

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

INSTITUTO DE QUÍMICA

Campus Araraquara – SP

**AVALIAÇÃO DO USO DE INÓCULOS NA
BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS DE AVES
DE POSTURA, FRANGOS DE CORTE E SUÍNOS**

LARA STEIL

BIÓLOGA

ARARAQUARA – SP

2001

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

INSTITUTO DE QUÍMICA

Campus Araraquara – SP

**AVALIAÇÃO DO USO DE INÓCULOS NA
BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS DE AVES
DE POSTURA, FRANGOS DE CORTE E SUÍNOS**

**LARA STEIL
BIÓLOGA**

Orientador: Prof. Titular Jorge de Lucas Júnior

Co-orientador: Prof. Dr. Roberto Alves de Oliveira

Dissertação apresentada ao
Instituto de Química do Campus
de Araraquara – UNESP, para
obtenção do título de Mestre em
Biotecnologia – Área de
concentração em Biotecnologia

ARARAQUARA – SP

Setembro 2001

BANCA EXAMINADORA

Dissertação defendida e aprovada em 27-09-2001 pela comissão julgadora:

Prof. Titular Jorge de Lucas Júnior (orientador)

(Departamento de Engenharia Rural – Faculdade de Ciência Agrárias e Veterinárias – Universidade Estadual Paulista – UNESP)

Profª. Doutora Rosana Filomena Vazoller

(Departamento de Hidráulica e Saneamento - Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo – USP)

Prof. Doutor Edson Aparecido Abdul Nour

(Departamento de Saneamento e Ambiente – Faculdade de Engenharia Civil – Universidade de Campinas – UNICAMP)

Trabalhos publicados em periódicos e anais de congressos

Artigos completos publicados em periódicos

STEIL, L., Lucas Jr., J., Oliveira, R.A. Avaliação do uso de inóculos na biodigestão anaeróbia de resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos. **Engenharia Agrícola**, v. 22, n. 2, p. 146-159, Jaboticabal, 2002.

Palavras-chave: biodigestores modelo batelada; biogás; tratamento anaeróbio.

Áreas do conhecimento: Manejo de resíduos da produção animal; Saneamento Ambiental; Controle da Poluição.

Referências adicionais: Brasil/Português; Meio de divulgação: Impresso; ISSN/ISBN: 0100916.

Trabalhos completos publicados em anais de evento

STEIL, L., Lucas Jr., J., Oliveira, R.A., Vazoller, R.F. Biomass evaluation from anaerobic bath reactors by specific methanogenic activity (SMA) test at different S_0/X_0 ratios In: THE FIRST INTERNATIONAL MEETING ON ENVIRONMENTAL BIOTECHNOLOGY AND ENGINEERING - IIMEBE, 2004, Cidade do México. **Proceedings...** 2004. CD.

Palavras-chave: microbiology, anaerobic bath reactors, agricultural wastes, SMA test, S_0/X_0 ratio

Áreas do conhecimento: Microbiologia de organismos anaeróbios, Microbiologia Aplicada, Microbiologia Aplicada e Engenharia Sanitária.

Setores de atividade: Produtos e serviços voltados para a defesa e proteção do meio ambiente, incluindo o desenvolvimento sustentado.

Referências adicionais: Classificação do evento: Internacional; México/Inglês. Meio de divulgação: Digital

STEIL, L., Lucas Jr., J., Oliveira, R.A., Vazoller, R.F. Evaluation of dispersed biomass by using standardized batch methanogenic activity test at different initial substrates and biomass ratios. In: 10th WORLD CONGRESS ON ANAEROBIC DIGESTION, 2004, Montreal. **Proceedings...** 2004. v. 3. p.1585 – 1589.

Palavras-chave: anaerobic stabilization pond, batch systems, biomass evaluation, methanogenic activity.

Áreas do conhecimento: Microbiologia de organismos anaeróbios, Microbiologia Aplicada e Engenharia Sanitária.

Referências adicionais: Classificação do evento: Internacional; Canadá/Inglês. Meio de divulgação: Impresso

STEIL, L.; Lucas Jr., J.; Oliveira, R.A. Desempenho de biodigestores rurais anaeróbios alimentados em batelada com resíduos da avicultura e suinocultura com e sem a utilização de inóculo em diferentes épocas do ano. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2004, Natal - RN. **Anais...** 2004. CD.

Palavras-chave: Biodigestores rurais; Tratamento de resíduos da avicultura e suinocultura; biodigestores modelo batelada; inóculo adicional.

Áreas do conhecimento: Controle da Poluição.

Referências adicionais: Classificação do evento: Internacional; Brasil/Português; Meio de divulgação: Digital.

STEIL, L.; Lucas Jr., J.; Oliveira, R.A. Eficiência de reatores anaeróbios modelo batelada alimentados com resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos na redução de coliformes totais e fecais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2003, Joinville - SC. **Anais...** CD.

Palavras-chave: tratamento anaeróbio; biodigestores modelo batelada; coliformes totais e fecais; Tratamento de resíduos da avicultura e suinocultura.

Áreas do conhecimento: Controle da Poluição; Resíduos Sólidos Domésticos e Industriais.

Referências adicionais: Classificação do evento: Nacional; Brasil/Português; Meio de divulgação: Digital.

*À minha mãe Maria Aparecida (in
memorian), a meu pai Valmor e meu irmão
Carlos Henrique.*

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Jorge de Lucas Júnior e Prof. Dr. Roberto Alves de Oliveira pela valiosa orientação, apoio e confiança na realização deste trabalho.

Ao Prof. Dr. Luiz Augusto do Amaral do Departamento de Medicina Veterinária Preventiva, FCAV – UNESP, campus de Jaboticabal, pelo auxílio e disponibilização de materiais e equipamentos para a execução dos ensaios de colimetria.

Ao Prof. Dr. Euclides Braga Malheiros do Departamento Ciências Exatas, FCAV – UNESP, campus de Jaboticabal, pela contribuição nas análises estatísticas.

Ao Prof. Dr. Mário Benincasa e Prof. Dr. Pedro Magalhães Lacava, pelas sugestões no exame geral de qualificação.

Aos membros da banca examinadora, Prof^a Dr^a Rosana Filomena Vazoller e Prof. Dr. Edson Abdul Nour, pelas valiosas contribuições, críticas e sugestões apresentadas.

À Heloísa Pozzi Gianotti e Juliana Calábria de Araújo do Laboratório de Processos Anaeróbios, EESC – USP, campus de São Carlos, pelo importante auxílio com a metodologia de atividade metanogênica.

À colega Fernanda L. A. Ferreira pelo apoio na realização dos ensaios de colimetria.

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Rural, FCAV – UNESP – Campus de Jaboticabal, Luizinho, Marquinhos e Fiapo pela colaboração no desenvolvimento deste trabalho.

À CAPES pela concessão da bolsa de estudos.

Às secretárias da Pós-graduação em Biotecnologia do Instituto de Química – UNESP, campus de Araraquara, Izolina, Vilma e Sandra pela convivência agradável e atendimento prestativo.

Aos meus amigos e amigas Rogério, Sandra, Ândrea, Dimitrios e Ana, Carolina, Jeff, Gandra, Maurício, Fernando, Nice, Peninha e Gica, Sérgio e Regiane, pelo carinho, amizade e importantes momentos compartilhados. Ao Alexandre pelo companheirismo, carinho e amizade de anos.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	iii
LISTA DE TABELAS.....	vi
LISTA DE SÍMBOLOS.....	x
RESUMO.....	xi
ABSTRACT.....	xii
1. INTRODUÇÃO.....	01
2. OBJETIVOS.....	04
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	05
3.1. Processo de digestão anaeróbia.....	05
3.1.1 Avaliação da atividade metanogênica específica.....	12
3.1.1.1 Aplicação dos testes de atividade metanogênica específica.....	15
3.2. Fatores que interferem na digestão anaeróbia.....	16
3.3. Tratamento anaeróbio de resíduos.....	20
3.3.1. Resíduos da avicultura e suinocultura.....	23
3.3.2. Digestão anaeróbia de resíduos da avicultura e suinocultura.....	26
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	31
4.1. Local.....	31
4.2. Caracterização dos biodigestores batelada.....	31
4.3. Resíduos.....	32
4.4. Descrição do experimento.....	32
4.4.1. Produção e características dos inóculos e dos substratos dos biodigestores batelada de campo.....	35
4.5. Determinações para monitoramento do desempenho dos biodigestores.....	38
4.5.1. Teores de sólidos totais e voláteis.....	38
4.5.2. Produção de Biogás.....	39
4.5.3. Composição do biogás.....	39
4.5.4. Teores de ácidos voláteis.....	40
4.5.4.1. Reta padrão.....	41
4.5.4.2. Preparação das amostras para análise cromatográfica dos ácidos voláteis.....	42
4.5.5. Potencial hidrogeniônico.....	43

4.6. Exames microbiológicos.....	43
4.6.1. Coliformes totais.....	43
4.6.2. Coliformes fecais.....	44
4.7. Avaliação da Atividade Metanogênica Específica.....	44
4.7.1 – Reta Padrão para o metano.....	46
4.7.2 – Metodologia para o cálculo da atividade metanogênica específica.....	46
4.8. Análises Estatísticas.....	48
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	49
5.1. Produção dos inóculos.....	49
5.2. Segunda fase.....	52
5.2.1. Teores de sólidos totais e voláteis.....	52
5.2.2. Produção de biogás.....	53
5.2.3. Potenciais de produção de biogás.....	60
5.2.4. Composição do biogás.....	63
5.2.5. Ácidos Voláteis.....	70
5.2.6. Potencial Hidrogeniônico.....	81
5.2.7. Colimetria.....	84
5.2.8. Avaliação da atividade metanogênica.....	85
6. CONCLUSÕES.....	90
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	92
ANEXOS.....	101

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Sequência de processos na digestão anaeróbia de macromoléculas complexas (Fonte: FORESTI <i>et al.</i> , 1999).....	06
Figura 2. Esquema dos biodigestores batelada de campo, medidas em mm (Fonte: ORTOLANI <i>et al.</i> , 1986).	33
Figura 3. Distribuição da produção média diária de biogás obtida durante os ensaios para obtenção dos inóculos adaptados aos resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos. As setas indicam o momento em que os efluentes foram utilizados como inóculo.....	51
Figura 4. Teores médios semanais de CH ₄ no biogás produzido nos biodigestores batelada de campo operados com resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos durante a produção dos inóculos. As setas indicam o momento em que os efluentes foram utilizados como inóculo.....	51
Figura 5. Distribuição média diária da produção de biogás (a) e porcentagem acumulada de biogás produzido (b), para os biodigestores alimentados com resíduos de aves de postura submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (tr1), com 10 % de inóculo adicional (tr2) e com 15 % de inóculo adicional (tr3)).....	55
Figura 6. Distribuição diária média da produção de biogás (a) e porcentagem acumulada de biogás produzido (b), para os biodigestores alimentados com resíduos de frangos de corte submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (tr1), com 10 % de inóculo adicional (tr2) e com 15 % de inóculo adicional (tr3)).....	57
Figura 7. Distribuição média diária da produção de biogás (a) e porcentagem acumulada de biogás produzido (b), para os biodigestores alimentados com resíduos de suínos submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (tr1), com 10 % de inóculo adicional (tr2) e com 15 % de inóculo adicional (tr3)).....	59
Figura 8. Teores médios semanais de CO ₂ e CH ₄ presentes no biogás produzido nos biodigestores operados com resíduos de aves de postura submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (a), com 10 % de inóculo adicional (b) e com 15 % de inóculo adicional (c)).....	65

Figura 9. Teores médios semanais de CO ₂ e de CH ₄ presentes no biogás produzido nos biodigestores operados com resíduos de frangos de corte submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (a), com 10 % de inóculo adicional (b) e com 15 % de inóculo adicional (c)).....	67
Figura 10. Teores médios semanais de CO ₂ e de CH ₄ presentes no biogás produzido nos biodigestores operados com resíduos de suínos submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (a), com 10 % de inóculo adicional (b) e com 15 % de inóculo adicional (c)).....	69
Figura 11. Distribuição dos ácidos acético (HAc), propiônico (HPr), butírico (HBu), iso-valérico (HiVal) e valérico (HVal) ao longo do período de operação dos mini-biodigestores alimentados com resíduos de aves de postura, sem inóculo adicional (a), com 10 % de inóculo adicional (b) e com 15 % de inóculo adicional (c).....	73
Figura 12. Distribuição dos ácidos acético (HAc), propiônico (HPr), butírico (HBu), iso-valérico (HiVal) e valérico (HVal) ao longo do período de operação dos mini-biodigestores alimentados com resíduos de frangos de corte sem inóculo adicional (a), com 10 % de inóculo adicional (b) e com 15 % de inóculo adicional (c).....	76
Figura 13. Distribuição dos ácidos acético (HAc), propiônico (HPr), butírico (HBu), iso-valérico (HiVal) e valérico (HVal) ao longo do período de operação dos mini-biodigestores alimentados com resíduos de suínos sem inóculo adicional (a), com 10 % de inóculo adicional (b) e com 15 % de inóculo adicional (c).....	79
Figura 14. Variação do pH ao longo do período de ensaio nos mini-biodigestores operados com resíduos de aves de postura (Ap) (a), frangos de corte (F) (b) e suínos (S) (c) submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (tr1), com 10 % de inóculo adicional (tr2) e com 15 % de inóculo adicional (tr3)).....	83
Figura A1. Evolução da produção de metano pela amostra proveniente dos biodigestores operados com resíduos de aves de postura com 10 % de inóculo adicional com carga orgânica de 0,25 g DQO g ⁻¹ SV (a) e 0,50 g DQO g ⁻¹ SV (b).....	103

Figura A2. Evolução da produção de metano pela amostra proveniente dos biodigestores operados com resíduos de aves de postura com 10 % de inóculo adicional com carga orgânica de 0,75 g DQO g ⁻¹ SV (a) e 1,00 g DQO g ⁻¹ SV (b).....	104
Figura A3. Evolução da produção de metano pela amostra proveniente dos biodigestores operados com resíduos de frangos de corte com 10 % de inóculo adicional com carga orgânica de 0,25 g DQO g ⁻¹ SV (a) e 0,50 g DQO g ⁻¹ SV (b).....	105
Figura A4. Evolução da produção de metano pela amostra proveniente dos biodigestores operados com resíduos de frangos de corte com 10 % de inóculo adicional com carga orgânica de 0,75 g DQO g ⁻¹ SV (a) e 1,00 g DQO g ⁻¹ SV (b).....	106
Figura A5. Evolução da produção de metano pela amostra proveniente dos biodigestores operados com resíduos de suínos com 10 % de inóculo adicional com carga orgânica de 0,25 g DQO g ⁻¹ SV (a) e 0,50 g DQO g ⁻¹ SV (b).....	107
Figura A6. Evolução da produção de metano pela amostra proveniente dos biodigestores operados com resíduos de suínos com 10 % de inóculo adicional com carga orgânic de 0,75 g DQO g ⁻¹ SV (a) e 1,00 g DQO g ⁻¹ SV (b).....	108
Figura A7. Evolução da produção de metano nos frascos controle pelas amostras provenientes dos biodigestores operados com resíduos de aves de postura (a), frangos de corte (b) e suínos (c) com 10 % de inóculo adicional.....	109

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Gêneros representantes das espécies metanogênicas, aspectos de sua morfologia e substrato utilizado para a conversão em biogás (Fonte: BROOCK <i>et al.</i> , 1997).....	09
Tabela 2. Exemplos de alguns resíduos com potencial para o tratamento por digestão anaeróbia.....	22
Tabela 3. Condições de inoculação e repetições realizados na execução do experimento.....	34
Tabela 4. Quantidades e características dos substratos (teores de sólidos totais (ST) e voláteis (SV)) dos biodigestores batelada de campo para os resíduos de aves de postura (Ap), frangos de corte (F) e suínos (S) submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (tr1), com 10 % de inóculo (tr2) e com 15 % de inóculo (tr3)).....	38
Tabela 5. Equações das retas padrões dos ácidos voláteis, concentrações abrangidas e coeficiente de determinação.....	42
Tabela 6. Produções médias semanais de biogás obtidas durante a produção de inóculo a partir dos resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos.....	50
Tabela 7. Teores médios semanais de CO ₂ e CH ₄ presentes no biogás produzido nos biodigestores batelada de campo operados com resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos durante a produção de inóculo.....	50
Tabela 8. Teores médios iniciais e finais de sólidos totais (ST) e voláteis (SV), e redução de sólidos voláteis, para os biodigestores alimentados com resíduos de aves de postura (Ap), frangos de corte (F) e suínos (S) submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (tr1), com 10 % de inóculo (tr2) e com 15 % de inóculo (tr3)).....	52
Tabela 9. Produções médias semanais de biogás e porcentagem acumulada de biogás produzido, para os biodigestores alimentados com resíduos de aves de postura submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (tr1), com 10 % de inóculo (tr2) e com 15 % de inóculo (tr3)).....	54

Tabela 10. Produções médias semanais de biogás e porcentagem acumulada de biogás produzido, para os biodigestores alimentados com resíduos de frangos de corte submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (tr1), com 10 % de inóculo (tr2) e com 15 % de inóculo (tr3)).....	56
Tabela 11. Produções médias semanais de biogás e porcentagem acumulada de biogás produzido, para os biodigestores alimentados com resíduos de suínos submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (tr1), com 10 % de inóculo (tr2) e com 15 % de inóculo (tr3)).....	58
Tabela 12. Potenciais médios de produção de biogás obtidos para os resíduos de aves de postura (Ap), frangos de corte (F) e suínos (S) submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (tr1), com 10 % de inóculo (tr2) e com 15 % de inóculo (tr3)).....	61
Tabela 13. Teores médios semanais de CO ₂ e CH ₄ presentes no biogás produzido nos biodigestores operados com resíduos de aves de postura submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (tr1), com 10 % de inóculo (tr2) e com 15 % de inóculo (tr3)).....	64
Tabela 14. Teores médios de CO ₂ e de CH ₄ presentes no biogás produzido nos biodigestores operados com resíduos de frangos de corte submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (tr1), com 10 % de inóculo (tr2) e com 15 % de inóculo (tr3)).....	66
Tabela 15. Teores médios de CO ₂ e de CH ₄ presentes no biogás produzido nos biodigestores operados com resíduos de suínos submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (tr1), com 10 % de inóculo (tr2) e com 15 % de inóculo (tr3)).....	68
Tabela 16. Concentrações dos ácidos acético (HAc), propiônico (HPr), butírico (HBu), iso-valérico (HiVal) e valérico (HVal) para os mini-biodigestores operados com resíduos de aves de postura sem inóculo adicional.....	71
Tabela 17. Concentrações dos ácidos acético (HAc), propiônico (HPr), butírico (HBu), iso-valérico (HiVal) e valérico (HVal) para os mini-biodigestores operados com resíduos de aves de postura com 10 % de inóculo.....	72

Tabela 18. Concentrações dos ácidos acético (HAc), propiônico (HPr), butírico (HBu), iso-valérico (HiVal) e valérico (HVal) para os mini-biodigestores operados com resíduos de aves de postura com 15 % de inóculo.....	72
Tabela 19. Concentrações dos ácidos acético (HAc), propiônico (HPr), butírico (HBu), iso-valérico (HiVal) e valérico (HVal) para os mini-biodigestores operados com resíduos de frangos de corte sem inóculo adicional.....	74
Tabela 20. Concentrações dos ácidos acético (HAc), propiônico (HPr), butírico (HBu), iso-valérico (HiVal) e valérico (HVal) para os mini-biodigestores operados com resíduos de frangos de corte com 10 % de inóculo.....	74
Tabela 21. Concentrações dos ácidos acético (HAc), propiônico (HPr), butírico (HBu), iso-valérico (HiVal) e valérico (HVal) para os mini-biodigestores operados com resíduos de frangos de corte com 15 % de inóculo.....	75
Tabela 22. Concentrações dos ácidos acético (HAc), propiônico (HPr), butírico (HBu), iso-valérico (HiVal) e valérico (HVal) para os mini-biodigestores operados com resíduos de suínos sem inóculo adicional.....	77
Tabela 23. Concentrações dos ácidos acético (HAc), propiônico (HPr), butírico (HBu), iso-valérico (HiVal) e valérico (HVal) para os mini-biodigestores operados com resíduos de suínos com 10 % de inóculo.....	78
Tabela 24. Concentrações dos ácidos acético (HAc), propiônico (HPr), butírico (HBu), iso-valérico (HiVal) e valérico (HVal) para os mini-biodigestores operados com resíduos de suínos com 15 % de inóculo.....	78
Tabela 25. Concentrações médias dos ácidos acético (HAc), propiônico (HPr), butírico (HBu), iso-valérico (HiVal) e valérico (HVal) nos efluentes dos biodigestores batelada de campo operados com resíduos de aves de postura (Ap), frangos de corte (F) e suínos (S) submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (tr1), com 10 % de inóculo (tr2) e com 15 % de inóculo (tr3)).....	80

Tabela 26. Variação do pH ao longo do período de ensaio nos mini-biodigestores operados com resíduos de aves de postura (Ap), frangos de corte (F) e suínos (S) submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (tr1), com 10 %de inóculo (tr2) e com 15 % de inóculo (tr3)).....	82
Tabela 27. Número mais provável (NMP) coliformes totais e fecais nos afluentes e efluentes dos biodigestores alimentados com resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (tr1), com 10 % de inóculo (tr2) e com 15 % de inóculo (tr3)).....	84
Tabela 28. Valores médios de taxa de carga orgânica aplicada no lodo, sólidos voláteis (média entre o valor inicial e final em cada frasco), produção de metano, atividade metanogênica aparente (AMA) \pm desvio padrão, e atividade metanogênica específica (AME) \pm desvio padrão, para os biodigestores operados com resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos com 10 % de inóculo.....	86

LISTA DE SÍMBOLOS

AMA – atividade metanogênica aparente

AME – atividade metanogênica específica

CLT – caldo lauril triptose

CLVBB - caldo lactosado com verde brilhante e bile

CNTP – condições normais de temperatura e pressão

Co-M – coenzima M

DBO – demanda bioquímica de oxigênio

DQO – demanda química de oxigênio

HAc – ácido acético

HBu – ácido butírico

HiVal – ácido iso-valérico

HPr – ácido propiônico

HVal – ácido valérico

NMP – número mais provável

pH – potencial hidrogeniônico

Ps – peso seco

Pu – peso úmido

R^2 – coeficiente de determinação

rpm – rotações por minuto

RTR – resposta térmica relativa

SAS – statistical analyses system

SSV – sólidos suspensos voláteis

ST – Sólidos totais

SV – sólidos voláteis

TRH – tempo de retenção hidráulica

RESUMO

STEIL, L. **Avaliação do uso de inóculos na digestão anaeróbia de resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos.** 2001. 109 f. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) – Instituto de Química, Universidade Estadual Paulista, Araraquara, 2001.

Investigou-se a influência da utilização de inóculos sobre a digestão anaeróbia de resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos em biodigestores modelo batelada com volume útil de 60 L operados à temperatura ambiente, por meio da caracterização do potencial e distribuição da produção de biogás ao longo do tempo, o estudo da redução de sólidos, a análise das características dos efluentes quanto à concentração de ácidos graxos voláteis e por meio da determinação do número mais provável (NMP) de coliformes fecais e totais nos afluentes e efluentes. Avaliou-se também a atividade metanogênica nos biodigestores com 10 % de inóculo. Foram testadas três concentrações de inóculo: 0, 10 e 15 %. Os resultados mostraram que os resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos são bons substratos para o processo de digestão anaeróbia, apresentando potenciais médios que variaram de 0,3828 a 0,4403 m³, de 0,3495 a 0,3915 m³, e de 0,1949 a 0,4466 m³ de biogás por kg de ST adicionados, respectivamente para resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos. Com base em todos os parâmetros estudados, as concentrações de inóculo que promoveram melhores resultados foram 10 % para resíduos de aves de postura e frangos de corte, e 15 % para resíduos de suínos. O tratamento anaeróbio revelou-se eficiente na remoção de coliformes totais e fecais independente da concentração de inóculo, alcançando porcentagens médias de redução de NMP que variaram de 99,71 % de 1,09 x 10² a 100 %. A atividade metanogênica específica foi mais elevada nas amostras provenientes dos biodigestores operados com resíduos de aves de postura (0,0340 mmol CH₄ g⁻¹ SV h⁻¹), seguida pelos resíduos de frangos de corte (0,0188 mmol CH₄ g⁻¹ SV h⁻¹) e suínos (0,0029 mmol CH₄ g⁻¹ SV h⁻¹). Estes resultados parecem estar mais associados aos teores de sólidos voláteis das amostras, do que a maior capacidade da biomassa ativa na conversão de substrato. A taxa de carga orgânica aplicada ao lodo no teste de atividade específica mais adequada para as amostras estudadas foi de 0,25 g DQO g⁻¹ SV.

Palavras chave: biodigestores modelo batelada, biogás, ácidos graxos voláteis, atividade metanogênica específica, coliformes totais e fecais

ABSTRACT

STEIL, L. **Evaluation of the use of inoculums in anaerobic digestion of laying hens, poultry and swine wastes.** 2001. 109 f. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) – Instituto de Química, Universidade Estadual Paulista, Araraquara, 2001.

This study was carried out in 60 L volume batch digesters at ambient temperature and investigated the inoculums concentration effects on anaerobic digestion of laying hens, poultry and piggery wastes through evaluation of potential and distribution of biogas production along the time, solids removal, analyze of volatile fatty acids effluent concentration and by monitoring the most probable number (MNP) of total and faecal coliforms in the influents and effluents. Specific methanogenic activity (SMA) into the 10 % inoculum digesters was also measured. Three inoculum concentrations (0, 10 and 15 %) were tested. Results showed that laying hens, poultry litter and piggery wastes are good substrats to anaerobic digestion. The potential biogas production varied from 0.03828 to 0.4403 m³, 0.3495 to 0.3915 m³ and 0.1949 to 0.4466 m³ of biogas kg⁻¹ of total solids added, respectively for laying hens, poultry and piggery wastes. The best results for inoculum concentration were 10 % for laying hens and poultry wastes, and 15 % for piggery wastes. Anaerobic digestion was efficient for reduction of the most probable mean number of total and faecal coliforms. Reduction of MNP mean varied from 99.71 of 1,09 x 10² to 100 %. SMA test showed the best activity was from laying hens wastes (0,03400 mmol CH₄ g⁻¹ SV h⁻¹), followed by poultry wastes (0,01877 mmol CH₄ g⁻¹ SV h⁻¹) and by piggery wastes (0,00293 mmol CH₄ g⁻¹ SV h⁻¹). Results of SMA test appear to be most affected by volatile solids content of the samples than the best ability of the microorganisms to convert substrate. The best organic load rate for activity test were 0,25 g DQO g⁻¹ SV.

Keywords: batch digesters, biogas, volatile fatty acids, specific methanogenic activity, total and faecal coliforms

1. INTRODUÇÃO

Os incrementos cada vez maiores da população humana, intensificados principalmente após a revolução industrial, vem causando nas últimas décadas enormes preocupações com o meio ambiente em todo o mundo. De tal modo, que o conceito estabelecido de desenvolvimento econômico vem sendo questionado, cedendo lugar nos últimos anos ao conceito de “desenvolvimento sustentável” que, além do atributo de manutenção da produtividade ao longo do tempo, incorpora as questões relativas à qualidade ambiental, considerando os requisitos fundamentais da natureza, sejam eles de ordem física, química biológica, sociais e econômicas.

O modelo tradicionalmente considerado pelas comunidades humanas para desenvolvimento das atividades industriais, agropecuárias, comerciais e domésticas deteriora a qualidade ambiental e incompatibiliza-se com o conceito de desenvolvimento sustentável, na medida em que são geradas altas quantidades de resíduos, com o agravante de serem estes, geralmente, dispostos indiscriminadamente no meio.

Entre os resíduos gerados pelas atividades humanas, uma considerável parte é composta por materiais orgânicos que, não tratados e acumulados desordenadamente, podem levar à poluição da água e do solo, à disseminação de doenças entre a população humana e animal, além de provocar odores desagradáveis.

Particularmente, os resíduos gerados pelas atividades agropecuárias, na maioria orgânicos, apresentam, em geral, uma grande quantidade de nutrientes, que podem provocar a eutrofização de lagos e rios se forem aí despejados ou dispostos indiscriminadamente no solo. Por essas razões o tratamento e disposição adequados, associados a normas legislativas, não são apenas desejáveis, mas extremamente necessários.

Com a crescente demanda pela produção de alimentos, a agropecuária moderna vem acentuando a sua participação nos impactos provocados ao ambiente. Como afirmou CORRÊA (1993), é indispensável o desenvolvimento sustentável nos sistemas agropecuários, a fim de que o atendimento às demandas da população atual não comprometa as reservas potenciais dos recursos naturais que serão utilizados pelas futuras gerações, considerando que a preservação do ambiente é uma obrigação constitucional do governo e do povo.

No que se refere à produção de alimentos de origem animal, observa-se que as formas empregadas para atendimento das demandas têm levado a aumentos nas densidades populacionais nas unidades produtoras e à regionalização dessas atividades (LUCAS JR., 1994). Assim, há maior geração de resíduos de origem animal com um grande potencial poluidor, concentrados em determinadas regiões.

Atualmente, o manejo adequado de resíduos merece destaque como uma preocupação a mais dos produtores agropecuários, envolvendo qualidade, comércio, assim como interferindo nos custos de investimento e retorno, que são fatores importantes para uma produção lucrativa (SANTOS, 1997).

A consciência crescente de que o tratamento de resíduos produzidos pelas diferentes atividades humanas é de vital importância para a saúde pública e para o combate à poluição das águas de superfície e subterrâneas, tem levado à necessidade de se desenvolver sistemas que combinem alta eficiência e custos baixos de construção e de operação. O alto custo da energia diminuiu a atratividade de sistemas de tratamento aeróbio e tem intensificado a pesquisa de sistemas com baixa demanda energética. Desta forma, nas últimas décadas, foram desenvolvidos vários sistemas que se baseiam na aplicação da digestão anaeróbia para remoção do material orgânico de uma série de resíduos (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

Diversos estudos envolvendo, particularmente, a criação de suínos e aves vêm sendo desenvolvidos, enfocando a digestão anaeróbia dos resíduos orgânicos gerados nessas atividades, os quais mostraram ser bons substratos para a geração de biogás.

Segundo LUCAS JR (1994), o gerenciamento inadequado do enorme volume de resíduos gerados nas produções animais provoca perdas de potencial se não forem reciclados, sobre o ponto de vista de produção agrícola, pelos componentes fertilizantes presentes nos resíduos que poderiam ser aproveitados na melhoria das condições do solo; do ponto de vista energético, pela capacidade de produção de biogás decorrente do teor de matéria orgânica digerível.

O início de operação de um sistema anaeróbio deve ser considerado com atenção especial, visando o sucesso do tratamento. Segundo LETTINGA *et al.* (1997), com base no conhecimento atual do processo, nenhum outro sistema de tratamento biológico compete com a digestão anaeróbia no que se refere à velocidade de partida, a menos que seja conduzida com inexperiência. Uma série de fatores interferem no processo e devem ser considerados no início de operação dos sistemas, entre os quais estão temperatura, pH, teores de sólidos e composição do substrato. A quantidade, qualidade e concentração do inóculo, assim como a adaptação do mesmo ao resíduo e o aumento gradual na concentração do resíduo a ser tratado, são aspectos que podem ser aplicados à partida de biodigestores (LUCAS JR, 1994).

Resíduos de animais ruminantes propiciam partida e produção de biogás mais rápidas quando submetidos à digestão anaeróbia, em virtude da existência de grandes quantidades de microrganismos anaeróbios no trato digestivo desses animais, que são eliminados junto com as fezes. Entretanto para o tratamento de resíduos de aves de postura, frangos e suínos devem ser tomados alguns cuidados na partida, ou o processo poderá ser comprometido, uma vez que a população anaeróbia presente nesses resíduos, ou seja, o inóculo natural é menor quando comparado com resíduos de ruminantes.

Neste sentido, a utilização de inóculo adicional apresenta-se como um aspecto favorável a digestão anaeróbia de resíduos. Entretanto, a baixa eficiência desse inóculo pode influir negativamente na produção de biogás e no processo como um todo, uma vez que ocupará um volume que poderia ser preenchido pelo substrato a ser tratado (LUCAS JR., 1994). Desta forma estudos que visem a avaliação da utilização de inóculo justificam-se por apresentarem a possibilidade de conduzirem a novas informações que levem à otimização da biodigestão anaeróbia, contribuindo para a consolidação desse processo como forma de saneamento, produção de biofertilizante e de energia no meio rural.

2. OBJETIVOS

Levando-se em conta a importância sanitária e econômica do tratamento de resíduos orgânicos provenientes da produção animal, estabeleceu-se como objetivo deste trabalho a avaliação da influência da utilização de inóculos na digestão anaeróbia de resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos. Para tanto foram determinados os seguintes objetivos específicos:

- caracterizar qualitativa e quantitativamente o biogás produzido;
- estudar a redução de sólidos voláteis dos resíduos orgânicos;
- avaliar a qualidade dos inóculos utilizados no abastecimento dos biodigestores;
- caracterizar o efluente dos biodigestores quanto ao teor de sólidos, qualidade sanitária e concentração de ácidos graxos voláteis;
- avaliar a atividade metanogênica nos biodigestores.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Processo de digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo biológico natural que ocorre na ausência de oxigênio molecular, no qual um consórcio de diferentes tipos de microrganismos interagem estreitamente para promover a transformação de compostos orgânicos complexos em produtos mais simples, resultando, principalmente, nos gases metano e dióxido de carbono (TOERIEN *et al.*, 1969; MOSEY, 1983; NOVAES, 1986; FORESTI *et al.*, 1999).

A transformação das macromoléculas orgânicas complexas em CH₄ e CO₂ ocorre por várias reações sequenciais e requer a mediação de diversos grupos de microrganismos. Na Figura 1 é apresentada uma representação esquemática sugerida por diversos autores citados por FORESTI *et al.* (1999). Como pode ser observado na Figura 1, o processo de digestão anaeróbia de material orgânico complexo desenvolve-se em quatro estágios principais: a hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, sendo que para cada estágio estão envolvidas diferentes populações microbianas.

Durante a hidrólise, o material orgânico particulado é convertido em compostos dissolvidos menores. O processo requer a atividade de enzimas que são excretadas por bactérias fermentativas e que promovem a degradação de proteínas a aminoácidos, de carboidratos a açúcares solúveis e de lipídios a ácidos graxos de cadeia longa (C₁₅ a C₁₇) e glicerina (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994). Durante o tratamento anaeróbio de diversos resíduos, a velocidade da conversão do material orgânico complexo em biogás é limitada pela velocidade da hidrólise (SPEECE, 1983; SOTO *et al.*, 1993; VAVILIN *et al.*, 1996a; MATA-ALVAREZ *et al.*, 2000).

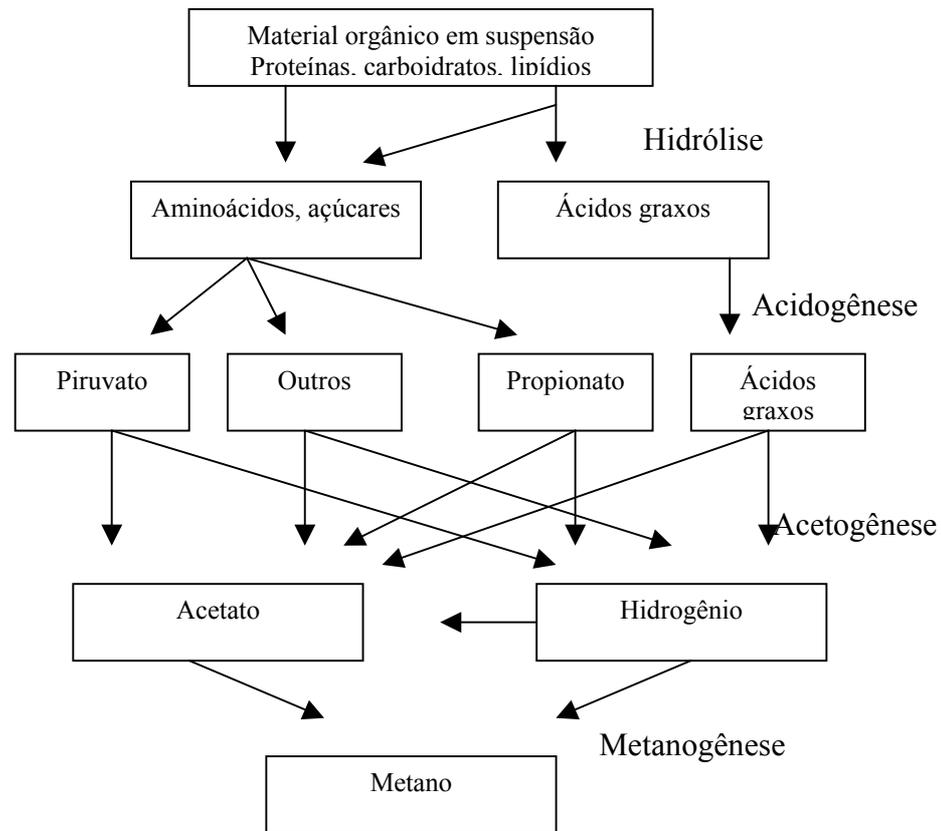


FIGURA 1. Sequência de processos na digestão anaeróbia de macromoléculas complexas (Fonte: FORESTI *et al.*, 1999)

Na acidogênese os compostos dissolvidos gerados na hidrólise são absorvidos nas células das bactérias fermentativas e excretados como substâncias orgânicas simples (ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido lático e compostos minerais como CO_2 , H_2 , NH_3 , H_2S etc.). Entre as bactérias envolvidas na acidogênese são encontradas espécies anaeróbias estritas (a maioria) e facultativas. Estas são importantes na remoção de oxigênio dissolvido presente no material em fermentação anaeróbia, que poderia afetar negativamente o processo (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

As espécies bacterianas participantes dos processos de hidrólise e acidogênese são representadas por *Acetivibrio cellulolyticus*, *Bacillus* sp, *Bacteroides succinogenes*, *Bifidobacterium* sp, *Butyrivibrio fibrisolvens*, *Clostridium*, *Eubacterium cellulosolvens*, *Megasphaera* sp, *Lachnospira multiparus*, *Peptococcus anaerobicus*, *Selenomonas* sp, *Staphylococcus* sp (ZEHNDER, 1988).

No passo seguinte, a acetogênese, ocorre a conversão dos produtos da acidogênese em substratos para produção de metano: acetato, hidrogênio e dióxido de

carbono. Na digestão anaeróbia de esgoto sanitário, aproximadamente 70 % da demanda química de oxigênio (DQO) originalmente presente é convertida em ácido acético e o restante da capacidade de doação de elétrons é concentrado no hidrogênio formado (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

Considerando o estado de oxidação do material orgânico a ser digerido, a formação de ácido acético pode ser acompanhada pela geração de CO₂ ou H₂, sendo que o CO₂ é um produto da própria metanogênese. Nessas condições, ou seja, na presença de CO₂ e H₂, pode-se desenvolver a homoacetogênese, que é a redução de dióxido de carbono para ácido acético pelo hidrogênio (FORESTI *et al.*, 1999). Entretanto, por razões termodinâmicas, essa via metabólica é pouco provável de acontecer, pois as espécies homoacetogênicas são superadas pelas metanogênicas utilizadoras de hidrogênio (Zinder¹, 1992 *apud* FORESTI *et al.*, 1999).

A acetogênese é, em geral, uma etapa termodinamicamente desfavorável, ou seja, não ocorre espontaneamente, a menos que as espécies químicas formadas (acetato e H₂) sejam removidas do meio, deslocando o equilíbrio da reação no sentido da formação desses produtos (FORESTI *et al.*, 1999). As reações envolvidas nesta etapa só são termodinamicamente favoráveis quando a pressão parcial de H₂ no meio é muito baixa (SPEECE, 1983; STAMS, 1994; KUS & WIESMANN, 1995; e SCHINK, 1997), as quais segundo FORESTI *et al.* (1999) e MASSÉ & DROSTE (2000), devem ser de 10⁻⁴ e 10⁻³ atm. para a conversão de, respectivamente, propionato e butirato, que são importantes substratos durante a acetogênese (VAVILIN & LOKSHINA, 1996; VOOLAPALLI & STUCKEY, 1999).

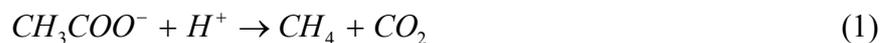
Concentrações excessivas de H₂ (> 10⁻⁴ atm) não são frequentes em reatores metanogênicos, as concentrações mais comumente encontradas estão abaixo de 10⁻⁴ atm (SPEECE *et al.*, 1997).

Para a manutenção de baixas pressões parciais de H₂ as espécies acetogênicas estabelecem uma estreita relação de simbiose com as utilizadoras de H₂ (SPEECE, 1983), sejam elas metanogênicas hidrogenotróficas ou redutoras de sulfato (FORESTI *et al.*, 1999).

As espécies bacterianas envolvidas na acetogênese incluem *Acetobacterium woddii*, *Clostridium bryantii*, *Desulfovibrio* sp, *Desulfotomaculum* sp, *Syntrophomonas wolinii*, *Syntrophomonas wolfei*, *Syntrophus buswellii* (ZEHNDER, 1988).

¹ ZINDER, S. H. Methanogenesis. In: LEDENBERG, J. (Ed.). **Encyclopedia of microbiology**. San Diego: Academic Press, 1992. v. 3, p. 81-96

No último estágio da digestão anaeróbia, a metanogênese, ocorre a formação de metano a partir da redução de ácido acético pelas *Archaea* metanogênicas acetotróficas (equação 1), ou a partir da redução de dióxido de carbono, pelas *Archaea* metanogênicas hidrogenotróficas (equação 2), segundo as reações:



Embora a hidrólise seja limitante em alguns casos, a metanogênese é, geralmente, o passo que limita a velocidade do processo de digestão anaeróbia (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994), sendo que as metanogênicas acetotróficas são as principais responsáveis por este aspecto, uma vez que as metanogênicas hidrogenotróficas crescem mais rapidamente (FORESTI *et al.*, 1999).

As reações catalisadas pelas *Archaea* metanogênicas são termodinamicamente favoráveis em condições normais (FORESTI, 1994; SHINK, 1997), e a reação de redução de CO₂ é mais favorável que a reação de redução do acetato.

As espécies metanogênicas constituem um grupo especial de microrganismos, de diferentes espécies, com diferentes formas celulares e que são filogeneticamente distintas dos microrganismos procarióticos típicos (NOVAES, 1986). Possuem uma parede celular sem ácido murâmico, que é um constituinte do peptoglicano, presente nos demais procariotos. Conseqüentemente, são classificadas como membros do domínio *Archaea* (BROOCK *et al.*, 1997). São microrganismos estritamente anaeróbios, capazes de utilizar apenas determinados substratos (NOVAES, 1986; e STAMS, 1994). Na Tabela 1 são apresentados alguns gêneros representantes das espécies metanogênicas, aspectos de sua morfologia e o substrato que podem utilizar para a conversão em biogás.

Para a realização de reações, as *Archaea* metanogênicas necessitam de alguns fatores específicos: a coenzima-M (Co-M) e os fatores F₄₂₀, F₄₃₀ e F₃₄₂.

A Co-M é específica das metanogênicas e está relacionada aos passos finais da redução de CO₂ a metano (Taylor & Wolfe², 1974, *apud* NOVAES, 1986)

² TAYLOR, C. D.; WOLFE, R. S. Structure and methylation of coenzyme M (HS, CH₂CH₂SO₃). **Journal of Biology Chemistry**, v. 249, p. 4879-4885, 1974.

TABELA 1. Gêneros representantes das espécies metanogênicas, aspectos de sua morfologia e substrato utilizado para a conversão em biogás.

Gênero	Morfologia	Substrato
<i>Methanobacterium</i>	Bastonetes longos/ filamentos	H ₂ + CO ₂ , formiato
<i>Methanobrevibacter</i>	Bastonetes curtos/cadeias	H ₂ + CO ₂ , formiato
<i>Methanomicrobium</i>	Bastonetes curtos/ alguns flagelados	H ₂ + CO ₂ , formiato
<i>Methanogenium</i>	Pequenos cocos irregulares	H ₂ + CO ₂ , formiato
<i>Methanospirillum</i>	Filamentos móveis	H ₂ + CO ₂ , formiato
<i>Methanoplanus</i>	Forma de prato	H ₂ + CO ₂ , formiato
<i>Methanothermus</i>	Bastonetes	Somente H ₂ + CO ₂
<i>Methanococcus</i>	Cocos irregulares, alguns móveis	H ₂ + CO ₂ , formiato
<i>Methanosarcina</i>	Aglomerados de cocos grandes	Acetato, metilamina, metanol, H ₂ + CO ₂
<i>Methanotherix</i>	Bastonetes/filamentos	Somente acetato
<i>Methanolobus</i>	Cocos	Metanol, metilamina
<i>Methanococcoides</i>	Cocos irregulares	Metanol, metilamina

(Fonte: BROOCK *et al.*, 1997)

O fator F₄₂₀ é uma coenzima envolvida no transporte de elétrons e na reação da hidrogenase que ocorre no sistema de redução da Co-M (Wolfe³, 1971, *apud* NOVAES, 1986). A F₄₂₀ apresenta fluorescência verde azulada em sua forma oxidada sob luz ultravioleta e pode, desta forma, ser utilizada para identificar colônias e indiretamente estimar a biomassa metanogênica em sistemas anaeróbios (FERREIRA *et al.*, 1987).

O fator F₄₃₀ é um composto de cor amarela, não fluorescente, com estrutura tetrapirrólica, que contém um átomo de níquel por molécula e provavelmente constitui o grupo prostético da Co-M (Thauer⁴, 1981, *apud* NOVAES, 1986).

O fator F₃₄₂ é uma coenzima derivada da pterina, fluorescente de coloração azul brilhante sob luz ultravioleta que foi encontrada por Gunsalus & Wolfe⁵ (1978) *apud* WOLFE (1991) após o fracionamento de extrato de células por coluna cromatográfica.

³ WOLFE, R. S. Microbial formation of methane. In ROS, A. H.; WILKINSON, J. F. (Ed.). **Advances in Microbiological Physiology**. New York: Academic Press Inc., 1971. V. 6, p. 107-146.

⁴ THAUER, R. K. Nickel tetrapyrroles in methanogenic bacteria: structure, function and biosynthesis. In: HUGHES *et al.* (Ed.). **Anaerobic digestion**. Proceedings of the second international symposium on anaerobic digestion held in Travemunde, Federal Republic of Germany, on 6-11 September, 1981. p. 37-43.

⁵ GUNSALUS, R. P. WOLFE, R. S. Chromophoric factors F₃₄₂ and F₄₂₀ of *Methanobacterium thermoautotrophicum*. **Microbiology Letters**, v. 3, p. 191-93, 1978.

Inicialmente nenhuma função foi encontrada para este componente. Estudos posteriores indicaram que se tratava da tetrahidrometanopterina, cujos derivados formil, metenil, metileno e metil eram intermediários com função central na metanogênese (WOLFE, 1991).

Além dos processos fermentativos que levam à produção de biogás, podem se desenvolver outros processos no digestor anaeróbio na presença dos oxidantes nitrato e sulfato (FORESTI *et al.*, 1999). O nitrato é reduzido para nitrogênio molecular por meio do processo de desnitrificação, entretanto este processo é pouco significativo na prática, pois o teor de nitrato normalmente é baixo nos resíduos a serem tratados (FORESTI *et al.*, 1999).

A redução biológica do sulfato em geral é considerada como um processo indesejável, uma vez que o material orgânico oxidado por esta via deixa de ser transformado em metano e gera o gás sulfídrico, que é corrosivo e possui odor desagradável, além de ser tóxico para a metanogênese (FORESTI *et al.*, 1999). Além disso, em ambientes metanogênicos, a redução de sulfato é energeticamente favorecida em relação à produção de metano a partir dos substratos H_2 e acetato. Neste sentido, resíduos com altas concentrações de sulfatos, sulfetos ou tiosulfatos apresentam especial problema no tratamento anaeróbio, resultando em altas concentrações de gás sulfídrico (SPEECE, 1983).

No tratamento de águas residuárias ou lodos com metais pesados a redução de sulfato pode ser vantajosa, uma vez que a presença de sulfeto pode contribuir para a estabilidade operacional do digestor, uma vez que a maioria dos sulfetos de metais pesados tem baixa solubilidade, reduzindo o teor de metais pesados e, conseqüentemente, a toxicidade exercida pelos mesmos sobre a atividade bioquímica dos microrganismos anaeróbios (FORESTI *et al.*, 1999)

Todos os diferentes grupos de microrganismos que transformam material orgânico aflúente têm atividades catabólica (convertem material orgânico, que é utilizado como fonte de energia, sendo transformado em produtos estáveis) e anabólica (transformam material orgânico que é incorporado na massa celular). Desta forma, paralelamente à liberação dos diferentes produtos de fermentação, ocorre a formação de novas células, das diferentes populações microbianas no digestor (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

VAN HAANDEL & LETTINGA (1994) ressaltaram dois pontos importantes relacionados aos diferentes processos desencadeados durante a digestão anaeróbia:

- a) a remoção de material orgânico durante a fermentação ácida se limita à liberação de hidrogênio. Somente cerca de 30 % do material orgânico aflúente é convertido em metano pela via hidrogenotrófica. Desta forma, uma condição necessária para a remoção eficiente de

material orgânico em um sistema de tratamento anaeróbio é que a metanogênese acetotrófica se desenvolva adequadamente;

- b) A fermentação ácida tende a provocar uma redução de pH, devido à produção de ácidos graxos voláteis e outros produtos intermediários. Por outro lado a metanogênese se desenvolverá apenas quando o pH estiver próximo ao neutro. Portanto, se a taxa de remoção de ácidos voláteis por meio da metanogênese não acompanhar a taxa de produção dos mesmos, pode surgir uma situação de instabilidade, gerando uma redução adicional da atividade metanogênica, que é a etapa limitante da velocidade do processo de digestão anaeróbia como um todo. Este problema pode ser evitado quando se mantém um equilíbrio entre as fermentações ácida e metanogênica, por meio da manutenção de uma capacidade metanogênica alta e quando uma boa estabilidade do valor do pH é estabelecida, proveniente de uma alta capacidade de tamponamento.

Considerando o que foi exposto nota-se que o processo de tratamento anaeróbio de resíduos ocorre a partir de uma série de transformações bioquímicas envolvendo diferentes grupos de microrganismos que interagem estreitamente para promover essas transformações. Neste sentido a avaliação qualitativa e quantitativa da biomassa presente no sistema de tratamento é de fundamental importância não apenas para o entendimento do processo, como também para alcançar melhor desempenho e estabilidade no tratamento de resíduos.

A manutenção de altas populações metanogênicas no sistema tem sido relatada como um fator crítico para um desempenho estável (INCE *et al.*, 1995 e JAWED & TARE, 1999). Portanto, a avaliação quantitativa e qualitativa da biomassa metanogênica é de particular interesse para auxiliar a operação e controle de digestores anaeróbios.

Os métodos utilizados para avaliação de biomassa em digestores anaeróbios incluem a determinação dos sólidos suspensos voláteis (SSV), contagem de colônias, quantificação da coenzima F₄₂₀ e avaliação da atividade metanogênica específica (AME), (PENNA, 1994).

A quantificação de SSV é um método inadequado, uma vez que não permite a distinção entre a população microbiana e qualquer outro material orgânico (NOVAES, 1986), além de não fornecer nenhuma indicação da atividade da biomassa ativa presente na amostra ensaiada. A contagem de colônias é um método pouco prático devido aos longos períodos de incubação necessários a esta técnica (NOVAES, 1986).

Tentativas de avaliação da população metanogênica têm sido feitas por meio da quantificação do fator F_{420} , que é uma coenzima exclusiva das metanogênicas. Entretanto o conteúdo desta coenzima varia entre as diversas espécies metanogênicas (De Zeeuw⁶, 1984, *apud* PENNA, 1994), tornando este método pouco confiável para avaliação da biomassa.

A avaliação da atividade metanogênica específica tem se tornado um método atraente para determinar o desempenho das *Archaea* metanogênicas, pois fornece informações sobre grupos de metanogênicas e/ou de algumas espécies, além de informações relativas à velocidade da metanogênese como um todo (DOLFING & BLOEMEN, 1985).

3.1.1 Avaliação da atividade metanogênica específica

A avaliação da atividade metanogênica específica consiste na determinação da taxa de produção de gás metano pela população microbiana a partir de seus substratos específicos. Uma série de metodologias são empregadas para a realização deste teste. PENNA (1994) realizou uma ampla revisão das mesmas, de forma que neste trabalho serão destacadas, em linhas gerais, algumas delas.

Os primeiros testes para avaliação da atividade metanogênica foram feitos por De Zeeuw⁵ (1984) *apud* ARAÚJO (1995), e consistiam em medir a taxa de produção de metano de amostras por meio de um sistema de deslocamento de líquido, tipo frasco Mariotte. A carga orgânica e a concentração de sólidos suspensos voláteis eram conhecidas. O substrato utilizado consistia em uma mistura de ácidos (acético, propiônico e butírico) ou na adição de apenas um ácido, geralmente o acético. Soluções de metais e nutrientes eram adicionadas às amostras ensaiadas com o objetivo de evitar limitações nutricionais para a produção de metano.

Na metodologia proposta por DOLFING & BLOEMEN (1985) a produção de metano era medida por cromatografia gasosa em amostras retiradas do volume livre de frascos de soro (frascos-reatores), nos quais o lodo era ensaiado. Utilizava-se uma seringa com trava de pressão para que o gás amostrado se mantivesse na mesma pressão do frasco-reator. Os substratos testados foram os ácidos acético, propiônico e butírico, que eram

⁶ DE ZEEUW, W. J. **Acclimatization of anaerobic sludge for UASB-reactor start-up**. 1984. 157f. Doctoral Thesis – Agricultural University Wageningen, The Netherlands, 1984.

adicionados em conjunto ou separadamente. Além do substrato adicionava-se uma solução tampão.

Duborguier (1989) *apud* VAZOLLER (1989) propôs uma metodologia semelhante à de DOLFING & BLOEMEN (1985), com a diferença que, neste caso, não era utilizada solução tampão, nem solução de nutrientes ou de metais. O resultado da atividade foi, então, denominado, atividade metanogênica específica absoluta ou real, sendo obtida pela diferença entre a atividade metanogênica aparente do substrato (frasco-reator com lodo e substrato) e a atividade do frasco controle (frasco-reator apenas com a amostra testada).

JAMES *et al.* (1990) desenvolveram um método simplificado a partir de uma adaptação de funcionamento do respirômetro de Warburg. Entretanto, um melhor desempenho deste método dependia da automação do sistema de medição de gases e da otimização do sistema de monitoramento do teste como um todo, como foi ressaltado pelos próprios autores. Neste sentido, o trabalho desenvolvido por Monteggia⁷ (1991) *apud* INCE *et al* (1995) e CHERNICHARO (1997), incorporando manômetros com sensores elétricos para o monitoramento contínuo da produção de biogás, foi um importante avanço para o ensaio de atividade metanogênica específica (CHERNICHARO, 1997).

Recentemente foi estabelecido no âmbito do PROSAB (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico) um protocolo para o desenvolvimento do teste (CHERNICHARO, 1997). Foi sugerida a adição de solução tampão e de nutrientes. O substrato utilizado como fonte de carbono foi o ácido acético. A determinação da taxa de produção de metano pode ser feita por cromatografia gasosa ou por meio do deslocamento de líquido, em mini-manômetros ou transdutores de pressão após a passagem do biogás por uma solução alcalina para retenção do CO₂ presente no biogás.

Outro aspecto a ser ressaltado para o teste de atividade metanogênica específica referem-se às unidades de medida utilizadas pelos diferentes autores, que divergem basicamente quanto à medida de produção de metano (PENNA, 1994). Neste sentido, as diferentes unidades podem ser uniformizadas por meio de relações estequiométricas, tornando-se possível a comparação entre elas. Cabe ressaltar, que para isso, é necessário que os volumes de metano medidos refiram-se às condições normais de temperatura e pressão (CNTP) e que as atividades metanogênicas medidas sejam as taxas específicas máximas de conversão de substratos da biomassa presente na amostra ensaiada (PENNA, 1994).

⁷ MONTEGGIA, L. **The use of a specific methanogenic activity for controlling anaerobic reactors.** 1991. Ph.D. tesis – University of Newcastle, Tyne, 1991.

Independente da metodologia empregada para avaliação da atividade metanogênica específica, alguns aspectos podem influenciar o ensaio de forma que os resultados obtidos possam ser subestimados. Entre esses aspectos, ressaltam-se a relação entre a concentração inicial de substrato e a concentração inicial de biomassa (PENNA, 1994; MORENO *et al.*, 1999), assim como o tipo de substrato utilizado.

A concentração de substrato não deve limitar a atividade metanogênica seja por falta de alimento (INCE *et al.*, 1995), seja por inibição quando em concentrações excessivas. No protocolo apresentado pelo PROSAB (CHERNICHARO, 1997) as relações iniciais entre substrato e biomassa variaram de 0,4 a 1,0 g HAc-DQO g⁻¹ SV, sendo que em ensaio para determinação da AME de um lodo anaeróbio, a maior atividade foi alcançada com a relação 0,8 g HAc-DQO g⁻¹ SV. No trabalho de INCE *et al.* (1995), a relação utilizada para o ensaio de AME foi de 0,46 g HAc-DQO g⁻¹ SV para lodo de reator tratando água residuária de cervejaria. DIEZ *et al.* (1999) estudaram taxas de carga orgânica iniciais variando de 0,31 a 1,34 g HAc-DQO g⁻¹ SV. Em estudo realizado sobre metodologias do teste de atividade metanogênica específica, PENNA (1994) utilizou diversas relações iniciais entre substrato e biomassa para diferentes lodos e destacou que em função do tipo de lodo e de sua atividade metanogênica, deve ser pesquisada a relação ótima entre a quantidade de substrato e biomassa inicial, que conduzam à atividade metanogênica específica máxima durante o ensaio.

Em relação ao tipo de substrato utilizado, verifica-se que em muitos trabalhos e metodologias a fonte de carbono utilizada ou sugerida foi apenas o ácido acético (INCE *et al.*, 1995; CHERNICHARO, 1997; KALYUZHNYI *et al.*, 1998; DIEZ *et al.*, 1999; MORENO *et al.*, 1999). Em outros trabalhos (DOLFING & BLOEMEN, 1985; ARAÚJO, 1995; e BORJA *et al.*, 1996) tem sido utilizada uma mistura de H₂/CO₂. Entretanto, DOLFING & BLOEMEN (1985) destacaram que agitação vigorosa é necessária para a obtenção de resultados confiáveis quando se utiliza essa mistura como substrato, e sugerem a substituição da mesma por formiato. Alguns estudos foram realizados utilizando-se o formiato como fonte de carbono, entre estes, pode-se destacar os trabalhos de ARAÚJO (1995), OLIVEIRA (1997) e LAY *et al.* (1998). Os ácidos propiônico e butírico foram também utilizados separadamente em alguns estudos (DOLFING & BLOEMEN, 1985; ARAÚJO, 1995; LAY *et al.*, 1998).

A utilização de ácidos voláteis individualmente é interessante quando se objetiva a identificação de gêneros de bactérias presentes no lodo, o estudo da degradação de cada substrato, assim como a determinação das taxas máximas de conversão de cada um deles (ARAÚJO, 1995). Entretanto, quando se pretende uma análise da atividade metanogênica

máxima, a utilização de uma mistura de ácidos é mais adequada (LIN *et al.*, 1986), uma vez que propiciará a presença de substratos específicos de todas as espécies metanogênicas presentes.

3.1.1.1 Aplicação dos testes de atividade metanogênica específica

A avaliação da atividade metanogênica específica de lodos anaeróbios tem sido muito aplicada com a finalidade de se classificar o potencial da biomassa em converter substratos específicos em produtos finais, o metano e dióxido de carbono. Este teste mostra-se como uma importante ferramenta para uma série de aplicações (CHERNICHARO, 1997):

- a) como análise de rotina para quantificar a atividade metanogênica;
- b) para avaliar o comportamento da biomassa em relação a compostos inibidores;
- c) para determinar a toxicidade de determinados compostos presentes em efluentes líquidos e resíduos sólidos;
- d) para determinar o grau de degradabilidade de vários substratos;
- e) para monitorar possíveis modificações na atividade do lodo após longos períodos de operação de reatores;
- f) para determinar a carga orgânica máxima suportada por determinado tipo de lodo, a fim de acelerar a partida de sistemas de tratamento;
- g) para avaliar parâmetros cinéticos.

Alguns dos inúmeros trabalhos utilizando o teste de atividade metanogênica são descritos brevemente a seguir.

DOLFING & BLOEMEN (1985) utilizaram esse teste para o estudo da influência sobre a atividade metanogênica de diversos parâmetros como substrato e pH, além de avaliarem processos de inibição e toxicidade da digestão anaeróbia por substâncias como cloreto de sódio e amônia. Ainda com relação à inibição e toxicidade, BORJA *et al.* (1996) avaliaram o efeito de diferentes concentrações de amônia sobre a biomassa por meio dos testes de atividade.

SOTO *et al.* (1993) aplicaram o teste de atividade metanogênica para estimar a carga orgânica inicial a ser aplicada ao lodo, determinar a atividade do lodo ao

longo do processo de operação do reator, avaliando não apenas a atividade metanogênica, mas também a hidrolítica e acidogênica. A partir desse ensaio, os autores determinaram parâmetros cinéticos referentes aos estágios de hidrólise, acidogênese e metanogênese que caracterizam o processo anaeróbio.

INCE *et al.* (1995) determinaram a taxa de carga orgânica mais adequada durante a partida do reator utilizando o ensaio de atividade metanogênica. Os pesquisadores KALYUZHNYI *et al.* (1998), LAY *et al.* (1998), NOPHARATANA *et al.* (1998) e JAWED & TARE (1999) utilizaram o teste para monitoramento e determinação da biomassa em reatores anaeróbios.

No trabalho de ARAÚJO (1995) avaliou-se a influência da estrutura populacional do biofilme na degradação dos ácidos graxos voláteis e, conseqüentemente, na produção de metano. Além disso, determinou-se o comportamento da atividade metanogênica do biofilme, frente às diversas fontes testadas ao longo do período de operação do reator.

O teste de atividade metanogênica também foi empregado por OLIVEIRA (1997) com a finalidade de avaliar a atividade metanogênica do lodo em diferentes condições operacionais (carga orgânica e temperatura), em diferentes regiões da manta de lodo e do lodo bruto e dos grânulos, separadamente, em reator anaeróbio UASB tratando águas residuárias de suinocultura.

É importante ressaltar que o ensaio de atividade metanogênica específica é uma ferramenta interessante para o acompanhamento do desempenho do sistema, entretanto, apresenta limitações quando se pretende comparar diferentes sistemas, em função das particularidades dos lodos provenientes de diferentes plantas, assim como, das inúmeras variações nas metodologias para o ensaio.

3.2. Fatores que interferem na digestão anaeróbia

O processo de digestão anaeróbia pode ser influenciado por uma série de fatores, favorecendo ou não a partida do processo, a degradação do substrato, o crescimento e declínio dos microrganismos envolvidos, a produção de biogás, assim como, podem determinar o sucesso ou a falência do tratamento de determinado resíduo. Entre esses fatores pode-se citar a temperatura, o pH, a presença de nutrientes, a composição do substrato, o teor de sólidos totais, e como consequência destes, a interação entre os microrganismos envolvidos no processo.

A temperatura é um fator extremamente importante na digestão anaeróbia, uma vez que influi na velocidade do metabolismo bacteriano, no equilíbrio iônico e na solubilidade dos substratos (FORESTI *et al.*, 1999). O efeito da temperatura sobre o processo de digestão anaeróbia tem sido estudado por diversos autores nas faixas psicrófila, abaixo de 20°C (MASSÉ & DROSTE, 1997; VARTAK *et al.*, 1997; LOKSHINA & VAVILIN, 1999; MASSÉ *et al.*, 2000; e MASSÉ & DROSTE, 2000), mesófila, entre 20 e 45°C (TORRES-CASTILHO *et al.*, 1995; BROUGHTON *et al.*, 1998; CHEN & SHYU, 1998), e termófila, entre 50 e 70°C (ÖZTÜRK, 1993; LEPISTO & RINTALA, 1996).

LUCAS JR. (1994) afirmou que a definição de uma temperatura operacional é extremamente importante do ponto de vista biológico e econômico, uma vez que a taxa de produção de biogás depende da temperatura. Biodigestores operando na faixa termófila produzem maior quantidade de biogás em menor período quando comparados com aqueles operados na faixa mesófila, resultando em menores tempos de retenção hidráulica (período em que o resíduo permanece no interior do biodigestor), implicando em menor volume para o tratamento e, conseqüentemente, menores custos de implantação. Entretanto, o baixo custo da câmara de fermentação é compensado pelos custos de aquecimento, uma vez que, geralmente, o gás produzido é insuficiente para aquecer os resíduos a serem tratados. Neste sentido, o tratamento na faixa termófila torna-se interessante apenas quando o resíduo a ser tratado encontra-se em temperatura mais elevada (LETTINGA *et al.*, 1997).

As *Archaea* metanogênicas envolvidas no processo de digestão anaeróbia constituem a população mais sensível a alterações de pH, segundo SPEECE (1996) a operação do reator anaeróbio deve ocorrer em pH entre 6,5 e 8,2 para evitar inibição da metanogênese. Ainda segundo esse autor, uma operação adequada do reator em pH até 6 é possível em determinadas condições.

A disponibilidade de certos nutrientes é essencial para o crescimento e atividade microbiana. Estudos sobre requerimentos nutricionais para o tratamento anaeróbio apontam para um importante papel de íons inorgânicos, especialmente metais traços para a estimulação do metabolismo microbiano anaeróbio. Segundo SPEECE (1983), a deficiência de ferro, cobalto e níquel foi a causa de resultados negativos no tratamento de efluentes industriais no passado.

DAMIANOVIC (1992) em revisão de literatura sobre aspectos nutricionais em processos anaeróbios fez referências a uma série de trabalhos que comprovaram a importância desses micronutrientes na estimulação do processo, sendo que a

maioria desses trabalhos foi realizada em ensaios de crescimento de culturas de laboratório. O único metal traço testado em reatores de grande porte foi o ferro, com resultados bastante satisfatórios.

O carbono, nitrogênio e fósforo são essenciais para todos os processos biológicos. A quantidade de N e P necessária para a degradação da matéria orgânica presente depende da eficiência dos microrganismos em obter energia para a síntese, a partir de reações bioquímicas de oxidação do substrato orgânico (FORESTI *et al.*, 1999). A relação DQO:N:P de 500:5:1 parece ser suficiente para atender às necessidades de macronutrientes dos microrganismos anaeróbios (SPEECE, 1996). O enxofre é também considerado um dos nutrientes necessários à metanogênese, e evidências preliminares apontam para um elevado requerimento de sulfetos desses microrganismos (SPEECE, 1983). Os microrganismos assimilam enxofre na forma de sulfetos, que são originados a partir da redução biológica de sulfatos (constituente comum a muitas águas residuárias), (FORESTI *et al.*, 1999).

O nitrogênio, embora essencial ao processo, pode tornar-se um fator inibitório quando em altas concentrações na forma de amônia. As concentrações do íon amônia (NH_4^+) e amônia livre (NH_3) são ditadas pelo pH, com altos valores de pH a forma NH_3 prevalece, e é mais inibitória que a forma ionizada (MATA-ALVAREZ *et al.*, 2000).

BORJA *et al.* (1996) relataram a inibição no processo de produção de metano a partir de dejetos de bovinos quando a concentração de amônia chegou a 5 g L^{-1} , em reatores operados continuamente. A velocidade de produção de metano diminuiu 25 % quando 5 e 7 g-N L^{-1} foram adicionadas, em comparação com o controle, com 2 g-N L^{-1} . Entretanto, os autores observaram que o processo não foi afetado com a concentração de 4 g-N L^{-1} , quando o aumento na concentração de amônia foi gradual. Em reatores com concentrações de 6 e 7 g-N L^{-1} , após longo período de exposição, o processo alcançou a estabilidade, embora com baixa produção de metano. Os autores concluíram que a instabilidade do processo devido a altas concentrações de amônia resultou no acúmulo de ácidos graxos voláteis, os quais levaram a uma diminuição do pH, com conseqüente declínio na concentração de amônia livre, explicando a habilidade do processo em alcançar a estabilidade em altas concentrações de amônia, com uma produção baixa, mas estável de metano.

A inibição do processo de digestão anaeróbia por altas concentrações de amônia foi também associada à temperatura na qual se desenvolve o processo. Na faixa termofílica a concentração de amônia livre aumentou com a elevação da temperatura (HANSEN *et al.*, 1998). Portanto, o tratamento por digestão anaeróbia na faixa termofílica de

resíduos com alto conteúdo de amônia ou com compostos que liberam rapidamente amônia deve ser conduzido com atenção especial, buscando-se a adaptação da biomassa microbiana ao resíduo.

O processo de digestão anaeróbia é também influenciado pela presença de outros compostos potencialmente tóxicos. No tratamento anaeróbio de efluentes industriais a presença de alguns componentes prejudiciais aos microrganismos deve ser considerada. Dentre esses compostos destacam-se os metais pesados, solventes orgânicos, inibidores químicos como o cloranfenicol, inibidores formados como produtos secundários, como o cianeto, entre outros (SPEECE, 1983).

No que se refere a resíduos originados na produção animal, a administração de antibióticos aos animais, o uso de desinfetantes e pesticidas pode influir negativamente sobre a população microbiana, uma vez que esses compostos são encontrados em larga escala na propriedade rural e podem misturar-se aos dejetos após a lavagem das instalações.

Outro aspecto a ser considerado no processo de digestão anaeróbia e de extrema importância é a concentração de ácidos graxos voláteis (AGV), que são produtos intermediários da digestão anaeróbia. Altas concentrações de AGV podem estar relacionadas à instabilidade nas inter-relações estabelecidas entre as diferentes populações anaeróbias.

Para que a digestão anaeróbia ocorra normalmente, a concentração de AGV deve estar em equilíbrio com a alcalinidade do sistema (LIN *et al.*, 1986). A inibição do processo por ácidos graxos voláteis está associada ao pH. Baixos valores de pH estão geralmente associados a altas concentrações de ácidos graxos voláteis (KUS & WIESMANN, 1995), e, conseqüentemente, à falência do processo.

Um sistema de tratamento anaeróbio operando de forma satisfatória apresenta no seu efluente baixas concentrações de ácido acético, e às vezes, pequenas quantidades de outros ácidos. Em sistemas instáveis há acúmulo de ácidos acético, propiônico, butírico, valérico e isovalérico (SUMMERS & BOUSFIELD, 1980; GOURDON & VERMANDE, 1987; HILL *et al.*, 1987; HILL, 1989). A presença desses ácidos no efluente em proporções semelhantes ao afluente indica que as populações microbianas que metabolizam esses ácidos estão em desequilíbrio, devido à baixa concentração de determinada espécie (HILL, 1987).

O início de operação de um biodigestor constitui um aspecto crucial na determinação do sucesso no tratamento de resíduos. O ponto chave na partida do processo está relacionado com a existência de uma população microbiana adaptada ao resíduo em

questão, que pode ser suprida por microrganismos presentes no próprio resíduo (inóculo natural), ou pode ser introduzida no biodigestor por meio da utilização de inóculos de outras fontes.

Uma avaliação quantitativa e qualitativa do potencial microbiano do resíduo, assim como do inóculo a ser utilizado, é importante no sentido de reduzir ao mínimo o período de adaptação e acelerar o processo de digestão anaeróbia.

Estudos feitos por LUCAS JR. *et al.* (1993) sobre a utilização de inóculo adicional no desempenho de biodigestores operados com resíduos de frangos de corte demonstraram o aumento do potencial e antecipação da produção de biogás quando se utilizou este inóculo, independente do teor de sólidos totais. TORRES CASTILLO *et al.* (1995) observaram melhor desempenho de biodigestores com a utilização de dejetos de bovinos e de suínos como inóculo. Outros trabalhos enfocando a utilização de inóculo como forma de melhorar o desempenho de biodigestores incluem AUBART & FAUCHILLE (1983), CALLANDER & BARFORD (1983), TRITT & KANG (1991), CHEN & HASHIMOTO (1996), e BROUGHTON *et al.* (1998).

Outro aspecto importante a ser observado na digestão anaeróbia é o teor de sólidos totais (ST) do substrato. LUCAS JR. *et al.* (1993) encontraram melhor produção de biogás em biodigestores modelo batelada quando o teor de ST do substrato era menor, 8 %, em relação a um teor de ST de 16 % e a presença de inoculo adicional antecipou o pico de produção de biogás nos dois casos (8 e 16 % de ST). Outros estudos enfocando a influência da concentração de ST sobre o processo de digestão anaeróbia incluem AUBART & FAUCHILLE (1983) e ITODO & AWULU (1999).

3.3. Tratamento anaeróbio de resíduos

O processo de digestão anaeróbia é hoje uma tecnologia bem estabelecida para o tratamento de uma ampla variedade de resíduos gerados pelas atividades humanas (CALLAGHAN *et al.*, 1999). Segundo LETTINGA (1997) o tratamento anaeróbio de resíduos pode ser considerado como principal método da concepção de proteção ambiental e preservação de recursos. Esta concepção baseia-se no mínimo uso de energia e água, além de máximo reuso dos produtos gerados após o tratamento. Neste sentido, resíduos gerados pelas diferentes atividades humanas podem tornar-se uma importante fonte de água,

fertilizantes, condicionadores do solo e também, fonte de energia (VAN LIER & LETTINGA, 1999).

Comparando os métodos aeróbios tradicionais ao processo anaeróbio de tratamento de resíduos, podem ser destacadas diversas vantagens, relatadas por vários autores (TRITT *et al.*, 1991; FORESTI, 1994; PERLE *et al.*, 1995; VAN HORN *et al.*, 1994; TORRES-CASTILLO *et al.*, 1995; LETTINGA, 1996; VARTAK *et al.*, 1997; DIEZ *et al.*, 1999; VAN LIER *et al.*, 1999; ZEEMAN *et al.*, 1999; MATA-ALVAREZ *et al.*, 2000):

- a) baixo consumo de energia, por não exigir a introdução forçada de oxigênio no meio;
- b) baixo custo de investimento;
- c) requerimento de pequena área para implantação;
- d) baixa produção de lodo, estimada como sendo inferior a 20 % daquela apresentada por processos aeróbios convencionais;
- e) limitado impacto ambiental;
- f) possibilidade de recuperação e utilização do gás metano como combustível;
- g) possibilidade de utilização do efluente como biofertilizante;
- h) alta eficiência de tratamento;
- i) possibilidade de aplicação de altas taxas de carregamento volumétrico nos sistemas anaeróbios modernos;
- j) redução da emissão atmosférica de metano e componentes com odor pelos resíduos;
- k) possibilidade de preservação dos organismos anaeróbios, sem alimentação por longos períodos, sem que haja deterioração de sua atividade.

As principais desvantagens estão relacionadas à sensibilidade do processo a mudanças das condições ambientais. A biodigestão anaeróbia depende muito mais de mecanismos reguladores intrínsecos que de controles externos. Esses mecanismos autoreguladores decorrem das interações entre os diversos grupos microbianos que participam do processo com funções distintas e específicas, capazes de manter o pH e o potencial redox do sistema, no sentido de otimizar a metanogênese (FORESTI, 1994).

O processo de digestão anaeróbia vem sendo amplamente utilizado para o tratamento de uma série de resíduos, notadamente de esgoto sanitário. Entretanto outros resíduos, incluindo aqueles que apresentam características que poderiam prejudicar a digestão

anaeróbia, como presença de componentes tóxicos e falta de nutrientes vêm sendo estudados e seu tratamento por esse sistema tem se tornado possível por meio da co-digestão com outros resíduos que minimizem o efeito tóxico de determinados compostos ou que supram a carência de nutrientes (ANGELIDAKI *et al.*, 1997; CALLAGHAN *et al.*, 1999; WIEGANT *et al.*, 1999). Na Tabela 2 são apresentados exemplos de diversos resíduos que vem sendo estudados e apresentam potencial para o tratamento anaeróbio, seja como substrato único ou por meio da co-digestão.

TABELA 2. Exemplos de alguns resíduos com potencial para o tratamento por digestão anaeróbia.

Substrato	Temperatura de operação	Referência
• Resíduos de aves de postura	Mesofílica	AUBART & FAUCHILLE (1983)
• Efluente de leiteria	Mesofílica	PERLE <i>et al.</i> (1995)
• Palha de cevada	Mesofílica	TORRES-CASTILLO <i>et al.</i> (1995)
• Esgoto sanitário	Psicrofílica	LETTINGA (1996)
• Efluente de indústria de processamento de alimentos e dejetos de bovinos	Mesofílica	MADHUKARA <i>et al.</i> (1997)
• Efluente de fábrica de processamento de azeite de oliva e dejetos de bovinos	Termofílica	ANGELIDAKI <i>et al.</i> (1997)
• Resíduos de suínos	Psicrofílica Mesofílica	MASSÉ & DROSTE (1997) PLAIXATS <i>et al.</i> (1988)
• Resíduos de bovinos	Psicrofílica	VAVILIN <i>et al.</i> (1998) VARTAK <i>et al.</i> (1997)
• Carcassas de aves	Mesofílica e termofílica	CHEN & SHYU (1998)
• Resíduos sólidos municipais	Mesofílica	NOPHARATANA <i>et al.</i> (1998)
• Resíduos de bovinos de corte	Mesofílica	GARCÍA-OCHOA <i>et al.</i> (1999)
• Efluente de abatedouro	Mesofílica	BATSTONE <i>et al.</i> (1997) e (2000) e NÚÑEZ & MARTÍNEZ (1999)
• Efluente de curtume e esgoto doméstico	Mesofílica	WIEGANT <i>et al.</i> (1999)
• Fração orgânica de resíduos sólidos municipais e dejetos de bovinos	Mesofílica	MASSÉ <i>et al.</i> (2000) CALLAGHAN <i>et al.</i> (1999)
• Resíduos de frangos de corte	Mesofílica	SANTOS (1997) e (2001)

Por meio da digestão anaeróbia obtém-se a remoção efetiva de componentes orgânicos biodegradáveis, levando à mineralização e liberação de compostos como NH_4^+ , PO_4^{-3} , S^{-2} , que podem, se necessário, ser removidos em pós-tratamento (LETTINGA, 1996). Como o tratamento anaeróbio é basicamente um processo de mineralização, métodos de pós-tratamento (biológicos ou físico-químicos) podem ser requeridos para melhorar as condições do resíduo tratado para reuso e/ou emissão.

3.3.1. Resíduos da avicultura e suinocultura

Os resíduos gerados na produção animal constituem-se em substratos complexos contendo matéria orgânica particulada e dissolvida como polissacarídeos, lipídios, proteínas, ácidos graxos voláteis, elevado número de componentes inorgânicos, bem como alta concentração de microrganismos patogênicos, todos de interesse na questão ambiental.

O poder poluente dos dejetos animais é extremamente alto, face ao elevado número de contaminantes que possui, cuja ação individual ou combinada, representa uma fonte potencial de contaminação e degradação do ar, dos recursos hídricos e do solo. Estes fatos vêm exigindo a fixação de parâmetros de emissão cada vez mais rigorosos pela legislação ambiental, visando a preservação dos recursos naturais, do conforto e da saúde humana.

Os nutrientes e a matéria orgânica contidos nos dejetos animais constituem componentes naturais do ambiente e são, na verdade, recursos a serem reciclados nos ecossistemas (VAN HORN *et al.*, 1994). Entretanto, quando esses nutrientes encontram-se em excesso nos sistemas possuem efeitos altamente deletérios.

ATKINSON & WATSON (1996) relacionaram os impactos ambientais da produção animal aos seguintes prováveis fatores:

- a) balanço entre as produções de diferentes animais e as práticas utilizadas para a criação de cada um deles;
- b) potencial existente para a reciclagem de resíduos e para a redução de entrada de componentes nos vários sistemas de produção animal;
- c) possibilidade de integração da produção animal a sistemas agrícolas mais completos;
- d) impacto da criação de animais sobre a biodiversidade.

O grande desafio para um país como o Brasil que possui 38,3 milhões de cabeças de suínos (ABCS, 2000), um plantel de poedeiras de 61 milhões e 3,2 bilhões de frangos de corte (ANUALPEC, 2000) é o manejo adequado do enorme volume de resíduos gerados nessas produções.

As características e o volume de resíduos gerados na avicultura e suinocultura estão associadas ao sistema de manejo adotado e aos aspectos nutricionais, apresentando grandes variações na concentração dos seus elementos entre produtores e dentro da própria granja (PERDOMO *et al.*, 2000).

Os gases, vapores e poeiras gerados pela avicultura e suinocultura podem causar problemas de maus odores, comprometer a saúde dos tratadores e dos animais, corroer equipamentos e edificações, além do que, os elevados níveis de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, sais e microrganismos contidos nos dejetos desses animais são os responsáveis pelo aumento da degradação dos recursos naturais nos grandes centros produtores (POPE, 1991; LEESON & SUMMERS, 1997; AARNINK & WAGEMANS, 1997; e HOBBS *et al.*, 1997). A exemplo dos 95 % de contaminação por coliformes fecais das fontes de abastecimento de água da região oeste de Santa Catarina, onde se concentram vários centros suinícolas (PERDOMO *et al.*, 2000).

Ações que visam o aproveitamento racional dos resíduos gerados nas atividades avícola e suinícola vêm sendo estudadas por diversos pesquisadores. O desenvolvimento de sistemas que permitam a reutilização dos mesmos para a produção primária de alimentos parece ser uma solução sustentável para o problema (ATKINSON & WATSON, 1996).

Os resíduos gerados com a criação de aves de postura são compostos pelas excretas das aves, penas, restos de ração e material do piso do aviário. No caso dos resíduos da criação de frangos de corte, além dos materiais citados, contém o material absorvente usado como cama, vindo daí a designação “cama de frango”, geralmente utilizada para os resíduos de frangos de corte. O material absorvente é bastante variável, sendo mais comum a utilização de serragem de madeira e casca de arroz e com menor frequência casca de amendoim, palhas em geral, sabugo picado e outros (LEME *et al.*, 2000). Essa diversidade causa grande heterogeneidade na composição da cama de frango e, além disso, o tipo de ração, a idade e tipo de aves, a quantidade de penas e excreta, o número de lotes criados, o

tempo e forma de armazenamento da cama contribuem para a enorme variação dos componentes desse resíduo (El Boushy & Van Der Poel⁸ (1994) *apud* LEME *et al.*, 2000).

Os resíduos provenientes da suinocultura contém, além dos excretas dos animais, restos de ração, material do piso das baias e água desperdiçada nos bebedouros, além da água de lavagem das baias, dependendo do tipo de manejo adotado na criação. Quando se utiliza grande quantidade de água para lavagem e remoção dos dejetos, obtém-se um resíduo mais líquido e em maior volume, aumentando a preocupação com danos ambientais quando os resíduos são manejados de forma incorreta, uma vez que o poder de dispersão do material líquido é bem mais elevado que o resíduo coletado por meio de raspagem das baias.

A disposição de resíduos avícolas e suínicas *in natura* no solo tem sido uma prática comum há muito tempo, o que pode trazer efeitos benéficos por meio de modificações das características físico-químicas do solo, facilitando a transferência de nutrientes e aumentando a retenção de umidade (YÜKSELEN, 1998).

O conteúdo de nitrogênio presente no dejetos geralmente limita a sua aplicação no solo por ser um nutriente que, como o fósforo, pode tornar-se uma fonte poluidora quando em excesso (ATKINSON & WATSON, 1994; e WITTMANN & SZÛCS, 1997), principalmente devido a eutrofização de corpos d'água e contaminação dos mesmos com nitratos, que estão envolvidos com alguns problemas de saúde humana, como a metahemoglobinemia infantil, a doença do bebê azul (HOODA *et al.*, 2000). Além disso, pode contribuir para a poluição do ar por meio da emissão de amônia, como relatado por VOERMANS *et al.* (1994), FLEMING *et al.* (1994) e DOU *et al.* (1996).

Outro importante aspecto a ser considerado é a possibilidade de contaminação do solo e da água (superficial e subterrânea) com organismos patogênicos e substâncias químicas nocivas, como metais pesados. Esses elementos podem acumular-se no solo e entrar na cadeia alimentar diretamente por meio das culturas agrícolas ou indiretamente por meio do pastoreio de áreas contaminadas (BOWLER, 1999).

Neste sentido, torna-se evidente a necessidade de um tratamento prévio dos resíduos para posterior aplicação no solo. A digestão anaeróbia pode ser utilizada nesse tratamento, pois além de reduzir o poder poluente, e os riscos sanitários dos dejetos, tem como subprodutos o biogás e o biofertilizante (PLAIXATS *et al.*, 1988; e SANTOS & LUCAS JR., 1998). O aspecto saneamento surge no instante em que permite o isolamento dos resíduos do

⁸ EL BOUSHY, A. R. Y.; VAN DER POEL, A. F. B. **Poultry feed from waste: processing and use**. 1st ed. London, UK: Chapman & Hall, 1994. 438 p.

homem e dos animais, proporcionando diminuição de moscas e odores (VAN HORN *et al.*, 1994; e LUCAS JR. *et al.*, 1998), permitindo também a redução das demandas química e bioquímica de oxigênio e de sólidos, tornando os nutrientes mais disponíveis para as plantas (LUCAS JR. & SANTOS, 2000).

3.3.2. Digestão anaeróbia de resíduos da avicultura e suinocultura

O tratamento de resíduos de origem animal por meio da digestão anaeróbia apresenta-se como uma atividade economicamente interessante para os produtores, tendo em vista a produção de biogás, que é uma fonte de energia renovável e pode ser aproveitado na própria atividade agrícola em substituição a outras fontes energéticas, diminuindo os custos de produção. Considerando o aumento dos custos das fontes convencionais de energia, essa pode ser uma excelente técnica alternativa objetivando a produção energética (SANTOS, 2001).

O biogás é uma mistura de metano e dióxido de carbono com pequenas quantidades de outros constituintes como nitrogênio, hidrogênio, sulfeto de hidrogênio e vapor de água (VARTAK *et al.*, 1997), e pode ser utilizado em diversas aplicações na propriedade rural, tais como em chocadeiras, incubadoras, campânulas para aquecimento de aves, refrigeradores, geradores de energia elétrica, além do consumo doméstico.

Além do biogás, o processo de biodigestão anaeróbia produz o biofertilizante, que segundo a CAEEB (1981) apresenta as seguintes vantagens de aplicação no solo:

- a) o conteúdo de matéria orgânica do resíduo resulta em uma capacidade de retenção de umidade pelo solo, evitando demora no crescimento das plantas durante o período de estiagem;
- b) melhoria na estrutura do solo, especialmente em argilas, permitindo maior penetração de ar com conseqüente estímulo à oxidação da matéria orgânica pelos organismos do solo;
- c) introdução de grande número de microrganismos e protozoários, resultando em aumento da velocidade de decomposição, o que torna os nutrientes mais assimiláveis pelas plantas;
- d) introdução de certos minerais necessários ao crescimento das plantas.

Embora a aplicação do lodo do biodigestor após o término do processo no solo possibilite benefícios ao mesmo, é importante considerar a qualidade sanitária desse lodo. A redução de patógenos presentes em materiais orgânicos tem sido relatada como efeito da sequência bioquímica do processo de digestão anaeróbia e de variações nos fatores que interferem neste processo (SANTOS, 1997).

VARNERO *et al.* (1983) não detectaram a presença de patógenos (coliformes, *Salmonella* e *Shigella*) no efluente de biodigestores modelo batelada alimentados com resíduos de aves. MATEU *et al.* (1992) estudando a eliminação de coliformes fecais de resíduos de suínos por meio da digestão anaeróbia mesofílica em biodigestores contínuos com tempo de retenção hidráulica (TRH) de 18 dias, obtiveram uma redução de 99 % no número destes microrganismos, e associaram este fato à presença de ácidos graxos voláteis que são produzidos durante o processo.

Em estudos realizados por SHIH (1993) os coliformes fecais presentes em resíduos de aves foram completamente destruídos após passarem pelo processo de digestão anaeróbia termofílica. KEARNEY *et al.* (1993) trabalhando com resíduos de bovinos de corte não detectaram a presença de *Escherichia coli* nos efluentes de biodigestores contínuos operados na faixa mesofílica, com TRH de 25 dias. No trabalho de SCHOKEN-ITURRINO *et al.* (1995) os patógenos *Staphylococcus*, *Streptococcus*, *Corynebacterium* e *Escherichia coli* não foram detectados no efluente de biodigestores contínuos operados em temperatura ambiente com TRH de 35 dias. Entretanto um TRH de 20 dias não foi suficiente para destruir bactérias como *Escherichia coli* e *Staphylococcus aureus*.

Por outro lado, SEIXAS (1994) estudando a qualidade sanitária de afluentes e efluentes de biodigestores operados à temperatura ambiente, com TRH de 50 dias e alimentados com dejetos de suínos, verificou a permanência de diversos agentes patogênicos nos efluentes. Os organismos isolados pelo autor incluíram *Escherichia coli* e *Salmonella* sp da família *Enterobacteriaceae*, *Staphylococcus aureus* e *Staphylococcus saprophyticus*, além desses, foram encontrados protozoários (*Entamoeba coli*, *Endolimax nana* e *Balantidium coli*) e helmintos (ovos de *Ascaris* e ovos e larvas de *Ancylostomideos*). Com base nesses resultados, o autor salientou a possibilidade de disseminação de diversos organismos quando os efluentes de biodigestores forem utilizados como biofertilizantes e sugeriu que estes sejam submetidos a tratamento prévio que permita a sua desinfecção, para posterior utilização.

De forma geral, os resíduos gerados na avicultura e suinocultura são bons substratos para a digestão anaeróbia e não apresentam restrição de nutrientes para o processo. Além disso, segundo LUCAS JR. (1994), o estrume de animais usualmente tem

capacidade de tamponamento suficiente para manter o pH da digestão anaeróbia na faixa de 7 a 8,5. Evitando, desta forma, uma queda brusca de pH e, conseqüentemente, uma diminuição da atividade metanogênica.

Os resíduos de aves e suínos geralmente apresentam baixa relação C/N, indicando que o nitrogênio não será limitante ao crescimento dos microrganismos. Entretanto, podem ocorrer problemas de toxicidade devido à amônia, quando os biodigestores são operados com altas cargas orgânicas (LUCAS JR., 1994). Os níveis de amônia inibitórios aos microrganismos anaeróbios que são encontrados na literatura apresentam grandes variações.

WEBB & HAWKES (1985) estudando a digestão anaeróbia de resíduos de aves, conseguiram bom desempenho de biodigestores com altas cargas orgânicas e concentração de amônia de 4,275 g-N L⁻¹. A produção de biogás foi inibida em 50 % apenas com a adição de NH₄Cl para se alcançar a concentração de 10 g-N L⁻¹.

Em estudos realizados por HANSEN *et al.* (1998), a concentração de amônia livre de 1,1 g-N L⁻¹ foi suficiente para inibir o processo de digestão anaeróbia de resíduos de suínos em experimentos por batelada em pH 8,0. Entretanto, uma degradação estável desses resíduos, embora com pequena produção de metano, foi alcançada em reatores de agitação contínua operados em diferentes temperaturas (37, 45, 55 e 60°C) com tempo de retenção hidráulica de 15 dias e concentração de amônia da ordem de 6 g-N L⁻¹.

Fisher⁹ *et al.* (1979) *apud* LUCAS JR. (1994) não verificaram inibição na produção de biogás em concentrações de amônia de 3 g-N L⁻¹. A operação estável em altas concentrações de amônia foi atribuída à adaptação dos microrganismos.

Quanto ao potencial de produção de biogás são observadas na literatura grandes variações nas produções de biogás provenientes de resíduos de aves e suínos, pois muitos trabalhos carecem de melhor caracterização dos substratos utilizados para determinar o potencial energético (dejetos ou cama, no caso de frangos, tipo de material utilizado como cama, uso e quantidade de inóculo, teor de sólidos totais e voláteis no substrato e composição do biogás gerado).

AUBART & FAUCHILLE (1983) investigaram a digestão anaeróbia de resíduos de aves de postura em biodigestores contínuos, alimentados uma vez ao dia e operados a temperatura de 37°C. Os autores estudaram a influência de diferentes teores de sólidos totais (3,8; 6,0 e 8,1 %) sobre o potencial de produção do resíduo com diferentes tempos de retenção hidráulica (30, 24, 20, 15, 10, 7,5, 5 e 4 dias). Observaram que os

⁹ FISHER, J. R. *et al.* Producing methane gas from swine manure in a pilot-size digester. **Transactions of the ASAE**, v. 22, n. 2, p. 370-74, 1979.

rendimentos de produção de biogás aumentaram com o aumento do TRH e diminuição do teor de ST nas cargas diárias. Obtiveram produções entre 0,215 e 0,422 m³ de biogás por kg de ST adicionados com teor médio de metano de 69 %.

Caetano¹⁰ (1991) *apud* LUCAS JR. & SANTOS (2000) verificou potencial de produção de biogás de 0,12 e 0,11 m³ de biogás por kg de dejetos para resíduos de aves de postura submetidos à digestão anaeróbia em biodigestores batelada com quatro ciclos de fermentação, e contínuos com quatro períodos de fermentação equivalentes aos quatro ciclos dos biodigestores batelada, respectivamente.

LUCAS JR *et al.* (1993) observaram melhores rendimentos na digestão anaeróbia de resíduos de frangos de corte com cama de maravalha (raspa de madeira) quando utilizaram inóculo adicional e substratos com 8 % de ST em biodigestores modelo batelada operados à temperatura ambiente. O potencial médio obtido por estes autores foi de 0,29 m³ de biogás por kg de ST adicionados. Valores próximos foram obtidos por LUCAS JR. *et al.* (1996) com resíduos de frangos de corte e cama de maravalha nas mesmas condições do experimento anterior, sendo que os potenciais de produção foram de 0,25 e 0,28 m³ de biogás por kg de ST adicionados, com e sem o uso de inóculo, respectivamente.

SANTOS (2001) estudando a digestão anaeróbia de resíduos de frangos com cama de serragem de madeira (pó-de-serra de pinus) em biodigestores modelo batelada operados à temperatura ambiente, com substrato com 9,5 % de ST, obteve valores que variaram de 0,1388 a 0,2908 m³ de biogás por kg de cama adicionada quando utilizou 15 % de inóculo e de 0,1184 a 0,2700 m³ de biogás por kg de cama adicionada quando utilizou 5 % de inóculo.

Com relação aos potenciais de produção de biogás de resíduos de suínos, MATEU *et al.* (1992) operaram biodigestores mantidos à temperatura de 37°C, alimentados diariamente, com TRH variando de 10 a 14 dias, e encontraram potencial médio de produção de 0,4 m³ de biogás por kg de sólidos voláteis adicionados.

LUCAS JR. (1994) submeteu resíduos de suínos à digestão anaeróbia em biodigestores batelada operados à temperatura ambiente e encontrou potencial médio que variou de 0,2975 a 0,4590 m³ de biogás por kg de ST adicionados quando não utilizou inóculo, ao passo que, com a adição de diferentes concentrações de inóculo (11,23; 20,37 e

¹⁰ CAETANO, L. **Metodologia para estimativa da produção contínua de biogás em biodigestores modelo indiano**. 1991. 112 f. Tese (Doutorado em Energia na Agricultura) – Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 1991.

22,14 % da matéria seca), a variação no potencial foi de 0,3521 a 0,5297 m³ de biogás por kg de ST adicionados.

Considerando o tipo de resíduo e o objetivo do tratamento, seja ele para saneamento, atendimento de demanda energética e produção de biofertilizante, pode-se optar por diferentes tipos de biodigestores. Diversos modelos são propostos, diferindo, principalmente, nas tecnologias associadas para obtenção de melhores rendimentos e nas características que os tornam mais adequados ao tipo de resíduo e à frequência com que são obtidos. Neste sentido, e considerando também a forma de operação dos biodigestores, os modelos mais estudados para o tratamento de resíduos da avicultura e suinocultura incluem: batelada para resíduos menos diluídos, contínuos para semi-sólidos (indiano e chinês) ou contínuos para águas residuárias (UASB – fluxo ascendente com manta de lodo), (LUCAS JR. & SANTOS, 2000).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Local

O presente trabalho foi realizado no Laboratório de Digestão Anaeróbia do Departamento de Engenharia Rural (DER) da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (FCAV) da UNESP – Campus de Jaboticabal, no período de 20 de janeiro de 2000 a 11 de abril de 2001.

O Campus de Jaboticabal situa-se em local cujas coordenadas geográficas são: 21°15'22" S; 48°18'58" W e altitude média de 575 metros.

O clima da região, segundo a classificação de KÖPPEN é Cwa, isto é, subtropical úmido, seco no inverno e com chuvas no verão, com precipitação anual em torno de 1400 mm e temperatura média anual próxima de 21,5°C.

4.2. Caracterização dos biodigestores batelada

Foram utilizados 27 biodigestores batelada de campo, os quais apresentavam capacidade útil de 60 litros de substrato em fermentação e faziam parte de uma bateria de mini-biodigestores instalada no Departamento de Engenharia Rural da FCAV/UNESP, campus de Jaboticabal, descrita por ORTOLANI *et al.* (1986). Eram constituídos, basicamente, por dois cilindros retos de concreto, um dos quais, encontrava-se inserido no interior do outro, de tal forma que o espaço existente entre a parede externa do cilindro interior e a parede interna do cilindro exterior comportasse um volume de água que se convencionou denominar "selo de

água", atingindo profundidade de 480 mm. Na Figura 2 são mostrados os detalhes de um biodigestor batelada de campo.

Uma campânula flutuante de fibra de vidro, emborcada no “selo de água”, propicia as condições anaeróbias sob as quais se desenvolve o processo de fermentação, além de armazenar o gás produzido, sendo denominada gasômetro.

Os biodigestores são semi-subterrâneos, e a superfície do solo a sua volta é revestida por uma calçada de concreto com 5 cm de espessura. O cilindro interior (câmara de fermentação) encontra-se em comunicação com uma vala de drenagem por meio de um tubo de escoamento ligado ao fundo da câmara, que serve para limpeza.

Além dos 27 biodigestores batelada de campo foram utilizados mini-biodigestores de laboratório com capacidade para 600 mL de substrato para retirada de amostras semanais para a determinação de ácidos voláteis e pH. Os mini-biodigestores foram envolvidos com plástico preto e mantidos à temperatura ambiente.

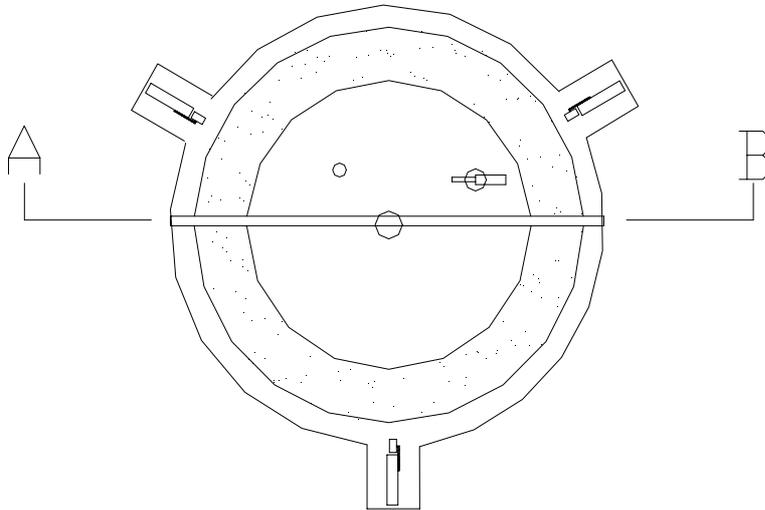
4.3. Resíduos

Foram utilizados resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos obtidos, respectivamente, junto ao setor de avicultura da FCAV – UNESP; de galpão comercial pertencente à Empresa Frango Sertanejo, localizada no município de Sertãozinho – SP, utilizando serragem de madeira (pó-de-serra de pinus) como material base (cama); e junto ao setor de suinocultura da FCAV – UNESP, na fase de terminação.

4.4. Descrição do experimento

Este experimento constou de duas fases. Na primeira, foi feita a produção de inóculos a partir de resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos, utilizando-se os biodigestores batelada de campo. Entendendo-se como inóculo o efluente dos biodigestores no momento em que a produção de biogás e o teor de metano no mesmo apresentaram valores próximos aos alcançados no pico de produção de biogás. A segunda fase englobou a avaliação do uso desses inóculos no desempenho de biodigestores operados com resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos, a temperatura ambiente. Nesta fase utilizaram-se 27 biodigestores modelo batelada de campo, divididos em três tratamentos,

Planta Baixa



Corte - AB

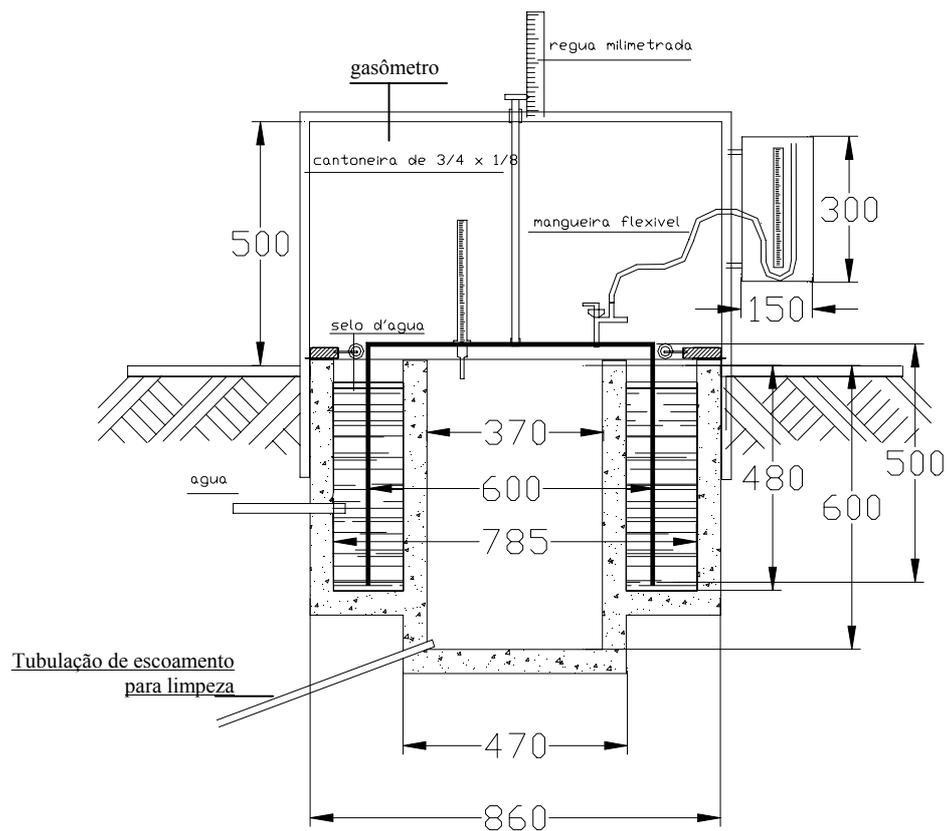


FIGURA 2. Esquema dos biodigestores batelada de campo, medidas em mm. (Fonte: ORTOLANI *et al.*, 1986).

representando diferentes condições de inoculação, com três repetições para cada resíduo estudado, como pode ser visto na Tabela 3.

TABELA 3. Condições de inoculação e repetições realizados na execução do experimento.

Resíduo	Condições de inoculação	Repetições
Aves de Postura	Biodigestores alimentados com: Resíduo de Aves de Postura + Água (Aptr1) Resíduo de Aves de Postura + Água + 10 % de inóculo (Aptr2) Resíduo de Aves de Postura + Água + 15 % de inóculo (Aptr3)	03
Frangos de corte	Biodigestores alimentados com: Resíduo de Frangos de corte + Água (Ftr1) Resíduo de Frangos de corte + Água + 10 % de inóculo (Ftr2) Resíduo de Frangos de corte + Água + 15 % de inóculo (Ftr3)	03
Suínos	Biodigestores alimentados com: Resíduo de Suínos + Água (Str1) Resíduo de Suínos + Água + 10 % de inóculo (Str2) Resíduo de Suínos + Água + 15 % de inóculo (Str3)	03

Nota: A porcentagem de inóculo adicionada nos biodigestores foi calculada em função do teor de matéria seca total.

Na primeira fase o processo de digestão anaeróbia foi acompanhado nos biodigestores através da determinação diária da produção de biogás e semanal da composição do mesmo. O monitoramento do processo de biodigestão anaeróbia na segunda fase do experimento foi feito a partir da determinação dos teores de sólidos totais e voláteis, produção diária de biogás, composição do biogás, teores de ácidos voláteis e variação do pH, além de exames microbiológicos (colimetria) a fim de avaliar-se o potencial do processo em promover transformações que reduzam microrganismos indesejáveis no efluente dos biodigestores. A atividade microbiana nos biodigestores foi avaliada por meio da caracterização da atividade metanogênica específica (AME) nos efluentes dos biodigestores batelada de campo com 10 % de inóculo.

Como esse trabalho foi realizado com biodigestores batelada de campo e a abertura e agitação dos mesmos para coleta de amostras interfere no processo, utilizou-se

amostras provenientes dos mini-biodigestores de laboratório para determinação de ácidos voláteis durante o período do ensaio.

4.4.1. Produção e características dos inóculos e dos substratos dos biodigestores batelada de campo

Na primeira fase deste trabalho foi feita a produção dos inóculos a partir da digestão anaeróbia de resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos. Com a finalidade de se obter um inóculo bem adaptado ao resíduo foram realizados 4 abastecimentos sucessivos, nos quais os efluentes dos biodigestores em final de operação serviram como inóculo no novo abastecimento.

Na primeira alimentação para produção de inóculo foram utilizados três biodigestores batelada de campo alimentados com resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos. Nesta alimentação o inóculo adicional utilizado foi o efluente de um biodigestor batelada operado com uma mistura de resíduos de suínos e frangos. Os biodigestores de campo foram alimentados no dia 20 de janeiro de 2000 e permaneceram em operação até o dia 19 de abril de 2000.

Na segunda alimentação para produção dos inóculos foram, novamente, utilizados 3 biodigestores batelada de campo, um para cada resíduo (resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos). O inóculo adicional utilizado nesta alimentação foi o efluente dos biodigestores da primeira, sendo que para os resíduos de aves de postura foi utilizado o efluente do biodigestor alimentado com resíduos de aves de postura, para os resíduos de frangos de corte, o inóculo adicional foi o efluente do biodigestor alimentado com resíduos de frangos e para os resíduos de suínos, o efluente do biodigestor alimentado com resíduos de suínos. O período de operação desses biodigestores foi de 19 de março de 2000 a 05 julho de 2000.

A terceira alimentação foi realizada no dia 06 de julho de 2000 e sua operação se deu até o dia 18 de setembro de 2000. Foram utilizados 6 biodigestores batelada de campo, dois para cada tipo de resíduo. Os inóculos adicionais utilizados foram, novamente, os efluentes da alimentação anterior, como descrito no parágrafo anterior.

A quarta e última alimentação para obtenção dos inóculos foi realizada da mesma forma que as anteriores e ocorreu no dia 19 de setembro de 2000, utilizando-se 6 biodigestores batelada de campo, dois para cada resíduo. A operação dos mesmos foi feita até

22 de outubro de 2000, 30 de outubro de 2000 e 06 de novembro de 2000, respectivamente, para a produção dos inóculos a partir de resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos.

Durante a primeira fase do experimento acompanhou-se diariamente a produção de biogás e semanalmente a composição do mesmo, a fim de determinar-se o melhor momento para utilização dos efluentes dos biodigestores como inóculo.

Na segunda fase do experimento, o acompanhamento do desempenho dos biodigestores foi realizado até que a produção de biogás nos mesmos estivesse próxima do mínimo. Para os resíduos de aves de postura esse período foi de 24 de outubro de 2000 a 06 de março de 2001, para os resíduos de frangos de corte, de 31 de outubro de 2000 a 13 de março de 2001, e para os resíduos de suínos, de 08 de novembro de 2000 a 10 de abril de 2001.

Os biodigestores batelada de campo utilizados durante a produção dos inóculos e durante a segunda fase deste experimento foram sempre os mesmos, descritos no item 4.2.

No dia do abastecimento dos biodigestores para a segunda fase do experimento os resíduos utilizados apresentaram-se com teor de sólidos totais de 37,02; 70,05 e 14,62 %, respectivamente, para aves de postura, frangos de corte e suínos, dos quais 66,00; 87,10 e 82,76 % eram voláteis. Nos inóculos, os teores de sólidos totais encontrados foram de 4,01, 4,61 e 4,66 %, dos quais 52,72; 79,16 e 76,45 % eram voláteis respectivamente para os inóculos de aves de postura, frangos de corte e suínos.

Buscou-se o preparo de substratos para entrada nos biodigestores (afluentes) durante a primeira e segunda fases do experimento com um teor de sólidos totais de 8 %, como sugerido por LUCAS JR. *et al.* (1993), que observaram melhor produção de biogás com este teor de sólidos.

Com a finalidade de determinar-se as quantidades de cada componente do substrato do biodigestor, foram utilizadas as seguintes expressões (no item ANEXOS está apresentado um exemplo de cálculo):

$$MS = ES + INS \quad (3)$$

$$(ES + INS) = \frac{K \times W}{100} \quad (4)$$

$$Eu = \frac{ES}{ST} \times 100 \quad (5)$$

$$INC = \frac{INS \times 100}{STIn} \quad (6)$$

$$W = Eu + INC + A \quad (7)$$

nas quais:

MS = matéria seca total (kg);

ES = massa seca do resíduo a ser adicionado no biodigestor (kg);

INS = massa seca do inóculo que deverá ser adicionado no afluyente do biodigestor (kg);

K = porcentagem de sólidos totais que se pretende no afluyente do biodigestor (%);

W = massa do substrato a ser colocado no biodigestor (kg);

Eu = massa do resíduo fresco a ser adicionado no biodigestor (kg);

ST = porcentagem de sólidos totais contidos no resíduo fresco (%);

INC = inóculo que deverá ser adicionado (kg);

STIn = porcentagem de sólidos totais contida no inóculo (%);

A = massa de água a ser adicionado no afluyente do biodigestor (kg).

Na Tabela 4 são apresentadas as quantidades de cada componente no preparo dos substratos dos biodigestores batelada de campo para as diferentes condições de inoculação.

O inóculo adicional utilizado na segunda fase foi aquele gerado na quarta alimentação da primeira fase, sendo que para os resíduos de aves de postura foi produzido a partir de resíduos de aves de postura, para os resíduos de frangos de corte, a partir de resíduos de frangos e para os resíduos de suínos, o inóculo foi produzido a partir de resíduos de suínos

Os substratos foram homogeneizados no momento do abastecimento dos biodigestores. A homogeneização foi feita manualmente no interior dos mesmos.

TABELA 4. Quantidades e características dos substratos e inóculos (teores de sólidos totais (ST) e voláteis (SV)) dos biodigestores batelada de campo para os resíduos de aves de postura (Ap), frangos de corte (F) e suínos (S) submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (tr1), com 10 % de inóculo (tr2) e com 15 % de inóculo (tr3)).

Substrato	Resíduo (kg)	Água (kg)	Inóculo (kg)	ST (%)	ST (g L ⁻¹)	SV (%)	SV (g L ⁻¹)
Apr1	13,0	47,0	-	6,35	64,16	4,24	44,68
Apr2	11,7	37,1	11,2	5,64	56,56	3,88	38,94
Apr3	11,0	32,1	16,9	6,41	64,68	4,43	44,72
Ftr1	7,0	53,0	-	6,64	66,75	5,92	59,52
Ftr2	6,3	44,1	9,6	6,32	63,08	5,58	55,72
Ftr3	6,0	39,6	14,4	6,58	65,93	5,71	57,20
Str1	32,8	27,2	-	8,66	86,24	7,04	70,03
Str2	29,5	20,9	9,5	8,95	88,96	7,34	72,96
Str3	27,9	17,8	14,3	8,80	87,03	7,14	70,57
Inóculos utilizados:		InóculoAp		4,01	40,04	2,12	21,11
		InóculoF		4,61	45,68	3,65	36,16
		InóculoS		4,66	46,04	3,17	39,57

4.5. Determinações para monitoramento do desempenho dos biodigestores

4.5.1. Teores de sólidos totais e voláteis

Os teores de sólidos totais e voláteis foram determinados no início do ensaio de biodigestão anaeróbia, ou seja nos afluentes dos biodigestores, e ao final do processo, nos efluentes, assim como nas amostras destinadas ao ensaio de atividade metanogênica específica.

As amostras destinadas às determinações dos teores de sólidos totais e voláteis foram acondicionadas em cadinhos de porcelana previamente tarados e pesados para se obter o peso úmido (Pu) do material, e então levados à estufa com circulação forçada de ar, à temperatura de 65°C até atingirem peso constante (período de 24 horas, em média). Foram,

então, resfriados em dessecador e pesados, obtendo-se o peso seco (Ps). O teor de sólidos totais foi determinado segundo metodologia descrita pela APHA (1995).

O teor de sólidos voláteis totais foi determinado a partir dos materiais secos obtidos após a determinação do teor de sólidos totais. O material seco foi levado à mufla e mantido a temperatura de 575°C, durante um período de 2 horas, após queima inicial com a mufla parcialmente aberta e, em seguida, após resfriamento em dessecadores, os materiais foram pesados, obtendo-se o peso de cinzas. O teor de sólidos voláteis foi determinado à partir de metodologia descrita pela APHA (1995).

4.5.2. Produção de Biogás

Os volumes de biogás produzidos diariamente foram determinados medindo-se o deslocamento vertical dos gasômetros e multiplicando-se pela área da seção transversal interna dos gasômetros. Após cada leitura os gasômetros eram zerados utilizando-se o registro de descarga do biogás.

A correção do volume de biogás para as condições normais de temperatura e pressão (CNTP), foi efetuada com base no trabalho de CAETANO (1985).

4.5.3. Composição do biogás

As análises de composição do biogás foram realizadas semanalmente para determinação dos teores de metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂).

A coleta do biogás era feita com a utilização de frascos de vidro com capacidade de 500 mL e com tampas de borracha contendo dois tubos de vidro com mangueiras de látex nas extremidades, sendo a vedação efetuada por meio de presilhas metálicas. Em cada frasco era feito vácuo, utilizando-se bomba apropriada durante uma hora, para que parte dos gases atmosféricos fossem eliminados. Para assegurar que os gases atmosféricos fossem completamente eliminados, os frascos de vidro eram acoplados aos gasômetros e o biogás presente nos mesmos passava pelos frascos por alguns minutos, permitindo a lavagem dos mesmos. As amostras eram coletadas e posteriormente analisadas em cromatógrafo de fase gasosa.

Os equipamentos e condições definidos para as análises de biogás foram os seguintes:

a - Equipamentos

- Cromatógrafo FINIGAN GC-2001
- Detector de condutividade térmica
- Integrador Processador DATA JET SP4600
- Colunas: 1 - Peneira Molecular 13X
comprimento: 3,0 m
diâmetro interno: 1/8"
- 2 – Poropack Q
comprimento: 3,0 m
diâmetro interno: 1/8"
- Gás de arraste: hidrogênio

b – Condições de Análise

- Vazão do gás de arraste: 35 mL min⁻¹
- Temperaturas: detector: 100°C
colunas: 60°C
injetor: 60°C.
- Volume de injeção: 1 mL

4.5.4. Teores de ácidos voláteis

Os teores de ácidos voláteis foram determinados a cada dois dias na primeira semana e após este período as determinações foram feitas semanalmente até o final do ensaio com amostras provenientes dos mini-biodigestores de laboratório. Foram também determinados os teores de ácidos voláteis nos efluentes dos biodigestores batelada de campo.

As amostras provenientes dos mini-biodigestores de laboratório foram coletadas após homogeneização manual do conteúdo dos mini-biodigestores, vertendo-se um volume fixo (20 mL) em uma proveta.

Os teores dos ácidos acético, propiônico, butírico, iso-valérico e valérico foram determinados nas amostras por meio de cromatografia em fase gasosa, conforme descrito por WILSON (1971), com algumas adaptações.

Os equipamentos e condições definidos para as análises de ácidos voláteis foram os seguintes:

a. Equipamentos

- Cromatógrafo FINIGAN GC-2001
- Detector de ionização de chama
- Integrador Processador DATA JET SP4600
- Coluna Carbopack
comprimento: 1,8 m
diâmetro interno: 1/4"
- Gás de arraste: nitrogênio

b. Condições de Análise

- Vazão do gás de arraste: 25 mL min⁻¹
- Vazão dos gases da chama
Hidrogênio: 20 mL min⁻¹
Ar sintético: 175 mL min⁻¹
- Temperaturas: detector: 250° C
coluna: 180°C
injetor: 230°C.
- Volume de injeção: 1,5 µL

4.5.4.1 – Reta Padrão

Uma vez definidas as condições de operação do cromatógrafo, foi necessária a elaboração de uma reta padrão de cada ácido analisado para que os valores das áreas dos ácidos obtidos no cromatograma pudessem ser convertidos em concentração do ácido. Para isso, foram seguidos os seguintes passos:

- a. Preparavam-se individualmente soluções padrões com concentrações conhecidas dos diferentes ácidos a serem analisados.
- b. Coletou-se 2 mL das soluções padrões em um frasco e adicionou-se 1 mL de ácido metafosfórico a 20 % e 0,2 mL de solução de fenol a 1 %.

- c. Injetou-se no cromatógrafo 1,5 μL da solução padrão preparada em b, com 5 repetições.
- d. Determinavam-se as áreas do pico do ácido, que foram divididas pela área do padrão interno (fenol).
- e. A reta padrão foi elaborada plotando-se em um gráfico a média das cinco injeções da relação área do pico do ácido/área do pico do padrão interno em função da relação concentração do ácido/concentração do padrão interno. Por meio de regressão linear obteve-se a equação da reta ($y = ax + b$), que era a equação de conversão dos dados.

Na Tabela 5 são apresentadas as equações das retas padrões para cada ácido analisado neste trabalho, as concentrações abrangidas pela equação, assim como o coeficiente de determinação (R^2) para cada uma delas.

TABELA 5. Equações das retas padrões dos ácidos voláteis, concentrações abrangidas e coeficiente de determinação.

Ácidos	Concentração	Equação da Reta	R^2
Acético	50 a 1000 mg L ⁻¹	$x = (y + 0,00516)/0,00058$ (8)	0,9959
	1 a 9 g L ⁻¹	$x = (y + 0,12983)/0,00077$ (9)	0,9992
propiónico	50 a 1000 mg L ⁻¹	$x = (y + 0,01186)/0,00097$ (10)	0,9971
	1 a 9 g L ⁻¹	$x = (y + 0,23331)/0,00132$ (11)	0,9988
Butírico	50 a 1000 mg L ⁻¹	$x = (y + 0,01517)/0,00122$ (12)	0,9990
	1 a 9 g L ⁻¹	$x = (y + 0,067753)/0,00168$ (13)	0,9952
Iso-valérico	50 a 1400 mg L ⁻¹	$x = (y + 0,01947)/0,00135$ (14)	0,9990
Valérico	50 a 2400 mg L ⁻¹	$x = (y + 0,01196)/0,00125$ (15)	0,9970

4.5.4.2. Preparação das amostras para análise cromatográfica dos ácidos voláteis

- a. Coletou-se 20 mL da amostra a ser analisada.
- b. Aqueceu-se a amostra em temperatura moderada (65°C), sem deixar ferver, para que as atividades bacteriana e enzimática fossem inibidas, e para que as proteínas fossem coaguladas.
- c. Centrifugou-se a amostra por 15 min a 3500 rpm.

- d. Separou-se o sobrenadante, que era centrifugado novamente por 15 min a 3500 rpm.
- e. Coletou-se o sobrenadante que era filtrado a vácuo em papel de filtro Whatman nº 42. O filtrado era levado ao freezer até a análise.
- f. Para análise colocou-se 2 mL da amostra em um frasco. Adicionou-se 1 mL de ácido metafosfórico a 20 % e 0,2 mL de solução de fenol a 1%.
- g. Injetou-se no cromatógrafo 1,5 µL da amostra assim preparada, com auxílio de uma seringa de 10 µL (marca Hamilton).
- h. Obteve-se o cromatograma, identificando-se os ácidos e calculando-se as suas concentrações por meio das equações obtidas na elaboração das retas padrões (Tabela 5).

4.5.5. Potencial hidrogeniônico

O pH foi determinado, de acordo com a APHA (1995), nos afluentes dos biodigestores e, posteriormente, nos efluentes. As amostras provenientes dos mini-biodigestores de laboratório utilizadas para análise de ácidos voláteis foram também utilizadas para determinações semanais de pH.

4.6. Exames microbiológicos

O número mais provável (NMP) de coliformes totais e fecais foi avaliado nos afluentes e efluentes dos biodigestores batelada de campo, por meio da técnica de tubos múltiplos, a partir de metodologia descrita pela APHA (1995).

4.6.1 – Coliformes totais

Este exame foi realizado em duas etapas (ensaio presuntivo e confirmativo). No ensaio presuntivo foi semeado 1 mL de 5 diluições da amostra em séries de 3 tubos de caldo lauryl triptose (CLT) simples para cada diluição.

As diluições utilizadas foram 10^{-5} a 10^{-9} , 10^{-2} a 10^{-6} e 10^{-6} a 10^{-10} , respectivamente para os afluentes dos biodigestores batelada de campo alimentados com resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos. No ensaio com amostras dos efluentes

as diluições utilizadas foram: 10^{-1} a 10^{-5} para aves de postura e suínos; e 0 a 10^{-4} para frangos de corte

Os tubos foram incubados a 35°C, durante 48 horas. Quando houve produção de gás, transferiu-se cada cultura com resultado presuntivo positivo para caldo lactosado com verde brilhante e bile a 2 % (CLVBB), sendo a incubação efetuada também a 35°C, durante 48 horas. Quando, novamente, ocorreu a produção de gás, desta vez a partir da fermentação da lactose neste meio, confirmou-se então a presença de bactérias do grupo coliforme.

4.6.2 – Coliformes fecais

As culturas com resultados presuntivos positivos nos ensaios de coliformes totais foram transferidas para tubos contendo meio EC, que foram incubados durante 24 horas a 45,5°C em banho-maria. O resultado foi positivo quando houve produção de gás a partir da fermentação da lactose contida no meio EC.

4.7. Avaliação da Atividade Metanogênica Específica

Este ensaio consistiu na determinação, por cromatografia gasosa, da concentração do gás metano, presente no biogás produzido no volume livre (*headspace*), de frascos-reatores de 500 mL. Sua finalidade foi avaliar o potencial da biomassa na conversão de substratos (fontes de carbono na forma de ácidos graxos voláteis) em metano e gás carbônico.

Esta análise foi realizada aos 90 dias após o abastecimento dos biodigestores batelada de campo. Por questões de viabilidade na execução do ensaio, o teste foi aplicado apenas em amostras provenientes do biodigestores que utilizaram 10 % de inóculo para todos os resíduos estudados neste trabalho.

A metodologia utilizada baseou-se naquelas descritas por Duborguier *apud* VAZOLLER (1989) e CHERNICHARO (1997).

Para a realização do ensaio de atividade metanogênica específica foram utilizados frascos-reatores de 500 mL fechados com tampas de borracha e tampa de rosca com abertura central. O procedimento utilizado está descrito a seguir.

- a. Determinou-se a quantidade de sólidos voláteis totais na amostra a ser analisada.
- b. Pesou-se os frascos vazios e fechados. A seguir pesou-se os frascos com água, totalmente preenchidos.
- c. Adicionou-se 300 mL da amostra a ser analisada (retirada dos biodigestores batelada de campo operados com resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos com 10 % de inóculo) em cada frasco.
- d. Fluxionou-se nitrogênio 100 % puro por 5 minutos no espaço livre de cada frasco-reator.
- e. Fechou-se os frascos com a tampa de borracha e a tampa de rosca.
- f. Com auxílio de uma seringa esterilizada, adicionou-se as fontes a serem testadas. Neste ensaio foram testadas quatro fontes em conjunto (ou seja, as quatro fontes eram adicionadas em cada frasco), acetato, propionato, butirato e formiato de sódio na relação 2:1:1:1, esta mesma relação foi utilizada por OLIVEIRA (1997), com quatro taxas de carga orgânica no lodo (0,25; 0,50; 0,75 e 1,00 g DQO g⁻¹ SV). As concentrações de biomassa (SV), utilizadas foram as encontradas na própria amostra testada. O ensaio foi feito em duplicata. Em dois frascos-reatores não foram adicionadas as fontes, para que servissem como controles. A seguir, pesou-se novamente os frascos fechados.
- g. Determinou-se o volume livre, (*headspace*), de cada frasco-reator da seguinte forma:

$$\boxed{\text{volume livre}} = \boxed{\text{massa do frasco cheio (com água)}} - \boxed{\text{massa do frasco com amostra e fontes}}$$

- h. Após a adição das fontes e pesagem dos frascos, iniciou-se imediatamente o acompanhamento da produção de metano. A primeira amostragem foi considerada como o tempo zero do ensaio.
- i. Após a primeira amostragem, os frascos-reatores foram levados para a estufa incubadora de DBO, FANEN, 347-F a 30°C. A seguir analisou-se o gás contido no *headspace* de hora em hora. Antes de cada amostragem, a atmosfera gasosa era homogeneizada retirando-se e introduzindo-se o gás produzido no frasco com auxílio de uma seringa por cerca de dez vezes. A seringa utilizada foi a mesma que era introduzida no cromatógrafo, com trava de pressão, mantendo-se o gás na mesma pressão do frasco.
- j. Após a homogeneização do *headspace* o gás era amostrado por injeção em cromatógrafo para análise de sua composição.
- k. O conteúdo líquido de cada frasco-reator era homogeneizado manualmente antes e após a coleta do biogás;

- l. Obtido o cromatograma, calculou-se o volume de metano a cada tempo, com o auxílio de uma reta padrão e a área de metano obtida no cromatograma.
- m. Ao final do ensaio determinou-se novamente o teor de sólidos voláteis (SV) em cada frasco-reator. Nos cálculos da atividade metanogênica específica foi utilizado o valor médio das concentrações inicial e final de SV.

As condições cromatográficas e os equipamentos utilizados para a análise do biogás coletado dos frascos-reatores foram as mesmas utilizadas para as determinações de composição do biogás proveniente dos biodigestores.

4.7.1 – Reta Padrão para o metano

A reta padrão para o metano foi estabelecida a fim de que as áreas de metano obtidas no cromatograma fossem convertidas para valores de concentração (mmol CH₄). Para tanto foram injetados diferentes volumes de metano 100 % puro. Considerando-se que 1 mol de metano corresponde a 22,4 L de metano, nas CNTP, e que os volumes injetados são conhecidos, pôde-se estabelecer uma relação entre área cromatográfica e a concentração de metano. A partir desses dados, traçou-se um gráfico de áreas de metano em função da concentração de metano em mmoles. Ajustando-se esses pontos pelo método da regressão linear, obtendo-se uma equação da reta ($y = ax+b$), que foi utilizada para a conversão dos dados.

Para este trabalho determinou-se uma reta padrão a partir dos volumes reais de metano injetados e as médias das áreas cromatográficas de cinco injeções. As concentrações de metano abrangidas pela reta padrão foram de 0,0004 a 0,0234 mmol CH₄. A equação da reta obtida foi:

$$x = (y + 1429,826) / 4658161,489 \quad (16)$$

$$R^2 = 0,99862$$

4.7.2 – Metodologia para o cálculo da atividade metanogênica específica

A metodologia utilizada para o cálculo da atividade metanogênica específica de cada resíduo analisado foi a empregada por ARAÚJO (1995) e OLIVEIRA (1997).

Utilizou-se um padrão interno gasoso a fim de se minimizar possíveis erros decorrentes da retirada de gás durante as amostragens. A cada retirada de gás reduz-se a quantidade total de metano contida no volume-livre dos frascos-reatores, que pode ser significativa, dependendo do volume do *headspace* e da quantidade de metano já produzida. O gás utilizado como padrão interno foi o nitrogênio injetado nos frascos-reatores no início do ensaio, uma vez que este não interfere nas condições de análise e produz uma área cromatográfica, ou seja, pode-se detectar a sua diminuição de volume relativa ao longo do tempo. O mesmo ocorrerá com o metano produzido. A correção foi feita pelo valor médio das áreas de nitrogênio obtidas diariamente, a fim de se eliminar erros de amostragem, uma vez que a área de nitrogênio nem sempre diminuiu de uma amostragem para outra.

Os valores da atividade foram obtidos por meio dos passos descritos a seguir.

- a. Corrigiram-se os dados da área de metano obtidos no cromatograma em função da diminuição da área de nitrogênio ao longo do tempo, a partir do seguinte cálculo:

$$\text{Correção} = \frac{\text{Área de metano no tempo } (t)}{\text{Área de nitrogênio no tempo } (t)} * \text{área média de nitrogênio} \quad (17)$$

- b. Os dados foram novamente corrigidos pelo método da resposta térmica relativa (RTR), que para o metano é 36, conforme equação dada por (CIOLA, 1985):

$$\frac{\text{Área de metano}}{RTR (36)} \quad (18)$$

- c. Os valores das áreas de metano obtidas foram convertidos, por meio da equação da reta padrão (equação 16), a mmoles de CH₄ nas CNTP
- d. Os valores de metano obtidos para 0,5 mL (volume retirado para a amostragem) foram convertidos para o *headspace* de cada frasco, após conversão do volume injetado para as CNTP, a partir da seguinte equação:

$$[CH_4] \text{ no headspace (mmol)} = \frac{[CH_4] \text{ na amostra} * \text{volume do headspace}}{\text{volume de amostragem nas CNTP}} \quad (19)$$

- e. As concentrações de metano (em mmoles) foram acumuladas da seguinte forma:
- No tempo 0, a concentração de metano era aquela obtida no *headspace* do frasco nesse tempo.
 - No tempo 1, a concentração de metano era aquela obtida no *headspace* do frasco, nesse tempo, mais a concentração de metano obtida no tempo anterior (zero).
 - No tempo 2, a concentração de metano era aquela obtida no *headspace* do frasco, nesse tempo, mais a concentração de metano obtida no tempo 0, e no tempo 1. E assim sucessivamente.
- f. Traçou-se uma curva com os valores de produção de metano em função do tempo. A partir desta curva determinavam-se os pontos (no mínimo quatro) que correspondiam à fase de maior produção de metano. Estes dados foram, então ajustados por meio do método de regressão linear. O coeficiente angular da reta representava a atividade metanogênica. Dividindo-se este valor pela concentração de biomassa de cada frasco-reator (g SV), obteve-se a atividade metanogênica específica aparente.
- g. A atividade metanogênica específica real de cada frasco-reator foi obtida subtraindo-se a atividade do controle dos valores das atividades obtidas com a adição das fontes.

4.8. Análises Estatísticas

As análises estatísticas foram realizadas utilizando-se o programa SAS. O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado, adotando-se um esquema fatorial 3 x 3, considerando os três resíduos (aves de postura, frangos de corte e suínos) e as três concentrações de inóculo (0, 10 e 15 %).

Desta forma os resultados obtidos foram analisados segundo o esquema fatorial proposto, aplicando-se o teste de Tukey para comparação de médias.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados obtidos nos estudos de biodigestão anaeróbia, utilizando como substratos os resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos são apresentados e discutidos a seguir. Primeiramente serão apresentados aqueles referentes à produção dos inóculos, seguidos pelos dados obtidos durante o acompanhamento do desempenho dos biodigestores operados com diferentes resíduos submetidos a três diferentes condições de inoculação.

5.1. Produção dos inóculos

Serão apresentados os resultados de produção de biogás e teor de metano no biogás apenas para os biodigestores batelada de campo que se referem à produção final de inóculos, ou seja, aqueles que seriam utilizados na segunda fase do experimento.

Nas Tabelas 6 e 7 são apresentados os valores médios semanais de produção de biogás e os teores médios de metano e dióxido de carbono nessa fase experimental.

Os efluentes dos biodigestores foram utilizados como inóculo adicional logo após a maior produção de biogás, com um teor elevado de metano. A produção diária de biogás (Tabela 6 e Figura 3) no momento da utilização dos efluentes como inóculo adicional foi de 0,0158; 0,0089 e 0,0076 m³, respectivamente, para aves de postura, frangos de corte e suínos. O teor de metano (Tabela 7 e Figura 4) encontrado no biogás foi de 80,56, 79,18 e 80,44 % para aves de postura, frangos de corte e suínos, respectivamente.

TABELA 6. Produções médias semanais de biogás obtidas durante a produção dos inóculos a partir dos resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos.

Dias	Aves de Postura (m³)	Frangos de Corte (m³)	Suínos (m³)
7	0,3253	0,1839	0,0820
14	0,5319	0,0593	0,0336
21	0,2494	0,1241	0,1094
28	0,1152	0,2015	0,1594
35	0,1452	0,1463	0,2119
42	-	0,0828	0,1122
49	-	-	0,1021
Total	1,3670	0,7978	0,8107

TABELA 7. Teores médios semanais de CO₂ e CH₄ presentes no biogás produzido nos biodigestores batelada de campo operados com resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos durante a produção dos inóculos.

Dias	Aves de Postura		Frangos de Corte		Suínos	
	CO₂ (%)	CH₄ (%)	CO₂ (%)	CH₄ (%)	CO₂ (%)	CH₄ (%)
7	56,52	43,32	73,33	25,98	60,51	38,33
14	43,51	56,38	59,80	39,71	52,19	47,00
21	36,07	63,68	46,91	51,74	39,71	59,94
28	28,14	71,01	50,22	49,52	42,99	56,08
34	19,06	80,56	30,20	69,44	24,11	75,29
40	-	-	20,39	79,18	22,18	77,60
47	-	-	-	-	19,28	80,44

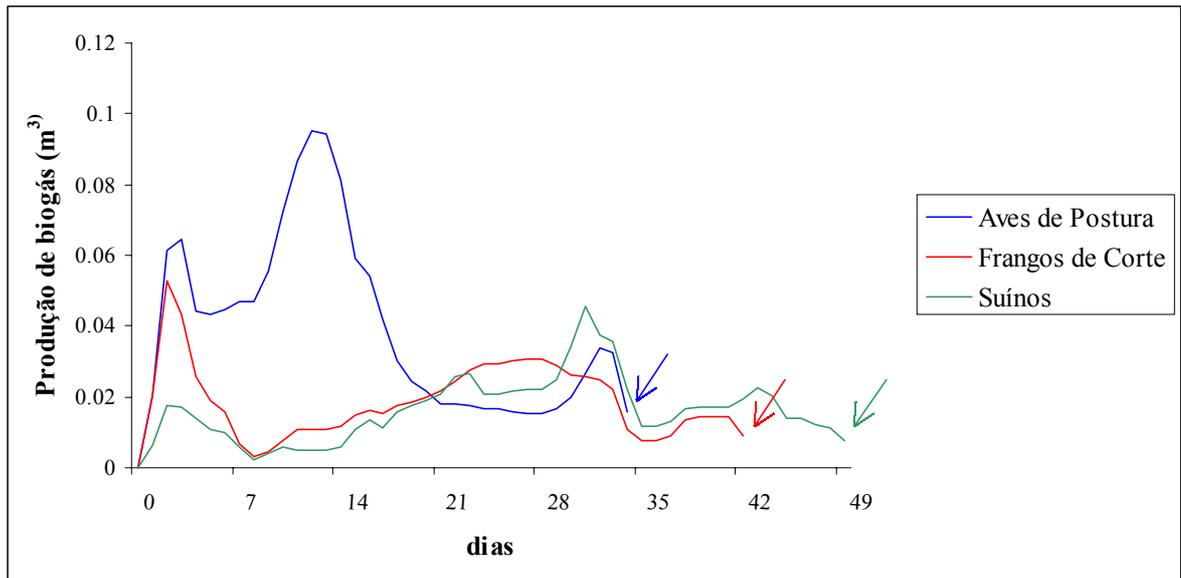


FIGURA 3. Distribuição da produção média diária de biogás obtida durante os ensaios para obtenção dos inóculos adaptados aos resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos. As setas indicam o momento em que os efluentes foram utilizados como inóculo.

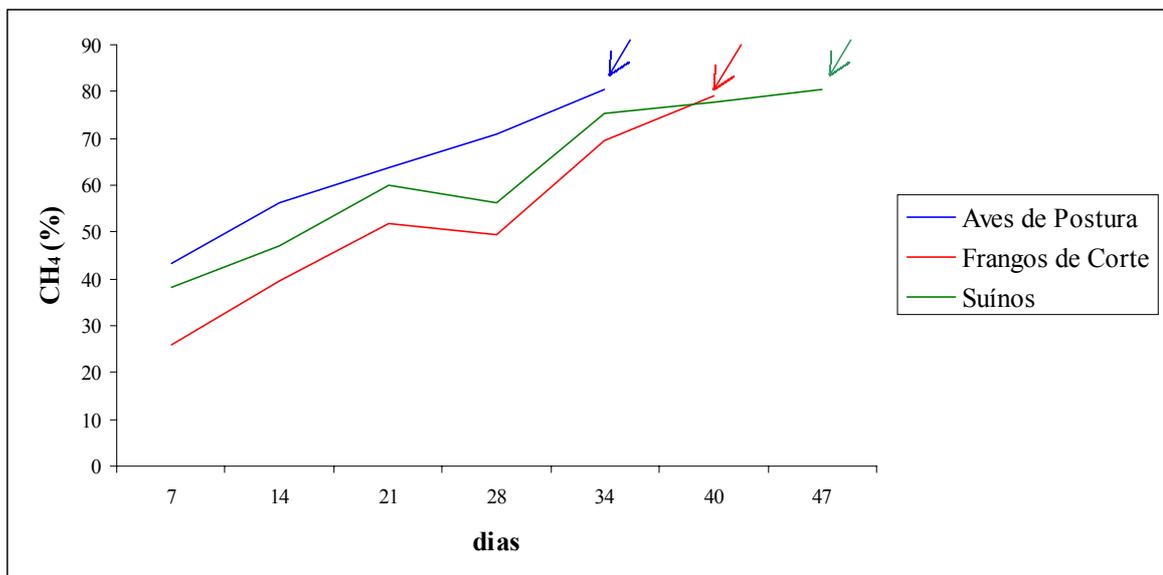


FIGURA 4. Teores médios semanais de CH₄, no biogás produzido nos biodigestores batelada de campo operados com resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos durante a produção dos inóculos. As setas indicam o momento em que os efluentes foram utilizados como inóculo.

5.2. Segunda fase

O acompanhamento do desempenho dos biodigestores foi realizado durante 133 dias para os resíduos de aves de postura e frangos de corte, e 154 dias para os resíduos de suínos. São apresentados nos itens seguintes os resultados obtidos considerando-se a redução de sólidos nos substratos, a distribuição da produção e composição do biogás, o potencial de produção de biogás, a concentração de ácidos graxos voláteis durante o processo de fermentação, a atividade metanogênica nos biodigestores e a redução de microrganismos indesejáveis (coliformes totais e fecais).

5.2.1. Teores de sólidos totais e voláteis

Os teores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV), e a redução dos teores de sólidos voláteis, obtidos para os diferentes resíduos considerados e as três condições de inoculação utilizadas, são apresentados na Tabela 8.

TABELA 8. Teores médios iniciais e finais de sólidos totais (ST) e voláteis (SV), e redução de sólidos voláteis para os biodigestores alimentados com resíduos de aves de postura (Ap), frangos de corte (F) e suínos (S) submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (tr1), com 10 % de inóculo adicional (tr2) e com 15 % de inóculo adicional (tr3)).

Substrato	ST (g L ⁻¹)		SV (g L ⁻¹)		Redução de SV (%)
	Inicial	Final	Inicial	Final	
Aptr1	64,16	34,64	44,68	17,24	61,40ax
Aptr2	56,56	38,53	38,94	19,65	49,55bx
Aptr3	64,68	42,63	44,72	21,29	52,38abx
Ftr1	66,75	35,28	59,52	27,71	53,45ax
Ftr2	63,08	40,31	55,72	30,85	44,64ax
Ftr3	65,93	42,59	57,20	33,18	42,00ax
Str1	89,44	59,80	71,98	46,30	35,68by
Str2	87,06	46,38	72,19	34,07	52,80ax
Str3	87,03	48,16	70,57	35,18	50,15ax
F resíduo (RS)					5,32*
F inóculo (IN)					0,25 ^{NS}
F RS*IN					5,23**
CV %					12,11

Em cada coluna médias de três repetições seguidas de mesma letra minúscula (a e b – comparações entre os inóculos e mesmo resíduo; x e y – comparações entre os resíduos e mesmo inóculo), não diferem pelo teste de Tukey a 5 %; NS: não significativo * : P<0,05 ** : P<0,01

Observando-se os resultados de redução de SV verifica-se que para os resíduos de aves de postura, a não utilização de inóculo adicional promoveu maior porcentagem de redução ($p < 0,05$) em relação ao substrato com 10 % de inóculo adicional, o que pode estar associado ao fato de que os sólidos voláteis adicionados ao substrato pelo inóculo são de difícil degradação, por se tratar de material orgânico já estabilizado, ou na forma de biomassa microbiana.. Os substratos com 10 e 15 % de inóculo adicional não apresentaram diferenças ($p > 0,05$) na porcentagem de redução de SV entre si.

As porcentagens de redução de sólidos voláteis obtidas para os resíduos de frangos de corte nas três condições de inoculação utilizadas, sem inóculo adicional (53,45 %), com 10 (44,64 %) e 15 % de inóculo (42,00 %) não apresentam diferenças ($p > 0,05$).

Para os resíduos de suínos as maiores porcentagens de redução de SV 52,80 e 50,15 % foram obtidas com a utilização de 10 e 15 % de inóculo adicional ($p < 0,05$), respectivamente. O substrato sem inóculo apresentou porcentagem de redução de SV mais baixa (35,68 %) indicando que a população microbiana presente no próprio resíduo não foi suficiente para degradar eficientemente a matéria orgânica no período de 154 dias.

As porcentagens de redução de SV não apresentaram diferenças ($p > 0,05$) quando se comparam os três resíduos com 10 e 15 % de inóculo adicional. Os substratos sem inóculo adicional de aves de postura e frangos de corte, entretanto, apresentaram porcentagens de redução de SV mais elevadas ($p < 0,05$) que o substrato com resíduos de suínos sem inóculo.

5.2.2. Produção de biogás

Nas Tabelas 9, 10 e 11, e nas Figuras 5, 6 e 7 são apresentados os dados referentes à produção média semanal de biogás e a porcentagem acumulada de biogás produzido, para cada resíduo utilizado e para cada condição de inoculação aplicada.

O efeito da utilização de inóculo no processo de biodigestão anaeróbia de resíduos de aves de postura, como pode ser observado na Tabela 9 e Figura 5 (a e b), é acentuado. Atingiu-se 80 % da produção de biogás aos 39 e 32 dias, respectivamente, para Apr2 e Apr3, enquanto para o substrato sem inóculo adicional, Apr1, isto ocorreu somente aos 112 dias. A antecipação do pico de produção de biogás torna-se mais evidente quando se observa que o substrato Apr1, após um pequeno pico de produção inicial, permaneceu com baixa produção até os 56 dias de operação, quando Apr2 e Apr3 já haviam produzido 92,98

e 93,96 %, respectivamente, do total de biogás. O início da queima do biogás, indicando predominância de metano, ocorreu aos 41, 8 e 6 dias respectivamente para Apr1, Apr2 e Apr3.

TABELA 9. Produções médias semanais de biogás e porcentagem acumulada de biogás produzido, para os biodigestores alimentados com resíduos de aves de postura submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (tr1), com 10 % de inóculo adicional (tr2) e com 15 % de inóculo adicional (tr3)).

Dias	Apr1		Apr2		Apr3	
	m ³	%	m ³	%	m ³	%
7	0,1004	6,73	0,2244	15,02	0,3925	26,09
14	0,0631	11,12	0,3651	39,41	0,4291	54,54
21	0,0000	11,12	0,2722	58,14	0,1403	63,83
28	0,0003	11,14	0,1061	65,28	0,1354	72,82
35	0,0016	11,26	0,1300	73,73	0,1785	84,47
42	0,0033	11,46	0,1383	83,39	0,0636	90,11
49	0,0033	11,69	0,0851	89,98	0,0333	92,44
56	0,0042	11,90	0,0404	92,98	0,0214	93,96
63	0,0144	12,72	0,0166	94,13	0,0126	94,82
70	0,0336	14,80	0,0140	95,11	0,0101	95,50
77	0,0721	19,40	0,0114	95,90	0,0087	96,09
84	0,1400	27,90	0,0088	96,49	0,0080	96,61
91	0,2195	42,60	0,0088	97,08	0,0088	97,19
98	0,2069	57,38	0,0092	97,69	0,0093	97,80
105	0,1564	68,14	0,0105	98,43	0,0098	98,47
112	0,1981	81,43	0,0069	98,93	0,0069	98,95
119	0,1650	93,85	0,0056	99,30	0,0061	99,34
126	0,0534	98,42	0,0057	99,71	0,0065	99,82
133	0,0196	100,00	0,0038	100,00	0,0023	100,00
Total	1,4556		1,4808		1,5070	
Queima (dias)	41		8		6	

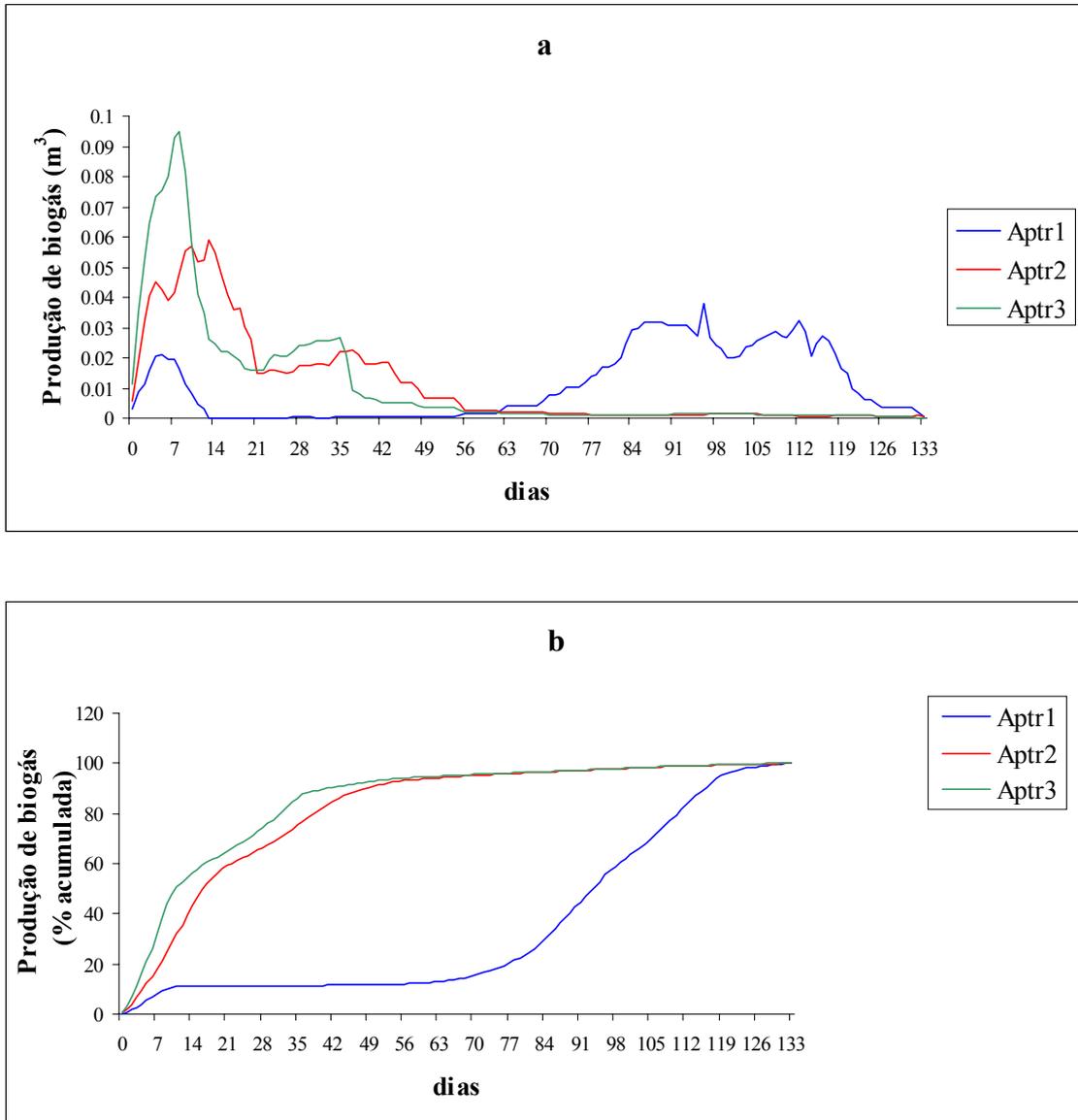


FIGURA 5. Distribuição média diária da produção de biogás (a) e porcentagem acumulada de biogás produzido (b), para os biodigestores alimentados com resíduos de aves de postura submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (tr1), com 10 % de inóculo adicional (tr2) e com 15 % de inóculo adicional (tr3)).

Para os resíduos de frangos de corte, o uso de inóculo também antecipou o pico de produção de biogás (Tabela 10 e Figura 6), obteve-se 80 % da produção aos 66 e 69 dias, respectivamente, para Ftr2 e Ftr3, para Ftr1 esta porcentagem só foi alcançada aos 77 dias de operação. O início de queima ocorreu aos 13, 8 e 7 dias respectivamente para Ftr1, Ftr2 e Ftr3.

TABELA 10. Produções médias semanais de biogás e porcentagem acumulada de biogás produzido, para os biodigestores alimentados com resíduos de frangos de corte submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (tr1), com 10 % de inóculo adicional (tr2) e com 15 % de inóculo adicional (tr3)).

Dias	Ftr1		Ftr2		Ftr3	
	m ³	%	m ³	%	m ³	%
7	0,0818	5,94	0,1758	11,90	0,2054	14,10
14	0,0130	6,89	0,2785	30,78	0,3193	36,02
21	0,0108	7,67	0,2167	45,46	0,1489	46,22
28	0,0368	10,34	0,0931	51,74	0,0815	51,82
35	0,0947	16,53	0,0794	57,84	0,0633	56,42
42	0,1897	28,69	0,0617	61,87	0,0661	60,86
49	0,2165	46,06	0,0652	66,33	0,0631	65,30
56	0,1329	55,77	0,0722	71,04	0,0666	69,72
63	0,1122	64,22	0,0907	77,10	0,0798	75,18
70	0,1109	72,15	0,0742	82,67	0,0693	80,30
77	0,0940	79,28	0,0405	85,28	0,0463	83,30
84	0,0760	84,95	0,0518	88,85	0,0598	87,50
91	0,0685	90,03	0,0424	91,78	0,0493	90,95
98	0,0498	93,87	0,0377	94,37	0,0430	93,95
105	0,0182	95,41	0,0298	96,50	0,0309	96,16
112	0,0179	96,66	0,0232	98,15	0,0260	98,05
119	0,0202	98,19	0,0154	99,30	0,0162	99,26
126	0,0139	99,26	0,0062	99,75	0,0068	99,77
133	0,0088	100,00	0,0032	100,00	0,0028	100,00
Total	1,3764		1,4766		1,4574	
Queima (dias)	13		8		7	

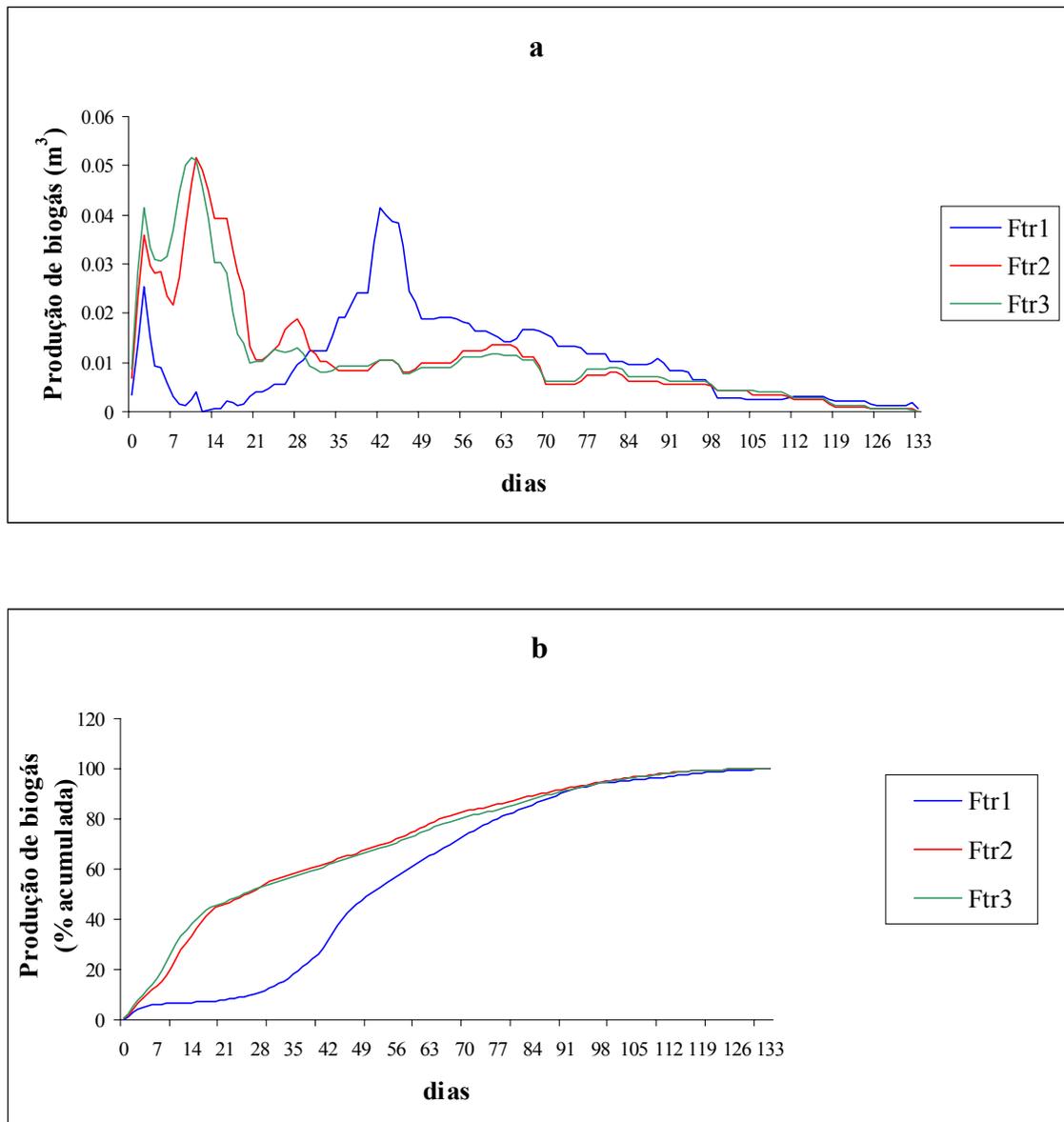


FIGURA 6. Distribuição diária média da produção de biogás (a) e porcentagem acumulada de biogás produzido (b), para os biodigestores alimentados com resíduos de frangos de corte submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (tr1), com 10 % de inóculo adicional (tr2) e com 15 % de inóculo adicional (tr3)).

A Tabela 11 e a Figura 7 referem-se aos resultados obtidos para os resíduos de suínos e permite observar que o substrato Str1 apresentou, como em aves de postura, um pequeno pico inicial, seguido por um período longo de pequena produção de biogás, enquanto os substratos Str2 e Str3 mantiveram sua produção elevada. Para os

TABELA 11 – Produções médias semanais de biogás e porcentagem acumulada de biogás produzido, para os biodigestores alimentados com resíduos de suínos submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (tr1), com 10 % de inóculo adicional (tr2) e com 15 % de inóculo adicional (tr3)).

Dias	Str1		Str2		Str3	
	m ³	%	M ³	%	m ³	%
7	0,0450	4,16	0,0573	2,49	0,0573	2,43
14	0,0123	5,08	0,0225	3,47	0,0174	3,17
21	0,0066	5,47	0,0194	4,31	0,0114	3,66
28	0,0100	5,97	0,0449	6,26	0,0294	4,90
35	0,0158	6,38	0,0910	10,11	0,0629	7,40
42	0,0208	6,68	0,0881	14,05	0,0764	10,68
49	0,0290	7,10	0,1071	18,42	0,0896	14,26
56	0,0275	7,60	0,1255	23,90	0,1398	19,88
63	0,0324	8,10	0,1440	29,97	0,1294	25,62
70	0,0337	8,47	0,1333	36,00	0,1242	30,86
77	0,0847	9,32	0,0684	39,44	0,0984	35,48
84	0,0596	10,12	0,0454	41,28	0,0605	38,02
91	0,0337	11,39	0,0910	44,85	0,0840	41,30
98	0,0346	13,31	0,1298	50,43	0,1348	46,76
105	0,0302	16,34	0,1142	55,51	0,0877	52,68
112	0,0724	22,68	0,1547	61,83	0,2261	61,77
119	0,1194	33,23	0,2404	71,99	0,2517	72,68
126	0,1162	44,22	0,2001	80,98	0,1709	80,13
133	0,1479	58,00	0,1934	89,42	0,2343	89,85
140	0,1703	74,10	0,1594	96,69	0,1568	97,43
147	0,1136	85,74	0,0378	98,81	0,0350	99,30
154	0,1461	100,00	0,0274	100,00	0,0164	100,00
Total	1,0511		2,3022		2,3544	
Queima (dias)	8		8		7	

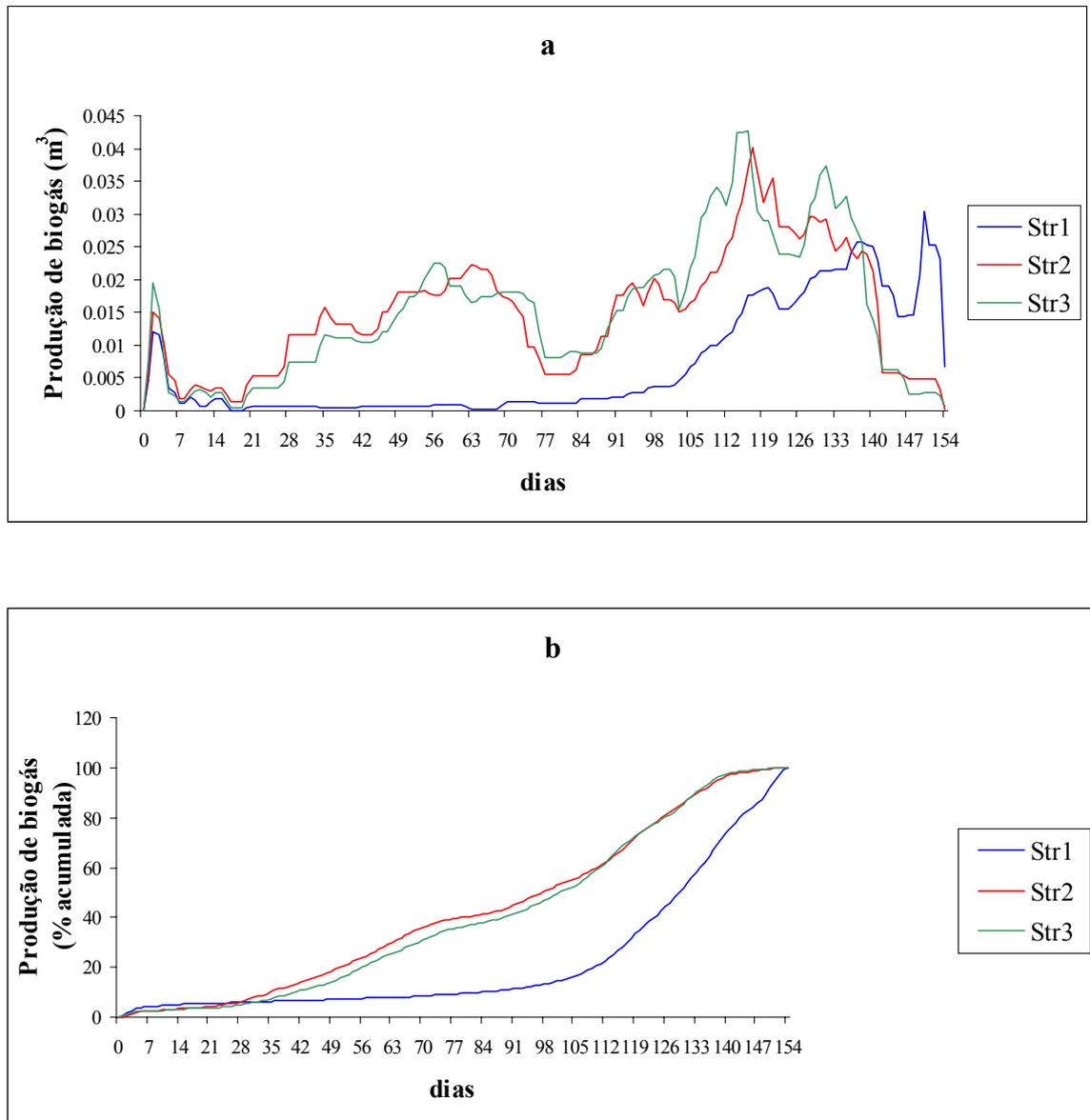


FIGURA 7. Distribuição média diária da produção de biogás (a) e porcentagem acumulada de biogás produzido (b), para os biodigestores alimentados com resíduos de suínos submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (tr1), com 10 % de inóculo adicional (tr2) e com 15 % de inóculo adicional (tr3)).

substratos Str2 e Str3 obteve-se 80 % da produção de biogás aos 126 dias, já para Str1 esta porcentagem de produção só foi observada aos 144 dias, quando Str2 havia produzido 98,12 % e Str3, 98,72 % do total de biogás. O início da queima de biogás não apresentou diferenças acentuadas entre as três condições de inoculação sendo que para Str1 e Str2 ocorreu aos 8 dias e para Str3, aos 7 dias.

Em relação ao total de biogás produzido nota-se que a presença de inóculo adicional nos substratos aumentou esse valor consideravelmente, para os resíduos de suínos, que apresentaram totais de 1,0511 m³ de biogás para Str1 contra 2,3022 e 2,3544 m³, respectivamente, para Str2 e Str3. Para os resíduos de aves de postura e frangos de corte este incremento foi bem menor quando se adicionou inóculo. Observou-se que no substrato Apr1 foi produzido 1,4556 m³ de biogás, no Apr2 1,4808 m³, no Apr3 1,5070 m³, no Ftr1 1,3764 m³; no Ftr2 1,4766 m³ e no Ftr3 1,4574 m³.

Pode-se notar que a utilização de inóculo adicional melhorou o desempenho dos biodigestores para os três resíduos estudados. Por outro lado, é interessante notar que não ocorreram diferenças acentuadas entre os substratos que utilizaram 10 % e 15 % de inóculo, no que se refere a antecipação do pico de produção de biogás, início da queima e total produzido, ressaltando a importância em se utilizar a quantidade correta de inóculo. A adição de inóculo em quantidade acima do ideal, além de ocupar um volume que poderia ser preenchido por resíduo a ser tratado, pode levar a um desempenho ruim do sistema.

5.2.3. Potenciais de produção de biogás

Os potenciais médios de produção de biogás são apresentados na Tabela 12, em m³ de biogás: por kg de substrato, por kg de sólidos totais adicionados, por kg de sólidos voláteis adicionados, por kg de sólidos voláteis reduzidos e por kg de resíduos adicionados na alimentação.

Considerando-se os potenciais de produção de biogás por kg de substrato, por kg de ST adicionados, por kg de SV adicionados e por kg de SV reduzidos, observou-se que para os resíduos de aves de postura não ocorreram diferenças ($p > 0,05$) entre os substratos sem inóculo adicional, com 10 e 15 % de inóculo. Entretanto, ao comparar-se os potenciais de produção de biogás por kg resíduos adicionados no momento do abastecimento observou-se que ocorreu aumento ($p < 0,05$) quando se utilizou 15 % de inóculo (0,1367 m³ kg⁻¹ resíduos) em relação ao substrato sem inóculo adicional (0,1123 m³ biogás kg⁻¹ resíduos).

Os substratos com 10 (0,1269 m³ kg⁻¹ resíduos) e 15 % de inóculo não apresentaram diferenças (p>0,05).

TABELA 12. Potenciais médios de produção de biogás obtidos para os resíduos de aves de postura (Ap), frangos de corte (F) e suínos (S) submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (tr1), com 10 % de inóculo adicional (tr2) e com 15 % de inóculo adicional (tr3)).

Substrato	Potenciais de produção de biogás (m ³ kg ⁻¹)				
	Substrato	ST adicionados	SV adicionados	SV reduzidos	Resíduo
Ap_{tr1}	0,0243ax	0,3828ax	0,5495ax	0,9087ax	0,1123by
Ap_{tr2}	0,0247ay	0,4403ax	0,6395ax	1,3194ax	0,1269aby
Ap_{tr3}	0,0251ay	0,3921ax	0,5667ax	1,1023ax	0,1367ay
F_{tr1}	0,0229bx	0,3495ax	0,3919ay	0,7567ax	0,1953bx
F_{tr2}	0,0246ay	0,3915ax	0,4430axy	1,0286ax	0,2328ax
F_{tr3}	0,0243ay	0,3718ax	0,4289ay	1,1275ax	0,2433ax
S_{tr1}	0,01752by	0,1949by	0,2423bz	0,6749bx	0,0320cz
S_{tr2}	0,03837ax	0,4359ax	0,5290ay	0,9968ax	0,0779bz
S_{tr3}	0,03924ax	0,4466ax	0,5508ax	1,0888ax	0,0844az
F resíduo (RS)	116,28**	3,86 ^{NS}	36,63**	1,50 ^{NS}	1635,61**
F inóculo (IN)	139,87**	23,90**	24,15**	5,46*	123,27**
F RS*IN	93,14**	10,67**	9,63**	0,47 ^{NS}	7,00**
CV %	4,04	9,07	8,92	22,65	3,88

Em cada coluna médias de três repetições seguidas de mesma letra minúscula (a, b e c – comparações entre os inóculos e mesmo resíduo; x, y e z – comparações entre os resíduos e mesmo inóculo), não diferem pelo teste de Tukey a 5 %; NS: não significativo * : P<0,05 ** : P<0,01

Os potenciais de produção de biogás em m³ por kg de ST obtidos a partir dos resíduos de aves de postura nas diferentes condições de inoculação: sem inóculo adicional (0,3828 m³ kg⁻¹ ST), com 10 % de inóculo (0,4403 m³ kg⁻¹ ST) e com 15 % de inóculo (0,3921 m³ kg⁻¹ ST), foram superiores aqueles encontrados por Caetano¹⁰ (1991) *apud* LUCAS JR. & SANTOS (2000). O autor encontrou potenciais de produção variando de 0,241 a 0,336 m³ de biogás por kg de ST em biodigestores batelada em condições semelhantes de estudo.

Os substratos com resíduos de frangos de corte apresentaram diferenças quando se compararam os potenciais de produção de biogás por kg de substrato (p<0,05) e por kg de resíduos adicionados no abastecimento (p<0,05) de F_{tr2} (0,0246 m³ kg⁻¹ substrato e 0,2328 m³ kg⁻¹ resíduo) e F_{tr3} (0,0243 m³ kg⁻¹ substrato e 0,2433 m³ kg⁻¹ resíduo) com F_{tr1}

(0,0229 m³ kg⁻¹ substrato e 0,1953 m³ kg⁻¹ resíduo). Os substratos Ftr2 e Ftr3 não apresentaram diferenças entre si ($p > 0,05$).

Os potenciais de produção de biogás em m³ por kg de ST adicionados obtidos a partir dos resíduos de frangos de corte nas diferentes condições de inoculação: sem inóculo adicional (0,3495 m³ kg⁻¹ ST), com 10 % de inóculo (0,3915 m³ kg⁻¹ ST) e com 15 % de inóculo (0,3718 m³ kg⁻¹ ST) apresentaram-se superiores aos encontrados em experimentos com biodigestores batelada realizados por SANTOS (2001), os quais variaram de 0,1418 a 0,3116 m³ de biogás por kg de ST adicionados para camas de pó-de-serra de pinus (a mesma utilizada neste trabalho), com 5 % de inóculo, e de 0,1525 a 0,3024 m³ de biogás por kg de ST, com 15 % de inóculo.

Os potenciais mais elevados encontrados neste trabalho podem estar associados a uma melhor adaptação do inóculo ao resíduo, uma vez que o inóculo utilizado por SANTOS (2001) era proveniente de biodigestor alimentado com dejetos de bovinos. O inóculo utilizado neste trabalho, foi produzido a partir dos mesmos resíduos de frangos utilizados na alimentação dos biodigestores na segunda fase.

Para os resíduos de suínos em todas as formas nas quais se expressaram os potenciais de produção de biogás, observaram-se valores mais elevados ($p < 0,05$) para Str2 e Str3. Indicando que, a utilização de 10 ou 15 % de inóculo adicional foi mais vantajosa para a digestão anaeróbia deste resíduo, e que Str2 e Str3 apresentaram em média, valores 54,61 e 55,90 %, respectivamente, mais elevados que Str1 para os potenciais de produção de biogás por kg de substrato, kg de ST e kg de SV adicionados.

Comparando-se o potencial de produção de biogás por kg de ST adicionados do substrato Str1 (0,1949 m³ kg⁻¹ ST) com aqueles obtidos por LUCAS JR. (1994) em biodigestores operados em batelada nas mesmas condições deste experimento e alimentados com resíduos de suínos não inoculados, os quais variaram de 0,2975 a 0,4186 m³ de biogás por kg de ST, nota-se que o potencial obtido neste trabalho, foi bem inferior, o que pode estar associado ao tempo de fermentação dos substratos. No trabalho de LUCAS JR. (1994), os substratos permaneceram em fermentação por períodos que variaram de 210 a 252 dias, e neste trabalho por um período de 154 dias.

Os substratos com resíduos de suínos e 10 ou 15 % de inóculo apresentaram potenciais de produção de biogás por kg de ST adicionados (0,4359 e 0,4466 m³ kg⁻¹ ST, respectivamente) próximos ao encontrado por LUCAS JR. (1994) para resíduos de suínos com 11,23 % de inóculo (0,4207 m³ kg⁻¹ ST); e superiores aos encontrados pelo mesmo autor com 20,37 e 22,14 % de inóculo (0,3534 e 0,3663 m³ kg⁻¹ ST, respectivamente).

Isso indica que as concentrações de inóculo da ordem de 20 % não melhoraram o potencial da biomassa para geração de biogás, e que concentrações de 10 e 15 % são mais favoráveis ao processo considerando o potencial de produção de biogás do resíduo.

A comparação entre os resíduos permitiu observar que sem a utilização de inóculo adicional os resíduos de aves de postura e frangos de corte apresentaram maiores potenciais ($p < 0,05$) em m^3 de biogás por kg de substrato, m^3 de biogás por kg de ST adicionados, m^3 de biogás por kg de SV adicionados e m^3 de biogás por kg de resíduo, em relação aos resíduos de suínos. Por outro lado, quando se utilizou 10 ou 15 % de inóculo adicional, os resíduos de suínos apresentaram potencial de produção de biogás em m^3 por kg de substrato mais elevado ($p < 0,05$) em relação aos dois outros resíduos, e o potencial dos resíduos de frangos de corte, em m^3 por kg de resíduo foi superior, seguido pelos resíduos de aves de postura.

5.2.4. Composição do biogás

O biogás produzido nos biodigestores batelada de campo foi avaliado quanto ao seu conteúdo de gás carbônico e metano semanalmente. Os resultados médios em porcentagem de CO_2 e de CH_4 são apresentados nas Tabelas 13 a 15 e Figuras 8 a 10.

Nota-se que a utilização de 10 ou 15 % de inóculo interferiu de forma acentuada na composição do biogás, especialmente na fase inicial do processo. Aos 6 dias de operação dos biodigestores batelada de campo o biogás proveniente dos substratos com resíduos de aves de postura (Tabela 13 e Figura 8) e 10 % de inóculo apresentou, em média, teores de 36,10 e 63,58 % de CH_4 e CO_2 , respectivamente; o substrato com 15 % de inóculo produziu biogás com 45,46 e 54,29 % de CH_4 e CO_2 , respectivamente; enquanto o biogás produzido a partir do substrato de aves de postura sem inóculo adicional apresentou teores de 7,32 e 91,36% de CH_4 e CO_2 , respectivamente. O teor de metano alcançou 80 % por volta dos 34 e 27 dias após o abastecimento para o biogás produzido a partir dos substratos Aprt2 e Aprt3, respectivamente, e se mantiveram com esses teores até o final do período de fermentação. Este mesmo teor de metano no biogás só foi alcançado pelo substrato Aprt1 por volta dos 55 dias de operação dos biodigestores, apresentando valores inferiores a partir do dia 69 até os 118 dias de operação, quando retorna a concentrações acima de 80 %, indicando maior estabilidade do processo quando adicionou-se inóculo.

TABELA 13. Teores médios semanais de CO₂ e CH₄ presentes no biogás produzido nos biodigestores operados com resíduos de aves de postura submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (tr1), com 10 % de inóculo adicional (tr2) e com 15 % de inóculo adicional (tr3)).

Dias	Aptr1		Aptr2		Aptr3	
	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)
6	7,32	91,36	36,10	63,58	45,46	54,29
13	31,35	68,15	60,42	39,47	65,26	34,58
20	s/gás		73,86	25,96	75,20	24,61
27	s/gás		78,42	20,92	82,22	17,56
34	s/gás		81,47	18,19	84,36	15,49
41	63,92	18,16	84,12	15,62	86,38	13,30
48	79,59	17,36	85,32	14,21	86,22	13,21
55	83,52	13,15	86,75	12,57	88,67	10,49
62	81,37	15,89	86,49	12,49	89,18	9,69
69	79,58	18,46	82,06	12,49	89,03	9,37
76	76,71	22,25	85,52	13,02	87,14	11,27
83	75,03	24,54	88,11	11,47	81,97	10,38
90	73,10	26,65	87,33	10,91	81,26	10,56
97	75,57	24,07	83,24	11,45	86,12	9,64
104	74,62	25,09	85,13	11,62	83,42	11,47
111	79,43	20,25	78,38	11,99	89,23	8,67
118	81,95	17,72	82,93	11,42	88,45	8,93
125	83,61	15,68	82,51	10,19	88,35	8,71
132	84,89	13,80	83,20	10,11	88,90	7,71

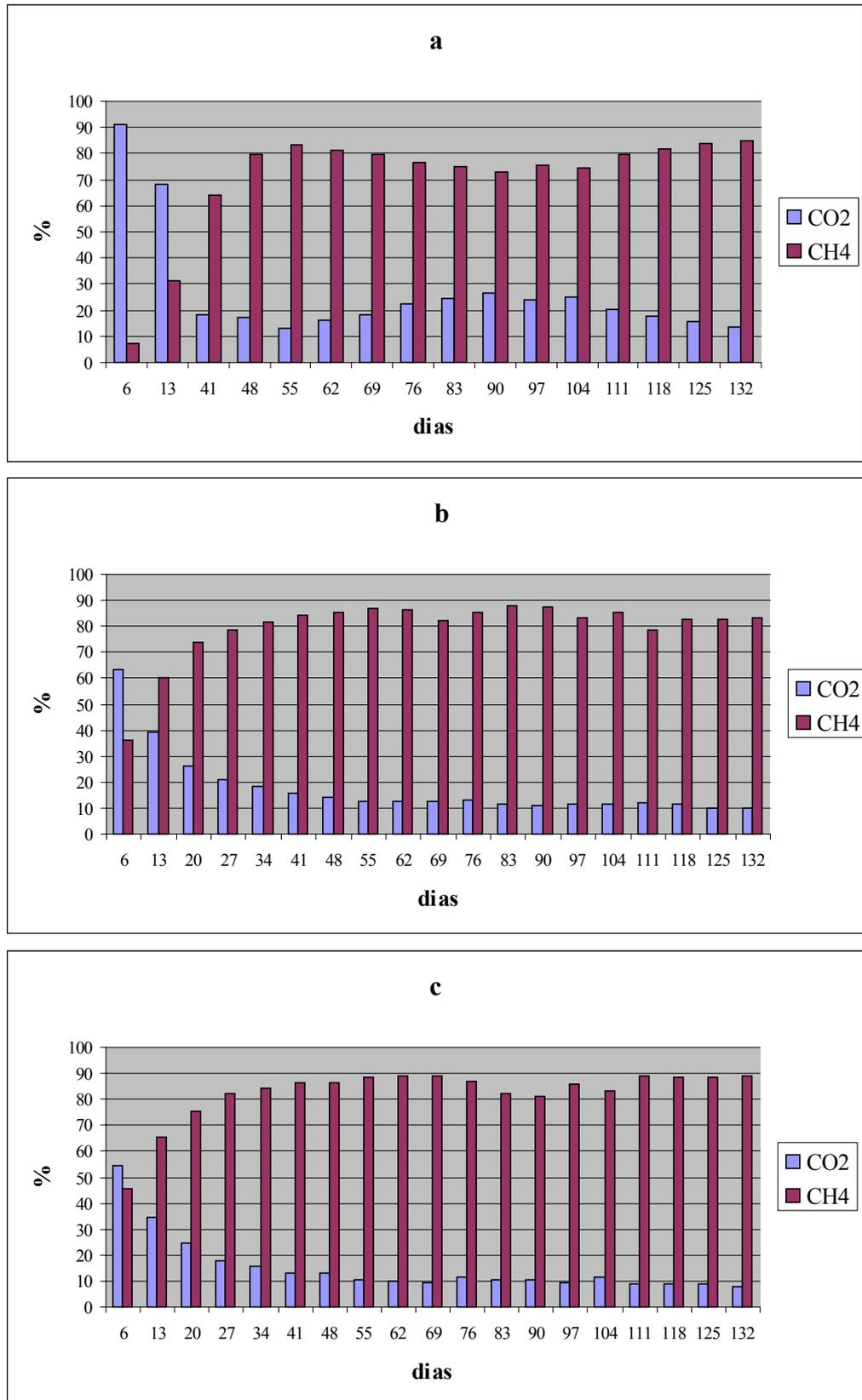


FIGURA 8. Teores médios semanais de CO₂ e CH₄ presentes no biogás produzido nos biodigestores operados com resíduos de aves de postura submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (a), com 10 % de inóculo adicional (b) e com 15 % de inóculo adicional (c)).

Comportamento semelhante aos resíduos de aves de postura foi observado para os resíduos de frangos de corte (Tabela 14 e Figura 9). Aos 6 dias de operação dos biodigestores, o biogás proveniente do substrato Ftr2 apresentou teores médios de CO₂ e de CH₄ de 67,73 e 31,86, respectivamente; o substrato Ftr3 produziu biogás com, em média, 34,80 e 64,84 % de CH₄ e CO₂, respectivamente; enquanto o biogás gerado pelo substrato Ftr1 apresentou teores médios de CH₄ e CO₂ de 0,004 e 98,27 %, respectivamente.

TABELA 14. Teores médios de CO₂ e de CH₄ presentes no biogás produzido nos biodigestores operados com resíduos de frangos de corte submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (tr1), com 10 % de inóculo adicional (tr2) e com 15 % de inóculo adicional (tr3)).

Dias	Ftr1		Ftr2		Ftr3	
	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)
6	0,004	98,27	31,86	67,73	34,80	64,84
13	48,45	49,82	56,18	43,69	58,33	41,54
20	60,48	37,91	64,97	34,72	68,28	31,44
27	67,93	26,75	72,99	26,73	73,95	25,27
34	67,73	31,56	82,08	17,57	81,93	17,71
41	63,92	35,80	82,94	16,63	82,38	17,15
48	67,03	32,48	86,30	13,14	86,43	13,07
55	63,49	36,19	85,03	14,51	85,26	14,27
62	76,82	22,91	84,80	14,78	83,61	15,23
69	78,40	20,80	83,21	16,36	83,68	16,00
76	83,57	16,03	84,87	13,10	84,72	13,65
83	80,65	18,06	84,50	14,90	84,89	14,66
90	84,88	14,79	87,46	11,80	87,89	11,70
97	74,95	17,01	85,78	13,61	87,68	11,21
104	87,41	11,76	83,70	12,68	89,12	10,15
111	87,50	11,08	87,74	10,43	89,66	9,48
118	86,01	12,67	88,48	9,48	89,00	9,90
125	87,45	11,19	88,45	9,00	89,35	9,34
132	89,44	8,99	90,28	6,82	91,28	7,08

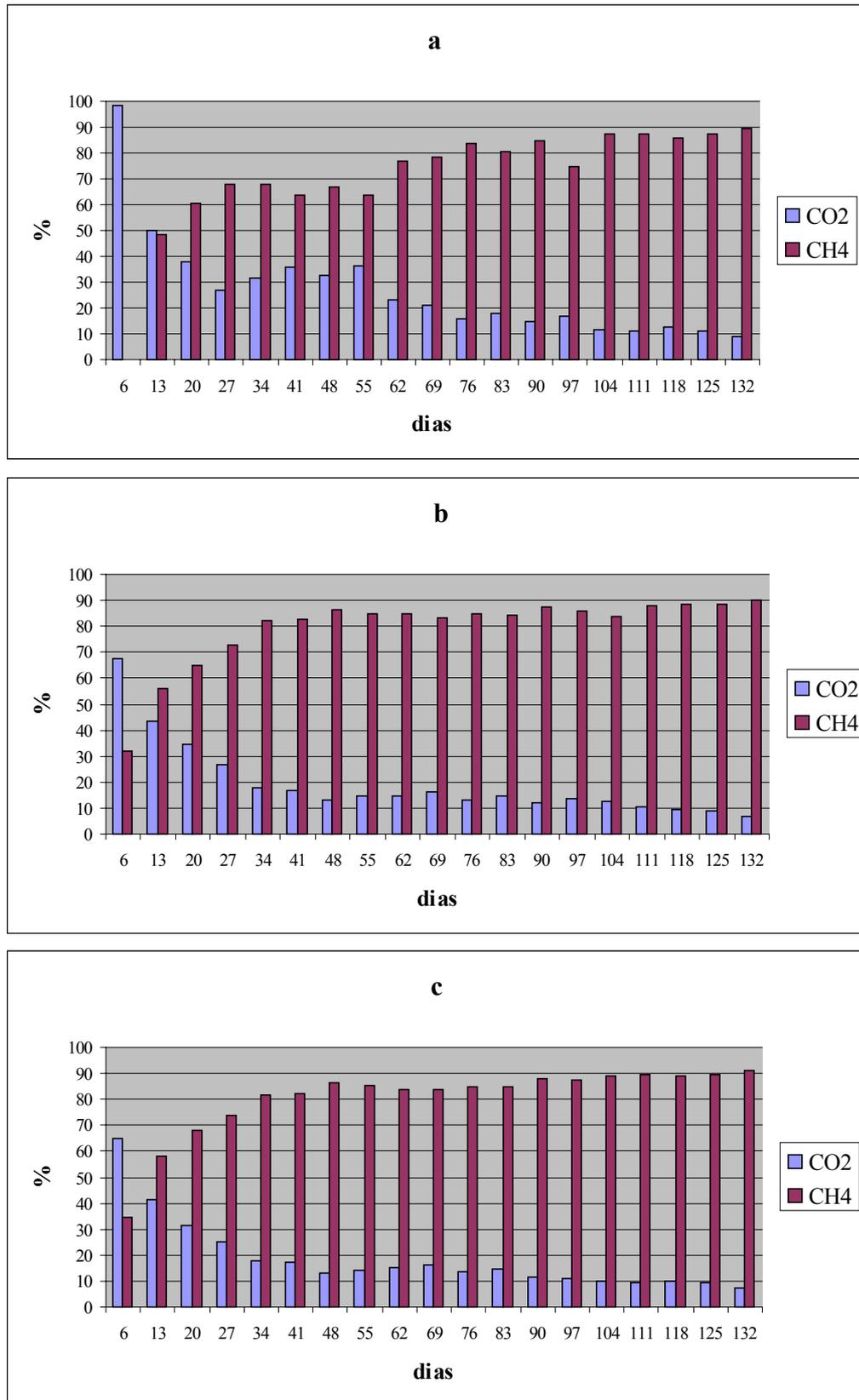


FIGURA 9. Teores médios semanais de CO₂ e de CH₄ presentes no biogás produzido nos biodigestores operados com resíduos de frangos de corte submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (a), com 10 % de inóculo adicional (b) e com 15 % de inóculo adicional (c)).

O teor de metano no biogás proveniente dos substratos Ftr2 e Ftr3 alcançou 80 % por volta dos 34 dias de operação dos biodigestores, permanecendo nessa concentração até o final do experimento. Já o substrato Ftr1 produziu biogás com 80 % de CH₄ a partir do 76º dia.

Para os resíduos de suínos a influência do inóculo adicional sobre a composição do biogás no início do processo não foi observada (Tabela 15 e Figura 10).

TABELA 15. Teores médios de CO₂ e de CH₄ presentes no biogás produzido nos biodigestores operados com resíduos de suínos submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (tr1), com 10 % de inóculo adicional (tr2) e com 15 % de inóculo adicional (tr3)).

Dias	Str1		Str2		Str3	
	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)
6	37,04	60,02	35,61	61,61	36,43	61,55
13	58,53	39,14	57,36	40,54	58,65	39,84
20	66,45	30,07	65,52	32,95	67,52	30,92
27	71,16	25,24	65,40	33,68	68,96	29,78
34	78,98	16,50	67,04	32,46	69,27	29,85
41	82,81	12,20	77,82	21,79	76,58	22,92
48	82,77	11,95	70,78	28,91	74,91	24,70
55	83,16	11,54	66,58	33,14	72,65	27,04
62	76,67	20,25	70,02	29,72	72,61	26,71
69	s/gás		76,29	23,41	77,43	22,24
76	66,60	11,94	78,94	20,16	77,24	22,31
83	82,80	14,41	82,47	17,02	79,91	19,66
90	82,62	14,46	80,82	17,86	78,25	21,36
97	82,61	15,28	82,32	16,37	82,50	17,17
104	80,34	17,72	84,55	14,67	82,63	17,05
111	75,59	20,99	82,13	17,58	80,53	19,05
118	79,34	20,27	80,06	19,76	79,98	19,83
125	76,76	22,60	81,50	18,33	83,41	16,32
132	78,45	21,18	76,67	22,94	78,29	21,38
139	75,38	24,24	77,59	21,81	81,80	17,55
146	74,46	25,22	85,04	14,33	84,59	14,71
153	65,97	33,62	84,76	14,40	86,00	13,24

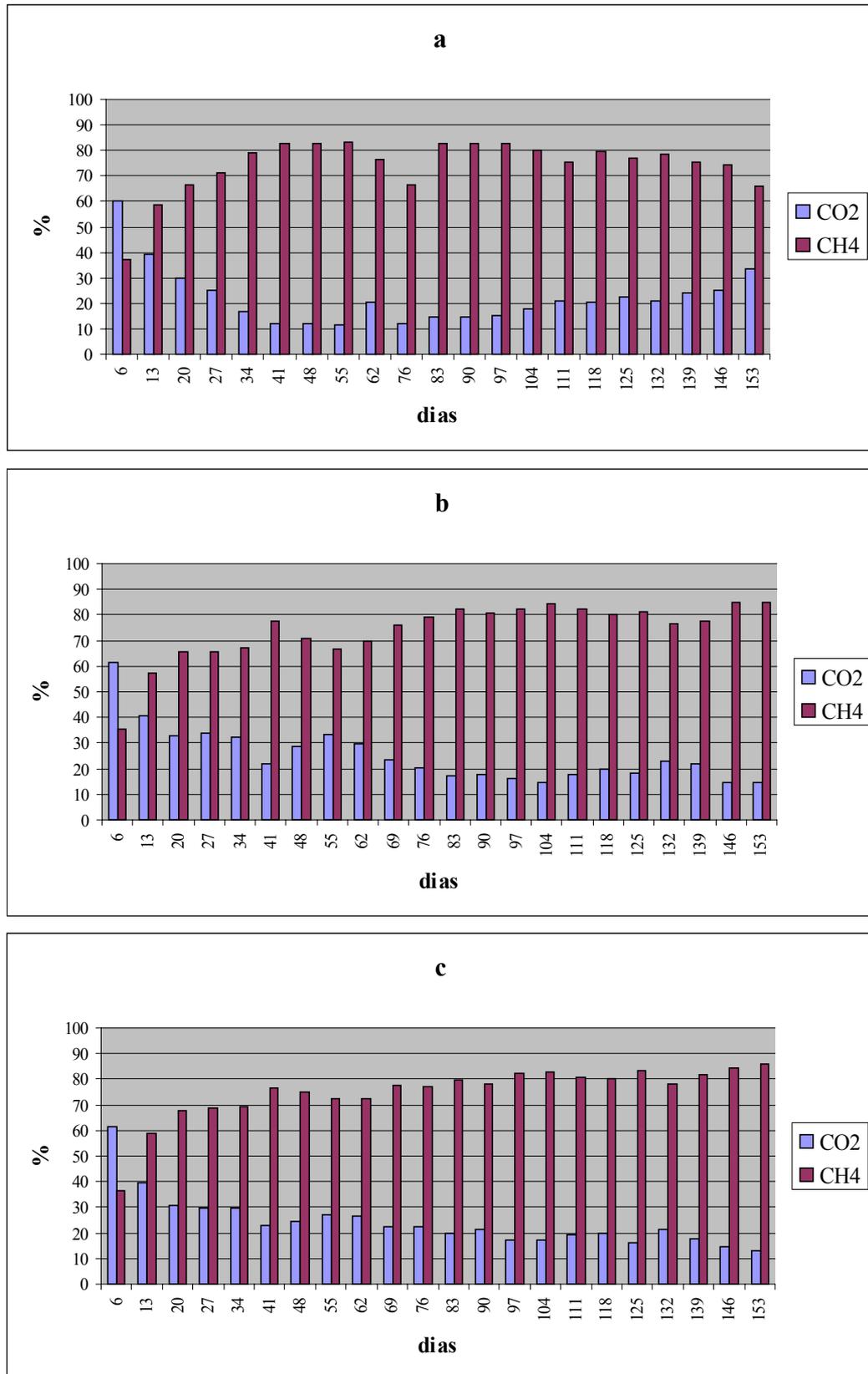


FIGURA 10. Teores médios semanais de CO₂ e de CH₄ presentes no biogás produzido nos biodigestores operados com resíduos de suínos submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (a), com 10 % de inóculo adicional (b) e com 15 % de inóculo adicional (c)).

O biogás produzido aos 6 dias de operação dos biodigestores pelo substrato sem inóculo adicional apresentou teores médios de CH₄ e CO₂ de 37,04 e 60,02 %, respectivamente. Neste mesmo período, no substrato com 10 % foi produzido biogás com 35,61 e 61,61 %, em média, de CH₄ e CO₂, respectivamente, e no substrato com 15 % de inóculo observaram-se teores médios de CH₄ e CO₂ de 36,43 e 61,55 %, respectivamente. Entretanto é importante observar que, apesar do biogás ter alcançado altos teores de metano no início do processo nos biodigestores batelada de campo sem inóculo adicional, sua produção foi baixa quando comparada com 10 e 15 % de inóculo. Além disso, o teor de metano no biogás variou e decresceu ao final do período de operação dos biodigestores batelada de campo sem inóculo adicional, como pode ser observado na Tabela 15 e na Figura 10a, fato que não ocorreu quando se adicionou inóculo.

O biogás produzido pelos substratos Str2 e Str3 alcançou teores de metano de 80 % a partir de 83 e 97 dias de operação dos biodigestores, respectivamente, permanecendo assim até o final do período de digestão anaeróbia, indicando que a utilização de inóculo adicional proporciona melhor estabilidade do processo em relação ao inóculo natural presente no resíduo.

5.2.5. Ácidos Voláteis

Nas Tabelas 16 a 24 são apresentadas as concentrações médias dos ácidos acético (HAc), propiônico (HPr), butírico (HBu), iso-valérico (HiVal) e valérico (HVal) encontradas nos mini-biodigestores de laboratório operados com resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos nas diferentes condições de inoculação. Nas Figuras 11 a 13 são apresentadas as distribuições desses cinco ácidos ao longo do período de operação dos mini-biodigestores de laboratório.

Comparando-se os resultados obtidos durante as determinações de ácidos voláteis nas amostras provenientes dos mini-biodigestores de laboratório, observou-se que, para os resíduos de aves de postura (Tabelas 16 a 18 e Figura 11) e frangos de corte (Tabelas 19 a 21 e Figura 12), a utilização de 10 ou 15 % de inóculo promoveu a diminuição das concentrações dos ácidos estudados mais rapidamente, com exceção para o ácido propiônico que permaneceu em altas concentrações por um período mais longo para Ftr2 e Ftr3. Todos os substratos sem a utilização de inóculo adicional mostraram níveis de ácidos voláteis altos em quase todas as amostragens, o que pode levar à consideração de que o

processo de digestão anaeróbia nos mini-biodigestores operados com substratos sem adição inóculo não ocorreu por completo.

TABELA 16. Concentrações dos ácidos acético (HAc), propiônico (HPr), butírico (HBu), iso-valérico (HiVal) e valérico (HVal) para os mini-biodigestores operados com resíduos de aves de postura sem inóculo adicional.

Dias	HAc (mg L ⁻¹)	HPr (mg L ⁻¹)	HBu (mg L ⁻¹)	HiVal (mg L ⁻¹)	HVal (mg L ⁻¹)
2	234,47	156,66	496,71	127,43	127,83
4	2082,16	1429,79	763,06	110,43	190,74
7	5070,35	2466,25	2422,00	124,40	311,49
14	4330,04	2385,63	4285,97	134,33	370,60
21	5057,36	3173,85	6476,19	183,37	555,15
28	5805,68	2919,17	6404,17	207,67	675,53
35	6330,09	3249,61	5585,79	206,36	600,38
42	4765,54	2333,73	3749,55	192,47	481,69
49	5289,40	2887,89	4137,66	229,10	527,88
56	5761,35	3337,02	5054,35	247,04	579,32
63	5241,63	3226,34	6079,54	235,38	827,75
70	6853,79	3465,40	5496,34	271,32	647,97
77	9950,09	4856,72	9205,02	262,61	1174,75
91	3986,93	3679,66	2795,17	2933,18	926,76
98	7102,06	3738,32	5715,78	230,04	668,13
105	5560,60	3433,46	4554,03	240,74	556,85
119	8592,42	4808,32	6638,41	329,54	720,80
126	6572,39	3720,56	6027,70	272,22	884,00

TABELA 17. Concentrações dos ácidos acético (HAc), propiônico (HPr), butírico (HBu), iso-valérico (HiVal) e valérico (HVal) para os mini-biodigestores operados com resíduos de aves de postura com 10 % de inóculo adicional.

Dias	HAc (mg L ⁻¹)	HPr (mg L ⁻¹)	HBu (mg L ⁻¹)	HiVal (mg L ⁻¹)	HVal (mg L ⁻¹)
2	3307,79	2356,11	522,93	83,61	177,36
4	2769,86	3128,02	672,59	88,77	251,71
7	3416,64	3720,90	949,73	80,52	275,35
14	327,57	4090,86	77,42	167,00	251,01
21	113,40	4796,90	0,00	206,77	28,65
28	292,12	3185,23	0,00	37,22	0,00
35	323,12	2953,90	0,00	0,00	0,00
42	889,64	1401,37	0,00	0,00	24,07
49	1139,99	48,78	0,00	0,00	19,71
56	352,91	0,00	0,00	0,00	125,66
63	252,74	0,00	0,00	0,00	0,00
70	122,59	0,00	0,00	0,00	0,00
77	1820,33	0,00	0,00	0,00	0,00
84	194,66	0,00	0,00	0,00	0,00
91	88,51	0,00	0,00	0,00	0,00
98	150,27	0,00	0,00	0,00	0,00
105	100,81	0,00	0,00	0,00	0,00
112	135,82	0,00	0,00	0,00	0,00
119	77,34	0,00	0,00	0,00	0,00
126	159,45	0,00	0,00	0,00	0,00

TABELA 18. Concentrações dos ácidos acético (HAc), propiônico (HPr), butírico (HBu), iso-valérico (HiVal) e valérico (HVal) para os mini-biodigestores operados com resíduos de aves de postura com 15 % de inóculo adicional.

Dias	HAc (mg L ⁻¹)	HPr (mg L ⁻¹)	HBu (mg L ⁻¹)	HiVal (mg L ⁻¹)	HVal (mg L ⁻¹)
2	2620,89	3014,96	367,95	91,10	110,22
4	2961,27	4105,13	473,50	92,71	175,15
7	2050,94	5057,98	768,50	114,40	297,68
14	196,20	4559,99	0,00	179,23	31,07
21	220,15	3771,36	0,00	0,00	0,00
28	484,58	3243,41	0,00	0,00	57,18
35	1157,03	624,26	0,00	0,00	0,00
42	1241,91	97,71	0,00	35,30	127,85
49	826,03	47,15	0,00	0,00	122,32
56	209,55	0,00	0,00	0,00	0,00
63	131,70	0,00	0,00	0,00	0,00
70	73,60	0,00	0,00	29,32	19,48
77	169,47	0,00	0,00	0,00	0,00
84	110,81	0,00	0,00	0,00	0,00
91	108,05	0,00	0,00	0,00	0,00
98	100,57	0,00	0,00	0,00	0,00
105	153,91	0,00	0,00	0,00	0,00
112	94,63	0,00	0,00	0,00	0,00
119	124,85	0,00	0,00	0,00	0,00
126	115,74	0,00	0,00	0,00	0,00

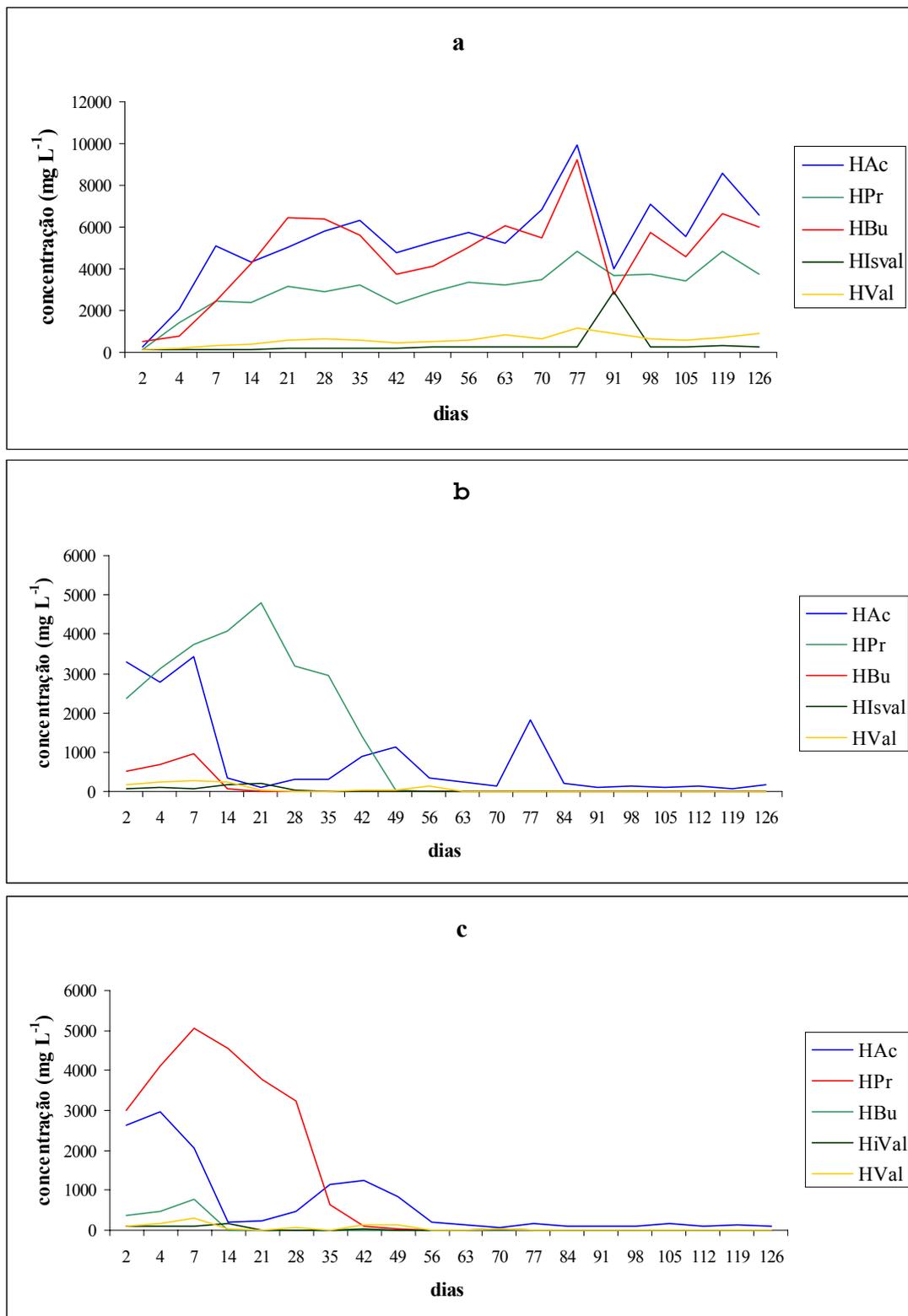


FIGURA 11. Distribuição dos ácidos acético (HAc), propiônico (HPr), butírico (HBu), iso-valérico (HiVal) e valérico (HVal) ao longo do período de operação dos mini-biodigestores alimentados com resíduos de aves de postura, sem inóculo adicional (a), com 10 % de inóculo adicional (b) e com 15 % de inóculo adicional (c).

TABELA 19. Concentrações dos ácidos acético (HAc), propiônico (HPr), butírico (HBu), iso-valérico (HiVal) e valérico (HVal) para os mini-biodigestores operados com resíduos de frangos de corte sem inóculo adicional.

Dias	HAc (mg L ⁻¹)	HPr (mg L ⁻¹)	HBu (mg L ⁻¹)	HiVal (mg L ⁻¹)	HVal (mg L ⁻¹)
2	2933,28	378,60	491,87	71,40	26,55
4	3599,89	1229,40	647,23	77,98	114,97
7	3547,70	1337,15	893,31	73,64	115,98
14	5854,72	2165,69	1955,60	101,47	265,39
21	6197,35	2521,12	2469,08	124,55	297,98
28	5645,60	2284,78	1756,65	124,92	277,38
35	3861,17	1642,51	862,72	110,70	173,35
42	2545,54	2491,16	1443,62	133,16	312,27
49	2449,08	1610,84	374,77	81,24	140,28
56	677,98	2224,60	990,76	92,04	263,89
63	280,81	4470,12	3101,76	168,79	680,48
70	539,42	3952,25	2731,28	148,81	436,86
84	885,85	3295,03	42,58	107,74	114,60
91	925,21	2353,81	35,21	79,86	67,39
98	1900,64	2433,22	49,50	107,00	79,69
105	1802,92	4272,26	197,35	124,37	389,82
112	312,85	2906,61	0,00	0,00	30,32
126	2137,56	3045,50	39,10	165,03	76,03

TABELA 20. Concentrações dos ácidos acético (HAc), propiônico (HPr), butírico (HBu), iso-valérico (HiVal) e valérico (HVal) para os mini-biodigestores operados com resíduos de frangos de corte com 10 % de inóculo adicional.

Dias	HAc (mg L ⁻¹)	HPr (mg L ⁻¹)	HBu (mg L ⁻¹)	HiVal (mg L ⁻¹)	HVal (mg L ⁻¹)
2	3266,35	2061,45	1070,15	114,23	172,34
4	3026,00	2368,21	823,53	138,94	237,00
7	3143,34	2478,06	745,43	149,81	227,38
14	1762,17	2678,27	1114,52	171,38	264,22
21	2056,39	2929,67	741,22	171,46	232,34
28	1083,68	4021,91	1062,42	213,97	306,12
35	638,84	3931,81	958,57	200,98	323,93
42	1145,68	5658,96	455,12	247,14	472,32
49	1150,25	5192,23	53,73	243,03	283,35
56	668,55	5482,08	0,00	243,13	75,99
63	259,54	7216,59	0,00	269,06	86,65
70	292,16	6499,14	0,00	267,78	28,11
77	316,48	4481,05	0,00	202,40	31,90
84	730,69	3260,64	0,00	224,20	0,00
91	339,81	3201,69	0,00	175,80	0,00
98	294,29	0,00	0,00	0,00	0,00
105	236,15	0,00	0,00	0,00	0,00
112	773,53	64,45	0,00	0,00	0,00
119	1995,78	1627,20	45,21	62,04	58,44
126	2686,24	39,22	0,00	0,00	0,00

TABELA 21. Concentrações dos ácidos acético (HAc), propiônico (HPr), butírico (HBu), iso-valérico (HiVal) e valérico (HVal) para os mini-biodigestores operados com resíduos de frangos de corte com 15 % de inóculo adicional.

Dias	HAc (mg L ⁻¹)	HPr (mg L ⁻¹)	HBu (mg L ⁻¹)	HiVal (mg L ⁻¹)	HVal (mg L ⁻¹)
2	3095,40	2447,24	799,98	131,55	198,65
4	4124,73	3290,62	1351,79	176,32	298,11
7	3738,78	3211,71	858,62	183,00	320,45
14	3079,26	3986,81	831,72	205,12	374,90
21	2004,26	4957,36	1018,04	256,72	426,71
28	362,96	5317,29	1088,74	241,66	460,72
35	1324,41	4177,44	688,92	226,73	342,86
42	664,09	5602,47	41,40	270,29	376,94
49	459,88	5131,31	59,28	286,07	121,33
56	330,12	6215,15	0,00	294,03	41,53
63	229,40	5601,73	0,00	255,20	33,08
70	198,06	6722,20	0,00	258,37	32,49
77	204,24	4152,65	0,00	0,00	47,55
84	221,77	5154,71	0,00	0,00	0,00
91	1116,38	3721,93	0,00	0,00	45,06
98	1093,81	1946,40	0,00	0,00	0,00
105	1840,04	1540,13	0,00	0,00	34,90
112	114,33	0,00	0,00	0,00	0,00
119	1615,81	0,00	0,00	0,00	0,00
126	3595,65	43,15	0,00	0,00	0,00

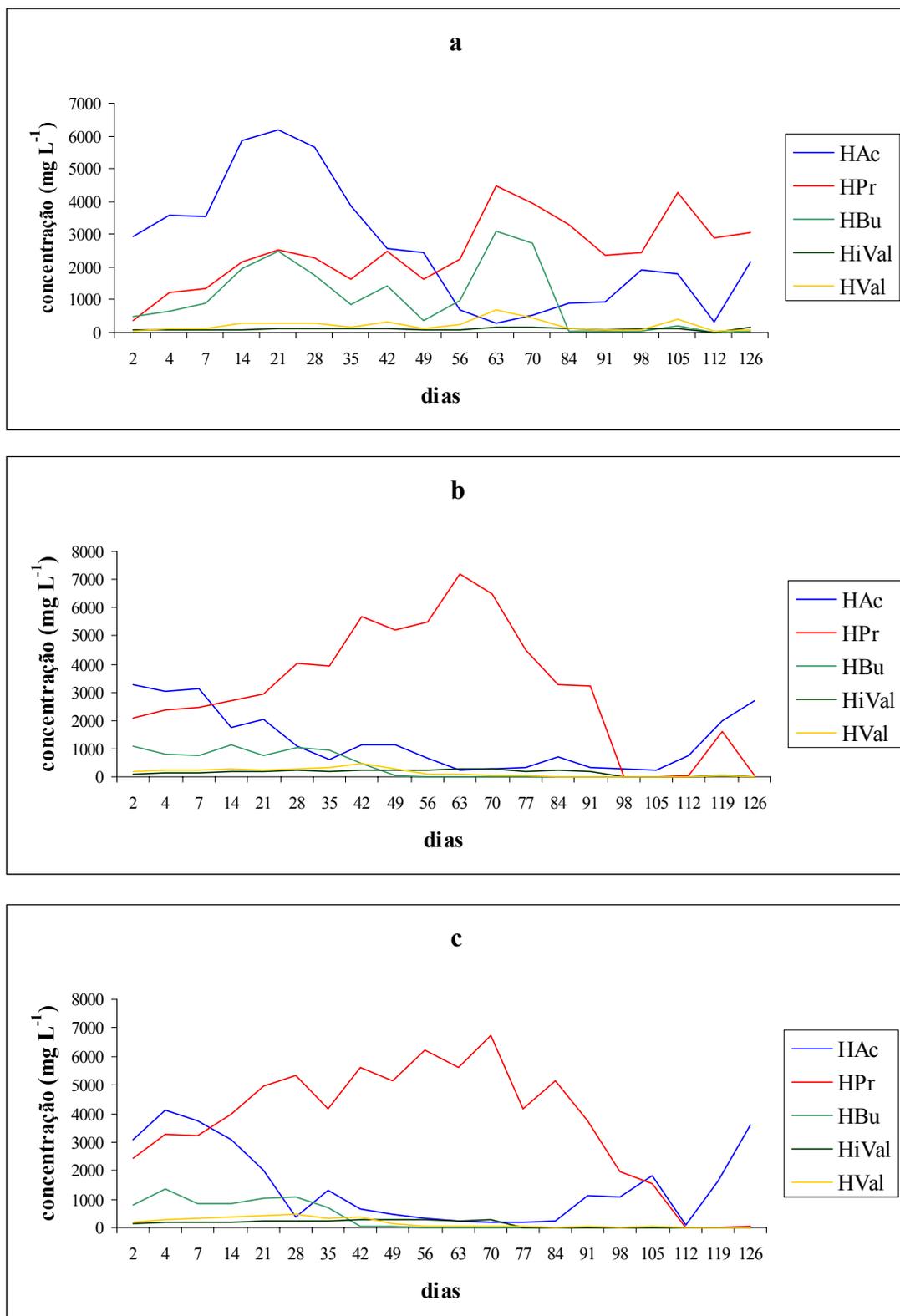


FIGURA 12. Distribuição dos ácidos acético (HAc), propiônico (HPr), butírico (HBu), iso-valérico (HiVal) e valérico (HVal) ao longo do período de operação dos mini-biodigestores alimentados com resíduos de frangos de corte sem inóculo adicional (a), com 10 % de inóculo adicional (b) e com 15 % de inóculo adicional (c).

Para os mini-biodigestores de laboratório operados com resíduos de suínos as concentrações de ácidos voláteis para Str1 (Tabela 22 e Figura 13a) e Str2 (Tabela 23 e Figura 13b) permaneceram em níveis elevados por períodos longos durante o ensaio. O substrato Str3 (Tabela 24 e Figura 13c) apresentou acentuada queda nessas concentrações a partir do 77º dia de operação para os ácidos acético, butírico, iso-valérico e valérico; o ácido propiônico permaneceu em altas concentrações, e apresentou tendência à diminuição apenas na última análise, aos 140 dias de operação.

As análises de ácidos voláteis permitiram observar que a utilização de mini-biodigestores para simular o processo de digestão anaeróbia nos biodigestores batelada de campo não foi uma boa estratégia, principalmente para os substratos sem inóculo adicional, Apr1 e Ftr1, e para os resíduos de suínos em todas as condições de inoculação, Str1, Str2 e Str3.

Comparando-se as concentrações de ácidos voláteis das amostras dos mini-biodigestores nestas condições de inoculação com as produções de biogás nos biodigestores batelada de campo correspondentes, pode-se observar que altos níveis de ácidos foram encontrados nas amostras quando a distribuição da produção de biogás (Figuras 5a, 6a e 7a) havia diminuído acentuadamente, e pouco biogás foi produzido até o final do ensaio nos biodigestores batelada de campo.

TABELA 22. Concentrações dos ácidos acético (HAc), propiônico (HPr), butírico (HBu), iso-valérico (HiVal) e valérico (HVal) para os mini-biodigestores operados com resíduos de suínos sem inóculo adicional.

Dias	HAc (mg L ⁻¹)	HPr (mg L ⁻¹)	HBu (mg L ⁻¹)	HiVal (mg L ⁻¹)	HVal (mg L ⁻¹)
2	4583,58	2890,15	3218,70	594,89	1443,75
4	4666,52	2800,13	2389,33	703,63	1773,01
7	5445,94	3195,32	2698,08	830,19	2290,67
14	5615,76	2927,61	2930,15	895,63	2136,41
21	6242,27	3305,20	3327,13	1078,86	2561,32
28	4416,69	4364,01	2413,69	1049,00	2434,02
35	7163,43	3361,43	3127,17	1154,14	2440,43
42	6309,85	3274,98	3096,47	1172,82	2587,97
49	7251,01	3668,18	3463,62	1312,34	2842,15
56	6380,58	3142,04	3519,15	1184,52	2368,16
63	8593,08	3948,85	3502,75	1455,76	2795,14
70	8157,60	3774,58	3290,31	1463,09	2694,30
77	8212,71	4279,75	3347,62	1413,67	2621,08
84	9072,53	4683,99	3627,17	1558,83	2840,56
91	11153,36	4057,11	3435,85	1463,80	2988,63
98	7939,34	3763,61	3295,25	1431,01	2588,03
112	7881,37	4348,30	3615,47	1589,12	2948,55
119	9685,48	4495,37	3781,25	1683,94	3139,92
126	8488,67	4031,02	3307,55	1753,95	2612,31
133	8409,81	4775,25	3506,16	1610,72	3130,96
140	9839,19	5204,01	4012,38	1844,22	3542,88

TABELA 23. Concentrações dos ácidos acético (HAc), propiônico (HPr), butírico (HBu), iso-valérico (HiVal) e valérico (HVal) para os mini-biodigestores operados com resíduos de suínos com 10 % de inóculo adicional.

Dias	HAc (mg L ⁻¹)	HPr (mg L ⁻¹)	HBu (mg L ⁻¹)	HiVal (mg L ⁻¹)	HVal (mg L ⁻¹)
2	4782,54	3685,11	2578,38	584,05	1797,78
4	4614,07	3359,86	2865,02	608,72	1793,12
7	6204,15	4326,97	3778,17	858,79	2342,82
14	5360,00	3586,05	2899,40	768,88	2057,87
21	5839,83	3883,37	2580,53	934,14	2132,02
28	5713,16	4605,68	3050,00	1143,69	2683,73
35	3014,43	4257,62	3119,27	1151,18	2479,72
42	2924,76	3854,18	1275,55	1048,41	2078,87
49	4463,44	4703,79	426,41	1138,22	1590,93
56	2593,24	2984,26	491,68	560,27	117,55
63	2615,29	6571,91	0,00	1574,57	76,08
70	5100,02	7090,19	76,00	1496,80	176,09
105	9691,43	4614,10	3858,75	1753,55	3051,96
112	8389,13	4578,90	3790,32	1581,27	3027,24
119	9823,27	4623,13	3893,94	1672,41	3093,76
126	8104,02	4130,09	3373,12	1450,09	2898,04
133	8141,11	4733,88	3473,46	1753,87	3302,15
140	8520,45	5206,81	3987,50	1722,55	3309,47

TABELA 24. Concentrações dos ácidos acético (HAc), propiônico (HPr), butírico (HBu), iso-valérico (HiVal) e valérico (HVal) para os mini-biodigestores operados com resíduos de suínos com 15 % de inóculo adicional.

Dias	HAc (mg L ⁻¹)	HPr (mg L ⁻¹)	HBu (mg L ⁻¹)	HiVal (mg L ⁻¹)	HVal (mg L ⁻¹)
2	3060,01	2395,42	1092,36	285,04	796,93
4	4299,07	3609,67	1857,76	566,09	1632,72
7	4561,15	3629,01	1953,82	602,56	1608,29
14	3448,91	2673,67	1311,67	466,98	1208,85
21	5117,42	3878,46	2021,97	839,13	1898,63
28	5952,91	3199,57	2581,50	981,43	2399,48
35	3955,09	4757,57	2954,92	1209,16	2563,44
42	1310,37	6009,98	54,89	172,15	138,91
49	6976,95	4946,45	595,30	1302,81	2406,71
56	3969,80	4751,05	2208,42	1085,07	2245,46
63	7207,87	5338,24	911,45	1389,69	2253,41
70	854,46	7973,13	28,15	1616,39	19,14
77	1300,97	7917,87	0,00	1433,89	240,30
84	492,86	8722,03	0,00	1341,85	26,00
91	275,99	8780,52	0,00	543,00	19,14
98	635,36	8458,58	0,00	28,84	266,23
105	302,22	8679,82	0,00	28,84	242,17
112	504,38	6053,36	0,00	1145,03	25,14
119	2100,77	6214,72	0,00	1331,34	19,14
126	313,42	4899,00	0,00	1063,91	61,94
133	335,23	7882,21	0,00	1471,72	19,14
140	859,31	1782,87	0,00	0,00	25,97

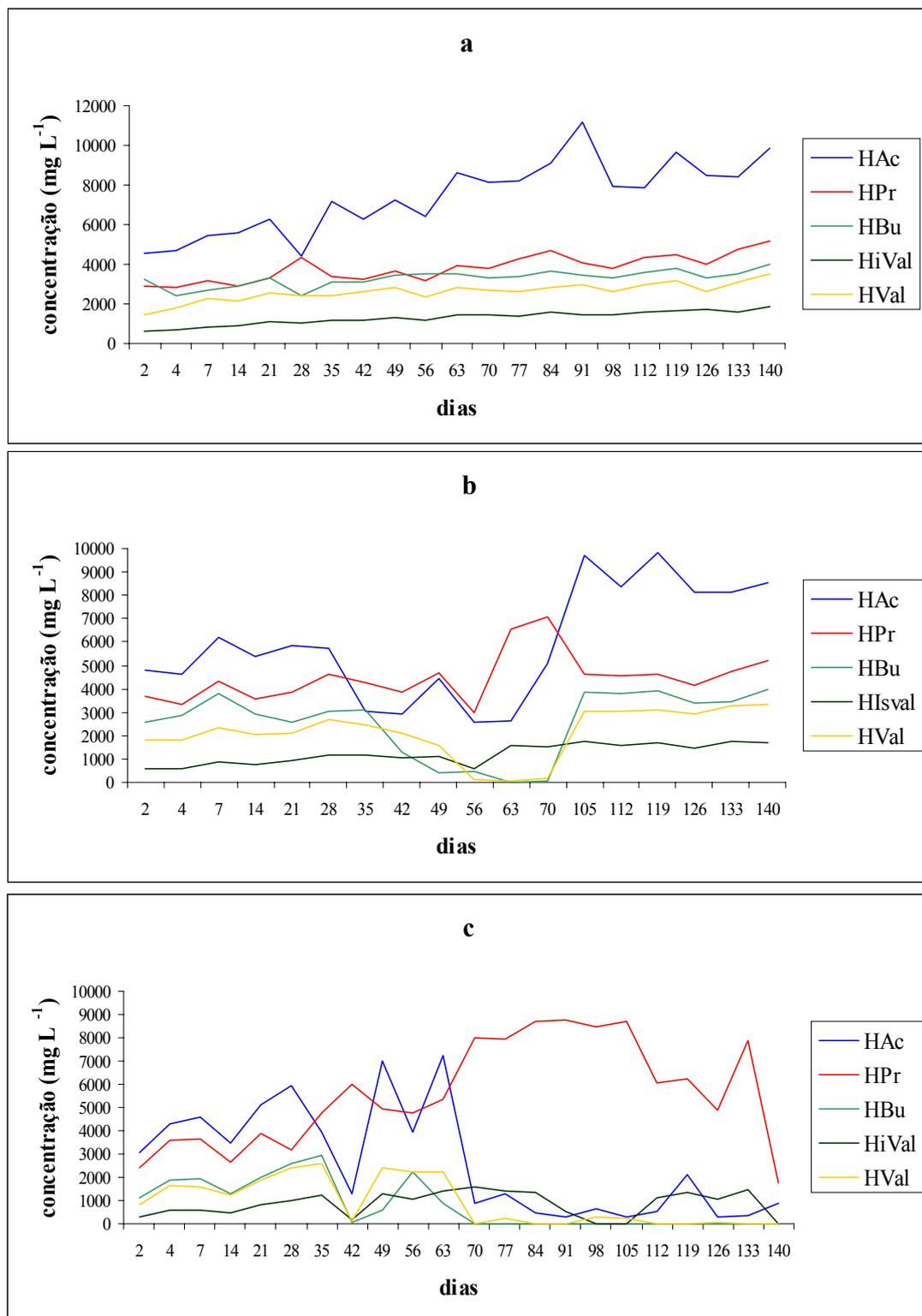


FIGURA 13. Distribuição dos ácidos acético (HAc), propiônico (HPr), butírico (HBu), iso-valérico (HiVal) e valérico (HVal) ao longo do período de operação dos mini-biodigestores alimentados com resíduos de suínos sem inóculo adicional (a), com 10 % de inóculo adicional (b) e com 15 % de inóculo adicional (c).

Relacionando as concentrações de ácidos na última amostragem nos mini-biodigestores (Tabelas 16 a 24) com aquelas obtidas nos efluentes dos biodigestores de campo (Tabela 25), nota-se que para Apr1, Ftr1, Str1 e Str2 ocorreu uma queda brusca nas concentrações de todos os ácidos, fato que provavelmente não correspondeu ao processo no interior dos biodigestores de campo. Nos substratos Ftr2 e Ftr3 a mesma queda brusca foi observada apenas para o ácido acético, e no substrato Str3, apenas para o propiônico.

TABELA 25. Concentrações médias dos ácidos acético (HAc), propiônico (HPr), butírico (HBu), iso-valérico (HiVal) e valérico (HVal) nos efluentes dos biodigestores batelada de campo operados com resíduos de aves de postura (Ap), frangos de corte (F) e suínos (S) submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (tr1), com 10 % de inóculo adicional (tr2) e com 15 % de inóculo adicional (tr3)).

Efluente	HAc (mg L⁻¹)	HPr (mg L⁻¹)	HBu (mg L⁻¹)	HiVal (mg L⁻¹)	HVal (mg L⁻¹)
Apr1	114,58	14,04	17,73	0,00	0,00
Apr2	279,82	0,00	0,00	0,00	0,00
Apr3	91,06	0,00	0,00	0,00	0,00
Ftr1	996,15	12,73	0,00	9,88	6,67
Ftr2	149,89	0,00	0,00	0,00	0,00
Ftr3	209,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Str1	1135,88	8006,83	46,17	1148,98	292,35
Str2	600,08	4336,92	12,45	540,43	0,00
Str3	314,19	0,00	0,00	0,00	0,00

A baixa correspondência entre o processo de digestão anaeróbia nos mini-biodigestores e nos biodigestores de campo está provavelmente associada à questão da escala. Os mini-biodigestores estavam mais sujeitos a variações de temperatura em relação aos biodigestores de campo, por apresentarem menores volumes e estarem mais expostos à temperatura ambiente, uma vez que não houve controle de temperatura e que os biodigestores de campo eram semi-subterrâneos, proporcionando menor variação de temperatura no substrato em fermentação.

Nos substratos Apr2 e Apr3 não foram observadas diferenças acentuadas entre a última amostragem nos mini-biodigestores e as concentrações de ácidos nos efluentes dos biodigestores de campo. Aparentemente, para esses substratos, os mini-

biodigestores refletiram o processo de digestão anaeróbia dos biodigestores batelada de campo.

Observando-se as concentrações dos ácidos acético, propiônico, butírico, iso-valérico e valérico, nota-se que a utilização de inóculo adicional diminuiu as concentrações de todos os ácidos voláteis nos efluentes dos biodigestores batelada de campo para todos os resíduos estudados (Tabela 25), e as menores concentrações encontradas ao final do ensaio, ou seja, nos efluentes, para os resíduos de aves de postura ocorreram quando se utilizou 15 % de inóculo (efluente com 91,06 mg L⁻¹ de HAc, demais ácidos não detectados); para os resíduos de frangos de corte quando se utilizou 10 % de inóculo (efluente com 149,89 mg L⁻¹ de HAc, demais ácidos não detectados); e para os resíduos de suínos, quando se utilizou 15 % de inóculo (efluente com 314,19 mg L⁻¹ de HAc, demais ácidos não detectados).

5.2.6. Potencial Hidrogeniônico

A variação do pH ao longo do período de operação dos mini-biodigestores pode ser vista na Tabela 26 e Figura 14. Ocorreu variação de pH relativamente baixa em todos os biodigestores onde se adicionou inóculo. Essa variação é maior quando não foi utilizado inóculo adicional, indicando que o inóculo melhorou a capacidade de tamponamento no substrato, pois adicionou-se alcalinidade ao meio com inóculo, proporcionando a manutenção do pH próximo ao ideal (em torno de 7), favorecendo o processo de digestão anaeróbia.

A não utilização de inóculo adicional levou, não apenas a maiores variações do pH, como também à manutenção de valores abaixo do ideal por um período mais longo, dificultando e atrasando a estabilização do processo de biodigestão anaeróbia. A população microbiana, principalmente a metanogênica, só pode desenvolver-se quando o pH mantém-se numa faixa estreita (6,3 a 7,8 segundo VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994), caso contrário pode ocorrer falência por acúmulo de ácidos, o que pode ser evitado com a adição de inóculo.

TABELA 26. Variação do pH ao longo do período de ensaio nos mini-biodigestores operados com resíduos de aves de postura (Ap), frangos de corte (F) e suínos (S) submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (tr1), com 10 % de inóculo adicional (tr2) e com 15 % de inóculo adicional (tr3)).

Dias	pH dos substratos								
	Apr1	Apr2	Apr3	Ftr1	Ftr2	Ftr3	Str1	Str2	Str3
Afluente	7,57	7,42	7,56	8,43	7,93	7,84	6,25	6,40	6,50
2	6,40	5,82	6,02	6,66	5,50	6,24	5,90	6,16	6,30
4	6,06	6,74	6,52	6,34	6,55	5,90	6,05	6,27	6,44
7	5,01	6,98	6,93	4,62	6,51	6,48	6,10	6,24	6,33
14	4,37	7,14	7,36	5,70	6,56	6,67	6,21	6,24	6,31
21	5,82	7,44	7,63	5,59	6,88	6,97	6,12	6,40	6,53
28	5,92	7,54	7,74	6,09	7,09	7,12	6,05	6,61	6,87
35	5,91	7,71	7,80	6,75	7,16	7,22	6,06	7,18	7,13
42	6,23	7,82	7,93	6,97	7,09	7,38	6,14	7,24	7,13
49	6,08	7,87	7,98	7,09	7,26	7,35	6,12	7,24	7,09
56	6,03	7,84	7,83	7,27	7,45	7,50	6,10	7,31	7,73
63	5,74	7,87	7,91	7,03	7,41	7,59	6,27	7,65	7,03
70	5,94	7,93	7,97	7,27	7,43	7,47	6,21	7,49	7,66
77	5,73	7,88	8,20	7,49	7,62	7,62	6,21	7,67	7,81
84	7,44	7,88	7,92	7,79	7,69	7,84	6,12	7,53	7,54
91	7,33	8,14	8,19	7,55	7,72	7,71	6,13	7,57	7,67
98	7,66	8,16	7,99	7,59	7,87	7,85	6,17	7,49	7,50
105	7,75	7,96	8,00	7,31	7,92	7,81	6,22	7,58	7,61
112	7,84	7,91	8,11	7,64	7,83	7,82	6,43	7,54	7,67
119	7,9	7,85	7,86	7,67	7,73	7,73	6,21	7,59	7,60
126	7,86	7,92	8,05	7,56	7,59	7,56	6,28	7,57	7,78
133	8,03	7,84	8,05	7,78	7,92	7,86	6,64	7,62	7,66
140							6,35	7,82	7,90

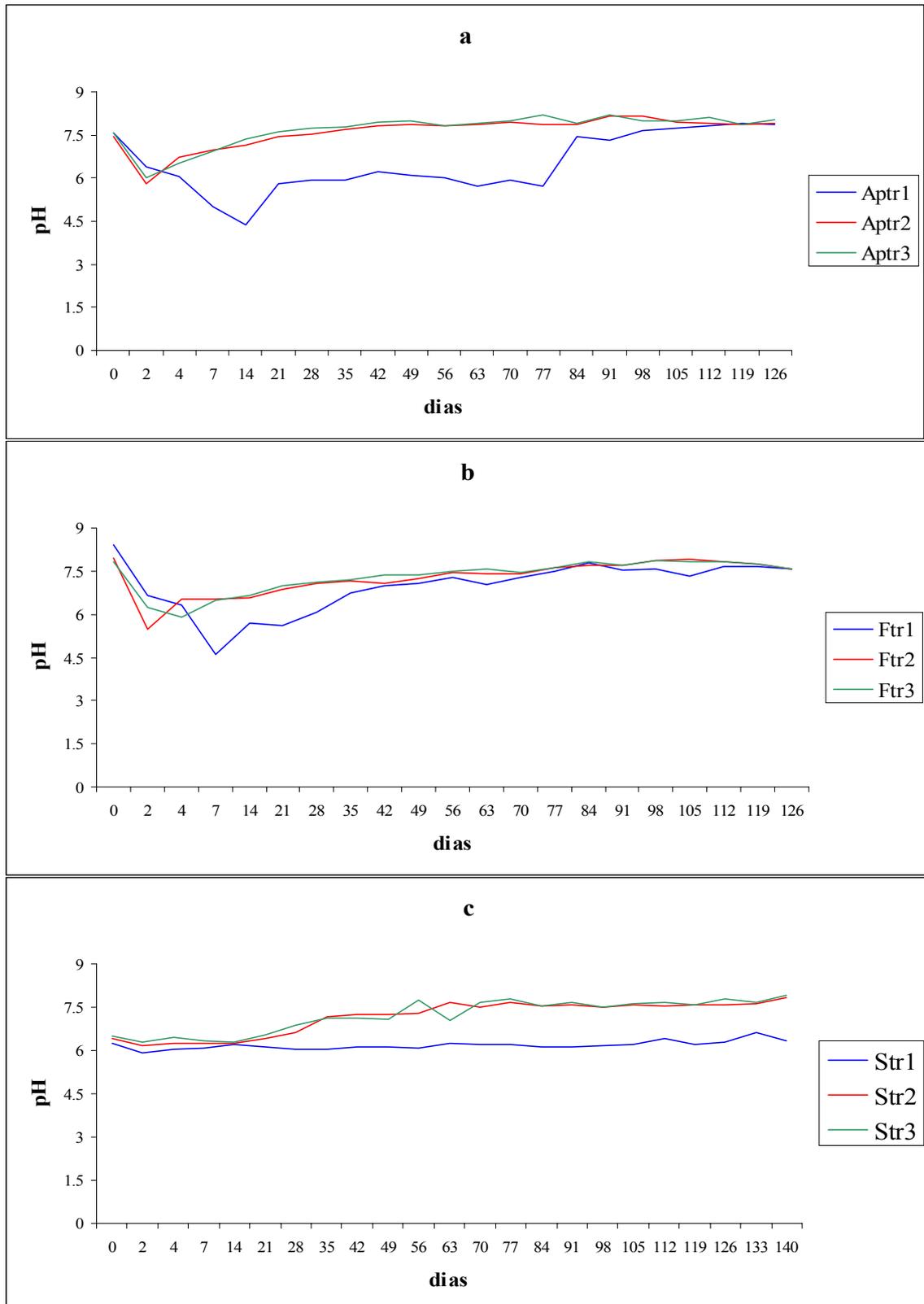


FIGURA 14. Variação do pH ao longo do período de ensaio nos mini-biodigestores operados com resíduos de aves de postura (Ap) (a), frangos de corte (F) (b) e suínos (S) (c) submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (tr1), com 10 % de inóculo adicional (tr2) e com 15 % de inóculo adicional (tr3)).

5.2.7. Colimetria

Os resultados médios dos exames microbiológicos dos afluentes e efluentes dos biodigestores são apresentados na Tabela 27.

TABELA 27. Número mais provável (NMP) médio de coliformes totais e fecais nos afluentes e efluentes dos biodigestores alimentados com resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos submetidos a três condições de inoculação (sem inóculo adicional (tr1), com 10 % de inóculo adicional (tr2) e com 15 % de inóculo adicional (tr3)).

	Coliformes Totais (NMP mL ⁻¹)		Redução de col. totais (%)	Coliformes Fecais (NMP mL ⁻¹)		Redução de col. fecais (%)
	afluente	efluente		afluente	efluente	
Ap_{tr1}	6,80 x 10 ⁶	1,27 x 10 ²	99,99	2,17 x 10 ⁶	0,00	100,00
Ap_{tr2}	6,95 x 10 ⁸	1,85 x 10 ²	99,99	1,80 x 10 ⁷	0,00	100,00
Ap_{tr3}	3,81 x 10 ⁸	0,88 x 10 ²	99,99	9,70 x 10 ⁵	0,00	100,00
F_{tr1}	1,09 x 10 ²	0,31 x 10	99,71	7,77 x 10 ¹	0,12	99,98
F_{tr2}	5,27 x 10 ⁴	0,18 x 10	99,99	2,63 x 10 ³	0,00	100,00
F_{tr3}	4,87 x 10 ⁵	0,42 x 10	99,99	2,97 x 10 ⁴	0,12	99,99
S_{tr1}	9,44 x 10 ⁷	1,67 x 10 ³	99,99	9,44 x 10 ⁷	3,95 x 10 ²	99,99
S_{tr2}	1,92 x 10 ⁸	5,00 x 10 ²	99,99	1,92 x 10 ⁸	2,74 x 10 ²	99,99
S_{tr3}	9,30 x 10 ⁸	1,60 x 10 ³	99,99	9,30 x 10 ⁸	2,43 x 10 ²	99,99

Observando-se o número mais provável (NMP) encontrado nos afluentes dos biodigestores batelada de campo nota-se que todos os substratos com resíduos de frangos de corte apresentaram valores inferiores em relação aos afluentes dos biodigestores alimentados com substratos com resíduos de aves de postura e suínos nas diferentes condições de inoculação. Isto ocorreu, provavelmente, devido ao fato de que a cama de frango utilizada neste trabalho estava armazenada há alguns dias na forma de monte, na granja que a forneceu, ocorrendo aumento da temperatura devido à fermentação bacteriana (LEME *et al.*, 2000) e com isso o decréscimo no número de coliformes totais e fecais. Outro fator que pode explicar os menores valores é que, por suas características a cama de frangos apresenta menor quantidade de material fecal por unidade de massa que os outros dois resíduos estudados, devido à presença do material utilizado como cama.

Comparando-se o NMP médio dos afluentes e efluentes dos biodigestores batelada de campo observa-se que a digestão anaeróbia promoveu acentuada redução do NMP tanto de coliformes totais quanto de coliformes fecais. Obteve-se 99,99 % de redução de coliformes totais para todos os substratos, com exceção de F_{tr1}. Para

coliformes fecais em todos os substratos com resíduos de aves de postura e para o substrato Ftr2 foi de 100 %, e nos demais substratos de 99,99 %.

Não ocorreram grandes diferenças entre as condições de inoculação aplicadas, nem entre os resíduos estudados. Entretanto, no que se refere ao NMP de coliformes totais e fecais, os efluentes dos biodigestores alimentados com resíduos de suínos apresentaram maior concentração quando comparados com os outros dois resíduos, em todas as condições de inoculação.

5.2.8. Avaliação da atividade metanogênica

Serão apresentados apenas os valores da atividade metanogênica específica obtidos para cada taxa de carga orgânica no lodo. As curvas de produção de metano ao longo do tempo estão disponíveis no item ANEXOS.

Na Tabela 28 são apresentados os teores médios de SV da amostra destinada ao ensaio, os valores de atividade metanogênica aparente (AMA) e de atividade metanogênica específica (AME), que é a AMA dos frascos com substrato menos a AMA do frasco controle, assim como as taxas de carga orgânica no lodo ($\text{g DQO g}^{-1} \text{SV}$), que é a relação entre a demanda química de oxigênio dos ácidos graxos voláteis adicionados e a concentração de SV do lodo, aplicada para cada amostra nos testes de atividade metanogênica com os efluentes dos biodigestores batelada de campo operados com resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos quando se utilizou 10 % de inóculo no abastecimento.

Comparando-se os valores de atividade metanogênica aparente e atividade metanogênica específica obtidos nos biodigestores operados com os três resíduos observa-se que os maiores valores foram obtidos para os resíduos de aves de postura, seguidos pelos resíduos de frangos de corte e suínos, nas quatro cargas orgânicas utilizadas.

Todos os resíduos estudados apresentaram uma atividade metanogênica específica maior quando a taxa de carga orgânica no lodo foi menor, ou seja $0,25 \text{ g DQO g}^{-1} \text{SV}$, o que pode estar associado com alguma toxicidade provocada pelas maiores concentrações de ácidos graxos nos frascos com as cargas orgânicas mais elevadas.

Este fato é ressaltado quando se observa os resultados de AME para os resíduos de suínos, os quais apresentaram valores negativos nas cargas orgânicas de 0,50 a $1,00 \text{ g DQO g}^{-1} \text{SV}$. Isto ocorreu devido à elevada atividade no frasco controle, superando as atividades dos frascos com ácidos graxos voláteis adicionados. Desta foram, observa-se que a

TABELA 28. Valores médios de sólidos voláteis (média entre o valor inicial e final em cada frasco), produção de metano, atividade metanogênica aparente (AMA) \pm desvio padrão, atividade metanogênica específica (AME) \pm desvio padrão, taxa de carga orgânica aplicada no lodo, para os biodigestores operados com resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos com 10 % de inóculo adicional.

Resíduos	Carga orgânica (g DQO g ⁻¹ SV)	SV (g L ⁻¹)	Produção CH ₄ (mmol CH ₄ h ⁻¹)	AMA (mmol CH ₄ (g SV h) ⁻¹)	AME (mmol CH ₄ (g SV h) ⁻¹)
Aves de Postura	0,25	17,51	0,1984	0,0378 \pm 0,0004	0,0340 \pm 0,0004
	0,50	18,65	0,1901	0,0340 \pm 0,0003	0,0302 \pm 0,0003
	0,75	20,23	0,1008	0,0166 \pm 0,0008	0,0128 \pm 0,0008
	1,00	22,10	0,0541	0,0082 \pm 0,0014	0,0044 \pm 0,0014
	Controle	15,64	0,0177		0,0038 \pm 0,0005
Frangos de Corte	0,25	33,02	0,2109	0,0213 \pm 0,0001	0,0188 \pm 0,0001
	0,50	36,23	0,0973	0,0090 \pm 0,0010	0,0064 \pm 0,0010
	0,75	39,09	0,0558	0,0048 \pm 0,0002	0,0022 \pm 0,0002
	1,00	42,62	0,0378	0,0030 \pm 0,0001	0,0004 \pm 0,0001
	Controle	34,24	0,0259		0,0025 \pm 0,0003
Suínos	0,25	50,05	0,2532	0,0169 \pm 0,0015	0,0029 \pm 0,0015
	0,50	54,24	0,0941	0,0058 \pm 0,0004	-0,0081 \pm 0,0004
	0,75	55,57	0,0542	0,0033 \pm 0,0004	-0,0107 \pm 0,0004
	1,00	55,14	0,1105	0,0067 \pm 0,0001	-0,0072 \pm 0,0001
	Controle	47,58	0,1989		0,0139 \pm 0,0003

alta atividade metanogênica do controle ocorreu porque havia grande quantidade de material orgânico de fácil degradação para ser digerido na amostra de resíduos de suínos na ausência de outro substrato para a metanogênese. Observando-se o gráfico de produção de biogás dos biodigestores batelada de campo operados com resíduos de suínos e 10 % de inóculo (Str2), Figura 7b, aos 90 dias de operação, quando foi efetuado este ensaio, pouco biogás havia sido produzido, apenas 45,11 % do total, e o pico de produção do mesmo ocorreu logo após este período. Assim, grande quantidade de material orgânico a ser digerido ainda se encontrava no substrato no interior dos biodigestores.

OLIVEIRA (1997) comparou a AME de lodo granulado bruto e lavado, constatando o aumento da AME para o lodo lavado. O autor atribuiu este resultado à retirada dos sólidos finos com a lavagem do lodo e à alta AMA do frasco controle para o lodo bruto devido à presença de substrato disponível para a metanogênese.

Os valores negativos de atividade metanogênica dos resíduos de suínos nos frascos com cargas orgânicas de 0,50 a 1,00 g DQO g⁻¹ SV, levaram à consideração de que houve efeito tóxico do substrato adicionado sobre a microbiota, diminuindo o consumo do substrato adicionado, e do material orgânico remanescente do próprio resíduo. Esta inibição pode estar associada a altas concentrações de ácidos graxos voláteis ou a altas concentrações de sais, no caso sais de sódio, uma vez que as fontes utilizadas no ensaio foram empregadas nas formas de acetato, propionato, butirato e formiato de sódio. DOLFING & BLOEMEN (1985) verificaram inibição de 50 % da metanogênese em lodo granulado quando a concentração de cloreto de sódio era de aproximadamente 150 mM.

Para os resíduos de aves de postura e frangos de corte com 10 % de inóculo (Aptr2 e Ftr2, respectivamente), o frasco controle não apresentou atividade metanogênica elevada. Aos 90 dias de operação dos biodigestores alimentados com estes resíduos, 97,08 e 91,78 % do total de biogás já havia sido produzido, respectivamente, para Aptr2 e Ftr2. Portanto pouco material orgânico digerível restava nos biodigestores para ser consumido durante o ensaio de atividade metanogênica.

A maior atividade, para os três resíduos, foi obtida com a taxa de carga orgânica no lodo de 0,25 g DQO g⁻¹ SV e portanto, foi considerada a atividade metanogênica específica da amostra testada. Esta taxa de carga orgânica no lodo demonstrou ser a mais

adequada para as amostras testadas. É importante salientar que seria interessante testar cargas orgânicas menores a fim de verificar se estas produziram melhores resultados.

Os valores médios de AME obtidos com a taxa de carga orgânica de 0,25 g DQO g⁻¹ SV foram de 0,03400, 0,01877 e 0,00293 mmol CH₄ (g SV.h⁻¹), respectivamente para aves de postura, frangos de corte e suínos.

As atividades consideravelmente menores dos resíduos de frangos de corte e suínos podem estar associadas aos maiores teores de sólidos voláteis presentes nessas amostras (Tabela 28), lembrando que a determinação da atividade metanogênica é feita a partir da taxa de produção de metano (determinada por meio da avaliação da inclinação máxima da curva de produção de metano), dividida pela média entre a quantidade inicial e final de biomassa presente no frasco-reator (determinada por meio do teor de SV).

Enquanto as amostras de resíduos de aves de postura apresentaram valor médio de 17,51 g L⁻¹ de SV (carga orgânica de 0,25 g DQO g⁻¹ SV), foram obtidos valores médios de 33,02 g L⁻¹ e 50,06 g L⁻¹ de SV nas amostras de frangos de corte e suínos, respectivamente.

É importante ressaltar que para as amostras utilizadas neste ensaio, o teor de SV incluiu uma grande parte de material orgânico não vivo, o que, para os resíduos de frangos de corte no momento deste ensaio, foram representados por material orgânico de difícil degradação e, no caso dos resíduos de suínos, por material orgânico de fácil degradação. Este aspecto elevou o teor de SV e conseqüentemente diminuiu o valor da atividade metanogênica específica.

Neste sentido, a grande diferença entre as atividades metanogênicas específicas obtidas para os resíduos estudados pode estar mais associada ao teor de SV do que a maior capacidade da biomassa ativa na conversão de substrato. Uma vez que não há como determinar qual a porcentagem de SV que correspondeu à biomassa microbiana envolvida com o processo de digestão anaeróbia e que a utilização do parâmetro SV como índice da biomassa ativa é extremamente imprecisa (DIEZ *et al.*, 1999). Esta consideração parece ser confirmada pelos resultados de produção de CH₄, que apresentaram valores médios de 0,19845, 0,21090 e 0,25325 mmol CH₄ h⁻¹ respectivamente para aves de postura, frangos de corte e suínos, e quando se observa que os valores médios de potencial de produção de biogás por kg de sólidos voláteis reduzidos (Tabela 12) nos substratos com 10 % de inóculo para os resíduos de aves de postura

(1,3194 m³ kg⁻¹ SV reduzido), frangos de corte (1,0286 m³ kg⁻¹ SV reduzido) e suínos (0,9968 m³ kg⁻¹ SV reduzido) não apresentaram diferenças entre si ($p > 0,05$).

Comparando-se com os resultados obtidos por OLIVEIRA (1997) com lodo bruto da manta na região superior de reatores UASB operados à temperatura ambiente e tratando águas residuárias de suinocultura, observou-se que os valores obtidos neste trabalho para os biodigestores operados com resíduos de aves de postura e frangos de corte foram semelhantes aos obtidos pelo autor, os quais variaram de 0,01 a 0,03 mmol CH₄ (g SSV.h)⁻¹, utilizando-se conjuntamente os substratos acetato, propionato, butirato e formiato de sódio e relação DQO/SSV variando de 0,13 a 0,27. A metodologia utilizada no trabalho de OLIVEIRA (1997) e a relação entre as fontes testadas foram as mesmas desta dissertação.

Os resultados desta dissertação estão também próximos aos obtidos por PENNA (1994), que estudando a relação entre a quantidade de substrato e a quantidade de biomassa nos ensaios de atividade com lodo de esgoto doméstico em digestão com concentração inicial de SSV igual a 17,30 g L⁻¹, obteve valores de AME que variaram de 0,026 a 0,086 g CH₄-DQO (g SSV.dia)⁻¹, quando a relação g DQO/g SSV variou de 0,12 a 0,78. Nesta dissertação as atividades encontradas com a relação de 0,25 g DQO/g SV foram de 0,0522 g CH₄-DQO (g SV.dia)⁻¹, 0,0289 g CH₄-DQO (g SSV.dia)⁻¹ e 0,0044 g CH₄-DQO (g SSV.dia)⁻¹, respectivamente, para amostras provenientes dos biodigestores com resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos.

A atividade obtida para o resíduo de suíno mostrou-se bastante inferior às encontradas na literatura, ressaltando mais uma vez a influência da alta concentração de sólidos e da elevada atividade do frasco controle no resultado final, diminuindo drasticamente o seu valor, como discutido anteriormente. Outro aspecto que pode ter influenciado os baixos valores de AME está relacionado às fontes utilizadas nos ensaios. Os ácidos graxos voláteis utilizados como fontes no ensaio de atividade específica, assim como a relação entre eles, podem também ter influenciado a biomassa ativa. A utilização de substratos inadequados podem levar à inibição do processo, devido à não adaptação da população metanogênica a essas fontes. Os ácidos graxos voláteis mais adequados ao ensaio de atividade específica são aqueles produzidos em maior quantidade durante a digestão anaeróbia do resíduo que estava sendo tratado pela população microbiana da amostra ensaiada. Neste sentido, torna-se evidente a importância de maiores investigações sobre o tipo de substrato a ser aplicado ao lodo em função da origem do mesmo.

6. CONCLUSÕES

Os resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos demonstraram ser bons substratos para o processo de digestão anaeróbia, apresentando potencial energético para a utilização desses materiais como fonte alternativa de energia, sendo que os potenciais variaram de 0,3828 a 0,4403 m³ de biogás por kg de ST adicionados para resíduos de aves de postura, de 0,3495 a 0,3915 m³ de biogás por kg de ST adicionados para resíduos de frangos de corte, e de 0,1949 a 0,4466 m³ de biogás por kg de ST adicionados para resíduos de suínos.

Os inóculos produzidos e utilizados neste trabalho demonstraram boa adaptação aos resíduos e ao processo como um todo. Este fato foi evidenciado pelos potenciais de produção de biogás mais elevados alcançados pelos substratos com adição de inóculo quando comparados com aqueles encontrados na literatura.

A utilização de um inóculo adicional, com uma população microbiana adaptada ao resíduo e ao processo de digestão anaeróbia favoreceu a partida do processo, assim como melhorou o desempenho dos biodigestores e propiciou maior estabilidade do sistema.

Para os resíduos de aves de postura e frangos de corte a utilização de 10 % da matéria seca em inóculo foi mais vantajosa, pois as diferenças mostraram-se extremamente reduzidas em relação ao uso de 15 % de inóculo e maior quantidade de resíduos foi tratada.

Para os resíduos de suínos a concentração de inóculo mais adequada foi a de 15 % de inóculo, em função da melhor qualidade dos efluentes no que se refere às concentrações de ácidos graxos voláteis, uma vez que apenas o ácido acético foi detectado na

concentração de 314,19 g L⁻¹, enquanto no substrato com 10 % de inóculo detectaram-se os ácidos acético, propiônico, butírico e iso-valérico nas concentrações de 600,08; 4336,92; 12,45 e 540,43 g L⁻¹, respectivamente.

O tratamento anaeróbio revelou-se eficiente na remoção de coliformes totais e fecais, alcançando porcentagens de redução que variaram de 99,71 a 100 %, porém é importante uma melhor investigação dos potenciais de contaminação com patógenos dos efluentes anaeróbios sobre o solo e a água, em virtude dos níveis de coliformes fecais remanescentes nos resíduos de suínos.

A atividade metanogênica específica foi mais elevada nas amostras provenientes dos biodigestores operados com resíduos de aves de postura.

Os maiores valores de atividade metanogênica específica foram obtidos com a taxa de carga orgânica no lodo de 0,25 g DQO g⁻¹ SV para todas as amostras testadas.

A utilização do ensaio de atividade metanogênica para avaliar a atividade da biomassa proveniente de biodigestores batelada foi prejudicada em virtude dos altos teores de sólidos voláteis presentes nas amostras dos resíduos de frangos de corte e suínos.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AARNINK, A. J. A.; WAGEMANS, M. J. M. Ammonia volatilization and dust concentration as affected by ventilation systems in houses for fattening pigs. **Transactions of the ASAE**, v. 40, n. 4, p. 1161-70, 1997.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19th ed. Washington, 1995.

ANGELIDAKI, I.; ELLEGAARD, L.; AHRING, B. K. Modelling anaerobic codigestion of manure with olive oil mill effluent. **Water Science Technology**, v. 36, n. 6-7, p. 263-70, 1997.

ANUÁRIO ESTATÍSTICO DA PECUÁRIA DE CORTE. São Paulo: FNP Consultoria & Comércio Ltda., 1997. 392 p.

ARAÚJO, J. C. **Caracterização e evolução do biofilme em reator anaeróbio de leito fluidificado alimentado com esgoto sanitário sintético**. 1995. 158f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1995

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CRIADORES DE SUÍNOS. **Rebanho Suíno**. Disponível em: <http://www.abcs.com.br>. Acesso em: 15 ago. 2001.

ATKINSON D.; WATSON, C.A. The environmental impact of intensive systems of animal production in the lowlands. **Animal Science**, v. 63, n. 3, p. 353-61, 1996.

AUBART, C.; FAUCHILLE, S. Anaerobic digestion of poultry wastes – Part 1. Biogas production and pollution decrease in terms of retention time and total solids content. **Process Biochemistry**, v. 18, n. 2, p. 31-7, 1983.

BATSTONE, D.; KELLER, J.; NEWELL, B.; NEWLAND, M. Model development and full scale validation for anaerobic treatment of protein and fat based wastewater. **Water Science Technology**, v. 36, n. 6-7, p. 423-31, 1997.

BATSTONE, D. J.; KELLER, J.; NEWELL, R. B.; NEWLAND, M. Modelling anaerobic degradation of complex wastewater. I: model development. **Bioresource Technology**, v. 75, p. 67-74, 2000.

BORJA, R.; SÁNCHEZ, E.; WEILAND, P. Influence of ammonia concentration on thermophilic anaerobic digestion of cattle manure in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. **Process Biochemistry**, v. 31, n. 5, p. 477-83, 1996.

BOWLER, I. R. Recycling urban waste on farmland: an actor-network interpretation. **Applied Geography**, v. 19, p. 29-43, 1999.

BROOCK, T. D.; MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; PARKER, J. **Biology of Microorganisms**. 8th ed. New Jersey: Prentice Hall, 1997. 986 p.

BROUGHTON, M. J.; THIELE, J. H.; BIRCH, E. J.; COHEN, A. Anaerobic batch digestion of sheep tallow. **Water Research**, v. 32, n. 5, p. 1423-28, 1998.

CAETANO, L. **Proposição de um sistema modificado para quantificação de biogás**. 1985. 75f. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 1985.

CALLAGHAN, F. J.; WASE, D.A.J.; THAYANITY, K.; FORSTER, C.F. Co-digestion of waste organic solids: batch studies. **Bioresource Technology**, v. 67, p. 117-22, 1999.

CALLANDER, I. J.; BARFORD, J. P. Improved anaerobic digestion of pig manure through increased retention of substrate and bacterial solids. **Biotechnology letters**, v. 5, n. 3, p. 147-52, 1983.

CHEN, T. H.; HASHIMOTO, A. G. Effects of pH and substrate: inoculum ration on batch methane fermentation. **Bioresource Technology**, v. 56, p. 179-86, 1996.

CHEN, T. H., SHYU, W. H. Chemical characterization of anaerobic digestion treatment of poultry mortalities. **Bioresource Technology**, v. 63, p. 37-48, 1998.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento Biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais, 1997. v. 5, 246 p.

CIOLA, R. **Fundamentos da cromatografia a gás**. 2 ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1985. 297p.

COMPANHIA AUXILIAR DE EMPRESAS ELÉTRICAS BRASILEIRAS. **O biogás e sua tecnologia**. Rio de Janeiro, 1981. 36p. (Série Estudos e Pesquisas, v. 2).

CORRÊA, A. A. M. A engenharia agrícola e o meio ambiente. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 22., 1993, Ilhéus. **Anais...** Ilhéus: SBEA, CEPLAC, 1993. v. 1, p. 590-9.

DAMIANOVIC, M. H. R. Z. **Estudo do efeito de nutrientes no desempenho de reatores de manta de lodo em escala de bancada alimentados com efluente de processamento de milho**. 1992. 127 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1992.

DIEZ, V.; GARCIA, P. A.; POLANCO, F. Evaluation of methanogenic kinetics in an anaerobic fluidized bed reactor (AFBR). **Process Biochemistry**, v. 34, p. 213-19, 1999.

DOLFING, J.; BLOEMEN, W. G. B. M. Activity measurements as a tool to characterize the microbial composition of methanogenic environments. **Journal of Microbiology Methods**, v. 4, n. 1, p. 1-12, 1985.

DOU, Z.; KOHN, R. A.; FERGUSON, J. D.; BOSTON, R. C.; NEWBOLD, J. D. Our industry today – managing nitrogen on dairy farms: an integrated approach I. model description. **Journal of Dairy Science**, v. 79, p. 2071-80, 1996.

FERREIRA, F. L. A. **Eficiência de um sistema integrado de biodigestão na redução da carga poluidora de águas residuárias de suinocultura**. 2001. 69f. Dissertação (Mestrado em Medicina Veterinária) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2001.

FERREIRA, S. V.; SILVA, I. M., MARTELLI, H. L. Quantificação da coenzima F₄₂₀ em lodo proveniente da biodigestão de vinhoto de cana. **Revista de Microbiologia**, v. 18, n. 2, p. 156-58, 1987.

FLEMING, R. A.; BABCOCK, B. A.; WANG, E. Resource or waste? The economics of swine manure storage and management. **Review of Agricultural Economics**, v. 20, n. 1, p. 96-113, 1994.

FORESTI, E. Fundamentos do processo de digestão anaeróbia. In: TALLER Y SEMINARIO LATINOAMERICANO SOBRE TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES, 3., 1994, Montevideo. **Anales...** Montevideo: Universidad de la Republica, 1994. p. 97-110.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; VAN HAANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. F. F. Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: CAMPOS, J. R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. Cap. 2, p. 29-52.

GARCÍA-OCHOA, F.; SANTOS, V. E.; NAVAL, L.; GUARDIOLA, E.; LÓPEZ, B. Kinetic model for anaerobic digestion of livestock manure. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 25, p. 55-60, 1999.

GOURDON, R; VERMANDE, P. Effects of propionic acid concentration on anaerobic digestion of pig manure. **Biomass**, v. 13, p. 1-12, 1987.

HANSEN, K. H.; ANGELIDAKI, I.; AHRING, B. K. Anaerobic digestion of swine manure: Inhibition by ammonia. **Water Research**, v. 32, n. 1, p. 5-12, 1998.

HILL, D.T. Digester Stress as related do iso-butyric and iso-valeric acids. **Biological waste**, v. 28, p. 33-37, 1989.

HILL, D.T.; COBB, S.A.; BOLTE, J.P. Using volatile fatty acid relationships to predict anaerobic digester failure. **Transactions of the ASAE**, v. 30, n. 2, p.496-501, 1987.

HOBBS, P. J.; MISSELBROOK, T. H.; PAIN, B. F. Characterisation of odorous compounds and emissions from slurries produced from weaner pigs fed dry feed and liquid diets. **Journal Science Food Agriculture**, v. 73, p. 437-45, 1997.

HOODA, P. S.; EDWARDS, A. C.; ANDERSON, H. A.; MILLER, A. A review of water quality concerns in livestock farming areas. **The Science of the Total Environment**, v. 250, p. 146-67, 2000.

INANC, B.; MATSUI, S.; IDE, S. Propionic acid accumulation and controlling factors in anaerobic treatment of carbohydrate: effects of H₂ and pH. **Water Science Technology**, v. 34, n. 5-6, p. 317-25, 1996.

INCE, O.; ANDERSON, G. K.; KASAPGIL, B. Control of organic loading rate using the specific methanogenic activity test during start-up of an anaerobic digestion system. **Water Research**, v. 29, n. 1, p. 349-55, 1995.

ITODO, I. N.; AWULU, J. O. Effects of total solids concentrations of poultry, cattle, and piggery waste slurries on biogas yield. **Transactions of the ASAE**, v. 42, n. 6, p. 1853-55, 1999.

JAMES, A.; CHERNICHARO, C. A. L.; CAMPOS, C. M. M. The development of a new methodology for the assessment of specific methanogenic activity. **Water Research**, v. 24, n. 7, p. 813-25, 1990.

JAWED, M.; TARE, V. Microbial composition assessment of anaerobic biomass through methanogenic activity tests. **Water SA**, v. 25, n. 3, p. 345-50, 1999.

KALYUZHNYI, S.; FEDOROVICH, V.; NOZHEVNIKOVA, A. Anaerobic treatment of liquid fraction of hen manure in UASB reactors. **Bioresource Technology**, v. 62, 221-25, 1998.

KEARNEY, T. E.; LARKIN, M. J.; LEVETT, P. N. The effect of slurry storage and anaerobic digestion on survival of pathogenic bacteria. **Journal of Applied Bacteriology**, v. 74, n. 1, p. 86-93, 1993.

KUS, F.; WIESMANN, U. Degradation kinetics of acetate and propionate by immobilized anaerobic mixed cultures. **Water Research**, v. 29, n. 6, p. 1437-43, 1995.

LAY, J. J.; LI, Y. Y.; NOIKE, T. Developments of bacterial population and methanogenic activity in a laboratory-scale landfill bioreactor. **Water Research**, v. 32, n. 12, p. 3673-79, 1998.

LEESON, S.; SUMMERS, J. D. Nutrition and world poultry production. In: _____. **Commercial poultry nutrition**. 2nd ed. Guelph: University Books, 1997. cap. 1, p. 1-10.

LEME, P. R.; ALLEONI, G. F.; CAVAGUTI, E. Utilização da cama de frango na alimentação de bovinos. In: SIMPÓSIO SOBRE RESÍDUOS DA PRODUÇÃO AVÍCOLA, 2000, Concórdia, SC. **Anais...** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2000. p. 44-51.

LEPISTÖ, R.; RINTALA, J. Conversion of volatile fatty acids in an extreme thermophilic (76-80°C) upflow anaerobic sludge-blanket reactor. **Bioresource Technology**, v. 56, p. 221-27, 1996.

LETTINGA, G. Sustainable integrated biological wastewater treatment. **Water Science Technology**, v. 33, n. 3, p. 85-98, 1996

LETTINGA, G.; FIELD, J.; VAN LIER, J.; ZEEMAN, G.; HULSHOFF POL, L. W. Advanced anaerobic wastewater treatment in the near future. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 10, p. 5-12, 1997.

LIN, C. Y.; SATO, K.; NOIKE, T.; MATSUMOTO, J. Methanogenic digestion using mixed substrate of acetic, propionic and butyric acids. **Water Research**, v. 20, n. 3, p. 385-94, 1986.

LOKSHINA, L. Ya.; VAVILIN, V. A. Kinetic analysis of the key stages of low temperature methanogenesis. **Ecological Modelling**, v. 117, p. 285-303, 1999.

LUCAS JR., J. **Algumas considerações sobre o uso do estrume de suínos como substrato para três sistemas de biodigestores anaeróbios**. 1994. 137f. Tese (Livre-Docência Construções Rurais) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1994.

LUCAS JR., J.; SANTOS, T. M. B. Aproveitamento de resíduos da indústria avícola para produção de biogás. In: SIMPÓSIO SOBRE RESÍDUOS DA PRODUÇÃO AVÍCOLA, 2000, Concórdia, SC. **Anais...** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2000. p. 27-43.

LUCAS JR., J.; SILVA, F. M.; SANTOS, T. M. B.; OLIVEIRA, R. A. Aproveitamento de resíduos agrícolas para a geração de energia. In: SILVA, M. S.; BRAGA JR., R. A. **Energia, Automação e Instrumentação**. Poços de Caldas: SBEA/UFLA, 1998. p.63-135

LUCAS JR., J.; SANTOS, T. M. B.; OLIVEIRA, R. A. Uso da cama de frangos com maravalha em biodigestores batelada. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 25 e CONGRESO LATINOAMERICANO DE INGENIERIA AGRICOLA, 2., 1996, Bauru: SBEA, Trabalho registrado sob o número EnA 495, 1996. **CD ROOM**. 10 p.

LUCAS JUNIOR, J.; ORTOLANI, A. F.; BENINCASA, M.; IMADA, R. Y. Avaliação do uso de inóculo no desempenho de biodigestores abastecidos com estrume de frangos de corte com cama de maravalha. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 22. 1993, Ilhéus. **Anais...** Ilhéus: SBEA/CEPLAC, 1993. v. 2, p. 915-30.

MADHUKARA, K.; SRILATHA, H. R.; SRINATH, K.; BHARATHI, K.; NAND, K. **Production of methane from green pea shells in floating dome digesters**. *Process Biochemistry*, v. 32, n. 6, p. 509-13, 1997.

MASSÉ, D. I.; DROSTE, R. L. Microbial interaction during the anaerobic treatment of swine manure slurry in a sequencing batch reactor. **Canadian Agricultural Engineering**, v. 39, n. 1, p. 35-41, 1997.

MASSÉ, D. I.; DROSTE, R. L. Comprehensive model of anaerobic digestion of swine manure slurry in a sequencing batch. **Water Resource**, v. 34, n. 12, p. 3087-3106, 2000.

MASSÉ, D. I.; LU, D.; MASSÉ, L.; DROSTE, R. L. Effect of antibiotics on psychrophilic anaerobic digestion of swine manure slurry in sequencing batch reactors. **Bioresource Technology**, v. 75, p. 205-11, 2000.

MATA-ALVAREZ, J.; MACÉ, S.; LLABRÉS, P. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. **Bioresource Technology**, v. 74, p. 3-16, 2000.

MATEU, A.; MATA-ALVAREZ, J.; PARÉS, R. Enterobacterial and viral decay experimental models for anaerobic digestion of piggery waste. **Applied Microbiology Biotechnology**, v. 38, p. 291-96, 1992.

MORENO, G.; CRUZ, A.; BUITRÓN, G. Influence of So/Xo ratio on anaerobic activity test. **Water Science Technology**, v. 40, n. 8, p. 9-15, 1999.

MOSEY, F. E. Mathematical modeling of the anaerobic process: regulatory mechanisms for the formation of short-chain volatile acids from glucose. **Water Science Technology**, v. 15, p. 209-32, 1983.

NASCIMENTO, E. F. **Biodigestão anaeróbia: efeito do tempo de retenção hidráulica e recirculação do efluente em substrato com estrume de suínos**. 1995. 86f. Dissertação (Mestrado em Energia na agricultura) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 1995.

NOPHARATANA, A.; CLARKE, W. P.; PULLAMMANAPPALLIL, P. C.; SILVEY, P., CHYNOWETH, D. P. Evaluation of methanogenic activities during anaerobic digestion of municipal solid waste. **Bioresource Technology**, v. 64, p. 169-174, 1998.

NOVAES, R. F. V. Microbiology of anaerobic digestion. **Water Science and Technology**, v. 18, n. 12, p. 1-14, 1986.

NÚÑEZ, L. A.; MARTÍNEZ, B. Anaerobic treatment of slaughterhouse wastewater in an expanded granular sludge bed (EGSB) reactor. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 8, p. 99-106, 1999.

OLIVEIRA, R. A. **Efeito da concentração de sólidos suspensos do afluentes no desempenho e características do lodo de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo tratando águas residuárias de suinocultura**. 1997. 357f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1997.

ORTOLANI, A. F.; LUCAS JR., J.; GALBIATI, J. A.; LOPES, L. R.; ARAÚJO, J. A. C.; BENINCASA, M.; BEDUSCHI, L. C.; COAN, O.; PAVANI, L. C.; MILANI, A. P.; DANIL, L. A.; LATANZE, R. J. Bateria de mini-biodigestores: Estudo, projeto, construção e desempenho. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 15, 1986, São Paulo. **Anais...** Botucatu: FCA/UNESP, 1986. p. 229-239.

ÖZTÜRK, M. Degradation of acetate, propionate and butyrate under shock temperature. **Journal of Environmental Engineering**, v. 119, n. 2, 1993.

PENNA, J. A. **Estudo da metodologia do teste de atividade metanogênica específica**. 1994. 517f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1994

PERDOMO, C. C.; LIMA, G. J. M. M.; NONES, K. **Suinocultura e meio ambiente**. Concórdia: Embrapa Suínos e aves, 2000. 34 p. (Apostila).

PERLE, M.; KIMCHIE, S.; SHELEF, G. Some biochemical aspects of the anaerobic degradation of dairy wastewater. **Water Research**, v. 29, n. 6, p. 1549-54, 1995.

PLAIXATS, J.; BARCELO, J.; GARCIA-MORENO, J. Characterization of the effluent residue from anaerobic digestion of pig excreta for its utilization as fertilizer. **Agrochimica**, v. 32, n. 2-3, p. 236-39, 1988.

POPE, C.W. Poultry production's environmental impact on water quality. **Poultry Science**, v. 70, p.1123-5, 1991.

SANTOS, T. M. B. **Caracterização química, microbiológica e potencial de produção de biogás a partir de três tipos de cama, considerando dois ciclos de criação de frangos de corte**. 1997. 95f. Dissertação (Mestrado em Produção Animal) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1997.

SANTOS, T. M. B. **Balanco energético e adequação do uso de biodigestores em galpões de frangos de corte**. 2001. 167f. Tese (Doutorado em Produção Animal) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2001.

SANTOS, T.M.B.; LUCAS JR., J. Produção de cama e biogás após criação de frangos sob três densidades. In: BALBUENA *et al*, **Ingeniería rural y mecanización agraria en el ámbito latinoamericano**. La Plata: UNLP, 1998. p. 340-5.

SAS. **User's guide: statistics**. 5th ed. Cary: SAS Institute, 1990. 956p.

SCHINK, B. Energetics of syntrophic cooperation in methanogenic degradation. **Microbiology and Molecular Biology Reviews**, v. 61, n. 2, p. 262-80, 1997.

SCHOKEN-ITURRINO, R. P.; BENINCASA, M.; LUCAS JUNIOR, J.; FELIS, S.D. Biodigestores contínuos: isolamento de bactérias patogências no efluente. **Engenharia Agrícola**, v. 15, p. 105-8, 1995.

SEIXAS, A. S. S. **Qualidade sanitária de efluentes de biodigestores contínuos alimentados com dejetos de suínos e empregados como biofertilizantes**. 1994. 95f. Tese (Doutorado em Microbiologia Aplicada) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1994.

SHIH, J. C. H. Recent development in poultry waste digestion and feather utilization – a review. **Poultry Science**, v. 72, p. 1617-20, 1993.

SOTO, M.; MÉNDEZ, R.; LEMA, J. M. Methanogenic and non-methanogenic activity tests. Theoretical basis and experimental set up. **Water Research**, v. 27, n. 8, p. 1361-76, 1993.

SPEECE, R. E. Anaerobic biotechnology for industrial wastewater treatment. **Environmental Science and Technology**, v. 17, n. 9, p. 416A- 27A, 1983.

SPEECE, R. E. **Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters**. Tennessee: Vanderbilt University, 1996. 394 p.

SPEECE, R. E.; DURAN, M.; DEMIRER, G.; ZHANG, H.; DiSTEFANO, T. The role of process configuration in the performance of anaerobic systems. **Water Science Technology**, v. 36, n. 6-7, p. 539-47, 1997.

STAMS, A. J. M. Metabolic interactions between anaerobic bacteria in methanogenic environments. **Antonie van Leeuwenhoek**, v. 66, p. 271-94, 1994.

SUMMERS, R.; BOUSFIELD, S. A detailed study of piggery waste anaerobic digestion. **Agricultural wastes**, v. 2, p. 61-78, 1980.

TOERIEN, D. F.; HATTINGH, W. H. J. Anaerobic digestion I. the microbiology of anaerobic digestion. **Water Research**, v. 3, p. 385-416, 1969.

TORRES CASTILLO, R.; LA BRESLUENGO, P.; MATA ALVAREZ, J. Temperature effect on anaerobic digestion of bedding straw in a one-phase system at different inoculum concentration. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v.54, n. 1, p. 55-66, 1995.

TRITT, W. P.; KANG, H. Ultimate biodegradability and decay rates of cow paunch manure under anaerobic conditions. **Bioresource Technology**, v. 36, p. 161-65, 1991.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbico de esgotos: manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: Epgraf, 1994. 210p.

VAN HORN, H. H.; WILKIE, A. C.; POWERS, W. J.; NORDSTEDT, R. A. Components of dairy manure management systems. **Journal Dairy Science**, v. 77, p. 2008-30, 1994.

VAN LIER, J. B.; LETTINGA, G. Appropriate technologies for effective management of industrial and domestic waste waters: the decentralised approach. **Water Science Technology**, v. 40, n. 7, p. 171-83, 1999.

VARNERO, M. T.; LAZO, J.; UGARTE, M. Biodigestion anaerobica de estiércol de pollo. **Archivos de Biología y Medicina Experimentales**, v. 16, n. 2, p. R189, 1983.

VARTAK, D. R.; ENGLER, C. R.; McFARLAND, M.J.; RICKE, S. C. Attached-film media performance in psychrophilic anaerobic treatment of dairy cattle wastewater. **Bioresource Technology**, v. 62, p. 79-84, 1997.

VAVILIN, V. A.; LOKSHINA, L. Y. Modeling of volatile fatty acids degradation kinetics and evaluation of microorganism activity. **Bioresource Technology**, v. 57, p. 69-80, 1996.

VAVILIN, V. A.; RYTOV, S. V.; LOKSHINA, L. Y. A description of hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic matter. **Bioresource Technology**, v. 56, p. 229-37, 1996.

VAVILIN, V. A.; YA LOSKSHINA, L.; RYTOV, S. V.; KOTSYURBERNKO, O. R.; NOZHEVNIKOVA, A. N. Modelling low-temperature methane production from cattle manure by an acclimated microbial community. **Bioresource Technology**, v. 63, p.159-71, 1998.

VAZOLLER, R. F. **Manual técnico do curso de ecologia da digestão anaeróbica**. São Paulo, CETESB, 1989. p.100-7.

VOERMANS, J.A.M.; VERDOES, N.; HARTOG, L. A. Environmental impact of pig farming. **Pig News and Information**, v. 15, n. 2, p. 51-4, 1994.

VOOLAPALLI, R. K.; STUCKEY, D. C. Relative importance of trophic group concentrations during anaerobic degradation of volatile fatty acids. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 65, n. 11, p. 5009-16, 1999.

WEBB, A. R.; HAWKES, F. R. The anaerobic digestion of poultry manure: variation of gas yield with influent concentration and ammonium-nitrogen levels. **Agricultural Wastes**, v. 14, n. 2, p. 135-56, 1985.

WIEGANT, W. M.; KALKER, T. J. J.; SONTAKLE, V. N.; ZWAAG, R. R. Full scale experience with tannery water management: an integrated approach. **Water Science Technology**, v. 39, n. 5, p. 169-76, 1999.

WILSON, R. K. **A rapid accurate method for measuring volatile fatty acids and lactic acid in silage**. Ruakura: Animal Research Institute, 1971. p. 6-12

WITTMANN, M.; SZÛCS, E. Report on the problems of the large scale pig farms in Europe. **Pig News and Information**, v. 18, n. 3, p. 87-90, 1997.

WOLFE, R. S. My king of biology. **Annual Review of Microbiology**, v. 45, p. 1-35, 1991.

YÜKSELEN, M. A. Applicability of UASB sludge to agricultural lands. **Water Science Technology**, v. 37, n. 8, p. 153-59, 1998.

ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. The role of anaerobic digestion of domestic sewage in closing the water and nutrient cycle at community levels. **Water Science Technology**, v.39, n. 5, p. 187-94, 1999.

ZEHNDER, A. J. B. **Biology of anaerobic microorganisms**. New York: John Wiley, 1988, 872 p.

ANEXOS

1. Exemplo de cálculo das quantidades de cada componente do substrato afluyente dos biodigestores batelada de campo aplicando as equações 3 a 7

Considerando que o volume total de substrato a ser adicionado ao biodigestor foi de 60 L, que o teor de ST que se queria no afluyente era de 8 %, que o teor de ST no dejecto era de 20 % e no inóculo, de 4 %, tem-se:

$$W = 60 \text{ kg}$$

$$K = 8 \%$$

$$ST = 20 \%$$

$$Stin = 4 \%$$

Aplicando as equações 3 e 4 obtém-se o teor de matéria seca total do afluyente:

$$MS = ES + INS \quad (3)$$

$$(ES + INS) = \frac{K \times W}{100} \quad (4)$$

Substituindo os valores na equação 4:

$$(ES + INS) = 8 \times 60 : 100 = 4,8 \text{ kg}$$

Então, como $MS = ES + INS$, o teor de matéria seca total (MS) é 4,8 kg.

Para substratos com 10 % da matéria seca total em inóculo:

$$0,10 \times 4,8 = 0,48 \text{ kg}$$

Então, o teor de matéria seca do dejecto no substrato foi de:

$$MS = ES + INS$$

$$ES = 4,8 - 0,48 = 4,32 \text{ kg}$$

Para determinar a massa de dejecto que foi adicionada ao substrato aplicou-se a equação 5:

$$Eu = \frac{ES}{ST} \times 100 \quad (5)$$

$$Eu = (4,32 : 20) \times 100 = 21,6 \text{ kg de dejetos}$$

Para determinar a massa de inóculo que foi adicionada ao substrato aplicou-se a equação 6:

$$INC = \frac{INS \times 100}{STIn} \quad (6)$$

$$INC = (0,48 \times 100) : 4 = 12,0 \text{ kg de inóculo}$$

Para determinar a massa de água que foi adicionada ao substrato aplicou-se a equação 7:

$$W = Eu + INC + A$$

$$A = 60 - (21,6 + 12,0) = 26,4 \text{ kg de água}$$

2. Gráficos da evolução da produção de metano ao longo do tempo do ensaio de atividade metanogênica específica

As curvas representam a produção de metano dos dois frascos utilizados para cada taxa de carga orgânica aplicada no lodo

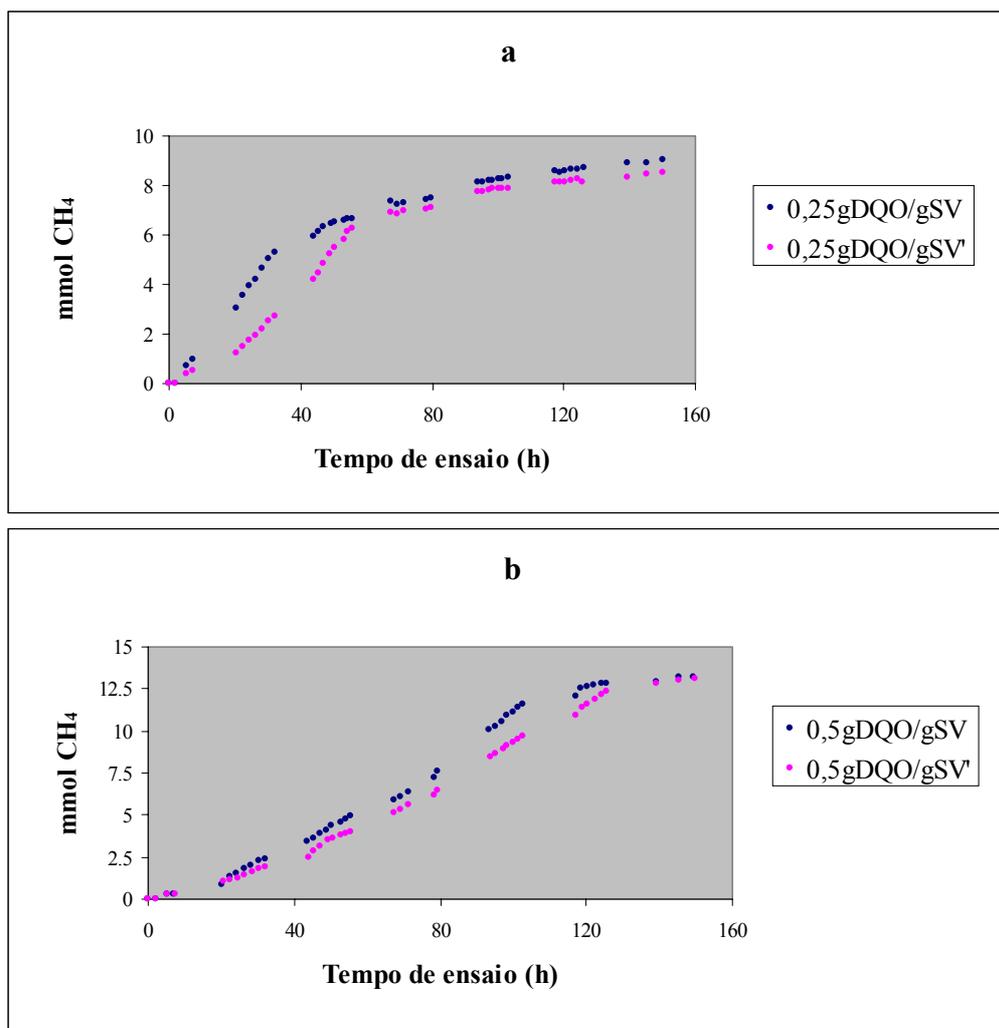


FIGURA A1. Evolução da produção de metano pela amostra proveniente dos biodigestores operados com resíduos de aves de postura com 10 % de inóculo adicional com carga orgânica de 0,25 g DQO g⁻¹ SV (a) e 0,50 g DQO g⁻¹ SV (b).

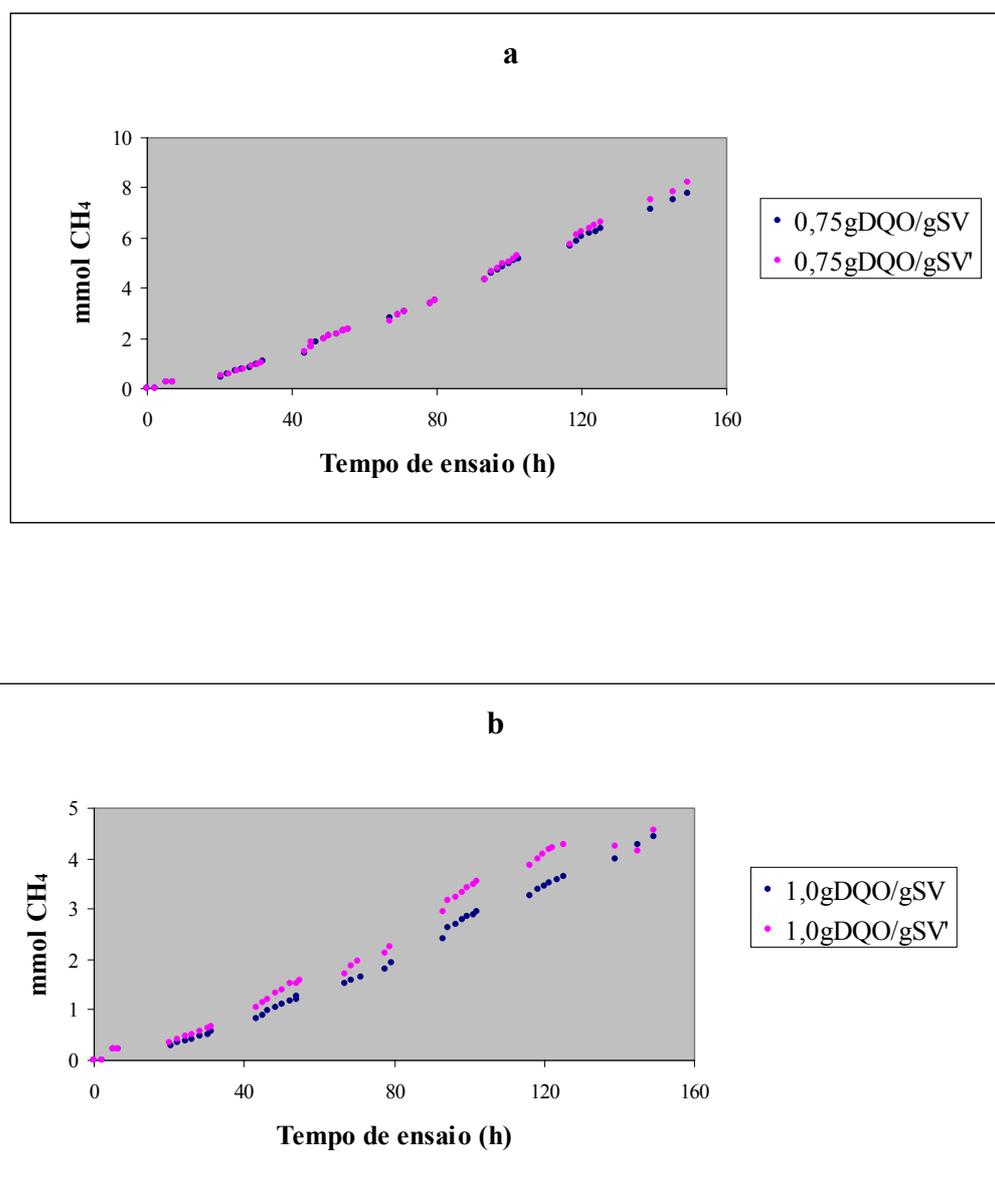


FIGURA A2. Evolução da produção de metano pela amostra proveniente dos biodigestores operados com resíduos de aves de postura com 10 % de inóculo adicional com carga orgânica de 0,75 g DQO g⁻¹ SV (a) e 1,00 g DQO g⁻¹ SV (b).

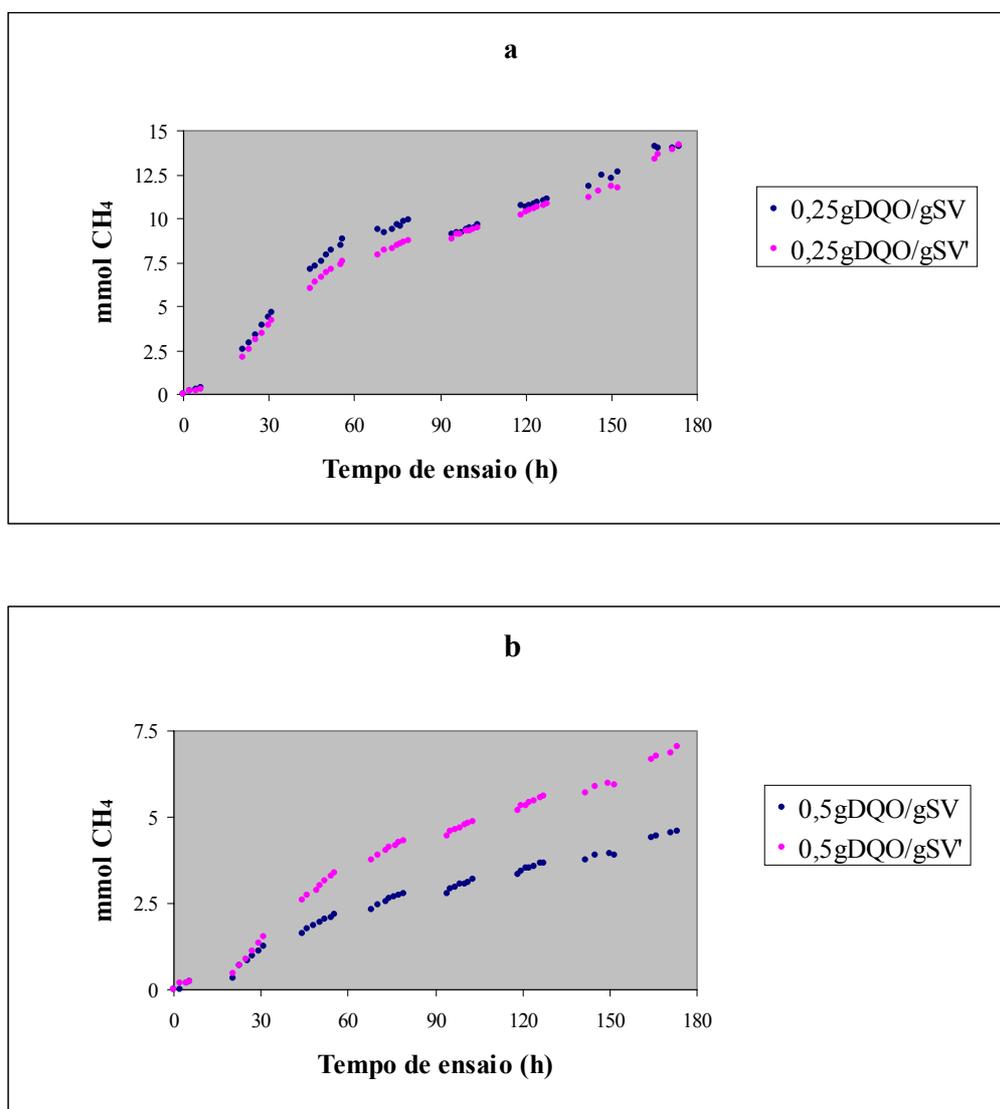


FIGURA A3. Evolução da produção de metano pela amostra proveniente dos biodigestores operados com resíduos de frangos de corte com 10% de inóculo adicional com carga orgânica de 0,25 g DQO g⁻¹ SV (a) e 0,50 g DQO g⁻¹ SV (b).

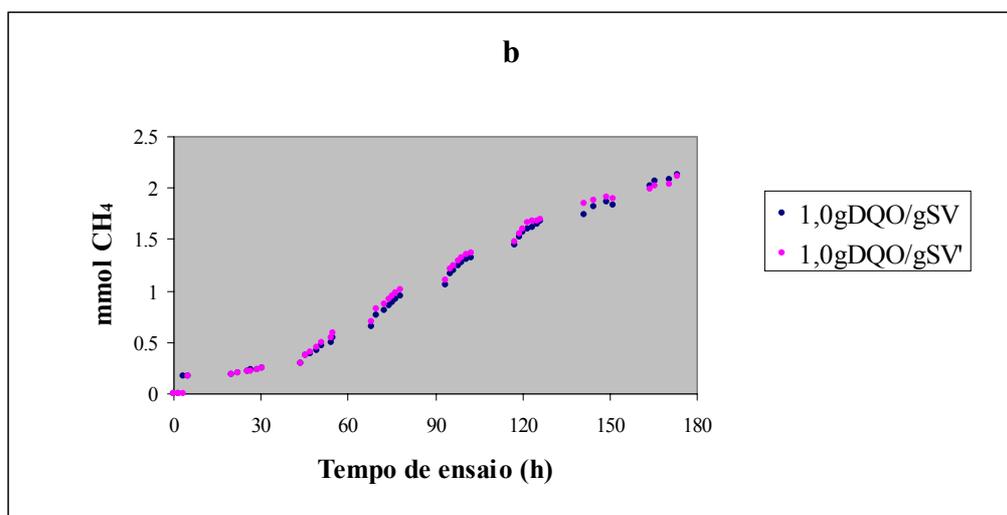
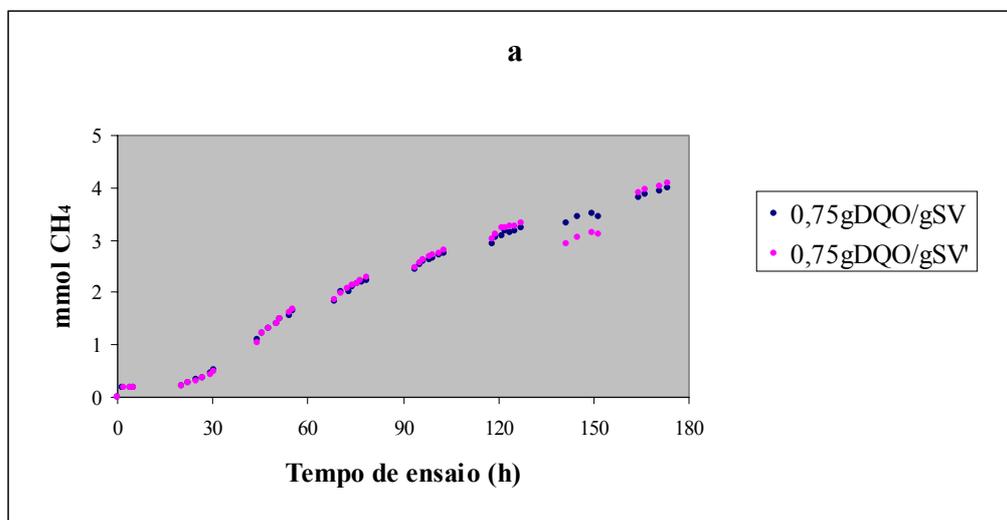


FIGURA A4. Evolução da produção de metano pela amostra proveniente dos biodigestores operados com resíduos de frangos de corte com 10 % de inóculo adicional com carga orgânica de 0,75 g DQO g⁻¹ SV (a) e 1,00 g DQO g⁻¹ SV (b).

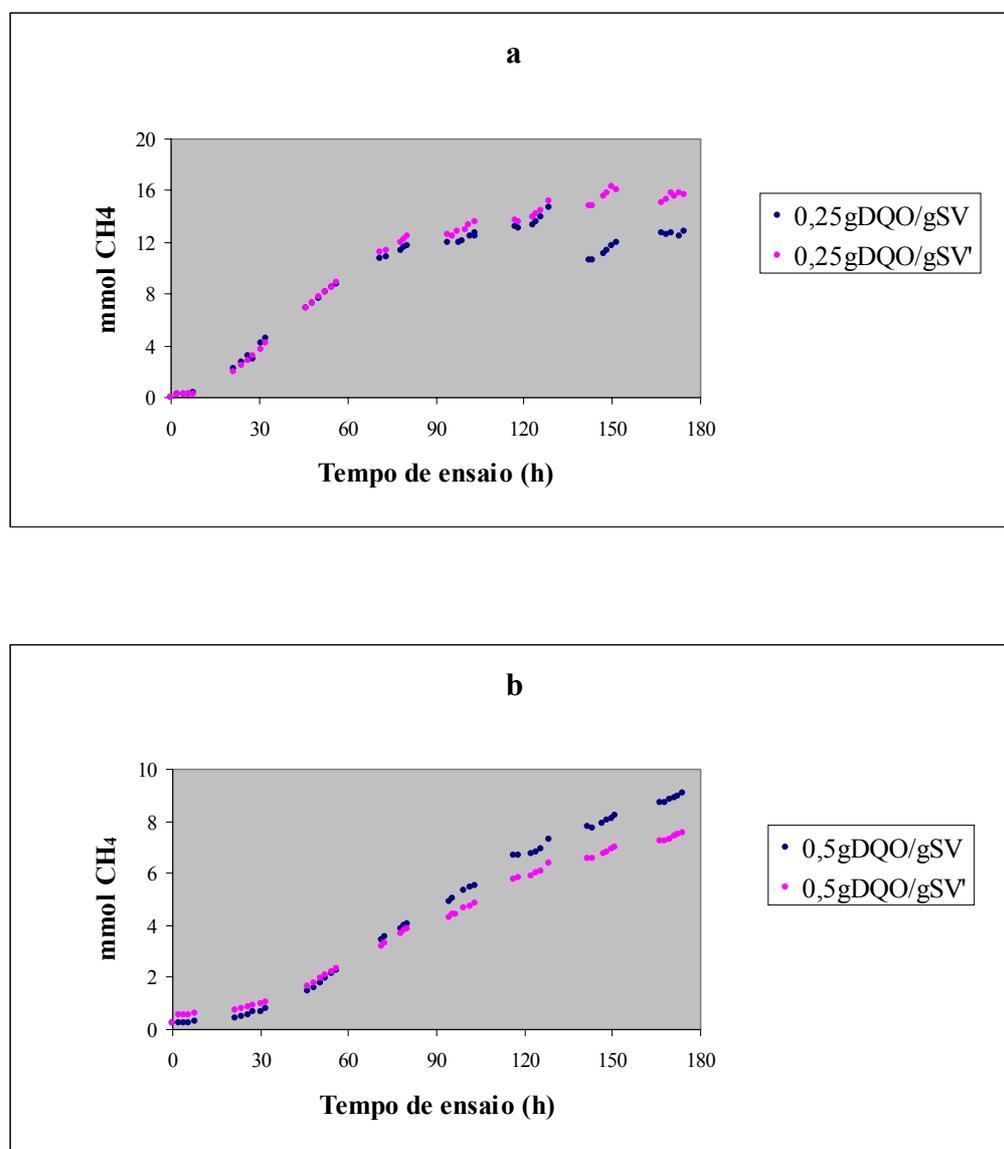


FIGURA A5. Evolução da produção de metano pela amostra proveniente dos biodigestores operados com resíduos de suínos com 10 % de inóculo adicional com carga orgânica de 0,25 g DQO g⁻¹ SV (a) e 0,50 g DQO g⁻¹ SV (b).

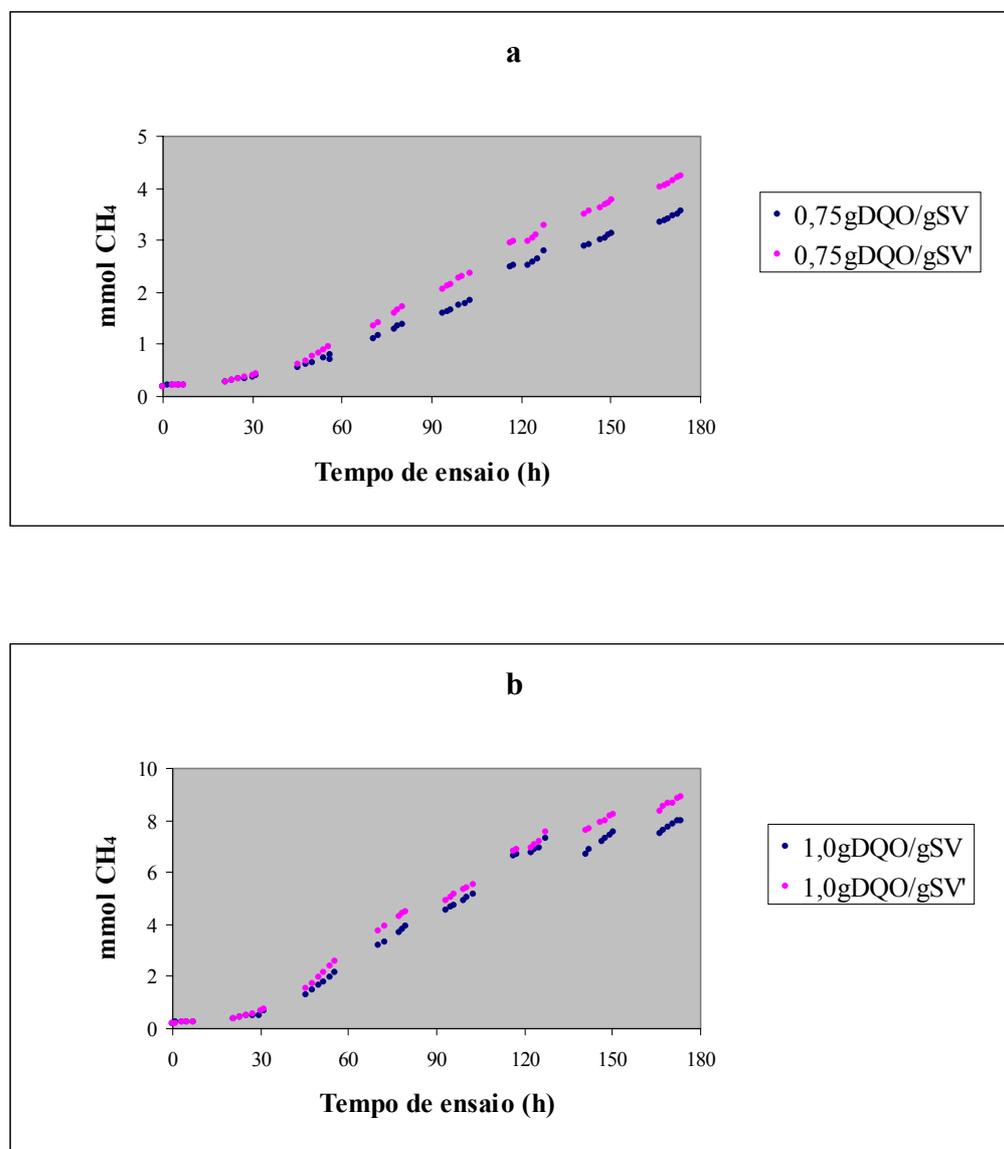


FIGURA A6. Evolução da produção de metano pela amostra proveniente dos biodigestores operados com resíduos de suínos com 10% de inóculo adicional com carga orgânica de 0,75 g DQO g⁻¹ SV (a) e 1,00 g DQO g⁻¹ SV (b).

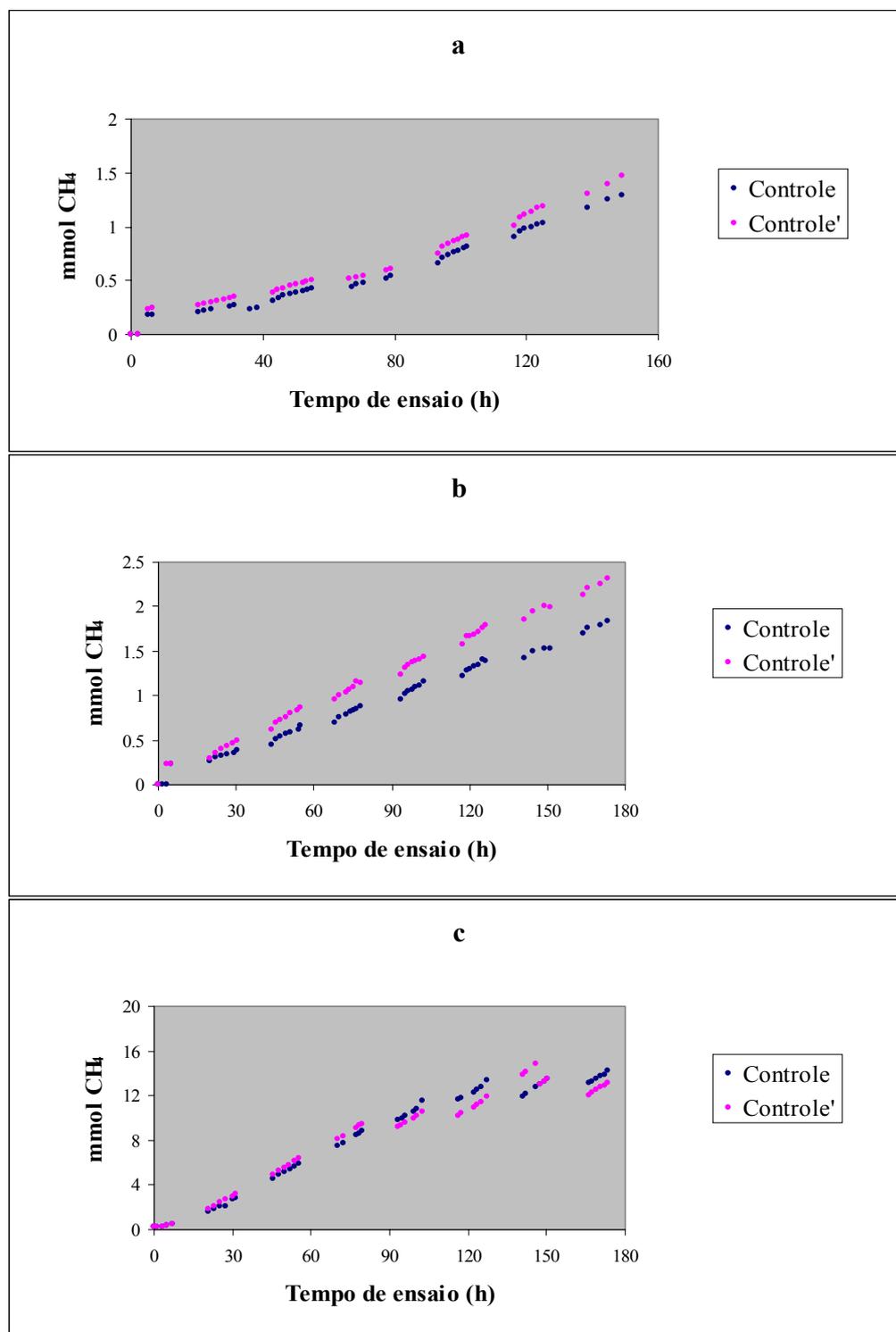


FIGURA A7. Evolução da produção de metano nos frascos controle pelas amostras provenientes dos biodigestores operados com resíduos de aves de postura (a), frangos de corte (b) e suínos (c) com 10 % adicional de inóculo.