

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
AGROECOSSISTEMAS

**EMISSÕES DE GASES NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM  
DE DEJETOS SUÍNOS**

GRACIELE ANGNES

Florianópolis, maio de 2012



GRACIELE ANGNES

**EMISSÕES DE GASES NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM  
DE DEJETOS SUÍNOS**

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Agroecossistemas, Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina.

Orientador: Prof. Dr. Paul Richard Momsen Miller  
Co-orientador: Dr. Paulo Armando V. de Oliveira

FLORIANÓPOLIS  
2012

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,  
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Angnes, Graciele

Emissões de gases no processo de compostagem de dejetos suínos [dissertação] / Graciele Angnes ; orientador, Paul Richard Momsen Miller ; co-orientador, Paulo Armando Victoria de Oliveira. - Florianópolis, SC, 2012.  
135 p. ; 21cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias. Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas.

Inclui referências

1. Agroecossistemas. 2. Balanço de massa. 3. Esterco. 4. Fluxo de gases. 5. Tratamento de dejetos. I. Miller, Paul Richard Momsen. II. Oliveira, Paulo Armando Victoria de. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas. IV. Título.

## AGRADECIMENTOS

Inicialmente não poderia deixar de agradecer a minha família pela paciência, compreensão, carinho e incentivo durante esses dois anos de ausência de corpo presente e dias de mau humor... Vocês me ajudaram a manter o foco e persistir.

Aos meus irmãos que perderam minha companhia para todo e qualquer programa que costumávamos fazer, afinal éramos e sempre seremos o “Quarteto inseparável”. BONS TEMPOS!

A minha mãe sempre muito preocupada, tornou tudo mais fácil e mais confortável.

Ao meu pai, que talvez tenha sentido muito a minha ausência, indiferença, intolerância muitas vezes e nervosismo a flor da pele.

A minha estrela que sempre me protegeu e guiou lá do céu, minha vozinha, que me ensinou os meus melhores princípios.

Ao Maurício, meu amor, pela ajuda, por sempre me acalmar, acreditar na minha força, e compreender minha ausência em alguns momentos.

A Universidade Federal de Santa Catarina, ao Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas e à CAPES, pela oportunidade de realização do curso de mestrado.

Ao meu orientador “Rick Miller” pelo conhecimento transmitido, ajuda e tempo dispensado.

A Embrapa Suínos e Aves pela oportunidade de realização da pesquisa. Ao Paulo Armando de Oliveira, que muito me ensinou, agradeço por toda a preocupação, dedicação, auxílio e apoio dispensado ao experimento e a mim durante esses dois anos.

Ao Rodrigo Nicoloso, que muitas vezes não mediu esforços em me ajudar com o INNOVA. A Martha Higarashi, ao Roque Guzo e os demais funcionários da Embrapa que auxiliaram na realização do experimento.

Àqueles que tornaram os 15 meses de permanência na biblioteca da Embrapa mais divertidos e agradáveis, Valter, Cláudia, Gustavo e Letícia, e claro os inesquecíveis companheiros, Naiana, Flávia, Alessandra e Cristiano, vocês fizeram a diferença.

Não poderia deixar de agradecer a uma pessoa muito especial, que tornou meus dias muito mais alegres e agradáveis em Florianópolis, Natalia Koiyama.

E por último, agradeço à Deus, por ter me acompanhado em cada segundo do meu trabalho, por me abençoar e me fortalecer diante dos momentos difíceis.

## RESUMO

Na suinocultura a produção excessiva de dejetos líquidos em certas regiões, e seu manejo inadequado tem resultado em contaminação do solo e das águas. A simples transformação biológica da matéria orgânica por compostagem tem sido apontada como uma alternativa eficaz na reciclagem dos nutrientes contidos nos dejetos, reduzindo o impacto ambiental e viabilizando a produção de suínos em pequenas áreas. Por outro lado, a degradação da matéria orgânica durante o processo de compostagem resulta na perda de elementos na forma gasosa ( $\text{NH}_3$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CH}_4$  e  $\text{H}_2\text{O}$ ). O objetivo do trabalho foi medir o fluxo de amônia ( $\text{NH}_3$ ), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), metano ( $\text{CH}_4$ ) e dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) e realizar o balanço de massa entre entrada e saída do processo de compostagem de dejetos suínos. A pesquisa foi realizada no campo experimental da Embrapa Suínos e Aves localizada em Concórdia – SC onde foram construídas leiras de compostagem para tratamento dos dejetos suínos com volume de  $2,52\text{m}^3$  instaladas no interior de túneis revestidos com polietileno transparente. A maravalha foi utilizada como substrato para a formação da biomassa nas leiras. O processo de compostagem foi dividido em duas fases, caracterizadas como fase de absorção e fase de maturação. Semanalmente foram coletadas amostras da biomassa e dos dejetos aplicados nas leiras e analisadas no laboratório físico-químico da Embrapa para acompanhamento do comportamento do pH e da concentração de nutrientes. A emissão de gases foi medida de forma independente, a cada 4 min., em cada um dos túneis com o uso do analisador de gases INNOVA 1412. Os resultados do balanço de massa indicaram um erro médio de 10% na determinação das emissões de  $\text{H}_2\text{O}$  na forma de vapor (diferença entre a entrada e saída). O fluxo total medido de N na forma de gás foi 1,21 kg ( $\text{N-NH}_3 + \text{N-N}_2\text{O}$ ) de um total 11,63 kg N aplicado, com o  $\text{N-NH}_3$  representando 78% dessa quantidade. As emissões totais de C foram 80,96 kg ( $\text{C-CO}_2 + \text{C-CH}_4$ ) de um total 233,77 kg de carbono aplicado, sendo que o  $\text{C-CO}_2$  representou aproximadamente 96%.

**Palavras –Chave:** balanço de massa; esterco; fluxo de gases; tratamento de dejetos.

## ABSTRACT

In the excessive production of pig slurry in certain regions, has resulted in contamination of soil and water for their mismanagement. The simple biological transformation of organic matter by composting has been regarded as effective alternative in the recycling of nutrients in pig manure by reducing the environmental impact and enabling the production of pigs in small areas. Moreover, the degradation of organic matter in the composting process results in the loss elements in gaseous form ( $\text{NH}_3$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CH}_4$  e  $\text{H}_2\text{O}$ ). The objective of this study was to measure the flow of ammonia ( $\text{NH}_3$ ), nitrous oxide ( $\text{N}_2\text{O}$ ), methane ( $\text{CH}_4$ ) and carbon dioxide ( $\text{CO}_2$ ) and perform the mass balance between input and output of the composting process of pig manure. The research was carried out at Embrapa Swine and Poultry located in Concordia - SC. Compost piles were built for the treatment of pig manure with a volume of  $2,52\text{m}^3$  installed inside tunnels covered with transparent polyethylene. The sawdust was used as substrate for the formation of biomass in the piles. The process was divided into two phases, as characterized absorption stage and the maturation phase. Weekly samples were collected biomass and pig manure applied in the piles and analyzed the physical-chemical in the laboratory of Embrapa to monitor the behavior of the pH and nutrient concentration. The emission of gases was measured independently, every 4 min. in each tunnel using the gas analyzer Innova 1412. The mass balance results indicated an average error of 10% in determining the emission of  $\text{H}_2\text{O}$  in vapor form (difference between input and output). The total flow of N measured in gas form was 1,21 kg ( $\text{N-N}_2\text{O} + \text{N-NH}_3$ ) of a total of 11,63 kg N applied, and represented 78%  $\text{N-NH}_3$ . The total emission of C was 80,96 kg ( $\text{C-CH}_4 + \text{C-CO}_2$ ) a total of 233,77 kg C applied, and represented 96%  $\text{C-CO}_2$ .

**Key words:** mass balance; gas flux; manure; manure treatment.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 4 - Sistema de armazenamento dos dejetos suínos, bioesterqueira e esterqueira (BELLI et al., 2001).....	23
Figura 1 - Representação esquemática das reações envolvidas no ciclo do nitrogênio (Fonte: YE e THOMAS, 2001). ....	25
Figura 2 - Principais etapas do processo de nitrificação e subprodutos formados, adaptado de Kermarrec (1999).....	28
Figura 3 - Principais etapas do processo de desnitrificação, adaptado de Kermarrec (1999).....	32
Figura 5 - Consumo de oxigênio após realização de revolvimento em leira de restos de poda, adaptado de Epstein (1997). ....	39
Figura 6 - Fases durante a compostagem relacionadas a formação de dióxido de carbono pela respiração e a temperatura, adaptado de Epstein (1997).....	44
Figura 7 - Momento de aplicação dos dejetos de suínos e realização de revolvimento da biomassa.....	53
Figura 8 - Diagrama esquemático do túnel da leira de compostagem...	57
Figura 9 - Visão dos túneis construídos sobre as leiras de compostagem e a direita, monitoramento das emissões pelo analisador de gases INNOVA 1412.....	58
Figura 10 - Temperaturas da biomassa durante o processo de compostagem. ....	66
Figura 11 – Teor de umidade da biomassa durante o processo de compostagem. ....	67
Figura 12 - Perfil diário de emissões de N-NH <sub>3</sub> , comportamento da temperatura e umidade relativa do ar. ....	69
Figura 13 - Perfil de emissão diário de C-CO <sub>2</sub> antes e depois de um revolvimento (R) da biomassa, tempo de observação em horas. ....	70
Figura 14 - Perfil de emissão diário de C-CH <sub>4</sub> antes e depois de um revolvimento (R) da biomassa. ....	70
Figura 15 - Perfil de emissão de N-N <sub>2</sub> O tempo de observação em horas. ....	71
Figura 16 - Fluxo médio diário de N-NH <sub>3</sub> durante a fase de absorção do processo de compostagem nos períodos de revolvimento (R) e aplicação de dejetos (A).....	72
Figura 17 - Fluxo médio diário de N-N <sub>2</sub> O durante a fase de absorção do processo de compostagem, nos períodos de revolvimento (R) e aplicação de dejetos (A).....	73
Figura 18 - Fluxo médio diário de N-N <sub>2</sub> O e N-NH <sub>3</sub> .....	75



Figura 19 - Temperatura no centro da pilha de compostagem e quantidade de nitrato na biomassa.....	76
Figura 20 – Correlação entre a emissão de N-N <sub>2</sub> O e quantidade de nitrato na biomassa.....	76
Figura 21 - Perfil de emissões de N-N <sub>2</sub> O durante a realização do revolvimento da biomassa (R – revolvimento). .....	77
Figura 22 - Fluxo médio diário de C-CO <sub>2</sub> durante a fase de absorção do processo de compostagem, onde (A) representa as aplicações e (R) representa os revolvimentos. ....	79
Figura 23 - Perfil horário das emissões de C-CO <sub>2</sub> . ....	80
Figura 24 - Fluxo médio diário de C-CH <sub>4</sub> durante a fase de absorção do processo de compostagem, onde (A) representa as aplicações e (R) representa os revolvimentos. ....	82
Figura 25 - Perfil horário das emissões de C-CH <sub>4</sub> .....	82
Figura 26 - Perfil de emissões de H <sub>2</sub> O, durante os períodos de revolvimento (R) e aplicação (A) de dejetos.....	83
Figura 27 - Perfil da relação C/N de gases emitidos durante a fase de absorção, revolvimento (R) e de aplicação (A) de dejetos. ....	84
Figura 28 - Perfil da relação C-CO <sub>2</sub> /C-CH <sub>4</sub> de gases emitidos durante a fase de absorção, de revolvimento (R) e de aplicação (A) de dejetos. ...	85
Figura 29 - Perfil da relação N-NH <sub>3</sub> /N-N <sub>2</sub> O de gases emitidos durante a fase de absorção, de revolvimento (R) e de aplicação (A) de dejetos. ...	86
Figura 30 - Perfil de emissão nos primeiros dias da fase de absorção do processo de compostagem. ....	87
Figura 31 - Perfil de emissões no vigésimo (20) dia de compostagem. ....	87
Figura 32 - Perfil de emissão nos primeiros dias da fase de absorção do processo de compostagem. ....	88
Figura 33 - Perfil de emissões no vigésimo (20) dia de compostagem. ....	88
Figura 34 - Perfil de emissão nos primeiros dias da fase de absorção do processo de compostagem. ....	89
Figura 35 - Perfil de emissões no vigésimo (20) dia de compostagem. ....	90
Figura 36 - Perfil de emissão nos primeiros dias da fase de absorção do processo de compostagem. ....	91
Figura 37 - Perfil de emissões no vigésimo (20) dia de compostagem. ....	91
Figura 38 – Diagrama especificando as entradas e saídas do processo de compostagem consideradas no balanço de massa. ....	92
Figura 39 - Balanço de matéria natural, água e matéria seca, com entradas e saídas detalhadas. ....	96
Figura 40- Balanço de matéria orgânica e carbono orgânico, com entradas e saídas detalhadas. ....	97

Figura 41 - Balanço de matéria natural, água e matéria seca, com entradas e saídas detalhadas. .... 98

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Produção diária de dejetos suínos nas diferentes fases produtivas.....	16
Tabela 2 - Características físico-químicas dos dejetos suínos.....	17
Tabela 3 - características físico-químicas dos dejetos suínos considerando várias amostragens. ....	17
Tabela 4 - Especificações dos Fertilizantes orgânicos mistos e compostos.....	50
Tabela 5 - Teores máximos de contaminantes admitidos em fertilizantes orgânicos. ....	51
Tabela 6 - Etapa de aplicação de dejetos suínos e a relação entre litros de dejetos de suíno aplicado por kg de maravalha.....	54
Tabela 7 - Metodologia utilizada determinação das características físico-químicas da biomassa do processo de compostagem e dos dejetos de suínos. ....	55
Tabela 8 - Características do substrato utilizado no processo de compostagem.....	64
Tabela 9 - Características dos dejetos suínos. ....	64
Tabela 10 - Balanço de massa dos elementos voláteis, Água (kg) Matéria Natural – MN (kg), Massa Seca - MS (kg), Matéria Orgânica MO (kg), Carbono orgânico - C (kg) e Nitrogênio total - N (kg).....	93
Tabela 11 - Balanço de massa elementos não voláteis, Massa Mineral - MM (kg), Fósforo – P (kg), Potássio – K (kg), Cobre - Cu (kg) e Zinco - Zn (kg).....	94

## LISTA DE ABREVIATURAS, SÍMBOLOS E SIGLAS

A	Aplicação
$^{\circ}\text{C}$	Graus centígrados
C	Carbono
Ca	Cálcio
COMCAP	Companhia de Melhoramento da Capital
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
$\text{CH}_4$	Metano
$\text{CO}_2$	Dióxido de Carbono
CTC	Capacidade de Troca de Cátion
Cu	Cobre
BM	Balanco de massa
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IN	Instrução Normativa
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
K	Potássio
Kg	Quilograma
LAC	Levantamento Agropecuário Catarinense
$\text{m}^2$	Metro quadrado
$\text{m}^3$	Metro cúbico
MAPA	Ministério de Abastecimento, Pecuária e Agricultura
$M_i$	Massa inicial
$M_f$	Massa final
Mg	Magnésio
mg	Miligramas
MM	Matéria Mineral
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MN	Matéria Natural
M.O	Matéria Orgânico
MS	Matéria Seca
N	Nitrogênio
$\text{N}_2$	Nitrogênio molecular
$\text{NH}_3$	Amônia
$\text{N}_2\text{O}$	Óxido nitroso
P	Fósforo
PN	Peso massa natural
R	Revolvimento
pH	Potencial hidrogeniônico
SF	Sólidos Fixos

SV Sólidos Voláteis

ST Sólidos Totais

USEPA United States Environmental Protec्य Agency

Zn Zinco

## SUMÁRIO

<b>CAPÍTULO I.....</b>	<b>11</b>
<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>11</b>
1.1 OBJETIVOS .....	13
1.1.1 Objetivo geral.....	13
1.1.2 Objetivos específicos .....	13
<b>CAPÍTULO II .....</b>	<b>14</b>
<b>2 REVISÃO DA LITERATURA.....</b>	<b>14</b>
2.1 importância sócio econômica da suinocultura .....	14
2.2 Produção de Dejetos.....	15
2.2.1 Características físico-químicas e volume produzido.....	15
2.2.2 Utilização dos dejetos suínos .....	18
2.2.3 Balanço de nutrientes .....	19
2.3 Impactos ambientais ocasionados pelos dejetos suínos .....	19
2.3.1 Contaminação dos recursos hídricos.....	19
2.3.2 Acúmulo de nutrientes no solo.....	20
2.3.3 Emissões de gases de efeito estufa.....	22
2.4 Sistemas de armazenamento dos dejetos suínos .....	23
2.5 Transformações de compostos de nitrogênio: ciclo do nitrogênio..	24
2.5.1 Assimilação .....	26
2.5.2 Mineralização.....	26
2.5.3 Nitrificação .....	27
2.5.4 Redução assimilativa de nitrato em amônio.....	30
2.5.5 Redução dissimilatória do nitrato em amônio.....	30
2.5.6 Desnitrificação .....	31
2.6 Transformações de compostos de carbono.....	32
2.7 Processo de Compostagem.....	33
2.7.1 Conceito e aspectos gerais .....	33
2.7.2 Bactérias.....	35
2.7.3 Fungos.....	37
2.7.4 Principais variáveis de controle do processo.....	38
2.7.4.1 Oxigênio e aeração.....	38
2.7.4.2 Umidade .....	42
2.7.4.3 Temperatura .....	43
2.7.4.4 Nutrientes .....	45
2.7.4.5 pH.....	47
2.7.5 Redução nas emissões de gases pelo manejo dos dejetos suínos na forma sólida.....	48
2.8 Qualidade do composto – legislação.....	49

<b>CAPÍTULO III</b> .....	<b>52</b>
<b>3. METODOLOGIA</b> .....	<b>52</b>
3.1 Caracterização e montagem do experimento.....	52
3.2 Caracterização dos dejetos suínos, DO substrato e DA biomassa ...	54
3.2.1 Coleta e armazenamento das amostras .....	55
3.2.2 Metodologia de análises físico-químicas.....	55
3.2.3 Monitoramento da temperatura da biomassa.....	56
3.3 Emissões de gases .....	57
3.3.1 Cálculo da concentração mássica dos gases emitidos .....	59
3.3.2 Cálculo do fluxo de emissão .....	59
3.4 Balanço de massa .....	61
3.5 ANÁLISE DOS DADOS .....	62
<b>CAPÍTULO IV</b> .....	<b>63</b>
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>63</b>
4.1 Características físico-químicas da biomassa do processo de compostagem.....	63
4.2 Emissão de gases.....	68
4.2.1 N-NH <sub>3</sub> e N-N <sub>2</sub> O .....	68
4.2.2 C-CO <sub>2</sub> e C-CH <sub>4</sub> .....	79
4.2.3 Relação C/N dos gases .....	84
4.2.4 Horário recomendado para medições .....	86
4.3 Balanço de massa .....	92
<b>5. CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	<b>101</b>
<b>6. CONCLUSÕES</b> .....	<b>103</b>
<b>7. RECOMENDAÇÕES</b> .....	<b>104</b>
<b>8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>105</b>
<b>ANEXO 1</b> .....	<b>126</b>
<b>ANEXO 2</b> .....	<b>127</b>
<b>ANEXO 3</b> .....	<b>128</b>
<b>ANEXO 4</b> .....	<b>131</b>
<b>ANEXO 5:</b> .....	<b>135</b>





## CAPÍTULO I

### 1 INTRODUÇÃO

Preocupações ambientais afetam o desenvolvimento de sistemas de produção agrícola. Na suinocultura, a produção excessiva de dejetos suínos líquidos e o manejo inadequado destes efluentes em certas regiões tem resultado em acúmulo excessivo de nutrientes no solo e nas águas. Neste caso, a utilização agronômica como adubo é a alternativa mais adequada para destinação dos dejetos de suínos tanto no aspecto ambiental como no econômico, desde que se utilize os dejetos considerando o nutriente em maior concentração através do balanço de nutrientes.

A simples transformação biológica da matéria orgânica contida nos dejetos por compostagem em adubo orgânico simples tem sido cada vez mais apontada como uma alternativa eficaz na reciclagem dos nutrientes. Após a compostagem tem-se como vantagens a facilidade na gestão de um produto sólido, desodorizado, menos volumoso do que o original, evitando a contaminação de solos e rios, além da melhoria agronômica dos aspectos físicos e biológicos do solo. A degradação da matéria orgânica durante o processo de compostagem resulta na perda de elementos gasosos (MARTINS E DEWES, 1992; HELLEBRAND, 1998). Kuroda et al. (1996) verificou que 60% do peso inicial de dejetos suíno foi perdido durante o processo de compostagem. Essa perda decorre de uma complexa interação entre fatores físicos, químicos e biológicos durante o processo. Portanto, o controle de parâmetros como densidade, porosidade, tamanho de partícula, teor de nutrientes, relação C/N, temperatura, pH, umidade e oxigênio têm demonstrado ser a chave para a otimização da compostagem uma vez que determinam as condições ideais para o desenvolvimento microbiano e a degradação da matéria orgânica (AGNEW E LEONARD, 2003; DAS E KEENER, 1997; BERTOLDI e VILLANI, 1983).

As perdas gasosas durante o processo de compostagem ocorrem principalmente na forma de vapor de água, amônia ( $\text{NH}_3$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), metano ( $\text{CH}_4$ ) nitrogênio molecular ( $\text{N}_2$ ) e óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) devido ao metabolismo da matéria orgânica pelos microrganismos. Os gases resultantes do metabolismo aeróbio são  $\text{CO}_2$  e vapor de água. O vapor de água produzido durante o processo de compostagem ocorre em função da evaporação resultante da geração de calor latente e pelo fluxo de ar no composto, enquanto a produção de  $\text{CH}_4$  é proveniente da degradação da matéria orgânica em sítios

anaeróbios da leira. As perdas de nitrogênio, que ocorrem na forma de  $\text{NH}_3$ , sofrem influência do pH, e são indicativo da degradação microbiológica da matéria orgânica, enquanto a emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  ocorre quando o oxigênio se torna menos disponível na leira de compostagem.

Grande parte da pesquisa sobre compostagem tem se concentrado sobre as mudanças em parâmetros físico-químicos para melhorar a eficiência do processo e encontrar um indicador simples e confiável de maturidade. No entanto, pouco se sabe sobre as perdas gasosas.

A avaliação das emissões gasosas é uma ferramenta útil na determinação das emissões dos Gases de Efeito Estufa (GEE). Nas últimas décadas, inúmeras metodologias têm sido desenvolvidas visando quantificar a emissão de gases de sistemas de manejo e tratamento de dejetos. Diversos autores têm aplicado comparado e sugerido metodologias diferentes, como o uso de câmaras dinâmicas (FUKUMOTO et al., 2003; PAILLAT et al., 2005; THOMPSON et al., 2003) amostragem interna (MANIOS et al., 2007) câmaras estáticas (SZANTO et al., 2007; SOMMER et al., 2004) ou ainda, técnicas de dispersão micrometeorológicas, (LOKYER 1989). Entretanto, ainda não existe um consenso quanto àquelas que atendem os requisitos necessários para serem adotadas como “método padrão”.

No Brasil poucos trabalhos foram desenvolvidos visando a determinação da emissão de Gases de Efeito Estufa-GEE gerados nas edificações de produção de suínos e aves, e nos sistemas de armazenamento e tratamento dos dejetos de suínos. Entre os trabalhos realizados podem ser citados alguns estudos de emissão de gás carbônico em solos adubados com dejetos de suínos (GIACOMINI e AITA, 2008), e avaliações de potencial de redução de emissão através do uso de sistemas de tratamentos, tais como biodigestores (ANGONESE et al., 2007), estudo comparativo entre as emissões de gás carbônico e metano entre a compostagem e a esterqueira (SARDÁ et al., 2010). Sendo assim, é evidente a carência que existe no País de informações consistentes, sobre a real colaboração da produção intensiva de suínos e aves na emissão de GEE e também do potencial de mitigação da emissão destes gases, quando adotadas ações para tratamento via compostagem.

Nos últimos anos, a Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), em conjunto com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) têm vindo a desenvolver pesquisas relacionadas com estratégias tecnológicas e econômicas, de modo a diminuir as consequências da poluição ambiental proveniente da suinocultura existente no estado.

O presente trabalho fez parte de um projeto desenvolvido pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa, denominado como “Dinâmica de GEEs em sistemas de produção da agropecuária brasileira – projeto Pecos”.

Neste contexto, o objetivo desta pesquisa é apresentar o fluxo dos gases de efeito estufa ( $N-N_2O$ ,  $C-CH_4$  e  $C-CO_2$ ) e  $N-NH_3$  emitidos, e realizar o balanço de massa simulando os processos de compostagem em uso para tratamento dos dejetos suínos, difundidos no oeste catarinense.

## 1.1 OBJETIVOS

### 1.1.1 OBJETIVO GERAL

Estudar o desenvolvimento e a emissão de gases durante a fase de absorção do processo de compostagem com maravalha como substrato em leiras para o tratamento dos dejetos suínos.

### 1.1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar a eficiência do processo de compostagem com maravalha como substrato para o tratamento dos dejetos de suínos.
- Determinar as emissões dos gases de efeito estufa ( $N_2O$ ,  $CH_4$  e  $CO_2$ ) e amônia durante a fase de absorção do processo de compostagem.
- Determinar o balanço de massa pela comparação inicial e final das características físico-químicas da biomassa e a emissão de gases durante a fase de absorção do processo de compostagem.

## CAPÍTULO II

### 2 REVISÃO DA LITERATURA

#### 2.1 IMPORTÂNCIA SÓCIO ECONÔMICA DA SUINOCULTURA

A Suinocultura é a atividade tradicional da população rural Catarinense, introduzida no Vale do Itajaí, pelos imigrantes alemães e no Oeste Catarinense, pelos agricultores, de origem alemã e italiana, vindos do Rio Grande do Sul. No Oeste Catarinense a atividade ganhou impulso em virtude da abundância de milho, do parque industrial pioneiro e da sua adaptação à pequena propriedade rural.

A trajetória socioeconômica do Oeste Catarinense se revela direta e fortemente ligada à inserção da agricultura familiar no sistema de criação e processamento de carne suína (TALAMINI; KINPARA, 1994). A partir da década de 1940, com o processo de industrialização, houve um aumento considerável na quantidade de produtores de suínos (VOTTO, 1999). Desde então a tendência foi a concentração da produção em um menor número de produtores e em menor área geográfica para obter ganhos de escala e eficiência logística.

Hoje a importância da suinocultura para Santa Catarina consiste não só no grande contingente de produtores envolvidos, como também, no volume de empregos diretos e indiretos. Atualmente, além do estado ser o maior produtor de suínos do país, é também o maior produtor de reprodutores suínos (ACCS, 2010).

A região sul ocupa a primeira posição do país, com 18 milhões de cabeças em seu rebanho, o que corresponde a 46% do rebanho nacional. A maior contribuição é do estado de Santa Catarina que detém 43% da produção da região sul e 22% do total nacional (ANUALPEC, 2011).

No PIB Estadual a suinocultura é a primeira principal atividade, participando com 21,43 % do total (ICEPA, 2005); a atividade em 2005 empregava diretamente 65 mil e, indiretamente, mais de 140 mil pessoas.

No terceiro trimestre de 2011 o abate de suínos também atingiu recorde histórico com 9.065 milhões de cabeças, um aumento de 5,2% em relação ao trimestre imediatamente anterior e de 9,1% em relação ao 3º trimestre de 2010 (IBGE, 2011).

A região Sul respondeu por 66,5% de todo abate nacional de suínos no 3º trimestre de 2011. Santa Catarina, Paraná e Rio Grande do Sul abateram, respectivamente, 25,4%; 20,7% e 20,4% do total nacional.

Além disso, todos os estados das regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste apresentaram aumento no abate de suínos (IBGE, 2011).

Só no Brasil, segundo dados estatísticos do Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (MAPA), a produção de suínos cresceu 84% entre 1995 e 2005.

No mercado internacional o país corresponde ao quarto maior produtor de carne suína do mundo, ocupando o mesmo lugar no ranking de países exportadores de carne suína com 619 mil toneladas em 2010 (FILHO e NOVAIS, 2011).

## 2.2 PRODUÇÃO DE DEJETOS

### 2.2.1 Características físico-químicas e volume produzido

O volume de dejetos produzido diariamente por suíno e o teor de umidade é muito variado e está relacionado basicamente ao desenvolvimento corporal dos suínos, alimentação, consumo de água, volume de água incorporado ao dejetos através da higienização das baias e estação do ano (SILVA, 1973; ANDREADAKIS, 1992; OLIVEIRA, 1993).

Os dejetos de suínos são caracteristicamente constituídos por urina, fezes, resto de ração, pêlos, água da higienização e de vazamentos dos bebedouros. Nesse contexto, a caracterização pode apresentar variações significativas entre os diversos trabalhos realizados com esse objetivo.

Entre os fatores apontados que podem causar interferência na qualidade do dejetos, os principais são a qualidade de alimentos e o manejo hídrico da granja, assim, quanto mais rica em nutrientes for a alimentação, mais ricas serão as dejeções (OLIVEIRA, 1993).

A alimentação ocupa um papel de destaque na determinação das características dos dejetos suínos, pois alterações na digestibilidade e biodisponibilidade dos constituintes da ração afetam diretamente a composição da excreta (HENRY; DOURMAND, 1992). Além disso, Simioni et al. (2002), verificaram que dietas ricas em Cu e Zn refletiram em maiores concentrações desses cátions nos dejetos.

A maior parte dos nutrientes ingeridos pelos suínos adultos é eliminada nas dejeções. Em média, 80% da quantidade de nitrogênio, fósforo e potássio ingerida pelos animais adultos é eliminada, sendo a matéria orgânica dos alimentos assimilada em apenas 40% do total ingerido (OLIVEIRA, 1993).

Os dejetos suínos apresentam uma grande diluição, na maioria dos casos com teores de água próximos ou superiores a 95%, apresentando uma concentração de nutrientes variando entre 1,7% a 8%. Desta forma, pode-se considerar que o manejo hídrico da granja é o principal responsável pelas acentuadas variações analíticas dos dejetos, já que grande parte da água nas esterqueiras provém de vazamentos de bebedouros e limpeza das baias, além da água das chuvas (OLIVEIRA et al., 2006).

Os dados sobre a produção diária de dejetos suínos produzidas durante as fases de lactação, crescimento e terminação e as suas características químicas são apresentadas na Tabela 1.

**Tabela 1 - Produção diária de dejetos suínos nas diferentes fases produtivas.**

<b>Categoria</b>	<b>Esterco (kg/dia)</b>	<b>Esterco e urina (kg/dia)</b>	<b>Dejeto líquido (l/dia)</b>
Suínos 25 a 100kg	2,30	4,90	7,00
Porcas em gestação	3,60	11,00	16,00
Porca em lactação + leitegada	6,40	18,00	27,00
Cachaço	3,00	6,00	9,00
Leitões na creche	0,35	0,95	1,40
Média	2,35	5,80	8,60

Fonte: OLIVEIRA (1993)

Sinotti (2005) observou em seu trabalho que a maior quantidade de dejetos produzido entre as fases estudadas foi na creche seguida da recria. Além disso, o fator que determinou a variação na produção de dejetos entre as fases não foi o peso dos animais, mas o volume de água utilizado para higienização das instalações.

A Tabela 2 foi obtida em trabalho realizado por Silva (1996) na Embrapa Suínos e Aves em Santa Catarina durante o ano de 1995, e apresenta as características físico-químicas dos dejetos suínos.

**Tabela 2 - Características físico-químicas dos dejetos suínos.**

<b>Variáveis</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Média</b>
DQO (mg/l)	11.530	38.448	25,542
ST (mg/l)	12.697	49.432	22,399
SV (mg/l)	8.429	39.024	16.388
SF (mg/l)	4.268	10.408	6.010
Nitrogênio total (mg/l)	1.660	3.710	2.374
Fósforo total (mg/l)	320,0	1.180	577,8
Potássio total (mg/l)	260,0	1.140	535,7

Fonte: SILVA (1996).

Miranda e Santos (1999) avaliaram a situação dos dejetos suínos da região do Alto Uruguai Catarinense – AMAUC, e obtiveram os dados apresentados na Tabela 3.

**Tabela 3 - características físico-químicas dos dejetos suínos considerando várias amostragens.**

	<b>Amostra 1</b>	<b>Amostra 2</b>	<b>Amostra 3</b>	<b>Amostra 4</b>	<b>Amostra 5</b>
<b>Nutrientes</b>	<b>Kg/m<sup>3</sup> ou Kg/t de dejetos</b>				
Matéria Seca (%)	1,63	2,09	2,54	3,46	4,37
Nitrogênio (%)	1,29	1,91	2,21	2,52	3,13
Fósforo (%)	0,83	1,45	1,75	2,06	2,68
Potássio (%)	0,88	1,13	1,25	1,38	1,63
NPK	3,00	4,49	5,21	5,96	7,44

Fonte: adaptado de Miranda e Santos (1999).

Perdomo (1998) realizou avaliação da quantidade de matéria seca no dejetos líquido e não encontrou valores superiores a 8%, sendo os valores mais encontrados entre 4 e 6,5%.

Nos dejetos suínos, grande parte do nitrogênio encontra-se na forma amoniacal (mineral) e o teor de matéria seca é baixo; portanto, a imobilização desse nutriente tende ser a mínima. Nesse caso, a maior preocupação para melhor aproveitamento do nitrogênio deve ser voltada para reduzir as perdas de N-NH<sub>3</sub> por volatilização e N-NO<sub>3</sub> por lixiviação.

A carga poluidora produzida por suíno é obtida através do produto entre o volume de dejetos produzido diariamente por suíno e as características químicas analisadas (sólidos totais, DBO, DQO, N, P e etc.), expressa em g ou kg animal/dia.

O conhecimento da carga orgânica e de nutrientes pode orientar o produtor quanto a viabilidade agrônômica, econômica e ambiental da utilização dos dejetos como adubo orgânico do solo.

Cabe ainda destacar que o sistema de produção utilizado em cada granja é que define o grau de diluição dos dejetos e suas características físico-químicas.

### **2.2.2 Utilização dos dejetos suínos**

De modo geral, os dejetos suínos são fontes dos principais nutrientes como nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e de matéria orgânica (CHOUDHARY et al., 1996).

O resíduo animal, principalmente os dejetos, foram utilizados para manter a fertilidade do solo por muitos séculos. Os animais constituíam uma das poucas possibilidades à disposição dos agricultores pré-industriais para a gestão dos fluxos de nutrientes em agroecossistemas, pois a distribuição na terra dos dejetos animais permitia a reposição dos nutrientes para as plantas de forma prontamente disponível (KRAUSMANN, 2004). Entretanto, as condições atuais não são as mesmas da época dos pequenos rebanhos e da agricultura com baixa escala de produção.

Nos últimos anos, a produção intensiva de suínos, resultou em altas concentrações de animais em pequenas áreas, produzindo grandes quantidades de resíduos que excederam a capacidade de suporte dos solos.

Essa realidade é vista em regiões como oeste de Santa Catarina onde a concentração intensiva de suínos é elevada, e o sistema tradicional de manejo dos dejetos suínos é a esterqueira e lagoa onde os dejetos permanecem por determinado tempo para fermentação, para depois serem transportados com máquinas até as lavouras onde são aplicados na mesma área repetidas vezes, excedendo a capacidade do solo em reciclar a carga orgânica depositada.

Essa prática tem resultado em emissões de metano (TAMMINGA, 1992; LOPEZ-REAL e BAPTISTA, 1996), eutrofização das águas superficiais, contaminação da água e do solo por nitratos e impactos sobre a comunidade microbiana do solo ( RA et al., 2000; MATIAS, 2006).



### **2.2.3 Balanço de nutrientes**

O uso do biofertilizante gerado pela degradação biológica dos dejetos de suínos implica na integração da produção vegetal e animal. A capacidade de reciclar nutrientes nos sistemas de cultura define a quantidade de biofertilizante que pode ser usada e, caso essa seja a única opção de uso, passa a existir uma relação direta entre a área disponível para sua disposição e o número de animais que podem ser criados nessa área. O balanço de nutrientes (nitrogênio e fósforo) aproximado é um instrumento capaz de estimar os excedentes de nutrientes produzidos nas criações animais, levando em conta informações locais nesta determinação (BERTO, 2004). Da mesma forma, o procedimento permite nos sistemas de culturas, estimar a quantidade de nutrientes que podem ser reaproveitados.

O balanço de nutrientes consiste em se aplicar ao solo somente a quantidade retirada através das colheitas e das perdas ambientalmente aceitáveis ou agriculturalmente inevitáveis. Assim, a reciclagem passa a ser ambientalmente viável de forma socialmente aceitável.

## **2.3 IMPACTOS AMBIENTAIS OCASIONADOS PELOS DEJETOS SUÍNOS**

Os impactos ambientais da produção animal confinada, na qual a suinocultura é uma das atividades mais importantes, constituem-se num problema já constatado em diversas partes do mundo e servem para comprovar o comentário de Goodman e Redcliff (1991 apud MIRANDA 2005) quando dizem que nenhum outro tema demonstra de forma tão clara as dificuldades de gerenciar as contradições tanto do sistema alimentar quanto as do ambiental.

As principais manifestações de degradação ambiental são a contaminação de águas superficiais e subterrâneas, alterações das características físicas, químicas e biológicas do solo e a poluição atmosférica pela emissão de gases.

### **2.3.1 Contaminação dos recursos hídricos**

A contaminação dos recursos hídricos pode ocorrer de forma direta e indireta através do lançamento dos dejetos em corpos de água, ou através do escoamento superficial quando aplicado ao solo. Segundo Seganfredo (2002) a aplicação de dejetos em quantidades

excessivas ou continuamente numa mesma área pode causar a poluição das águas superficiais e sub-superficiais, devido ao acúmulo de nutrientes e sua posterior movimentação através da erosão e lixiviação.

Quando atingem os recursos hídricos os dejetos suínos podem provocar diversos danos, principalmente devido a alta demanda bioquímica de oxigênio. Assim podem causar uma rápida queda imediata e significativa nas concentrações de oxigênio, acarretando morte de peixes e outros organismos (BALDISSEIRA, 2002). Além disso, pode ocorrer a contaminação microbiana pela elevada quantidade de coliformes fecais e totais presente na água.

Os principais problemas ambientais associados aos dejetos suínos nos recursos hídricos são a alta carga orgânica e os nutrientes – N (nitrogênio) e P (fósforo) (GEBLER e PALHARES, 2008).

Para Oliveira et al. (2006) e Burton (1997) os problemas mais conhecidos relacionados a esses nutrientes quando aplicados ao solo são a lixiviação de N-nitrato para as camadas mais profundas e o escoamento superficial de fósforo para os corpos d'água.

Levantamentos realizados por Votto (1999) em rios enquadrados nas classes 1 e 2 da Resolução CONAMA nº 20 de 1986, do oeste e extremo oeste catarinense, onde a concentração suínica é elevada, apresentaram resultados que excedem, em grande parte deles, a concentração de coliformes totais permitida.

Outro problema é a possibilidade de contaminação do solo e da água devido à alta concentração de metais de transição como Zn e Cu, que os dejetos líquidos de suínos possuem (HSU e LO, 2000; L'HERROUX et al., 1997; GRÄBER et al., 2005; MATTIAS, 2006).

### **2.3.2 Acúmulo de nutrientes no solo**

A concepção de que os dejetos suínos poderiam ser utilizados em substituição aos fertilizantes químicos nas regiões onde existe grande concentração da produção, como forma de destinação desse resíduo, atualmente tem sido muito questionada devido a sua utilização excessiva. Além dos impactos causados nos recursos hídricos os dejetos suínos causam a poluição do solo.

Quando o dejetos é aplicado em grandes quantidades no solo ou durante vários anos podem ocorrer acúmulos de minerais devido a sua alta reatividade com os grupos funcionais da matéria orgânica e com argilominerais (DAI PRÁ et al., 2009) e sobrecarga da capacidade de filtração do solo. Além disso, a aplicação permanente do dejetos líquido excessivamente diluído ou a precipitação constante após sua aplicação,

acelera o carregamento dos nutrientes para as camadas mais profundas do solo (OLIVEIRA, 1993; CERETTA et al., 2003).

Os acúmulos de fósforo e de potássio no solo, pelo uso de grandes quantidades de dejetos suínos por períodos longos, podem causar desbalanços de nutrientes. O efeito do acúmulo excessivo de fósforo disponível no solo produz deficiência de zinco, o excesso de potássio pode causar deficiência de magnésio, e o acúmulo de potássio e sódio na forma trocável, pode causar desagregação e diminuir a estabilidade de estrutura do solo (SEGANFREDO, 2000).

Dortzbach (2009) avaliou a concentração de nutrientes em solo adubado com dejetos suínos por cinco anos através de avaliações na camada de 0-5 cm para os atributos físicos e quatro camadas de 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm em seis datas durante o ciclo do milho para os atributos químicos. Os resultados encontrados indicaram que as adubações orgânicas promoveram alterações na maioria dos atributos analisados com pequenas diferenças entre si quanto aos atributos físicos após cinco anos de aplicação no solo. As maiores diferenças foram observadas nos atributos químicos. O P e K apresentaram valores muito altos no solo inclusive em profundidade. Os resultados indicaram ocorrência de lixiviação de  $\text{NO}_3$  e concentração de Zn, Cu e Mn no solo, porém ainda não em níveis críticos.

Em relação aos metais pesados, para Matos & Sedyama, (1995) embora presentes nos dejetos suínos em baixas concentrações, devem ser também motivo de preocupação em razão de sua elevada toxicidade e das altas doses aplicadas no solo.

O acúmulo de metais pesados leva a uma reação intensa com os constituintes coloidais e biológicos na camada superficial do solo. O uso prolongado e ou excessivo de dejetos de suínos como adubo orgânico pode implicar no acúmulo de Cu e Zn no solo (SIMIONI, 2001; SEGANFREDO e BARONI JÚNIOR, 2004).

Quando os metais pesados são aplicados no solo existem algumas rotas possíveis para os mesmos, entre elas, absorção pelas plantas, pelas argilas, precipitação, formação de quelatos com a matéria orgânica, formação de complexos insolúveis de fósforo e solubilização. (EPSTEIN, 1997).

Cabe destacar que o principal fator para a solubilização dos metais pesados no solo não é a sua quantidade absoluta mas o pH do solo (OLIVEIRA, 2002). Em solos ácidos ocorre a solubilização dos metais que fica disponível às plantas, sendo que muitos dos metais pesados não são solúveis quando o pH é maior que 4,5 (EPSTEIN, 1997).

### 2.3.3 Emissões de gases de efeito estufa

Os gases responsáveis pelo efeito estufa são: dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), monóxido de carbono (CO), metano ( $\text{CH}_4$ ), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), óxido nítrico (NO) e ozônio ( $\text{O}_3$ ) (LIMA, 2000).

A produção animal contribui significativamente para a emissão de óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e metano ( $\text{CH}_4$ ). No caso dos sistemas de criação de suínos os principais gases emitidos, incluindo a fase produtiva dos animais e a geração, manejo e utilização dos dejetos, são  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  e o  $\text{N}_2$  (OLIVEIRA e HIGARASHI, 2006).

Petersen e Sommer (1999) observaram na Dinamarca, que cerca de 40% das emissões antropogênicas de  $\text{CH}_4$  ocorrem durante a coleta e armazenamento de dejetos animais e dejetos aplicados no solo, sendo que dentre esses estão os dejetos suínos.

Outro gás do efeito estufa emitido pelos sistemas de armazenamento de dejeções aniamais é o  $\text{N}_2\text{O}$  (PETERSEN e SOMMER, 1999). Globalmente, a porcentagem das emissões de  $\text{CH}_4$  e  $\text{N}_2\text{O}$  proveniente de estrume animal contribui com 5 a 6% para as emissões totais de  $\text{CH}_4$  (HOGAN et al., 1991.; ROTMANS et al., 1992) e 7% de  $\text{N}_2\text{O}$  (KHALIL e RASMUSSEN, 1992).

O relatório sobre desenvolvimento mundial de 2010 estima que a pecuária responda por 22% das emissões de dióxido de carbono (IPCC, 2007). A Agência de Proteção Ambiental Americana em 1994 (USEPA, 1994) relacionou 14% da emissão global de gás metano à produção animal. Além do metano, os gases de nitrogênio também apresentam alto potencial de aumento do efeito estufa.

As espécies emitidas podem variar quantitativamente e qualitativamente de acordo com o manejo adotado (IPCC, 2007).

As emissões de gás de efeito estufa (GEE) em edificações de produção animal e em sistemas de armazenamento de dejetos são pouco estudadas, sendo que grande parte dos trabalhos se concentra sobre as emissões de amônia ( $\text{NH}_3$ ). No Brasil existem poucos estudos de emissão de GEE nas produções de suínos e aves. Entre os poucos trabalhos existentes na área de suínos, podem ser citados alguns estudos de emissão de gás carbônico em solos adubados com dejetos de suínos (GIACOMINI e AITA, 2008) e comparativo de emissões de gás carbônico e metano por dejetos de suínos tratados por compostagem em escala piloto e armazenados em esterqueira (SARDÁ et al., 2010).

Existem dois aspectos distintos quanto à poluição do ar resultante da produção intensiva de suínos. Um enfatiza a produção de gases

tóxicos dentro das instalações, que podem promover o aparecimento de enfermidades no homem e no animal e o outro diz respeito aos fenômenos de poluição atmosférica através do crescimento da emissão de gases que contribuem para aumento do efeito estufa, oriundos, principalmente, dos processos anaeróbios dos sistemas de armazenamento ou tratamento dos dejetos.

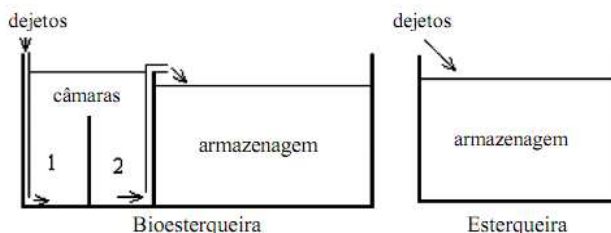
Os odores causados pelos sistemas de armazenamento e tratamento dos dejetos suínos também aumentam a poluição do ar e diminuem a qualidade de vida da população (KAO, 1993).

## 2.4 SISTEMAS DE ARMAZENAMENTO DOS DEJETOS SUÍNOS

Em Santa Catarina o levantamento agropecuário, LAC, realizado entre 2002 e 2003 identificou que a predominância do sistema de armazenagem de dejetos eram as esterqueiras, seguidas pelas bioesterqueiras (Figura 4) e lagoas (anaeróbicas, facultativas e aeróbicas); o uso de biodigestores e compostagem ainda era limitado (ICEPA, 2005).

Este fato demonstra que o manejo ambiental da suinocultura catarinense estava quase que integralmente baseado no aproveitamento dos dejetos como adubo, prática que provocou a degradação dos solos, das águas e do ar.

Atualmente a compostagem tem sido cada vez mais adotada como técnica de tratamento dos dejetos de suínos nas regiões onde existe elevada concentração de produção de suínos e área escassa para utilização dos dejetos como biofertilizante do solo. Além disso, essa técnica apresenta praticidade operacional, baixo custo e pequeno risco de poluição ambiental ao empregar o produto final como adubo orgânico.



**Figura 1 - Sistema de armazenamento dos dejetos suínos, bioesterqueira e esterqueira (BELLI et al., 2001).**

## 2.5 TRANSFORMAÇÕES DE COMPOSTOS DE NITROGÊNIO: CICLO DO NITROGÊNIO

O nitrogênio é um dos compostos essenciais à sobrevivência e crescimento de todos os organismos. Por ser um importante componente das biomoléculas, ele compõe a estrutura de ácidos nucleicos, vitaminas, aminoácidos, proteínas, pigmentos, entre outros componentes celulares. É capaz de assumir um grande número de estados de oxidação, podendo assim existir em muitos compostos (HAGOPIAN e RILLY, 1998).

As diferentes formas de nitrogênio circulam no meio ambiente através do ciclo do nitrogênio. Este ciclo é realizado por uma complexa combinação entre muitos microrganismos que catalisam diferentes reações, fazendo com que importantes etapas do ciclo só ocorrem graças a sua ação (ETCHEBEHERE, 2005).

Os organismos autotróficos utilizam carbono inorgânico como a única fonte de carbono, enquanto os microrganismos heterotróficos utilizam carbono orgânico. Além disso, entre as bactérias heterotróficas, existem diferentes grupos de microrganismos: bactérias aeróbias que crescem na presença estrita de oxigênio, bactérias anaeróbias que se desenvolvem sem oxigênio, e bactérias facultativas anaeróbias ou aeróbias que podem se desenvolver com ou sem oxigênio.

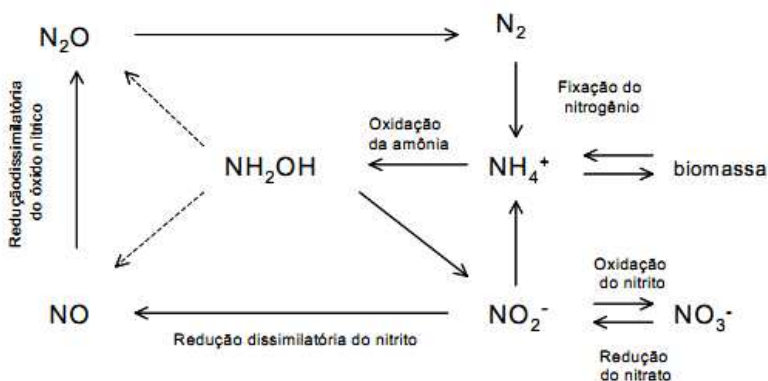
Bisaillon et al. (1984) distinguiram os diferentes grupos de microrganismos presentes no dejetos suíno armazenado em fossas. Segundo os autores esses microrganismos sofrem evolução diferente dependendo do sistema de tratamento utilizado já que pode haver diferentes difusões de oxigênio e presença de fonte de carbono.

O ciclo do nitrogênio é realizado por seis processos:

- Fixação de nitrogênio;
- Assimilação;
- Mineralização;
- Nitrificação;
- A redução assimilativa ou dissimilativa;
- Desnitrificação;

Na Figura 1 encontram-se representadas as conversões biológicas do nitrogênio, onde, inicialmente, o nitrogênio gasoso do ar é reduzido no solo ou na água a amônia por fixação bacteriana. A amônia assim formada, ou mesmo aquela produzida através da decomposição de compostos nitrogenados orgânicos, pode ser assimilada para síntese

celular ou oxidada a nitrato pela atividade de bactérias nitrificantes. A oxidação da amônia até nitrito possui a hidroxilamina como composto intermediário. O nitrato formado a partir do nitrito é convertido através do processo de desnitrificação a óxido nitroso e nitrogênio gasoso, sendo novamente liberado para atmosfera (BROCK e MANDIGAN, 1991).



**Figura 2 - Representação esquemática das reações envolvidas no ciclo do nitrogênio (Fonte: YE e THOMAS, 2001).**

É importante notar que todos os átomos de nitrogênio doadores vão passar de um estado de oxidação para outro de forma irregular e não seguirão necessariamente todo o ciclo de nitrogênio. Além disso, as transformações do nitrogênio na natureza não são apenas realizadas por microrganismos. O  $NH_3$  e o  $NO_2$  da decomposição microbiana de compostos de nitrogênio orgânico também podem ser os produtos de reações químicas com outros compostos orgânicos abióticos (MANCINELLI, 1992).

O nitrogênio também apresenta importância crucial como componente da biomassa; reações de conversão de nitrogênio também são importantes para seu acoplamento à produção de energia celular.

As principais etapas do ciclo do nitrogênio que acontecem durante o armazenamento e tratamento dos dejetos suínos são descritas em seguida.

### 2.5.1 Assimilação

É a transformação da matéria nitrogenada mineral ou orgânica inerte em matéria viva. O nitrogênio é assimilado durante o crescimento de todos os microrganismos (autotróficos e heterotróficos) de maneira simultânea à assimilação de carbono (KERMARREC, 1999).

Dependendo do organismo considerado, a assimilação é efetuada a partir de compostos variados, mas, a maioria dos microrganismos preferem a forma amoniacal do nitrogênio (CARTY e EPPLEY, 1972).

Esta fase importante do ciclo do nitrogênio é uma das mais complexas em razão da diversidade dos microrganismos que podem realizar esta assimilação. No entanto, três principais reações podem produzir compostos nitrogenados orgânicos a partir da amônia:

- Síntese de ácido glutâmico;
- Síntese de glutamina;
- Síntese de carbamoil-fosfato.

Estes compostos, portanto, antecedem a síntese de aminoácidos necessários para o crescimento e multiplicação de organismos microbianos.

Apesar da assimilação de nitrogênio poder acontecer em condições aeróbias e anaeróbias, ela é muito mais importante em aerobiose.

O desenvolvimento de microrganismos e a produção de matéria viva necessitam, em qualquer caso, de um aporte de energia. Esta energia pode ser obtida por várias reações químicas como oxidação da matéria orgânica, metanogênese, nitrificação e desnitrificação.

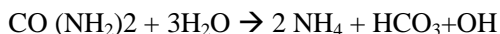
Finalmente, o crescimento de organismos bacterianos também requer a presença de minerais essenciais, alguns em quantidades muito pequenas. Estes compostos incluem fósforo, cálcio, potássio, magnésio enxofre e ferro (KERMARREC 1999).

### 2.5.2 Mineralização

A mineralização é o processo de transformação de compostos orgânicos em compostos minerais, processo que resulta em reações catabólicas de bactérias heterotróficas e permite fornecer a energia para o crescimento bacteriano. Este processo pode converter nitrogênio orgânico em amônio ( $\text{NH}_4$ ) e por equilíbrio em amônia ( $\text{NH}_3$ ): isso é chamado amonificação. A amonificação é realizada por muitas plantas, animais e microrganismos.



Como parte da criação de suínos, a amônia é gerada principalmente devido à degradação da uréia e de outros compostos nitrogenados presentes na urina (KERMARREC, 1999). A Hidrólise da uréia é um processo microbiano controlado por uma enzima chamada urease, empregada em meio aquoso na formação de íons de amônio e de íons carbonatos de hidrogênio (GUINGAND, 1996):



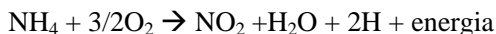
Esta degradação se inicia quando ocorre o contato da urina com as fezes contendo uréase. No caso dos dejetos, toda a uréia é hidrolisada em amônio, em menos de um dia após a excreção (ZHANG et al., 1994).

Por outro lado, a cinética de degradação de outros compostos de nitrogênio orgânicos é menos conhecida. Na verdade, poucos estudos têm sido feitos sobre a mineralização do nitrogênio orgânico em adubo de suínos. A formação de amônio é obtida pela desaminação oxidativa redutora. A taxa de mineralização e a quantidade de amônia produzida dependerá da natureza e da complexidade de compostos de nitrogênio orgânicos no meio ambiente. As proteínas, compostos complexos, devem passar por várias transformações antes de chegar ao estágio ácido amino e amônio. A amonificação é, neste caso, relativamente lenta. Essas atividades catabólicas são favorecidas em altas temperaturas (KERMARREC 1999).

### 2.5.3 Nitrificação

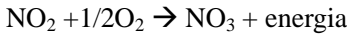
A nitrificação é um processo autotrófico, isto é, a energia para crescimento bacteriano é derivada da oxidação de compostos inorgânicos de nitrogênio, principalmente íon amônio ( $\text{NH}_4$ ), nitrito ( $\text{NO}_2$ ) e nitrato ( $\text{NO}_3$ ), usando dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) como fonte de carbono inorgânico para síntese de novas células (METCALF e EDDY, 1991). A reação requer a mediação de bactérias específicas e se realiza em dois passos sequenciais:

Nitritação – etapa em que ocorre a oxidação da amônia até nitrito, através da ação bioquímica dos microrganismos oxidadores de amônio, ou microrganismos nitrificantes.



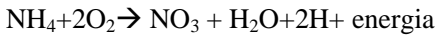
Esta oxidação envolve vários intermediários. O primeiro é a hidroxilamina -  $\text{NH}_2\text{OH}$ , (Wood 1986), que é rapidamente oxidada em várias etapas em compostos intermediários (FIRESTONE et al., 1980).

Nitratação – etapa em que ocorre a oxidação de nitrito até nitrato. Esta etapa é mediada por microrganismos oxidadores de nitrito, sendo os mais abundantes as bactérias do gênero *Nitrobacter*.

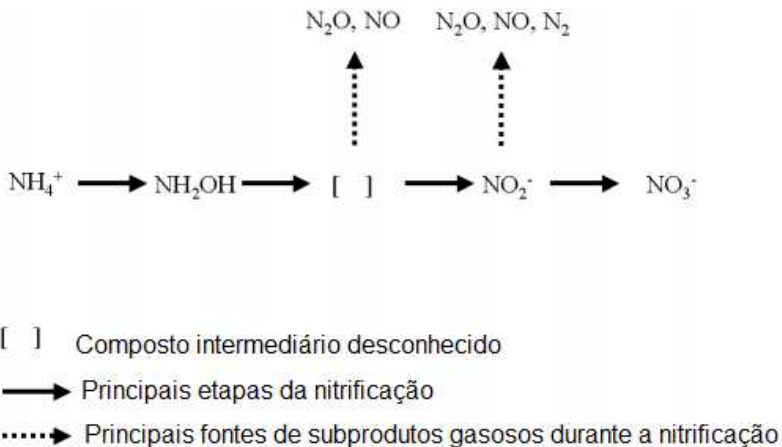


Os organismos envolvidos na segunda etapa do processo são capazes de crescer de modo autotrófico, mas às vezes também de modo heterotrófico (KERMARRECK, 1999), por assimilação de compostos orgânicos.

Considerando o fenômeno como um todo, a passagem do nitrato de amônio pode ser escrita como (SHARMA e AHLERT, 1977):



As principais etapas da nitrificação são apresentadas na Figura 2.



**Figura 3 - Principais etapas do processo de nitrificação e subprodutos formados, adaptado de Kermarrec (1999).**

Os microrganismos nitrificantes oxidam compostos inorgânicos, como o amônio e o nitrito para a obtenção de energia e utilizam o  $\text{CO}_2$  como fonte de carbono (SCHMIDELL & SPILLER, 2005). Madigan et

al. (1996) consideram que organismos autotróficos são capazes de obter todo o carbono que necessitam de fontes inorgânicas. Por outro lado, há registros de que o processo de nitrificação também possa ocorrer pela ação de bactérias heterotróficas que utilizam o carbono orgânico e oxidam a amônia a nitrato, como *Arlhrobacer* e *Thiosfera Pantotropha* (FERRETTI, 2005).

Os organismos que realizam a nitrificação estão agrupados na família nitrobacteriace que compreendem bactérias Gram-negativas categorizadas por sua forma, tamanho, arranjo da membrana citoplasmática, relação de bases de DNA e capacidade metabólica (BOCK et al., 1991; MADIGAN et al., 1996).

Suzuki et al. (1974), Bock et al. (1991) e Schimidt et al. (2003) relataram a possibilidade de que amônia ( $\text{NH}_3$ ) e não o íon amônio ( $\text{NH}_4$ ) seja o substrato para o processo de oxidação.

Segundo relato de Bock et al. (1991), a enzima oxidante do nitrogênio amoniacal está localizada na membrana citoplasmática, que é altamente permeável à amônia ( $\text{NH}_3$ ), mas não ao amônio ( $\text{NH}_4$ ), justificando o fato da amônia ser usada como substrato.

Estudos têm mostrado que co-produtos como o  $\text{N}_2\text{O}$ , (MILLER et al., 1993), NO (REMDE e CONRAD, 1990) e  $\text{N}_2$  (POTH, 1986) poderiam ser produzidos durante a nitrificação. Estudos com nitrogênio marcado  $^{15}\text{N}$ , mostraram que o  $\text{N}_2\text{O}$  é produzido por redução principalmente de  $\text{NO}_2$  em  $\text{NO}_3$ .

O desenvolvimento microbiano é normalmente em função do carbono e da energia disponível em um meio. A temperatura, a umidade, o pH, e as interações entre estes fatores regulam a atividade de nitrificação.

O pH ótimo para a nitrificação está na faixa de 7,2 a 9,0 (METCALF e EDDY, 1991). Segundo Surampalli et al. (1997), em valores de pH abaixo de 7 ou acima de 9 a velocidade de nitrificação é menor que 50%. O pH influencia a maior concentração da amônia na forma ionizada (amônio  $\text{NH}_4$ ) ou na forma não ionizada (amônia livre  $\text{NH}_3$ ), sendo que a amônia livre inibe as bactérias oxidantes de amônia.

A oxidação de N-amoniacal diminui a alcalinidade. Barnes e Bliss (1983) observaram um consumo maior de oxigênio e alcalinidade na primeira fase da nitrificação, ou seja, na fase de nitratação. A energia liberada nessas reações é usada pelos organismos nitrificantes para a síntese a partir das fontes de carbono inorgânico como dióxido de carbono, bicarbonato e carbonato.

Existe uma correlação entre a redução da concentração de oxigênio e a produção de  $\text{N}_2\text{O}$  e NO. A Produção de  $\text{N}_2\text{O}$  aumenta com

a diminuição da concentração de oxigênio (OTTE et al., 1996) e em locais onde a umidade é alta, a alta densidade do meio limita a difusão de oxigênio fornecido pelo ar. Esta zona úmida de baixa pressão de oxigênio parece favorecer a produção de  $N_2O$  durante a fase de nitrificação (KERMARREC, 1999).

Isto permite compensar a falta de oxigênio e evitar o acúmulo de nitrito tóxico. Parte da hidroxilamina também poderia ser convertida diretamente em  $N_2O$ , especialmente quando as concentrações de hidroxilamina são elevadas (KERMARREC, 1999). Além disso, parece que algumas bactérias nitratantes também são capazes de realizar a desnitrificação (KERMARREC, 1999).

#### **2.5.4 Redução assimilativa de nitrato em amônio**

A redução assimilatória do nitrato leva à formação do íon amônio, que será utilizado para a biossíntese celular. Este processo ocorre sob condições aeróbias e anaeróbias, não resultando em rendimento energético, e o produto, íon amônio, não é excretado para o meio. A quantidade de nitrogênio reduzido é proporcional aos requerimentos celulares para a produção de biomassa. Quando existe grande concentração do íon amônio, o processo é inibido ou torna-se insignificante (KERMARREC, 1999).

#### **2.5.5 Redução dissimilatória do nitrato em amônio**

A redução dessimilatória do nitrato a íon amônio (RDNA) ocorre sob condições de oxigênio limitante e serve para dissipar o excesso de potencial redutor ou gerar amônia para assimilação e crescimento celular anaeróbio, permitindo assim obter energia necessária para a síntese da matéria viva (YE e THOMAS, 2001). Esse processo é regulado pelo oxigênio, mas não é afetado pelo íon amônio e o nitrogênio reduzido não é utilizado pela célula, e tem sido verificado em bactérias de metabolismo fermentativo (PRATES, 1997).

A redução dissimilatória de amônio deve ser a via preferencial de redução de nitratos, em meio rico em substratos de carbono e limitados em nitritos, pois esse processo conduz a uma redução mais completa (KERMARREC, 1999). A liberação de  $N_2O$  está associada com a redução dissimilatória de nitrato em amônio (KERMARREC, 1999). No entanto, a liberação observada parece muito menor do que a obtida durante a desnitrificação (KERMARREC, 1999).

### 2.5.6 Desnitrificação

O processo de desnitrificação pode ser realizado por várias bactérias quimiorganotróficas, litoautotróficas e fototróficas e por alguns fungos (SCHMIDT et al., 2003). As bactérias desnitrificantes são hetetróficas e estão presentes em todos os ambientes biológicos. Entre essas bactérias estão os gêneros *Pseudomonas*, *Alcoligemes*, e *Bacillus* e são os mais representativos.

A desnitrificação é o processo de redução dos nitratos ( $\text{NO}_3$ ) ou nitritos ( $\text{NO}_2$ ) em nitrogênio gasoso ( $\text{N}_2$ ) e ou óxidos de nitrogênio ( $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{NO}$ ). As bactérias aeróbias em meio anóxico utilizam  $\text{NO}_3$  ou  $\text{NO}_2$  como acceptor de elétrons. Conforme o tipo ou grupo de bactérias são observados dois tipos principais de desnitrificação:

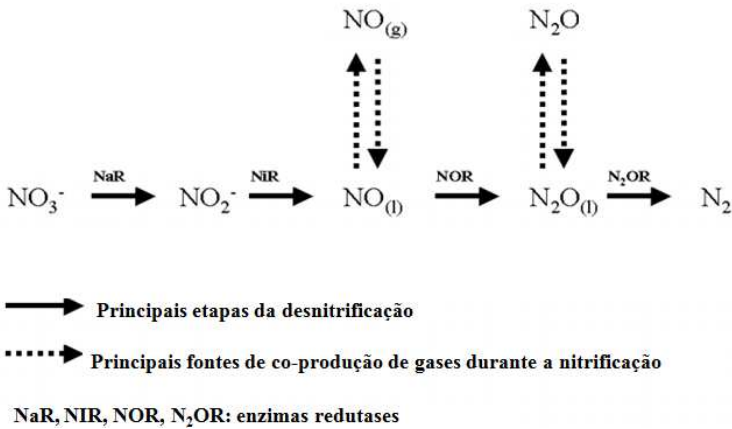
- *desnitrificação autotrófica*: certas bactérias autotróficas são capazes de satisfazer suas necessidades energéticas, utilizando compostos minerais (enxofre ou hidrogênio), (BOCK et al., 1995; KESTER et al., 1996; LUBINA et al., 1996) como doadores de elétrons na respiração de nitrato, conforme:



A redução de nitrato a nitrogênio molecular envolve vários intermediários (YE et al., 1994).

- *desnitrificação heterotrófica*: sob condições anaeróbias o amônio é oxidado e então convertido por bactérias heterotróficas em nitrogênio gasoso. Neste processo, conhecido como desnitrificação heterotrófica, a matéria orgânica carbonácea biodegradável é utilizada como doador de elétrons.

Cada uma delas é reduzida por uma enzima específica (Figura 3). Algumas bactérias desnitrificantes possuem as quatro enzimas redutases e são capazes de reduzir nitratos a nitrogênio molecular (KERMARREC, 1999). Por outro lado, outras bactérias têm apenas uma enzima e, portanto, não realizam algumas dessas reduções (KERMARREC, 1999). Uma exceção de poucos microrganismos desnitrificantes são anaeróbios facultativos, preferindo usar  $\text{O}_2$  como acceptor final de elétrons, e apenas secundariamente nitratos ou nitritos na ausência de oxigênio, a fim de se adaptar a essa restrição.



**Figura 4 - Principais etapas do processo de desnitrificação, adaptado de Kermarrec (1999).**

## 2.6 TRANSFORMAÇÕES DE COMPOSTOS DE CARBONO

O carbono está presente na maioria das substâncias que compõem as células. O ciclo do carbono é dividido em duas etapas. A fase de regeneração corresponde às etapas de decomposição de substâncias carbonadas pela atuação dos microrganismos. Assim, os microrganismos utilizam componentes de resíduos como substratos para a energia e também como recurso de carbono na síntese de novas células. A energia é fornecida para as células microbianas pela oxidação de compostos orgânicos. O produto final é o  $\text{CO}_2$ , o qual é liberado para a atmosfera (WRAGE, 2001).

Alguns microrganismos podem utilizar o carbono inorgânico existente no meio ambiente na forma de carbonatos ou de  $\text{CO}_2$  como única fonte de carbono; neste caso são chamados de autotróficos. Os microrganismos que obrigatoriamente requerem uma fonte orgânica de carbono são denominados heterotróficos.

A versatilidade bacteriana quanto à utilização de diferentes fontes de carbono orgânico é muito grande, pois, desde moléculas pequenas, constituídas por apenas dois átomos de carbono, até moléculas grandes e complexas, como hidrocarbonetos podem ser degradadas (TRABULSI, 1999). Dois ciclos biogeoquímicos desempenham importante papel na remoção da matéria orgânica: o aeróbio e o anaeróbio.

Em ambiente aeróbio são encontrados diversos gêneros de bactérias que utilizam oxigênio como aceptor final de elétrons para realizar a decomposição da matéria orgânica. Em ambiente anaeróbio, no qual o oxigênio não está presente, é o metabolismo microbiano que promove o rearranjo dos elétrons da molécula. Os organismos anaeróbios têm baixa produção de biomassa; baixo requisito de nutrientes; além de não demandar introdução de energia ao sistema, devido ao fato de no processo não haver necessidade de introduzir oxigênio no meio através de aeração (SANTOS, 2004).

## 2.7 PROCESSO DE COMPOSTAGEM

### 2.7.1 Conceito e aspectos gerais

No processo de compostagem os componentes orgânicos biodegradáveis passam por etapas sucessivas de transformação sob ação de diversos grupos de microrganismos, resultando em um processo biogeoquímico altamente complexo (FERNANDES, 1999).

A compostagem é conceituada por Mustin (1987) como a decomposição biológica da matéria orgânica sob condições controladas aeróbicas. Em contraste, a fermentação é a decomposição anaeróbica da matéria orgânica. Muitos fatores afetam o processo de compostagem e estão todos inter-relacionados nesse processo ecológico complexo.

No processo de compostagem a ação microbiológica é intensa e transforma os materiais orgânicos por completo, alterando suas características físicas e químicas. Vários fatores importantes afetam a população microbiológica, tais como oxigênio, umidade, temperatura, nutrientes e pH (EPSTEIN, 1997).

Por causa da natureza complexa da matéria orgânica e muitos compostos orgânicos, naturais e xenobióticos, muitos micróbios e outros organismos estão envolvidos no processo de decomposição.

A população microbiana durante a compostagem afeta seu próprio destino através da produção de calor, que por sua vez afeta as populações microbianas.

Os principais fatores que afetam a decomposição de matéria orgânica por microrganismos são oxigênio e umidade. Outros fatores importantes que poderiam limitar o processo de compostagem são nutrientes e pH. Os microrganismos exigem os mesmos micronutrientes como as plantas e competem por micronutrientes disponíveis (STEVENSON, 1991).

Durante o processo o oxigênio é consumido e CO<sub>2</sub> e água são liberados. Além de CO<sub>2</sub>, amônia e outros compostos voláteis são emitidos para a atmosfera. No entanto, em comparação com o CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O, estes representam quantidades muito pequenas, Epstein (1997) representaram o processo de compostagem aeróbia na seguinte equação química:



A intensidade da atividade dos microrganismos decompositores nos processos de compostagem está estritamente relacionada à diversificação e a concentração de nutrientes. Os principais nutrientes encontrados nos resíduos vegetais e animais estão na forma orgânica e são decompostos em diferentes estágios com diferentes intensidades e por diferentes populações de microrganismos, que secretam enzimas e digerem o seu alimento fora da célula (KIEHL, 1985).

Epstein (1997) indicou que a decomposição dos resíduos vegetais é influenciada pelo substrato. Segundo esse autor, os fatores mais importantes são: (1) a natureza da matéria-prima, especialmente a proporção de compostos nitrogenados para os compostos de carbono; (2) temperatura e decomposição; e (3) a população microbiana do composto. Os dois últimos fatores são muito interativos.

A temperatura é o parâmetro mais influente (STEGGER et al., 2007), embora algumas outras condições também favoreçam a presença de microrganismos com capacidades metabólicas específicas (RYCKEBOER et al., 2003;). Com o aumento das temperaturas, o crescimento de organismos acelera. (EPSTEIN, 1997).

Portanto, a caracterização de comunidades microbianas ao longo do processo pode fornecer informações valiosas sobre a evolução do processo, a taxa de biodegradação e, finalmente, a maturidade do produto (HERRMANN e SHANN, 1997; RYCKEBOER et al., 2003). Atividade microbiana é alcançada através da ação das enzimas que são responsáveis pela hidrólise de macromoléculas complexas que constituem os resíduos orgânicos. Como consequência dessa atividade simples, compostos solúveis em água que suportam o crescimento microbiano são liberados, favorecendo a continuidade do processo. Além disso, à medida em que essa atividade enzimática é produzida dá informações sobre a taxa de decomposição da matéria orgânica e, portanto, sobre a estabilidade do produto (MONDINI et al., 2004).



Primeiramente ocorre a expansão das colônias de microrganismos mesófilos a intensificação da ação de decomposição, a liberação de calor e a rápida elevação da temperatura (INÁCIO e MILLER, 2009). Posteriormente ocorre a degradação de substâncias orgânicas mais resistentes por microrganismos mesófilos, redução da atividade microbiana e conseqüente queda da temperatura das leiras e perda de umidade (EPSTEIN, 1997). Na sequência os fungos e actinomicetos têm papel igualmente relevante. Quando então ocorre a maturação do composto com grande formação de substâncias húmicas, a atividade biológica é baixa e o composto perde a capacidade de auto-aquecimento. A decomposição acontece a taxas muito baixas e prosseguirá quando o composto orgânico for aplicado ao solo, liberando nutrientes (POULSEN, 2003).

A temperatura, o oxigênio e a natureza dos substratos orgânicos são as principais forças motrizes em relação à dinâmica microbiana (STEGER et al., 2005; TIQUIA, 2005).

O nitrogênio pode limitar a atividade microbiana e a taxa de decomposição da matéria orgânica. Para Epstein (1997) as diferentes matérias primas como fontes de N apresentam efeitos diferentes sobre as bactérias, como por exemplo, a redução da população de bactérias mesófilas, e aumentos nas populações termofílicas.

### **2.7.2 Bactérias**

As bactérias são organismos unicelulares procariotos ou formam simples associações de células similares, sua manipulação é feita, normalmente, por divisão primária simples (DEVENS, 1995).

Bactérias absorvem P, N, Mn, Fe, Zn, Cu e outros elementos de substâncias orgânicas, podendo ainda o N ser retirado da atmosfera (DEVENS, 1995).

Como todos os processos de crescimento dependem de reações químicas e essas reações são influenciadas pela temperatura, então o crescimento bacteriano pode ser profundamente afetado por esta condição. Além disso, para Devens (1995) as características mais marcantes das bactérias para o processo de compostagem são: as exigências nutritivas, as condições físicas necessárias ao crescimento e a reprodução.

As bactérias formam o grupo mais ativo no processo inicial da compostagem e em toda fase termofílica. No início da decomposição dos resíduos orgânicos, predominam bactérias, que são responsáveis

pela quebra inicial da matéria orgânica, promovendo a liberação de calor na massa em compostagem.

Para que ocorra a digestão, os microrganismos liberam enzimas hidrolíticas, que retiram porções da matéria orgânica na forma solúvel e de baixo peso molecular, assim é necessária a presença de oxigênio para que a matéria orgânica já absorvida seja metabolizada (KIEHL, 2004).

Os microrganismos envolvidos no processo de compostagem são produtores de ácidos, que degradam as proteínas, os amidos e os açúcares (TUOMELA et al., 2000). Com o aumento da temperatura, devido à liberação de calor, ocorre a morte de microrganismos mesófilos (25 a 45°C), havendo a multiplicação de actinomicetos, bactérias e fungos termófilos (+45°C) (PEIXOTO, 1988). As bactérias degradam os lipídeos e frações de hemicelulose, enquanto que a celulose e a lignina são decompostas pelos actinomicetos e fungos (KIEHL, 1985).

Os actinomicetos constituem uma classe de microrganismos muito heterogênea. São do grupo de bactérias corineformes; este grupo é formado pela família Propionibacteriaceae e pela ordem Actinomycetales (DEVENS, 1995). São bactérias que apresentam algumas características de fungos. Reproduzem-se em ambientes com poucos nutrientes, baixa quantidade de água e elevadas temperaturas e decompõem materiais que os outros microrganismos não conseguiram degradar (HASSEN et al., 2001).

Os gêneros de actinomicetos que já foram isolados de compostagem termofílica incluem *Nocardia*, *Streptomyces*, *Thermoactinomyces* e *Micromonospora* (TUOMELA et al., 2000).

Segundo Tuomela et al., (2000) embora não apresentem elevada capacidade de degradar a celulose e lignina como os fungos, os actinomicetos são importantes agentes de degradação da lignocelulose durante os picos de aquecimento.

Taiwo e Oso (2004) indicaram a presença de *Streptomyces* sp., *Actinomyces* sp. e *Steptosporangium* no processo de compostagem, mas durante o estágio termofílico apenas o último gênero foi encontrado.

Os microrganismos pertencentes a ordem Actinomycetales são caracterizados por serem filamentosos e ramificados. O crescimento celular ramificado (micélio), juntamente com os métodos especializados de esporulação relacionam esses germes com os fungos.

Eles aparecem durante a fase termofílica, bem como na fase de resfriamento e maturação da compostagem, e podem ocasionalmente, tornar-se tão numerosos que são visíveis na superfície do composto, são importantes na degradação de substratos orgânicos relativamente

complexos. Como a lignina, a qual é a sua principal atividade metabólica em altos níveis de nitrogênio.

### 2.7.3 Fungos

Os fungos são organismos heterotróficos, que obtém sua alimentação a partir da matéria orgânica inanimada ou nutrindo-se como parasitas e hospedeiros vivos.

Como saprófitas decompõem resíduos complexos de plantas e animais, transformando-os em formas químicas mais simples, que retornam ao solo (DEVENS, 1995). Esses microrganismos são eucarióticos quimiorganotróficos. Reproduzem-se naturalmente por meio de esporos, com poucas exceções. Os fungos não têm clorofila, são filamentosos em geral e comumente ramificados.

Segundo DEVENS (1995), fisiologicamente os fungos adaptam-se a sobrecargas mais severas do que a maioria dos microrganismos.

Os fungos envolvidos nos processos de compostagem, em sua grande maioria mesófilos, crescem melhor quando a umidade na leira é menor, na fase mais avançada do processo (INÁCIO e MILLER, 2009).

Os fungos podem crescer em umidades relativas (UR) abaixo de 100%, enquanto que as bactérias crescem melhor em 100% de UR (EPSTEIN 1997). Com base em medições indiretas da atividade microbiana usando O<sub>2</sub> ou respiração CO<sub>2</sub>, constatou-se que a atividade microbiana começa a diminuir com umidade de cerca de 40% (EPSTEIN 1997).

Os principais degradadores de lignina na natureza são os fungos da podridão-branca. Existem milhares de espécies de fungos da podridão branca, a maioria deles Basidiomycotina, além de poucos Ascomycotina que podem causar a podridão branca. A degradação de lignina por fungos de podridão-branca é mais rápida do que quaisquer outros organismos, sendo os responsáveis pela maior parte da decomposição da lignina na natureza (TUOMELA et al., 2000). Eles podem causar deslignificação seletiva ou não seletiva da madeira. Na deslignificação seletiva, a lignina é removida sem nenhuma perda acentuada de celulose, e na deslignificação não seletiva todos os principais componentes da parede celular são degradados (TUOMELA et al., 2000). Apesar de alguns fungos de podridão-branca sempre ataquem a madeira em um modo seletivo ou não seletivo, existem fungos que são capazes de ambas as formas de degradação (TUOMELA et al., 2000). Dentre os fungos mais estudados da podridão-branca estão: *Phanerochaete chrysosporium* e *Phlebia radiata*, que degradam a lignina

seletivamente, e *Trametes versicolor*, que degrada a lignina não seletivamente (SÁNCHEZ, 2009).

Para Sánchez (2009) eles degradam a lignina por meio de enzimas oxidativas. Devido à natureza e tamanho da molécula de lignina as enzimas responsáveis pelo ataque inicial devem ser extracelulares e inespecíficas. As enzimas extracelulares mais estudadas de fungos de podridão-branca são lignina peroxidases e manganês peroxidases lacase. Diferentes fungos de podridão branca produzem diferentes combinações de enzimas (SÁNCHEZ, 2009).

Já os fungos da podridão parda degradam extensivamente a celulose e hemicelulose, mas a degradação de lignina é limitada. Este fungo é o responsável apenas pela modificação da lignina, enquanto que as bactérias actinomicetos degradam a lignina. Eles têm preferência por substratos com pH ácido, porém também apresentam atividade em pH levemente alcalino (SÁNCHEZ, 2009).

A temperatura é um dos fatores mais importantes que afetam os fungos. Outros fatores importantes são as fontes de carbono e nitrogênio e o pH. Um bom nível de nitrogênio é necessário para o crescimento de fungos, embora alguns fungos, principalmente fungos apodrecedores de madeira, crescem em baixos níveis de nitrogênio. As temperaturas devem ser entre 5°C e 40°C, nos processos de compostagem são eficientes na faixa termofílica, com temperaturas próximas a 30°C degradam compostos carbonáceos, como celulose, hemicelulose e lignina (TUOMELA ET AL., 2000).

Segundo Tuomela (2000) à medida que os fungos e as bactérias digerem a matéria orgânica liberam ácidos que se acumulam e acidificam o meio. Este abaixamento do pH favorece o crescimento de fungos e a decomposição da celulose.

Durante a maturação, os fungos e, principalmente, os actinomicetos tornam-se o grupo mais dominante, dando continuidade à degradação de substâncias mais resistentes, como a celulose e lignina. Nessa fase, ocorrerão complexas reações enzimáticas, levando à produção de húmus, por meio, principalmente, da condensação entre lignina e proteínas (PEREIRA NETO, 1992).

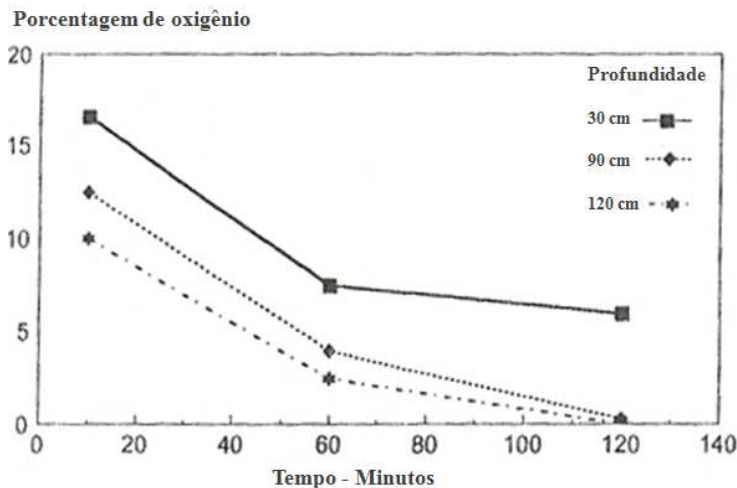
## **2.7.4 Principais variáveis de controle do processo**

### **2.7.4.1 Oxigênio e aeração**

O oxigênio é essencial para a atividade microbiana na compostagem, pois é um processo aeróbio. Três métodos principais de

aeração fornecem  $O_2$  durante a compostagem: revolvimento físico da massa, fluxo de ar por convecção e aeração mecânica.

Vários estudos têm mostrado que a concentração de oxigênio se esgota nas partes mais baixas da leira em muito pouco tempo depois do revolvimento, como visto na Figura 6.



**Figura 5 - Consumo de oxigênio após realização de revolvimento em leira de restos de poda, adaptado de Epstein (1997).**

Epstein (1997) descobriu que o consumo de oxigênio foi maior em umidade de 56% do que em 85%. O maior consumo de  $O_2$  no menor teor de umidade é provavelmente o resultado de maior atividade microbiana.

As mudanças na concentração de oxigênio são resultado da interação de três fatores:  $O_2$  consumido pelos microorganismos,  $O_2$  repostado pela movimentação de ar (convecção) e por fim, pela troca de gases (difusão). Se a concentração de  $O_2$  se reduz, isso indica que seu consumo é maior do que a taxa de reposição por condução ou convecção, sendo o oposto também verdadeiro (EPSTEIN 1997).

O espaço poroso permite que o ar se difunda através do meio e forneça oxigênio para os microrganismos. Para que o processo ocorra idealmente, é importante buscar-se o equilíbrio água-ar, o que é obtido mantendo-se o material em processamento com um teor de umidade da ordem de 55%. Umidades superiores a 60% levam à anaerobiose e

inferiores a 40%, reduzem significativamente a atividade biológica (BIDONE e POVINELLI, 1999). Segundo Kiehl (1998), com umidade abaixo de 40%, a decomposição será aeróbia, mas lenta, predominando a ação de fungos, pois as bactérias estarão pouco ativas.

A aeração é o principal mecanismo para aumentar a velocidade de decomposição do material orgânico. Além disso, evita os altos valores de temperatura e diminui a produção de odores durante o processo de decomposição (GOULART, 1997; PEREIRA NETO, 1989; KIEHL, 1985). Se o teor de oxigênio baixar demasiadamente os microrganismos aeróbicos morrerão e serão substituídos pelos anaeróbicos, os quais decompõem a matéria orgânica com mais lentidão e produzem maus odores, atraindo vetores biológicos como moscas e ratos (VILLANI, 1993; BRADY, 1989). A aeração é essencial também para a geração de calor metabólico dos microrganismos aeróbios, já que o fornecimento de  $O_2$  promove retirada do  $CO_2$  produzido. No entanto, um suprimento excessivo de ar pode fazer com que a perda de calor seja mais intensa do que a produção de calor microbiana (KIEHL, 1985).

A dificuldade em se medir o  $O_2$  na pilha faz com que o controle se realize pela avaliação da temperatura, da umidade e do tempo de revolvimento. Externamente, a pilha contém 18 a 20% de  $O_2$ , próximo a atmosfera; no interior da pilha o oxigênio vai baixando, até que em profundidades maiores que 0,60m, reduz-se 0,5 a 2%, na base e no centro da pilha, respectivamente Bidone (1996); Bidone e Povinelli (1999) em compostagem com resíduos sólidos consideram ideal, na etapa termofílica, a concentração de  $O_2$  de 5%, tendo encontrado 0,5% sem verificarem sintomas de anaerobiose.

Na primeira etapa de compostagem segundo Sharma et al. (1997) a necessidade de suprimento de oxigênio para dar início ao processo é cerca de 5-15% de oxigênio. Por outro lado, na última etapa prefere-se as condições menos oxidativas, onde a atividade biológica é inferior e a temperatura é reduzida; conseqüentemente a quantidade de oxigênio cai para 5%.

O oxigênio e a aeração nos processos de compostagem estão relacionados como mencionado acima e afetam diretamente a emissão de gases, conforme observado por Fukumoto et al. (2003), Hobson et al. (2005), Manios et al. (2007), Szanto et al. (2007) e Park et al. (2011).

Park et al. (2011) estudaram os fluxos de metano e óxido nítrico durante a compostagem para tratamento dos dejetos suínos utilizando três sistemas de aeração: aeração forçada, revolvimento e malha de aeração, por 85 dias para sugerir estratégias de mitigação das emissões. Os autores constataram que as emissões de  $N_2O$  foram mais elevadas na

palha controle, sem revolvimento. Além disso, na pilha que sofreu revolvimentos observou-se picos nas emissões de metano, que diminuíram logo em seguida ao fim do revolvimento. Os fluxos de óxido nitroso foram mais altas no controle, nas pilhas com revolvimento, malha de aeração e aeração forçada. Alto fluxos de  $\text{CH}_4$  e baixo fluxo de  $\text{N}_2\text{O}$  foram medidos durante períodos de elevada temperatura no composto. O controle na emissão do  $\text{CH}_4$  pode ser eficiente aplicando o manejo adequado de revolvimento ou aeração, já que a formação do metano se dá em condições anaeróbicas.

Fukumoto et al. (2003) realizaram pesquisa para avaliar a influência do tamanho da pilha nas emissões de  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CH}_4$  durante o processo de compostagem para tratamento dos dejetos suínos. Os autores montaram pilhas com massa inicial igual a 320 kg e 780 kg. As medições dos gases durante a compostagem foram realizadas utilizando um sistema de câmara. A quantidade total de cada emissão de gás foi calculada a partir do fluxo de ar e concentração de gás. Os autores perceberam que a volatilização de  $\text{NH}_3$  ocorreu durante todo o período de compostagem e os picos de emissão de  $\text{CH}_4$  ocorreram principalmente quando se aplicava resíduo animal na leira de compostagem. As emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  iniciaram na metade do processo de compostagem, quando as emissões de  $\text{NH}_3$  e a temperatura da biomassa diminuíram. Observaram ainda que a escala das pilhas de compostagem foi um fator importante que afetou as taxas de emissão dos gases, principalmente  $\text{CH}_4$  e  $\text{N}_2\text{O}$ . Assim a compostagem em pequena escala reduz as emissões de  $\text{CH}_4$  e  $\text{N}_2\text{O}$ , segundo os autores isto se deve pela diminuição da ocorrência das zonas de anaerobiose. No entanto, os autores consideram que a adoção desta técnica pelos produtores seria dificultada devido a exigência de uma extensa área de terra.

Hobson et al. (2005) e Manios et al. (2007) observaram que para diminuir as zonas de anaerobiose é importante o revolvimento da leira de compostagem e a porosidade adequada do material utilizado como substrato, pois quanto maior a granulometria do material utilizado como substrato mais lento será a sua saturação.

A frequência do revolvimento em sistema de compostagem utilizando palha e dejetos suínos e a sua relação com a emissão de gases de efeito estufa foi verificada por Szanto et al. (2007). Os autores testaram o sistema estático (sem revolvimento) e o sistema com revolvimento, com duas repetições, durante quatro meses. Constatou-se que a realização de revolvimento aumenta a evaporação da água e a degradação da matéria orgânica em cerca de 15%. Além disso, nas pilhas revolvidas a emissão de metano foi significativa somente no

primeiro mês e a de dióxido de carbono esteve presente durante os dois primeiros meses, enquanto as emissões de carbono ( $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$ ) na leira estática estiveram em concentrações superiores e constantemente presentes até o final do experimento. Segundo os autores o motivo deste comportamento é devido ao favorecimento de zonas de anaerobiose provocadas pela menor eficiência na evaporação de água no sistema estático. Além disso, concluiu-se que matéria com baixa relação C/N como a palha podem ser utilizados no processo de compostagem sem provocar elevadas perdas de nitrogênio na forma de  $\text{NH}_3$ .

Para Kader et al. (2007) a compostagem permite o gerenciamento simples de estrume animal, mas o arejamento excessivo pode aumentar as emissões de gases poluentes, tais como amônia ou óxido nitroso.

#### **2.7.4.2 Umidade**

O conteúdo de umidade no processo de compostagem afeta as mudanças nas propriedades físicas e químicas do composto, níveis de umidade entre 50 e 60% são os mais indicados para que o processo ocorra com eficiência, principalmente na compostagem com dejetos suínos (DAI PRÁ et al., 2009).

Na prática, o teor de umidade é controlado com base na capacidade de aeração da massa de compostagem, nas características físicas do material (porosidade, estrutura, etc.) e na necessidade de satisfazer a demanda microbológica (PEREIRA NETO, 1989; VILLANI, 1993).

Alto conteúdo de água influencia as trocas gasosas pela limitação da difusão e a restrição da utilização do  $\text{O}_2$  pelos microrganismos, além de favorecer as perdas de nitrogênio por volatilização (DAÍ PRA et al., 2009).

A umidade no processo de compostagem pode afetar a atividade microbiana e, portanto, influenciar na temperatura e na taxa de decomposição (DAÍ PRA et al., 2009). A umidade é decorrente do resultado da atividade microbiana e a oxidação biológica da matéria orgânica. Além disso, a água é perdida por evaporação. Usando um compostor de laboratório, Viel et al. (1987) relataram que a água liberada por meio da atividade microbiana foi maior do que a água perdida por evaporação.

Em um estudo em escala de bancada onde a temperatura foi mantida em  $55^\circ\text{C}$  foram compostados biossólidos e palha, Witter e Lopez-Real (1987) constataram que a perda de água, a produção de  $\text{CO}_2$ , e a demanda de  $\text{O}_2$  seguiram os mesmos padrões. Inicialmente,



houve um aumento nesses parâmetros, mas depois de dois dias houve uma diminuição entre o décimo e décimo segundo dia a redução estabilizou.

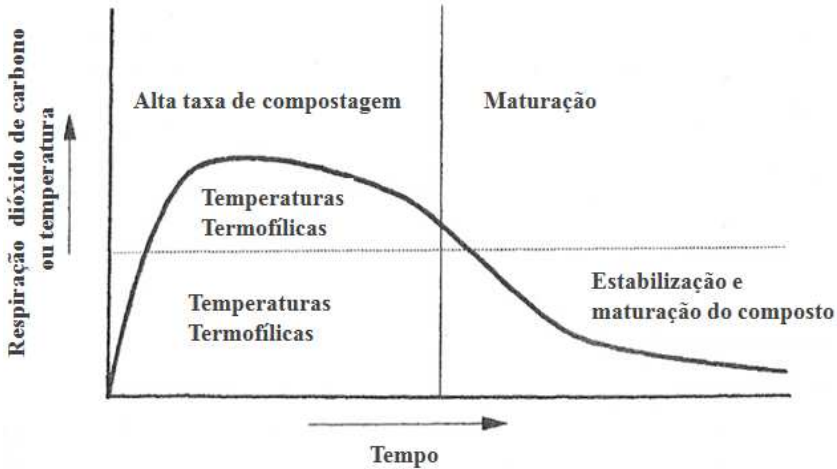
As mudanças de umidade durante a compostagem variam de acordo com o método de compostagem, e as matérias primas do processo. Assim a diminuição da umidade é importante para o manuseio de materiais eficientemente.

### **2.7.4.3 Temperatura**

A temperatura desempenha um papel importante no processo de compostagem. Ao mesmo tempo é também uma função do processo. Provavelmente o aspecto mais importante da temperatura é o seu impacto sobre a comunidade microbiológica. Assim, outras reações vitais e elementos do processo de compostagem são afetados e mudam com a temperatura. A temperatura também afeta as relações de umidade, que por sua vez afetam a atividade microbiológica. A interação entre vários parâmetros e temperatura muitas vezes torna difícil separar causa e efeito.

A relação tempo-temperatura afeta a taxa de decomposição da matéria orgânica e, portanto, é importante para a produção de um produto estável e maduro para uso do consumidor. O efeito da temperatura sobre os resultados do sistema microbiano apresenta grandes mudanças nos tipos e quantidades de organismos.

Na Figura 6 está apresentada a relação geral para a respiração e temperatura em função do tempo de compostagem. A forma da curva varia de acordo com a matéria-prima a ser compostada e do método de compostagem. Nesta Figura, existem duas grandes etapas: estabilização e maturação. A mesma curva pode ser subdividida em zonas de temperatura, mesófilas (<45 ° C) e termofílicas (> 45C). Durante a fase de compostagem ativa, compostos facilmente decomponíveis e putrescíveis são discriminados e os patógenos podem ser eliminados. Durante a fase de maturação os compostos menos suscetíveis à mineralização do carbono (ou seja, transformação de c para CO<sub>2</sub>) são discriminados, juntamente com ácidos graxos (EPSTEIN, 1997).



**Figura 6 - Fases durante a compostagem relacionadas a formação de dióxido de carbono pela respiração e a temperatura, adaptado de Epstein (1997).**

O tipo de processo e o grau de controle também têm um grande efeito sobre a temperatura e suas conseqüências. A temperatura, em qualquer sistema, raramente é uniforme em toda a massa de compostagem. O centro da massa tende a ser mais quente e mais frio nas bordas exteriores. Maior área de superfície da pilha resulta em maior e a mais alta temperatura no centro (EPSTEIN, 1997).

Existe um debate sobre a temperatura ótima para a decomposição de matéria orgânica; isso pode ser devido ao fato que diferentes matérias-primas ou materiais se decompõem mais rapidamente em temperaturas diferentes. Epstein (1997) indicou que a produção de  $\text{CO}_2$  máxima ocorreu em temperaturas entre  $45^\circ\text{C}$  e  $60^\circ\text{C}$ . Para Tran et al. (2011) temperaturas acima de  $65^\circ$  facilitam as perdas de nitrogênio por volatilização.

O consumo de oxigênio é uma função da atividade microbológica; então a maior taxa de consumo de oxigênio deve indicar a temperatura de decomposição mais ideal.

Modesto Filho (1999) e Kiehl (1998) observaram três etapas bem definidas na compostagem em relação à temperatura. A primeira etapa mesofílica, a segunda etapa termofílica e a terceira etapa mesofílica, sendo as duas primeiras de estabilização da matéria orgânica e a última de humificação ou maturação da matéria orgânica.

A temperatura é mais um fator importante e pode ser utilizada na avaliação do desenvolvimento da compostagem, pois reflete a eficiência do processo, e é o valor mais indicativo do equilíbrio biológico. O metabolismo dos microrganismos é exotérmico (KIEHL, 1985). A liberação de calor no processo de compostagem ocorre quando os microrganismos oxidam a matéria orgânica promovendo a quebra das ligações entre moléculas de carbono nas substâncias orgânicas (PEIXOTO, 1988).

Segundo Pereira Neto (1996), os principais fatores que influenciam o bom desenvolvimento da temperatura nas leiras de compostagem são as características da matéria prima; o tipo de sistema utilizado; o controle operacional (teor de umidade e ciclo de revolvimento); e a configuração geométrica das leiras. (BÜTTENBENDER, 2004).

O desenvolvimento de temperaturas termofílicas, controladas na faixa de 55°C, garante uma série de vantagens, como: desenvolvimento de uma população microbiana diversificada, o aumento da taxa de decomposição da matéria orgânica e ação como mecanismo mais importante para a eliminação de microorganismos patogênicos (ZUCCONI, 1991; VILLANI, 1993).

#### **2.7.4.4 Nutrientes**

O crescimento e diversidade da população microbiológica na massa de compostagem relaciona-se diretamente com a concentração de nutrientes, principalmente carbono e nitrogênio. O carbono é a fonte básica de energia para as atividades vitais dos microrganismos (KIEHL, 2002; PAILLAT et al., 2005).

Marriel et al. (1987), propõem que os resíduos a serem compostados devem apresentar um conteúdo apropriado de nitrogênio e carbono para propiciarem o crescimento e a atividade dos microrganismos envolvidos no processo.

Dois terços do carbono são liberados como dióxido de carbono que é utilizado pelos microrganismos para obter energia e o outro terço do carbono em conjunto com o nitrogênio é utilizado para constituir as células microbianas (assim o protoplasma microbiana tem relação C:N próxima de 10:1 mas para efetuar a síntese de dez carbonos com um nitrogênio, e assim construir o seu protoplasma, os microrganismos necessitam de vinte carbonos, aproximadamente, para obter energia).

A disponibilidade de carbono é a maior fonte de energia para os microrganismos (HUBBE et al., 2010), porém a sua eficiência não é

100% e a demanda de carbono é maior que a de nitrogênio. Apesar da grande diferença de demandas, a carência de nitrogênio é limitante no processo por ser essencial para o crescimento e reprodução celular.

As perdas de nitrogênio podem ser muito elevadas (cerca de 50%) durante o processo de compostagem dos materiais orgânicos. Para relações C/N inferiores o nitrogênio ficará em excesso e poderá ser perdido como amoníaco, causando odores desagradáveis. Para relações C/N mais elevadas, a falta de nitrogênio irá limitar o crescimento microbiano e o carbono não será todo degradado, não promovendo o aumento da temperatura e consequentemente a compostagem se processará mais lentamente.

Microrganismos necessitam N para a síntese protéica. As bactérias podem conter 7% a 11% N em uma base de peso seco e fungos de 4% a 6% (KERMARREC, 1999). Além disso, os microrganismos utilizam C e N em uma proporção de 30:1.

Nesse sentido, as formas dos nutrientes nitrogênio e carbono presentes nos materiais formadores do processo de compostagem, assim como as proporções utilizadas podem afetar as emissões de gases.

Manios et al. (2007) avaliaram o perfil de evolução das emissões de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> durante a compostagem de resíduos da produção de azeite de oliva utilizando duas diferentes proporções de substrato e resíduo orgânico para compor a compostagem: na pilha 1 foi utilizada a razão de 1(resíduos):1(folhas de árvores): 1 (galhos de árvores), e na pilha 2 1(resíduos): 1 (folhas de árvores): 2 (galhos de árvores). Os autores demonstraram que a proporção de substrato utilizado afeta as emissões de metano e dióxido de carbono à medida que se aumenta a proporção de substrato com relação ao resíduo reduzem-se as emissões de metano e de dióxido de carbono. Também verificaram a ocorrência de zonas de anaerobiose quando se utiliza as mesmas proporções de substrato e resíduo orgânico. Os autores concluíram que a disponibilidade de carbono orgânico e as temperaturas das leiras têm efeito significativo na produção de metano (CH<sub>4</sub>) e de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>).

Por outro lado, Paillat et al. (2005) realizaram trabalhos correlacionando à concentração de carbono orgânico e de nitrogênio dos dejetos suínos e do substrato utilizado no processo de compostagem com as emissões de amônia e de dióxido de carbono e perceberam quatro fatores que influenciam nas variações das emissões de gases durante o processo de compostagem: o teor de carbono e nitrogênio biodegradáveis, o teor de oxigênio e o conteúdo de umidade da massa de compostagem. As emissões de CO<sub>2</sub> e NH<sub>3</sub> foram mais representativas nos tratamentos onde se encontrava maior teor de carbono orgânico.

Após essa constatação levantou-se a hipótese de que a imobilização do nitrogênio pelos microrganismos pode ser concorrente as emissões de amônia, já que são fortemente dependentes da biodegradabilidade do carbono, os autores então compararam as emissões utilizando leiras com a mesma relação C/N onde uma recebeu um acréscimo de um material com carbono de fácil degradação biológica, o melaço, e a outra um material com carbono de difícil degradação biológica, a serragem, concluíram que o carbono de fácil degradação proporciona menor volatilização de amônia, possivelmente devido à imobilização do nitrogênio pelos microrganismos.

Com o objetivo de comparar a dinâmica do nitrogênio durante a compostagem com resíduos domésticos, resíduos sólidos de suínos, resíduos de alimentos, lodo maturado de suínos e algas verdes, Guardia et al., (2010) realizaram simulações de compostagem com aeração constante para cada resíduo simultaneamente. Os autores constaram que a taxa de perda de nitrogênio total foi intimamente ligada à taxa de amonificação. Os resíduos diferiram significativamente em relação à sua capacidade de amonificação. Os picos de  $\text{NH}_3$  e  $\text{N}_2\text{O}$  ocorreram tanto nos picos de taxa de consumo de oxigênio como depois do revolvimento do material. As algas verdes foram responsáveis pela maior liberação de nitrogênio amoniacal total por unidade de massa de carbono biodegradado, ao passo que os resíduos domésticos apresentaram mais baixa liberação. Em contraste, a biodegradação dos sólidos de suínos provocou à imobilização de  $\text{NH}_4$  e  $\text{NH}_3$ .

#### **2.7.4.5 pH**

O pH é uma medida da acidez ou alcalinidade de um meio, e tem influência em qualquer atividade microbiana. Diferentes espécies de microrganismos se adaptam e têm atividade ótima em diferentes faixas de pH (INÁCIO e MILLER, 2009).

Logo na fase inicial da compostagem o pH tende a cair, devido à formação de ácido orgânicos, mas com a elevação da temperatura, tende a subir e se manter entre o pH 6 a 7, dependendo da mistura de resíduos (INÁCIO e MILLER, 2009).

O pH afeta a resposta de crescimento de organismos. As bactérias que necessitam de pH menor ou igual a 5 para o crescimento máximo são chamados de 'acidophiles'; seu pH ótimo é geralmente 2 ou 3. Já as bactérias que crescem melhor em uma faixa de pH de 7 a 12 são denominadas 'alkalophiles', seu valor ótimo é geralmente 9.5. Os organismos que preferem um pH próximo da neutralidade são chamados

neutrófilos. Os substratos de processos de compostagem podem variar de um pH ácido a um pH alcalino.

Jeris e Regan (1973) constataram que a compostagem termofílica máxima ocorreu em uma faixa de pH de 7,5 a 8,5. A eficiência de estabilização diminuiu em valores de pH inferior ou superior.

A compostagem aeróbia provoca a elevação do pH da massa em biodegradação. No início do processo o material produzido pode tornar-se mais ácido (de 5 a 6), devido a formação de ácidos minerais e gás carbônico. Estes logo desaparecem, dando lugar aos ácidos orgânicos, que reagem com as bases liberadas da matéria orgânica, neutralizando e transformando o meio em alcalino, chegando a valores de 8 a 8.5. Isto ocorre devido principalmente a decomposição das proteínas bem como pela eliminação do gás carbônico. Assim independentemente do uso de corretivos, a compostagem conduz à formação de matéria orgânica húmica com reação alcalina (BIDONE e POVINELLI, 1999).

Para Pereira Neto (1989) o pH é auto regulado no processo de compostagem.

### **2.7.5 Redução nas emissões de gases pelo manejo dos dejetos suínos na forma sólida**

Objetivando estudar as emissões de gases de efeito estufa (GEE) a partir da implementação de tecnologias aeróbias em fazendas de suínos dos EUA, Vanotti et al. (2008) utilizaram um sistema de tratamento aeróbio, onde ocorria primeiramente a separação da fase sólida da líquida e, na sequência, a parte sólida passava pelo processo de compostagem e a líquida permanecia em lagoas com tratamento aeróbio. Os autores observaram uma redução de 96,9% da emissão dos GEE com a adoção desta metodologia de tratamento quando comparado ao uso de lagoas. No processo de compostagem (etapa do sistema de tratamento), a emissão de metano representou apenas 10,5 % do total de equivalente de CO<sub>2</sub>.

Sardá et al. (2010) encontraram uma redução de sete vezes na emissão no processo de compostagem em relação à esterqueira, e a emissão de H<sub>2</sub>S, responsável pelo mal cheiro, foi inexpressiva comparada ao manejo dos dejetos na forma líquida.

No sentido de mitigar essa emissão, Fukumoto & Inubuchi (2009) adicionaram bactérias oxidantes de nitrato durante o processo de compostagem de dejetos de suínos e constataram a redução da concentração de NO<sub>2</sub> e, conseqüentemente, a diminuição de 70 % da emissão de N<sub>2</sub>O comparado com a testemunha.

Ren et al., 2010 usaram uma mistura absorvente de hidróxido de magnésio ( $Mg(OH)_2$ ) e ácido fosfórico ( $H_3PO_4$ ) adicionada a misturas de composto de esterco com haste de milho em diferentes razões (T1, 1:1; T2, 1:2; T3, 1:3) a fim de examinar o seu efeito sobre controle das perdas de amônia durante a compostagem. Com base no princípio de precipitação de estruvita, a mistura absorvente foi adicionado com proporções de 3,8%, 7,3 % e 8,9% do peso seco para T1, T2 e T3, respectivamente. Os resultados mostraram que a perda de nitrogênio foi reduzida de 35% para 12%, 5% e 1% da massa inicial, respectivamente.

A eficiência dos processos aeróbios sobre os processos anaeróbios na estabilização de resíduos orgânicos vem sendo cientificamente provada ao longo dos anos. Este fato foi particularmente observado nos processos de compostagem. Em várias pesquisas com diferentes tipos de resíduos orgânicos observou-se que o consumo máximo de oxigênio ocorre quando a temperatura da pilha esta em torno de 55°C ( BUTTENBENDER, 2004).

## 2.8 QUALIDADE DO COMPOSTO – LEGISLAÇÃO

Na legislação brasileira, o decreto federal 86.955, de 18 de fevereiro de 1982 foi criado para regulamentar os fertilizantes organominerais. Até 1982 não havia regulamentação para adubos orgânicos produzidos e comercializados no Brasil.

Em seguida a criação deste decreto, foram criadas portarias para aprovar métodos padrões e oficiais para análise de fertilizantes, e para fixar especificações, garantias e tolerâncias dos produtos.

Foram criadas três Instruções normativas em 2004 para classificar os fertilizantes de acordo com a natureza, quantidade de nutrientes por categoria e modo de aplicação, além de aprovar as definições e normas para fertilizantes minerais, orgânicos e outros.

Em 2009, foi criada a Instrução Normativa nº 25/2009 revogando a IN 23/2005 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) (BRIL, 2009).

A IN 25 tem como objetivo “Aprovar as normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados a agricultura” buscando restringir a utilização dos fertilizantes com alto potencial poluidor.

No artigo 2º é apresentada a classificação dos fertilizantes orgânicos em quatro classes, “[...] de acordo com as matérias primas utilizados na sua produção”, sendo:

Classe A - “Fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza matéria-prima de origem vegetal, animal ou de processamentos de agroindústrias, onde não sejam utilizados no processo metais pesados tóxicos, elementos ou compostos orgânicos sintéticos potencialmente tóxicos, resultando em produto de utilização segura na agricultura”.

Classe B - “Fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza matéria-prima de origem vegetal, animal ou de processamentos de agroindústrias, onde metais pesados tóxicos, elementos ou compostos orgânicos sintéticos potencialmente tóxicos são utilizados no processo, resultando em produto de utilização segura na agricultura”.

Classe C - “Fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza qualquer quantidade de matéria prima oriunda de lixo domiciliar, resultando em produto de utilização segura na agricultura.”

Classe “D”- “Fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza qualquer quantidade de matéria-prima oriunda do tratamento de despejos sanitários, resultando em produto de utilização segura na agricultura”.

Ainda nesta instrução normativa, são especificadas as características físico-químicas dos compostos de acordo com a classe.

A partir da classificação do composto produzido com resíduos animais como, “Fertilizante orgânico Classe B”, podem-se observar algumas exigências químicas mínimas neste produto determinadas no Anexo III da IN 25/09, conforme a Tabela abaixo:

**Tabela 4 - Especificações dos Fertilizantes orgânicos mistos e compostos.**

<b>Parâmetros*</b>	<b>Valores</b>
Umidade (máx.)	50%
N total (min.)	0,5
C org (mín.)	15
CTC	Conforme declarado
pH (mín.)	6,0
Relação C/N (Max.)	20

Valores obtidos a partir da amostra seca a 65° C

\*Obrigatório a declaração no processo de registro de produto

Observa-se que esta legislação é restritiva em relação a quantidade dos elementos carbono e nitrogênio, limitando assim a relação C/N.



Além da instrução normativa 25, a IN 27 de 5 de junho de 2006 estabelece que os fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes, para serem produzidos, importados ou comercializados, deverão atender aos limites estabelecidos nos Anexos I, II, III, IV e V desta Instrução Normativa no que se refere às concentrações máximas admitidas para agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados tóxicos, pragas e ervas daninhas (BRASIL, 2006).

No anexo V são apresentados os teores máximos de contaminantes admitidos em fertilizantes orgânicos (Tabela 5).

**Tabela 5 - Teores máximos de contaminantes admitidos em fertilizantes orgânicos.**

<i>Contaminantes</i>	<i>mg/kg</i>
Arsênio	20
Cádmio	3
Chumbo	150
Cromo	200
Mercurio	1
Níquel	70
Selênio	80
Coliformes Termotolerantes – NMP/g de MS	1.000,00
Ovos viáveis de Helmintos N° /4gST	1
Salmonella SP	Ausência em 10g de MS

## CAPÍTULO III

### 3. METODOLOGIA

#### 3.1 CARACTERIZAÇÃO E MONTAGEM DO EXPERIMENTO

O experimento foi realizado no campo experimental da Embrapa Suínos e Aves (27° 18' 34" S; 51° 59' 30" W), localizada no município de Concórdia (SC), e conduzido no interior de uma edificação construída com cobertura em polietileno transparente, piso e muretas em alvenaria e portões frontais, entre os meses de maio e julho de 2011.

Foram construídos 3 túneis de PVC com características iguais, volume de 12 m<sup>3</sup>, ventilação controlada, dentro dos quais foram colocadas leiras com revolvimento manual, montadas em caixas de madeirite naval com volume de 2,52 m<sup>3</sup> e área superficial exposta de 3,15m<sup>2</sup>.

As matérias primas utilizadas no desenvolvimento da compostagem foram os dejetos suínos como fonte de matéria orgânica, e maravalha como substrato e fonte de carbono. Optou-se pela utilização da maravalha como substrato com o objetivo de testar o desenvolvimento do processo e a decomposição das partículas, já que ela tem sido apontada e utilizada como substrato nos processos de compostagem no Oeste Catarinense.

A montagem das leiras foi através de disposição em duas camadas; inicialmente adicionou-se às caixas de compostagem uma camada de substrato de 50 cm de altura. Sobre essa primeira camada distribuiu-se uniformemente cerca da metade da quantidade de dejetos correspondente a aplicação com o auxílio de um balde e de um regador, em seguida acrescentou-se o restante do substrato e o restante da quantidade de dejetos.

As leiras foram construídas com 2,10m de comprimento, 1,50m de largura e 0,80m de altura. Após a montagem das leiras o processo foi dividido em duas fases. A primeira fase foi denominada como fase de absorção e foi caracterizada pela alta relação carbono/nitrogênio (C/N) inicial. As três leiras de compostagem foram consideradas como repetições, pois, o processo foi conduzido de forma igual para todas as leiras.

Na fase de absorção foram realizadas as aplicações e incorporações dos dejetos suínos ao substrato semanalmente (Tabela 6), além da realização de revolvimentos 3 dias após cada nova incorporação, ou quando a umidade da biomassa em compostagem

estivesse acima de 80% (Figura 7). Assim a adição de matéria orgânica serviu como fonte de alimento aos microrganismos, promovendo o seu desenvolvimento e conseqüentemente a elevação de temperatura, a degradação da matéria orgânica, a evaporação da água contida na biomassa e a redução da relação C/N. A emissão dos gases foi avaliada apenas nesta fase pois é considerada como um período de alta emissão de gases (PAILLAT et al., 2004).



**Figura 7 - Momento de aplicação dos dejetos de suínos e realização de revolvimento da biomassa.**

A primeira fase teve duração de 35 dias e recebeu 2.600 litros de dejetos suínos divididos em 7 aplicações, em cada repetição. O dejetos suíno utilizado no experimento foi coletado na granja de suínos da unidade demonstrativa da Embrapa, respeitando apenas o teor de matéria seca superior a 3%.

Em cada repetição utilizou-se uma massa de 300kg de substrato (maravalha). A cada etapa de aplicação foi respeitada a taxa de incorporação diária de no máximo 3 litros de dejetos para cada quilograma de maravalha, objetivando evitar a percolação dos dejetos no leito de compostagem (OLIVEIRA e HIGARASHI, 2006). Ao final de cada aplicação foi realizado o revolvimento para a homogeneização da leira.

A quantidade total de dejetos utilizada e relação de litros de dejetos suíno para cada quilograma de substrato pode ser observada na Tabela 6. A relação litros de dejetos para quilograma de substrato utilizada seguiu o proposto por Nunes (2003) que avaliou várias relações de dejetos suíno e substrato.

O chorume que escorreu após as aplicações foi coletado para determinar as características físico-químicas e medido o volume percolado.

**Tabela 6 - Etapa de aplicação de dejetos suínos e a relação entre litros de dejetos de suíno aplicado por kg de maravalha.**

Aplicações (dias)	Maravalha (kg)	Dejeto de suínos (Litros)	Relação litros de dejetos por kg de Maravalha
0	300,00	727	2,43
7		724	2,41
14		217	0,72
15		215	0,71
21		259	0,86
29		247	0,82
35		252	0,84
<b>Total</b>	<b>300,00</b>	<b>2.648</b>	<b>8,8</b>

Após a aplicação dos dejetos ao substrato, na leira de compostagem, iniciou-se a fase de maturação, onde a biomassa permaneceu na leira até sua estabilização.

### 3.2 CARACTERIZAÇÃO DOS DEJETOS SUÍNOS, DO SUBSTRATO E DA BIOMASSA

Primeiramente foi realizada a caracterização físico-química da maravalha utilizada como substrato no processo de compostagem. O principal objetivo desta caracterização foi determinar o seu peso específico, para calcular a quantidade necessária para formar a leira e a relação dejetos/substrato, o teor de umidade do material e as propriedades químicas para realizar o balanço de massa ao final do processo. Durante o desenvolvimento do processo de compostagem foram realizadas a quantificação do volume e a verificação da densidade da biomassa, além da sua caracterização físico-química. A coleta dos dejetos suínos que ingressaram nas leiras de compostagem também foi realizada para sua caracterização física e química.

### 3.2.1 Coleta e armazenamento das amostras

A amostragem da biomassa foi realizada durante toda a duração do processo de compostagem, a cada 3 dias em 5 pontos diferentes da leira, nas profundidades de 10cm e 50cm totalizando cerca de 28 amostras em cada uma das repetições. As amostras foram colocadas em um balde e em seguida homogeneizadas obtendo-se uma amostra composta representativa da biomassa existente nas leiras de compostagem. Dessa amostra foi retirado cerca de 1kg de biomassa que foi encaminhada para o laboratório de análises físico-químicas da Embrapa Suínos e Aves, onde foram processadas e analisadas de acordo com as metodologias oficiais (TEDESCO et al., 1995; AOAC, 1995).

### 3.2.2 Metodologia de análises físico-químicas

A caracterização dos dejetos suínos, da maravalha e da biomassa durante o processo de compostagem foi realizada com base nos parâmetros descritos na Tabela 7.

**Tabela 7 - Metodologia utilizada determinação das características físico-químicas da biomassa do processo de compostagem e dos dejetos de suínos.**

<b>Parâmetro</b>	<b>Método Analítico</b>
pH	Suspensão composto/ líquido
Teor de sólidos voláteis (mg/kg)	Gravimétrico
Teor de sólidos fixos (mg/kg ST)	
Teor de sólidos totais (mg/kg - ST)	
Carbono orgânico (mg/kg)	Oxidação da matéria orgânica
Carbonatos (g/kg)	Ataque com HCL
Matéria Orgânica (mg/kg)	Gravimétrico
Nitrogênio Total (mg/kg)	Kjeldahl – Titulométrico
Nitrogênio - nítrico/nitrato	Espectrofotométrico baseado na reação de Griess
Fósforo (PO <sub>4</sub> ) (mg/kg)	Espectrometria de absorção no ultravioleta/visível (UV-Vis)
Potássio (K) (mg/kg)	Fotometria de chama
Zinco (Zn) (mg/kg)	Espectrometria de absorção atômica
Cobre (Cu) (mg/kg)	Espectrometria de absorção atômica
Umidade a 65°C (%)	Gravimétrico
Umidade a 105°C (%)	Gravimétrico

A análise da umidade e dos teores de sólidos totais, de sólidos voláteis e de sólidos fixos foi realizada a partir de métodos gravimétricos. Para determinação do teor de umidade da biomassa e o teor de sólidos totais utilizou-se estufa à 65°C. Para a determinação dos teores de sólidos fixos utilizou-se estufa à 105°C e para determinar os sólidos voláteis a mufla a 550°C foi utilizada.

O carbono orgânico foi determinado por digestão (anexo 1), a oxidação da matéria orgânica via úmida com dicromato de potássio em meio sulfúrico empregando-se como fonte de energia o calor desprendido do ácido sulfúrico e/ou aquecimento. O excesso de dicromato após a oxidação foi titulado com solução padrão de sulfato ferroso amoniacal.

Os carbonatos de cálcio foram determinados através de ataque da amostra com excesso de solução padrão de HCl e titulação do excesso de ácido com solução de NaOH padrão. A diferença entre os mols adicionados e os titulados representa o percentual de  $\text{CaCO}_3$  na amostra (anexo 2).

Para a análise dos teores de fósforo, potássio, cobre e zinco primeiramente é necessário realizar a abertura das amostras, para depois fazer a leitura. Para a leitura, deve-se diluir os extratos e preparar as soluções para diluição, bem como as curvas de calibração, para cada elemento. Assim foi realizada inicialmente a abertura da amostra, por via seca para a biomassa, e por via úmida para as amostras de dejetos suínos conforme descrição no anexo 3. Em seguida foi realizada a determinação por espectrometria UV-Vis para o fósforo, fotometria de chama para o potássio e espectrometria de absorção atômica para cobre e zinco.

Para determinar a matéria orgânica foi realizada calcinação da amostra após determinação da matéria seca (anexo 5) a 550°C entre 3 e 4 horas. A diferença entre a matéria seca e calcinada foi determinada como matéria orgânica.

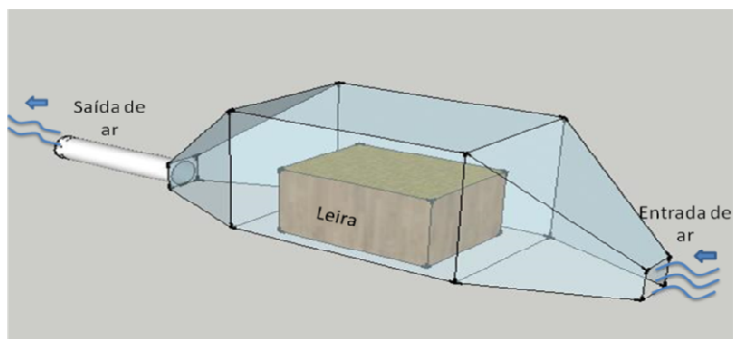
O nitrogênio total, o nitrito e o nitrato também foram determinados pelo método Kjeldahl e espectrofotometria, respectivamente (anexo 4).

### **3.2.3 Monitoramento da temperatura da biomassa**

Verificou-se diariamente a temperatura da biomassa em apenas um ponto localizado no centro da leira a 0,40m de profundidade, através da utilização de termopares do tipo T (Cu-Co).

### 3.3 EMISSÕES DE GASES

Com o objetivo de determinar as emissões de gases ( $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$ ) durante o período de absorção dos dejetos suínos ao substrato, e evitar as interferências e dispersão dos gases emitidos, foram construídos três túneis com  $12\text{m}^3$  revestidos com material impermeável transparente (PVC), sobre cada uma das leiras, como descrito anteriormente. Em seguida foi acoplado um tubo de PVC (300mm) na extremidade oposta à entrada de ar em cada túnel e instalado um ventilador monofásico 220V com potência de 1/6CV, para fornecimento de um fluxo laminar de ar com a função de homogeneização e renovação do ar. O diagrama esquemático do sistema é mostrado na Figura 8.



**Figura 8 - Diagrama esquemático do túnel da leira de compostagem.**

Os túneis construídos para realizar o experimento e monitoramento dos gases emitidos pelo analisador de gases INNOVA 1412 é mostrado na Figura 9.



**Figura 9 - Visão dos túneis construídos sobre as leiras de compostagem e a direita, monitoramento das emissões pelo analisador de gases INNOVA 1412.**

O ventilador instalado na saída de ar do túnel foi do tipo axial com vazão de  $1.526 \text{ m}^3/\text{h}$ . Antes de passar pelo ventilador os gases eram amostrados automaticamente pelo analisador de gases INNOVA 1412 (seu princípio de medida se baseia no método de detecção por infravermelho fotoacústico, sendo capaz de medir todos os gases que absorvem luz infravermelha) através de um tubo fino de Teflon (4 mm de diâmetro). Os gases foram automaticamente analisados a partir de cada ponto de amostragem com intervalo de observação de 4 min.. O fluxo de ar dentro da estufa foi determinado com o uso de um anemômetro tipo fio quente modelo Testo 435 introduzido no interior do tubo de PVC de 300 mm.

As emissões dos gases pela biomassa na compostagem foram determinadas a partir das observações de suas concentrações medidas no fluxo na entrada e saída dos túneis. O ar tanto na entrada como na saída do túnel de compostagem possui características de volume e massa diferentes. A atmosfera composta pelo vapor de água expande-se aumentando a sua temperatura e seu conteúdo de vapor. Sendo assim, registrou-se a temperatura de bulbo seco e a umidade relativa do ar no interior do túnel e no exterior, para conhecimento de suas características psicrométricas, com o uso de mini data logger 174H da marca TESTO.

A emissão de gás foi calculada a partir do fluxo de ar levando-se em conta a diferença da concentração de gás na entrada e saída do túnel, as características psicrométricas do ar, tendo como unidade a massa volumétrica do ar em quilogramas de ar seco por metro cúbico de ar úmido.



### 3.3.1 Cálculo da concentração mássica dos gases emitidos

Os gases ( $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CH}_4$  e  $\text{NH}_3$ ) foram medidos usando o medidor fotoacústico INNOVA 1412, sendo as concentrações destes gases registradas pelo equipamento em partes por milhão – volume (ppm-v). O manual do INNOVA 1412 não descreve com exatidão se o volume de referência para a indicação da concentração foi um volume de ar seco ou ar úmido. Sem essa informação assumimos que o volume de referência é em ar úmido a fim de não subestimar a concentração em massa, conforme recomendação de Robin et al. (2006). Dessa forma, foi usada a lei dos gases ideais considerando a temperatura do ar  $20^\circ\text{C}$  para converter o volume de gás medido em massa de gás por kg de ar úmido, utilizando a Equação (1).

$$C_i^m = C_i^v \times \frac{M_{mol}}{V_m} \times \frac{M_m}{M_{mol}} \quad \text{Equação (1)}$$

Onde,  $C_i^m$  é a concentração equivalente de C ou N dos gases ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ), medidos no instante i (C- $\text{CH}_4$ ; C- $\text{CO}_2$ ; N- $\text{NH}_3$ ; N- $\text{N}_2\text{O}$ );  $C_i^v$  é a concentração em ppmv do gás considerado (equivalente a  $\text{ml}/\text{m}^3$  - sendo o  $\text{m}^3$  adotado por unidade de tempo em função da vazão ( $\text{m}^3/\text{h}$ ) do gás);  $M_m$  é a massa molecular equivalente de nitrogênio e carbono do gás considerado (Ex:  $\text{CO}_2=12$   $\text{CH}_4=12$ ,  $\text{NH}_3=14$ ,  $\text{N}_2\text{O}=28$  g de  $\text{N}\cdot\text{mol}^{-1}$ );  $M_{mol}$  é a massa molar de cada molécula de gás (Ex:  $\text{CO}_2=44$ ,  $\text{CH}_4=16$ ,  $\text{NH}_3=17$ ,  $\text{N}_2\text{O}=44$ ).  $V_m$  é o volume molar em  $\text{L}\cdot\text{mol}^{-1}$ , correspondente a massa molecular de um gás perfeito para uma pressão (P) e a temperatura do ar  $20^\circ\text{C}$  (T) conforme especificado na Equação 2.

$$V_m = \frac{R \times T}{P} \quad \text{Equação (2)}$$

onde, T: temperatura do gás em Kelvin (K); R: constante dos gases perfeitos ( $8,2054 \cdot 10^{-2} \text{L}\cdot\text{atm}\cdot\text{K}^{-1}\cdot\text{mol}^{-1}$ ); P: pressão do gás (atm);

### 3.3.2 Cálculo do fluxo de emissão

Para determinar o fluxo de emissão utilizou-se o cálculo recomendado por Robin et al. (2006) onde as emissões foram deduzidas a partir do fluxo de ar na entrada e saída do túnel de compostagem, da massa volumétrica e das concentrações mássicas na forma dos gases e vapor de água. Para o cálculo usou-se a Equação 3:

$$\phi = Q_{ar} \times \rho_i \times (C_i^m - C_e^m) \quad \text{Equação (3)}$$

Onde  $\phi$  é a emissão do gás em gramas por hora de ar seco estimado a partir do fluxo de ar, concentração dos gases e massa volumétrica do ar seco.

$Q_{ar}$  é a vazão, ou seja, o volume de ar em  $m^3/h$  (vapores e gases) retirados do ambiente de compostagem, de acordo com a formula  $Q = A \times V$ , sendo  $A$  à área ( $m^2$ ) e  $V(m/h)$  a velocidade do ar no tubo de PVC na saída da leira de compostagem.

A área do tubo que foi utilizada para determinação das emissões foi calculada utilizando o diâmetro do tudo, como demonstrado pela formula  $A = \frac{\pi \times d^2}{4}$ , sendo  $A$  à área ( $m^2$ ),  $d$  o diâmetro do tubo de PVC (300 mm) e para  $\pi$  usamos 3,1416.

O  $\rho_i$  é a conversão do volume do fluxo de ar que passa pela leira em  $m^3$  para fluxo de massa em quilograma de ar seco por hora, que permite implementar as leis de conservação de massa e energia. Para calculá-lo, usou-se a lei do gás ideal, que estabelece uma relação entre a massa de um gás, seu volume e pressão (Equação 4).

$$\rho_i = \left[ \frac{P_{vap}}{47,1 \times (T_{ref} + t_i)} + \frac{P_{atm} - P_{vap}}{29,27 \times (T_{ref} + t_i)} \right] \times \frac{1}{grav} \quad \text{Equação (4)}$$

Onde  $\rho_i$  é a massa volumétrica do ar, no interior do túnel, em quilograma de ar seco por metro cúbico de ar úmido,  $grav$  é a aceleração da gravidade (9,81m/s), 47,1 e 29,27 são as duas constantes dos gases perfeitos para o vapor de água e para o ar seco,  $T_{ref}$  é a temperatura do ponto crítico da água (273,15 Kelvin).

$P_{vap}$  é a pressão parcial de vapor de água no ar, também conhecida como razão de mistura, para sua determinação foi utilizada a temperatura de bulbo seco e umidade relativa do ar, porém para obtenção da pressão de vapor de água é necessário calcular a pressão de vapor saturado, conforme Equação 5:

$$P_{sat} = 610,78 \times 10^{\left( \frac{7,5 \times t_i}{237,3 + t_i} \right)} \quad \text{Equação (5)}$$

Onde  $P_{sat}$  é a pressão de vapor de ar saturado na água em Pascal para o ar interior a uma temperatura  $t_i$  em °C.

$$P_{vap} = P_{sat,i} \times \frac{HR_i}{100} \quad \text{Equação (6)}$$

Onde  $P_{vap}$  é a pressão parcial de vapor de água no ar, em Pascal (Equação 6), sabendo que por definição a umidade relativa caracteriza a relação da pressão parcial de vapor de água à pressão de vapor saturado, a temperatura do ar, e umidade relativa.  $HR_i$  é a umidade relativa do ar interior em porcentagem.

Como observado nas equações, o fluxo de gás foi calculado a partir do fluxo de ar e dos níveis de concentração no interior e exterior de modo a superar os erros causados por variações da massa e do volume de ar úmido.

### 3.4 BALANÇO DE MASSA

Para o cálculo do balanço de massa do processo de compostagem, foram coletadas amostras da biomassa em cada leira e coletadas amostras do dejetos suíno a cada aplicação que foram enviadas ao laboratório para realização das análises físico-químicas.

O balanço de massa para cada elemento foi determinado a partir da quantidade que ingressou no sistema de compostagem, o que ficou retido na biomassa e o que foi perdido na forma de gás. A biomassa foi pesada no início e no final do experimento, porém para a determinação de seu peso intermediário foi utilizado a concentração de Fósforo (P). Considerando que o fósforo não sofre transformações durante o processo de compostagem e nem pode ser perdido na forma de gás, determinou-se uma perda de 5% e estimou-se o peso da biomassa para os diferentes tempos de compostagem; este procedimento é recomendado por Robin et al. (2006).

Assim o balanço de massa foi calculado utilizando-se a massa natural aplicada e a massa acumulada durante o processo de compostagem considerando a concentração de cada nutriente em massa natural.

Em função da falta de representatividade na amostragem, nas medições de volume dos dejetos suínos, na pesagem da biomassa e nas incertezas analíticas, atribuiu-se um valor ao erro de  $\pm 10\%$  que é o somatório dos erros que podem ocorrer nas variáveis apontadas acima. O valor de 10% atribuído ao erro foi recomendado por Paillat et al. (2004) quando não se tem certeza destes valores.

A fórmula utilizada para cálculo da quantidade de cada elemento que ingressou no sistema é apresentada na Equação 7.

$$Mi = (C \times PN) \quad \text{Equação (7)}$$

Onde  $Mi$  é a massa do elemento que ingressou no sistema, para o cálculo da massa calculamos separadamente a massa dos elementos que ingressaram pelo dejetos suíno e pela maravalha.  $C$  é a concentração mássica do nutriente na biomassa e no dejetos suíno no início do processo em miligramas por quilograma,  $PN$  é peso da massa natural do dejetos ou maravalha.

A massa de cada elemento na biomassa ao final do processo foi calculada pela Equação 8.

$$Mf = (C \times PNf) \quad \text{Equação (8)}$$

Onde  $Mf$  é a massa do elemento presente na biomassa ao final do processo de compostagem.  $C$  é a concentração mássica do nutriente na biomassa em miligramas por quilograma,  $PNf$  é o peso da massa natural da biomassa no final do processo em quilogramas.

Para determinar a perda de massa durante o processo a Equação 9 foi utilizada.

$$BM = \frac{(Mi) - (Mf)}{(Mi)} \times 100 \quad \text{Equação (9)}$$

Onde  $BM$  é a perda de massa do processo de compostagem em porcentagem,  $Mi$  é a concentração mássica natural total do elemento que ingressou no sistema no início do processo em miligramas por quilograma,  $Mf$  é a massa natural total do elemento presente na biomassa no final do processo.

### 3.5 ANÁLISE DOS DADOS

A análise dos dados foi realizada através da média e erro padrão pois devido a problemas operacionais (mão-de-obra e espaço físico) optou-se por apenas um tratamento com três repetições.

## CAPÍTULO IV

### 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo inicialmente são descritos os resultados referentes à caracterização físico-química e bacteriológica dos materiais utilizados na formação das leiras de compostagem e da biomassa formada ao final da primeira fase do processo. Em seguida são apresentados os resultados referentes às emissões de gases e ao balanço de massa.

#### 4.1 CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DA BIOMASSA DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM

A maravalha, os dejetos suínos, assim como, o composto foram caracterizados física e quimicamente seguindo os procedimentos descritos na metodologia para determinar a viabilidade de utilização destes materiais na compostagem.

Os resultados da caracterização do substrato (maravalha) estão descritos na Tabela 8 onde apresenta-se a média de três amostragens. As características dos dejetos suínos são apresentadas na Tabela 9 onde apresenta-se a média obtida considerando as 7 aplicações.

O substrato maravalha apresentou umidade de 11%, conteúdo de C e N de 53,7% e 2,1g/kg, respectivamente, sua granulometria foi caracterizada por partículas grosseiras com área superficial elevada. O conteúdo de metais de transição, cobre e zinco assim como de fósforo e potássio não foi significativo.

Os materiais utilizados como substrato para a compostagem de dejetos suínos devem ser ricos em C, como sabugo de milho (ZHU, 2007), serragem (HUANG et al. 2006; FUKUMOTO et al., 2011), maravalha (GUARDIA et al., 2010), palha de arroz (ZHU, 2007), cama de aves (DAI PRÁ, 2006) e talo de milho (REN et al., 2010).

A granulométrica das partículas do processo também é um aspecto importante, pois a intensidade da decomposição da matéria orgânica está ligada à área de exposição ou a superfície específica apresentada pelo material, de forma que quanto menor o tamanho das partículas, maior será a superfície de exposição e mais rápida será a decomposição.

**Tabela 8 - Características do substrato utilizado no processo de compostagem.**

<b>Parâmetro</b>	<b>Quantidade</b>
Matéria Seca (%)	89,31
Matéria orgânica (%)	88,94
Nitrogênio (g/kg)	2,17
Carbono (%)	53,7
Fósforo (g/kg)	0,20
Potássio (g/kg)	0,84
Cobre (g/kg)	0,001
Zinco (g/kg)	0,01

Os dejetos suínos apresentaram relação quantidade de matéria orgânica/matéria seca na faixa de 3,8 a 36,4 g/kg, enquanto a quantidade de nitrogênio teve uma variação entre 2,3 e 6,7g/kg totalizando 11,03kg aplicados no processo de compostagem pelos dejetos suínos (Tabela 9).

Os dejetos suínos, como já era esperado, apresentaram um conteúdo mais elevado para Cu e Zn, assim como o conteúdo de fósforo e potássio.

A relação C/N para os dejetos suínos foi de 7 e para a maravalha 200. Essa diferença entre as relações é resultado das concentrações de N e C presentes nesses materiais. A relação C/N permite o desenvolvimento do processo de compostagem e deve ter uma combinação de materiais para obter uma relação próxima a 30.

**Tabela 9 - Características dos dejetos suínos.**

<b>Parâmetro</b>	<b>Intervalo dos resultados</b>
PH	6,4 – 6,8
Teor de sólidos totais (g/kg)	18,6 – 95,5
Teor de sólidos fixos (g/kg)	0,9 – 9,6
Carbono Orgânico (g/kg)	13,3 – 57,1
Nitrogênio total (g/kg)	2,3 – 6,7
Fósforo (PO <sub>4</sub> ) (g/kg)	0,8 – 3,9
Potássio (K) (g/kg)	0,4 – 5,3
Cobre (g/kg)	0,01 – 0,03
Zinco (g/kg)	0,06 – 0,2

A quantidade de água presente nos dejetos suínos é altamente prejudicial à compostagem uma vez que dificulta a livre circulação de oxigênio na biomassa e aumenta a demanda por calor para evaporar a

quantidade de água contida nos dejetos (OLIVEIRA, 2004). A adição de um material rico em carbono, com grande área superficial específica e baixa umidade é necessária para equilibrar o processo e permitir o seu desenvolvimento (INACIO e MILLER 2009).

A relação carbono/nitrogênio, a umidade e a taxa de difusão do oxigênio são aspectos muito importantes durante o processo de compostagem, pois afetam o seu desenvolvimento.

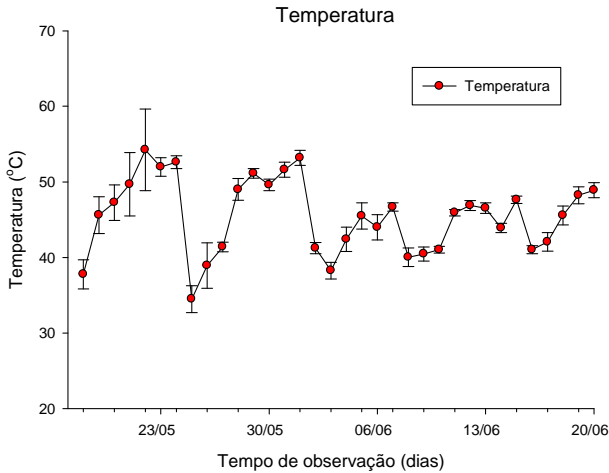
Os materiais formadores da compostagem têm uma participação direta na dinâmica da relação C/N, na capacidade de evaporação d'água e no desenvolvimento das temperaturas.

A composição do substrato utilizado como fonte de C afetará a dinâmica microbiológica, pois é a maior fonte de energia para os microrganismos. No caso do substrato em que as fontes de C estão em formas de difícil biodegradabilidade, outras fontes passam a ser utilizadas para síntese dos compostos orgânicos, alterando a dinâmica do processo (PAILLAt et al., 2004).

A quantidade de nitrogênio também deve ser considerada, embora em menor quantidade, o N é utilizado pelos microrganismos no crescimento e reprodução celular, tornando-se assim um fator limitante.

Conforme demonstrado nas Tabelas 8 e 9, as características químicas dos materiais permitiu a formação de uma biomassa com relação C/N inicial de 46/1 e pH variando entre 8 e 9 durante toda fase de absorção, favorecendo as perdas de nitrogênio na forma de  $\text{NH}_3$ . A relação C/N reduziu para 26/1 em 35 dias.

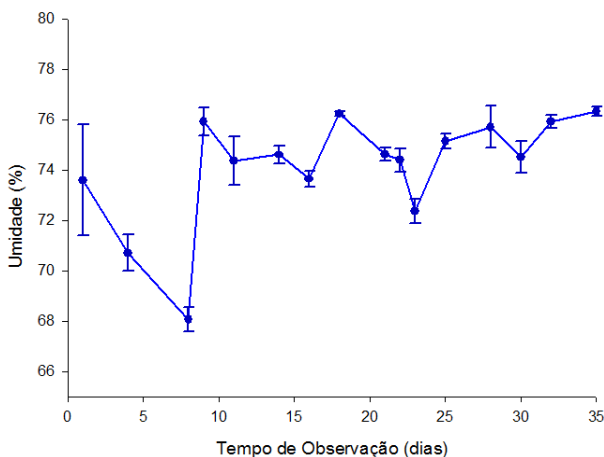
As temperaturas da biomassa indicaram bom desenvolvimento do processo, conforme demonstrado na Figura 10. A utilização da maravalha favoreceu o aquecimento da leira devido a sua capacidade térmica e tamanho das partículas, que dificultaram a compactação da biomassa e permitiram as trocas gasosas sem afetar a temperatura.



**Figura 10 - Temperaturas da biomassa durante o processo de compostagem.**

Em relação a umidade observou-se que ela se manteve entre 70% e 80% (Figura 11), mesmo com a redução na quantidade de dejetos aplicada no decorrer do tempo. Isso demonstra a redução na capacidade de absorção do substrato e dificuldade de rápida evaporação da água no tempo. O excesso de umidade, acima de 70%, pode levar a ocorrência de anaerobiose na massa de compostagem, o que não é desejado nesse processo. Nesse sentido, a quantidade de dejetos aplicados no substrato e a umidade resultante devem ser melhor investigadas a fim de evitar essas condições de umidade excessiva.





**Figura 11 – Teor de umidade da biomassa durante o processo de compostagem.**

Muitos autores, entre eles Epstein (1997) e Dai Prá et al. (2009) recomendam como umidade ótima valores entre 50 e 60%. A taxa de decomposição, segundo Paillat et al., (2005), é afetada pelo conteúdo de umidade. Assim, acredita-se que a degradação das partículas de maravalha e a oxigenação da pilha foi afetada por este aspecto, permitindo a formação de locais anaeróbios e a emissão de gases com potencial de aquecimento mais elevado.

Os resultados das análises físico químicas demonstraram quedas e aumentos da relação C/N, comportamento que pode estar relacionado à adição em etapas dos dejetos suínos, à nitrificação e desnitrificação, que utilizam a amônia como fonte de crescimento na ausência de oxigênio, impedindo o abaixamento significativo da relação C/N.

O pH permaneceu na faixa de desenvolvimento do processo, que segundo Sesay et al. (1996) esta faixa é entre 4,5 e 9,5. No início da compostagem o pH foi próximo a 8,9 aumentando para 9,2 ao final da fase de absorção.

Nos resultados das análises da biomassa, como esperado, houve uma redução na concentração de carbono orgânico durante o desenvolvimento do processo. A oxidação de compostos de carbono facilmente degradáveis em camadas aeradas das leiras, resulta na produção de CO<sub>2</sub>, água e calor e promove o desenvolvimento do processo, causando consequentemente a redução das concentrações de carbono na massa.

Em contrapartida, a concentração de nitrogênio, fósforo, potássio, cobre e zinco aumentou, enquanto a quantidade de matéria seca diminuiu, principalmente devido a característica dessa fase, que foi a adição dos dejetos suínos em várias etapas, os quais apresentam elevada concentração desses elementos. Além disso, o aumento na quantidade de nitrogênio indica que a sua perda é inferior à quantidade adicionada pelos dejetos suínos a cada nova aplicação e pode estar ocorrendo na mesma ordem de grandeza que a perda de massa natural, água e matéria seca. Pode haver ainda uma redução na concentração de nitrogênio orgânico enquanto ocorre aumento na quantidade de nitrogênio inorgânico e organização do nitrogênio não volatilizado pela biomassa microbiana, conforme observado por Paillat et al. (2004). O aparecimento de nitrato e nitrito também foi observado e aumentou conforme o desenvolvimento do processo, coincidindo a redução das emissões de amônia e aparecimento das emissões de óxido nítrico.

Os resultados bacteriológicos mostraram redução significativa na quantidade de coliformes fecais entre o início e o final do processo. Além disso, não foi observada a presença de *salmonella ssp* na biomassa ao final da primeira fase. Esses resultados demonstraram a capacidade de redução de patógenos causada pela elevada temperatura.

As características físico-químicas do composto apresentadas foram determinadas ao final da fase de absorção, antes da maturação, e por isso, não foram feitas comparações entre as características estabelecidas na IN 25 e 27.

## 4.2 EMISSÃO DE GASES

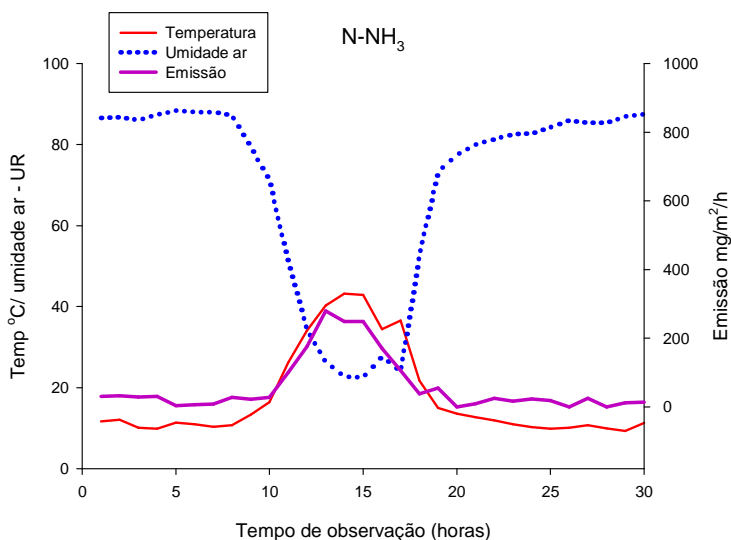
### 4.2.1 N-NH<sub>3</sub> e N-N<sub>2</sub>O

O perfil do comportamento dos gases durante a fase de absorção foi determinado pela média diária de emissões, além da observação das emissões em períodos curtos, que permitiu identificar algumas características que poderiam ser reprimidas pelas médias diárias.

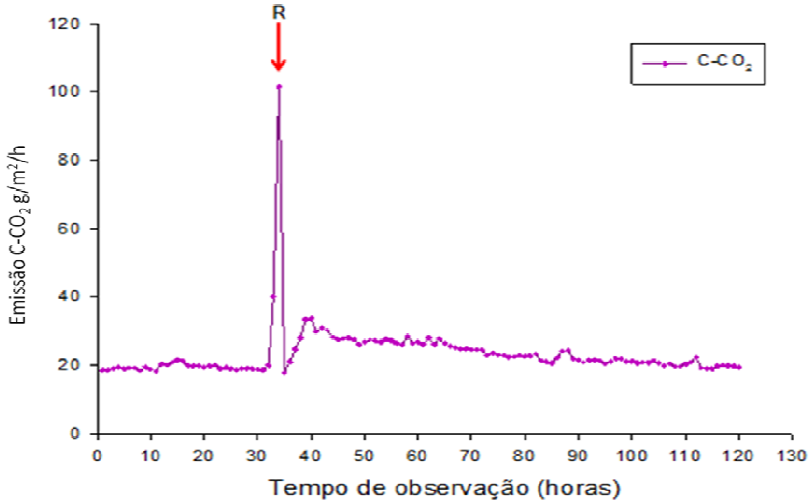
As emissões de N-NH<sub>3</sub> estão representadas na Figura 12, onde é possível identificar que durante o final da manhã ao meio da tarde (10h às 15h) ocorreram os maiores valores de fluxo N-NH<sub>3</sub>, coincidindo com o período mais quente do dia durante os meses de inverno (temperatura ambiente entre 5°C e 40°C). Acredita-se que esse comportamento ocorre devido às trocas gasosas serem favorecidas pela temperatura do ar mais elevada e umidade relativa mais baixa. A relação entre as emissões de NH<sub>3</sub> e a temperatura foi de  $R^2=0,7$ .

Essas flutuações diárias foram mais aparentes nas emissões de  $\text{N-NH}_3$  (Figura 12) e  $\text{H}_2\text{O}$ , enquanto para  $\text{C-CH}_4$  e  $\text{C-CO}_2$  essa influência foi reprimida durante os períodos em que foram realizados revolvimentos e as aplicações na biomassa, e devido à mudança na dinâmica das emissões que, com o desenvolvimento do processo, passou a apresentar pequenas oscilações durante o dia (Figura 13 e 14). As emissões de  $\text{N-N}_2\text{O}$  inicialmente próximas a zero, impossibilitaram a visualização deste comportamento, que só foi constatado quando as emissões aumentaram significativamente (Figura 15).

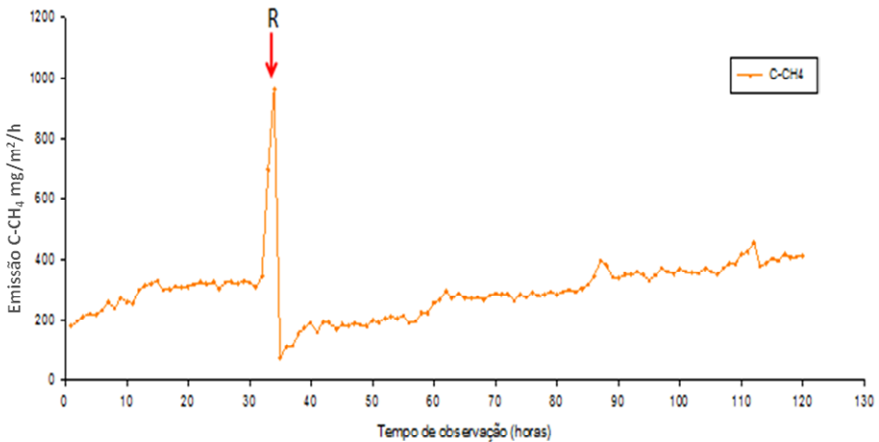
A influência da umidade do ar e da temperatura nas emissões de amônia também foi observada nos trabalhos de Oliveira et al. (1997).



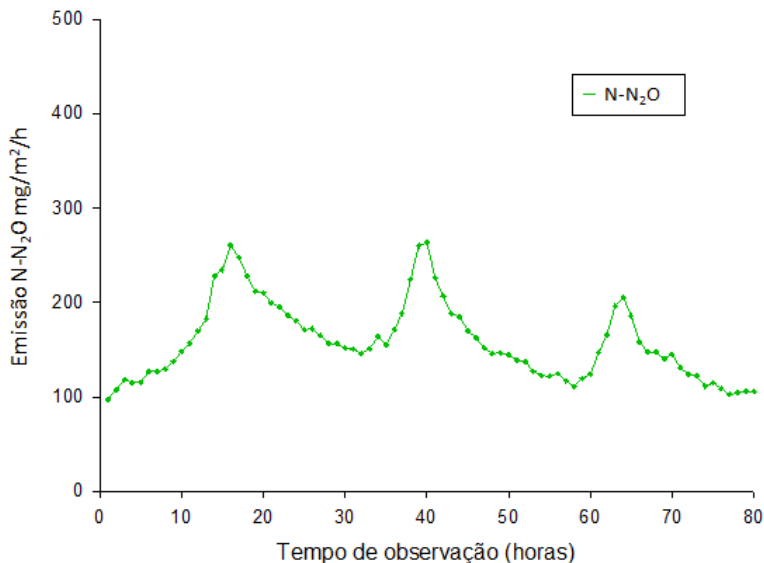
**Figura 12 - Perfil diário de emissões de  $\text{N-NH}_3$ , comportamento da temperatura e umidade relativa do ar.**



**Figura 13 - Perfil de emissão diário de C-CO<sub>2</sub> antes e depois de um revolvimento (R) da biomassa, tempo de observação em horas.**

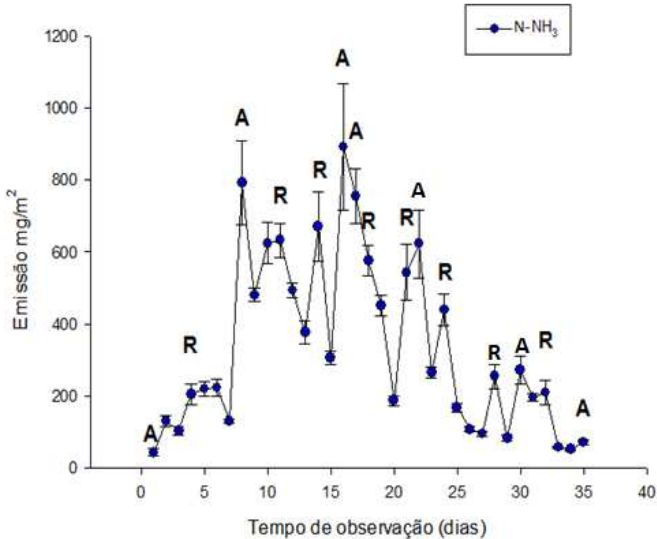


**Figura 14 - Perfil de emissão diário de C-CH<sub>4</sub> antes e depois de um revolvimento (R) da biomassa.**



**Figura 15 - Perfil de emissão de N-N<sub>2</sub>O tempo de observação em horas.**

Outras correlações entre as emissões de gases e as variáveis do processo (umidade, pH, temperatura, N, C e concentração de O<sub>2</sub>) foram observadas por outros autores. Nos estudos de Fukumoto et al. (2003), Osada et al. (2000), Kuroda et al. (1996) Paillat et al. (2005) e Szanto et al. (2007) a correlação entre a temperatura do composto e as emissões de amônia e dióxido de carbono, assim como a influência da concentração de oxigênio e a umidade na produção de metano e óxido nitroso foram constatadas.

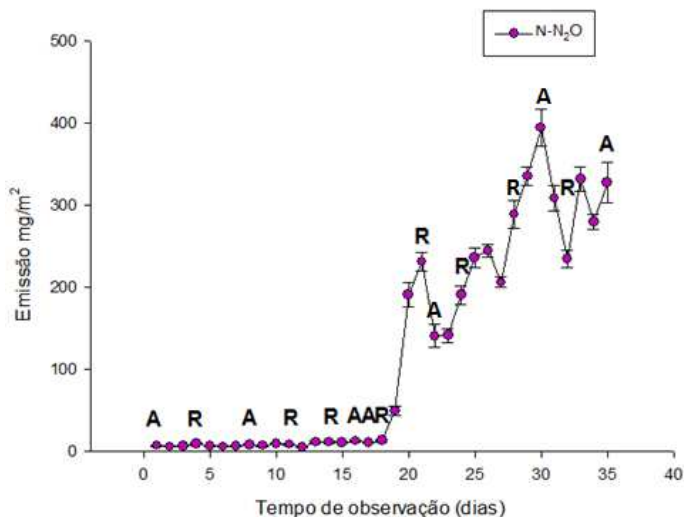


**Figura 16 - Fluxo médio diário de N-NH<sub>3</sub> durante a fase de absorção do processo de compostagem nos períodos de revolvimento (R) e aplicação de dejetos (A).**

Na Figura 15 é possível constatar que durante as primeiras 48 horas da montagem das leiras as emissões de amônia foram baixas, conforme esperado, uma vez que a geração de amônia durante o processo ocorre principalmente a partir da degradação oxidativa de materiais orgânicos pelos microrganismos aeróbios, aumentando gradualmente com o desenvolvimento das comunidades de amonificadores até a segunda aplicação de dejetos suínos, quando então passou a apresentar concentrações mais elevadas nos dias em que foram realizados revolvimentos e aplicações. A concentração de amônia atingiu pico no décimo sexto (16) dia, diminuindo, em seguida, a partir do vigésimo terceiro (23) dia quando praticamente estabilizou durante os períodos em que não foram realizados revolvimentos e aplicações, coincidindo com o resultado do trabalho de Kuroda et al. (1996), onde se observou a estabilização das emissões no vigésimo primeiro (21) dia.

Depois das aplicações, as emissões diminuíram provavelmente devido a umidade adicionada pelos dejetos suínos que provocou uma queda na temperatura e aprisionou a amônia na solução. Dois fluxos competem para a volatilização de N, primeiro ocorre a organização da biomassa microbiana graças à presença de carbono facilmente

degradável no substrato (maravalha) e nos dejetos suínos, em seguida a nitrificação pode ocorrer na camada superior, suficientemente aerada, e onde a temperatura foi mais baixa favorecendo as bactérias mesofílicas. A ocorrência de nitrato e um aumento de dez vezes na concentração entre o décimo oitavo (18) e vigésimo primeiro (21) dia de compostagem demonstra esse processo, observado também por Mancinelli (1992) e Paillat et al. (2004).



**Figura 17 - Fluxo médio diário de N-N<sub>2</sub>O durante a fase de absorção do processo de compostagem, nos períodos de revolvimento (R) e aplicação de dejetos (A).**

Durante cada aplicação um pico de emissão foi observado, provavelmente devido ao N dos dejetos suínos estar predominantemente na forma de íons de amônio em solução (68%) (MARTINS e DEWES 1992; COMONT 2002; PAILLAT 2004). A diminuição nas emissões no decorrer do processo, mesmo com a realização de aplicações, pode ser explicada pela mudança na organização da biomassa microbiana e pela nitrificação (ocorrência de nitrato) além do aumento da umidade.

Conforme Fukumoto et al. (2003a); Ogunwande et al. (2008); Osada et al. (2000); Parkinson et al. (2004) o nível de emissão de NH<sub>3</sub> durante a compostagem varia dependendo de vários fatores ambientais e de gestão. No caso da compostagem com dejetos suínos, a taxa de emissão de NH<sub>3</sub> encontrada por Fukumoto et al. (2003b), Kuroda et al.

(1996), Osada et al. (2000), e Szanto et al. (2007) variou entre 5-60% do total de N inicial. Já Petersen et al. (1998) observaram que a volatilização de  $\text{NH}_3$  e a produção de  $\text{N}_2\text{O}$ , foram de magnitude semelhante na compostagem de dejetos de suínos. Estes autores apuraram que o substrato utilizado como fonte de carbono pode alterar as formas de perdas gasosas de N favorecendo ou diminuindo as emissões  $\text{N}_2\text{O}$ . Além disso, Paillat et al. (2005) constataram que maior quantidade de carbono orgânico pode favorecer a imobilização do nitrogênio pelos microrganismos e as emissões na forma de  $\text{CO}_2$  e  $\text{NH}_3$ .

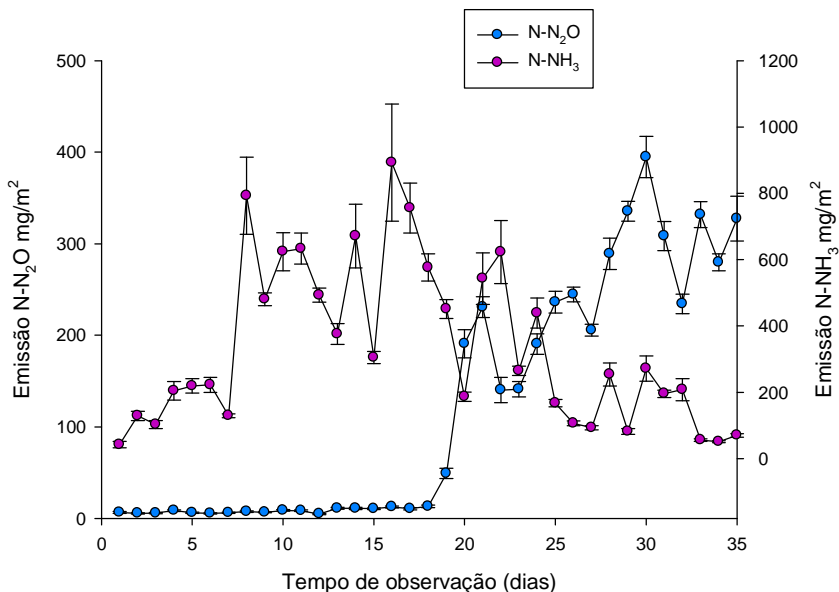
A quantidade de nitrogênio perdida na forma de  $\text{N-NH}_3$  durante a realização deste experimento foi 7,67% do nitrogênio total aplicado na compostagem. Este resultado foi semelhante ao encontrado por Fukumoto e Inubushi (2009) que durante a compostagem ativa observaram perdas de 9,5% do nitrogênio inicial na forma de  $\text{NH}_3$ .

A elevada perda de N durante a compostagem de dejetos suínos diminui o potencial fertilizante do composto (REN et al., 2010; FUKUMOTO et al., 2011). Essas perdas podem ser favorecidas por alguns aspectos do processo, como a elevada concentração de N no material a ser decomposto (MATSUMURA et al., 2010), a taxa de aeração (KADER et al., 2007; SHEN et al., 2011), além do pH e da temperatura (TRAN et al., 2011).

As emissões de  $\text{N-NH}_3$  e  $\text{N-N}_2\text{O}$  totalizaram 1,2 kg, 73,55% na forma de  $\text{N-NH}_3$  e 25,61% como  $\text{N-N}_2\text{O}$ , segundo Peigé e Grardin (2004), as emissões de  $\text{NH}_3$ , muitas vezes, representam o principal gás de nitrogênio emitido durante a compostagem. Para He et al. (2001), ao contrário do observado neste trabalho, o óxido nitroso é emitido principalmente após a compostagem ativa porque a nitrificação mediada por organismos mesófilos é um pré-requisito necessário para a geração de  $\text{N}_2\text{O}$ .

Além disso, Mancinelli (1992) e Hellman et al. (1997) também apontam a nitrificação e a desnitrificação como o principal processo formador de óxido nitroso, destacando que a nitrificação não ocorre em temperaturas altas, superiores a  $40^\circ\text{C}$ .

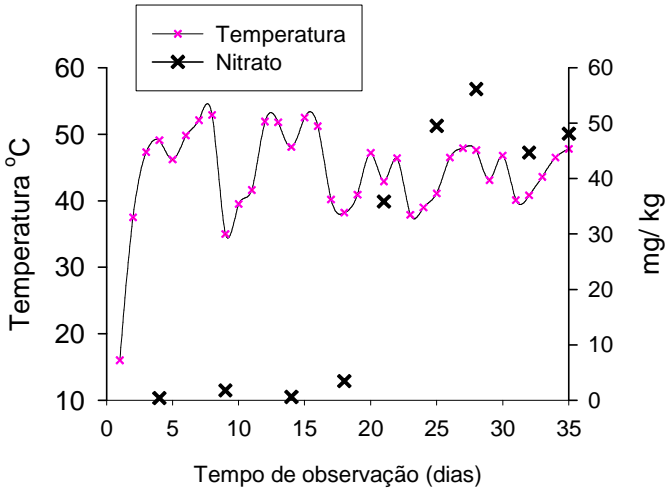




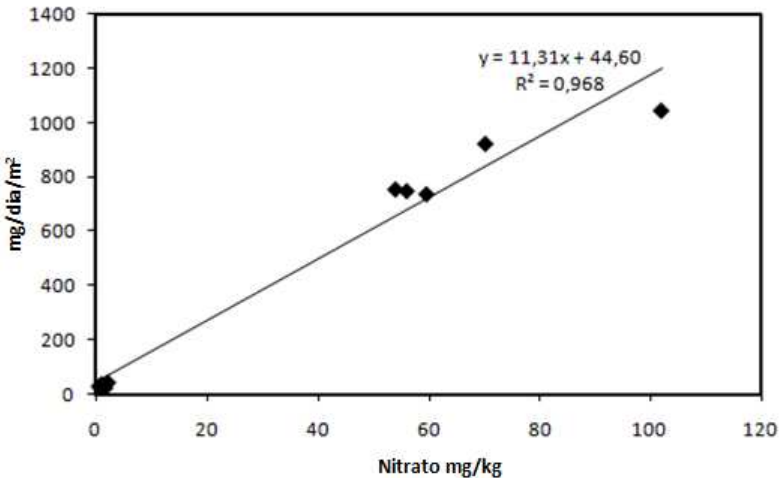
**Figura 18 - Fluxo médio diário de N-N<sub>2</sub>O e N-NH<sub>3</sub>.**

Verifica-se na Figura 18, que houve um aumento na quantidade de óxido nítrico emitido durante a fase de absorção no momento que a concentração de N-NH<sub>3</sub> diminuiu. Em paralelo a temperatura na pilha de compostagem manteve-se entre 38°C e 50°C. E houve aumento na concentração de nitrato na biomassa (Figura 19) indicando o início da nitrificação na superfície da pilha, onde a concentração de oxigênio é mais elevada e as temperaturas são inferiores às registradas no centro da pilha.

Além disso, a relação entre as emissões de N-N<sub>2</sub>O e a quantidade de nitrato na biomassa foi de  $R^2=0,96$  (Figura 20).



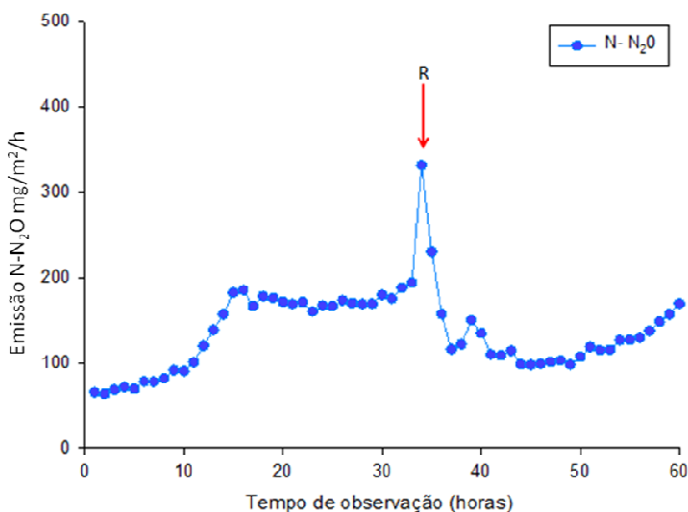
**Figura 19 - Temperatura no centro da pilha de compostagem e quantidade de nitrato na biomassa.**



**Figura 20 - Correlação entre a emissão de N-N<sub>2</sub>O e quantidade de nitrato na biomassa.**

No início da compostagem os microrganismos utilizam o oxigênio como fonte de energia para oxidação de compostos de carbono, limitando a produção de nitrato. Com o esgotamento das fontes de

carbono de fácil biodegradabilidade o nitrato passa a ser produzido na superfície da leira. Acredita-se que com os revolvimentos freqüentemente realizados o nitrato foi deslocado para as camadas inferiores da leira, onde em locais anaeróbios foi desnitrificado, produzindo  $N_2O$  (FUKUMOTO et al., 2003). Conforme Oenema et al. (2005) o  $N_2O$  é um produto intermediário do processo de desnitrificação e pode ser perdido na forma de gás quando a taxa de produção de  $N_2O$  e a taxa de consumo são diferentes. Assim, o  $N-N_2O$  produzido nas camadas inferiores da pilha em compostagem foi liberado de forma mais intensa durante os revolvimentos (Figura 21).



**Figura 21 - Perfil de emissões de N-N<sub>2</sub>O durante a realização do revolvimento da biomassa (R – revolvimento).**

Durante o desenvolvimento deste experimento foi possível distinguir três zonas bastante distintas nas leiras em compostagem: uma zona inferior onde havia a presença de líquido saturado após as aplicações, outra intermediária muito úmida e uma camada superior mais seca e arejada. A ocorrência destas camadas para Béline (2001) favorece a alternância entre anoxia e oxigenação, de modo que a ação de nitrificação/desnitrificação é espacial, em vez de ser sequenciada como no caso de um reator biológico.

Osada et al. (2000) quantificaram as emissões de óxido nitroso, amônia e metano do processo de compostagem com aeração forçada

para tratamento dos dejetos suínos. Esses autores encontraram elevadas emissões de  $\text{NH}_3$ ,  $\text{CH}_4$  e  $\text{N}_2\text{O}$  na fase precoce da compostagem. Cerca de 10% a 25% do nitrogênio na matéria-prima foi perdido como  $\text{NH}_3$  durante a compostagem. Eles observaram que a taxa de emissão de  $\text{NH}_3$  depende principalmente da taxa de arejamento e a alta proporção de porções anaeróbias no material em compostagem conduz à maiores taxas de emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CH}_4$  durante o processo. Para Oenema et al. (2005) a quantidade de  $\text{N}_2\text{O}$  produzido a partir da desnitrificação depende da ausência de oxigênio molecular e da presença de  $\text{NO}_3$  e de carbono orgânico metabolizável.

Conforme estudo realizado por Maeda et al. (2010) para identificar as fontes de  $\text{N}_2\text{O}$  em processo de compostagem para tratamento dos dejetos de bovinos, as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$ , logo após o revolvimento do composto, são causadas pelo processo de desnitrificação. Com base na redução acumulada de  $\text{N-NO}_2 - \text{N-NO}_3$  após o revolvimento, a desnitrificação foi identificada como a principal fonte de emissões de  $\text{N}_2\text{O}$ . Para os autores a nitrificação que ocorreu principalmente na camada superficial da pilha contribuiu para as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  entre os revolvimentos.

Ainda segundo esses autores, o oxigênio fornecido pela realização dos revolvimentos inibe a desnitrificação e provoca uma diminuição nas emissões  $\text{N}_2\text{O}$ . Na Figura 21 é possível observar esse comportamento, pois após os revolvimentos as emissões de  $\text{N-N}_2\text{O}$  diminuem até o esgotamento do oxigênio. O pico provocado pelo revolvimento é que permite a liberação do  $\text{N}_2\text{O}$  aprisionado na biomassa.

Além da produção microbiológica de  $\text{N}_2\text{O}$ , este pode ser formado quimicamente em reações que envolvem  $\text{NO}_2$  sob condições ácidas (VENTEREA e ROLSTON 2002). Como não houve o desenvolvimento de condições ácidas na biomassa no presente trabalho, acredita-se que a formação de  $\text{N}_2\text{O}$  foi exclusivamente pelo processo de nitrificação e desnitrificação.

As observações de Maeda et al. (2010) sugerem ainda que a adição de N na forma inorgânica favorece a desnitrificação, resultando em emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  mais elevadas. Estes autores também indicam a existência de uma comunidade única de bactérias desnitrificantes associadas a emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  no processo de compostagem de dejetos suínos. Yu et al. (2001) apontam o oxigênio e o teor de umidade das matérias primas como capazes de influenciar a ocorrência de nitrificação e desnitrificação.

#### 4.2.2 C-CO<sub>2</sub> e C-CH<sub>4</sub>

O processo de degradação da matéria orgânica sob condições aeróbias produz CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O e calor metabólico responsável pelo aquecimento da pilha de compostagem. O perfil das emissões de C-CO<sub>2</sub> apresentou oscilações de concentração durante o dia. Considerando toda a fase de absorção percebe-se também outras oscilações como as provocadas pelos revolvimentos e aplicações. A concentração de C-CO<sub>2</sub> diminuiu no quinto dia e permaneceu na faixa de 3.000 mg/m<sup>2</sup> por 4 dias. No décimo primeiro dia um pico de 4.000 mg/m<sup>2</sup> foi registrado, em seguida as emissões diminuíram e permaneceram entre 2.000mg/m<sup>2</sup> e 3.500 mg/m<sup>2</sup> até o final desta fase (Figura 22).

A produção de dióxido de carbono é inicialmente devido à oxidação do carbono presente no substrato e nos dejetos suínos, depois diminui levemente provavelmente devido à diminuição da porosidade da pilha e aumento da umidade, que afeta a difusão do oxigênio (MUSTIN, 1987).

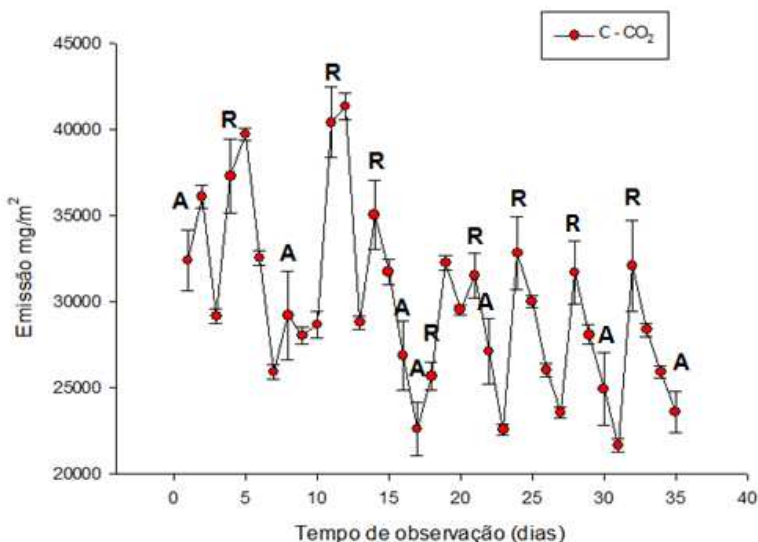
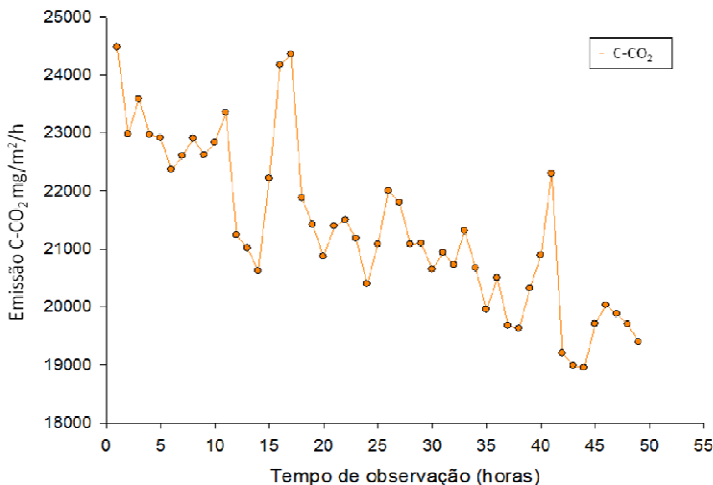


Figura 22 - Fluxo médio diário de C-CO<sub>2</sub> durante a fase de absorção do processo de compostagem, onde (A) representa as aplicações e (R) representa os revolvimentos.



**Figura 23 - Perfil horário das emissões de C-CO<sub>2</sub>.**

Pelo perfil das emissões de C-CO<sub>2</sub> é possível observar nitidamente, durante todo o processo, nitidamente a dinâmica da biomassa em função da concentração de oxigênio (Figura 23). A realização dos revolvimentos permite a oxigenação da pilha temporariamente e o aumento da atividade dos microrganismos resultando em um pico de emissões que decresce conforme se distancia o momento do revolvimento. Uma parte das emissões de C-CO<sub>2</sub> pode ser resultado de reações anaeróbicas, incluindo a digestão de compostos facilmente degradáveis na ausência de oxigênio (PAILLAT et al., 2005).

A oxidação do carbono em CO<sub>2</sub> pela biomassa coincidiu com o conteúdo de carbono total reduzido durante o processo e com o padrão das emissões. Cerca de 38,9% do carbono inicial foi perdido na forma de C-CO<sub>2</sub> (95,8%) e C-CH<sub>4</sub> (4,17%).

Golueke (1997) observou um desprendimento de 2/3 do carbono inicial do material em compostagem na forma de CO<sub>2</sub> e 1/3 foi combinado com nitrogênio na célula viva, provocando um aumento na concentração de nitrogênio total durante a compostagem.

Hellebrand e Kalk (2001) estudaram as emissões de monóxido de carbono durante a compostagem de dejetos suínos e resíduos verdes e concluíram que 99% do C perdido foi na forma de CO<sub>2</sub>. Em outros

trabalhos Wolter et al. (2004), Hobson et al. (2005) e Paillat et al. (2005) concluíram que a perda de C através da emissão de  $\text{CO}_2$  é maior que a de  $\text{CH}_4$ .

Além disso, Manios et al., (2007) observaram que a proporção de substrato utilizado no processo de compostagem para tratamento de resíduos da produção de azeite de oliva afetou as emissões de  $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$ , de forma que quanto maior a relação substrato resíduo menores as emissões de  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$ , pois a disponibilidade de carbono orgânico afeta a produção desses gases.

Grande parte do C- $\text{CH}_4$  emitido durante o processo de compostagem é provavelmente produzido nas camadas mais inferiores da leira onde as condições permitem o desenvolvimento de locais anaeróbios, porém em menores quantidades pode ser oxidado nas camadas superiores da leira pela biomassa metanotrófica (JÄCKEL et al., 2004; WILSHUSEN et al., 2004).

O perfil das emissões de C- $\text{CH}_4$  (Figura 24 e 25) encontrado neste trabalho foi inversamente proporcional ao perfil das emissões de C- $\text{CO}_2$ , ou seja, os revolvimentos provocaram redução nas emissões por um período de 3 dias, e as aplicações de dejetos aumentaram as concentrações emitidas. Esse aspecto reforça a existência de momentos de elevada redução na concentração de oxigênio da leira, indicando que as concentrações de oxigênio (cerca de 5%) registradas antes dos revolvimentos favoreceram o desenvolvimento de locais anaeróbios nas camadas mais profundas e intermediárias da leira. Também foi observado redução significativa na concentração de oxigênio durante as primeiras 4 horas após o término do revolvimento. Esse comportamento nos leva a acreditar que os picos de C- $\text{CO}_2$  e N- $\text{NH}_3$  observados nesses dias são resultantes da atividade acelerada da biomassa, e as emissões de C- $\text{CH}_4$  e N- $\text{N}_2\text{O}$  horas após o término do revolvimento foram reprimidas pela concentração de oxigênio.

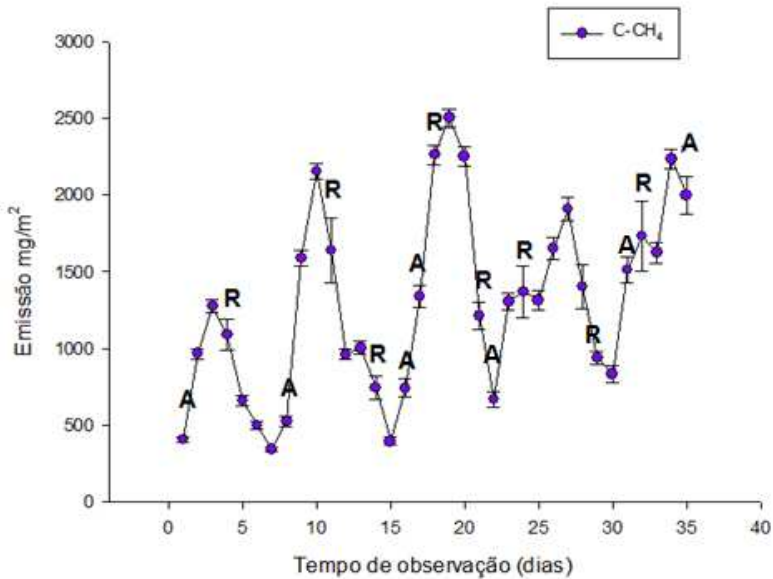


Figura 24 - Fluxo médio diário de C-CH<sub>4</sub> durante a fase de absorção do processo de compostagem, onde (A) representa as aplicações e (R) representa os revolvimentos.

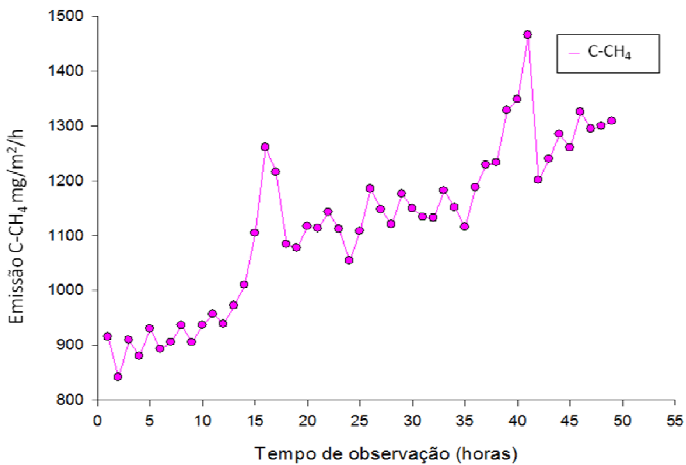


Figura 25 - Perfil horário das emissões de C-CH<sub>4</sub>.



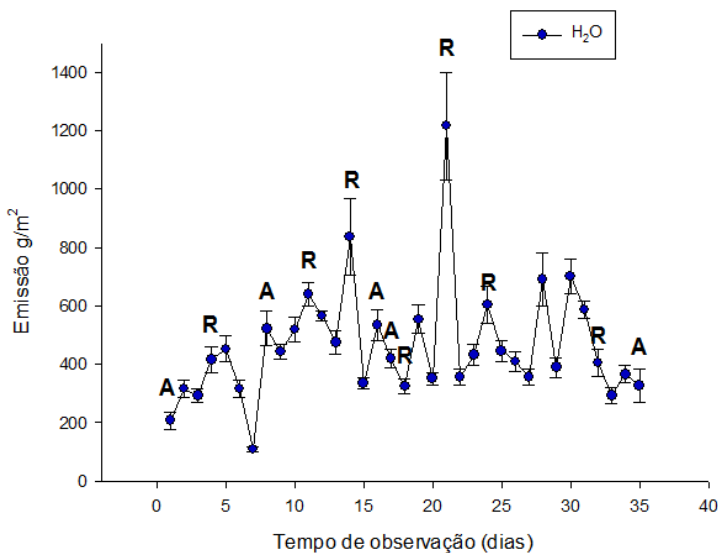
Fukumoto et al. (2003) observaram que o tamanho da leira está diretamente relacionado à formação de locais anaeróbios e emissão de  $\text{CH}_4$ . A alteração do tamanho da leira de compostagem foi apontada como a principal responsável pela mudança dos padrões de emissão, isto é, devido ao número e tamanho dos sítios anaeróbios.

Haga et al. (1998) mostraram ainda que o tamanho das porções anaeróbias estabelecidas diminuí em função do amadurecimento do composto.

Para Sommer e Moller (2000) a compostagem com revolvimento manual produz  $\text{CH}_4$  em quantidades relativamente significativas em comparação com métodos de compostagem em que as taxas de aeração adequadas são garantidas e a produção de  $\text{CH}_4$  é insignificante.

O controle na emissão do  $\text{CH}_4$ , segundo Park et al. (2011), pode ser eficiente aplicando o manejo adequado de revolvimento, proporcionando aeração adequada para evitar a formação de locais anaeróbios.

Na Figura 26 observa-se o comportamento do vapor perdido durante o processo de compostagem, destacando-se que os revolvimentos provocaram maior perda de água da biomassa.

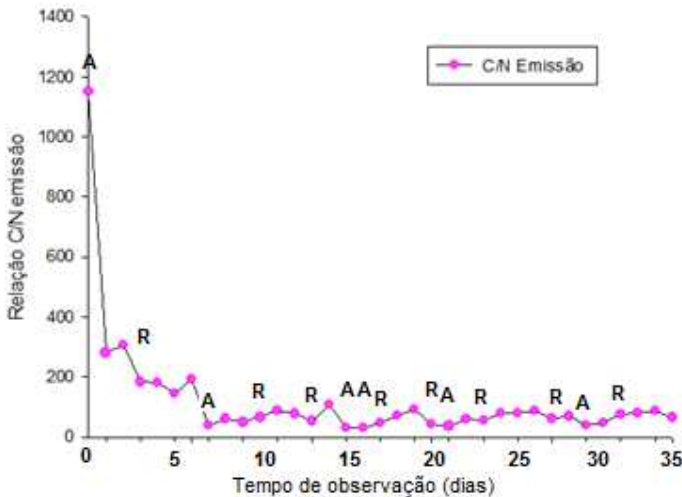


**Figura 26 - Perfil de emissões de  $\text{H}_2\text{O}$ , durante os períodos de revolvimento (R) e aplicação (A) de dejetos.**

### 4.2.3 Relação C/N dos gases

A relação C/N do gás emitido foi muito elevada no primeiro dia de compostagem 1180, em seguida diminuiu e se manteve abaixo de 100, devido ao aumento nas emissões de N-NH<sub>3</sub> e N-N<sub>2</sub>O, além disso, não se observou variações significativas provocadas pelas aplicações ou revolvimentos (Figura 27).

Ao final da fase de absorção Paillat et al. (2005) encontraram uma relação C/N de emissão de 31, enquanto no presente trabalho foi observada uma relação de 64,8, o que indica que as emissões de C-CO<sub>2</sub> e C-CH<sub>4</sub>, em relação à produção de N-NH<sub>3</sub> e N-N<sub>2</sub>O, ao final da fase de absorção foram superiores às encontradas por Paillat.

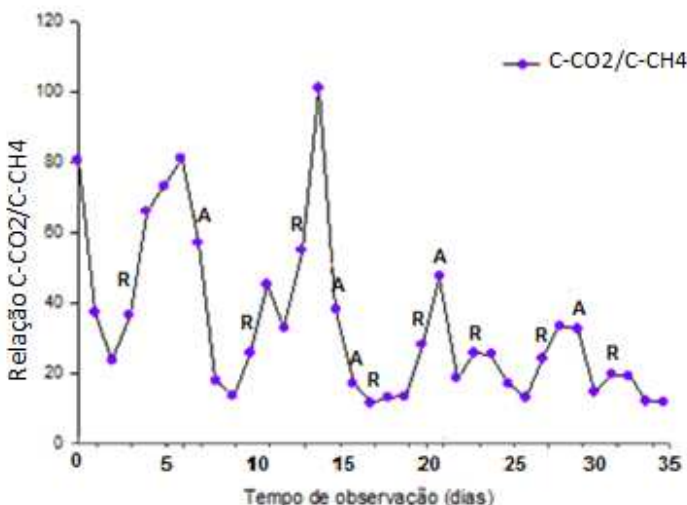


**Figura 27 - Perfil da relação C/N de gases emitidos durante a fase de absorção, revolvimento (R) e de aplicação (A) de dejetos.**

A relação entre C-CO<sub>2</sub> e C-CH<sub>4</sub> (Figura 28) foi geralmente superior a 25, particularmente quando se realizou as aplicações. Após os revolvimentos houve aumento da relação durante três dias devido a maior produção e liberação de C-CO<sub>2</sub> ocasionada pelo aumento das concentrações de oxigênio. Após as aplicações observou-se uma redução na relação devido o aumento das concentrações de C-CH<sub>4</sub> e diminuição do C-CO<sub>2</sub>, possivelmente provocadas pelo aumento de umidade. Ao final da fase de absorção a relação C-CO<sub>2</sub>/C-CH<sub>4</sub> estava

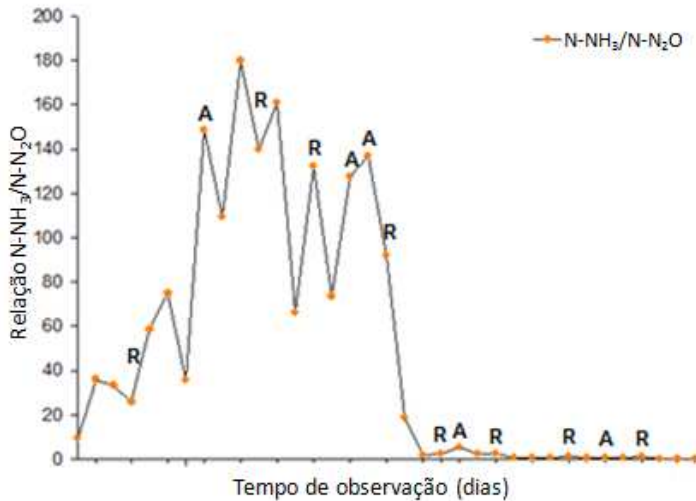
11,7, indicando uma redução nas emissões de C-CO<sub>2</sub> em relação à significativa emissão de C-CH<sub>4</sub>.

Com base nas emissões cumulativas, 95,89% do carbono foi emitido como C-CO<sub>2</sub> e 4,17% como C-CH<sub>4</sub>. Os gases de nitrogênio N-NH<sub>3</sub> e N-N<sub>2</sub>O representam uma pequena parte das emissões medidas em relação ao carbono emitido, principalmente como C-CO<sub>2</sub>.



**Figura 28 - Perfil da relação C-CO<sub>2</sub>/C-CH<sub>4</sub> de gases emitidos durante a fase de absorção, de revolvimento (R) e de aplicação (A) de dejetos.**

A razão entre emissões de N-NH<sub>3</sub> e N-N<sub>2</sub>O (Figura 29) foi baixa nos primeiros dias de compostagem devido às concentrações estarem baixas em ambas as formas, em seguida com o desenvolvimento do processo as emissões de N-NH<sub>3</sub> aumentaram consideravelmente, aumentando a relação. Quando as emissões de N-N<sub>2</sub>O ultrapassaram as de N-NH<sub>3</sub>, a relação diminuiu para abaixo de 1. Observando a Figura 28 é possível perceber que a relação N-NH<sub>3</sub>/N-N<sub>2</sub>O apresentou comportamento inversamente proporcional as emissões de N-N<sub>2</sub>O.



**Figura 29 - Perfil da relação N-NH<sub>3</sub>/N-N<sub>2</sub>O de gases emitidos durante a fase de absorção, de revolvimento (R) e de aplicação (A) de dejetos.**

#### 4.2.4 Horário recomendado para medições

A fim de orientar as medições dos fluxos de gases, na Figura 30, 31, 32, 33, 34, 35, 36 e 37 são apresentados os fluxos médios diários de C-CO<sub>2</sub>, C-CH<sub>4</sub>, N-NH<sub>3</sub> e N-N<sub>2</sub>O, em função do horário de avaliação pela média de 15 medições por hora com 4 minutos de intervalo entre cada medição. Observa-se nas Figuras que os perfis apresentam uma grande variação de acordo com o desenvolvimento do processo.

Os fluxos de C-CO<sub>2</sub> medidos nos primeiros dias da fase de absorção (Figura 30) durante o final da manhã, o início da tarde e início da madrugada se mantiveram bastantes próximos ao fluxo médio diário. No vigésimo (20) dia de compostagem (Figura 31) os fluxos que se mantiveram mais próximos da média diária foram no final do dia entre as 18 e 22 horas. Assim sugere-se que durante os processos de compostagem para tratamento dos dejetos suínos realizados no inverno, as medições de C-CO<sub>2</sub> sejam realizadas nos períodos indicados acima, conforme o desenvolvimento do processo.

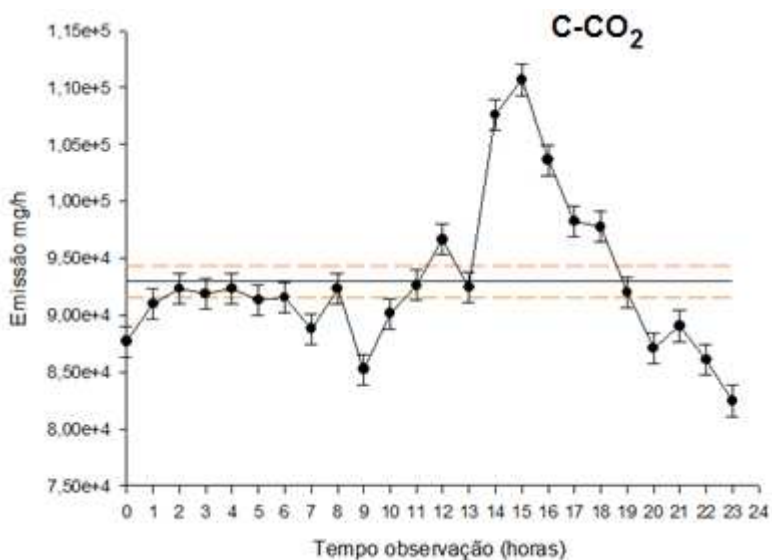


Figura 30 - Perfil de emissão nos primeiros dias da fase de absorção do processo de compostagem.

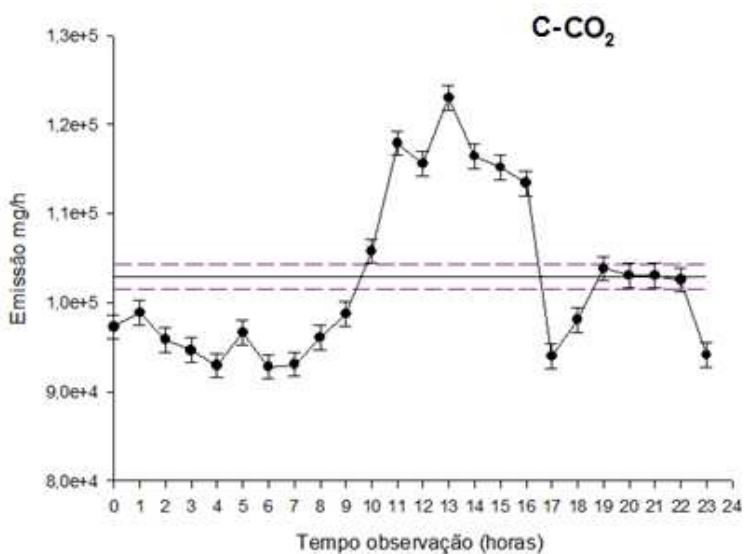
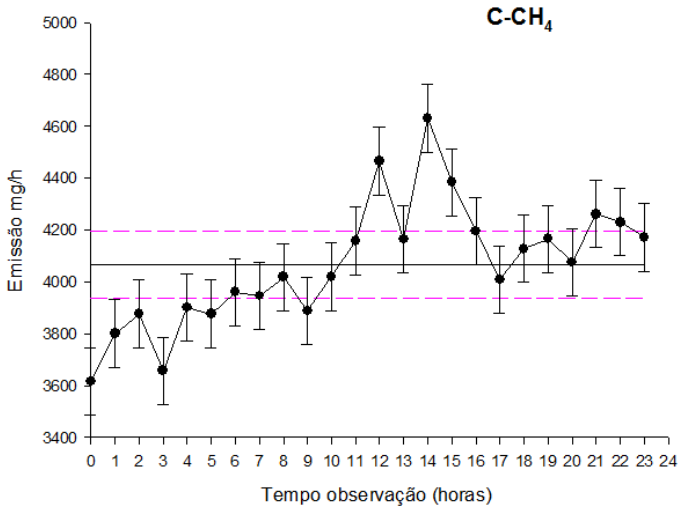
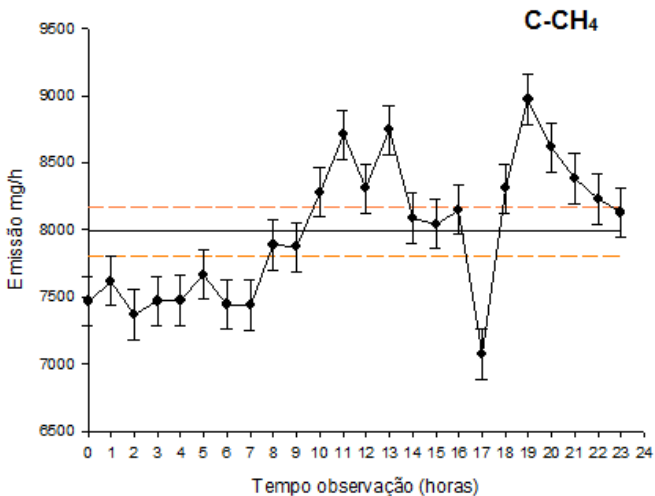


Figura 31 - Perfil de emissões no vigésimo (20) dia de compostagem.

Para as emissões de metano, os fluxos de C-CH<sub>4</sub> medidos durante o início e final da fase de absorção podem ser observados nas Figuras 32 e 33.

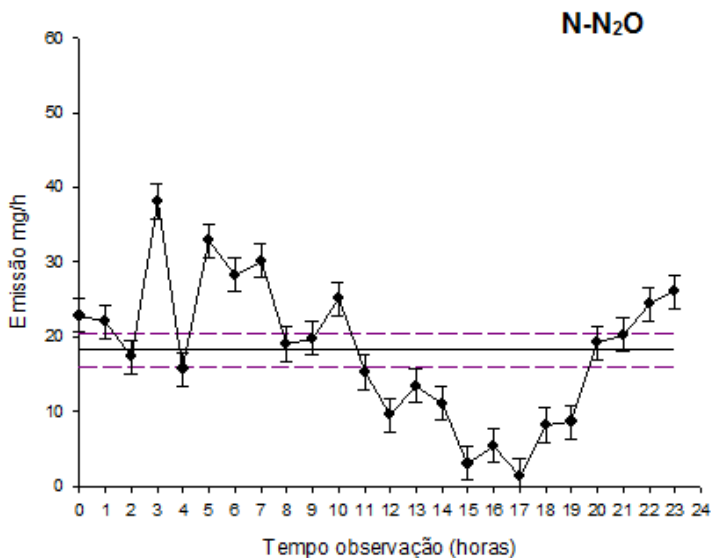


**Figura 32 - Perfil de emissão nos primeiros dias da fase de absorção do processo de compostagem.**

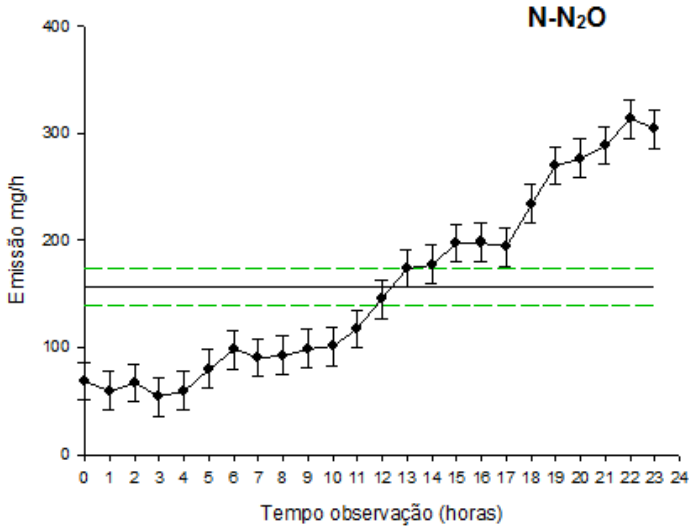


**Figura 33 - Perfil de emissões no vigésimo (20) dia de compostagem.**

O comportamento das emissões de N-N<sub>2</sub>O (34 e 35) demonstraram a dificuldade em estabelecer horários adequados para realizar as medições representativas as médias diárias. No início do processo é possível identificar vários horários, 2h, 8h, 9h e 20h, porém, conforme o processo se desenvolve e as emissões de óxido nitroso aumentam consideravelmente, não é mais possível estabelecer indicativos de horários que coincidem com a média diária, pois o comportamento da emissão é ascendente no decorrer do dia.



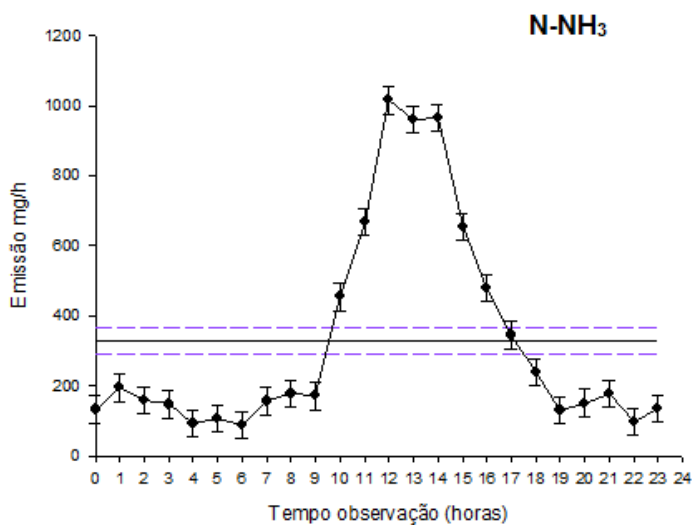
**Figura 34 - Perfil de emissão nos primeiros dias da fase de absorção do processo de compostagem.**



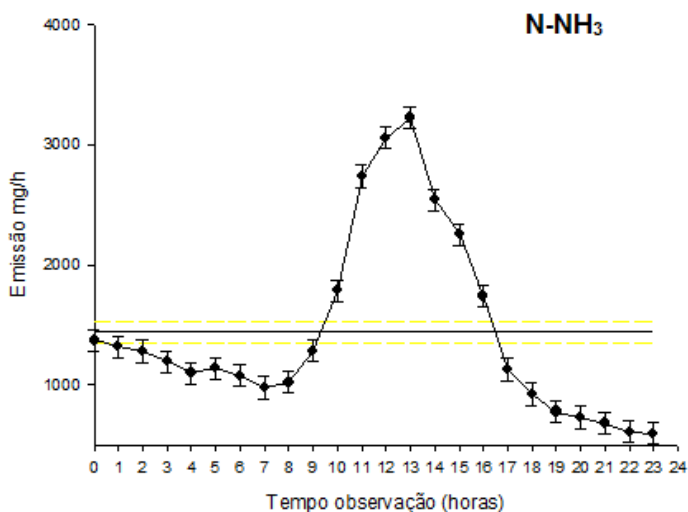
**Figura 35 - Perfil de emissões no vigésimo (20) dia de compostagem.**

Coincidentemente também não foi observado nenhum horário que se assemelha à media diária de N-NH<sub>3</sub> no vigésimo (20) dia de compostagem, apenas no início do processo o horário das 17h foi semelhante (36 e 37).





**Figura 36 - Perfil de emissão nos primeiros dias da fase de absorção do processo de compostagem.**

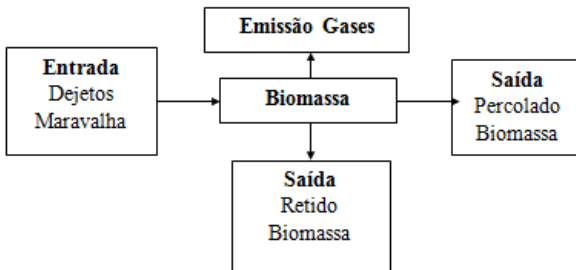


**Figura 37 - Perfil de emissões no vigésimo (20) dia de compostagem.**

Considerando as figuras 30 a 37 recomenda-se que durante o inverno o monitoramento das emissões deve ser realizado entre às 9 e 12h e entre às 17 e 20h a fim de captar a amplitude da variabilidade diária do fluxo dos gases emitidos e permitir assim a obtenção de valores médios diários próximos da realidade.

### 4.3 Balanço de massa

Na Tabela 10 apresenta-se o balanço de massa realizado durante a fase de absorção do processo de compostagem para os elementos voláteis. O balanço de massa foi determinado através da quantificação das **estradas** (dejetos + maravalha) no processo de compostagem e pelas **saídas** que podem ser considerados como a soma dos elementos que ficaram retidos na biomassa e perdidos via percolação (Figura 38).



**Figura 38 – Diagrama especificando as entradas e saídas do processo de compostagem consideradas no balanço de massa.**

O balanço de fósforo e a concentração de água, por serem elementos estáveis, foram usados na quantificação dos erros gerados pela metodologia utilizada.

Segundo Paillat et al. (2004) o fósforo apresenta perdas muito baixas (<0,5%), pois não é volatilizado e é pouco solúvel, podendo ser utilizado para determinar as perdas de outros elementos durante a compostagem.

Em função da falta de representatividade na amostragem, nas medições de volume dos dejetos suínos, na pesagem da biomassa e nas incertezas analíticas, aceitou-se como satisfatório o erro de  $\pm 10\%$  que representa o somatório dos erros que podem ter ocorrido nas variáveis apontadas acima. O valor de 10% atribuído com erro aceitável foi

recomendado por Paillat et al. (2004) após determinar as emissões de gases em sistemas de compostagem desenvolvidos na França.

**Tabela 10 - Balanço de massa dos elementos voláteis, Água (kg) Matéria Natural – MN (kg), Massa Seca - MS (kg), Matéria Orgânica MO (kg), Carbono orgânico - C (kg) e Nitrogênio total - N (kg).**

	Água	MN	MS	MO	C	N
Entradas (1)	2.485,16	2.935,97	450,80	406,90	233,77	11,63
Saídas (2)	1.124,49	1.448,26	323,77	288,32	142,82	6,88
Perda (1-2)	1.360,67	1.487,71	127,03	118,58	90,95	4,75
Emissão Gases*	1.221,55	-	-	-	80,96	1,21
Gases/perda	139,12	-	-	-	9,99	3,55
% Gases/perda	10,22	-	-	-	10,98	74,73
Perda %	54,75	50,67	28,18	29,14	38,90	40,84

\*Como Emissão Gases: Entende-se como a soma de CO<sub>2</sub> + CH<sub>4</sub> para o caso do C e NH<sub>3</sub>+N<sub>2</sub>O para N, sendo o total de H<sub>2</sub>O.

Através do balanço da água (Tabela 10) observou-se redução de 54,75% na quantidade total de água entre a entrada e a saída na biomassa no sistema de compostagem. O vapor de água medido na forma de gás representa 89,77% da perda total de água que entrou na biomassa. Pode-se atribuir a perda de água pela quantidade de calor produzida durante o processo de degradação da matéria orgânica uma vez que, foi registrada temperatura média na biomassa de 46°C.

Paillat et al. (2005) encontraram perda de água na ordem de 56% durante a fase de impregnação dos dejetos suínos ao substrato, porém a temperatura na biomassa não ultrapassou os 40°C, o que equivale a uma temperatura menor em 6°C em relação ao que foi registrado no presente experimento.

A diferença entre a perda de água observada (1.360,67 kg) e o que foi medido como emissão de água (1.221,55 kg) representou 10,22%. Essa diferença indica o erro observado na determinação das emissões da evaporação d'água. A entrada de água, na biomassa, foi de 2.485,16 kg, sendo que 2.453kg estavam presentes nos dejetos líquidos de suínos e 32 kg restantes entraram via maravalha (Figura 38).

A biomassa expressa na matéria natural teve redução de 50,67%, sendo que deste total a água representou 82% dessa perda.

Paula e Cezar (2011) em experimento realizado com compostagem de resíduos orgânicos, encontraram 55% de redução da massa inicial, enquanto Pereira Neto (1996) aponta como eficiente os processos de compostagem que apresentam redução na ordem de no mínimo 40%.

A quantidade de biomassa expressa na base da matéria seca durante o processo de compostagem reduziu 28%, podendo atribuir isto à provável oxidação de compostos de carbono facilmente degradáveis, que resulta na produção de CO<sub>2</sub> que é perdido na forma de gás e provoca a perda de matéria seca. O resultado encontrado é semelhante ao encontrado por Paillat et al. (2005) que foi de 20%.

Os resultados obtidos no balanço de massa para a matéria orgânica neste experimento indicaram perda de 29,14% de matéria orgânica. Paillat et al. (2005) e Callarec et al. (2002) encontraram perdas de 46% e 25%, respectivamente.

**Tabela 11 - Balanço de massa elementos não voláteis, Massa Mineral -MM (kg), Fósforo – P (kg), Potássio – K (kg), Cobre - Cu (kg) e Zinco - Zn (kg).**

	MM	P	K	Cu	Zn
Entrada (1)	43,90	3,11	3,68	0,05	0,38
Saída (2)	35,45	3,02	2,21	0,05	0,35
Perda (1-2)	8,45	0,10	1,47	0,0	0,02
Perda %	19,25	3,08	39,89	-	7,89

Na Tabela 11 apresenta-se o balanço de massa para a matéria mineral para elementos não-voláteis. Verifica-se diferença de 19,25% ou seja, 8,45 kg entre a entrada e a saída deste elemento. Considerando as perdas dos elementos minerais, fósforo, cobre, zinco e potássio determinados no estudo, chegar-se-ia a 1,572kg, que representa 18,5% da matéria mineral perdida durante a compostagem.

Na Figura 40 percebe-se que a fração mais significativa de matéria mineral foi a dos dejetos suínos devido à concentração elevada dos elementos fósforo, potássio, cobre e zinco. Essa diferença pode ser fortemente atribuída à perda de potássio (39,89%), já que nos dejetos suínos está na forma solúvel, facilitando as perdas durante a percolação.

Para o potássio, a perda de massa encontrada no balanço foi de 39%, enquanto para o fósforo foi 3,08% e Cu não apresentou perda

significativa ( $<1\%$ ). Já para Zn a perda foi de 7,89%, estando dentro da margem considerada como erro analítico.

O resultado encontrado para o potássio foi superior em 16% ao encontrado por Paillat et al. (2004) na fase de absorção, que identificaram perda de 23%.

Nas Figuras 39, 40 e 41 é possível visualizar de forma mais clara o balanço de massa com as respectivas frações de cada elemento que ingressou no sistema de compostagem pela maravalha ou dejetos suíno.

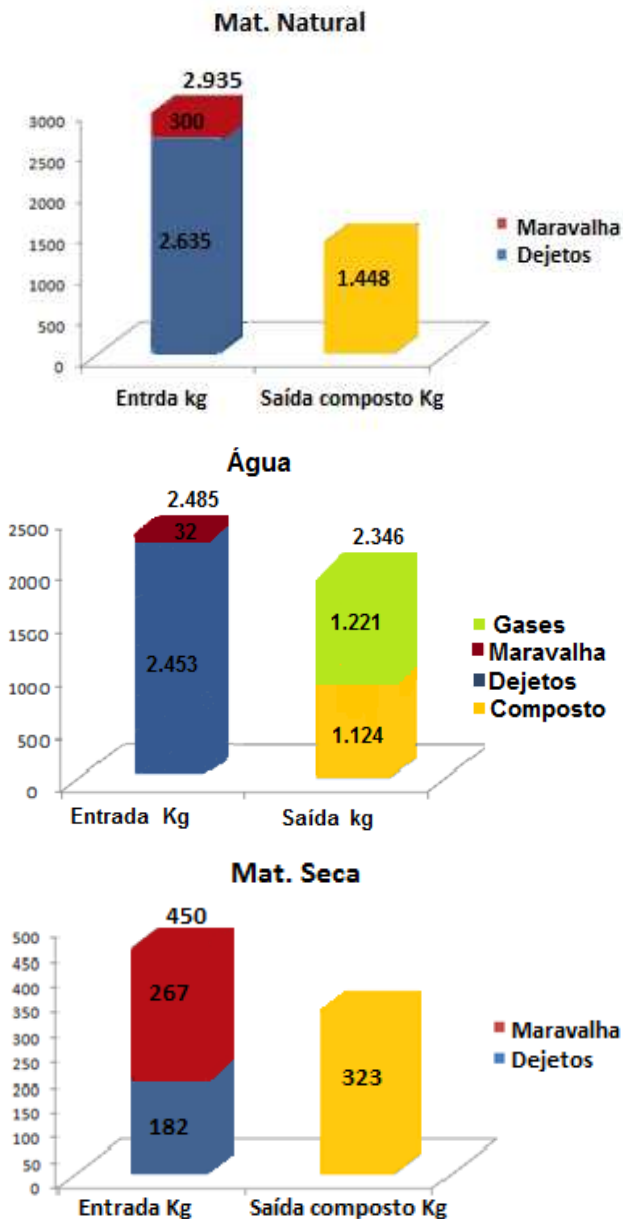


Figura 39 - Balanço de matéria natural, água e matéria seca, com entradas e saídas detalhadas.

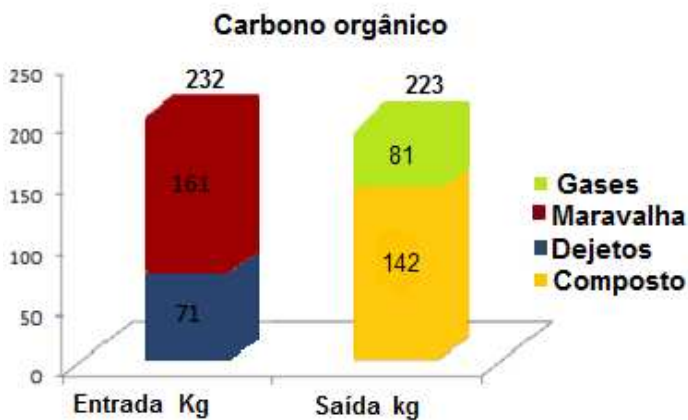
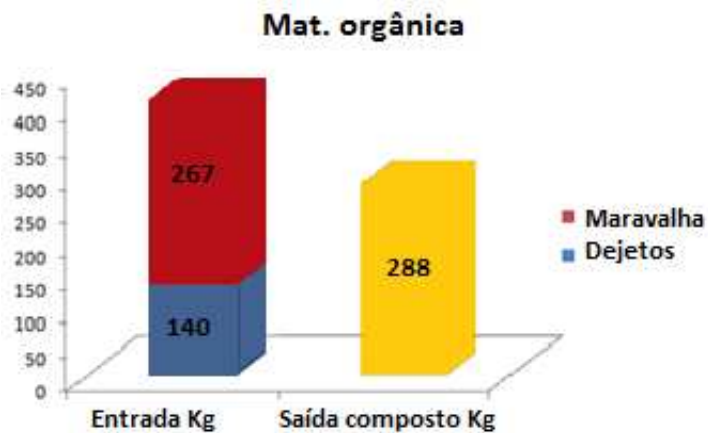


Figura 40- Balanço de matéria orgânica e carbono orgânico, com entradas e saídas detalhadas.

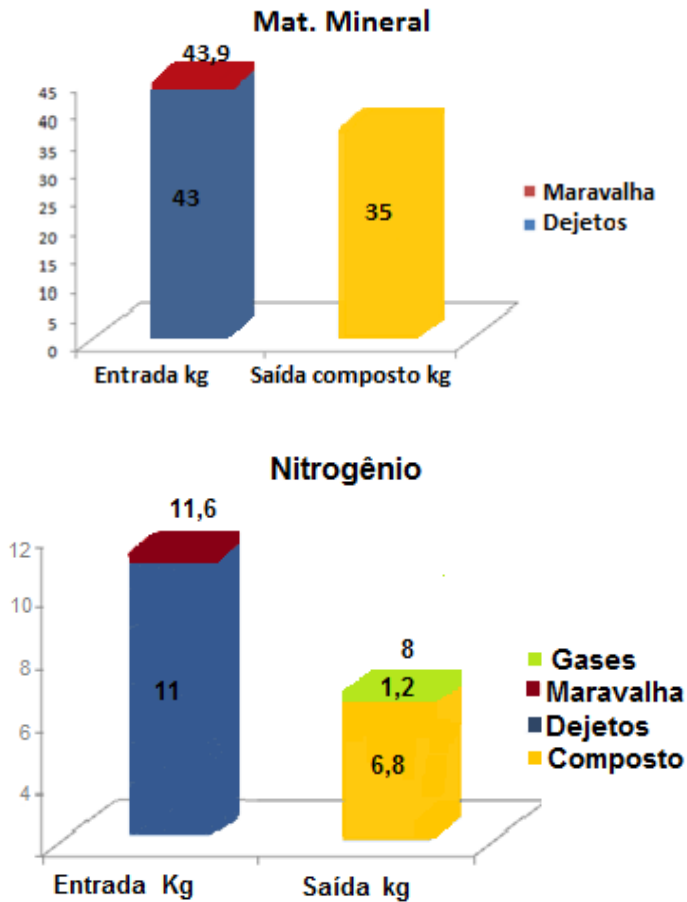


Figura 41 - Balanço de matéria natural, água e matéria seca, com entradas e saídas detalhadas.



Para os elementos C e N o balanço apresentou perda de massa de 90,95kg e 4,75kg, respectivamente. Assim 38,90% do carbono que entrou no sistema foi perdido na forma de gases, principalmente como  $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$ , mas também sob a forma de compostos orgânicos voláteis (COV) que não foram determinados. Considerando apenas a quantidade de carbono perdida na forma de  $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$  no balanço, encontra-se uma diferença de 10,98% entre a entrada e a saída da compostagem na biomassa, que foi perdido na forma de emissões de gases (Tabela 10).

Chantigny; Rochette e Angers (2001) acreditam que os ácidos graxos voláteis são a primeira fração de carbono a ser degradada durante a decomposição da matéria orgânica, e segundo Collignon (2004) as perdas na forma de compostos orgânicos voláteis (COV) correspondem entre 5% e 10% do carbono fornecido pelo dejetos, mas apenas 50% dessa quantidade é volatilizada.

Com base nessa constatação, pondera-se que 3,75% de 82,92 kg de carbono que ingressou no processo pelos dejetos suínos foi perdido na forma de COV. Assim, a perda de carbono na forma de COV foi de 3,10 kg, que representou 4,12% do carbono perdido.

As relações das concentrações médias permitem repartir a perda de 38,90% de carbono observada no trabalho em: 85,20% na forma de  $\text{CO}_2$  (95,83% do C perdido na forma de gás medido), 3,70% como  $\text{CH}_4$  (4,16% do C perdido na forma de gás medido), e 4,12% como COV (valor estimado).

O nitrogênio teve perda de 40,84% do total que ingressou no sistema. As emissões de N na forma de  $\text{N-NH}_3$  e  $\text{N-N}_2\text{O}$  totalizaram 1,2kg, ou seja, 25,47% do N perdido e 10,40% do total de N que ingressou no sistema. A quantidade de N perdida na forma de  $\text{N}_2\text{O}$  foi de 6,52% e na forma  $\text{NH}_3$ , 93,4% do que foi medido

A relação entre as emissões de  $\text{N}_2$  e  $\text{N}_2\text{O}$  foi 15,32 relação que pode ser considerada superior à observada por Dalal et al. (2003), que encontraram relação próxima a 9 em solos com adubação de dejetos suínos.

Por outro lado, os resultados obtidos demonstraram que as perdas observadas neste experimento foram inferiores às registradas por Callarec (1996; 1997) de 50% durante as aplicações de dejetos suínos na compostagem na camada superficial da leira.

A relação C/N calculada pela diferença de massa de C e N observada no composto entre o início e o fim do processo (12,2) foi superior à observada por Paillat et al. (2005) de 6,3 indicando que a

quantidade de nitrogênio perdida no presente estudo, também foi inferior à observada por esse autor.

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O processo de compostagem para o tratamento dos dejetos suínos com a utilização de maravalha como substrato apresentou um desempenho, em geral, satisfatório, com boa capacidade de absorção e concentração de nutrientes, mas, por outro lado não se observou decomposição satisfatória e redução do tamanho das partículas. Acredita-se que a alta umidade da biomassa durante a fase de absorção pode ter contribuído para esse comportamento. Além disso, a perda de nitrogênio (40,8%) observada durante o processo superou a perda de carbono (39,8%). Esta perda elevada de nitrogênio pode estar relacionada à disponibilidade de carbono lábil e não é desejada em processos de compostagem.

Através do perfil das emissões de  $\text{NH}_3$  acredita-se que nos primeiros dias de compostagem ocorreu a assimilação de amônio na biomassa microbiana junto com o carbono lábil presente na maravalha. Com o esgotamento desta fonte de carbono, a quantidade de carbono lábil que ingressou no sistema através dos dejetos suínos foi insuficiente provocando redução na assimilação do nitrogênio. A perda de nitrogênio foi então ocasionada pela baixa disponibilidade de carbono facilmente biodegradável, que afetou a imobilização do nitrogênio e provocou perda deste elemento na forma gasosa. A utilização dos dejetos suínos na compostagem deve considerar a quantidade de matéria seca superior a 4%, e o tempo de armazenamento dos dejetos na granja (calhas, esterqueiras ou lagoas) que pode alterar as formas de nitrogênio, passando da forma orgânica para a forma amoniacal.

A aeração da biomassa em compostagem é um fator diretamente relacionado à dinâmica de emissões de gases. A frequência da realização de revolvimentos e a taxa de aeração da biomassa podem favorecer perdas de nitrogênio na forma de  $\text{NH}_3$ , assim como, baixa aeração pode permitir a formação de gases com alto potencial de aquecimento global, como  $\text{CH}_4$  e  $\text{N}_2\text{O}$ . Por isso é importante estabelecer a frequência correta de aeração das leiras de compostagem.

Além disso, a dinâmica do nitrogênio observada durante a compostagem demonstrou que as emissões na forma de  $\text{N}_2\text{O}$  estão diretamente relacionadas a produção de nitrato na pilha. Nesse sentido os aspectos que afetam o processo de nitrificação e desnitrificação durante a compostagem devem ser melhor investigados afim de favorecer as emissões de  $\text{N}_2$  em detrimento daquelas de  $\text{N}_2\text{O}$ .

A determinação do perfil de emissões permitiu identificar os melhores horários para realizar o monitoramento dos gases.

Devido a um problema técnico no analisador de gases INNOVA 1412 durante o desenvolvimento da avaliação do processo de compostagem foi possível apenas determinar as emissões gasosas na fase de absorção da compostagem, não sendo possível determinar as emissões gasosas durante a fase de maturação do composto.

## 6. CONCLUSÕES

A redução total de água durante o processo de compostagem foi de 54,75%, o vapor de água medido representou 89,77% dessa quantidade. A perda de nitrogênio durante o processo de compostagem foi de 40,84%, onde o N-NH<sub>3</sub> representou 7,67%, o N-N<sub>2</sub>O 2,57% e o N-N<sub>2</sub> 29,7% do nitrogênio total aplicado na compostagem, estimado a partir da diferença entre a quantidade total de nitrogênio perdido e o que foi emitido na forma de N-NH<sub>3</sub> e N-N<sub>2</sub>O. Cerca de 38,9% do carbono inicial foi perdido, sendo que as emissões de C-CO<sub>2</sub> e C-CH<sub>4</sub> corresponderam a 89% dessa quantidade e representaram respectivamente 96% e 4,2%.

O balanço de massa permitiu verificar a viabilidade da metodologia utilizada na determinação do fluxo de emissões de gases (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, NH<sub>3</sub> e H<sub>2</sub>O). O erro de 10% encontrado no balanço de água indicou uma subestimativa na determinação das emissões de todos os gases, porém este erro foi inferior ao esperado e pode estar relacionado não só a metodologia adotada na determinação das emissões, mas principalmente à falta de representatividade da amostragem e erros analíticos.

## **7. RECOMENDAÇÕES**

Recomenda-se a utilização da maravalha como substrato combinada com matérias que apresentem menor granulométrica como a serragem. Deve-se avaliar também a utilização deste substrato em processos de compostagem para tratamento dos dejetos suínos com teores de umidade inferiores a 75% afim de atestar sua eficiência.

Outros estudos são necessários para determinar o perfil das emissões de gases utilizando-se outros materiais e outros sistemas de compostagem. Além disso, recomenda-se a realização de trabalhos para determinar o balanço de massa e o perfil das emissões de gases durante todo processo de compostagem.

## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACCS, ASSOCIAÇÃO CATARINENSE CRIADORES DE SUÍNOS.

**Relatório anual de atividades 2010.** Disponível em:

<<http://www.accs.org.br>>. Acesso em: maio 2011.

AGNEW, J.M., LEONARD, J.J., The physical properties of compost.

**Compost Science and Utilization.** 11, p. 238–264. 2003.

ANDREADAKIS, A. D. Anaerobic digestion of piggery wastes. **Wat.**

**Sci. Tech.**, v. 25, n. 1, p. 9-16, 1992.

ANUALPEC 2011. **Anuário da pecuária brasileira.** São Paulo: Argos Comunicação FNP, 2011.

ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS (AOAC).

**Official Methods of Analysis.** Volume I. Agricultural Chemicals and Contaminants, Drugs. 16th edition. AOAC Inc., Arlington, Virginia, USA, 1995. 684 pp.

BALDISSERA, I. T. Poluição por dejetos de suínos no Oeste

Catarinense. **Agropecuária Catarinense**, Florianópolis, v.15, n.1, 2002.

BARNES, D.; BLISS, P.J. **Biological control nitrogen in wastewater**

**treatment.** New York: E&F, Spon. 1983.

BELINE, F. **La traitement biologique aérobie du lisier de porc. Les transformations de l'azote et les émissions gazeuses polluantes.**

**Cemagref (Ed).** Etudes équipements pour l'eau et l'environnement, 26 (2001), p. p. 134.

BELLI FILHO, P.; CASTILHOS Jr., A. B. de; COSTA, R. H. R. da;

SOARES, S. R.; PERDOMO, C. C. Tecnologias para tratamento de dejetos suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 5, p. 166-170, 2001.

BERTO, J. L. **Balanço de nutrientes em uma sub-bacia com**

**concentração de suínos e aves como instrumento de gestão ambiental.** 2004. Tese de doutorado. URGs, Porto Alegre.

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

BIDONE, F. R. A. Tratamento e disposição final de resíduos sólidos domésticos. Apostila. Porto Alegre: UFRGS. 1996.

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. **Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos**. São Carlos: EESC/USP, 1999. 120 p.

BISAILLON ET AL., 1984. J.G. BISAILLON, R. BEAUDET, M. SYLVESTRE, M. ISHAQUE, A. MORIN, E. DIFRANCO, A.-M. GUERIN. **Aspects microbiologiques du lisier de porc**. Sci. Tech. de l'Eau, 17 (1984), pp. 397–400.

BOCK, E.; KOOPS, H.P.; AHLERS, B.; HARMS, H. Oxidation of inorganic nitrogen compounds as energy source. In: BALLOWS, A.; TRUPER, H.G.; DWORKIN, M.; HARDER, M.; SCHILEIFER, K.H. *The prokaryotes*. New york: spinger Verlag, Cap. 17, p.414-430, 1991.

BOCK, E.; SCHMIDT, I.; STUVEN, R.; ZART, D. Nitrogen loss caused by denitrifying nitrosomonas cells using ammonium or hydrogen as electron donors and nitrite as electron acceptor. **Arch. Microbiol.**, n.163, p.16-20, 1995.

BRADY, N. C. **Natureza e propriedades dos solos**. 7 ed. Rio de Janeiro.1989.

BRASIL – MAPA- Dispõe sobre fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes para serem produzidos, importados ou comercializados. Brasília- MAPA ( Instrução Normativa n°27/06)

BROCK T. D. E MADIGAN M. T. **Biology of Microorganisms**. New York: Prentice Hall, 6° ed., 1991.

BURTON, C.H. **Manure management; treatment and strategies for sustainable agriculture**. Wrest Park: Silsoe Research Institute, 1997. 181 p.



BÜTTENBENDER, S. E. **Avaliação da compostagem da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos provenientes da coleta seletiva realizada no município de Angelina, SC.** 2004. Tese Mestrado (mestrado em Engenharia Ambiental e Sanitária). Universidade Federal de Santa Catarina -UFSC. Florianópolis, SC.

CALLAREC, J. **Le traitement du lisier par compostage, méthode Guernévez.** Ed. Chambre d'agriculture du Finistère, 19 p. 1997.

CALLAREC, J. **Le traitement du lisier par compostage, dix questions.** Atout porc, janvier, mars, juillet 1996.

CARTY, J. M.; EPPLEY, R. A comparaison of chemical isotopic and enzymatic methods for measuring nitrogen assimilation of marine phytoplankton. **Limnology and Oceanography**, v.17, p. 371-382, 1972.

CERETTA, C.A.; DURIGON, R.; BASSO, C.J.; BARCELLOS, L.A.R.; VIEIRA, F.C.B. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v.38, p.729-735, 2003.

CHANTIGNY, M.H.; ROCHETTE, P.; ANGERS, A. Short-term C and N dynamics in a soil amended with pig slurry and barley straw: a field experiment. **Canadian Journal of Soil Science**, v.81, p.131-137, 2001.  
CHOUDHARY, M.; BAILEY, L. D.; GRANT, C. A. Review of the use of swine manure in crop production: effects on yield and composition and on soil and water quality. **Waste Management and Research**, Copenhagen, v.14, 1996.

COLLIGNON, N. **Etude de la dessiccation de produits fermentescibles.** Mémoire de 2<sup>de</sup> année ingénieur, Ecole des Métiers de l'Environnement, Bruz, 45 p. 2004.

COMONT, L. **Relation entre l'émission ammoniacale d'un compost et la teneur en azote ammoniacal du produit initial.** Mémoire de DEA National de Science du sol, Institut National Polytechnique de Lorraine, Nancy, 20 p. 2002.

DAÍ PRA, M. A. et al. **Compostagem como alternativa para gestão ambiental na produção de suínos.** Porto alegre: Evangraf, 2009.

DAI PRÁ, M.. Desenvolvimento de um sistema de compostagem para tratamento de dejetos de suínos. 2006. 155f. Dissertação (Mestrado em Ciência, Área de concentração Zootecnia). Universidade Federal de Pelotas. Pelotas, 2006.

DALAL, R. C.; WANG W.; ROBERTSON G. P.; PARTON W. J. Nitrous oxide emission from Australian agricultural lands and mitigation options: a review. **Australian Journal of Soil Research**, 41, p.165–195, 2003.

DAS, K.; KEENER, H.M. Moisture effect on compaction and permeability in composts. *J. Environ. Eng.*, V.123, p. 275–281, 1997.

DEVENS, D. C. **Aplicação do Processo de Compostagem com Aeração Forçada Positiva aos Resíduos Sólidos da Indústria de Café Solúvel**. 1995. Dissertação de Mestrado. Centro Tecnológico - Universidade Federal do Espírito Santo – Vitória, ES.

DORTZBACH, D. Alterações em atributos físicos, químicos e biológicos em solo adubado com dejetos de suíno e uréia sob plantio direto. 2009. 136 f. **Dissertação** (Mestrado em Agroecossistemas) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC. 2009.

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

ETCHEBEHERE, C. Microbiologia, Ecologia e Bioquímica. **V Curso de Tratamento Biológico de Resíduos**, Capítulo VI – Remoção de Nitrogênio, Florianópolis – SC, 2005.

FERNANDES, F. **Manual prático de compostagem de biossólidos**. Londrina. PROSAB. Universidade Estadual de Londrina. Londrina,PR, 1999.

FERRETTI, E. C. **Estudo da Influência da Relação S0/X0 na Determinação da Atividade Específica de Bactérias Nitrificantes**. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Química e de

Alimentos. Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC, Florianópolis, SC, 2005.

FILHO, J. I.; NOVAIS, M. Anuário estatístico – suinocultura. Central de inteligência da Embrapa suínos e aves. Embrapa Suínos e Aves. 30p. out. 2011. (**Documentos 146**).

FIRESTONE, M. K.; FIRESTONE, R. B.; TIEDJE, J. M. Nitrous oxide from soil denitrification: factors controlling its biological production. **Science**, v.208 p.749–751, 1980.

FUKUMOTO Y, SUZUKI K, KURODA K, WAKI M, YASUDA T. Effects of struvite formation and nitrataion promotion on nitrogenous emissions such as NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and NO during swine manure composting. **Bioresour Technol**. v. 102 n.2 p.1468-1474. 2011.

FUKUMOTO, Y., INUBUSHI, K. Effect of nitrite accumulation on nitrous oxide emission and total nitrogen loss during swine manure composting. **Soil Sci. Plant Nutr**. v.55 n.3, p. 428–434. 2009.

FUKUMOTO, Y., OSADA, T., HANAJIMA, D., HAGA, 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**, vol. 89 (1), p.109-114, 2003.

FUKUMOTO, Y; ROM, H.B; DAHL, P. Relationship between gas depth profiles in compost heap and gas emission. **Agr. Eng. Intl.**, n.5 (EE 03 004), p.1–13. 2003b.

GEBLER, L.; PALHARES, J. C. P. **Gestão ambiental na agropecuária**. Brasília: Embrapa, 2008. 310p.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C. Emissão de dióxido de carbono após aplicação de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 1, 2008.

GOLUEKE, C.C. Biological Reclamation of Solid Wastes. Rodale, Emmaus. 1997.

GOULART, R. M. **Processo de compostagem: alternativa complementar para tratamento de camas biológicas de dejetos de suínos**. 1997. Dissertação de mestrado (mestrado em engenharia ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina- UFSC, Florianópolis, SC.

GRÄBER, I. et al. Accumulation of Copper and Zinc in Danish Agricultural Soils in Intensive Pig Production Areas. **Danish Journal of Geography**, v. 105, n. 2, p. 15- 22, 2005.

GUARDIA, A. de; MALLARD, P.; TEGLIA, C.; MARIN, A.; PAPE, C. Le; LAUNAY, M.; BENOIST, J. C.; PETIOT, C. Comparison of five organic wastes regarding their behavior during composting: Part 2, nitrogen dynamic. **Waste Management**, 30: 415-425. 2010.

GUINGAND, N. L'amoniac en porchierie. **Institut Technique du Porc**, Paris. 1996.

HAGA, K.; OSADA, T.; HARADA, Y.; IZAWA, T.; NISHIMURA, Y. Constituents of the anaerobic portion occurring in the pile during composting of cattle wastes. **J. Soc. Agric. Struct. Jpn.**, n.29 (3), p.125–130, 1998.

HAGOPIAN D.S.; RILEY J.G. A closer look at the bacteriology of nitrification. **Aquacultural Engineering**, v. 18, p. 223–244, 1998.  
HASSEN A.; BELGUTH K.; JEDIDI N.; CHERIF A.; CHERIF M.; BOUDABOUS A. Microbial characterization during composting of municipal solid waste. **Bioresource Technology**. 2001.

HE, Y.; INAMORI, Y; MIZUOCHI, M; KONG, H.; IWAMI, N.; SUN, T. Nitrous oxide emissions from aerated composting of organic waste. **Environ. Sci. Technol.**, v.35 n.11, p.2347–2351, 2001.

HELLEBRAND, H.J. Emission of nitrous oxide and other trace gases during composting of grass and green waste. **Journal of Agricultural Engineering Research**, Vol. 69, N° 4, p.365-375, 1998.

HELLEBRAND, H.J., KALK, W.D. Emission of carbon monoxide during composting of dung and green waste. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, n.60, p.79–82, 2001.

HELLEBRAND, H.J.; KALK, W.D. Emission of methane, nitrous oxide, and ammonia from dung windrows. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, n. 60, p. 83–87, 2001a.

HENRY, Y.; DOURMAND, J.Y. Protein nutrition and nitrogen pollution. **Feed mix: the international journal on feed, nutrition and technology**, v.1, n.1, p.25-28, 1992.

HERRMANN, R.F.; SHANN, J.F. Microbial community changes during the composting of municipal solid waste. **Microb. Ecol.**, n.33, p.78–8, 1997.

HOBSON, A. M.; FREDERICKSON, J.; DISE, N. B. CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O from mechanically turned windrow and vermicomposting systems following in-vessel pre-treatment. **Waste Management**, v.25, p.345-352, 2005.

HOGAN, K.B.; HOFFMAN, J.S.; THOMPSON, A.M. Methane on the greenhouse agenda. **Nature** n. 354, p.181–18, 1991.

HSU, J. H.; LO, S. L. Effect of composting on characterization and leaching of copper, manganese, and zinc from swine manure. **Environmental Pollution**, v. 114, n. 1, p. 119–127, 2000.

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

HUBBE, M.A.; NAZHAD, M.; SÁNCHEZ, C. Composting as a way to convert cellulosic biomass and organic waste into high-value soil amendments: a review. **BioResources**, v 5, n 4, p. 2808-2854. 2010.

ICEPA - Instituto de Planejamento e Economia Agrícola de Santa Catarina. **Levantamento agropecuário de Santa Catarina: dados preliminares**. Fevereiro de 2005. Disponível em: <<http://www.icepa.com.br/>>. Acesso em: Dez. 2009.

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

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Disponível no site. <http://www.ibge.gov.br>, acesso em dezembro de 2011.

IPCC 2007 **Climate Change Synthesis Report: intergovernmental panel on climate change**. Geneva, 2007. p. 104. Disponível em: <[http://www.ipcc.ch/publications\\_and\\_data/publications\\_ipcc\\_fourth\\_assessment\\_report\\_synthesis\\_report.htm](http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_synthesis_report.htm)>. Acesso em: 25 agost. 2011.

JÄCKEL, U.; THUMMES, K.; KÄMPFER, P. Thermophilic methane production and oxidation in compost. **FEMS Microbiology Ecology**. in press, 2004.

JERIS, J.S; REGAN, R.W. Controlling environmental parameters for optimum composting. Part II. **Compost Sci.**, n.14, p.8–1, 1973.

KADER, N. A. E.; ROBIN, P.; PAILLAT, J.; LETERME, P. Turning, compacting and the addition of water as factors affecting gaseous emissions in farm manure composting. *Bioresource Technology*, 98: 2619-2628. 2007.

KAO, M. M. The evaluation of sawdust swine waste compost on the soil ecosystem, pollution and vegetable production. **Wat. Sci. Tech.**, v. 27, n. 1, p. 123-131, 1993.

KERMARREC, C. **Bilan et transformations de l'azote en élevage intensif de porcs sur litière**. Thèse de Docteur, n°: 99-24, l' ENSA de Rennes, France, 1999.

KESTER R., de BOER W. e LAANBROEK H. Short exposure to acetylene to distinguish between nitrifier and denitrifier nitrous oxide production in soil and sediment samples. **FERMS Microbiology Ecology**, n.20, p.111-120, 1996.

Khalil, M. A. K.; Rasmussen, R. A. The Global Sources of Nitrous Oxide, **J. Geophys. Res.**, 97 (D13), 14, p. 651–714, 660. 1992.

KIEHL, E. J. 1985. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Editora Ceres.

KIEHL, E. J. 1998. **Manual de compostagem**. Piracicaba: Editora Ceres.

KIEHL, E. J. **Manual de compostagem maturação e qualidade do composto**. São Paulo: Agronômica Ceres, 2002.

KNOWLES, R. Denitrification. **Microbiol. Rev.**, n.46 (1), p.43– 70, 1982.

KRAUSMANN, F. Milk, Manure, and Muscle Power. Livestock and the Transformation of Preindustrial Agriculture in Central Europe. **Human Ecology**, v. 32, n. 6, Dez. 2004.

KURODA, K.; TAKASHI, O.; MITIHIRO, Y.; AKANE, K.; TAKAKO, N.; SIGENORI, M.; TOMOKO, K. Emissions of malodorous compounds and greenhouse gases from composting swine feces. **Bioresource technology**, V.56, 265-271, 1996.

KURODA, K.; TAKASHI, O.; MITIHIRO, Y.; AKANE, K.; TAKAKO, N.; SIGENORI, M.; TOMOKO, K. Emissions of malodorous compounds and greenhouse gases from composting swine feces. **Bioresource technology**, n.56, 265-271, 1996.

L'HERROUX, L. et al. Behaviour of metals following intensive pig slurry applications to a natural field treatment process in Brittany (France). **Environmental Pollution**, v. 97, n. 1, p. 119-130, 1997.

LIMA, M. A. Emissão de gases de efeito estufa. **Biotecnologia Ciência & Desenvolvimento**, Brasília, v. 3, n. 17, 2000.

LOCKYER, D.R. 1984. A system for the measurement in the field of losses of ammonia through volatilization. **J. Sci. Food Ag.**, 35, p.837-848, 1984.

LOPEZ-REAL, J.; BAPTISTA, M. A preliminary comparative study of three manure composting systems and their influence on process parameters and methane emissions. **Compost Science and Utilization**, v.4, 3 71-82, 1996.

LUBINA, S.; KROMKA, M.; DOBROTOVA M.; TOTTH D. Denitrification activity of autotrophic bacteria isolated from various natural sources. **Biologia**, Vol. 51, Iss. 3, p. 249-252, 1996.

MADIGAN, M.T.; MARTINKO, J.M.; PARKER, J. **BROCK: Biology of microorganisms**. 8th ed. Upper Saddle River, USA: Prentice Hall, 1996.

MAEDA, K.; TOYODA, S.; SHIMOJIMA, R.; OSADA, T.; HANAJIMA, D.; MORIOKA, R.; YOSHIDA, N.; Source of nitrous oxide emissions during the cow manure composting process as revealed by isotopomer analysis of and amoA abundance in betaproteobacterial ammonia-oxidizing bacteria. **Appl. Environ. Microbiol.**, n.76 (5), p. 1555–1562, 2010.

MANCINELLI, R.L. Nitrogen cycle. **Encyclopedia of Microbiology**. vol.3, p. 229-237, 1992.

MANIOS, T; KONSTANTINOS, M; BOUTZAKIS, P; NAZARIDIS, Y; LASARIDI, K; MARKAKIS, G; STENTIFORD, E. I. Methane and carbon dioxide emission in a two-phase olive oil mill sludge windrow pile during composting. **Waste Management**, v. 27, p. 1092-1098, 2007.

MARRIEL, I. E. et al. Tratamentos e utilização de resíduos orgânicos. **Informe agropecuário**, n° 147, 1987.

MARTINS, O.; DEWEES, T. Loss of nitrogenous compounds during composting of animal wastes. **Bioresource Technology**, v. 42 (1), p.103-111, 1992.

MATOS, A. T.; SEDIYAMA, M. A. N. Riscos potenciais ao ambiente pela aplicação de dejetos líquidos de suíno ou compostos orgânicos no solo. In: Seminário Mineiro sobre Manejo e Utilização de Dejetos de Suínos, 1., 1995, Ponte Nova, MG. **Anais...** Viçosa: EPAMIG, 1995. p. 45-54.

MATSUMURA, H.; SASAKI, M.; KATO, A.; NAKASAKI, K. Unusual effects of triacylglycerol on the reduction of ammonia gas emission during thermophilic composting. **Bioresource Technology**, 101: 2300-2305. 2006.

MATTIAS, J. L. **Métodos pesados em solos sob aplicação de dejetos líquidos de suínos em duas microbacias hidrográficas de Santa**



**Catarina.** 2006. 165p. Tese de Doutorado. (Doutorado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, UFSM. Santa Maria.

MATTIAS, J. L. Metais pesados em solos sob aplicação de dejetos líquidos de suínos em duas microbacias hidrográficas de Santa Catarina. 2006. 165 f. **Tese** (Doutorado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

METCALF e EDDY INC. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse.** 3<sup>rd</sup>ed. New York: McGraw Hill International Editions, 1991.

MILLER, F. C. Composting as a Process Base on the Control of Ecologically Selective Factors. In: METTING JR.; DEKKER, M. (Ed.). **Soil microbial ecology: application in agricultural and environmental management.** New York: CRC Press, 1993. p. 515-541.

MIRANDA, C. R.; SANTOS, J.I. A situação dos dejetos suínos na região da Amauc –SC. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE VETERINARIOS ESPECIALISTAS EM SUÍNOS, 9., 1999. Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: ABRAVES, p.467-468. 1999.

MIRANDA, Cláudio Rocha. **Avaliação de estratégias para a viabilidade da suinocultura.** 2005. Tese Doutorado (Doutorado em Engenharia Ambiental e Sanitária) – UFSC. Universidade Federal de Santa Catarina: Florianópolis.

MODESTO FILHO, P. Reciclagem da matéria orgânica através da vermicompostagem. In: Metodologias e técnicas de minimização, reciclagem e reutilização de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, RJ: ABES. 65 p. 1999.

MONDINI, C.; FORNASIER, F.; SINICCO, T. Enzymatic Activity as a parameter for the characterization of the composting process. **Soil Biol. Biochem.**, n.36, p.1587-1594, 2004.

MUSTIN, M. **Le compost: Gestion de la matière organique.** F. Dubusc. 1987.

NICOLOSO, R. S. Mudanças climáticas e agricultura: Ensino e Pesquisa. **Relatório do bolsista**. Universidade Federal de Santa Maria – UFSM- Santa Maria, RS. 2010.

OENEMA, O., N. WRAGE, G.L. VELTHOF, J.W. VAN GROENIGEN, J. DOLFING, AND P.J. KUIKMAN, 2005: Trends in global nitrous oxide emissions from animal production systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 72, pp. 51-65.

OLIVEIRA et al. Gestão ambiental de propriedades suinícolas: experiência do projeto suinocultura SC – PNMA II. Florianópolis: FATMA/Embrapa Suínos e aves, 2006.

OLIVEIRA P. A; HIGARASHI, M. Unidade de compostagem para o tratamento dos dejetos de suínos. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2006. (Embrapa Suínos e Aves. **Documentos**, 114);

OLIVEIRA, P. A. V. DE. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. (coordenador) – documentos 27, Embrapa Suínos e Aves. 1993.

OLIVEIRA, P. A. V. DE. Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos – **manual de boas praticas**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2004.

OLIVEIRA, P. A. V. et al. Maitrise des emissions gazeuses et de l'état final des litières en élevage de porcs intensif. **Rapport BEFII**. Rennes , FR. 1997.

OLIVEIRA, P. A. V. Programas eficientes de controle de dejetos na suinocultura. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE SUINOCULTURA, 1., 2002, Foz do Iguaçu. **Anais...** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2002. p.143-158p.

OSADA, T.; KURODA, K.; YONAGA, M. Determination of nitrous oxide, methane, and ammonia emissions from a swine waste composting process. *J. Mater. Cycles Waste Mgmt*, v. 2, p. 51– 56, 2000.

OTTE, S.; GROBBEN, N.; ROBERTSON, L.; JETTEN, M. KUENEN J. Nitrous oxide production by *alcaligenes faecalis* under transient and

dynamic aerobic and anaerobic conditions. **Applied and environmental microbiology**, v.62, n.7, p.2421-2426, 1996.

PAILLAT J.-M., ROBIN P., HASSOUNA M. Effet du compostage d'effluents porcins sur les émissions gazeuses - Influence de la dégradabilité du carbone et de l'azote sur les émissions de gaz carbonique et d'ammoniac. **Rapport action 42c**, GIS Porcherie verte, convention ADEME-INRA 0275040, 22 p. 2004.

PAILLAT, J. M.; ROBIN, P; HASSOUNA, M; LETERME, P. **Effet du compostage d'effluents porcins sur les émissions gazeuses et les teneurs en éléments polluants**. Rennes: INRA, Centre de Recherches de Rennes, 2005.

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**. 2011.

PARKINSON, R.; GIBBS, P.; BURCHETT, S.; MISSELBROOK, T. Effect of turning regime and seasonal weather conditions on nitrogen and phosphorus losses during aerobic composting of cattle manure. **Bioresour. Technol.**, 91 (2), 171–178, 2004.

PAULA, L. G. A.; CEZAR, V.R.S.; Avaliação da compostagem de resíduos orgânicos da área verde do campus Marechal Deodoro – IFAL em função do número de revolvimentos. **Eng. Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v.8, n. 4, p. 155-163, out/dez. 2011.

PEIGÉ, J.; GRARDIN, P. Environmental impacts of farm-scale composting practices. **Water, Air, Soil Pollut.**, n.153, p.45–68, 2004.

PEIXOTO, R. T. dos G. Compostagem: opção para o manejo orgânico do solo. Londrina : IAPAR, 1988. (**IAPAR. Circular, 57**).

PERDOMO, C. C. **Dejetos de suínos, buscando soluções**. 1998. Disponível em:

<[HTTP://www.suinopaulista.com.br/textos/dejetos.html](http://www.suinopaulista.com.br/textos/dejetos.html)>. Acessado em: dez. 2005.

PEREIRA NETO, J. T. Conceitos modernos de compostagem. **Engenharia sanitária**, Rio de Janeiro, v.28, n.3 1989.

PEREIRA NETO, J.T. **Conceitos modernos de compostagem**. In: Técnicas de Tratamento de RSU Domiciliar Urbano. Belo Horizonte: ABES, 1992.

PEREIRA NETO, J.T. **Manual de compostagem: processo de baixo custo**. Belo Horizonte: UNICEF, 1996. 56p.

PETERSEN, S.O.; LIND, A.M.; SOMMER, S.G. Nitrogen and organic matter losses during storage of cattle and pig manure. **J. Agric. Sci.**, n.130, p.69-79, 1998.

PETERSEN, S.O.; SOMMER, S.G. Fermentation of animal slurry may reduce greenhouse gas emission, In Danish. **Dansk Bioenergi**, n.46, p. 5–7, 1999.

POINCELOT, R P. **The Biochemistry and Methodology of Composting**. The Connecticut Agricultural Experiment Station, 1975.  
POTH, M. Dinitrogen production from nitrite by a Nitrossomonas isolate. **Applied and environmental Microbiology**, v.52, p.957-959, 1986.

POULSEN, T. G. Aerobic composting. In: **Solid Waste Management**. Aalborg: Aalborg university, 2003.

PRATES, K. V. M. Certificação da Produção Biológica de Nitrogênio a Partir de Lodos Anaeróbios Granulados Cultivados em Meio Contendo Nitrogênio Amoniacal e Baixas Concentrações de Compostos Orgânicos. 1997.

RA M, C. S.; LO K. V.; SHIN J. S.; OH J. S.; HONG B. J. Biological Nutrient Removal With An Internal Organic Carbon Source In Piggery Wastewater Treatment. **Wat. Res.** Vol. 34, No. 3, p. 965 – 973, 2000.

REN, F.; SCHUCHARDT, Y.J.; SHEN, G.X.; LI, C.P. Impact of struvite crystallization on nitrogen losses during composting of pig manure and cornstalk. **Waste Management**, v.30 n.5, p. 885–892. 2010.

ROBIN, PAUL; HASSOUNA, M.; LELEU, C.; RAMONET, Y.; PAILLAT, J.-M. **Protocole de mesure simplifiée des émissions gazeuses en élevage**. UMR Sol Agronomie Spatialisation/INRA. Rennes, FR. 2006. 22 p. Disponível em:

<<http://www.rennes.inra.fr/umrsas/cnouv1.htm>>. Acesso em: Dez. 2010.

ROTMANS, J.; DEN ELZEN, M.G.J.; KROL, M.S.; SWART, R.J.; VAN DER WOERD, H.J. Stabilizing atmospheric concentrations: towards international methane control. **Ambio**, n.21, p.404–413, 1992.

RUSSO, M. A. T. Tratamento de resíduos sólidos. 2003. Disponível em: <[HTTP://www.uc.pt/mhidro/tratamentos\\_residuossolidos.pdf](HTTP://www.uc.pt/mhidro/tratamentos_residuossolidos.pdf)> Acesso em: out. 2009.

RYCKEBOER, J. ; MERGAERT, J. ; VAES, K.; KLAMMER, S. ; DE CLERCQ, D.; COOSEMANS, J.; INSAM, H.; SWINGS, J. A survey of bacteria and fungi occurring during composting and self-heating processes. **Ann. Microbiol.**, n.53, p.349–410, 2003.

SÁNCHEZ C. Lignocellulosic residues: Biodegradation and bioconversion by fungi. **Biotechnology Advances**. V. 27, 2009.

SARDÁ, L. G.; HIGARASHI, M. M.; MULLER, S.; OLIVEIRA, P. A. V.; COMIN, J. J. Redução de emissão de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e H<sub>2</sub>S através da compostagem de dejetos suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 9, 2010.

SCHIMIDELL, W.; SPILLER, V. R. **Processos de Eliminação de Nitrogênio**, V Curso de Tratamento Biológico de Resíduos, Capítulo VI – Remoção de Nitrogênio, Florianópolis – SC, 2005.

SCHMIDT, I.; SLIKERS, O.; SCHIMID, M.; BOCK, E.; FUERST, J.; KUENEN, J.G.L.; JETTEN, M.S.M.; STROUS, M. New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. **FEMS Microbiology Reviews**, Amsterdam, v.27, p.481–492, 2003.

SEGANFREDO, M. A. **A questão ambiental na utilização de dejetos de suínos como fertilizantes do solo**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2000. 35 p. (Embrapa Suínos e Aves. Circular Técnica, 22).

SEGANFREDO, M. A. Modelo simplificado para avaliação do risco de poluição dos dejetos suínos utilizados como fertilizante do solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE VETERINARIOS ESPECIALISTAS EM SUÍNOS, 11, Goiania: Embrapa Suínos e Aves, 2002. p.441-442.

SEGANFREDO, M. A.; BARONI JÚNIOR, W. Efeito cumulativo do cobre e zinco de dejetos suínos e fonte mineral, no solo e nas plantas de milho, após 6 cultivos. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO, 26., REUNIÃO BRASILEIRA SOBRE MICORRIZAS, 10., SIMPÓSIO BRASILEIRO DE MICROBIOLOGIA DO SOLO, 8., REUNIÃO BRASILEIRA DE BIOLOGIA DO SOLO, 5., 2004, Lages, SC. **Anais...** Lages: SBCS, 2004. CD-ROM.

SESAY, A. A.; LASARIDI, K.; STENTIFORD, E.; BUDD, T. Controlled composting of paper pulp sludge using aerated static pile method. **Compost Sci Util.**, v.5 p.82-96, 1996.

SHARMA, B. e AHLERT, R. Nitrification and nitrogen removal. **Water Research**, v.11, p.879-925. 1977.

SHARMA, V.; CANDITELLI, K.; FORTUNA, M.; CORNACHIA, F. Processing of Urban and Agro-Industrial Residues by aerobic composting: Review. **Energy Conversion and Management**, Inglaterra, v. 38, n. 5, p.453-478, 1997.

SHEN, Y.; REN, L.; LI, G.; CHEN, T.; GUO, R. Influence of aeration on CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O and NH<sub>3</sub> emissions during aerobic composting of a chicken manure and high C/N waste mixture. **Waste Management**, 31: 33-38. 2011.

SHULZE, K.L. Continuous Thermophilic Composting. **Appl. Microbiol.**, n.10, p.108-122, 1962.

SILVA, P.R. **Lagoas de estabilização para tratamento de Resíduos de Suínos**. Dissertação de Mestrado, EESC-USP, São Paulo, SP, 76p., 1973.

SILVA, F. C. M. **Tratamento dos dejetos suínos utilizando lagoas de alta taxa de degradação em batelada**. Dissertação Mestrado.

Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC, Florianópolis, SC, 1996. 115p.

SIMIONI, J. **Suinocultura, dejetos e riscos ambientais: avaliação do risco da acumulação de Cu e Zn nos solos fertilizados com dejetos de suínos.** 2001. 143 p. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) – Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC, Florianópolis, SC.

SIMIONI, J.; COMIN, J. J.; SEGANFREDO, M. A; IRGANG, R.. Riscos de contaminação do solo, águas subsuperficiais e fitotoxicidade às culturas por cobre e zinco aplicados via dejetos suínos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12. 2002. **Anais...** Florianópolis. 2002. CD-ROM.

SINOTTI, A. P. D. S. Avaliação Do Volume De Dejetos E Da Carga De Poluentes Produzidos Por Suíno Nas Diferentes Fases Do Ciclo Criatório. 2005. 100 f. **Dissertação** (Mestrado em Agroecossistemas) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC. 2005.

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

SOMMER, S.G.; MØLLER, H.B. Emission of greenhouse gases during composting of deep litter from pig production – effect of straw content. **J. of Agricultural Science**, Cambridge, n. 134 (1), p.327-335, 2000.

STEGER, K.; EKLIND, Y.; OLSSON, J.; SUNDH, I. Microbial community growth and utilization of carbon constituents during thermophilic composting at different oxygen levels. **Microb Ecol**, n. 50, p.163–171, 2005.

SUZUKI, I.; DULAR, U.; KWOK, S.C. Ammonia or ammonium ion as substrate for oxidation by nitrosomonas europaea cells and extracts. **Journal of Bacteriology**, v. 120, n. 1, p. 556-8, Oct. 1974.

SZANTO, G. L; HAMELERS, H. V. M; RULKENS, W. H; VEEKEN, A. H. M. NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions during passively aerated

composting of straw-rich pig manure, **Bioresource Technology**, v. 98, p. 2659-2670, 2007.

TAIWO L. B.; OSO B. A. Influence of composting techniques on microbial succession, temperature and pH in a composting municipal solid waste. **African J. Biotech.** 2004.

TALAMINI, D. D. J.; KINPARA, D. I. Os complexos agroindustriais de carne e o desenvolvimento do oeste de Santa Catarina. **Revista de Política Agrícola**, v. 3, nº 2, abr.-jun. 1994.

TAMMINGA, S. Nutritional management of dairy cows as a contribution to pollution control. **Journal of Dairy Science**, v.75, 345-357, 1992.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A. Análises de solo, plantas e outros materiais. Porto Alegre: Departamento de solos, UFRGS. 1995. 174p. (**Boletim Técnico** n. 5).

THOMPSON, A. G.; WAGNER-RIDDLE, C.; Fleming, R. Emissions of N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> during the composting of liquid swine manure. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 91, p. 87-104, 2003.

TIQUIA, S.M. Microbiological parameters as indicators of compost maturity. **J.Appl. Microbiol.**, n.99, p.816–828, 2005.

TRABULSI, L.R.; ALTERTHUM, F.; GOMPERTZ, O. F.; CANDEIAS, J. A. N.; **Microbiologia**. 3ª edição, Editora Atheneu, São Paulo, 1999.

TRAN, M. T.; VU, T. K. V.; SOMMER, S. G.; JENSEN, L. S. Nitrogen turnover and loss during storage of slurry and composting of solid manure under typical Vietnamese farming conditions. **Journal of Agricultural Science**, 149: 285-296, 2011.

TUOMELA, M. et al. Biodegradation of lignin in a compost environmental: a review. **Bioresource technology**, Washington, v.72, 2000.



USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Composting of yard Trimmings and Municipal Solid Waste**, EPA/530/R91 – 003, 151p. 1994.

VANOTTI, M. B.; SZOGI, A. A.; VIVES, C. A. Greenhouse gas emission reduction and environmental quality improvement from implementation of aerobic waste treatment systems in swine farms. **Waste Management**, v. 28, p. 759–766, 2008.

VENTEREA, R.; ROLSTON, D.; CARDON, Z. Effects of soil moisture, physical, and chemical characteristics on abiotic nitric oxide production. **Nutr. Cycl. Agroecosyst.**, n.72 (1), p.27–40, 2005.

VIEL, M.; SAYAG, D.; PEYRE, A.; ANDRE, L. Optimization of in-vessel co-composting through heat recovery. **Biol. Wastes**, n.2 0, p.167-185, 1987.

VILLANI, F. T. **Estudo de avaliação de métodos químicos para determinar o grau de maturação dos compostos orgânicos do lixo urbano domiciliar**. 1993. Tese de mestrado, Viçosa, M. G. 1993.

VOTTO, A. G. **Zoneamento da poluição hídrica causada por dejetos suínos no extremo oeste de Santa Catarina**. 1999. Dissertação de Mestrado (mestrado em em Geografia) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

WILSHUSEN, J.H.; HETTIARATCHI, J.P.A.; WISSCHER, A. DE; SAINT-FORT, R. Methane oxidation and formation of EPS in compost: effect of oxygen concentration. **Environmental Pollution**, n.129 (2), p. 305–314, 2004.

WOLTER, M.; PRAYITNO, S.; SCHUCHARDAT, F. Greenhouse gas emission during storage of pig manure on a pilot scale. **Bioresource Technology**, v.95, p.235-244, 2004.

WOOD, P. Nitrification as a bacterial energy source. **Nitrification**, v. 20, p.39-62. 1986.

WRAGE, N.; VELTHOF, G. L.; VAN BEUSICHEM, M. L.; OENEMA, O. Role of nitrifier denitrification in the production of

nitrous oxide. **Soil Biology & Biochemistry**, n. 33, p.1723–1732, 2001.

YE R. W.; THOMAS S. M. Microbial nitrogen cycles: physiology, genomics and applications. **Current Opinion in Microbiology**, v. 4 p. 307–312, 2001.

YE, R.; AVERILL, B.; TIEDJE, J. Denitrification: production and consumption of nitric oxide. **Applied and Environmental Microbiology**, v.60 p.1053-1058, 1994.

YU, K.W., Wang, Z.P., Vermosen, A., Patrick, J.R.W.H., Van Cleemput, O., 2001. Nitrous oxide and methane emissions from different soil suspensions: effect of soil redox status. **Biol. Fertil. Soils** 34, p.25-30, 2001.

ZHANG R.; DAY D.; CHRISTIANSON L.; JEPSON W. A computer model predicting ammonia release rate swine manure pits. **Agric. Engng. Research**, 58:223-229, 1994.

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

ZUCCONI, F. et al. Biological evaluation of compost maturity. **Biocycle**. v. 4, p.27-29, 1991.

**ANEXOS**

## ANEXO 1

### CARBONO ORGÂNICO

#### Princípio

Oxidação da matéria orgânica via úmida com dicromato de potássio em meio sulfúrico, empregando-se como fonte de energia o calor despreendido do ácido sulfúrico e/ou aquecimento. O excesso de dicromato após a oxidação é titulado com solução padrão de sulfato ferroso amoniacal (sal de Mohr).

#### Procedimento

- Tomar aproximadamente 20g de solo, triturar em gral e passar em peneira de 80 mesh.
- Pesar 0,5g do solo triturado e colocar em erlenmeyer de 250ml.
- Adicionar 10ml (pipetados) da solução de dicromato de potássio 0,4N. Incluir um branco com 10ml da solução de dicromato de potássio e anotar o volume de sulfato ferroso amoniacal gasto.
- Colocar um tubo de ensaio de 25mm de diâmetro e 250mm de altura cheio de água na boca do erlenmeyer, funcionando este como condensador.
- Aquecer em placa elétrica até a fervura branda, durante 5 minutos.
- Deixar esfriar e juntar 80ml de água destilada, medida com proveta, 2ml de ácido ortofosfórico e 3 gotas do indicador difenilamina.
- Titular com solução de sulfato ferroso amoniacal 0,1N até que a cor azul desapareça, cedendo lugar à verde.

#### Cálculo

$$C \text{ (g/kg)} = (40 - \text{volume gasto}) \times f \times 0,6$$

$$f = 40 / \text{volume sulfato ferroso gasto na prova em branco.}$$

## ANEXO 2

### EQUIVALENTE DE CARBONATO DE CÁLCIO

#### Princípio

Ataque da amostra com excesso de solução padrão de HCl e titulação do excesso de ácido com solução de NaOH padrão. A diferença entre os cmol c /l adicionados e os titulados representa o percentual de CaCO<sub>3</sub> na amostra.

#### Procedimento

- Pesar 5 a 25g de solo, colocar em cápsula de porcelana de 200ml e adicionar 50ml de HCl 0,5 N por meio de pipeta.
- Aquecer por 5 minutos ou colocar em banho-maria durante 15 minutos.
- Deixar esfriar, adicionar um pouco de água e 3 gotas de fenolftaleína.
- Titular com solução de NaOH 0,25 N.

#### Observação:

A quantidade de amostra a pesar é definida em função do grau de efervescência que a amostra apresenta quando é umedecida com HCl 30%. A reação pode ser fraca, moderada ou forte. Caso haja dificuldade na titulação da solução com a amostra de solo, filtrar, lavar e proceder à titulação no total ou numa alíquota. Esta determinação inclui também outros carbonatos.

#### Cálculo

$$\text{CaCO}_3 \text{ (g/kg)} = ( a \times 2 - b ) \times 12,5/p$$

a = ml de HCl 0,5 N

b = ml de NaOH 0,25 N

p= solo em gramas

### ANEXO 3

#### ABERTURA VIA SECA DE AMOSTRAS PARA DETERMINAÇÃO ELEMENTAR TOTAL (fósforo, cobre e zinco)

Equipamentos e Vidrarias

Dispenser com volume ajustável (10 mL).

Cadinhos de porcelana.

Chapa de aquecimento.

Balança analítica.

Mufla.

Funil simples.

Balão volumétrico de (25, 50 ou 100 mL).

Papel filtro quantitativo.

Purificador de água.

#### Reagentes, Soluções

##### Soluções:

- HCl 1:1 (v/v).

##### 11.1.1. Abertura da amostra

Para matrizes sólidas, pese aproximadamente 500 mg da amostra seca e moída, transfira para o cadinho de porcelana registre a massa no formulário FQ3-057.

Para matrizes líquidas, pipete 10 mL de amostra em cadinho de porcelana e seque em chapa de aquecimento a 80-100 °C por aproximadamente 1h.

Calcine a amostra por 3 horas a 450 °C.

Retire a amostra e deixe esfriar até a temperatura ambiente.

Em capela de exaustão adicione 10 mL de HCl 1:1 (v/v).

Aqueça a mistura em chapa de aquecimento a 80-100 °C até a redução de 2/3 do volume inicial.

Deixe a solução resfriar até a temperatura ambiente.

Filtre a solução em papel de filtro quantitativo para um balão volumétrico de 25, 50 ou 100 mL e complete o volume com água ultrapura.

Encaminhe para análise dos elementos por espectrometria de absorção atômica (Cu, Zn), fotometria de chama (K) ou por espectrometria UV-Vis (P).

## ABERTURA VIA ÚMIDA DE AMOSTRAS PARA DETERMINAÇÃO ELEMENTAR TOTAL

Equipamentos e Vidrarias

Dispenser com volume ajustável (1,0 a 10,0 mL).

Tubos de digestão aferidos para 25 mL.

Bloco digestor com controle de temperatura, com capacidade para 40 tubos.

Balança analítica.

Agitador rotatório.

Purificador de água.

### Reagentes:

- Ácido Nítrico, 65%,  $\text{HNO}_3$ .

Ácido Perclórico p.a., 70%,  $\text{HClO}_4$ , PM=100.46.

### Soluções:

Solução de ácido nítrico-perclórico 8:1 (v/v)

### *Descrição, Preparação e Preservação da Amostra*

#### 11.1.1. Abertura da amostra

Pese aproximadamente 500 mg da amostra seca e moída e transfira para tubo de digestão.

Em capela de exaustão, adicione 8 mL de solução de ácido nítrico-perclórico e deixe em repouso por 18 horas.

Aqueça a mistura obedecendo o seguinte programa de aquecimento: 95° C por 30 minutos; aumente 10°C a cada 10 minutos até atingir 160°C; quando atingir 160°C, mantenha nesta temperatura até formar fumos brancos e densos e até reduzir o volume para aproximadamente 500 µL; retire a grade de tubos do bloco digestor, aguarde esfriar até a temperatura ambiente.

Agite os tubos por agitação rotatória e complete o volume para 25 mL com água ultrapura .

Encaminhe para análise dos elementos por espectrometria de absorção atômica (Cu, Zn), fotometria de chama (K) ou por espectrometria UV-Vis (P).



## ANEXO 4

### Metodologia para determinação do Nitrogênio Total Kjeldahl

#### Reagentes

1. Ácido Sulfúrico (95-97%) ( $H_2SO_4$ )
2. Hidróxido de Sódio (NaOH)
3. Sulfato de Sódio ( $Na_2SO_4$ )
4. Sulfato de Potássio ( $K_2SO_4$ )
5. Sulfato de Cobre Pentahidratado ( $CuSO_4 \cdot 5H_2O$ )
6. Selênio Metálico
7. Ácido Bórico ( $H_3BO_3$ )
8. Etanol (95%)
9. Vermelho de Metila ( $C_{15}H_{15}N_3O_2$ )
10. Verde de Bromocresol ( $C_{21}H_{13}Br_4O_5$ )
11. TRIS (Tris – (hidroximetil)amino metano) ( $C_4H_{11}NO_3$ )

#### Preparo das Soluções

Solução Padrão de Nitrogênio (20000 ppm ou 2 % de N)

- Pesar 7,6400 g de cloreto de amônio, utilizando balança com precisão de 0,0001 g;
- Diluir em 100 mL de água destilada.

#### Mistura Digestora

- Pesar aproximadamente 1000 g de sulfato de potássio;
- Pesar aproximadamente 100 g de sulfato de cobre pentahidratado;
- Pesar aproximadamente 10,0 g de selênio (metálico);
- Moer todos os reagentes separadamente;
- Misturar bem e moer a mistura.

#### Solução de indicador em ácido bórico

- Pesar aproximadamente 280 g de ácido bórico utilizando balança com precisão de 0,0001;
- Dissolver em 4 litros de água quente;
- Deixar esfriar;
- Transferir para um recipiente de 14 litros contendo 2800 mL de etanol 95% e 280 mL da solução para indicador de ácido bórico (SPBH);
- Misturar as soluções neste recipiente e completar o volume para 14 litros com água destilada e misturar novamente;

- Adicionar cuidadosamente o hidróxido sódio 3 N até que mal se observe uma leve mudança de cor de roxo para verde claro ao adicionar 1 mL de água destilada e uma 1 gota do indicador.

#### Hidróxido de Sódio 10 N

- Pesar aproximadamente 800 g de hidróxido de sódio;
- Dissolver em 800 mL de água destilada em um becker;
- Transferir para um balão volumétrico de 2000 mL;
- Completar o volume de água e misturar bem a solução.

#### Ácido Sulfúrico 10 N

- Adicionar cuidadosamente 280 mL de ácido sulfúrico concentrado medido em proveta e transferido para um balão volumétrico de 1000 mL contendo aproximadamente 500 mL de água destilada;
- Completar o volume com água destilada e misturar bem.

#### Ácido Sulfúrico 0,05 N

- Adicionar 50 mL de ácido sulfúrico 10 N, medido com proveta e transferido para um balão volumétrico de 2000 mL contendo aproximadamente 500 mL de água destilada;
- Misturar e completar o volume com água destilada.

#### Solução TRIS 0,05000 N

- Pesar aproximadamente 7 g de TRIS, utilizando balança com precisão de 0,0001 g;
- Secar por 1 hora a 105°C;
- Dissolver o Tris em um balão volumétrico de 1000 mL com água destilada;
- Ajustar o volume e homogeneizar.

#### Solução Hidróxido de Sódio 3 N

- Pesar aproximadamente 120 g de hidróxido de sódio;
- Dissolver em 800 mL de água destilada em um becker;
- Transferir para balão volumétrico de 1000 mL;
- Completar o volume com água destilada e misturar bem.

#### Solução para indicador de ácido bórico

- Pesar aproximadamente 0,660 g de verde de bromocresol;
- Pesar aproximadamente 0,330 g de vermelho de metila;
- Dissolver ambos os reagentes em balão volumétrico de 1000 mL com etanol 95%;
- Ajustar o volume e homogeneizar a solução.

#### Padronização do ácido sulfúrico 0,05 N

- Pipetar 100 mL da solução TRIS 0,05000 N para um becker de 250 mL (em duplicata);
- Adicionar 10 mL de água destilada;
- Adicionar 5 mL do indicador de ácido bórico;
- Titular com ácido sulfúrico 0,05 N no ponto de viragem o indicador passa da cor verde-claro à rosa-claro permanente.

$N \text{ do ácido} = 10,00 \times 0,05000/\text{mL do ácido gasto na titulação}$

#### Procedimentos

##### Digestão

- Medir 10 mL da amostra e adicionar 1,0 g da mistura digestora;
- Adicionar quantidade de ácido sulfúrico concentrado para digerir a amostra (mínimo 5 mL);
- Transferir os tubos para o bloco de digestão e processar a digestão à aproximadamente 400°C por 35 a 45 minutos, até o clareamento completo do conteúdo tubo;
- Retirar os tubos e deixar esfriar.

##### Destilação

- Conectar o tubo contendo a amostra digerida ao destilador de forma que fiquem bem encaixados;
- Colocar o becker de 250 mL contendo aproximadamente 20 mL de solução indicadora sobre a plataforma e levá-la à posição superior;
- Fechar a porta de segurança do destilador;
- Ligar o aparelho e selecionar o modo automático que irá liberar o tubo, na sequência, 30 mL de água e 30 mL de solução NaOH 10 N, sendo iniciada a destilação com duração programada de 3 minutos;
- Após o termino da destilação, lavar o destilador por aproximadamente 5 minutos, selecionando o modo de operação manual.

##### Titulação

- Colocar o bcker contendo o destilado sobre a plataforma do agitador magnético;
- Colocar a barra magnética dentro do becker;
- Regular a velocidade de agitação de modo que o conteúdo gire de forma orbital, sem que aja respingos na parede do becker;

- Titular com ácido sulfúrico 0,05 N padronizado, até pH 5,4.

Cálculo do NTK

$$\text{NTK}(\%) = \frac{(v_a - v_b) \times F \times N \times 0,014 \times 100}{P}$$

$v_a$  – volume de ácido sulfúrico utilizado na titulação da amostragem;

$v_b$  – volume de ácido sulfúrico utilizado na titulação da prova em branco;

F – fator de correção para padronização do ácido sulfúrico;

N – Normalidade do ácido sulfúrico;

## ANEXO 5:

### Método de análise para determinação da Matéria Seca (MS)

Este procedimento tem por objetivo determinar o teor de umidade e aplica-se à produtos e subprodutos de origem vegetal, animal e mineral. Amostras de produtos e subprodutos em geral, são submetidas a secagem em estufa a 105°C até obtenção de peso constante entre duas pesagens sucessivas. A perda de água é quantificada pela diferença entre o peso da amostra antes e após a secagem.

#### Procedimentos

- Os cadinhos previamente limpos, secos e identificados, deverão permanecer em estufa à 105°C por no mínimo uma hora;
- Colocar os cadinhos em dessecadores até atingir temperatura ambiente;
- Pesar o cadinho de porcelana vazio, utilizando a balança analítica;
- Acrescentar aproximadamente 2g de amostra;
- Secar o cadinho contendo a amostra durante uma noite (aproximadamente 17:00 às 08:00 horas do dia seguinte) em estufa à 105°C;
- Retirar o cadinho da estufas e colocar no dessecador em temperatura ambiente.
- Pesar o cadinho contendo amostra seca;
- Descartar a amostra seca, e limpar o cadinho utilizando o ar comprimido.

#### Cálculos:

$$\% \text{ Umidade} = (A-B) \times 100 / C$$

$$\% \text{ MS} = 100 - \% \text{ Umidade}$$

#### Onde:

A= Peso do cadinho + Peso da amostra;

B= Peso do cadinho + Peso da amostra após secagem em gramas;

C= Peso da amostra em gramas.

O resultado é expresso em percentagem de umidade (%umidade) ou percentagem de matéria seca (%MS).