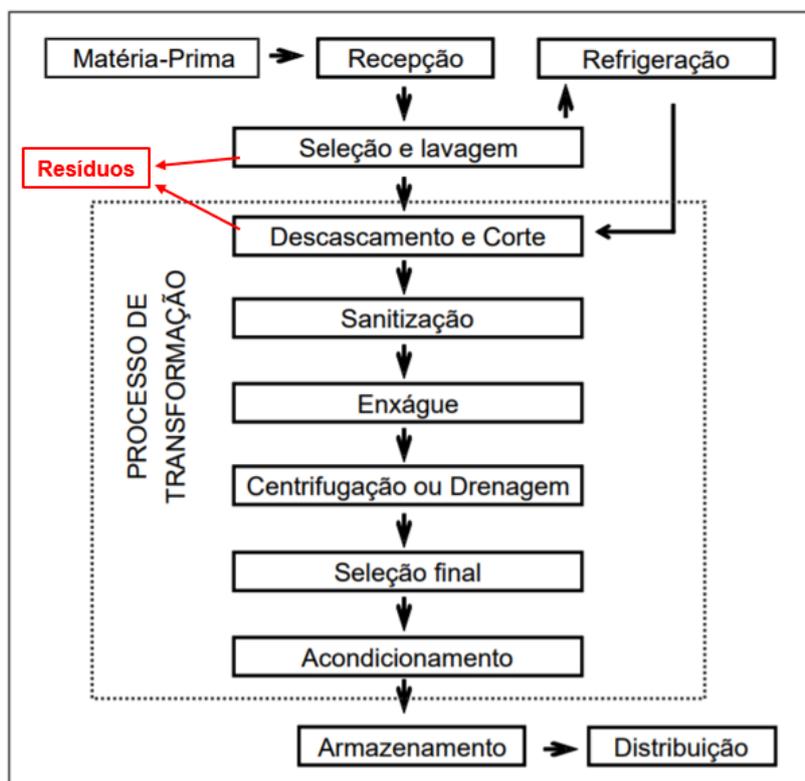
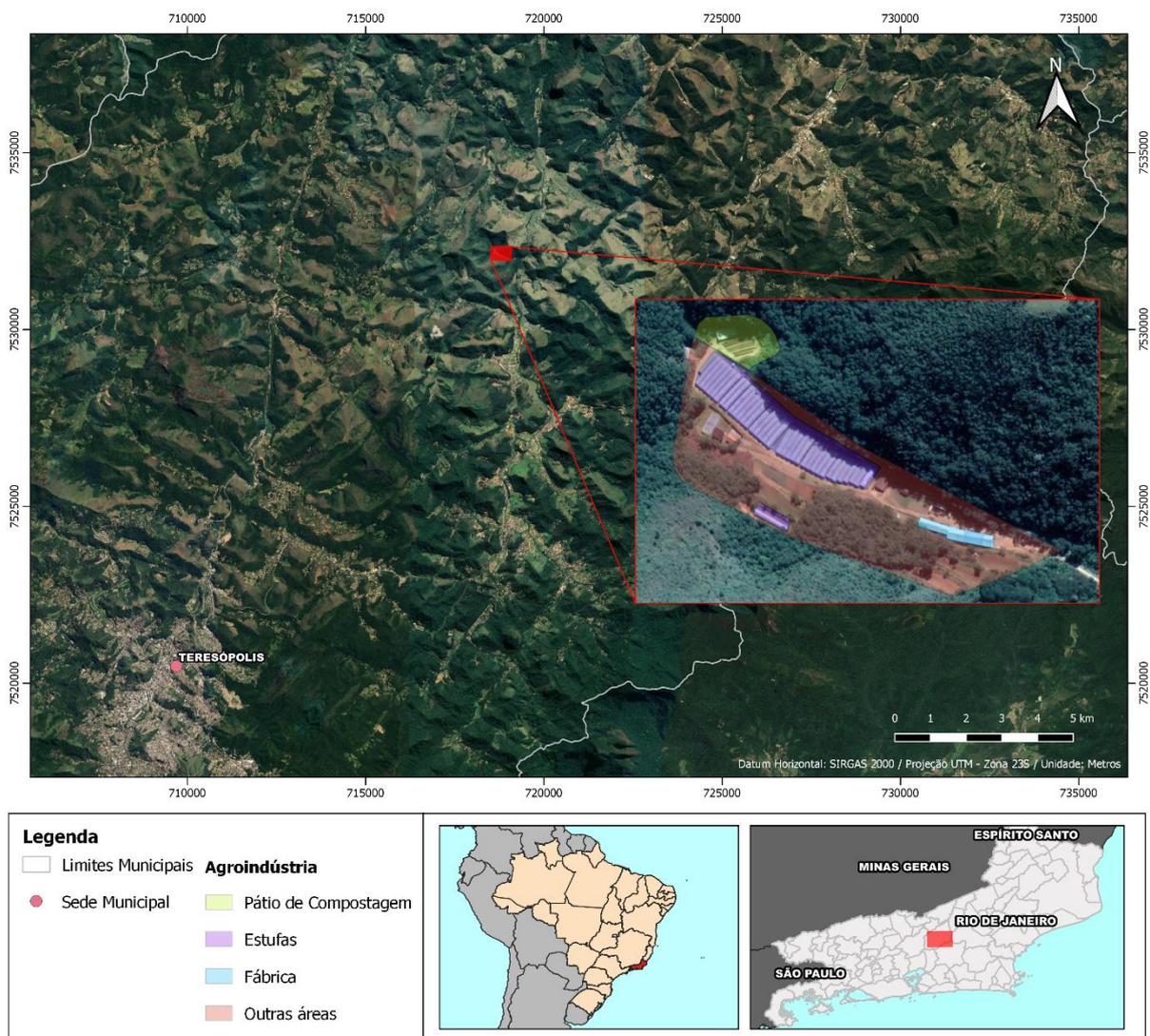


Figura 13 – Fluxograma do processamento mínimo de hortaliças (Fonte: Adaptado de SILVA et al., 2011)

A fábrica da empresa está localizada no município de Teresópolis, RJ e seus principais clientes são redes de restaurantes e hotéis na cidade do Rio de Janeiro, RJ. Atualmente a empresa realiza a compostagem de seus resíduos orgânicos em uma área de aproximadamente 0,28 ha localizada no mesmo terreno que a fábrica (Figura 14 e Figura 15).



**Figura 14 – Mapa de localização da Agroindústria no município de Teresópolis/RJ com detalhe para suas áreas de produção. (Fonte: Elaboração própria, 2020)**



**Figura 15 - Imagem aérea do pátio de compostagem. (Fonte: Google Earth)**

Dentre os principais produtos processados e comercializados pela empresa estão a alface americana, abóbora, repolho roxo, cebolinha, dentre outros. A empresa possui uma linha de produtos orgânicos que contam com certificação e uma linha de produtos convencionais.

As hortaliças orgânicas são produzidas em sua própria lavoura, que possui 35 estufas, enquanto a linha de convencionais é produzida a partir de hortaliças adquiridas na Central de Abastecimento do Estado do Rio de Janeiro (CEASA-RJ) que são transportadas para sua fábrica para processamento e posterior comercialização do produto. As entregas dos produtos processados são realizadas em caminhões refrigerados, com um controle de temperatura e distribuídos em diversas rotas abrangendo toda a cidade do Rio de Janeiro, Região Metropolitana e demais localidades.

De acordo com o Censo Agropecuário de 2017, o estado do Rio de Janeiro é o 5º maior produtor de hortaliças<sup>1</sup> do Brasil e destaca-se pela produção de alface, na qual o estado é o 2º maior produtor do país, com 98.327 toneladas por ano, atrás apenas de São Paulo. A região serrana do estado é a principal produtora da hortaliça em questão. O município de Teresópolis lidera a produção

---

<sup>1</sup> De acordo com a classe dos cultivos de horticultura do IBGE.

de alface e representa 38% do total estadual, com 1.622 produtores. Em seguida, os municípios de Sumidouro, Nova Friburgo e Petrópolis contribuem com 10%, 7% e 7%, respectivamente, todos na região serrana (IBGE, 2017). Estima-se que o volume de hortaliças que são destinadas para o processamento mínimo varia de 5 a 10% do total produzido, de acordo com o tipo de cultura (CNA, 2017)

## **5. MATERIAIS E MÉTODOS**

### **5.1. Caracterização do processo de compostagem**

O objeto de estudo foi o processo de compostagem da agroindústria de processamento mínimo de hortaliças através de duas leiras do seu pátio de compostagem. A técnica utilizada no processo é a de leiras estáticas com aeração passiva, na qual não há o revolvimento frequente da massa de resíduos.

No local, seis leiras situadas ao ar livre, de comprimento variando entre 26 e 36 metros e largura entre 1,60 e 1,80 metros, são utilizadas no processo (Figura 16). As alturas das leiras variam de acordo com o seu tempo de vida, podendo alcançar até 1,5 metros. As leiras são montadas manualmente com ferramentas agrícolas comuns e auxílio de trator agrícola com caçamba para transportar os resíduos. São utilizadas paredes e cobertura de palha com espessura entre 20 e 30 cm para auxiliar na estrutura das leiras e não deixar que os resíduos fiquem expostos. As leiras são montadas sobre um sistema coletor de percolado de brita e lona plástica que direciona o líquido para uma cisterna.



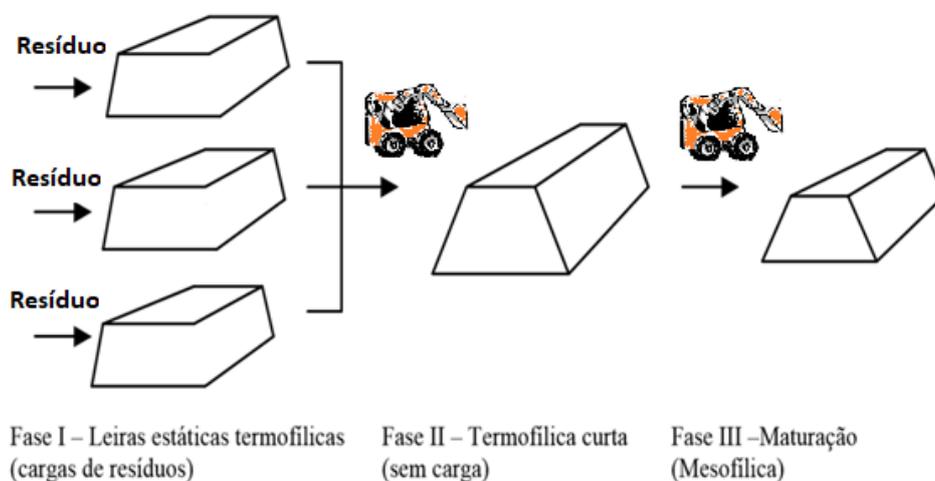
**Figura 16 – Pátio de compostagem com seis leiras em diferentes estágios. (Fonte: Acervo próprio, 2018)**

A recarga de resíduos é realizada diariamente, alternando entre as leiras que ainda possuem capacidade de receber resíduos, ou seja, as que ainda não atingiram sua altura máxima. No geral, uma leira específica recebe recarga de resíduos a cada 2 dias, afastando a camada superior de palha para as laterais da leira e abrindo espaço em seu centro para adição dos mesmos. A nova camada é misturada à camada debaixo já em decomposição e com temperaturas na faixa termofílica ( $>50^{\circ}\text{C}$ ) e, em seguida, uma nova cobertura de palha é sobreposta (Figura 17).



**Figura 17 – Esquerda: Leira de compostagem após recarga de resíduos. Direita: Leira de compostagem coberta com palha (Fonte: Acervo próprio, 2018)**

Quando a leira atinge sua capacidade máxima pode-se realizar um revolvimento para adequar a porosidade da massa de resíduos, uma vez que nessa altura já é esperado o adensamento do material mais antigo que foi em grande parte degradado. Após a cessão de recargas se inicia uma fase termofílica curta, onde a última parcela de matéria orgânica introduzida será degradada, e, em seguida, a fase mesofílica. Ao constatar a redução das temperaturas da leira pode-se realizar um último revolvimento para homogeneização da massa e tentativa de reativação da atividade biológica caso haja parcelas ainda não degradadas (Figura 18).



**Figura 18 - Fases da compostagem pelo método de leira estáticas com aeração passiva (Imagem gentilmente cedida por Dr. Caio de Teves Inácio)**

São gerados diariamente, em média, 2,0 ton de resíduos provenientes do processamento mínimo de hortaliças, das quais grande parte consiste em folhas de alface. Para alimentar as leiras, o resíduo orgânico é misturado com cama de cavalo (serragem + esterco de cavalo) na proporção em massa fresca (MF) de 40:60 (resíduo:cama de cavalo). A mistura é realizada em uma área cimentada com auxílio de trator agrícola com pá carregadeira que revira e passa por cima do material, promovendo também a trituração dos mesmos (Figura 19).

Para controle da qualidade, a agroindústria realiza análises periódicas do composto final produzido e da mistura utilizada para alimentar as leiras. As características físico-químicas da mistura de resíduos e do composto final são apresentadas no Quadro 1, assim como os valores de referência para composto classe A estabelecidos pela IN SDA nº 25 de 2009.

**Quadro 1 – Características físico-químicas da mistura de resíduos, do composto final e os valores de referência para os parâmetros analisados, segundo a IN SDA nº25 de 2009.**

Parâmetro	Mistura	Composto			Referência* - Composto Classe A
		Amostra I	Amostra II	Amostra III	
N (%)	1,22	0,91	0,52	0,79	≥ 0,5
Umidade (%)	70	62,25	55,74	43,09	≤ 50
Relação C/N	30	30	27	21	≤ 20
pH	7,69	8,71	8,52	8,67	≥ 6,0
CO (%)	36,78	27,65	13,82	16,36	≥ 15
CTC (mmolc/kg)	-	275	5560	630	Conforme declarado
Relação CTC/C	-	9,95	40,52	38,51	Conforme declarado

\*Instrução Normativa SDA nº 25 de 2009

(Fonte: Gaspar, 2019)



**Figura 19 – (a) Resíduos orgânicos na área de mistura; (b) Cama de cavalo (esterco + serragem) sendo descarregada no pátio de compostagem; (c) Mistura de resíduos orgânicos com cama de cavalo sendo realizada e (d) Mistura pronta para ser introduzida na leira de compostagem (Fonte: Acervo próprio, 2018)**

O Quadro 2 apresenta em síntese as características do processo utilizado no pátio de compostagem da agroindústria.

**Quadro 2 - Características do processo de compostagem realizado no pátio da agroindústria.**

#	Característica
1	Técnica dependente da aeração passiva;
2	Leiras em forma retangular com paredes e cobertura em palha;
3	Recarga de resíduos a cada 2 dias com elevação gradual da leira;
4	Processo com duas fases termofílicas, uma com recarga de resíduos e outra sem;
5	Apenas dois a três revolvimentos ao longo do processo, sempre após a fase de recarga de resíduos;
6	Dimensões finais da leira em 1,5 x 1,6-1,8 x 26-36 m (altura x largura x comprimento).

Fonte: Elaboração própria, 2020

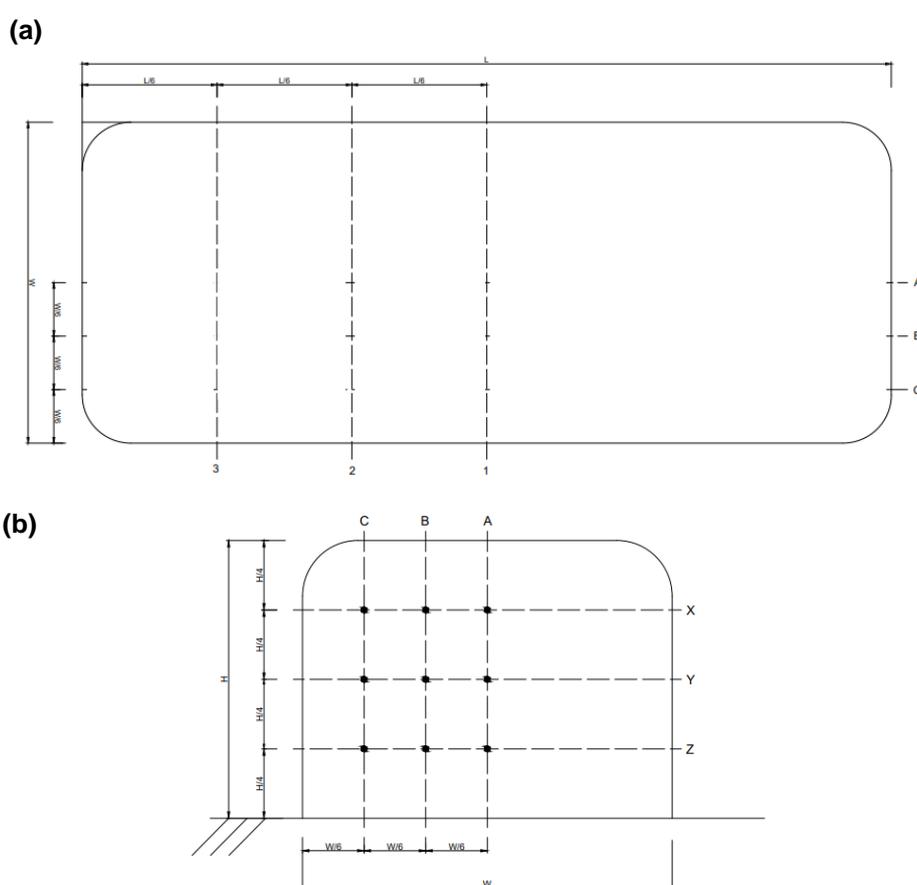
### 5.2. Medição de O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e temperatura no interior da leira

As medições foram realizadas com um analisador de gases portátil com capacidade para leitura simultânea dos três gases. A análise do O<sub>2</sub> era feita por sensor eletroquímico e o CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> por sensores infravermelho, com resolução de 0,01% e faixa de medição de 0 a 25% para O<sub>2</sub> e de 0 a 100% para CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> (Gasboard-3200L, Wuhan Cubic Optoelectronics Co.,Ltd.) (Figura 20). O analisador contava com um filtro de sílica para remoção da umidade e operava com sucção do ar (amostra) de 1,0 L.min<sup>-1</sup>. Para medir a temperatura foi utilizado termômetro digital com haste prolongada de 1 m (MT-455, Minipa).



**Figura 20 – Analisador portátil de gases Gasboard-3200L. (Fonte: Wuhan Cubic Optoelectronics Co.,Ltd.)**

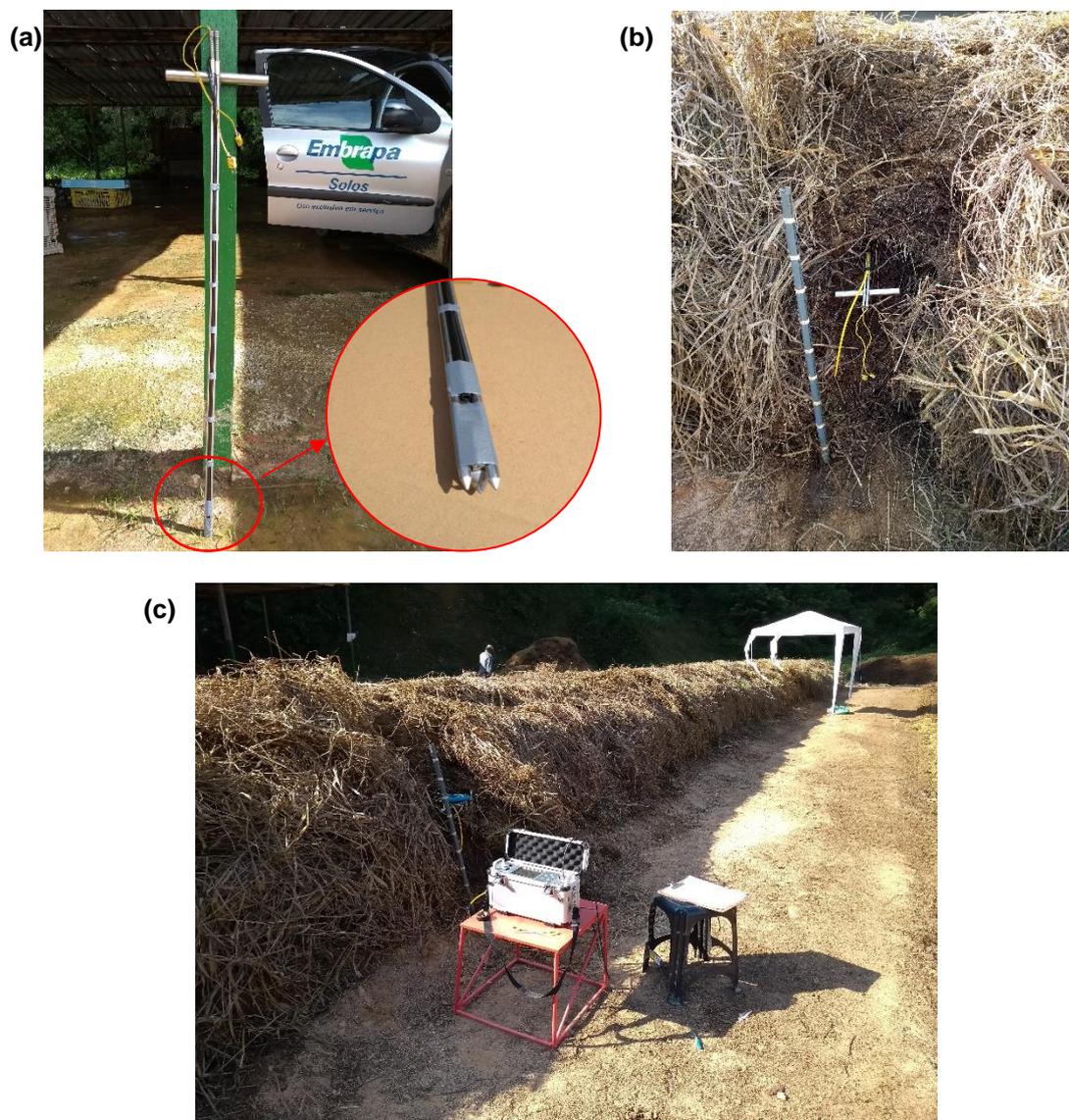
Foram monitoradas três seções transversais, com nove pontos cada, em diferentes profundidades verticais ( $1/4H$  - superior,  $2/4H$  – meio e  $3/4H$  - inferior, sendo  $H$  a altura total da leira) e distâncias da parede lateral (20, 30 e 80 cm) em cada seção (Figura 21), totalizando 27 pontos na leira de compostagem. Um tubo de amostragem de gás e duas sondas de temperatura foram acopladas a uma haste guia graduada que era introduzida na leira até os pontos monitorados (Figura 22), e, então, era iniciada a medição dos gases. O registro das concentrações era realizado quando havia a estabilização das mesmas, assim como a temperatura.



**Figura 21 – (a) Vista superior das seções de monitoramento da leira (Seções 1, 2 e 3); (b) Corte lateral da leira com pontos internos de monitoramento. (Fonte: Elaboração própria, 2018)**

O analisador possui a função de autocalibração. Uma vez ligado esperava-se 15 minutos para aquecimento do aparelho e então era realizada a calibração utilizando o ar atmosférico como padrão. Esse procedimento era realizado antes do início de cada evento de monitoramento. Entre medições em

diferentes pontos, a mangueira do analisador portátil era desconectada da sonda de gás que estava introduzida na leira e o aparelho bombeava ar atmosférico até a estabilização das concentrações para limpeza do filtro e da mangueira.



**Figura 22 – (a) Haste guia acoplada com tubo de amostragem e sondas de temperatura utilizada para medições internas da leira, com detalhe de sua extremidade preparada para evitar a obstrução do tubo de amostragem. (b) Haste guia com tubo de amostragem e sondas de temperatura introduzida na leira. (c) Analisador de gases portátil sendo utilizado em campo. (Fonte: Acervo próprio, 2018)**

### **5.3. Emissão de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O**

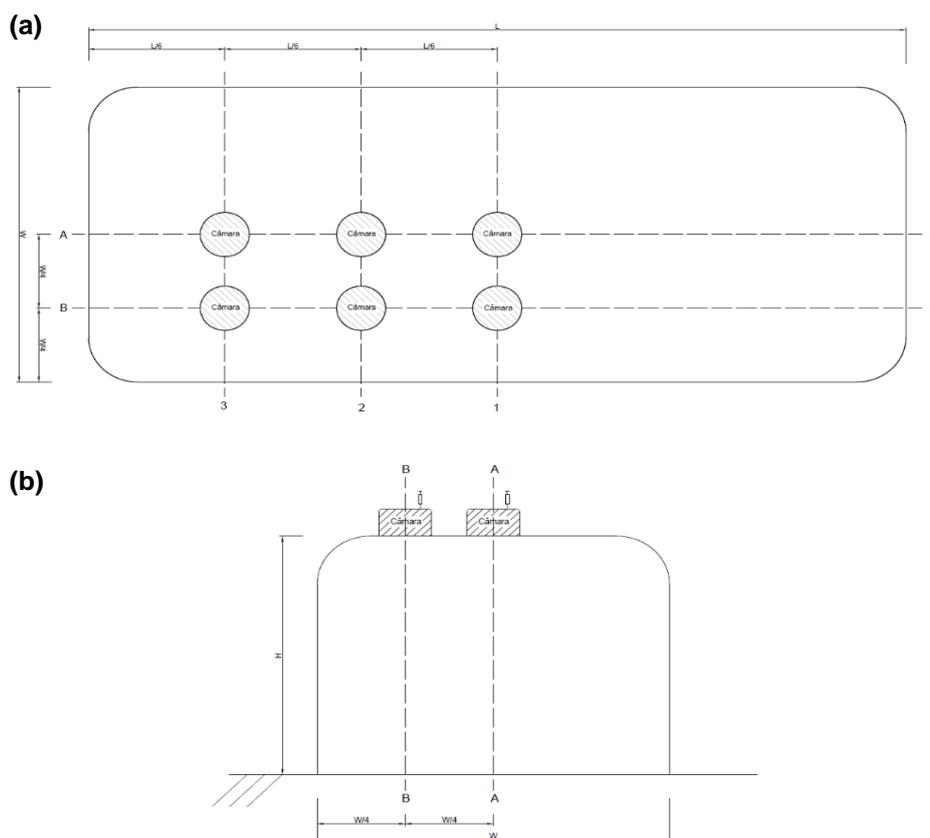
#### **5.3.1. Coleta de amostras**

As amostragens de emissões de GEE (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O) foram realizadas através da técnica da câmara estática fechada. Essa técnica consiste no posicionamento de uma câmara em parte da superfície da leira para capturar os gases emitidos. A taxa de emissão é determinada pelo aumento na concentração do gás dentro da câmara ao longo do tempo (PHONG 2012; SÁNCHEZ et al. 2015). Nesse estudo foi utilizada uma câmara cilíndrica de PVC de 9,19 Litros ( $\varnothing = 30$  cm,  $h = 16$  cm) revestida com material refletivo para evitar a absorção de calor (Figura 23). No topo da câmara foram instalados válvula de coleta e um tubo de respiro para equalizar as pressões interna e externa durante a coleta (HUTCHINSON; LIVINGSTON, 2001). Foram monitorados dois pontos por seção em três seções transversais diferentes da leira, totalizando 6 pontos de amostragem (Figura 24). Para posicionar a câmara no topo da leira era retirada a camada de palha do local e, então, inseria-se aproximadamente 3 cm de sua base no material em compostagem para não permitir que o ar atmosférico se misturasse ao ar proveniente das emissões dentro da câmara.



Figura 23 – (a) Câmara estática utilizada para amostragem das emissões com detalhe interno (b) Material utilizado para coleta de ar na câmara: *Vials*, seringas e bomba de vácuo. (c) Câmara posicionada no topo da leira durante amostragem das emissões com termômetro e seringa acoplada na válvula de 3 vias. (d) Armazenamento de *vials* com amostras de ar para serem enviados ao laboratório para análise. (Fonte: Acervo próprio, 2018)

Em intervalos de 0, 10, 20 e 30 min após o posicionamento da câmara na leira eram coletadas amostras de 40 ml de ar de seu interior utilizando seringas adaptadas com torneiras de 3 vias em suas pontas (Figura 23c). Após conectar a seringa na válvula de coleta, era realizado o bombeamento de 3-5 vezes com o êmbolo, fechando a seringa cheia após a última bombeada. Imediatamente após as coletas, em cada intervalo, eram registradas as temperaturas ambiente e interna da câmara através de um termômetro digital com sensores termopar tipo K (MT-455, Minipa). Entre os intervalos de coleta, as amostras de ar eram transferidas das seringas para *vials* de 20 ml lacrados com septo de borracha butílica, previamente evacuados com vácuo de -0,85 bar utilizando bomba à vácuo (VacuPorter, UMS GmbH München). Os frascos com amostras de ar eram armazenados de cabeça para baixo em recipiente com uma coluna de água que cobria por completo as suas tampas e septos para ajudar na preservação até a posterior análise da concentração dos GEE por cromatografia em fase gasosa (Figura 23d).



**Figura 24 – (a) Vista superior da leira com pontos de monitoramento de emissões. (b) Corte lateral da leira com pontos de monitoramento de emissões. (Fonte: Elaboração própria, 2018)**

### 5.3.2. Análise das amostras – Cromatografia em fase gasosa

As análises das amostras foram realizadas no Laboratório de Controle da Poluição do Ar (LCPA), na Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro, através de um cromatógrafo de fase gasosa (CG7820A, Agilent Technologies, Inc) com detector de condutividade térmica (DCT), injetor manual e coluna HP-PLOT/Q (30m x 0,530mm x 40.0 µm) (Figura 25).

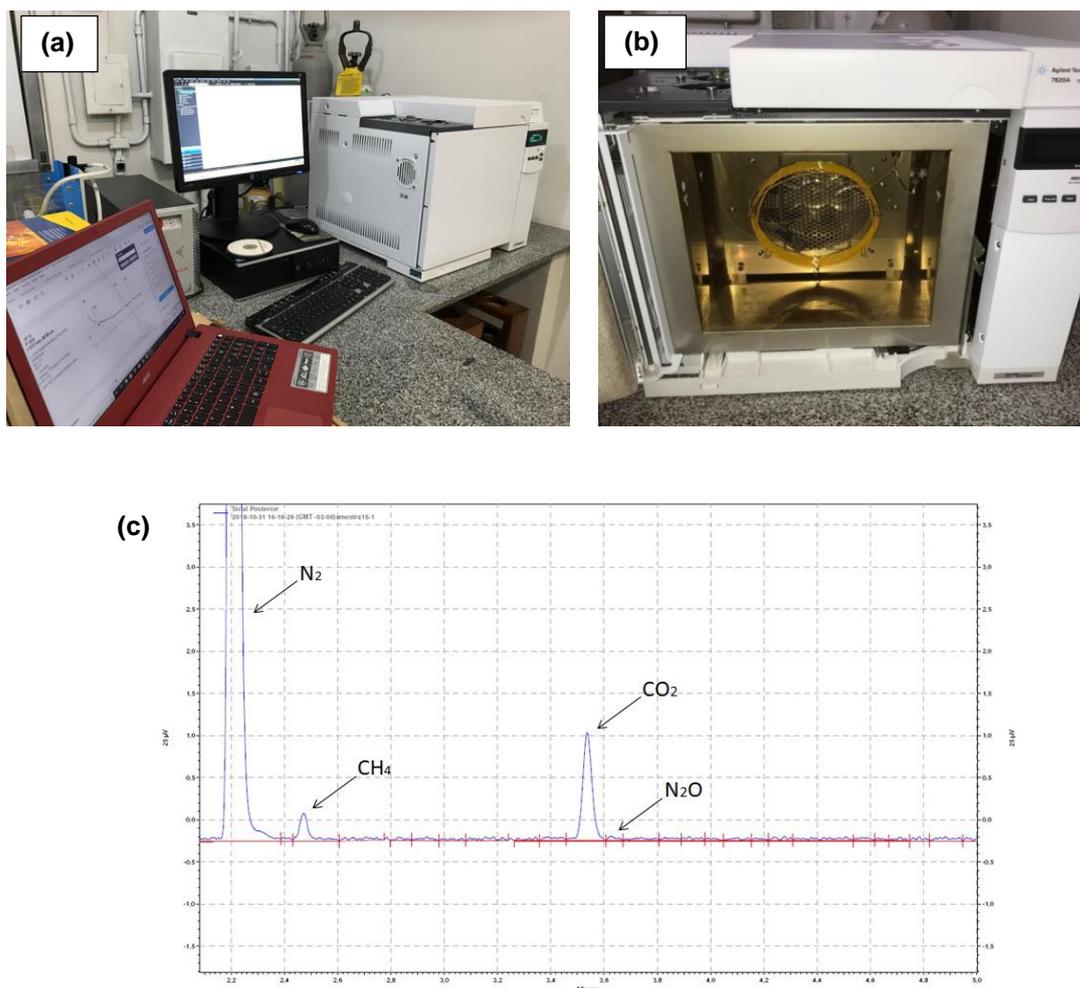
Foi utilizado um gás padrão com concentrações de 1.000 ppm N<sub>2</sub>O, 15.000 ppm CH<sub>4</sub> e 20.000 ppm CO<sub>2</sub> (Padrão da White Martins – Com certificado de Qualidade ISO 9001. Tipo de Cilindro: ALQ padrão primário. Pressão: 15.200,31 kPa. Volume: 2,300 m<sup>3</sup>). Para as curvas de calibração, as concentrações de N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> foram diluídas em N<sub>2</sub> para obter dez pontos em faixas distintas de concentrações, em ppm. Todas as amostras foram feitas em triplicatas, com erro menor que 5%. Foram obtidas as seguintes equações:

$$\text{CH}_4: Y = 1193,314 + 0,66797X \quad - R^2 = 0,954$$

$$\text{CO}_2: Y = 1742,733 + 2,38854X \quad - R^2 = 0,996$$

$$\text{N}_2\text{O}: Y = 839,8612 + 7,34337X \quad - R^2 = 0,983$$

As análises dos três gases ocorreram simultaneamente nas seguintes condições: Entrada com divisor de Fluxo 2:1; Aquecedor: Temperatura = 200 °C, Pressão = 8 psi; Coluna: Fluxo = 7 mL/min, Pressão = 8 psi, Pressão constante; Forno: Temperatura = 35°C, Tempo = 6,0 minutos; Detectores utilizados: Detector de Condutividade Térmica (DCT ou TCD), Temperatura = 160°C; Fluxo referência = 26 mL/min, Fluxo auxiliar = 5 mL/min; Gás de Arraste: Hélio (He).



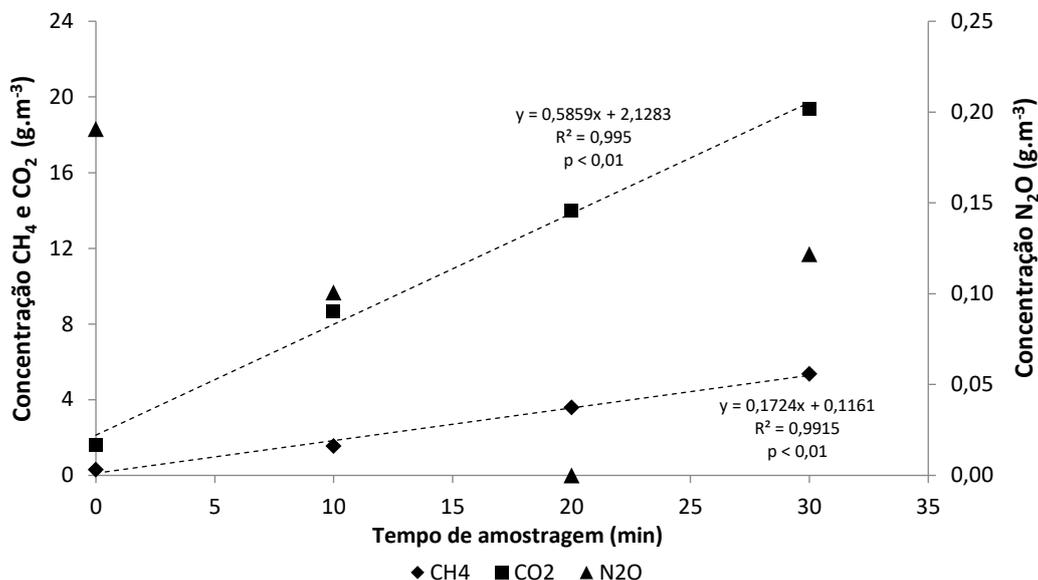
**Figura 25 – (a) Equipamentos utilizados para análise dos gases; (b) Cromatógrafo de Fase Gasosa - CG Agilent 7820A e Coluna HP-PLOT/Q (30m x 0,530mm x 40.0  $\mu$ m); (c) Cromatograma de uma amostra. (Fonte: Acervo próprio, 2018)**

### 5.3.3. Cálculo das emissões

Para calcular as emissões dos GEE, 144 dados de concentração de cada gás (CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> e N<sub>2</sub>O) no interior da câmara foram analisados. Os dados em ppm-v obtidos foram convertidos para g.m<sup>-3</sup> através da equação de Van Der Waals, considerando as condições ambiente de temperatura e pressão durante a análise das amostras.

O aumento da concentração dos GEE dentro da câmara foi calculado para cada ponto, em cada evento de monitoramento, através de regressão linear ( $y = bx + c$ ) dos valores obtidos nos intervalos de medição (0, 10, 20 e 30 minutos), sendo o mesmo representado pelo coeficiente angular da reta (b), em g.m<sup>-3</sup>.min<sup>-1</sup>, ou a derivada da função (Figura 26). Foram analisadas todas as regressões

lineares realizadas e selecionadas aquelas que apresentaram valor  $p < 0,2$  e  $R^2 > 0,65$ .



**Figura 26 - Evolução das concentrações dos gases ao longo do tempo no interior da câmara e estimativa das taxas de emissão para o ponto 1A após 38 dias do início da compostagem.**

Com base na mudança da concentração do gás ao longo do tempo ( $dC/dt$ ,  $\text{g.m}^{-3}.\text{min}^{-1}$ ) e as dimensões da câmara ( $V_{\text{câmara}}/A_{\text{câmara}}$ ,  $m$ ), calculou-se o fluxo de emissão ( $F_{\text{câmara}}$ ) em  $\text{g.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ , conforme Equação (1) a seguir:

$$F_{\text{câmara}} = \frac{dC_{\text{gás}}}{dt} \times \left( \frac{V_{\text{câmara}}}{A_{\text{câmara}}} \right) \times 60 \quad \text{Equação (1)}$$

Para calcular o fator de emissão por quantidade de resíduo (EF) do processo de compostagem, considerou-se o fluxo de emissão médio de todos os pontos que apresentaram regressão linear satisfatória, na Equação (2):

$$EF = (F_{\text{médio}} \times S \times T) / Q \quad \text{Equação (2)}$$

Onde;

EF = Fator de emissão do gás, em  $\text{g.kg}^{-1}$  de massa fresca de resíduo;

$F_{\text{médio}}$  = Fluxo de emissão médio da leira de compostagem, em  $\text{g.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ ;

S = Superfície da emissão da leira de compostagem, em  $\text{m}^2$ ;

T = Período total de emissão na compostagem, em horas; e

Q = Quantidade total de resíduo, em kg MF.

Para calcular o EF em CO<sub>2</sub> equivalente (CO<sub>2</sub>e) adotaram-se os potenciais de aquecimento global para um horizonte de 100 anos (GWP<sub>100</sub>) do 5º Relatório do IPCC, sendo os valores de 28 e 265 kgCO<sub>2</sub>e.kg<sup>-1</sup>, para CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O, respectivamente (IPCC, 2013).

#### 5.3.4. Eventos de Amostragem

Com o objetivo de monitorar o ciclo completo do processo de compostagem em estudo, que varia de cinco a seis meses, foram realizados seis eventos de amostragem em intervalos de tempo regulares, compreendendo os diferentes estágios da leira.

Por motivos práticos e para obter amostras do processo completo em um menor período, os eventos de amostragem foram realizados em duas leiras diferentes (nº 2 e nº 6) que tiveram o início de suas formações em datas distintas, porém construídas de maneira similar, utilizando a mesma técnica e a mesma mistura de resíduos.

Os detalhes de cada evento de amostragem são apresentados no Quadro 3.

**Quadro 3 – Eventos de Amostragem durante o ciclo de compostagem.**

Evento de Amostragem	Data da coleta	Nº da leira	Data de formação da leira	Tempo de compostagem (dias)	Fase
1	23/02/2018	2	05/01/2018	49*	Termofílica
2	28/03/2018	2	05/01/2018	82*	Termofílica
3	29/03/2018	6	26/03/2018	3*	Mesofílica inicial
4	03/05/2018	6	26/03/2018	38*	Termofílica
5	04/05/2018	2	05/01/2018	119	Transição termofílica – mesofílica
6	12/07/2018	2	05/01/2018	188	Mesofílica final / maturação

\*durante período de recarga de resíduos

(Fonte: Elaboração própria, 2020)

### 5.3.5. Comparação de fatores de emissão e das emissões evitadas

O fator de emissão calculado foi comparado com os fatores de emissão apresentados pelo IPCC em suas diretrizes para inventários nacionais de gases do efeito estufa, no documento “*IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*” (IPCC, 2006) e pela UNFCC na metodologia de cálculo aprovada AMS-III.F “*Avoidance of methane emissions through composting*” para projetos MDL (UNFCCC, 2016a). Além disso, o fator de emissão calculado foi comparado a outros apresentados na literatura em trabalhos publicados sobre compostagem.

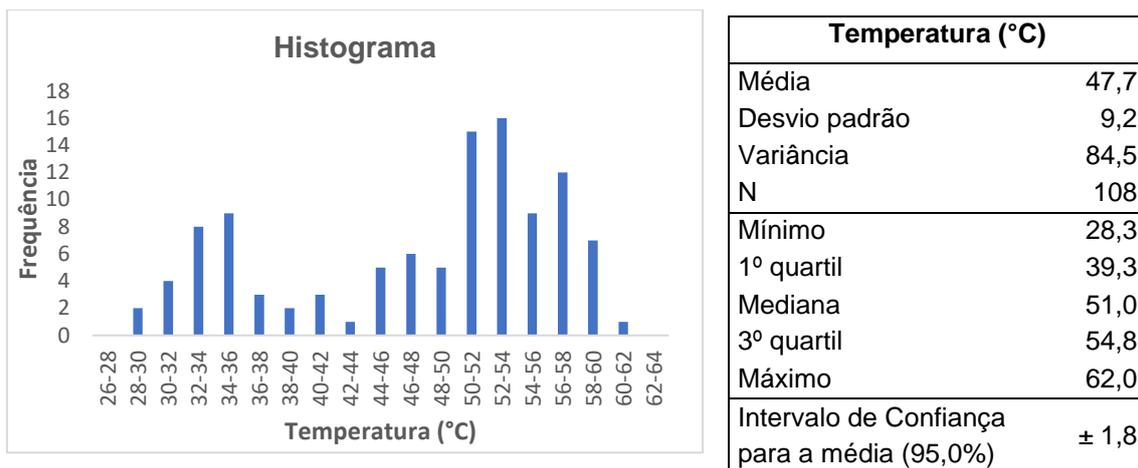
Para comparar as emissões evitadas entre a destinação final dos resíduos gerados na agroindústria para compostagem ou aterro sanitário, foi aplicada a metodologia de cálculo AMS-III.F, aprovada pela UNFCC para projetos MDL. Foram considerados três cenários: (1) disposição dos resíduos orgânicos em aterro sanitário desprovido de sistema de coleta e queima de gases; (2) disposição dos resíduos orgânicos em aterro sanitário provido de sistema de coleta parcial e queima de gases; e (3) compostagem dos resíduos orgânicos realizada na unidade de compostagem localizada na agroindústria.

## 6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 6.1. Temperatura

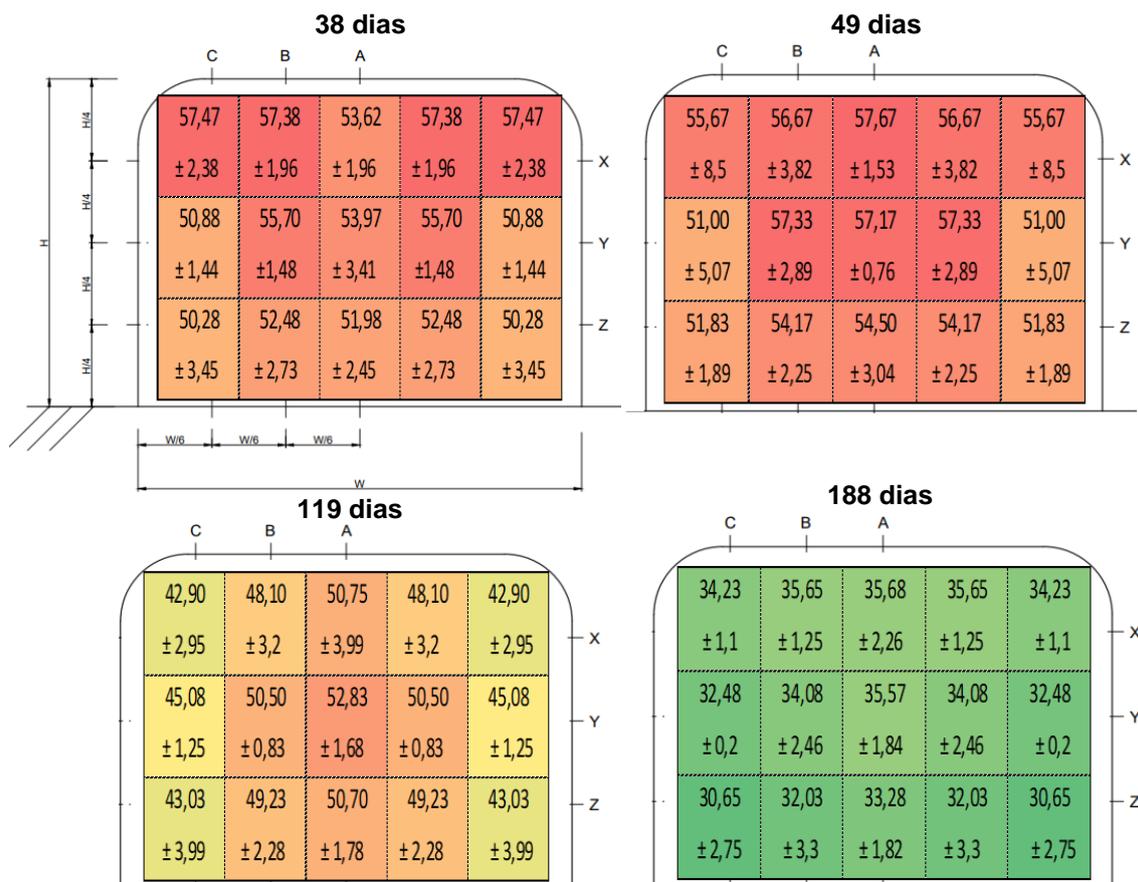
O agrupamento dos dados de temperatura considerou as amostragens 1, 4, 5 e 6 e mostra que a leira esteve em diferentes fases ao longo do período monitorado. As amostragens 2 e 3 não foram consideradas por problemas técnicos com os sensores de temperatura.

Os dados de temperatura apresentaram uma distribuição bimodal, com dois picos distintos, e média de  $47,7\text{ °C} \pm 9,2$  com intervalo de confiança (95%) entre  $45,9$  e  $49,5\text{ °C}$  (Figura 27). Esta forma ocorre quando duas distribuições com médias diferentes se misturam, evidenciando o monitoramento de duas fases no conjunto de dados: mesofílica e termofílica.



**Figura 27 – Histograma e estatística descritiva dos dados de temperatura. (Fonte: Elaboração própria, 2020)**

Para analisar o padrão da temperatura dentro da leira mais detalhadamente, os dados foram divididos para cada evento de monitoramento e cada ponto monitorado, nas diferentes alturas e distâncias da parede lateral (DPL). Os resultados são apresentados na Figura 28 em representação esquemática das áreas de influência dos pontos na seção da leira.



**Figura 28 – Representação da seção transversal da leira com médias e desvio padrão da temperatura, em °C, em cada ponto monitorado da leira nos diferentes eventos de monitoramento. (Fonte: Elaboração própria, 2020)**

Pode-se observar que o processo de compostagem se encontrava em fase termofílica no 38º, 49º e 119º dia, esse último já em fase de transição termofílica-mesofílica, podendo ser observadas temperaturas abaixo de 50 °C fora do centro da leira e abaixo de 45 °C próximo à parede lateral. Na fase termofílica, a média de temperatura foi de 52,3 °C ± 4,9 com intervalo de confiança (95%) entre 51, 2 e 53,4 °C. No 188º dia a leira se encontrava em fase mesofílica, com temperatura média de 33,7 °C ± 2,4 e intervalo de confiança (95%) entre 32,7 e 34,7 °C.

Os resultados obtidos mostram que temperaturas mais elevadas correspondem às regiões mais próximas ao topo da leira e ao centro enquanto as temperaturas mais baixas são encontradas em sua base próximo à parede lateral, semelhante aos resultados apresentados por Inácio (2010) e Beck-Friis (2000).

Além dos dados de temperatura coletados nos eventos de monitoramento, foi instalada uma sonda automática na leira nº 2 entre o 49º e 82º dia de compostagem, com leituras de 15 em 15 min da temperatura interna (no centro da leira) e ambiente.

Durante todo esse período as temperaturas se mantiveram acima de 50 °C e em sua maior parte acima de 55 °C (Figura 29), temperatura exigida por 14 dias para higienização dos resíduos sólidos orgânicos durante o processo de compostagem conforme a Resolução CONAMA 481 de 2017. Sendo assim, conclui-se que o processo de compostagem garante o período termofílico mínimo necessário para redução de agentes patogênicos.

Observa-se que no meio do período monitorado houve uma queda na temperatura seguida de um aumento, o que pode ser explicado por uma possível recarga de resíduos que reativou a atividade microbológica na leira, provocando uma conseqüente geração de calor. Ainda, percebe-se que embora a temperatura ambiente apresente uma grande variação ao longo do dia, podendo alcançar mínimas abaixo de 15 °C e máximas acima de 40 °C, a temperatura interna da leira não é afetada por isso.

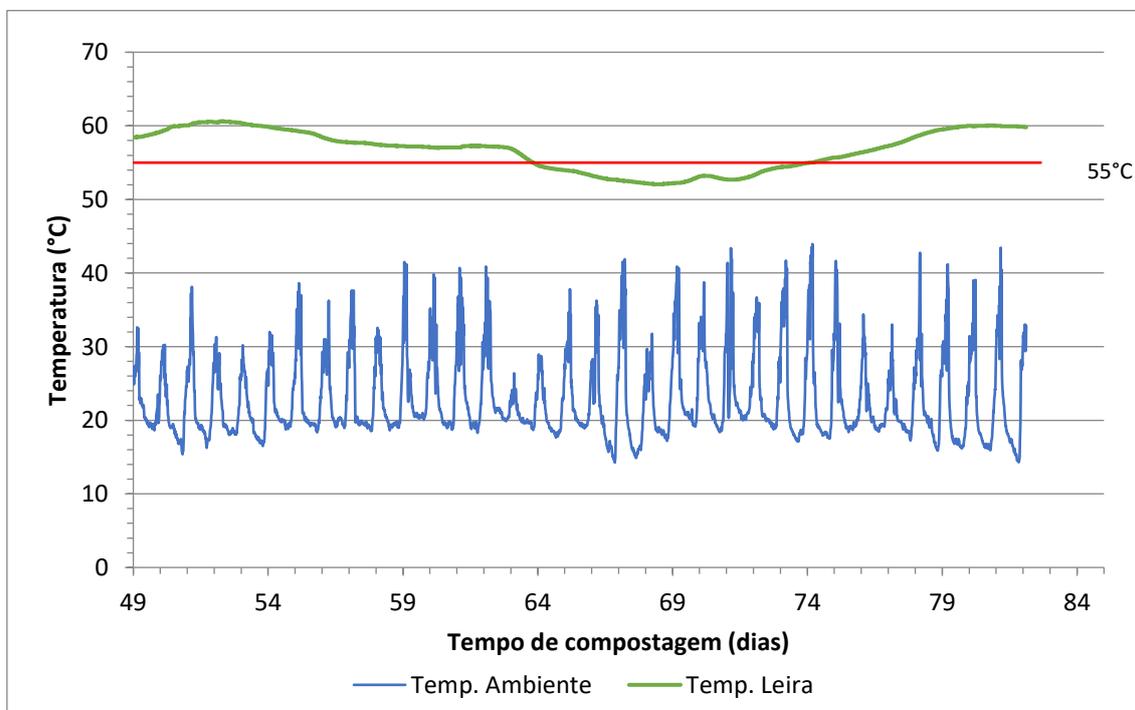


Figura 29 - Gráfico de monitoramento das temperaturas ambiente e interna da leira nº 2 entre o 49º e 82º dia. (Fonte: Elaboração própria, 2020)

## 6.2. Gases internos - O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>

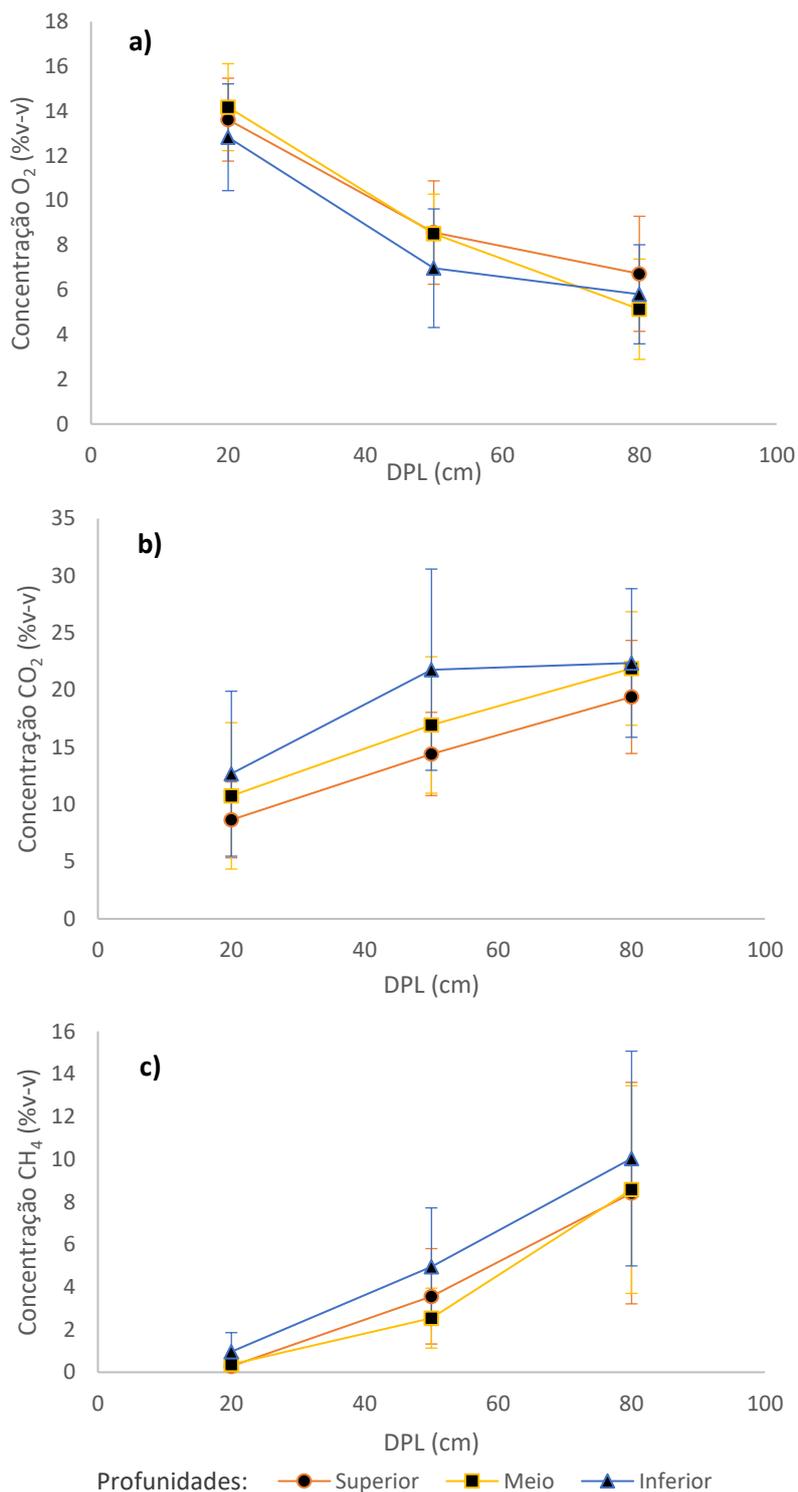
O Quadro 4 indica as médias e intervalos de confiança da concentração dos gases no interior da leira nos diferentes pontos monitorados, divididos por profundidade e DPL. Os dados completos coletados em campo que deram origem às médias e intervalos de confiança a seguir se encontram no Apêndice 01.

**Quadro 4 - Médias e intervalos de confiança (95%) da concentração de gases, O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>, internos da leira obtidos nas amostragens em três diferentes profundidades e três diferentes distâncias da parede lateral (DPL).**

Profundidade	DPL (cm)	O <sub>2</sub> (%)		CO <sub>2</sub> (%)		CH <sub>4</sub> (%)	
		Média	IC (95%)	Média	IC (95%)	Média	IC (95%)
<b>Superior</b>	30	13,62	1,85	8,66	3,32	0,28	0,16
	60	8,56	2,31	14,42	3,64	3,57	2,24
	90	6,72	2,57	19,40	4,94	8,41	5,20
<b>Meio</b>	30	14,17	1,95	10,76	6,40	0,37	0,36
	60	8,51	1,77	16,95	5,97	2,54	1,41
	90	5,14	2,24	21,89	4,96	8,57	4,87
<b>Inferior</b>	30	12,83	2,39	12,69	7,22	0,96	0,90
	60	6,97	2,65	21,79	8,80	4,96	2,76
	90	5,80	2,22	22,37	6,50	10,03	5,04

Fonte: Elaboração própria, 2020

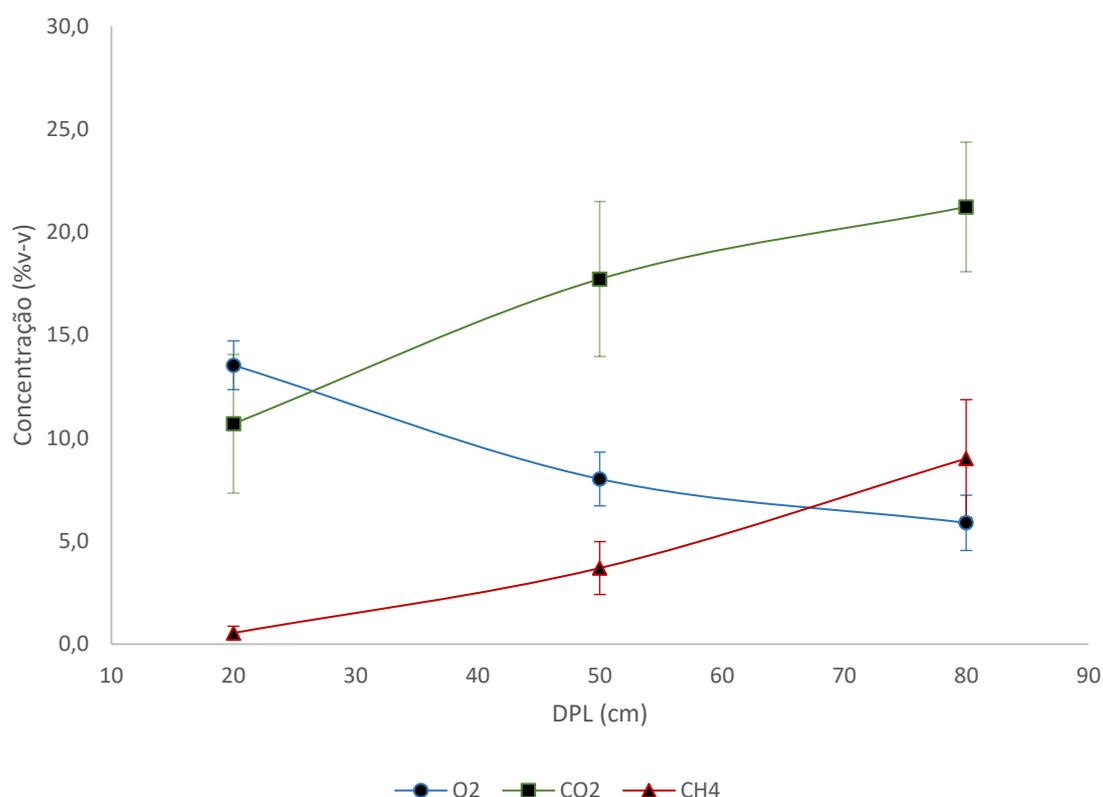
A Figura 30 representa graficamente as médias das concentrações dos gases para cada ponto de amostragem, nas diferentes profundidades e DPL.



**Figura 30 - Gráficos das médias com intervalos de confiança (95%) da concentração dos gases: (a) O<sub>2</sub>, (b) CO<sub>2</sub> e (c) CH<sub>4</sub>, em três diferentes profundidades e três diferentes distâncias da parede lateral (DPL) dentro de uma leira estática de compostagem ao longo da sua vida útil. A DPL de 80 cm corresponde ao centro da leira. A profundidade varia de acordo com a fase que se encontra, sendo: Superior - 1/4 da altura total, Meio - 2/4 da altura total e Inferior - 3/4 da altura total. Resíduos utilizados: Restos de hortaliças e cama de cavalo (serragem + estrume). (Fonte: Elaboração própria, 2020)**

Através dos gráficos da Figura 30 é possível observar clara tendência de variação da concentração dos gases em função da DPL, enquanto a variação em função da profundidade não ocorre de maneira significativa. O  $O_2$  teve redução de suas concentrações com o afastamento da parede lateral, fazendo com que a região central da leira estivesse anaeróbia ou com níveis reduzidos. Conseqüentemente, o  $CO_2$  e  $CH_4$  aumentaram suas concentrações com o afastamento da parede lateral em direção ao seu centro. Resultados similares foram apresentados por outros autores (BECK-FRIIS et al., 2000; SOMMER; MOLLER, 2000; INÁCIO, 2010). Houve grande variação nos dados de metano na DPL de 80 cm. Esta é uma região crítica para a formação desse gás uma vez que o ambiente com baixas concentrações de  $O_2$  favorece a atividade anaeróbia.

A Figura 31 apresenta o gráfico das concentrações médias dos gases em função da DPL (média das três profundidades analisadas).



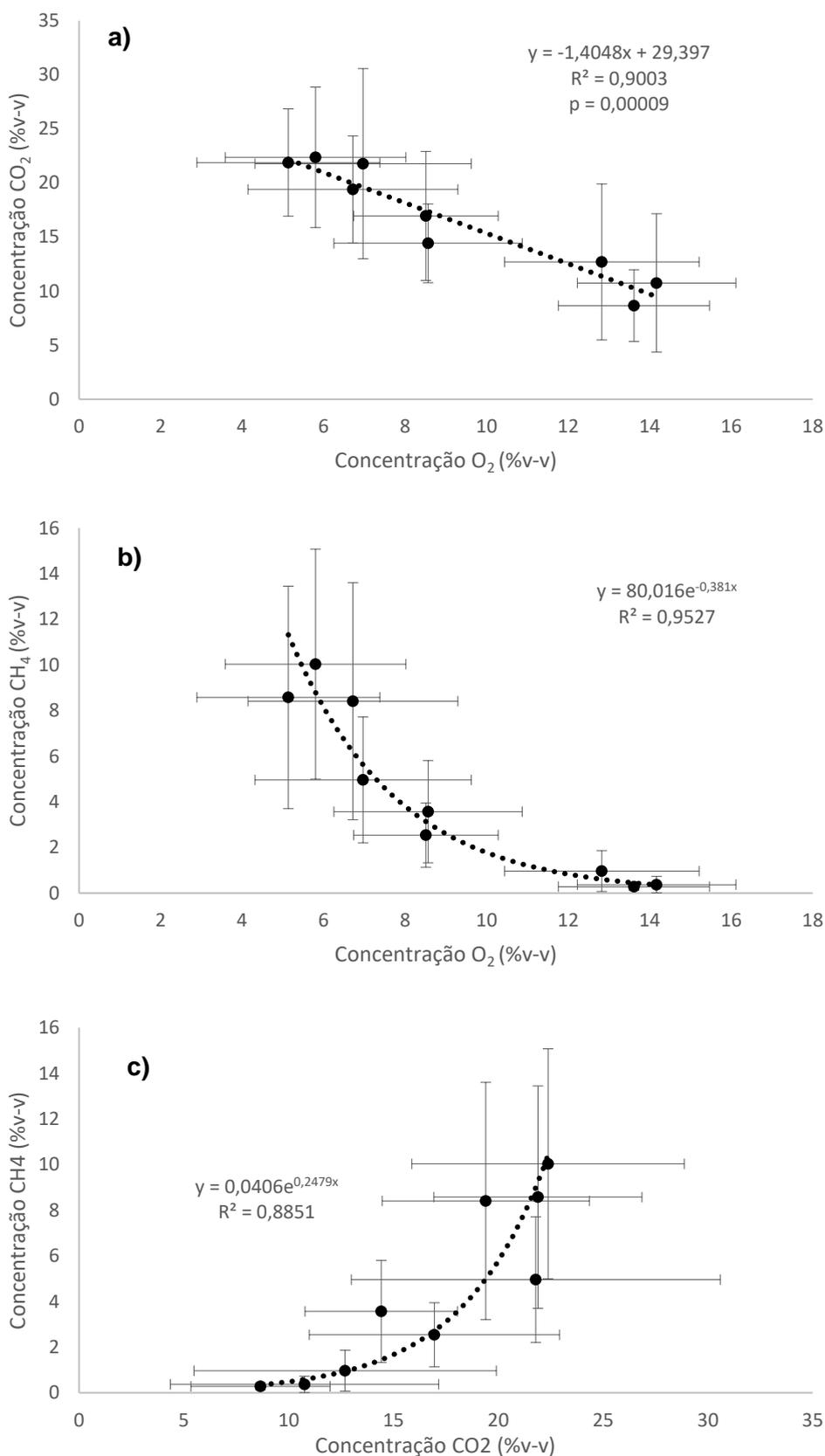
**Figura 31 – Gráfico das médias com intervalos de confiança (95%) das concentrações de  $O_2$ ,  $CO_2$  e  $CH_4$  dos pontos localizados nas DPL de 20, 50 e 80 cm. (Fonte: Elaboração própria, 2020)**

O metano é formado na etapa final da fermentação anaeróbia por arqueas denominadas metanogênicas. Estes microrganismos atuam na ausência de

oxigênio convertendo o carbono contido na biomassa em CH<sub>4</sub>. As arqueas metanogênicas podem ser divididas de acordo com suas vias metabólicas: as acetoclásticas, que produzem metano e dióxido de carbono a partir do acetato, e as hidrogenotróficas, que produzem CH<sub>4</sub> a partir do hidrogênio e CO<sub>2</sub> (KUNZ et al., 2019).

A relação negativa das concentrações de O<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> apresentou regressão exponencial com  $R^2 = 0,95$  (Figura 32b). Essa correlação indica que a anaerobiose foi intensificada em concentrações de O<sub>2</sub> inferiores a 9%, com a consequente geração de metano. Uma vez que o CH<sub>4</sub> é produzido por um grupo de microrganismos anaeróbios estritos, fica evidente que ocorreu a formação de regiões anóxicas com maior intensidade em níveis médios de O<sub>2</sub> abaixo de 9% na fase gasosa no interior da leira de compostagem. Contudo, a produção de CH<sub>4</sub> também foi identificada em concentrações de O<sub>2</sub> acima de 9%, e, ainda, acima de 12%, provavelmente devido à propensão para formação de microsítios anaeróbios na fase termofílica e, também, à ocorrência de microrganismos metanogênicos altamente adaptados (JÄCKEL et al., 2005).

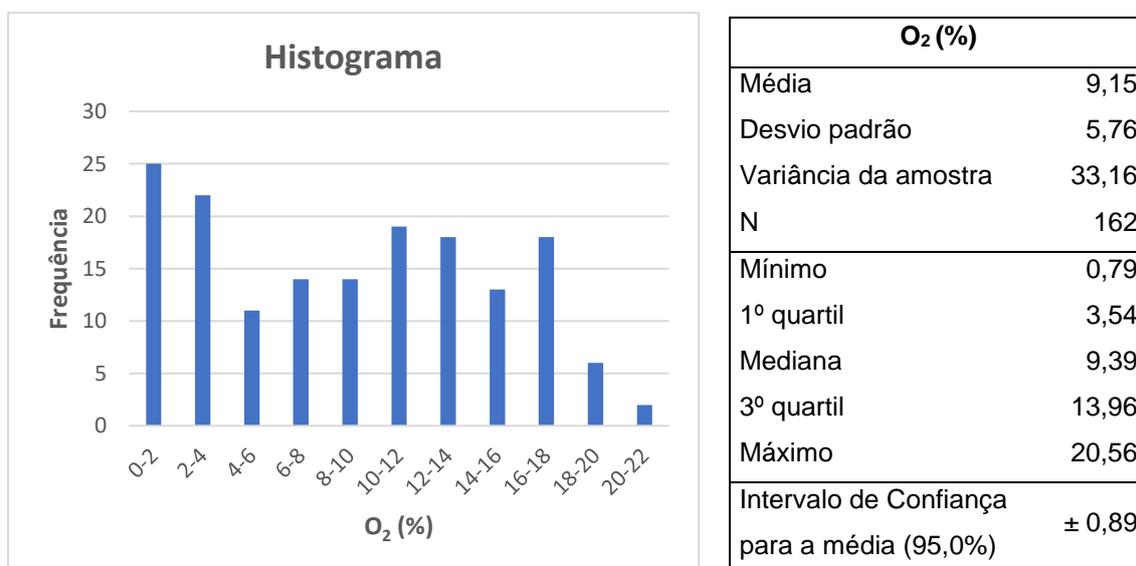
O CO<sub>2</sub> apresentou correlação significativa com o O<sub>2</sub>, linear negativa ( $R^2 = 0,90$ ), e com o CH<sub>4</sub>, exponencial ( $R^2 = 0,89$ ) (Figura 32a e Figura 32c). Por ser um gás formado tanto através da atividade biológica aeróbia quanto a anaeróbia, pelas arqueas metanogênicas acetoclásticas, é explicado o alto  $R^2$  em ambas relações.



**Figura 32 - Gráficos de relação das médias com intervalos de confiança (95%) das concentrações de O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> na leira durante o processo de compostagem. (Fonte: Elaboração própria, 2020)**

### 6.2.1. Oxigênio (O<sub>2</sub>)

A concentração média de O<sub>2</sub> foi 9,15% ± 5,76 com intervalo de confiança (95%) entre 8,23 e 10,04% e a mediana 9,39%. O histograma mostra uma grande variação nos dados de concentração de O<sub>2</sub>, com picos em concentrações entre 0-4% e 10-14% (Figura 33).



**Figura 33 – Histograma e estatística descritiva dos dados de concentração de O<sub>2</sub> no interior da leira. (Fonte: Elaboração própria, 2020)**

Para analisar o padrão da concentração de O<sub>2</sub> dentro da leira mais detalhadamente, os dados foram divididos para cada evento de monitoramento e cada ponto monitorado, nas diferentes alturas e DPL. Os resultados são apresentados na Figura 34 em representação esquemática das áreas de influência dos pontos na seção da leira.

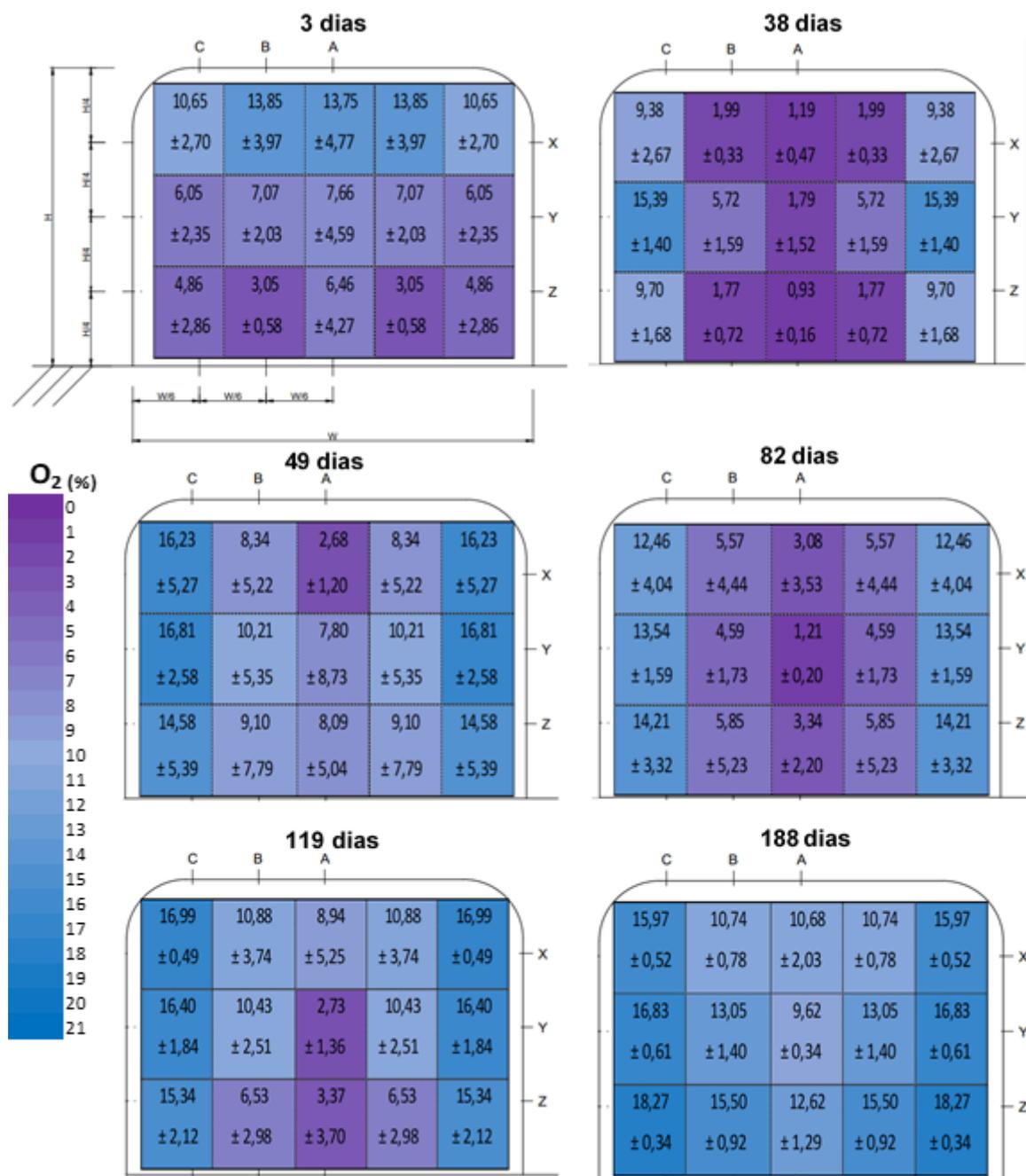


Figura 34 - Representação da seção transversal da leira com médias e desvio padrão da concentração de O<sub>2</sub>, em %v-v, em cada ponto monitorado da leira nos diferentes eventos de monitoramento. Os pontos das DPLs de 20 e 50 cm, C e B, respectivamente, estão espelhados para representação completa da seção da leira. (Fonte: Elaboração própria, 2020)

Foi observado grande variação na concentração de O<sub>2</sub>, tanto em função do estágio da leira quanto da distribuição espacial em seu interior (Figura 34). O padrão observado é caracterizado pela variação horizontal nos níveis de O<sub>2</sub> com diminuição das concentrações das extremidades laterais em direção ao centro,

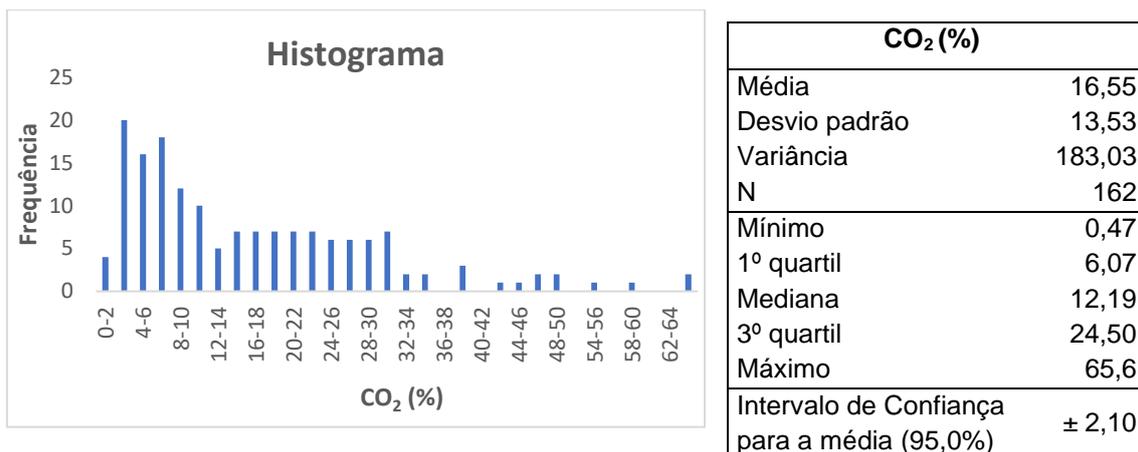
enquanto verticalmente não ocorre variação significativa. Entretanto, esse padrão pode se alterar conforme as condições e o estágio em que o processo de compostagem se encontra.

No monitoramento realizado no 3º dia de formação da leira foi verificado variação de concentração com a profundidade ao invés da DPL. Essa variação pode ser explicada devido à leira nesse período apresentar uma altura pequena, de aproximadamente 40 cm, dos quais 30 cm encontravam-se no interior de uma vala feita para sua base, fazendo com que apenas sua parte superior estivesse exposta, onde ocorria a entrada do ar e conseqüente oxigenação. Nas partes inferiores, a oxigenação era reduzida pelo fato de as paredes laterais da leira estarem obstruídas pelas laterais da vala, dificultando a entrada de ar nessa região e pelo fato de que quanto mais próximo à base da leira, mais confinado o ambiente ficava, o que justifica a diminuição da concentração de O<sub>2</sub> da parte superior para a parte inferior.

No 188º dia observou-se concentrações elevadas em toda a distribuição da leira, sendo a menor delas de 9,62% ± 0,34 em seu ponto central. Também foi verificado o predomínio do padrão de variação horizontal dos níveis de oxigênio, diminuindo da parede lateral em direção ao meio.

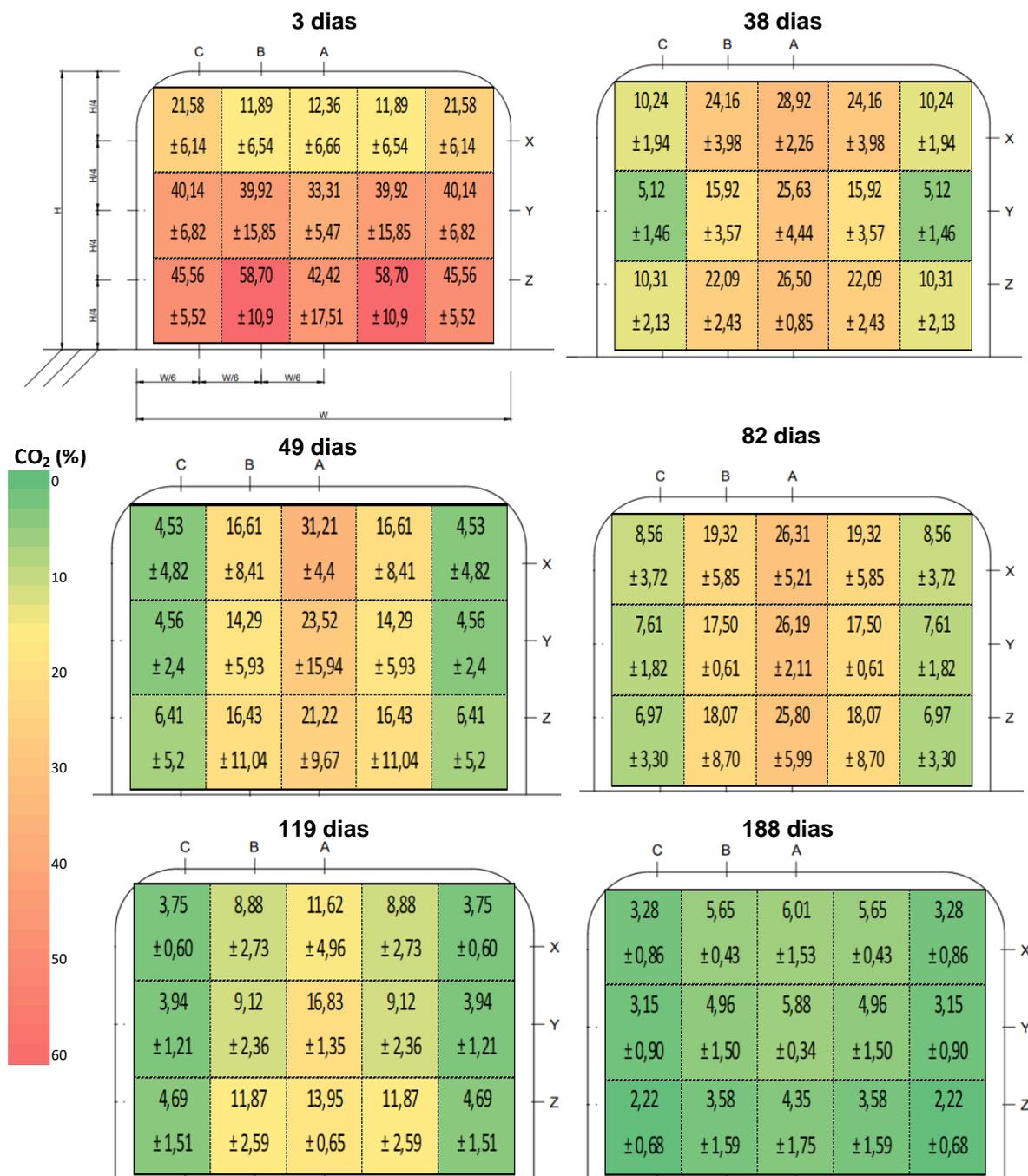
### **6.2.2. Dióxido de Carbono (CO<sub>2</sub>)**

A concentração média de CO<sub>2</sub> foi 16,55% ± 13,53 com intervalo de confiança (95%) entre 14,45 e 18,65% e a mediana 12,19%. Pode-se observar um histograma assimétrico com pico deslocado para a esquerda e cauda alongada para a direita (Figura 35).



**Figura 35 - Histograma e estatística descritiva dos dados de concentração de CO<sub>2</sub> no interior da leira. (Fonte: Elaboração própria, 2020)**

Para analisar o padrão da concentração de CO<sub>2</sub> dentro da leira mais detalhadamente, os dados foram divididos para cada evento de monitoramento e cada ponto monitorado, nas diferentes alturas e DPL. Os resultados são apresentados na Figura 36 em representação esquemática das áreas de influência dos pontos na seção da leira.



**Figura 36 - Representação da seção transversal da leira com médias e desvio padrão da concentração de CO<sub>2</sub>, em %v-v, em cada ponto monitorado da leira nos diferentes eventos de monitoramento. Os pontos das DPLs de 20 e 50 cm, C e B, respectivamente, estão espelhados para representação completa da seção da leira. (Fonte: Elaboração própria, 2020)**

Observa-se grande variação no padrão dos níveis de CO<sub>2</sub> dentro da leira em cada período do processo de compostagem.

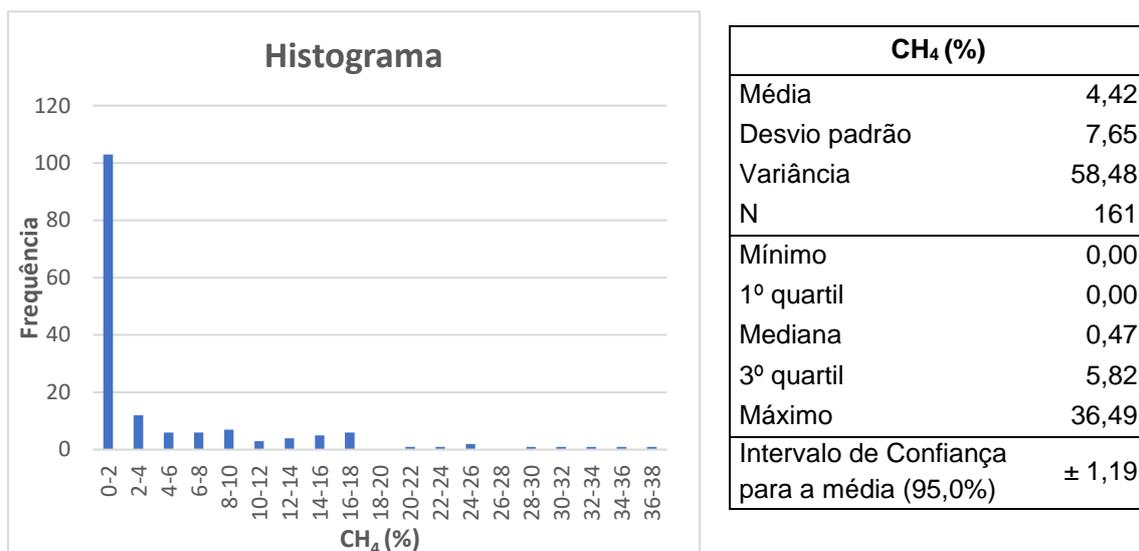
O monitoramento na fase termofílica (38<sup>o</sup>, 49<sup>o</sup>, 82<sup>o</sup> e 119<sup>o</sup> dia) apresentou padrão semelhante. Não foi apontada diferença significativa das médias em teste estatístico realizado entre as concentrações de CO<sub>2</sub> no 38<sup>o</sup>, 49<sup>o</sup> e 82<sup>o</sup> dia ( $p=0,384$ ), porém ao incluir o 119<sup>o</sup> dia na análise, o resultado aponta diferença entre os grupos ( $p=0,001$ ). A diferença do CO<sub>2</sub> no 119<sup>o</sup> dia pode ser explicada pelo fato de que a leira nesse momento não estava recebendo mais resíduos e se encontrava em fase de transição termofílica-mesofílica, conforme mostrado na análise de temperatura, caracterizada pela redução da atividade microbiológica.

No monitoramento realizado no 3<sup>o</sup> dia do processo de compostagem, foram verificados níveis mais elevados de CO<sub>2</sub> comparado aos outros períodos, o que sugere atividade microbiológica aeróbia intensificada na leira. As maiores concentrações de CO<sub>2</sub> na base da leira podem estar associadas também a menor circulação de ar no local, uma vez que 2/3 dela estavam dentro de uma vala feita no chão e a aeração ocorria do topo para o fundo. Embora essa região ainda tivesse oxigênio disponível para a respiração biológica, a troca de ar ocorria mais lentamente do que na sua superfície.

Ao 188<sup>o</sup> dia foram registrados níveis muito baixos de CO<sub>2</sub>, o que é esperado para uma leira na fase mesofílica final/maturação. Devido ao estágio avançado de degradação e menor disponibilidade de nutrientes e carbono lábil, nessa etapa ocorre a redução da atividade microbiológica (INÁCIO; MILLER, 2009).

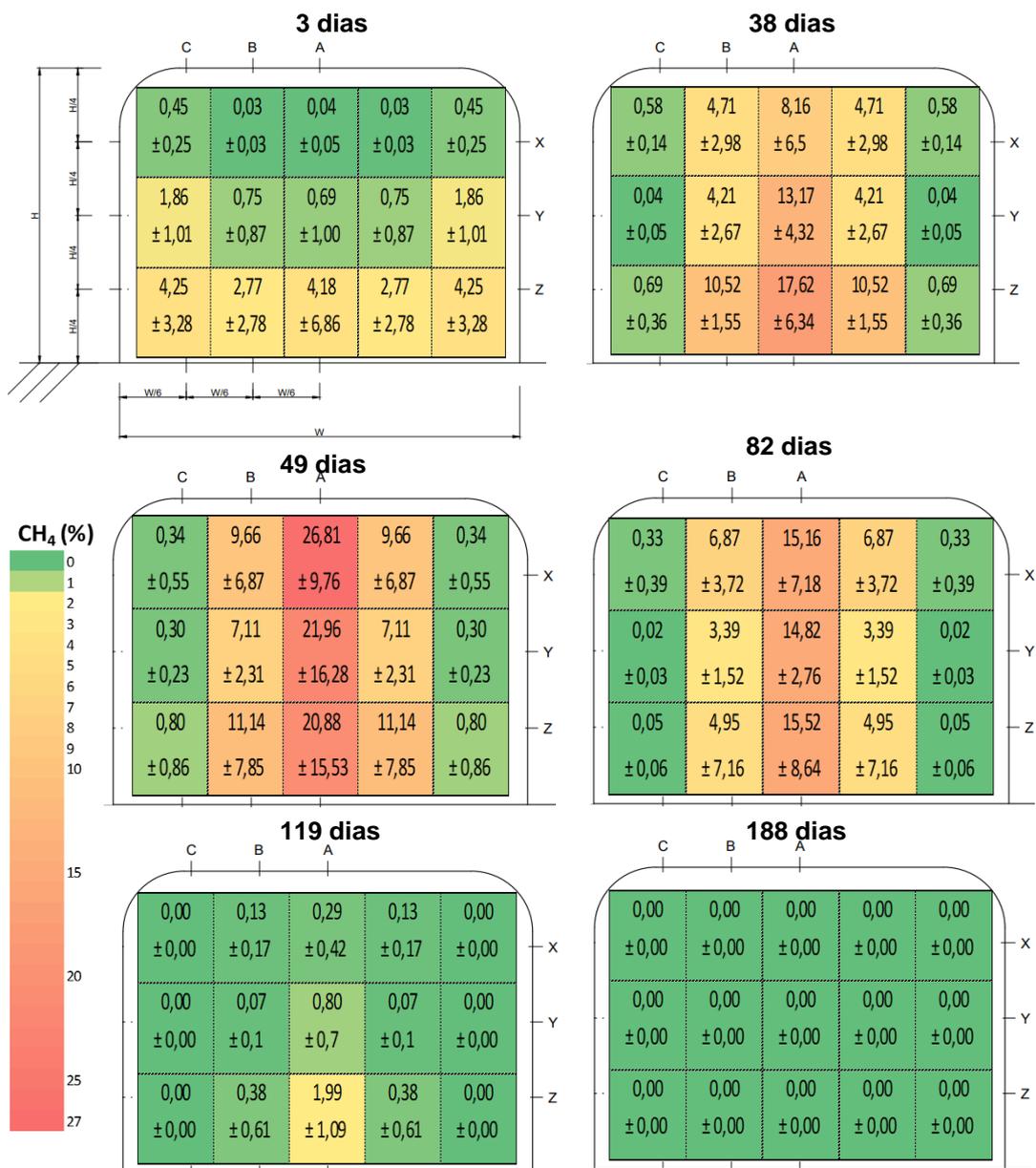
### **6.2.3. Metano (CH<sub>4</sub>)**

A concentração média de CH<sub>4</sub> foi 4,42% ± 7,65 com intervalo de confiança (95%) entre 3,23 e 5,61% e a mediana 0,47%. Pode-se observar um histograma assimétrico com pico acentuado em valores entre 0-2% seguido por um decréscimo brusco na frequência (Figura 37).



**Figura 37 - Histograma e estatística descritiva dos dados de concentração de CH<sub>4</sub> no interior da leira. (Fonte: Elaboração própria, 2020)**

Para analisar o padrão da concentração de CH<sub>4</sub> dentro da leira mais detalhadamente, os dados foram divididos para cada evento de monitoramento e cada ponto monitorado, nas diferentes alturas e DPL. Os resultados são apresentados na Figura 38 em representação esquemática das áreas de influência dos pontos na seção da leira.



**Figura 38 - Representação da seção transversal da leira com médias e desvio padrão da concentração de CH<sub>4</sub>, em %v-v, em cada ponto monitorado da leira nos diferentes eventos de monitoramento. Os pontos das DPLs de 20 e 50 cm, C e B, respectivamente, estão espelhados para representação completa da seção da leira. (Fonte: Elaboração própria, 2020)**

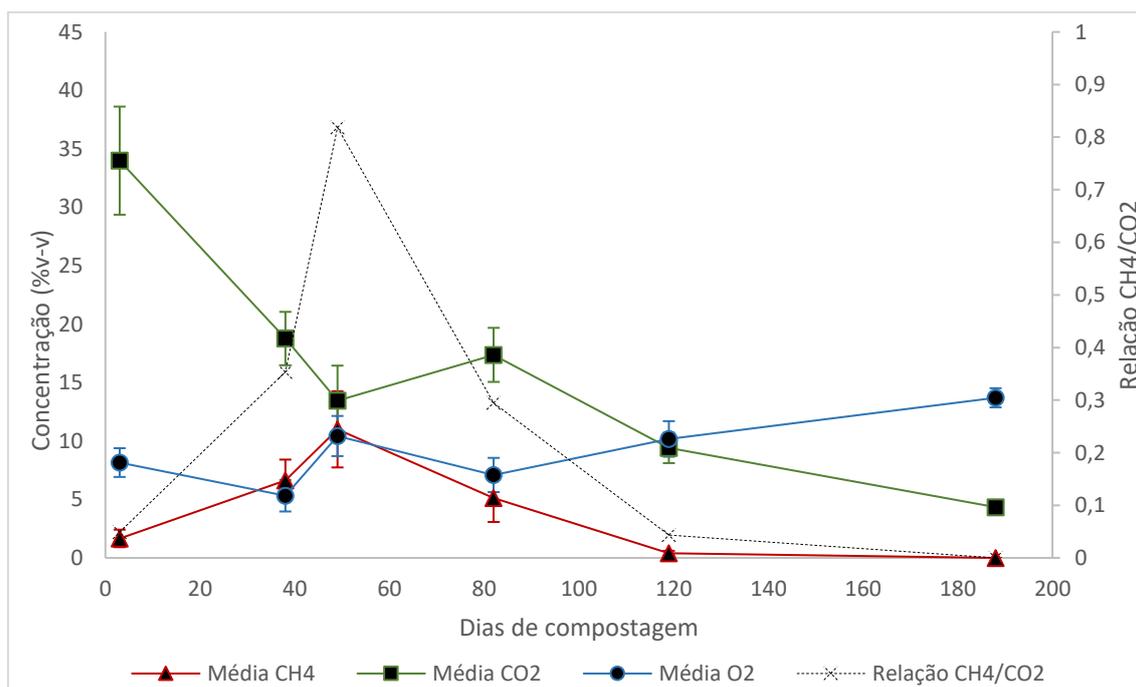
Os níveis mais elevados de CH<sub>4</sub> em todo o período de monitoramento foram verificados durante a fase termofílica com recarga de resíduos (38<sup>o</sup>, 49<sup>o</sup> e 82<sup>o</sup> dia), sendo os maiores valores encontrados ao longo do eixo central da leira (DPL de 80 cm). No 119<sup>o</sup> dia foram encontrados baixos níveis de metano na maioria dos pontos analisados, sendo o maior de 1,99% ± 1,09 próximo à sua base, na DPL de 80 cm.

No 3º dia de formação da leira, os maiores valores de metano foram encontrados próximo a sua base e à parede lateral, variando entre  $1,86\% \pm 1,01$  e  $4,25 \pm 3,28$ , em pontos que estavam em ambiente mais confinado e apresentaram menores níveis de oxigênio.

Aos 188 dias não foram detectados níveis de metano em nenhum ponto de amostragem interna.

#### 6.2.4. Relação entre gases nas diferentes fases da compostagem

Na Figura 39 é apresentada a evolução das concentrações médias dos gases no interior da leira ao longo do tempo. Verifica-se que os maiores níveis de metano são encontrados na fase termofílica, entre 5 e 10%, ocorrendo uma queda significativa a partir do 119º dia, com valores médios abaixo de 0,5%. Para o  $O_2$  e  $CO_2$  é possível observar uma relação inversa quase simétrica na evolução dos gases em função da forte correlação linear negativa mostrada anteriormente.



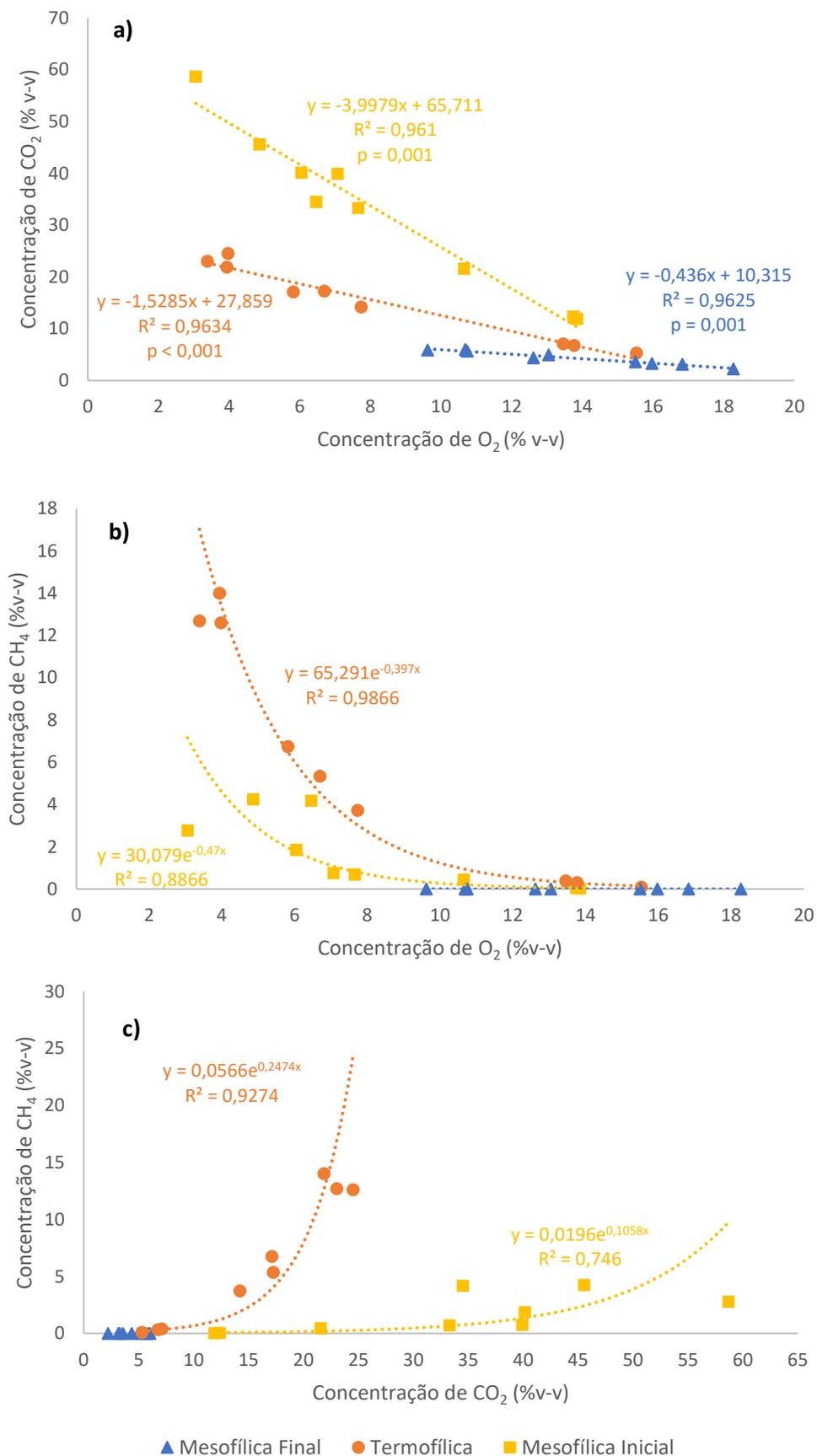
**Figura 39 - Médias das concentrações de  $O_2$ ,  $CO_2$  e  $CH_4$  (%v-v) internos e relação  $CH_4/CO_2$  na leira nos 3º, 38º, 49º, 82º, 119º e 188º dia de compostagem. (Fonte: Elaboração própria, 2020)**

A maior concentração média de  $CH_4$  encontrada na leira foi de 11% no 49º dia, embora nesse mesmo período o nível médio de  $O_2$  tenha ficado acima de 10%. Ao observar a distribuição de concentrações desses gases na matriz da leira (Figura 36 e Figura 38), verificam-se desvios padrões mais elevados nesse

dia, em função da grande variação dos seus níveis nas diferentes seções amostradas. Essa análise reforça que pequenas regiões anaeróbias podem representar elevada produção de metano na fase termofílica, uma vez que existe uma relação exponencial entre os gases (INÁCIO, 2010). Phong (2012) afirma que analisar a concentração de oxigênio sozinha não é suficiente para determinar se a leira possui condições aeróbias ou anaeróbias, sendo nesse caso a relação  $\text{CH}_4/\text{CO}_2$  um fator mais importante. Valores dessa relação próximos ou igual a 0 indicam o prevalecimento da degradação aeróbia, enquanto valores mais elevados indicam condições de anaerobiose. Durante a fase termofílica com recarga de resíduos (38º, 49º e 82º dia) a relação  $\text{CH}_4/\text{CO}_2$  média ficou acima de 0,3 e chegou a 0,81 no 49º dia. Nos outros dias de monitoramento a relação média foi inferior a 0,05.

Na Figura 40 é possível verificar a relação entre os gases nas diferentes fases da compostagem: mesofílica inicial (3º dia), termofílica (38º, 49º, 82º e 119º dia) e mesofílica final/maturação (188º dia). As relações entre  $\text{O}_2$  e  $\text{CO}_2$  (Figura 40a) obtiveram o mesmo  $R^2$  (0,96) para a regressão linear em todas as fases. Entretanto, foi identificado que a reta apresentou maior inclinação na fase mesofílica inicial, sugerindo maior intensidade na degradação aeróbia da matéria orgânica e taxas mais elevadas da respiração biológica, que resultaram em maior produção de  $\text{CO}_2$  nos primeiros dias de compostagem. Já na fase mesofílica final/maturação, a reta se apresentou com baixo coeficiente angular e elevados níveis de  $\text{O}_2$ , apontando para a redução da atividade microbiológica e baixas taxas de decomposição, uma vez que as fontes de nutrientes e carbono lábil já haviam se esgotado e grande parte da matéria orgânica já tinha sido degradada nesse ponto (INÁCIO; MILLER, 2009, JARVIS et al., 2009)

Para a relação do  $\text{CH}_4$  com o  $\text{O}_2$  (Figura 40b), fica muito clara a forte correlação exponencial na fase termofílica ( $R^2=0,99$ ), que se mostrou mais acentuada que nas outras fases, indicando que a decomposição anaeróbia ocorreu com maior intensidade e resultou em maiores níveis de  $\text{CH}_4$ . Essa relação na fase mesofílica inicial foi mais suave e apresentou  $R^2 = 0,89$ , com menores valores de  $\text{CH}_4$  observados conforme a diminuição do nível de  $\text{O}_2$ . Na fase mesofílica final/maturação não foram detectados níveis de metano no interior da leira.



**Figura 40 - Gráficos da relação entre a concentração dos gases nas fases termofílica, mesofílica inicial e final. (Fonte: Elaboração própria, 2020)**

Considerando que a sucção de ar do interior da leira para amostragem é realizada à 1 L/min, durante um intervalo de 1 min, até a estabilização das medições, o analisador de gases faz a leitura de um largo intervalo de concentrações em um volume de 1000 cm<sup>3</sup> de ar. Este volume corresponde a um volume total interno na leira ainda maior pois o ar está localizado apenas nos espaços livres entre as partículas.

A diferença do padrão observado entre as fases sugere que durante a fase termofílica houve maior formação de microsítios anaeróbios em decorrência da menor porosidade e/ou espaços com ar livre na leira. A menor ocorrência de porosidade e/ou espaços com ar livre está relacionada à compactação da leira, que acontece em função da degradação e do aumento do peso da coluna vertical sobre o material conforme a elevação da sua altura, e à ocupação desses espaços vazios pela água dos microporos (WANG, 2003).

Na fase mesofílica inicial, a leira com menor altura e pouco tempo de degradação possuía condições de porosidade e/ou espaços de ar livre adequados, o que favoreceu a sua aeração, permitindo que a reposição do oxigênio ocorresse simultaneamente ao seu consumo pela respiração bacteriológica aeróbia.

### **6.3. Emissões de GEE**

#### **6.3.1. Emissão de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>**

O resultado das regressões lineares para a evolução da concentração dos gases ao longo do tempo dentro da câmara em cada ponto e evento de monitoramento indicam altas e significativas ( $\alpha = 5\%$ ) correlações para o CO<sub>2</sub>, em sua grande maioria com  $R^2 > 0,9$  e *valor p* < 0,05. Para o CH<sub>4</sub>, os resultados das regressões variaram entre os diferentes pontos e dias de monitoramento. Pôde-se observar correlações mais altas e significativas no 33º dia, 49º e 82º dia (fase termofílica com recarga de resíduos), em sua maioria com  $R^2 > 0,9$  e *valor p* < 0,05, enquanto no 119º e 188º dia foram verificadas baixas correlações, com elevado *valor p* e baixo  $R^2$  (Quadro 5).

Quadro 5 - Resultados da regressão linear (valor  $p$  e  $R^2$ ) da evolução da concentração de  $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$ , (a) e (b), respectivamente, no interior da câmara em cada ponto e dia monitorado. A legenda dos pontos corresponde à seção de monitoramento (1, 2 e 3) seguida do local de posicionamento da câmara no topo da leira, centro (A) ou próximo à lateral (B).

(a)	Ponto		1A	1B	2A	2B	3A	3B
	Dias							
	3	$p = 0,006$ $R^2 = 0,988$	$p = 0,001$ $R^2 = 0,998$	$p = 0,011$ $R^2 = 0,979$	$p = 0,979$ $R^2 = 0,000$	$p = 0,000$ $R^2 = 0,999$	$p = 0,003$ $R^2 = 0,993$	
	38	$p = 0,002$ $R^2 = 0,995$	$p = 0,059$ $R^2 = 0,886$	$p = 0,002$ $R^2 = 0,995$	$p = 0,005$ $R^2 = 0,990$	$p = 0,033$ $R^2 = 0,935$	$p = 0,045$ $R^2 = 0,912$	
	49	$p = 0,048$ $R^2 = 0,905$	$p = 0,005$ $R^2 = 0,990$	$p = 0,007$ $R^2 = 0,986$	$p = 0,006$ $R^2 = 0,988$	$p = 0,008$ $R^2 = 0,985$	$p = 0,011$ $R^2 = 0,978$	
	82	$p = 0,008$ $R^2 = 0,984$	$p = 0,021$ $R^2 = 0,959$	$p = 0,001$ $R^2 = 0,997$	$p = 0,004$ $R^2 = 0,992$	$p = 0,005$ $R^2 = 0,990$	$p = 0,048$ $R^2 = 0,994$	
	119	$p = 0,003$ $R^2 = 0,994$	$p = 0,006$ $R^2 = 0,989$	$p = 0,353$ $R^2 = 0,722$	$p = 0,075$ $R^2 = 0,856$	$p = 0,117$ $R^2 = 0,779$	$p = 0,073$ $R^2 = 0,859$	
	188	$p = 0,001$ $R^2 = 0,998$	$p = 0,131$ $R^2 = 0,755$	$p = 0,017$ $R^2 = 0,966$	$p = 0,023$ $R^2 = 0,954$	$p = 0,017$ $R^2 = 0,965$	$p = 0,038$ $R^2 = 0,926$	

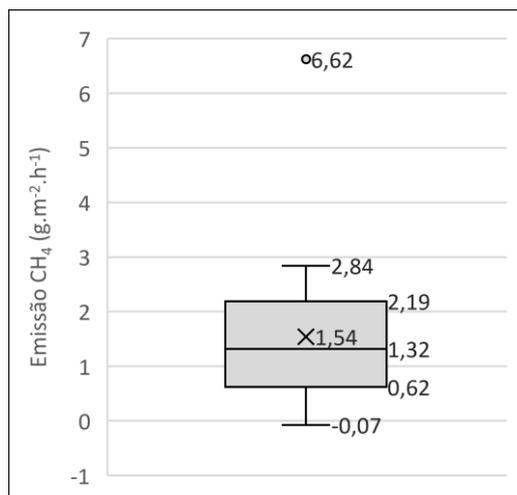
  

(b)	Ponto		1A	1B	2A	2B	3A	3B
	Dias							
	3	$p = 0,226$ $R^2 = 0,599$	$p = 0,186$ $R^2 = 0,663$	$p = 0,724$ $R^2 = 0,076$	$p = 0,007$ $R^2 = 0,986$	$p = 0,186$ $R^2 = 0,662$	$p = 0,065$ $R^2 = 0,874$	
	38	$p = 0,004$ $R^2 = 0,991$	$p = 0,012$ $R^2 = 0,976$	$p = 0,007$ $R^2 = 0,987$	$p = 0,286$ $R^2 = 0,510$	$p = 0,123$ $R^2 = 0,770$	$p = 0,243$ $R^2 = 0,574$	
	49	$p = 0,116$ $R^2 = 0,781$	$p = 0,033$ $R^2 = 0,935$	$p = 0,000$ $R^2 = 0,999$	$p = 0,003$ $R^2 = 0,994$	$p = 0,000$ $R^2 = 0,999$	$p = 0,010$ $R^2 = 0,979$	
	82	$p = 0,012$ $R^2 = 0,976$	$p = 0,423$ $R^2 = 0,333$	$p = 0,006$ $R^2 = 0,988$	$p = 0,095$ $R^2 = 0,819$	$p = 0,002$ $R^2 = 0,996$	$p = 0,073$ $R^2 = 0,860$	
	119	$p = 0,368$ $R^2 = 0,399$	$p = 0,564$ $R^2 = 0,190$	$p = 0,370$ $R^2 = 0,699$	$p = 0,301$ $R^2 = 0,489$	$p = 0,218$ $R^2 = 0,612$	$p = 0,390$ $R^2 = 0,373$	
	188	$p = 0,182$ $R^2 = 0,670$	$p = 0,868$ $R^2 = 0,017$	$p = 0,189$ $R^2 = 0,658$	$p = 0,467$ $R^2 = 0,284$	$p = 0,667$ $R^2 = 0,111$	$p = 0,938$ $R^2 = 0,004$	

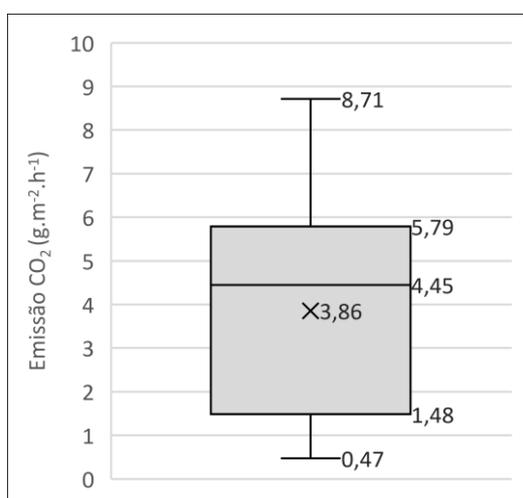
Legenda - Valor $p$	
	< 0,10
	0,10 - 0,20
	> 0,20

A partir dos pontos de monitoramento selecionados ( $valor\ p < 0,2$  e  $R^2 > 0,65$ ) foram calculados os fluxos de emissão, em  $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ , conforme metodologia descrita no item 5.3.3. Os resultados para cada ponto estão apresentados na Figura 41 e a estatística descritiva nos Quadro 6 e Quadro 7. Os dados completos coletados em campo que deram origem aos cálculos de emissões se encontram no Apêndice 02.

**Quadro 6 – Box-plot e estatística descritiva dos fluxos de emissão de CH<sub>4</sub>, em g.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>.**

Emissão CH <sub>4</sub> (g.m <sup>-2</sup> .h <sup>-1</sup> )	
Média	1,54
Desvio padrão	1,45
Variância da amostra	2,11
N	20
Mínimo	-0,07
1º quartil	0,62
Mediana	1,32
3º quartil	2,19
Máximo	6,62
Intervalo de Confiança para a média (95,0%)	± 0,68

(Fonte: Elaboração própria, 2020)

**Quadro 7 – Box-plot e estatística descritiva dos fluxos de emissão de CO<sub>2</sub>, em g.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>.**

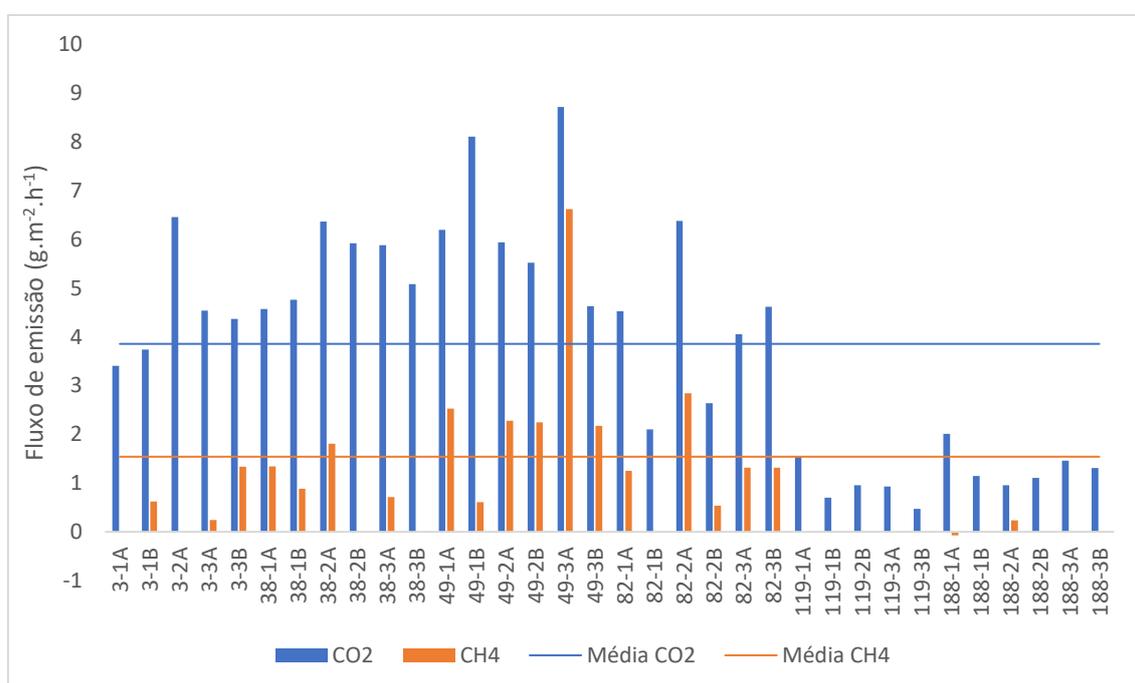
Emissão CO <sub>2</sub> (g.m <sup>-2</sup> .h <sup>-1</sup> )	
Média	3,86
Desvio padrão	2,30
Variância da amostra	5,29
N	34
Mínimo	0,47
1º quartil	1,48
Mediana	4,45
3º quartil	5,79
Máximo	8,71
Intervalo de Confiança para a média (95,0%)	± 0,80

(Fonte: Elaboração própria, 2020)

A média dos fluxos de emissão de CH<sub>4</sub> foi de 1,54 g.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>, com intervalo de confiança (95%) entre 0,86 e 2,22 g.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>. O valor máximo calculado foi de 6,62 g.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup> no 49º dia, no ponto 3A, que está próximo aos picos identificados por Beck-Friis et al. (2000) e Li et al. (2017) e pouco abaixo do valor observado por Andersen et al. (2010). O valor mínimo estimado foi de -0,07 g.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup> no 188º dia, no ponto 1A, durante a fase mesofílica final/maturação. A taxa decrescente, próxima de 0, sugere que, em conjunto com a reduzida produção de CH<sub>4</sub> durante o resfriamento da leira, houve a atuação de bactérias metanotróficas nessa fase. Ge et al. (2018), em estudo sobre a evolução de microrganismos responsáveis pela produção e oxidação de CH<sub>4</sub> durante a compostagem, observaram

significativo aumento na população de bactérias metanotróficas em conjunto com a redução da temperatura na fase mesofílica final.

A média dos fluxos de emissão de CO<sub>2</sub> foi de 3,86 g.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>, com intervalo de confiança (95%) entre 3,06 e 4,66 g.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>. O valor máximo estimado foi de 8,71 g.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup> no 49º dia, no ponto 3A, coincidindo com o pico de metano, enquanto o menor valor foi de 0,47 g.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>, no 119º dia, no ponto 3B. Esses valores divergem de outros estudos que apresentaram fluxos de CO<sub>2</sub> muito superiores, com máximas próximas de 100 g.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup> (ANDERSEN et al., 2010, SÁNCHEZ-MONEDERO et al., 2010).



**Figura 41 - Gráfico dos fluxos de emissão de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>, em g.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>, em cada dia e ponto de monitoramento com a média apresentada. A legenda do eixo x corresponde ao dia seguido do ponto monitorado. (Fonte: Elaboração própria, 2020)**

A relação dos fluxos de emissão CO<sub>2</sub>/CH<sub>4</sub> média foi de 2,51 (g/g). Por se tratar de um processo predominantemente aeróbio, onde a produção e emissão de CO<sub>2</sub> ocorre em quantidade significativamente superior ao CH<sub>4</sub>, o valor encontrado está abaixo do esperado para a compostagem. Estudos apontam que essa relação se encontra entre 50 e 150, considerando todo o período de compostagem (ANDERSEN et al., 2010; HAO et al., 2010) ou acima desses valores dependendo do processo (AMLINGER et al. 2008). Sendo assim, é possível que os valores de CO<sub>2</sub> tenham sido subestimados.

Faust e Liebig (2018) realizaram um estudo para determinar os efeitos da temperatura e tempo de armazenamento nas concentrações de GEE ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  e  $\text{N}_2\text{O}$ ) em amostras gasosas armazenadas em *vials* lacrados com septos de borracha cloro-butílica. Os autores concluíram que as temperaturas de armazenamento (entre  $-10^\circ\text{C}$  e  $25^\circ\text{C}$ ) não influenciam nos resultados, enquanto tempos longos de armazenamento alteram as concentrações dos gases nas amostras. O armazenamento das amostras por 84 dias, período mais longo analisado, resultou em redução de até 14,4% nas concentrações de  $\text{CO}_2$ . O vazamento do gás pode ocorrer através dos septos pela difusão, que é altamente influenciada pelo gradiente de concentração entre o ar dos frascos e o ar ambiente (FAUST; LIEBIG, 2018). Como as concentrações de  $\text{CO}_2$  nas amostras eram muito superiores às dos outros gases, as taxas de vazamento do dióxido de carbono foram muito mais expressivas. Nesse mesmo período foi observado aumento de até 22% nas concentrações de  $\text{CH}_4$  das amostras, o qual o autor diz ser difícil de explicar, mas que pode ser devido à contaminação das amostras. Entretanto, esse aumento nas concentrações de  $\text{CH}_4$  foi observado em todos os tratamentos analisados.

Lange et al. (2008) estudaram a “propriedade de transferência global” (combinação de adsorção, dissolução, permeação e difusão) do  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  e  $\text{N}_2\text{O}$  em quatro tipos diferentes de septos de borracha butílica utilizados em *vials*. Os autores verificaram que o tempo de armazenamento ocasionou a perda de  $\text{CO}_2$  das amostras, com maiores taxas de perda do gás conforme aumento da sua concentração inicial. Para o  $\text{CH}_4$  não foram identificadas perdas significativas mas sim um aumento nos níveis das amostras que possuíam concentrações iniciais mais elevadas. Segundo os autores, a possível causa do aumento na concentração de  $\text{CH}_4$  com o tempo está associada à emissão direta pelo material do septo e não pela difusão, dissolução ou permeação a partir do ar externo, uma vez que não havia níveis detectáveis de metano no ambiente de armazenamento.

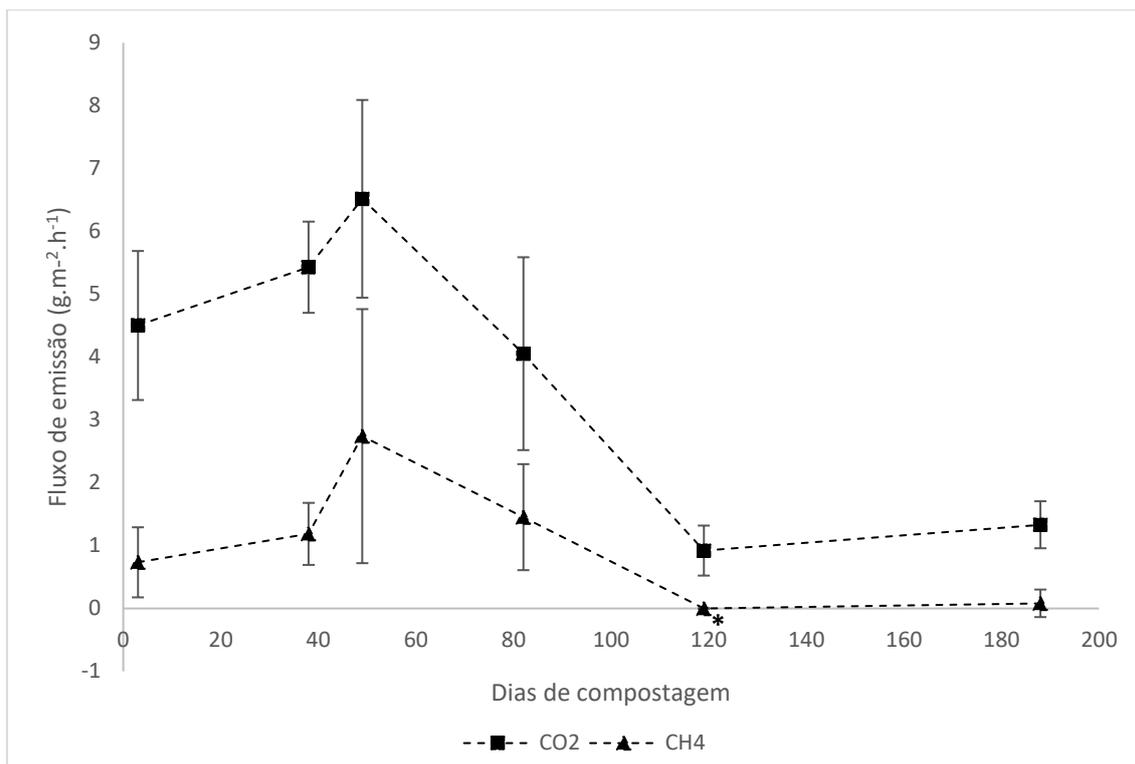
Por motivos técnico-operacionais, o tempo de armazenamento das amostras analisadas neste estudo foi entre 120 e 259 dias, o que provavelmente ocasionou a redução da concentração de  $\text{CO}_2$  nos *vials*. Para o metano, esses estudos sugerem que pode ter havido uma superestimação dos níveis

analisados em relação à concentração inicial das amostras coletadas na emissão da leira.

A maior concentração de CO<sub>2</sub> encontrada entre todas as amostras do ar interior da câmara foi de 20.131 ppm. Esta concentração se mostrou baixa para a metodologia utilizada (câmara e tempo de amostragem). Andersen et al. (2010) apresentam uma taxa de 2.353 ppm/min para a evolução da concentração de CO<sub>2</sub> no interior da câmara, o que significa que em 10 minutos a concentração aumentou em 23.530 ppm. Essa taxa apresentada pelos autores não se refere ao período de pico nos níveis internos de CO<sub>2</sub> identificado no estudo, o que sugere que ela pode ser ainda maior em alguns momentos. Além disso, a câmara utilizada pelo autor era maior (0,015 m<sup>3</sup>, Ø = 31 cm) do que a utilizada neste estudo (0,0092 m<sup>3</sup>, Ø = 30 cm), o que indica que possivelmente as taxas neste estudo seriam superiores.

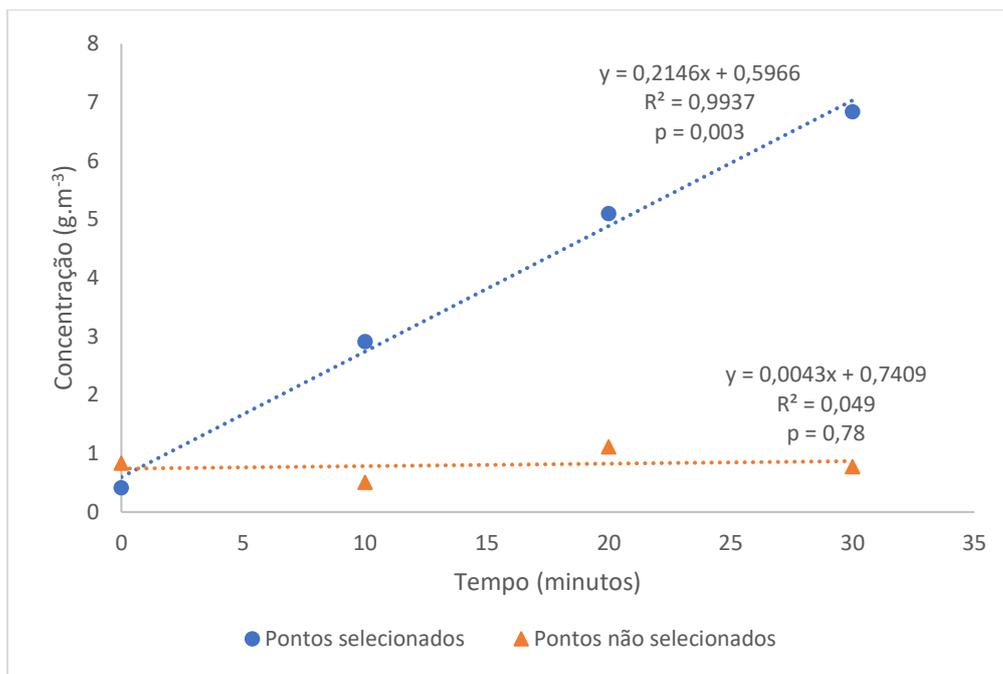
A concentração de CO<sub>2</sub> inicial média (0 minutos) encontrada neste estudo foi de 1.345 ppm. Esta concentração somada ao incremento no intervalo de 10 minutos calculado acima resultaria em uma concentração de aproximadamente 25.000 ppm no segundo tempo de coleta (10 minutos). Em 30 minutos, a concentração seria superior à 70.000 ppm. Os fluxos de emissão de CO<sub>2</sub> identificados em outros estudos também apontam para o mesmo cenário (SÁNCHEZ-MONEDERO et al., 2010, HAO et al., 2010, HAO et al., 2011).

Na Figura 42 apresentam-se as médias e desvios-padrão do fluxo de emissão de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> em cada dia de monitoramento da leira.



**Figura 42 – Médias e desvios padrão dos fluxos de emissão de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> nos diferentes dias de monitoramento. \*No 119º dia nenhum ponto de monitoramento apresentou resultado satisfatório da regressão linear para o cálculo do fluxo de emissão de CH<sub>4</sub>. (Fonte: Elaboração própria, 2020)**

Os resultados indicam maiores emissões de metano durante a fase termofílica com recarga de resíduos, na qual se encontraram todos os valores que ficaram acima da média. Esse padrão também é apontado em diversos outros estudos (ANDERSEN et al., 2010; BECK-FRIIS et al., 2000; HAO et al., 2011; SÁNCHEZ-MONEDERO et al., 2010). No 119º dia nenhum ponto de monitoramento apresentou resultado satisfatório da regressão linear para o cálculo do fluxo de emissão. A falta de correlação significativa na regressão linear para a concentração de CH<sub>4</sub> com o tempo dentro da câmara está associada ao não acúmulo do gás em seu interior. Os pontos não selecionados apresentaram, em média, concentração de metano baixa e quase constante ao longo do tempo, enquanto nos pontos selecionados foi verificado o aumento da concentração do gás conforme esperado (Figura 43).



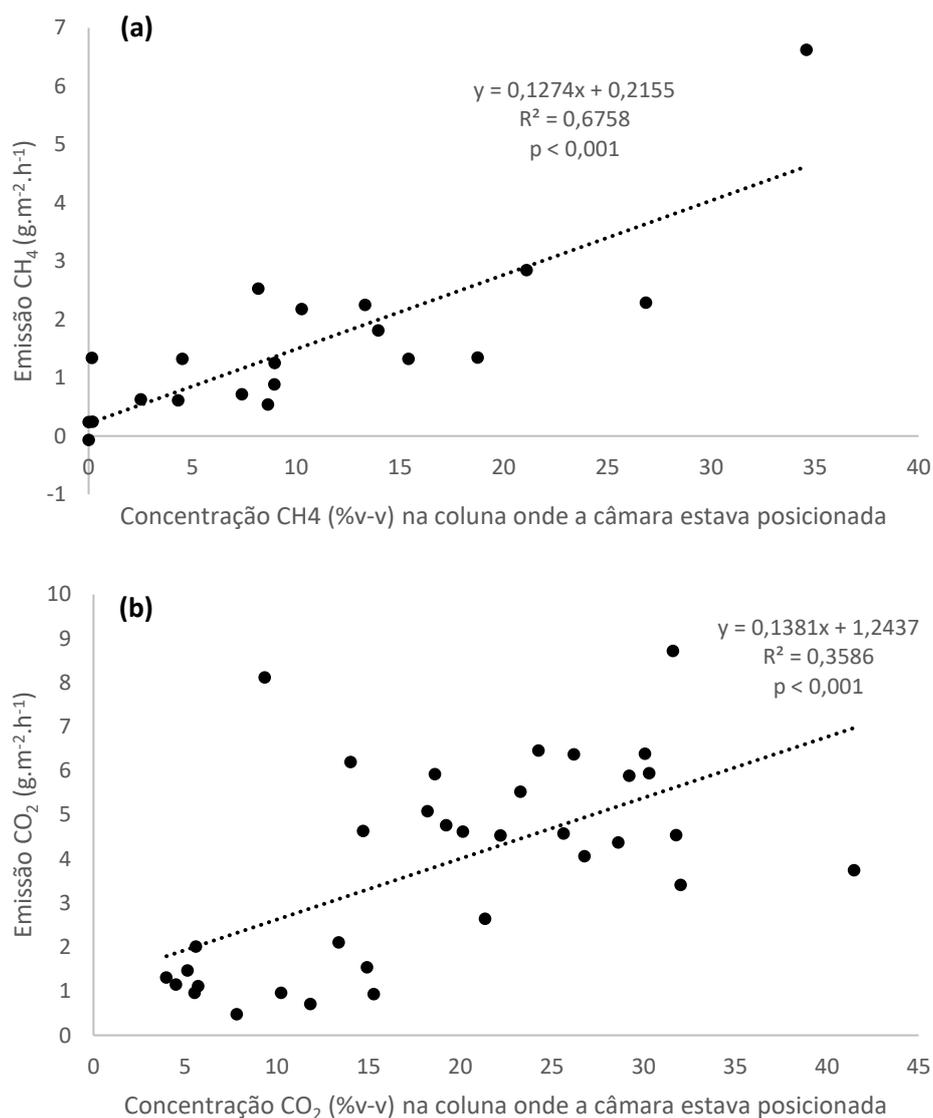
**Figura 43 – Média das concentrações de CH<sub>4</sub> registradas no interior da câmara nos pontos de amostragem ao longo do tempo. (Fonte: Elaboração própria, 2020)**

Considerando que a maioria das ausências de correlação ocorreram no 119<sup>o</sup> e 188<sup>o</sup> dia, isso pode ser explicado por dois fatores: a baixa concentração de CH<sub>4</sub> no interior da leira e a baixa dinâmica de fluxo de ar, que é altamente influenciada pela temperatura, uma vez que o calor impulsiona a aeração por convecção e faz com que o ar interno seja emitido pelo topo da leira (INÁCIO; MILLER, 2009). No 119<sup>o</sup> dia, a leira já havia deixado de receber recarga de resíduos há aproximadamente 40 dias e sua temperatura estava começando a se reduzir, indicando que grande parte da matéria orgânica já havia sido degradada. No 188<sup>o</sup> dia, as condições da leira eram totalmente mesofílicas e não foram detectados níveis de CH<sub>4</sub> em seu interior.

A elevação das concentrações e emissões de metano está diretamente relacionada à fase de alimentação da leira, com recargas constantes de resíduo (ANGNES, 2012), e ao período inicial de decomposição, onde a atividade metabólica ocorre em elevados níveis, consumindo o O<sub>2</sub> e criando condições anaeróbias favoráveis a metanogênese (EPSTEIN, 1997). Diversos estudos mostram que a emissão de CH<sub>4</sub> no processo de compostagem ocorre majoritariamente na sua primeira metade (JIANG et al., 2015; MAULINI-DURAN et al., 2013; SUN et al., 2014). Considerando o ciclo completo de compostagem de 188 dias, ao comparar as emissões médias da primeira e da segunda metade

do período, verifica-se que a primeira metade (fase mesofílica inicial + fase termofílica com recarga de resíduos) representou mais de 95% das emissões totais de metano, o que é consistente com outros resultados obtidos em estudos para compostagem de estrume (GE et al., 2018; HAO et al., 2011).

Os fluxos de emissões apresentaram correlação com as concentrações dos gases medidas no interior da leira (Figura 44). Foi verificada correlação linear positiva significativa ( $p < 0,001$  e  $R^2 = 0,68$ ) entre o fluxo de emissão e a concentração de  $\text{CH}_4$  na coluna abaixo da câmara (média nas três profundidades). É possível observar que o ponto com pico de emissão ( $6,62 \text{ g.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ ) correspondeu ao pico de concentração interna na leira ( $34,6 \text{ \%v-v}$ ). Esses resultados estão de acordo com os apresentados por Sommer e Moller (2000) e Phong (2012) e mostram que o aumento da concentração de metano na leira leva a um conseqüente aumento nas suas emissões. Para o  $\text{CO}_2$  foi observado correlação significativa também ( $p < 0,001$ ) porém mais baixa, com  $R^2 = 0,36$ .



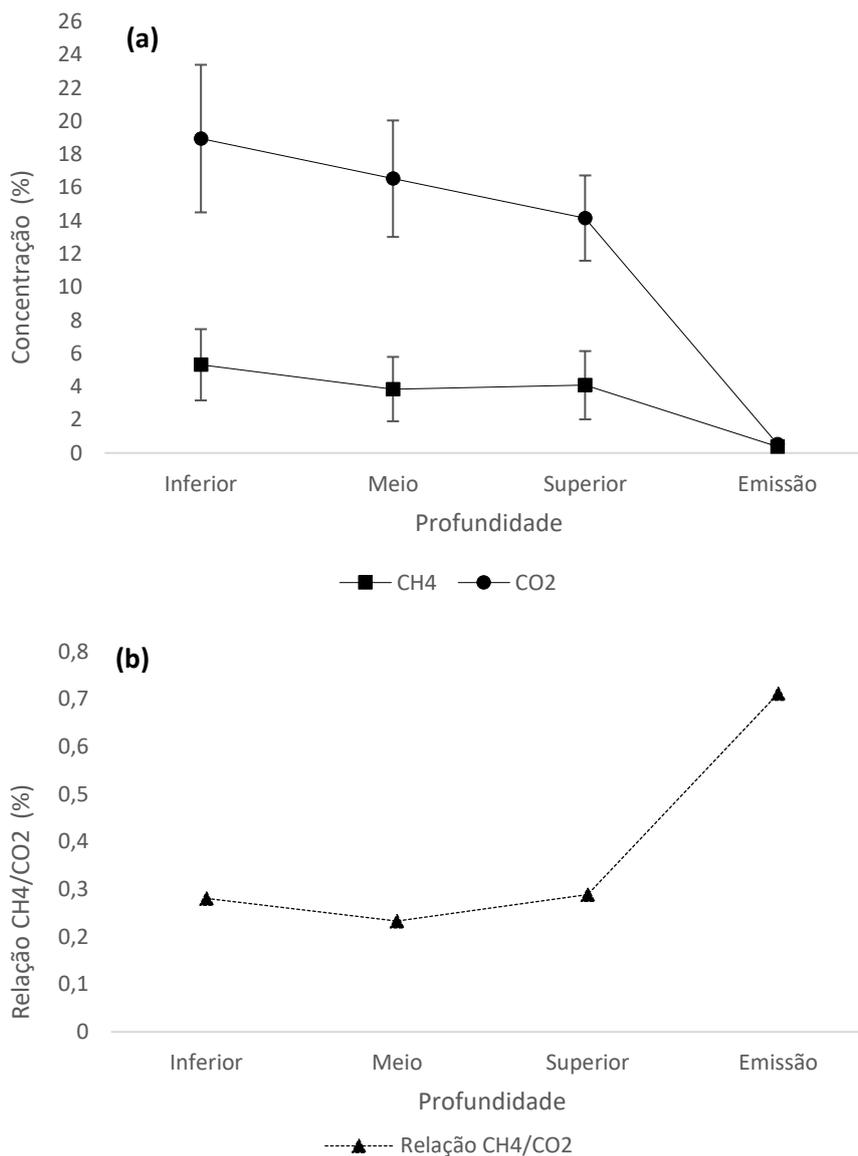
**Figura 44 – Relação entre o fluxo de emissão e a concentração média interna de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>, (a) e (b), respectivamente, dos pontos localizados na coluna abaixo da câmara. (Fonte: Elaboração própria, 2020)**

A Figura 45a apresenta as médias das concentrações dos gases na leira, em suas diferentes profundidades, e na emissão, dentro da câmara estática. É possível observar que a concentração de CO<sub>2</sub> diminui do fundo para o topo, enquanto o CH<sub>4</sub> apresentou uma redução da profundidade inferior para o meio e depois se manteve praticamente estável, com um leve aumento ao se aproximar do topo. Entretanto, as diferenças das médias não diferem estatisticamente em nenhum dos casos. Tanto o CO<sub>2</sub> quanto CH<sub>4</sub> apresentaram acentuadas reduções em seus níveis na emissão comparados ao interior da leira. A redução dos níveis de metano do interior da leira para emissão foi de aproximadamente

90%, valor próximo aos encontrados em outros estudos e que apontam para a atividade de microrganismos metanotróficos na camada superior da leira, em regiões aeróbias favoráveis ao desenvolvimento dessa microbiota (ANDERSEN et al., 2010, INÁCIO, 2010, JACKEL et al., 2005).

No que diz respeito à relação  $\text{CH}_4/\text{CO}_2$  (ppmv-v), foi observado pouca variação desse valor dentro da leira, que se manteve em torno de 0,23 e 0,29, e teve um acentuado aumento na emissão, com o valor de 0,71 (Figura 45b). Esse padrão é diferente do apresentado por Inácio (2010) que observou redução significativa na concentração do metano e na relação  $\text{CH}_4/\text{CO}_2$  do fundo em direção ao topo e também na emissão. O valor dessa relação encontrado pelo autor foi menor que 0,1 na emissão, muito inferior ao observado neste estudo. Andersen et al. (2010) também reportaram valores inferiores da relação  $\text{CH}_4/\text{CO}_2$  no ar emitido comparado com ao ar interior da leira.

A drástica redução do nível de  $\text{CO}_2$  observada do interior da leira para a emissão (> 98%) e a elevada relação  $\text{CH}_4/\text{CO}_2$  (> 0,7) no interior da câmara não são esperadas na compostagem e reforçam a possível subestimação ocorrida na quantificação de emissão do dióxido de carbono.



**Figura 45 – (a) Médias e intervalos de confiança (95%) das concentrações de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> nas amostras de gases em 3 profundidades e na câmara estática fechada utilizada para medir as emissões da leira de compostagem. (b) Relação entre as médias CH<sub>4</sub>/CO<sub>2</sub>. (Fonte: Elaboração própria, 2020)**

### 6.3.2. Emissão de N<sub>2</sub>O

Para o N<sub>2</sub>O não foi observado acréscimo na concentração do gás no interior da câmara durante os períodos de amostragem. As regressões lineares da concentração ao longo do tempo foram baixas e não significativas ( $\alpha = 5\%$ ) em sua maioria, não mostrando uma correlação entre as variáveis. As regressões lineares mais altas e significativas observadas ( $R^2 > 0,9$  e  $p < 0,05$ ) foram negativas, em dois pontos, o que significa que a concentração de N<sub>2</sub>O

diminuiu durante os tempos de amostragem (Quadro 8), sugerindo a transformação do gás no ambiente interior da câmara.

**Quadro 8 - Resultados da regressão linear (valor  $p$  e  $R^2$ ) da evolução da concentração de  $N_2O$  no interior da câmara em cada ponto e dia monitorado. A legenda dos pontos corresponde à seção de monitoramento (1, 2 e 3) seguida do local de posicionamento da câmara no topo da leira, centro (a) ou próximo à lateral (b). O símbolo (-) significa que a correlação foi negativa.**

Dias \ Ponto	1a	1b	2a	2b	3a	3b
3	p 0,738 R <sup>2</sup> 0,069 (-)	p 0,403 R <sup>2</sup> 0,356	p 0,449 R <sup>2</sup> 0,303 (-)	p 0,742 R <sup>2</sup> 0,067	p 0,038 R <sup>2</sup> 0,925 (-)	p 0,849 R <sup>2</sup> 0,023
38	p 0,497 R <sup>2</sup> 0,253 (-)	p 0,747 R <sup>2</sup> 0,064	p 0,215 R <sup>2</sup> 0,616	p 0,893 R <sup>2</sup> 0,011	p 0,997 R <sup>2</sup> 0,000	p 0,644 R <sup>2</sup> 0,127
49	p 0,736 R <sup>2</sup> 0,069 (-)	p 0,988 R <sup>2</sup> 0,000 (-)	p 0,470 R <sup>2</sup> 0,281 (-)	p 0,0002 R <sup>2</sup> 0,999 (-)	p 0,981 R <sup>2</sup> 0,000	p 0,122 R <sup>2</sup> 0,771 (-)
82	p 0,749 R <sup>2</sup> 0,063 (-)	p 0,389 R <sup>2</sup> 0,373 (-)	p 0,412 R <sup>2</sup> 0,346	p 0,911 R <sup>2</sup> 0,008 (-)	p 0,774 R <sup>2</sup> 0,051	p 0,323 R <sup>2</sup> 0,458
119	p 0,130 R <sup>2</sup> 0,757	p 0,171 R <sup>2</sup> 0,687	p 0,796 R <sup>2</sup> 0,099 (-)	p 0,233 R <sup>2</sup> 0,588	p 0,933 R <sup>2</sup> 0,005	p 0,245 R <sup>2</sup> 0,57 (-)
188	p 0,110 R <sup>2</sup> 0,792	p 0,085 R <sup>2</sup> 0,838	p 0,902 R <sup>2</sup> 0,010	p 0,793 R <sup>2</sup> 0,043	p 0,629 R <sup>2</sup> 0,137	p 0,116 R <sup>2</sup> 0,781 (-)

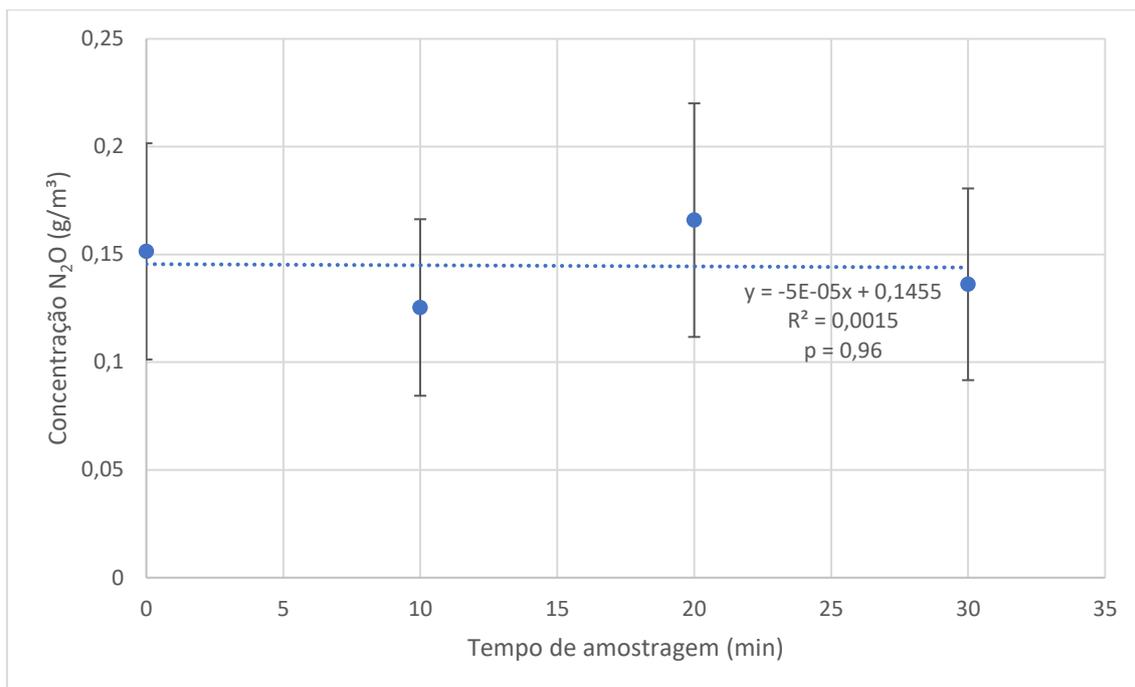
**Legenda - Valor  $p$**

	< 0,05
	0,05 - 0,20
	> 0,20

O Quadro 9 apresenta a estatística descritiva da série completa dos dados de concentração de  $N_2O$  no interior da câmara e a Figura 46 o gráfico com as médias das concentrações do gás nos diferentes tempos de amostragem. Pode-se observar que ao longo do tempo as concentrações médias apresentaram pequena variação, com diminuição e aumento intercalados em tempos de amostragem consecutivos, semelhante ao identificado nos pontos não selecionados para o metano.

**Quadro 9 – Estatística descritiva da série completa de dados de concentração de  $N_2O$  no interior da câmara, considerando todos os tempos de amostragem.**

Concentração $N_2O$ no interior da câmara		
	(ppm)	(g/m <sup>3</sup> )
Média	80,38	0,145
Desvio padrão	85,07	0,153
Variância da amostra	7237,43	0,023
N	143	143
Mínimo	0,00	0,000
1º quartil	7,99	0,014
Mediana	55,31	0,100
3º quartil	124,14	0,223
Máximo	561,07	1,010
Intervalo de Confiança para a média (95,0%)	14,06	0,025



**Figura 46 – Médias com intervalo de confiança (95%) das concentrações de N<sub>2</sub>O no interior da câmara nos tempos de amostragem. (Fonte: Elaboração própria, 2020)**

Estudos mostram que as emissões de N<sub>2</sub>O são significativamente menores que as de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> no processo de compostagem (ANDERSEN et al., 2010; AMLINGER et al., 2008; PHONG, 2012). Autores que utilizaram a técnica da câmara estática reportaram fluxos de emissão variando entre 0,01 – 0,33 gN<sub>2</sub>O.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>, que representam um valor de 10 a 100 vezes menor que o fluxo de emissão de metano (ANDERSEN et al., 2010; BECK-FRIIS et al., 2000; HAO et al., 2010). A análise deste estudo sugere que a produção do N<sub>2</sub>O durante a compostagem ocorreu em níveis baixos, não sendo possível identificar emissões líquidas pelo método da câmara fechada. Entretanto, foi possível identificar concentrações de até 561 ppm no interior da câmara, valor esse que pode ser considerado elevado em comparação com valores internos da leira encontrados em outros estudos. Andersen et al. (2010) reportou níveis médios de N<sub>2</sub>O no interior da leira de até 193 ppm e Beck-Friis et al. (2000) identificou concentrações médias de até 328 ppm, com máxima de 3421 ppm.

A formação do N<sub>2</sub>O durante a compostagem pode ocorrer através dos processos microbiológicos de nitrificação e desnitrificação, dependendo da disponibilidade do oxigênio (Figura 47). Na nitrificação, o amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) é oxidado para nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) por bactérias autotróficas em condições aeróbias

para obter energia. Durante a nitrificação incompleta, o  $N_2O$  pode ser produzido através da decomposição química da hidroxilamina ( $NH_2OH$ ) (JIANG et al., 2015). Na desnitrificação, o nitrato é reduzido a  $N_2$  por bactérias heterotróficas em ambientes anóxicos ou com restrições de oxigênio, sendo o  $N_2O$  um intermediário desse processo. Essas bactérias utilizam nitrato como aceptor e carbono orgânico como doador de elétrons para produzir energia (BARTON; ATWATER, 2002)

As bactérias nitrificadoras têm suas atividades inibidas em temperaturas elevadas ( $>40^\circ C$ ), o que indica terem maior atuação durante a fase mesofílica ou durante a fase termofílica em áreas próximas às extremidades da leira, com temperaturas mais baixas e níveis de oxigênio mais altos (HAO et al., 2001, SÁNCHEZ-MONEDERO et al., 2010). A heterogeneidade da leira de compostagem pode propiciar condições favoráveis à ocorrência de ambos processos simultaneamente em diferentes zonas. Dessa maneira, os nitratos produzidos por nitrificação em zonas aeróbias podem ser transportados para microsítios anóxicos via difusão ou fluxo de massa, onde podem ser desnitrificados para  $N_2O$  e  $N_2$  (CÁCERES et al., 2018).

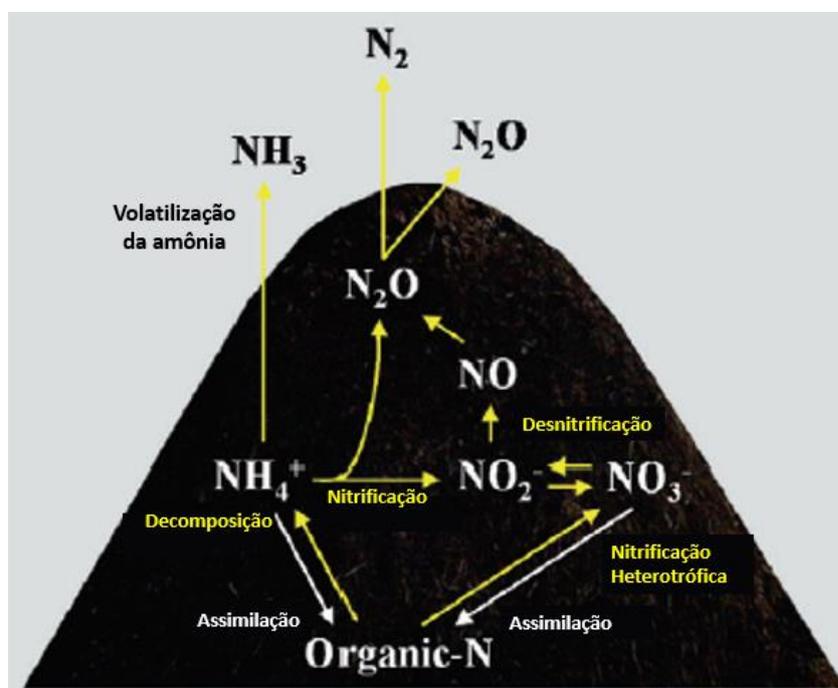


Figura 47 – Conversão do nitrogênio e emissões durante a compostagem (Fonte: MAEDA et al., 2011)

### 6.3.3. Fator de emissão (EF)

Diversos estudos apontam que a emissão de metano na compostagem ocorre principalmente no seu período inicial, correspondendo ao início da fase termofílica, quando há intensa decomposição da matéria orgânica e temperaturas mais elevadas ( $>55^{\circ}\text{C}$ ) (BECK-FRIIS et al., 2000; HAO et al., 2011; MAULINI-DURAN et al., 2013; SANTOS et al., 2018). GE et al. (2018) mostraram que entre 91-97% das emissões totais de  $\text{CH}_4$  se concentram na primeira metade do ciclo de compostagem. Após esse período, as emissões podem ser consideradas insignificantes e até mesmo indetectáveis (SÁNCHEZ-MONEDERO, 2010; JIANG et al., 2015), coincidindo com o período em que se inicia a perda de calor da leira, com temperaturas inferiores a  $45/50^{\circ}\text{C}$  (AMLINGER et al., 2008).

Sendo assim, para o cálculo do fator de emissão do metano foi considerado o período de 120 dias, que corresponde à aproximadamente 2/3 do ciclo completo (188 dias) e quando foram identificados: diminuição da atividade biológica, acentuada redução dos níveis de metano dentro da leira ( $< 0,45\%v-v$  em média) em conjunto com elevação dos níveis de  $\text{O}_2$  ( $>10\%v-v$  em média), além da redução da temperatura ( $< 45/50^{\circ}$ ), marcando o início da transição para a fase mesofílica. Ainda, a partir do 119º dia, em geral, as amostragens de emissão não apresentaram correlação significativa, com baixos valores de concentração de metano no ar acumulado dentro da câmara, sugerindo valores insignificantes e/ou ausência de emissões líquidas. Esse fato fez com que a média dos fluxos de emissão calculada fosse mais representativa para a fase termofílica, a qual teve a maior parte dos pontos de amostragem com correlação significativa, e utilizá-la para o cálculo do EF, considerando o ciclo completo de compostagem, com todas as suas fases, poderia resultar em um fator superestimado.

Dessa maneira, o fluxo médio de emissão estimado de  $1,54 \text{ gCH}_4 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$  foi utilizado para calcular o fator de emissão de metano do processo de compostagem em estudo, através da Equação (2) descrita na metodologia. Adicionalmente, foram utilizados a área da superfície de emissão da leira,  $S = 44,8 \text{ m}^2$ , o período de emissão do processo,  $T = 120$  dias, convertido em horas, e quantidade total de resíduo orgânico (restos de hortaliças + cama de cavalo)

tratado na leira,  $Q = 110.000$  kg, na base úmida. O fator de emissão ( $EF_{\text{compostagem}}$ ) calculado foi de  $1,81 \text{ gCH}_4.\text{kg}^{-1}$  de resíduo em massa fresca, com intervalo de confiança (95%) entre 1,01 e  $2,60 \text{ gCH}_4.\text{kg}^{-1}$  de resíduo em massa fresca. Considerando a umidade da mistura de resíduos apresentada no Quadro 1, é obtido o fator de emissão de  $6,03 \text{ gCH}_4.\text{kg}^{-1}$  de resíduo na base seca, com intervalo de confiança (95%) entre 3,37 e  $8,67 \text{ gCH}_4.\text{kg}^{-1}$  de resíduo na base seca.

Nas Diretrizes para Inventários Nacionais dos Gases de Efeito Estufa (“*2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*”) (IPCC, 2006) é indicado o valor de  $4,00 \text{ gCH}_4.\text{kg}^{-1}$  de resíduo em massa fresca como padrão para o fator de emissão de metano na compostagem ou  $10,00 \text{ gCH}_4.\text{kg}^{-1}$  de resíduo em massa seca. O valor encontrado neste estudo está abaixo do padrão do IPCC, sendo aproximadamente 55% menor considerando o valor em massa fresca. Na base seca o valor deste estudo permanece abaixo do valor adotado nas diretrizes, porém em um percentual menor, 40% abaixo do valor padrão, uma vez que o IPCC assume o resíduo com umidade de 60% e a mistura utilizada nesse estudo apresentou níveis superiores.

Ainda, a UNFCCC adota o valor de  $2,00 \text{ gCH}_4.\text{kg}^{-1}$  de resíduo MF, em sua ferramenta metodológica (“*Methodological tool. Project and leakage emissions from composting*”, versão 02) utilizada na metodologia de cálculo AMS-III.F (*Avoidance of methane emissions through composting*) para subsidiar projetos de MDL. No documento a adoção desse valor é justificada

“com base em estudos publicados e resultados das medições de emissões de instalações de compostagem, revisões de literatura sobre o assunto e fatores de emissão publicados. Dados de fontes recentes e de alta qualidade foram analisados e selecionado um valor conservador a partir da extremidade superior da faixa dos resultados.” (UNFCCC, 2017b).

Esse é um valor que está próximo ao encontrado neste estudo para a compostagem de restos de hortaliças e cama de cavalo.

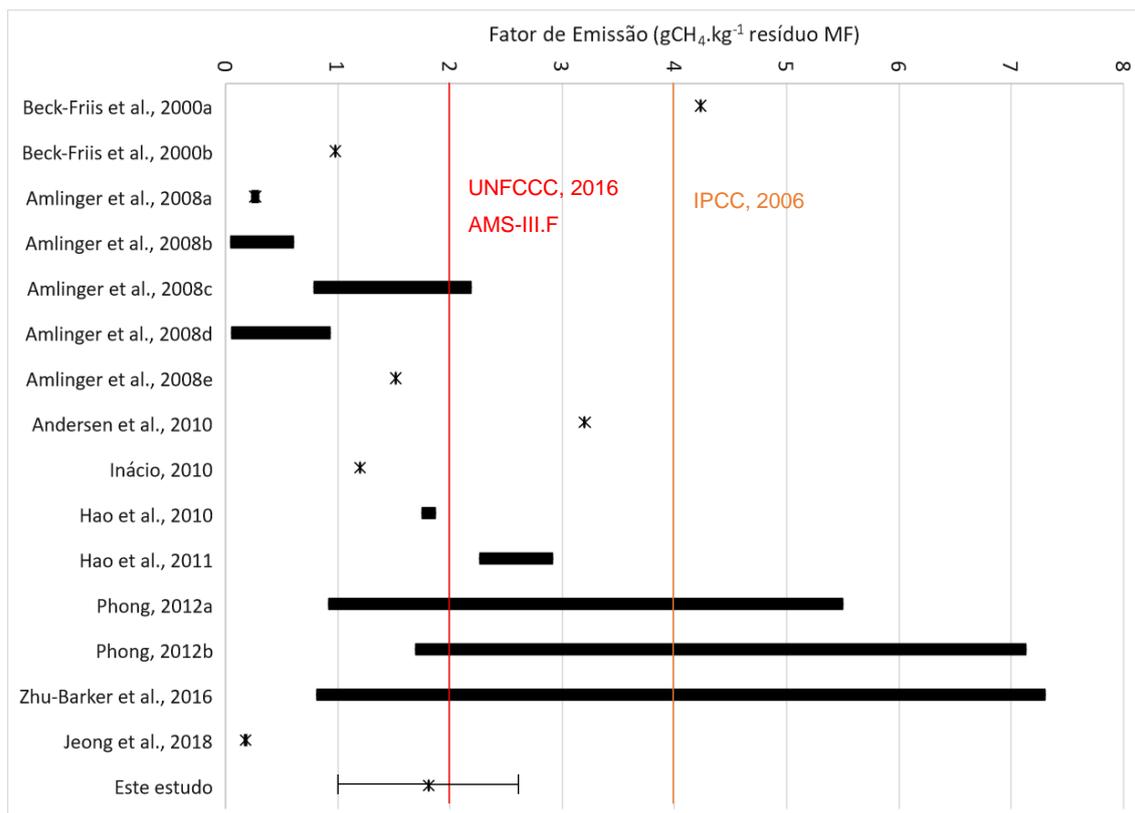
Ao converter o fator de emissão de  $\text{CH}_4$  encontrado neste estudo para dióxido de carbono equivalente ( $\text{CO}_2\text{e}$ ), considerando o potencial de aquecimento global do metano ( $\text{GWP}_{\text{CH}_4}$ ) de 28, obtém-se o valor de emissão aproximado de  $50,68 \text{ gCO}_2\text{e}.\text{kg}^{-1}$  de resíduo em massa fresca, apenas para o metano. Amlinger et al. (2008) consideram que o fator de emissão de GEE ideal

se encontra entre 20 e 65 gCO<sub>2</sub>e.kg<sup>-1</sup> de resíduo em massa fresca (considerando CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O) com base nos resultados de seus estudos, porém o autor não deixa claro os valores GWP utilizado para a conversão. O fator calculado neste trabalho para a compostagem de restos de hortaliças e cama de cavalo está dentro do intervalo sugerido pelo autor, entretanto são consideradas apenas as emissões de CH<sub>4</sub> uma vez que não foram identificadas emissões líquidas de N<sub>2</sub>O. Considerando os EFs sugeridos na metodologia de cálculo AMS-III.F e os valores GWP de 28 e 265, para CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O (IPCC, 2013), obtém-se o resultado de 109 gCO<sub>2</sub>e.kg<sup>-1</sup> de resíduo massa fresca, que é superior ao apresentado por Amlinger et al. (2008).

O valor do fator de emissão de metano encontrado neste trabalho é consistente com os apresentados por diversos autores em estudos de compostagem (Quadro 10 e Figura 48). Foi observada uma ampla variação entre os fatores de emissão de CH<sub>4</sub> em diferentes estudos, e, às vezes, até mesmo em um único estudo, mas pode-se considerar que o valor calculado esteve de acordo com trabalhos que analisaram processos de compostagem com características semelhantes (AMLINGER et al., 2008; ANDERSEN, 2010; BECK-FRIIS et al., 2000; HAO et al., 2010; INÁCIO, 2010; ZHU-BARKER et al., 2017)

**Quadro 10 – Comparação entre dados da literatura: Fatores de emissão (EF) de metano (CH<sub>4</sub>) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), por massa fresca de resíduo, em relação ao método de medição, metodologia de compostagem e tamanho das leiras. (Fonte: Adaptado de INÁCIO, 2010)**

Autor	Metodologia de medição	Tipo de resíduo	Tipo de compostagem	Quantidade de resíduo (kg)	Dimensões da leira (altura x largura x comprimento, em metros)	EF CH <sub>4</sub> (g.kg <sup>-1</sup> . resíduo, massa fresca)	EF N <sub>2</sub> O (g.kg <sup>-1</sup> . resíduo, massa fresca)
Amlinger et al., 2008	Câmara dinâmica + espectrometria FTIR (IV)	Restos de alimentos	Leira revolvida	300 e 5800	-	0,24 – 0,29	0,03 – 0,12
		Resíduos de manutenção de parques e jardins	Leira revolvida	4140	-	0,05 - 0,60	0,03 - 0,18
		Resíduos orgânicos domiciliares e de jardim.	Leira estática	3310	-	0,79 - 2,19	0,19 - 0,45
		Restos de alimentos, parques e jardins	Leira estática	2930	-	0,06 - 0,93	0,02 - 0,17
		Restos de alimentos	Leira estática	1775	-	1,52	0,25
Andersen et al., 2010	Método da pluma dinâmica + espectrometria FTIR	Resíduos de jardinagem industrial e residencial	Leira estática	2484000	4,0 H x 9,0 L x 115,0 C	3,2	0,09
Beck-Friis et al., 2000	Câmara estática + Cromatografia em fase gasosa	Restos de alimentos e resíduos de parques e jardins	Leira revolvida	110000	2-2,5 H x 5-6 L x 15-20 C	4,23	0,05
				2150	1,2 H x 2 L x 3 C	0,98	0,02
Hao et al., 2010	Câmara estática + Cromatografia em fase gasosa	Esterco bovino	Leira revolvida	-	-	1,75 - 1,87	0,08 - 0,18
Hao et al., 2011	Câmara estática + Cromatografia em fase gasosa	Esterco bovino	Leira revolvida	31970 – 50950	1,5 H x 3,2-3,7 L x 11,1-15,0 C	2,27 - 2,91	0,05 - 0,07
Inácio, 2010	Câmara estática + Analisador de gás portátil (IV)	Restos de comida + cama de cavalo + aparas de grama	Leira estática	32377	0,9 H x 1,2 L x 16,0 C	1,2	-
Jeong et al., 2018	Sistema de exaustão e ventilação + Sensor NDIR	Restos de comida + lascas de madeira	Reator com aeração forçada	-	-	0,17 - 0,19	0,08 - 0,14
Phong, 2012	Túnel com ventilação + Cromatografia em fase gasosa	Restos de comida + resíduos de jardinagem	Leira revolvida	-	1,5-2,6 H x 4-6,8 L x 35-62 C	0,92 - 5,50	0,001 - 0,1
		Resíduos de parques e jardins	Leira revolvida	-	3-3,5 H x 20 L x 50 C	1,70 - 7,13	0,01 - 0,04
Zhu-Barker et al., 2017	Câmara dinâmica + Cromatografia em fase gasosa	Aparas de jardim + serragem	Leira revolvida	21000 – 26400	1,4-1,7 H x 3,3-3,8 L x 17,7-20,8 C	0,81 - 7,30	0,01 - 0,02
Este estudo	Câmara estática + Cromatografia em fase gasosa	Restos de hortaliças + cama de cavalo (serragem + esterco)	Leira estática	110000	1,2-1,5 H x 1,6-1,8 L x 26-36 C	1,01 – 2,60	-
IPCC <i>Guidelines</i> 2006	-	-	-	-	-	4,0	0,24
UNFCCC Metodologia AMS-III.F	-	-	-	-	-	2,0	0,2



**Figura 48 – Fatores de emissão de CH<sub>4</sub> encontrados em estudos sobre a compostagem.**  
(Fonte: Elaboração própria, 2020)

É possível fazer uma comparação com Hao et al (2010) e Hao et al (2011) que apresentaram estudos de compostagem em leiras com dimensões próximas ao processo estudado e utilizaram metodologia muito semelhante para quantificação dos gases. Esses autores apresentaram fatores de emissão de CH<sub>4</sub> entre 1,75 e 2,91 gCH<sub>4</sub>.kg<sup>-1</sup> resíduo MF para processos de compostagem de esterco bovino proveniente de animais com diferentes tipos de dieta, com emissões ocorrendo majoritariamente em sua primeira fase (1<sup>o</sup>-56<sup>o</sup> dia) e em quantidades muito reduzidas (<1% do total emitido) na segunda fase (57<sup>o</sup>-113<sup>o</sup> dia). Após o 114<sup>o</sup> dia os autores consideraram o fluxo de emissão de metano insignificante.

Inácio (2009) em trabalho sobre a compostagem de restos de alimentos com cama de cavalo utilizando o método de leiras estáticas de aeração passiva, muito semelhante ao processo estudado, encontrou o fator de emissão de CH<sub>4</sub>, de 1,2 gCH<sub>4</sub>.kg<sup>-1</sup> resíduo MF. Esse valor é consistente com o deste estudo e pode ser diretamente comparado dada as similaridades dos processos, sendo que as únicas diferenças foram que a leira estudada pelo autor tinha suas

dimensões menores (0,9 x 1,2 x 16 m) que as leiras deste trabalho (1,5 x 1,8 x 26-36 m) e foi utilizado analisador portátil de gases com sensor infravermelho ao invés de cromatografia em fase gasosa para análise do ar coletado através da câmara estática.

Zhu-Barker et al. (2016) monitoraram leiras de compostagem de resíduos de jardinagem durante o período de um ano em diferentes estações climáticas. Foram encontrados fatores de emissão de 0,81 e 1,23 gCH<sub>4</sub>.kg<sup>-1</sup> resíduo MF nas leiras formadas durante estações mais secas, verão (24,1° C e 1,4 mm chuva) e primavera (15,51° C e 33,2 mm chuva), enquanto o processo de compostagem durante a estação chuvosa, inverno (12,3° C e 1188 mm chuva), apresentou fator de emissão significativamente mais elevado de 7,30 gCH<sub>4</sub>.kg<sup>-1</sup> resíduo MF. Segundo os autores, as condições climáticas durante inverno aumentaram a umidade da leira e não permitiram o seu manejo adequado, ocasionando no estabelecimento de condições de anaerobiose e, conseqüentemente, maiores emissões de metano.

O largo intervalo de fatores de emissão encontrado por Phong (2012) está associado às diferentes características nos processos de compostagem analisados pelo autor. O estudo foi realizado em diferentes pátios de compostagem de restos de comida e resíduos de jardinagem que utilizavam, em geral, leiras de grandes dimensões, inclusive em formatos tabulares com 50 m de comprimento e 20 m de largura. Essas características associadas ao manejo incorreto dos processos apontam para a falta de oxigenação da massa de resíduos, que resultaram na predominância da degradação anaeróbia. O autor destacou a necessidade de redução do tamanho das leiras e o manejo adequado da compostagem com o objetivo de reduzir suas emissões.

Andersen et al. (2010) em estudo de compostagem de resíduos de jardinagem calcularam o fator de emissão de metano de 3,2 gCH<sub>4</sub>.kg<sup>-1</sup> resíduo MF. O valor está acima do encontrado neste estudo, entretanto as leiras em questão eram significativamente maiores, com 4 m de altura e 9 m de largura, o que dificultou sua aeração. Segundo os próprios autores, a largura da leira deve ser reduzida para facilitar a entrada de ar e evitar o estabelecimento de condições anaeróbias em seu interior.

### 6.3.4. Comparativo de emissões da compostagem em relação à disposição em aterro sanitário para o estudo de caso.

De acordo com UNFCCC, a compostagem apresenta um grande potencial para mitigação de emissão de metano. A metodologia de cálculo aprovada AMS-III.F (*Avoidance of methane emissions through composting*) foi utilizada para estimar as emissões provenientes de diferentes alternativas de gerenciamento dos resíduos na agroindústria de processamento mínimo de hortaliças, considerando também a emissão de CO<sub>2</sub> pelo transporte em cada caso.

Três cenários foram comparados: Cenário linha de base 1: Disposição dos resíduos orgânicos em aterro sanitário desprovido de sistema de coleta e queima de gases; Cenário linha de base 2: Disposição dos resíduos orgânicos em aterro sanitário provido de sistema de coleta parcial (50% do gás total produzido) e queima de gases; e Cenário de projeto: Compostagem dos resíduos orgânicos realizada na unidade de compostagem localizada na agroindústria (Figura 49).



Figura 49 - Cenários de Destinação Final dos Resíduos. (Fonte: Adaptado de SAAE Pedreira, FOTON e Acervo próprio)

Nos cenários linha de base, para calcular as emissões provenientes do transporte dos resíduos foram considerados um caminhão movido à diesel e o aterro sanitário da cidade de Nova Friburgo, RJ, uma vez que esse é o aterro em operação mais próximo da fábrica, localizado a 54,2 km de distância. Para o cenário linha de base 2 foi considerada eficiência de coleta de 50% para o sistema de captura de gases do aterro, tendo como base o valor apresentado em estudo de viabilidade de projeto MDL registrado do aterro sanitário CTR

Santa Rosa, em Seropédica, RJ (UNFCCC, 2012). A média diária de geração de resíduos orgânicos é de 2,0 t, de acordo com dados do gerenciamento de resíduos da agroindústria, o que corresponde a 730 t/ano. Foi utilizado período de 10 anos de geração de resíduos e horizonte de emissões de até 20 anos para aterros sanitários.

A quantidade de metano gerado pelos resíduos orgânicos enviados a um aterro foi calculada segundo o modelo da ferramenta metodológica para determinar emissões em locais de disposição de resíduos sólidos, versão 08.0, EB94, (UNFCCC, 2017a), pela Equação (3) a seguir:

$$BE_{CH_4,SWDS,y} = \varphi_y \cdot (1 - f_y) \cdot GWP_{CH_4} \cdot (1 - OX) \cdot \frac{16}{12} \cdot F \cdot DOC_{r,y} \cdot MCF_y \cdot \sum_{x=1}^y \sum_j W_{j,x} \cdot DOC_j \cdot e^{-k_j \cdot (y-x)} \cdot (1 - e^{-k_j})$$

Equação (3)

Onde;

$\varphi = 0,9$  (fator de correção considerando as incertezas do modelo);

$f = 0$  ou  $0,5$  (fração de  $CH_4$  coletado no aterro para uso/queima) – cenário 1 e 2;

$GWP_{CH_4} = 28$  (potencial de aquecimento global do gás metano) – IPCC, 2013;

$OX = 0,1$  (fator de oxidação de metano) – em aterros adequadamente manejados;

$F = 0,5$  (fração de volume de  $CH_4$  no biogás do aterro);

$DOC_f = 0,5$  (fração de carbono orgânico degradável com potencial de degradação efetiva dentro do aterro);

$MCF = 1$  (fator de correção do  $CH_4$  para aterros anaeróbicos);

$W_{j,x} = 730,0$  Mg (MF de resíduo orgânico tipo j não destinado ao aterro no ano x) - geração anual da agroindústria;

$DOC_j = 0,15$  (15%) (fração de carbono orgânico degradável por peso no resíduo orgânico tipo j) - resíduos de hortaliças (base úmida);

$K_j = 0,40$  (taxa de decomposição para o resíduo do tipo j considerando o clima tropical, com média de temperatura anual  $>20^\circ C$ , e o regime de precipitação que influencia o aterro, com média anual de chuvas  $>1.000$ mm);

$x$  = primeiro ano do período;

$y$  = último ano do período.

Para o transporte dos resíduos, foi utilizada a ferramenta para determinar a emissão de CO<sub>2</sub> pela queima de combustível fóssil, versão 03, EB96 (UNFCCC, 2017c), através da Equação (4) a seguir:

$$PE_{FC,i,y} = \sum FC_{i,j,y} \times COEF_{i,y} \quad \text{Equação (4)}$$

Onde;

**PE<sub>FC,i,y</sub>** = Emissão de CO<sub>2</sub> pela queima de combustível fóssil durante o ano y (tCO<sub>2</sub>/ano);

**FC<sub>i,j,y</sub>** = 7.913 L/ano - transporte para aterro, calculado pela distância/consumo do caminhão, ou 504 L/ano – Compostagem, consumo do trator agrícola, dados da agroindústria. (Quantidade do combustível utilizado durante o ano y); e

**COEF<sub>i,y</sub>** = 0,00275 tCO<sub>2</sub>/L Diesel (Coeficiente de emissão de CO<sub>2</sub> do combustível utilizado no ano y).

Para a compostagem, foram considerados os fatores de emissão padrões recomendados pelo instrumento metodológico da AMS-III.F para cálculo de emissões pela compostagem, versão 02.0 (UNFCCC, 2017b) de **2,0 gCH<sub>4</sub>.kg<sup>-1</sup> resíduo MF** para o metano e **0,2 gN<sub>2</sub>O.kg<sup>-1</sup> resíduo MF** para o óxido nitroso. Esse fator de emissão para o metano é menor que o indicado pelo IPCC *Guidelines* (2006) (4,0 gCH<sub>4</sub>.kg<sup>-1</sup> resíduo MF) e está muito próximo ao encontrado neste estudo (1,81 gCH<sub>4</sub>.kg<sup>-1</sup> resíduo MF). Os GWPs considerados foram de 28 para o metano e 265 para o óxido nitroso (IPCC, 2013). Foi utilizada a Equação (5) a seguir para cálculo das emissões anuais:

$$PE_y = (Q_y \times EF_{N_2O,y} \times GWP_{N_2O}) + (Q_y \times EF_{CH_4,y} \times GWP_{CH_4}) \quad \text{Equação (5)}$$

Onde;

**Q<sub>y</sub>** = Quantidade de resíduo compostado no ano y;

**EF<sub>N<sub>2</sub>O,y</sub>** = Fator de emissão do N<sub>2</sub>O no ano y;

**EF<sub>CH<sub>4</sub>,y</sub>** = Fator de emissão do N<sub>2</sub>O no ano y;

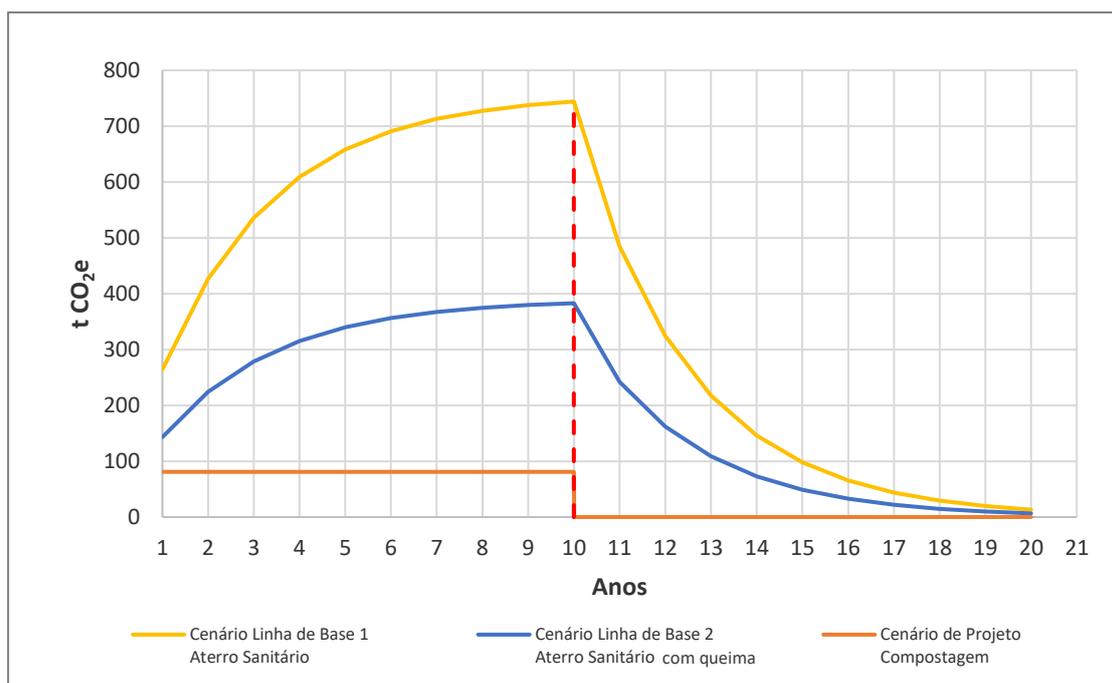
**EF<sub>CH<sub>4</sub></sub>** Fator de emissão do CH<sub>4</sub> no ano y;

**GWP<sub>N<sub>2</sub>O</sub>** = Potencial de aquecimento global do N<sub>2</sub>O; e

**GWP<sub>CH<sub>4</sub></sub>** = Potencial de aquecimento global do CH<sub>4</sub>.

As emissões de GEE, expressas em dióxido de carbono equivalente ( $\text{CO}_2\text{e}$ ), oriundas da disposição dos resíduos em aterros sanitários é significativamente maior do que as da compostagem (Figura 50 e Figura 51). Em 10 anos de geração de resíduos, a compostagem teve emissões totais de GEE de 810 t  $\text{CO}_2$ , incluindo emissões pela queima de combustível fóssil associado ao processo. Imediatamente após a interrupção da geração de resíduos, as emissões pela compostagem foram reduzidas para zero.

As emissões de  $\text{CO}_2$  pela queima de combustível fóssil no processo de compostagem foram de 13,9 t  $\text{CO}_2\text{e}$  durante todo o período e representou 1,7% das suas emissões totais. Essas emissões ocorrem devido à utilização de equipamentos movidos a óleo diesel. Neste caso, há uso de trator agrícola para transportar os resíduos da fábrica até o pátio de compostagem por uma distância de aproximadamente 500 metros e preparar a mistura de restos de hortaliças com cama de cavalo.



**Figura 50 – Gráfico: Evolução das emissões durante 20 anos para tratamento / disposição anual de 730,0 toneladas de resíduos orgânicos durante 10 anos em três diferentes cenários. Metodologia de cálculo: AMS.III.F, UNFCCC. (Fonte: Elaboração própria, 2020)**

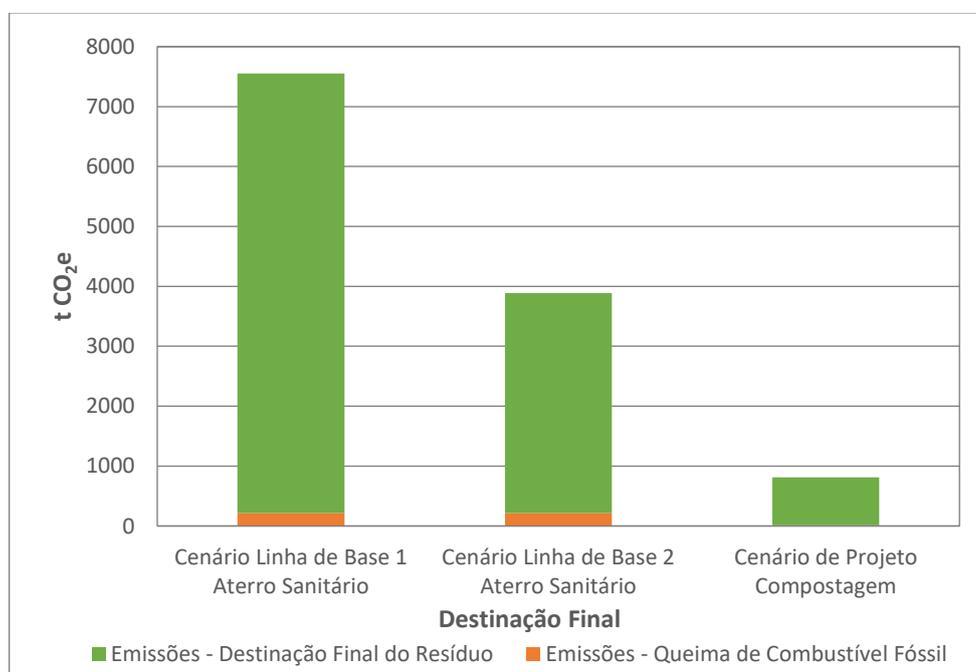
A disposição em aterro sanitário apresentou aumento anual das emissões ao longo de 10 anos de geração de resíduos e continuou a emitir metano para a atmosfera em uma taxa decrescente após ser encerrada a disposição dos mesmos (Figura 50). O cenário linha de base 1 teve emissão total de 7.549 t

CO<sub>2</sub>e, na qual 6.107 t CO<sub>2</sub>e foram emitidos durante os primeiros 10 anos e 1.442 t CO<sub>2</sub>e do ano 11 até o ano 20, após interrompida a disposição de resíduos.

No cenário linha de base 2, com a captura e queima de 50% do biogás, as emissões representaram aproximadamente metade do cenário linha de base 1. Isso significa um total de 3.884 t CO<sub>2</sub>e durante o período de 20 anos, com 3.163 t CO<sub>2</sub>e sendo emitidos durante anos de geração de resíduos e 721 t CO<sub>2</sub>e após esse período.

As emissões de CO<sub>2</sub> pela combustão do diesel devido ao transporte de resíduos da fábrica para o aterro sanitário foram de 217,9 t CO<sub>2</sub>e durante o período de 10 anos de geração de resíduos. Esse valor corresponde à 2,9% do total de emissões de GEE no cenário linha de base 1 e 5,6% no cenário linha de base 2.

Nos 10 primeiros anos as emissões evitadas pela implementação da compostagem no lugar da disposição em aterros sanitários chegam a 5.298 e 2.353 t CO<sub>2</sub>e, considerando os cenários linha de base 1 e 2, respectivamente. Considerando as emissões acumuladas de metano ao longo do horizonte de 20 anos esses números aumentam para 6.739 t CO<sub>2</sub>e no cenário linha de base 1 e 3.074 t CO<sub>2</sub>e no cenário linha de base 2.



**Figura 51 - Gráfico: Emissões totais após 20 anos para tratamento / disposição anual de 730 toneladas de resíduos orgânicos durante 10 anos em três diferentes cenários, incluindo emissões provenientes da combustão de combustíveis fósseis associadas a cada cenário. (Fonte: Elaboração própria, 2020)**

## 7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Este estudo avaliou e quantificou as emissões de GEE em leiras estáticas de aeração passiva utilizadas para compostagem de restos de hortaliças e cama de cavalo, assim como a composição e distribuição dos gases internos. Os resultados evidenciaram significativa variação na dinâmica dos gases e emissões durante as diferentes fases do processo.

Os níveis internos de  $O_2$  e  $CO_2$  apresentaram correlação linear negativa ( $R^2 = 0,90$  e  $p < 0,001$ ). Na fase mesofílica inicial, houve predomínio da atividade aeróbia, evidenciada pela maior elevação dos níveis de  $CO_2$  conforme a diminuição do  $O_2$  dentro da leira. As concentrações internas de  $O_2$  e  $CH_4$  apresentaram correlação exponencial negativa ( $R^2 = 0,95$ ). Na fase termofílica, em níveis de  $O_2 < 9\%$  ocorreu intensificação da atividade anaeróbia, com concentrações de  $CH_4 > 2\%$ . A probabilidade de ocorrência de níveis  $O_2 > 9\%$  no volume da leira durante a fase termofílica foi cerca de 1/2. Na fase mesofílica final/maturação, a redução da atividade biológica foi evidenciada pelos baixos níveis de  $CO_2$  e ausência de  $CH_4$ .

A largura total da leira possui influência preponderante nas concentrações internas de  $O_2$  e a altura total também pode interferir na aeração devido à compactação dos resíduos e redução de porosidade/espacos de ar livre para a entrada do oxigênio, principalmente na fase termofílica. Essas informações são de grande importância para o gerenciamento da compostagem e podem subsidiar estratégias para a otimização do processo.

Mais que 95% das emissões totais de metano ocorreram na fase termofílica e durante o período de recargas das leiras. Foi identificado que a concentração interna de  $CH_4$  está diretamente relacionada às suas emissões pela correlação linear significativa apresentada ( $p < 0,001$  e  $R^2 = 0,66$ ). Ao mesmo tempo, foi verificado que até 90% do metano produzido no interior da leira é oxidado pela atividade de microrganismos metanotróficos presentes em zonas aeróbias próximas à sua superfície antes de ser emitido.

Não foram identificadas emissões líquidas de  $N_2O$ . Os valores encontrados para a emissão de  $CO_2$  divergiram dos resultados apresentados por outros estudos e ficaram abaixo do esperado na compostagem, o que sugere ter

havido algum fator que ocasionou a redução do volume desse gás nas amostras, possivelmente o longo tempo de armazenamento para análise.

O fator de emissão de metano calculado para o processo de compostagem estudado foi de  $1,81 \pm 0,80 \text{ gCH}_4.\text{kg}^{-1}$  de resíduo MF. Este valor é mais baixo que o padrão (*default*), de  $4,0 \text{ g CH}_4.\text{kg}^{-1}$  MF (ou  $\text{kg.Mg}^{-1}$ ) de resíduos, indicado pelo IPCC (2006) em seu guia para inventários nacionais de emissões, e está próximo ao valor sugerido, de  $2,0 \text{ g CH}_4.\text{kg}^{-1}$  MF (ou  $\text{kg.Mg}^{-1}$ ), pela metodologia AMS-III.F publicada pela UNFCCC para cálculo de redução de emissões em projetos MDL de compostagem. A metodologia aprovada pela UNFCCC admite a utilização de fatores de emissão específicos desde que calculados com base em metodologias de monitoramento adequadas. Sendo assim, o fator estimado nesse estudo poderia ser utilizado como base para projetos MDL/cálculo de inventários de emissões em pátios de compostagem que operem com técnicas/resíduos semelhantes.

Com base na metodologia AMS-III.F, em 10 anos de geração de resíduos do processamento mínimo de hortaliças, as emissões totais da compostagem realizada pela agroindústria representaram aproximadamente 10 e 20% das emissões totais que ocorreriam caso a destinação final fosse realizada em aterro sanitário sem e com queima do biogás, respectivamente, o que significa uma redução de 6.739 e 3.074 t CO<sub>2</sub>e lançados para a atmosfera (emissões evitadas). As emissões de CO<sub>2</sub> associadas à queima de combustíveis fósseis pelo transporte dos resíduos e/ou uso de equipamentos nesse período teve contribuição com 217,9 t CO<sub>2</sub>e na destinação para os aterros, enquanto para a compostagem apenas 13,9 t CO<sub>2</sub>e.

Dessa maneira, conclui-se que a compostagem possibilita a redução das emissões de GEE devendo-se destacar a importância do seu manejo correto ao longo de todo o processo para garantir a sua aeração adequada e os resultados finais desejados. A compostagem quando realizada no local de geração dos resíduos apresenta potencial ainda maior para mitigação de GEE, uma vez que o transporte dos resíduos pode ser uma fonte significativa de emissão. No caso da agroindústria de processamento mínimo de hortaliças, os resíduos que seriam gerados nos restaurantes e cozinhas industriais ou domiciliares, comumente localizados em centros urbanos e distantes dos locais de destinação final de

resíduos, permanecem e são tratados no local, enquanto o alimento transportado para o consumidor é 100% aproveitado, evitando desperdícios.

Por fim, recomenda-se para trabalhos futuros sobre emissão de GEE na compostagem: (i) Analisar a concentração interna de  $N_2O$  para identificação da formação desse gás e sua dinâmica na leira de compostagem; (ii) Medir o efeito da altura da leira e da compactação dos resíduos sobre a porosidade/espacos de ar livre e a aeração; (iii) Reduzir ao mínimo possível o tempo de armazenamento para análise de amostras por cromatografia em fase gasosa; (iv) Aumentar a frequência das medições para captar variações que podem ocorrer ao longo do processo e (v) Realizar a medição das emissões de  $NH_3$ , significativa fonte de perda de nitrogênio na compostagem.

## REFERÊNCIAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 8419** – Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro. 1992

ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2017**. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. São Paulo. 2018. p. 73

AHN, H. K., MULBRY, W., WHITE, J. W., KONDRAD, S. L . Pile mixing increases greenhouse gas emissions during composting of dairy manure. **Bioresource Technology**, v. 102, 2904–2909. 2011

AMLINGER, F., PEYR, S., C. CURLS. Greenhouse gas emissions from composting and mechanical biological treatment. **Waste Management & Research**, v. 26, p. 47-60. 2008.

ANGNES, G. **Emissões de gases no processo de compostagem de dejetos suínos**. Dissertação (mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias. Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas. Florianópolis, SC. 2012. p. 135

ANDERSEN, J.K., BOLDRIN, A., SAMUELSSON, J., CHRISTENSEN, T.H., SCHEUTZ, C. Quantification of greenhouse gas emissions from windrow composting of garden waste. **Journal of Environmental Quality** v. 39, p. 713–724. 2010

ARRIAGA, H., VIGURIA, M., LOPEZ, D.M., MERINO, P. Ammonia and greenhouse gases losses from mechanically turned cattle manure windrows: A regional composting network. **Journal of Environmental Management**, v. 203, p. 557-563. 2017

BARTON, P. K., ATWATER, J. W. Nitrous Oxide Emissions and the Anthropogenic Nitrogen in Wastewater and Solid Waste. **Journal of Environmental Engineering**, 128(2), 137–150. 2002

BARTON, J.R., ISSAIAS, I., STENTIFORD, E.I. Carbon – Making the right choice for waste management in developing countries. **Waste Management**, v. 28, p. 690-698. 2008.

BECK-FRIIS, B., PELL, M., SONESSON, U., JÖNSSON, H., and KIRCHMANN, H. Formation and emission of N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> from compost heaps of organic household waste. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 62, p. 317-331. 2000.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**. Poder Legislativo, Brasília, DF, 03 ago. 2010. Seção 2, p.2

BRASIL. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. Versão preliminar. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, 2012, p. 103 Disponível em: <https://sinir.gov.br/planos-de-residuos-solidos> Acesso em: 17/01/2019

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – MAPA. **Instrução Normativa SDA nº 25, de 23 de julho de 2009**. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 28 jul. Seção 1, p. 20. 2009.

BRASIL. Ministério Da Ciência, Tecnologia, Inovações E Comunicações. **Estimativas anuais de emissões de gases do efeito estufa**. 4ª edição. Brasília., 2017. P. 91

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº481, de 03 de outubro de 2017. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**. Poder Executivo, Brasília, DF, 04 out. 2017. Seção 1, p.51

BRAZAS, A. **Graphics: Temperature and pH, and Other Information**. In Lithuanian, Atlieku Tvarkymo Konsultantai, UAB, 2012

CÁCERES, R., MALÍNSKA, K., & MARFÀ, O. Nitrification within composting: A review. **Waste Management**, 72, 119–137. 2018.

CAYUELA, M.L., SANCHEZ-MONEDERO, M.A., ROIG, A., SINICCO, T., MONDINI, C. Biochemical changes and GHG emissions during composting of lignocellulosic residues with different N-rich by-products. **Chemosphere**, v. 88, p. 196-203. 2012

CENCI, S. A. **Processamento mínimo de frutas e hortaliças: tecnologia, qualidade e sistemas de embalagem / coordenador, Sergio Agostinho Cenci**. — Rio de Janeiro: Embrapa Agroindústria de Alimentos, 2011. p. 144.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 1997. 245 p.

CNA - Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil. **Mapeamento e quantificação da cadeia produtiva das hortaliças no Brasil**. Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil. Brasília: CNA, 2017. p. 80 Disponível em: [https://www.cnabrasil.org.br/assets/arquivos/bibliotecas/livro\\_final3\\_mapeamento\\_e\\_quantificacao\\_da\\_cadeia\\_de\\_hortaliças\\_08.pdf](https://www.cnabrasil.org.br/assets/arquivos/bibliotecas/livro_final3_mapeamento_e_quantificacao_da_cadeia_de_hortaliças_08.pdf) Acesso em: 10/10/2019

EPSTEIN, E. **The Science of Composting**. Pennsylvania. Technomic Publishing, 1997.p. 493.

FAUST D.R., LIEBIG M.A., Effects of storage time and temperature on greenhouse gas samples in Exetainer vials with chlorobutyl septa caps. **MethodsX**. 2018

FLESCH, T. K., WILSON, J. D., YEE, E. Backward-Time Lagrangian Stochastic Dispersion Models and Their Application to Estimate Gaseous Emissions. **Journal of Applied Meteorology**, v. 34, p. 1320–1332. 1995

FUKUMOTO, Y., OSADA, T., HANAJIMA, D., AGA, K. Patterns and quantities of NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions during swine manure composting without forced aeration—effect of compost pile scale. **Bioresource Technology**, v. 89, p. 109-114. 2003.

GALLE, B., SAMUELSSON, J., SVENSSON, B.H., BORJESSON, G. Measurements of methane emissions from landfills using a time correlation tracer method based on FTIR absorption spectroscopy. **Environmental Science & Technology**. v. 35, p. 21–25. 2001

GASPAR, L. M. R. **Gerenciamento de resíduos agroindustriais direcionado à produção de fertilizante orgânico: aplicação da gestão da qualidade e análise econômico-financeira**. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental) - Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2019

GE, J., HUANG, G., LI, J., & HAN, L. Particle-scale visualization of the evolution of methanogens and methanotrophs and its correlation with CH<sub>4</sub> emissions during manure aerobic composting. **Waste Management**, v. 78, p. 135–143. 2018

HUTCHINSON, G. L., LIVINGSTON, G. P. Vents and seals in non-steady-state chambers used for measuring gas exchange between soil and the atmosphere. **European Journal of Soil Science**, v. 52, p. 675–682. 2001

HAO, X., CHANG, C., LARNEY, F. J., TRAVIS, G. R. Greenhouse Gas Emissions during Cattle Feedlot Manure Composting. **Journal of Environment Quality**, v. 30(2), p. 376-386. 2001

HAO, X., BENKE, M., LARNEY, F.J., McALLISTER, T.A. Greenhouse gas emission when composting manure from cattle fed wheat dried distillers' grains with solubles. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**. 2010.

HAO, X., BENKE, M., LARNEY, F.J., BEAUCHEMIN K.A., McALLISTER, T.A. Nitrogen transformations and greenhouse gas emissions during composting of manure from cattle fed diets containing corn dried distillers grains with solubles and condensed tannins. **Animal Feed Science and Technology**, 166-167, p. 539-549. 2011

HAUG, R.T. **Practical Handbook of Compost Engineering**. 2a. Ed. Taylor & Francis Inc. Boca Raton, Florida. 1993.

HELLENBRAND, H.J., KALK, W-D. Emission of methane, nitrous oxide and from dung windrows. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.60, p. 83-87. 2001.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Agropecuário 2017**. Rio de Janeiro: IBGE, 2017. Disponível em: <[www.ibge.gov.br](http://www.ibge.gov.br)>. Acesso em: 19/08/2019

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

INÁCIO, C. T. **Dinâmica de gases e emissões de metano na compostagem de resíduos orgânicos**. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental) - Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010

IPCC, 2006. **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan. 2006

IPCC: **Climate Change 2013: The Physical Science Basis**. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2013. p. 1535.

IPCC. **Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change**. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2014

IPEA – INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. **Diagnóstico dos resíduos orgânicos do setor agrossilvopastoril e agroindústrias associadas**. Brasília: Ipea, 2012. p. 134 Disponível em: [http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/120917\\_relatorio\\_residuos\\_organicos.pdf](http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/120917_relatorio_residuos_organicos.pdf) Acesso em: 03/07/2019

JARVIS, Å., SUNDBERG, C., MILENKOVSKI, S., PELL, M., SMÅRS, S., LINDGREN, P.-E., & HALLIN, S. Activity and composition of ammonia oxidizing bacterial communities and emission dynamics of NH<sub>3</sub> and N<sub>2</sub>O in a compost reactor treating organic household waste. **Journal of Applied Microbiology**, v. 106(5), p. 1502–1511. 2009

JÄCKEL, U., THUMMES, K., KÄMPFER. Thermophilic methane production and oxidation in compost. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 52, p. 175-184. 2005.

JIANG, T., LI, G., TANG, Q., MA, X., WANG, G., & SCHUCHARDT, F. Effects of aeration method and aeration rate on greenhouse gas emissions during

composting of pig feces in pilot scale. **Journal of Environmental Sciences**, 31, 124–132. 2015

KELLEHER, B.P., LEAHY, J.J., HENIHAN, A.M., O'DWYER, T.F., SUTTON, D., & LEAHY, M.J. Advances in poultry litter disposal technology – a review. **Bioresource Technology**, v. 83, p. 27–36. 2002

KUNZ, A., STEINMETZ, R.L.R., AMARAL, A.C. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia: Sbera. Embrapa Suínos e Aves. 2019.

LANGE, S. F., ALLAIRE, S. E., & VAN BOCHOVE, É. Transfer of CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> to butyl rubber (polyisobutylene) septa during storage. **Journal of Environmental Monitoring**, 10(6), 775. 2008.

LI, S., SONG, L., GAO, X., JIN, Y., LIU, S., SHEN, Q., ZOU, J. Microbial Abundances Predict Methane and Nitrous Oxide Fluxes from a Windrow Composting System. **Frontiers in Microbiology**, 8:409. 2017

MAEDA, K., HANAJIMA, D., TOYODA, S., YOSHIDA, N., MORIOKA, R., & OSADA, T. Microbiology of nitrogen cycle in animal manure compost. **Microbial Biotechnology**, 4(6), 700–709. 2011.

MASON, I.G., MILKE, M.W. Physical modeling of the composting environment: A review. Part 2: Simulation performance. **Waste Management**, v. 25, p. 501-509. 2005.

MAULINI-DURAN, C., ARTOLA, A., FONT, X., SÁNCHEZ, A. A systematic study of the gaseous emissions from biosolids composting: Raw sludge versus anaerobically digested sludge. **Bioresource Technology**, v. 147, p.43–51. 2013

MILLER, F. C. Composting as a Process Base on the Control of Ecologically Selective Factors. In: F.B., Metting Jr. (ed.) **Soil Microbial Ecology: application in agricultural and environmental management**. Marcel Dekker, New York, p. 515-541. 1993.

MORETTI, C. M.; MACHADO, C. M. M. **Aproveitamento de resíduos sólidos do processamento mínimo de frutas e hortaliças**. 4, 2006, São Pedro. In: Encontro Nacional Sobre Processamento Mínimo de Frutas e Hortaliças. Palestras, Resumos, Fluxogramas e Oficinas... Piracicaba: USP/ESALQ, 2006. p. 25-32.

PARK, K.-H., JEON, J. H., JEON, K. H., KWAG, J. H., CHOI, D. Y. Low greenhouse gas emissions during composting of solid swine manure. **Animal Feed Science and Technology**, v. 166-167, p. 550–556. 2011

PARK, K.-H., NGWABIE, N., WAGNER-RIDDLE, C. Chamber measurement methods and aeration effect on greenhouse gas fluxes during composting. **Agricultural Engineering International: CIGR Journal**. v. 16. p. 32-44. 2014

PARKIN, T.B., VENTEREA, R.T. USDA-ARS GRACEnet project protocols, chapter 3. **Chamber-based trace gas flux measurements**. In: Follett RF (ed) Sampling protocols. Beltsville, MD p. 1–39. 2010. Disponível em: <http://www.ars.usda.gov/SP2UserFiles/Program/212/Chapter> Acesso em: 23/06/2019

PHONG, N. T. **Greenhouse Gas Emissions from Composting and Anaerobic Digestion Plants**. PhD Thesis. Universitäts-und Landesbibliothek Bonn. 2012

QUINTAES, B. R., AMORIM V.R., CONDE A.L.F.M., LOURENÇO A.F., HINOJOSA M.A.G. Composição Física dos Resíduos Sólidos Domiciliares da Cidade do Rio de Janeiro em 2017. **1º Congresso Sul-Americano de Resíduos Sólidos e Sustentabilidade**. Gramado. 2018

ROGGER, C., BEAURAIN, F., & SCHMIDT, T. S. Composting projects under the Clean Development Mechanism: Sustainable contribution to mitigate climate change. **Waste Management**, v. 31, p. 138–146. 2011

RYNK, R. (Ed.) **On-Farm Composting Handbook**. NRAES - Northeast Regional Agricultural Engineering Service - Cooperative Extension. Ithaca, NY, 1992. p. 186.

SÁNCHEZ, A., ARTOLA, A., FONT, X., GEA, T., BARRENA, R., GABRIEL, D., SÁNCHEZ-MONEDERO M.A., ROIG, A., CAYUELA, M.L., MONDINI, C. Greenhouse Gas from Organic Waste Composting: Emissions and Measurement. In: LICHTFOUSE, E., SCHWARZBAUER, J., ROBERT, D. (Eds). **CO<sub>2</sub> Sequestration, Biofuels and Depollution**. France, 5, (Springer Nature), pp.388. 2015

SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A., SERRAMIÁ, N., CIVANTOS, C.G-O., FERNÁNDEZHERNÁNDEZ, A., ROIG, A. Greenhouse gas emissions during composting of two-phase mill wastes with different agroindustrial by-products. **Chemosphere**, v. 81, p. 18-25. 2010

SANTOS C., GOUFO P., FONSECA J., PEREIRA J.L.S., FERREIRA L., COUTINHO J., TRINDADE H. Effect of lignocellulosic and phenolic compounds on ammonia, nitric oxide and greenhouse gas emissions during composting. **Journal of Cleaner Production**, v. 171, p. 548-556. 2018

SILVA, E.O., PINTO, P.M., JACOMINO, A.P., SILVA, L.T. **Processamento Mínimo de Produtos Hortifrutícolas**. Fortaleza. Embrapa Agroindústria Tropical, 2011. p. 72

SKIBA, U., DIMARCO, C., HARGREAVES, K., SNEATH, R., & MCCARTNEY, L. Nitrous oxide emissions from a dung heap measured by chambers and plume methods. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 112, p. 135–139. 2006

SOMMER, S.G., MOLLER, H.B. Emission of greenhouse gases during composting of deep litter from pig production – effect of straw content. **Journal of Agricultural Science**, v.134, p. 327-335. 2000.

SOMMER, S.G., MCGINN, S.M., HAO, X., LARNEY, F.J. Techniques for measuring gas emissions from a composting stockpile of cattle manure. **Atmospheric Environment**, v. 38, p. 4643-4652. 2004.

SUN, X. P., LU, P., JIANG, T., SCHUCHARDT, F., & LI, G. X. Influence of bulking agents on CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, and NH<sub>3</sub> emissions during rapid composting of pig manure from the Chinese Ganqinfen system. **Journal of Zhejiang University**. Science. B, v. 15, 353–364. 2014

TIQUIA, S. M. Microbiological parameters as indicators of compost maturity. **Journal of Applied Microbiology**. v. 99. p. 816-828. 2005.

UNFCCC – United Nations Framework Convention on Climate Change. **AMS-III.F. Small-Scale Methodology: Avoidance of methane emissions through composting** - version 12.0. 2016 Disponível em: [https://cdm.unfccc.int/methodologies/DB/NZ83KB7YHBIA7HL2U1PCNAOCHP\\_UQYX](https://cdm.unfccc.int/methodologies/DB/NZ83KB7YHBIA7HL2U1PCNAOCHP_UQYX). Acesso em: 25/05/2019a

\_\_\_\_\_. **Methodological Tool: Emissions from solid waste disposal sites** - version 08.0. 2017a Disponível em: [https://cdm.unfccc.int/methodologies/DB/NZ83KB7YHBIA7HL2U1PCNAOCHP\\_UQYX](https://cdm.unfccc.int/methodologies/DB/NZ83KB7YHBIA7HL2U1PCNAOCHP_UQYX). Acesso em: 25/05/2019b

\_\_\_\_\_. **Methodological Tool: Project and leakage emissions from composting** - version 02.0. 2017b Disponível em: [https://cdm.unfccc.int/methodologies/DB/NZ83KB7YHBIA7HL2U1PCNAOCHP\\_UQYX](https://cdm.unfccc.int/methodologies/DB/NZ83KB7YHBIA7HL2U1PCNAOCHP_UQYX). Acesso em: 25/05/2019c

\_\_\_\_\_. **Methodological Tool: Tool to calculate project or leakage CO<sub>2</sub> emissions from fossil fuel combustion** - version 03.0. 2017c Disponível em: [https://cdm.unfccc.int/methodologies/DB/NZ83KB7YHBIA7HL2U1PCNAOCHP\\_UQYX](https://cdm.unfccc.int/methodologies/DB/NZ83KB7YHBIA7HL2U1PCNAOCHP_UQYX). Acesso em: 25/05/2019d

\_\_\_\_\_. **CDM Methodology Booklet**. Tenth Edition. - Information up to EB 101 - November 2018. Disponível em: <https://cdm.unfccc.int/methodologies/index.html> Acesso em: 30/07/2019

\_\_\_\_\_. **CPA-1: Landfill gas recovery, energy generation and biogas distribution from CTR Santa Rosa**. CDM-CPA-DD. Component Project Activities Design Document. 2012 Disponível em: [https://cdm.unfccc.int/ProgrammeOfActivities/cpa\\_db/XQMN648JU5LVRAC2O\\_BFE3H1PW0KG79/view](https://cdm.unfccc.int/ProgrammeOfActivities/cpa_db/XQMN648JU5LVRAC2O_BFE3H1PW0KG79/view) Acesso em: 23/04/2019

USEPA. Global mitigation of non-CO<sub>2</sub> greenhouse gases: 2010–2030. Washington (DC): **United States Environmental Protection Agency**. EPA Report 430R13011. Disponível em: <http://epa.gov/climatechange/EPAactivities/economics/nonco2mitigation.html> Acesso em: 01/03/2019

WANG, Q. **Developing a Standard Method for Measuring Free Air Space of Compost Materials**. Master's Thesis. University of Manitoba. 2003

WILSON, J. D., CATCHPOOLE, V. R., DENMEAD, O. T., THURTELL, G. W. Verification of a simple micrometeorological method for estimating the rate of gaseous mass transfer from the ground to the atmosphere. **Agricultural Meteorology**, v. 29, p. 183–189. 1983

YENNETI, K., GAMARALALAGE, P. J. D. Carbon Finance and Decentralized Composting in Asia. **Environment and Urbanization ASIA**, 3(2), 303–323. 2012

ZHU-BARKER X., BAILEY S.K., PAW U K.T., BURGER M., HORWATH W.R. Greenhouse gas emissions from green waste composting windrow. **Waste Management**, v. 59, pp. 70-79. 2017

## **APÊNDICES**

### **Dados coletados em campo**

**Apêndice 01 - Dados de concentração interna de O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>, em %v-v, e temperatura, em °C, na leira de compostagem em diferentes profundidades e distâncias da parede lateral (DPL), medidos através de analisador portátil de gases e termômetro digital com haste prolongada**

Leira nº			6				6				2				2				2				2			
Dimensões (H x L x C, m)			0,4 x 1,6 x 26				1,0 x 1,6 x 26				1,5 x 1,6 x 36				1,5 x 1,6 x 36				1,3 x 1,6 x 36				1,1 x 2,0 x 12			
Data coleta			29/03/2018				03/05/2018				23/02/2018				28/03/2018				04/05/2018				12/07/2018			
Tempo de compostagem (dias)			3				38				49				82				119				188			
Seção	Profundidade	DPL (cm)	O2 (%)	CO2 (%)	CH4 (%)	T (°C)	O2 (%)	CO2 (%)	CH4 (%)	T (°C)	O2 (%)	CO2 (%)	CH4 (%)	T (°C)	O2 (%)	CO2 (%)	CH4 (%)	T (°C)	O2 (%)	CO2 (%)	CH4 (%)	T (°C)	O2 (%)	CO2 (%)	CH4 (%)	T (°C)
1	X (1/4H)	80	18,11	6,93	0,09	-	0,94	26,31	14,25	55,8	4,04	26,24	15,89	59,0	7,15	20,44	8,02	-	9,36	12,04	0,09	59,0	10,96	6,66	0,00	38,1
		50	18,25	4,45	0,00	-	1,85	20,79	7,41	59,2	7,61	16,01	6,19	60,0	10,28	12,91	2,64	-	6,57	11,86	0,32	60,0	11,28	5,54	0,00	36,1
		20	13,75	16,23	0,31	-	7,24	11,47	0,50	59,8	10,34	9,85	0,98	59,0	11,19	10,18	0,23	-	16,46	4,43	0,00	59,0	15,75	3,24	0,00	34,0
	Y (2/4H)	80	11,91	30,95	1,84	-	3,55	23,28	17,88	54,3	17,71	5,24	3,22	58,0	0,98	26,47	11,64	-	1,28	18,37	1,47	58,0	9,36	6,09	0,00	37,6
		50	5,98	54,40	1,73	-	6,23	15,95	7,25	56,4	15,22	8,17	4,64	59,0	3,99	18,03	-	-	10,53	8,80	0,18	59,0	12,08	4,86	0,00	36,0
		20	8,72	40,00	2,63	-	14,16	6,34	0,10	52,6	15,95	5,39	0,41	55,5	13,98	6,61	0,02	-	18,24	2,71	0,00	55,5	16,56	2,90	0,00	32,6
	Z (3/4H)	80	4,49	58,23	12,09	-	1,11	27,32	24,14	49,3	13,63	10,58	5,43	56,5	5,86	19,71	7,25	-	1,44	14,36	2,64	56,5	12,72	4,01	0,00	34,6
		50	3,35	65,60	5,82	-	2,47	20,99	12,19	49,5	17,94	3,86	2,11	54,0	11,78	9,21	0,06	-	3,48	14,83	1,08	54,0	15,77	3,09	0,00	31,1
		20	7,77	39,23	7,86	-	10,55	9,69	1,10	46,3	20,56	0,68	0,00	51,0	17,67	3,28	0,03	-	12,91	6,43	0,00	51,0	18,17	2,23	0,00	30,1
2	X (1/4H)	80	8,66	19,79	0,01	-	0,90	30,12	8,92	51,9	2,25	32,80	29,85	56,0	0,83	30,39	22,38	-	13,97	6,47	0,00	56,0	12,56	4,26	0,00	35,5
		50	12,75	14,48	0,05	-	2,37	23,14	5,20	55,3	3,53	25,31	17,57	57,5	4,97	20,67	8,33	-	12,91	8,29	0,00	57,5	11,10	5,29	0,00	36,7
		20	9,42	28,29	0,74	-	12,37	8,01	0,49	55,1	17,86	3,26	0,04	62,0	16,98	4,31	0,00	-	17,42	3,51	0,00	62,0	15,60	4,15	0,00	35,5
	Y (2/4H)	80	8,27	29,41	0,06	-	1,00	22,87	12,24	57,2	1,24	34,55	30,04	57,0	1,32	28,15	16,46	-	2,94	15,83	0,07	57,0	9,49	6,06	0,00	35,1
		50	5,81	42,38	0,47	-	6,99	12,34	2,27	56,7	4,57	20,00	7,46	59,0	6,54	16,84	4,46	-	7,87	11,63	0,01	59,0	12,41	6,51	0,00	35,0
		20	5,15	47,03	2,22	-	16,92	3,51	0,00	50,1	14,78	6,43	0,45	52,0	14,86	6,52	0,00	-	16,40	3,99	0,00	52,0	16,41	4,15	0,00	32,6
	Z (3/4H)	80	11,36	23,60	0,06	-	0,90	25,62	17,25	54,0	6,88	23,59	20,72	56,0	1,77	31,69	24,49	-	1,04	14,30	2,61	56,0	11,28	6,25	0,00	34,1
		50	2,38	64,37	2,11	-	1,81	20,40	10,23	54,9	3,23	24,54	14,94	56,5	1,90	26,58	13,16	-	6,68	10,79	0,00	56,5	14,48	5,35	0,00	35,7
		20	4,76	49,36	3,43	-	10,78	8,56	0,44	52,4	10,10	10,83	1,71	54,0	11,05	9,65	0,12	-	16,82	3,88	0,00	54,0	18,00	2,90	0,00	33,7
3	X (1/4H)	80	14,47	10,36	0,01	-	1,73	30,32	1,31	53,2	1,74	34,59	34,69	58,0	1,25	28,10	15,07	-	3,50	16,36	0,77	58,0	8,53	7,10	0,00	33,6
		50	10,55	16,73	0,03	-	1,75	28,55	1,51	57,7	13,89	8,52	5,22	52,5	1,47	24,37	9,64	-	13,17	6,50	0,06	52,5	9,85	6,13	0,00	34,3
		20	8,78	20,23	0,29	-	8,54	11,25	0,74	57,6	20,50	0,47	0,00	46,0	9,20	11,19	0,76	-	17,10	3,30	0,00	46,0	16,57	2,44	0,00	33,3
	Y (2/4H)	80	2,79	39,56	0,17	-	0,83	30,75	9,39	50,4	4,45	30,76	32,62	56,5	1,33	23,95	16,37	-	3,97	16,29	0,87	56,5	10,01	5,48	0,00	34,0
		50	9,41	22,99	0,06	-	3,93	19,47	3,11	54,0	10,84	14,70	9,22	54,0	3,23	17,63	2,31	-	12,89	6,94	0,02	54,0	14,65	3,51	0,00	31,3
		20	4,28	33,40	0,72	-	15,10	5,52	0,02	50,1	19,71	1,86	0,04	45,5	11,77	9,71	0,05	-	14,56	5,13	0,00	45,5	17,53	2,40	0,00	32,3
	Z (3/4H)	80	3,53	45,44	0,38	-	0,79	26,57	11,47	52,7	3,77	29,48	36,49	51,0	2,39	25,99	14,83	-	7,63	13,20	0,73	51,0	13,85	2,80	0,00	31,2
		50	3,43	46,13	0,38	-	1,04	24,88	9,14	53,1	6,14	20,89	16,36	52,0	3,88	18,43	1,62	-	9,43	10,00	0,05	52,0	16,25	2,29	0,00	29,3
		20	2,05	48,09	1,45	-	7,76	12,68	0,52	52,2	13,08	7,71	0,69	50,5	13,91	7,98	0,00	-	16,28	3,77	0,00	50,5	18,65	1,54	0,00	28,3

**Apêndice 02 – Dados de concentração de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> e N<sub>2</sub>O, em ppm e g/m<sup>3</sup>, das amostras de emissões da leira de compostagem obtidos através de análise por cromatografia em fase gasosa.**

Planilha Emissão - Coleta									Concentração em ppm			Concentração em g/m <sup>3</sup>		
Leira	Seção	Ponto	Tempo	Hora	T °C Câmb.	T °C Amb.	Frasco	CH <sub>4</sub>	CO <sub>2</sub>	N <sub>2</sub> O	CH <sub>4</sub>	CO <sub>2</sub>	N <sub>2</sub> O	
Hora: 11:43 Data formação: 05/01/2018 Largura (W): 160 cm	1	A	T0	11:43	35	27	1	346,9	1649,2	43,7	0,23	2,97	0,079	
			T1	11:53	35	26	2	10305,4	9272,7	105,1	6,74	16,69	0,189	
			T2	12:03	38	28	3	16423,9	13657,8	121,6	10,75	24,58	0,219	
		T3	12:13	39	27	4	14796,6	14900,0	0,0	9,68	26,81	0,000		
		B	T0	12:41	34	27	5	0,0	1047,2	3,8	0,00	1,88	0,007	
			T1	12:51	35	25	6	11408,7	8545,9	145,0	7,47	15,38	0,261	
	T2		13:01	35	26	7	14557,1	13229,1	149,0	9,53	23,81	0,268		
	2	A	T3	13:11	37	27	8	20184,6	18744,6	0,0	13,21	33,73	0,000	
			T0	13:21	35	26	9	2570,0	1335,7	37,1	1,68	2,40	0,067	
			T1	13:31	37	27	10	6959,4	7087,7	86,6	4,55	12,76	0,156	
		T2	13:41	37	26	11	11235,1	10272,9	0,0	7,35	18,49	0,000		
		T3	13:51	37	27	12	16042,2	14373,3	13,9	10,50	25,87	0,025		
B		T0	14:01	35	27	13	4,0	947,1	203,1	0,00	1,70	0,365		
	T1	14:11	34	27	14	3730,2	6119,3	136,7	2,44	11,01	0,246			
	T2	14:21	37	26	15	8028,3	9544,9	64,7	5,25	17,18	0,116			
3	A	T3	14:31	37	26	16	13247,1	12908,4	0,0	8,67	23,23	0,000		
		T0	14:39	31	-	17	745,1	992,3	208,2	0,49	1,79	0,375		
		T1	14:49	33	-	18	13727,7	9519,3	26,7	8,98	17,13	0,048		
	T2	14:59	33	-	19	26800,1	14179,5	155,8	17,54	25,52	0,280			
	T3	15:09	34	-	20	39610,6	20131,7	169,2	25,92	36,23	0,304			
	B	T0	15:15	32	-	21	252,5	1092,0	269,2	0,17	1,97	0,485		
T1		15:25	35	-	22	6110,6	5819,6	113,6	4,00	10,47	0,204			
T2		15:35	35	-	23	9983,5	7867,7	0,0	6,53	14,16	0,000			
Data: 23/02/2018 Leira: 2 Altura (H): 120 cm Comprimento (L): 36 m	A	T3	15:45	36	-	24	13143,8	11400,4	36,4	8,60	20,52	0,065		
		T0	14:39	31	-	17	745,1	992,3	208,2	0,49	1,79	0,375		
		T1	14:49	33	-	18	13727,7	9519,3	26,7	8,98	17,13	0,048		
	B	T2	14:59	33	-	19	26800,1	14179,5	155,8	17,54	25,52	0,280		
		T3	15:09	34	-	20	39610,6	20131,7	169,2	25,92	36,23	0,304		
		T0	15:15	32	-	21	252,5	1092,0	269,2	0,17	1,97	0,485		
Data: 09:30 Data formação: 05/01/2018 Largura (W): 160 cm	A	T1	15:25	35	-	22	6110,6	5819,6	113,6	4,00	10,47	0,204		
		T2	15:35	35	-	23	9983,5	7867,7	0,0	6,53	14,16	0,000		
		T3	15:45	36	-	24	13143,8	11400,4	36,4	8,60	20,52	0,065		
	B	T0	14:39	31	-	17	745,1	992,3	208,2	0,49	1,79	0,375		
		T1	14:49	33	-	18	13727,7	9519,3	26,7	8,98	17,13	0,048		
		T2	14:59	33	-	19	26800,1	14179,5	155,8	17,54	25,52	0,280		
Data: 28/03/2018 Leira: 2 Altura (H): 120 cm Comprimento (L): 36 m	A	T3	15:09	34	-	20	39610,6	20131,7	169,2	25,92	36,23	0,304		
		T0	09:32	31	-	25	483,1	1268,3	41,7	0,32	2,28	0,075		
		T1	09:42	33	-	26	3514,7	5470,4	211,6	2,30	9,84	0,381		
	B	T2	09:52	31	-	27	6314,2	8590,3	8,3	4,13	15,46	0,015		
		T3	10:02	35	-	28	7711,0	10980,0	50,7	5,05	19,76	0,091		
		T0	10:15	36	-	29	0,0	312,4	48,0	0,00	0,56	0,086		
Data: 09:30 Data formação: 05/01/2018 Largura (W): 160 cm	A	T1	10:25	37	-	30	0,0	2334,2	117,0	0,00	4,20	0,211		
		T2	10:35	37	-	31	144,7	4047,8	10,8	0,09	7,28	0,019		
		T3	10:45	39	-	32	53,4	4726,0	0,0	0,03	8,50	0,000		
	B	T0	10:56	35	-	33	0,0	1481,8	170,1	0,00	2,67	0,306		
		T1	11:06	37	-	34	6047,7	6215,6	64,8	3,96	11,19	0,117		
		T2	11:16	39	-	35	12597,4	10134,3	17,3	8,24	18,24	0,031		
Data: 09:30 Data formação: 05/01/2018 Largura (W): 160 cm	A	T3	11:26	39	-	36	16374,5	15325,4	561,1	10,72	27,58	1,010		
		T0	11:36	35	-	37	1186,7	833,3	145,0	0,78	1,50	0,261		
		T1	11:46	39	-	38	1200,2	2955,5	162,3	0,79	5,32	0,292		
	B	T2	11:56	36	-	39	2155,3	5015,7	18,5	1,41	9,03	0,033		
		T3	12:06	43	-	40	4372,5	6418,7	176,4	2,86	11,55	0,317		
		T0	13:33	36	-	41	1197,2	1506,5	132,9	0,78	2,71	0,239		
Data: 28/03/2018 Leira: 2 Altura (H): 120 cm Comprimento (L): 36 m	A	T1	13:43	42	-	42	3311,1	5118,7	55,3	2,17	9,21	0,100		
		T2	13:53	42	-	43	6365,1	7135,9	0,0	4,17	12,84	0,000		
		T3	14:03	40	-	44	8785,9	10466,3	203,3	5,75	18,84	0,366		
	B	T0	14:15	38	-	45	1141,8	1778,2	160,2	0,75	3,20	0,288		
		T1	14:25	39	-	46	3363,5	5787,7	62,8	2,20	10,42	0,113		
		T2	14:35	37	-	47	8511,9	199,4	259,6	5,57	0,36	0,467		
Data: 28/03/2018 Leira: 2 Altura (H): 120 cm Comprimento (L): 36 m	B	T3	14:45	43	-	48	8043,3	11790,2	259,0	5,26	21,22	0,466		

Continuação...

Planilha Emissão - Coleta								Concentração em ppm			Concentração em g/m3		
Leira	Seção	Ponto	Tempo	Hora	T °C Câmb.	T °C Amb.	Frasco	CH4	CO2	N2O	CH4	CO2	N2O
Hora: 08:30 Data formação: 26/03/2018 Leira: 6 Altura (H): 160 cm Comprimento (L): 26 m	1	A	T0	08:36	-	-	49	0,0	1483,4	36,8	0,00	2,67	0,066
			T1	08:46	-	-	50	123,8	3668,5	259,2	0,08	6,60	0,466
			T2	08:56	-	-	51	0,0	6833,6	0,0	0,00	12,30	0,000
		T3	09:06	-	-	52	3272,1	8521,6	43,5	2,14	15,34	0,078	
		B	T0	09:17	-	-	53	0,0	1108,3	88,3	0,00	1,99	0,159
			T1	09:27	-	-	54	3763,2	3501,8	0,0	2,46	6,30	0,000
	T2		09:37	-	-	55	2829,0	6514,1	109,9	1,85	11,72	0,198	
	2	A	T2	09:47	-	-	56	4387,5	8976,3	148,6	2,87	16,15	0,267
			T0	09:54	-	-	57	2254,1	906,9	154,7	1,48	1,63	0,278
			T1	10:04	-	-	58	197,1	7063,0	187,1	0,13	12,71	0,337
		T2	10:14	-	-	59	4073,1	11608,0	205,2	2,67	20,89	0,369	
		T3	10:24	-	-	60	2089,4	14723,3	50,0	1,37	26,50	0,090	
B		T0	10:37	-	-	61	221,1	16189,1	0,0	0,14	29,13	0,000	
	T1	10:47	-	-	62	2553,5	5676,0	0,0	1,67	10,21	0,000		
	T2	10:57	-	-	63	3766,2	10191,3	64,2	2,46	18,34	0,115		
3	A	T3	11:07	-	-	64	5561,2	14948,6	0,0	3,64	26,90	0,000	
		T0	11:14	-	-	65	665,7	314,5	96,6	0,44	0,57	0,174	
		T1	11:24	-	-	66	2041,5	3366,6	40,5	1,34	6,06	0,073	
	T2	11:34	-	-	67	1580,4	6584,5	19,4	1,03	11,85	0,035		
	T3	11:44	-	-	68	2384,4	10018,4	0,0	1,56	18,03	0,000		
	B	T0	11:52	-	-	69	1215,2	344,3	44,7	0,80	0,62	0,080	
T1		12:02	-	-	70	1854,4	3013,7	0,0	1,21	5,42	0,000		
T2		12:12	-	-	71	4135,9	5948,1	67,7	2,71	10,70	0,122		
1	A	T3	12:22	-	-	72	9194,6	9745,8	33,1	6,02	17,54	0,060	
		T0	15:22	30,7	22,3	73	460,6	901,1	106,0	0,30	1,62	0,191	
		T1	15:32	32,2	23,4	74	2361,9	4816,9	56,0	1,55	8,67	0,101	
	T2	15:42	33,3	24,5	75	5493,8	7781,0	0,0	3,60	14,00	0,000		
	T3	15:52	35	24	76	8196,0	10764,8	67,7	5,36	19,37	0,122		
	B	T0	15:59	32,7	22,1	77	1276,5	1047,6	1,0	0,84	1,89	0,002	
T1		16:09	34,2	21,8	78	2667,3	7351,5	4,0	1,75	13,23	0,007		
T2		16:19	35,1	22,3	79	5176,4	10432,0	251,0	3,39	18,77	0,452		
2	A	T3	16:29	36,1	22,4	80	6200,4	11320,8	0,0	4,06	20,37	0,000	
		T0	14:42	28,7	22,9	81	752,6	1060,6	25,9	0,49	1,91	0,047	
		T1	14:52	31,5	23,3	82	3076,0	6453,0	0,0	2,01	11,61	0,000	
	T2	15:02	32,8	22,3	83	7266,3	10095,4	34,1	4,76	18,17	0,061		
	T3	15:12	33,4	22,7	84	11167,7	14964,9	123,0	7,31	26,93	0,221		
	B	T0	14:02	32,4	23,4	85	225,6	1375,0	53,7	0,15	2,47	0,097	
T1		14:12	34,1	23,3	86	3597,0	6364,7	75,7	2,35	11,45	0,136		
T2		14:22	34,7	24,5	87	3912,9	10795,8	198,3	2,56	19,43	0,357		
3	A	T3	14:32	35,1	24,0	88	3261,7	13949,6	33,2	2,13	25,10	0,060	
		T0	13:15	29,7	23,3	89	0,0	1267,4	60,1	0,00	2,28	0,108	
		T1	13:25	33,1	23,1	90	2336,5	6982,6	27,7	1,53	12,57	0,050	
	T2	13:35	34,4	22,4	91	4649,4	12355,4	187,0	3,04	22,23	0,337		
	T3	13:45	34,9	23,3	92	3871,0	13446,0	7,6	2,53	24,20	0,014		
	B	T0	12:38	29,4	22,1	93	260,0	947,1	36,9	0,17	1,70	0,066	
T1		12:48	32,2	24,2	94	2972,7	6900,1	0,0	1,95	12,42	0,000		
T2		12:58	34,7	23,7	95	4543,1	10777,0	165,9	2,97	19,39	0,299		
T3	13:08	35,8	22,7	96	3257,2	11718,1	47,7	2,13	21,09	0,086			

Continuação....

Planilha Emissão - Coleta									Concentração em ppm			Concentração em g/m3		
Leira	Seção	Ponto	Tempo	Hora	T °C Câmb.	T °C Amb.	Frasco	CH4	CO2	N2O	CH4	CO2	N2O	
Hora: 08:30 Data formação: 05/01/2018 Largura (W): 160 cm	1	A	T0	08:42	23,5	21,4	97	0,0	477,0	12,0	0,00	0,86	0,022	
			T1	08:52	25,8	21,4	98	1370,8	1455,0	0,0	0,90	2,62	0,000	
			T2	09:02	27,2	22,2	99	275,0	2457,3	40,5	0,18	4,42	0,073	
			T3	09:12	27,8	21,0	100	1730,1	3797,8	123,3	1,13	6,83	0,222	
		B	T0	09:23	26,9	22,3	101	3442,8	0,0	0,0	2,25	0,00	0,000	
			T1	09:33	28,0	22,0	102	0,0	559,0	125,0	0,00	1,01	0,225	
	Data: 04/05/2013 Leira: 2 Altura (H): 100 cm Comprimento (L): 36 m	2	A	T0	10:01	28,2	23,5	105				0,00	0,00	0,000
				T1	10:11	29,2	23,3	106	1945,7	1100,8	58,2	1,27	1,98	0,105
				T2	10:21	30,2	23,8	107	0,0	2204,8	179,5	0,00	3,97	0,323
				T3	10:31	31,3	25,0	108	125,3	2165,5	0,7	0,08	3,90	0,001
			B	T0	10:41	34,0	24,1	109	2336,5	621,0	31,9	1,53	1,12	0,057
				T1	10:51	34,3	28,8	110	173,2	1233,9	109,1	0,11	2,22	0,196
3		A	T2	11:01	36,2	26,0	111	614,8	2590,0	79,1	0,40	4,66	0,142	
			T3	11:11	-	-	112	411,2	2447,2	119,9	0,27	4,40	0,216	
			T0	11:21	34,3	28,2	113	140,3	1100,4	79,4	0,09	1,98	0,143	
			T1	11:31	34,3	28,0	114	0,0	809,0	0,0	0,00	1,46	0,000	
		B	T2	11:41	35,1	27,5	115	177,7	2451,8	193,4	0,12	4,41	0,348	
			T3	11:51	35,3	26,9	116	731,6	2763,3	29,7	0,48	4,97	0,053	
Hora: 09:00 Data formação: 05/01/2018 Largura (W): 200 cm	1	A	T0	11:44	23,1	21,0	121	331,9	1183,3	0,0	0,22	2,13	0,000	
			T1	11:54	24,8	21,1	122	436,7	2781,7	0,0	0,29	5,01	0,000	
			T2	12:04	25,1	21,9	123	0,0	4055,3	66,3	0,00	7,30	0,119	
			T3	12:14	25,3	20,3	124	0,0	5525,2	65,0	0,00	9,94	0,117	
		B	T0	12:21	22,7	21,4	125	2116,4	70,0	0,0	1,38	0,13	0,000	
			T1	12:31	24,3	18,4	126	173,2	2286,9	7,4	0,11	4,12	0,013	
	Data: 12/07/2013 Leira: 2 Altura (H): 110 cm Comprimento (L): 12 m	2	A	T2	12:41	24,2	19,5	127	4411,4	2196,9	30,5	2,89	3,95	0,055
				T3	12:51	24,1	21,2	128	0,0	2829,0	27,9	0,00	5,09	0,050
				T0	10:27	21,4	20,7	129	0,0	591,7	53,3	0,00	1,06	0,096
				T1	10:37	22,2	18,8	130	772,0	1048,5	79,7	0,51	1,89	0,143
			B	T2	10:47	22,4	18,5	131	1740,6	2107,3	110,9	1,14	3,79	0,200
				T3	10:57	22,8	18,3	132	1222,6	2506,7	50,0	0,80	4,51	0,090
3		A	T0	11:04	21,8	19,6	133	2983,2	248,4	3,4	1,95	0,45	0,006	
			T1	11:14	24,2	21,3	134	92,3	1012,9	3,0	0,06	1,82	0,005	
			T2	11:24	25,1	21,5	135	1544,5	2203,5	58,2	1,01	3,97	0,105	
			T3	11:34	25,8	20,6	136	797,5	2481,5	0,0	0,52	4,47	0,000	
		B	T0	09:05	17,9	14,7	137	3091,0	736,1	96,0	2,02	1,32	0,173	
			T1	09:15	18,3	13,8	138	38,5	1849,4	0,0	0,03	3,33	0,000	
3	A	T2	09:25	18,8	14,1	139	1450,2	3283,3	102,2	0,95	5,91	0,184		
		T3	09:35	19,3	14,7	140	1549,0	3733,4	111,8	1,01	6,72	0,201		
		T0	09:47	19,9	19,7	141	16,0	254,7	222,1	0,01	0,46	0,400		
		T1	09:57	20,6	19,5	142	920,2	1781,5	187,5	0,60	3,21	0,337		
	B	T2	10:07	21,2	19,8	143	540,0	2705,5	179,5	0,35	4,87	0,323		
		T3	10:17	21,8	19,8	144	74,4	3055,1	26,7	0,05	5,50	0,048		