

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS – UNICAMP
FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA – FEAGRI
DEPARTAMENTO DE ÁGUA E SOLO

“AVALIAÇÃO DA BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA DE
DEJETOS ORIUNDOS DE ATIVIDADES ZOOTÉCNICAS ”

Luciana de Mattos Moraes

ORIENTADOR: PROF. DR. DURVAL RODRIGUES DE PAULA JÚNIOR

Dissertação apresentada à Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do Título: “ Mestre em Engenharia Agrícola – Área de Concentração: Água e Solo ”

Campinas – SP
Fevereiro/2000

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA - BAE - UNICAMP

M791a	Moraes, Luciana de Mattos Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de dejetos oriundos de atividades zootécnicas / Luciana de Mattos Moraes .-- Campinas, SP: [s.n.], 2000. Orientador: Durval Rodrigues de Paula Júnior. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola. 1. Digestão anaeróbica. 2. Suíno - Esterco. 3. Bovino - Esterco. 4. Biodegradação. I. Paula Júnior, Durval Rodrigues de. II. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Agrícola. III. Título.
-------	--

Dedico este trabalho aos meus pais,
Pedro e Elizabeth, aos meus irmãos
Ana Cristina, Alexandre e Rosa
Maria, e ao meu namorado Silvio,
pelo amor, pela confiança e
principalmente por estarem ao meu
lado nos momentos mais difíceis de
minha vida.

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Durval Rodrigues de Paula Júnior, pela excelente orientação, pelo incentivo à pesquisa e pelo apoio na elaboração deste trabalho.

Ao Professor Marcelo Zaiat e ao Doutorando Francisco José Vela pelo apoio no tratamento e discussão dos dados.

À Bolsista Maria Bernadete Vareschi, pelo apoio na caracterização microbiológica e ao Prof. Arthur Darezzo Filho, pela ajuda na análise de dados.

Aos meus pais e irmãos, pelo apoio constante.

Ao meu namorado Silvio, pela compreensão e pela paciência durante minha ausência.

À Liliana, José Luiz, Débora e Júlia, pela acolhida e pelo exemplo de vida, durante minha estadia em Campinas.

Aos novos amigos, à Lenira, que mesmo distante é muito lembrada, Rosa Helena, Helga, Leonardo, Laurent, Alexandre, João Carlos, Marcellus, Júnior, pela convivência, amizade e companheirismo.

À minha mãe, Professora Elizabeth, pelas sugestões e correções durante todo o trabalho.

Aos meus auxiliares de coleta, Alexandre, Kathia e Silvio, pois só nós mesmos sabemos o que passamos aquele dia.

Aos professores, funcionários e colegas da FEAGRI-UNICAMP-SP.

Ao CNPq pela bolsa concedida.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVO.....	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
3.1. A ATIVIDADE ZOOTÉCNICA NO BRASIL E OS IMPACTOS GERADOS NO MEIO AMBIENTE .	5
3.2. ASPECTOS QUALITATIVOS E QUANTITATIVOS DOS RESÍDUOS DA BOVINOCULTURA	9
3.3. ASPECTOS QUALITATIVOS E QUANTITATIVOS DOS RESÍDUOS DA SUINOCULTURA	14
3.4. TRATAMENTO DE RESÍDUOS PELA VIA ANAERÓBIA	25
3.5. EMPREGO DA DIGESTÃO ANAERÓBIA	26
3.6. A EFICIÊNCIA DA DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	33
3.6.1. EMPREGO DA AGITAÇÃO MECÂNICA	37
3.6.2. CONTROLE DA TEMPERATURA NA DIGESTÃO ANAERÓBIA	37
3.6.3. INFLUÊNCIA DO TEOR DE SÓLIDOS DO EFLUENTE NA DIGESTÃO ANAERÓBIA ...	41
3.7. CINÉTICA DE CONSUMO DE SUBSTRATO.....	43
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	49
4.1. LOCAL.....	49
4.2. INSTALAÇÕES EXPERIMENTAIS	49
4.3. LODO DE INÓCULO	50
4.3.1. MICROSCOPIA ÓPTICA	51
4.4. ÁGUAS RESIDUÁRIAS	51
4.5. ADAPTAÇÃO DO LODO DE INÓCULO	52
4.6. TESTES DE BIODEGRADABILIDADE	53
4.7. MONTAGEM DO SISTEMA PARA A OBTENÇÃO DOS DADOS	54
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	57
5.1. CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS	57
5.2. CARACTERIZAÇÃO DOS LODOS DE INÓCULO	57

5.2.1. MICROBIOLOGIA	58
5.3. AVALIAÇÃO DA BIODEGRADABILIDADE ATRAVÉS DA ESTIMATIVA DOS PARÂMETROS CINÉTICOS APARENTES	64
5.3.1. ENSAIO 1 - EFLUENTE DE BOVINOCULTURA E LODO DE ABATEDOURO DE AVES NÃO ADAPTADO	66
5.3.2. ENSAIO 2 - EFLUENTE DE SUINOCULTURA E LODO DE ABATEDOURO DE AVES NÃO ADAPTADO	69
5.3.3. ENSAIO 3 - EFLUENTE DE BOVINOCULTURA E LODO DE ABATEDOURO DE AVES ADAPTADO	71
5.3.4. ENSAIO 4 - EFLUENTE DE SUINOCULTURA E LODO DE ABATEDOURO DE AVES ADAPTADO	73
5.3.5. ENSAIO 5 - EFLUENTE DE BOVINOCULTURA E LODO DE BOVINOCULTURA	76
5.3.6. ENSAIO 6 - EFLUENTE DE SUINOCULTURA E LODO DE SUINOCULTURA	78
5.4. DISCUSSÃO GERAL	80
<u>6. CONCLUSÕES</u>	<u>83</u>
<u>7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</u>	<u>85</u>

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Fluxograma da ação dos grupos de bactérias na digestão anaeróbia da matéria orgânica. _____	32
Figura 2. "Shaker " Marconi, modelo MA-420. _____	49
Figura 3. Esquema geral dos frascos utilizados durante a adaptação. ____	53
Figura 4. Fluxograma dos ensaios. _____	55
Figura 5. Espécies microbianas observadas durante Microscopia por contraste de fases (objetiva 100, ocular 10 e zoom 1,25) no Lodo de Abatedouro de Aves Não Adaptado: a: protozoário flagelado, b: célula semelhante a <i>Methanothrix ssp</i> , g: cocos <i>ssp</i> , i: bacilo fino, j: cocos <i>ssp</i> . _____	59
Figura 6. Espécies microbianas observadas durante Microscopia por contraste de fases (objetiva 100, ocular 10 e zoom 1,25) no Lodo de Abatedouro de Aves Adaptado com Efluente de Bovinocultura: e: bacilo reto, g: cocos <i>ssp</i> , k: microorganismos com estruturas celulares danificadas. _____	60
Figura 7. Espécies microbianas observadas durante Microscopia por contraste de fases (objetiva 100, ocular 10 e zoom 1,25) Lodo de Abatedouro de Aves Adaptado com Efluente de Suinocultura: c: espirillum, d: bacilo curvo, e: bacilo reto (1: isolado ou 2: em arranjos), i: bacilo fino, j: cocos bacilos; e durante Microscopia por fluorescência (objetiva 100, ocular 10 e zoom 1,25): h: bacilo fluorescente. _____	61
Figura 8. Espécies microbianas observadas durante Microscopia por contraste de fases (objetiva 100, ocular 10 e zoom 1,25) no Lodo de Bovinocultura: b: célula semelhante a <i>Methanothrix ssp</i> , d: bacilo curvo, e: bacilo reto (1: isolado ou 2: em arranjos), i: bacilo fino; e durante Microscopia por fluorescência (objetiva 100, ocular 10 e zoom 1,25): h: bacilo fluorescente. _____	62
Figura 9. Espécies microbianas observadas durante Microscopia por contraste de fases (objetiva 100, ocular 10 e zoom 1,25) no Lodo de Suinocultura: b: célula semelhante a <i>Methanothrix ssp</i> , f: organismo semelhante a fungo filamentosos, g: cocos <i>ssp</i> , j: cocos bacilos. _____	63
Figura 10. Representação gráfica da variação da concentração com o tempo, para reação de Primeira Ordem. _____	66
Figura 11. Variação dos valores médios da DQO (mg.L^{-1}) em função do tempo (horas), no Ensaio 1. _____	67

Figura 12. Curva ajustada para a equação cinética de Primeira Ordem, a partir do perfil de $-\ln(C/C_0)$.	68
Figura 13. Variação dos valores médios da DQO (mg.L^{-1}) em função do tempo (horas), no Ensaio 2.	70
Figura 14. Curva ajustada para a equação cinética de Primeira Ordem, a partir do perfil de $-\ln(C/C_0)$.	70
Figura 15. Variação dos valores médios da DQO (mg.L^{-1}) em função do tempo (horas), no Ensaio 3.	72
Figura 16. Curva ajustada para a equação cinética de Primeira Ordem, a partir do perfil de $-\ln(C/C_0)$.	73
Figura 17. Variação dos valores médios da DQO (mg.L^{-1}) em função do tempo (horas), no Ensaio 4.	74
Figura 18. Curva ajustada para a equação cinética de Primeira Ordem, a partir do perfil de $-\ln(C/C_0)$.	75
Figura 19. Variação dos valores médios da DQO (mg.L^{-1}) em função do tempo (horas), no Ensaio 5.	77
Figura 20. Curva ajustada para a equação cinética de Primeira Ordem, a partir do perfil de $-\ln(C/C_0)$.	77
Figura 21. Variação dos valores médios da DQO (mg.L^{-1}) em função do tempo (horas), no Ensaio 6.	79
Figura 22. Curva ajustada para a equação cinética de Primeira Ordem, a partir do perfil de $-\ln(C/C_0)$.	79

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Composição do rebanho brasileiro de animais domésticos. _____	5
Tabela 2. Características dos dejetos de bovinos de leite, da raça holandesa, com consumo diário de 17,8 kg de matéria seca e produção média de leite de 22,7 kg.dia ⁻¹ . _____	11
Tabela 3. Comparação da produção de dejetos de bovino de leite, peso vivo de 454 kg, de acordo com várias fontes. _____	13
Tabela 4. Produção média diária de dejetos de acordo com a categoria dos suínos. _____	21
Tabela 5. Características de dejetos de suínos em crescimento e terminação e manejados em fossas de retenção. _____	23
Tabela 6. Relações C/N de resíduos de suínos. _____	23
Tabela 7. Valores dos balanços de carbono e de energia, dos processos microbianos de digestão aeróbia e anaeróbia da matéria orgânica. _____	25
Tabela 8. Destruição de agentes patogênicos durante a digestão anaeróbia, em diferentes temperaturas e Tempos de Detenção Hidráulico (TDH). _____	27
Tabela 9. Produtividade Máxima de Metano por Volume de Reator e Remoção de Sólidos Voláteis obtidos na digestão anaeróbia de dejetos animais. _	36
Tabela 10. Potencial de digestão anaeróbia do dejetos de bovino de leite, filtrado e não filtrado, aquecido a 40 e 60°C e TDH de 3 e 10 dias. ____	42
Tabela 11. Especificações do "Shaker" Marconi. _____	50
Tabela 12. Ensaio Realizados. _____	55
Tabela 13. Caracterização inicial das águas residuárias utilizadas como substrato. _____	57
Tabela 14. Caracterização inicial dos lodos de inóculo. _____	57
Tabela 15. Concentração de DQO (mg.L ⁻¹), em função do tempo experimental (horas), no Ensaio 1. _____	67
Tabela 16. Concentração de DQO (mg.L ⁻¹), em função do tempo experimental (horas), no Ensaio 2. _____	69
Tabela 17. Concentração de DQO (mg.L ⁻¹), em função do tempo experimental (horas), no Ensaio 3. _____	71
Tabela 18. Concentração de DQO (mg.L ⁻¹), em função do tempo experimental (horas), no Ensaio 4. _____	74
Tabela 19. Concentração de DQO (mg.L ⁻¹), em função do tempo experimental (horas), no Ensaio 5. _____	76

Tabela 20. Concentração de DQO (mg.L^{-1}), em função do tempo experimental (horas), no Ensaio 6. _____ 78

Tabela 21. Parâmetros Cinéticos de Primeira Ordem, estimados para os ensaios realizados. _____ 80

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

A	-	Ácido Acético;
ASAE	-	American Society of Agricultural Engineers;
AVT	-	Ácidos Voláteis Totais;
b	-	coeficiente de decaimento celular, $[T^{-1}]$;
BRS	-	Bactérias Redutoras de Sulfato;
C	-	concentração do reagente, $[L^3.T^{-1}]$;
C_0	-	concentração inicial do reagente, $[L^3.T^{-1}]$;
CED	-	Continue Expanded Digester;
C/N	-	Relação Carbono/Nitrogênio;
DQO	-	Demanda Química de Oxigênio, [M];
DBO ₅	-	Demanda Bioquímica de Oxigênio, [M];
dS/dt	-	representa a velocidade de utilização de substrato por unidade de volume de reator, $[M.L^{-3}.T^{-1}]$;
dX/dt	-	representa a velocidade de crescimento líquido de biomassa por unidade de volume de reator, $[M.L^{-3}.T^{-1}]$;
FWR	-	Fiber Wall Reactors;
HRD	-	High Rate Digester;
K_1	-	constante cinética de primeira ordem, $[h^{-1}]$;
K_1^{app}	-	constante cinética aparente de primeira ordem, $[h^{-1}]$;
K_s	-	constante cinética, $[M.L^{-3}]$;
MS	-	Matéria Seca;
MWPS	-	MidWest Plan Service;
NCR	-	National Research Council;
NMP	-	Número Mais Provável;
P	-	Ácido Propiônico;
P/A	-	Relação Propiônico/Acético;
Q	-	volume diário retirado durante a adaptação, $[L^3.T^{-1}]$;
RAHLEF	-	Reator Anaeróbico Horizontal de Leito Fixo;
r	-	velocidade de reação, $[M.L^{-3}.T^{-1}]$;
r_{max}	-	velocidade máxima de utilização de substrato, $[T^{-1}]$;

r'_{\max}	- constante cinética de primeira ordem, numericamente igual a r_{\max}/k_S , [$L^3.M^{-1}.T^{-1}$];
S	- concentração de substrato, [$L^3.T^{-1}$];
S_0	- concentração inicial do substrato, [$L^3.T^{-1}$];
SST	- Sólidos Suspensos Totais, [$M.L^{-3}$];
SSV	- Sólidos Suspensos Voláteis, [$M.L^{-3}$];
ST	- Sólidos Totais, [$M.L^{-3}$];
STF	- Sólidos Totais Fixos, [$M.L^{-3}$];
STV	- Sólidos Totais Voláteis, [$M.L^{-3}$];
SV	- Sólidos Voláteis, [$M.L^{-3}$];
TDH	- Tempo de Detenção Hidráulico, [T];
UASB	- Upflow Anaerobic Sludge Blanket;
v	- velocidade de rotação, rpm;
X	- concentração de biomassa, [$M.L^3$];
Y	- coeficiente de produção celular, dX/dS , adimensional.

RESUMO

MORAES, L.M. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de dejetos oriundos de atividades zootécnicas. Campinas, UNICAMP, Faculdade de Engenharia Agrícola, 121p., 2000. Dissertação (Mestrado).

Com a intensificação das atividades zootécnicas, estudos dos problemas ambientais relacionados ao tratamento e disposição dos dejetos gerados tornam-se urgentes. A realização de testes de biodegradabilidade desses dejetos é fundamental, pois uma vez que apresentam grande variabilidade qualitativa e quantitativa, também devem apresentar diferenças quanto à demanda de oxigênio e quanto à presença de substâncias tóxicas aos microrganismos participantes desse tipo de tratamento biológico. Neste trabalho foram avaliadas a biodegradabilidade anaeróbia de águas residuárias de bovinocultura e suinocultura, em reatores em batelada, com lodos granulados de três procedências: UASB tratando efluente de bovinocultura, UASB tratando efluente de suinocultura e UASB tratando efluente de abatedouro de aves. Os seguintes ensaios foram realizados: (1) Efluente de Bovinocultura e Lodo de Abatedouro de Aves Não Adaptado, (2) Efluente de Suinocultura e Lodo de Abatedouro de Aves Não Adaptado, (3) Efluente de Bovinocultura e Lodo de Abatedouro de Aves Adaptado, (4) Efluente de Suinocultura e Lodo de Abatedouro de Aves Adaptado, (5) Efluente de Bovinocultura e Lodo de Bovinocultura e (6) Efluente de Suinocultura e Lodo de Suinocultura. Os ensaios foram realizados em "Shaker", em temperatura de 35°C, sob agitação a 150 rpm, por 5 minutos a cada 1 hora. Foi utilizada uma relação de substrato:biomassa igual a 0,5. Foram testados modelos cinéticos do tipo Monod, Ordem Zero, Primeira e Segunda Ordem e verificou-se que o modelo de Primeira Ordem foi o que

melhor se ajustou para os seis ensaios realizados. A constante de velocidade de Primeira Ordem (k_1) foi estimada para os ensaios 1, 2, 3, 4, 5 e 6, resultando $2,51 \times 10^{-2}$, $2,49 \times 10^{-2}$, $1,90 \times 10^{-2}$, $3,09 \times 10^{-2}$, $2,54 \times 10^{-2}$, $4,09 \times 10^{-2} \text{ h}^{-1}$, respectivamente.

PALAVRAS-CHAVE

Tratamento Anaeróbio, resíduo da bovinocultura, resíduo da suinocultura, testes de biodegradabilidade, parâmetros cinéticos.

ABSTRACT

MORAES, L.M. Evaluation of the anaerobic biodegradability of wastes originating from of animal production. Campinas, UNICAMP, Faculdade de Engenharia Agrícola, 121p., 2000. Dissertação (Mestrado).

Due to the intensification of animal production, studies on environmental problems concerning the treatment and disposal of generated wastes become urgent. The accomplishment of biodegradability tests of those wastes is fundamental, because once they present great qualitative and quantitative variability, they should also present differences regarding the demand of oxygen as well as the presence of toxicant substances in the participant microorganisms of that type of biological treatment. This study appraises the anaerobic biodegradability of waste waters from dairy and swine, in both reactors, with granular sludge of three origins: UASB treating dairy effluent, UASB treating swine effluent and UASB treating effluent of slaughterhouse of poultry. The following experiments were accomplished: (1) Dairy Effluent and Poultry Slaughterhouse Non-Adapted Sludge, (2) Swine Effluent and Poultry Slaughterhouse Non-Adapted Sludge, (3) Dairy Effluent and Poultry Slaughterhouse Adapted Sludge, (4) Swine Effluent and Poultry Slaughterhouse Adapted Sludge, (5) Dairy Effluent and Dairy Sludge and (6) Swine Effluent and Swine Sludge. The experiments were performed Incubator " Shaker ", at a temperature of 35°C, under agitation at a 150 rpm, for 5 minutes, every 1 hour. A substrat:biomass relationship of 0.5 was used. Kinetic models of Monod, Zero Order, First and Second Order were tested and it was verified that the First Order model provide the best adjust must. The apparent First Order kinetic parameter (k_1) it was

estimated for experiments 1, 2, 3, 4, 5 and 6, as $2,51 \times 10^{-2}$, $2,49 \times 10^{-2}$, $1,90 \times 10^{-2}$, $3,09 \times 10^{-2}$, $2,54 \times 10^{-2}$, $4,09 \times 10^{-2} \text{ h}^{-1}$, respectively.

KEY WORDS

Anaerobic Treatment, dairy wastes, swine wastes, biodegradability tests, kinetic parameters.

1. INTRODUÇÃO

A agricultura começou a ser desenvolvida há aproximadamente 11.000 anos, em 9.000 a.C.. Nos primórdios de sua existência, homens nômades, recolhiam seus alimentos da natureza. Quando uma determinada região tinha suas ofertas esgotadas, eles eram obrigados a mudar-se para uma outra região. Durante a caça e a coleta, extensos territórios eram utilizados, mas seus resultados eram reduzidos e alimentavam poucas pessoas.

O trabalho agrícola teria sido a saída para a crise provocada pela diminuição da caça e pelo aumento populacional. Com a agricultura e o pastoreio, áreas relativamente pequenas passaram a abastecer populações mais numerosas.

Gradualmente, a agricultura e a pecuária foram evoluindo, mas a partir do século XIX, mudanças sucederam-se rapidamente, sobretudo nos países desenvolvidos. As criações intensivas, e a conseqüente concentração de produção de dejetos, passaram a exigir estudos dos problemas ambientais relacionados ao seus tratamentos e disposições.

No meio rural, o manejo dos resíduos das atividades agropecuárias, na forma sólida e semi-sólida, e a disponibilidade de grandes áreas têm propiciado a aplicação de métodos tradicionais de pré-tratamento, seguidos de disposição no solo. Contudo, a recente modernização da exploração em alguns setores, como a suinocultura e a bovinocultura de leite, ampliando a utilização de confinamentos intensivos e adotando sistemas de higienização das instalações e manejo de resíduos (fezes, urina e restos de ração) com alto consumo de água, tem surpreendido os produtores com problemas de disposição dos grandes volumes de dejetos gerados.

Como, a princípio, todos os compostos orgânicos podem ser degradados pela via anaeróbia, os reatores anaeróbios têm sido uma opção muito interessante para o tratamento dos dejetos animais.

O interesse pelo tratamento anaeróbio, de resíduos líquidos e sólidos provenientes da agropecuária e da agroindústria, tem aumentado nos últimos anos, por apresentar vantagens significativas, quando comparado aos processos mais comumente utilizados de tratamento aeróbio de águas residuárias, ou aos processos convencionais de compostagem aeróbia de resíduos orgânicos sólidos.

Embora a experiência prática com o tratamento anaeróbio de efluentes líquidos seja ainda recente, o potencial de aplicabilidade do processo pode ser avaliado a partir do conhecimento de poucas características do despejo a ser tratado. Uma avaliação preliminar dessas características auxiliará na escolha do processo de tratamento mais adequado, permitindo, dessa forma, estimativas de produção de sólidos biológicos, de requisitos de nutrientes, de produção de metano, etc.

A caracterização dos dejetos, através de testes de biodegradabilidade, é de fundamental importância, uma vez que os dejetos apresentam grande variabilidade quanto à qualidade, quantidade, Demanda Química de Oxigênio (DQO) e presença de compostos orgânicos refratários. Acrescentam-se ainda outras características importantes ao tratamento anaeróbio, notadamente pH, alcalinidade, nutrientes inorgânicos, temperatura e a eventual presença de compostos potencialmente tóxicos.

Neste contexto, o presente trabalho visa contribuir para o desenvolvimento de processos anaeróbios aplicados a dejetos oriundos de atividades zootécnicas, através da avaliação de seus potenciais de biodegradabilidade anaeróbia.

2. OBJETIVO

O presente trabalho tem como principal objetivo avaliar a biodegradabilidade anaeróbia de dejetos oriundos de atividades zootécnicas. Desta forma, a pesquisa pretende:

- Avaliar a biodegradabilidade de dejetos provenientes de diferentes atividades zootécnicas, através da monitoração da DQO ao longo do tempo, em períodos pré-determinados;
- Comparar a biodegradabilidade dos dejetos provenientes de diferentes atividades zootécnicas (bovinocultura e suinocultura);
- Promover um maior conhecimento da cinética de biodegradação desses dejetos através da estimativa da taxa de utilização de substrato;
- Contribuir com resultados orientadores de proposições de tratamentos adequados de dejetos oriundos das atividades zootécnicas.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. A ATIVIDADE ZOOTÉCNICA NO BRASIL E OS IMPACTOS GERADOS NO MEIO AMBIENTE

De acordo com o Censo Agropecuário do IBGE (IBGE, 1997), em 1996 o Brasil possuía um rebanho de 928.679.511 animais. A composição do rebanho brasileiro de animais domésticos, segundo o Censo de 1996 do IBGE, está apresentada na **Tabela 1**.

Tabela 1. Composição do rebanho brasileiro de animais domésticos.

Rebanho	Número de cabeças	Porcentagem
Bovinos	153.030.838	16,33
Bubalinos	834.913	0,09
Eqüinos	5.564.967	0,59
Asininos	1.105.795	0,12
Muare	1.077.053	0,11
Caprinos	6.589.734	0,70
Ovinos	13.954.098	1,49
Suínos	36.062.103	3,85
Aves	718.438.727	76,68
Coelhos	284.821	0,03
Total	928.679.511	100

Fonte: IBGE, 1997

O manejo adequado dos resíduos oriundos de atividades zootécnicas é um requisito básico ao sucesso desses empreendimentos. De forma mais simplificada, os animais podem ser analisados como processadores de alimento, convertendo-o, apenas parcialmente, em um dos produtos finais (leite, carne, ovos), sendo o restante, eliminado na forma de resíduo do sistema produtivo. Por possuir uma grande capacidade poluidora, esse resíduo deve ser manejado adequadamente.

Quando os animais são explorados através de regime extensivo, os dejetos produzidos distribuem-se de forma dispersa no solo e sofrem um processo completo de decomposição, sem maiores problemas de poluição. Isso ocorre devido à baixa concentração de animais por área de pastejo

(GARCIA-VAQUERO, 1981). Contudo, quando os animais ficam confinados, mesmo que por um curto espaço de tempo, os dejetos produzidos concentram-se e necessitam ser tratados para que a contaminação e poluição sejam minimizadas.

Devido ao crescimento da população humana e à demanda sempre crescente por alimentos, a cada dia que passa, os pecuaristas vêm adotando, por meio do confinamento, os "Sistemas Intensivos de Produção Animal". Isso ocorre principalmente nas proximidades dos grandes centros consumidores, onde a poluição ambiental é um fator de grande risco à sobrevivência do homem e dos animais (CAMPOS, 1998).

Um dos maiores problemas desses sistemas é a grande quantidade de resíduos produzidos diariamente, devido à elevada concentração de animais. Esses resíduos constituem-se de: dejetos, material usado nas camas, água, produtos utilizados na limpeza, restos de animais (pêlos e células mortas), etc. Os dejetos, maiores constituintes dos resíduos, contêm a parte sólida (fezes), e a parte líquida (urina). O destino final desses resíduos tem se constituído em problemas para criadores e especialistas, pois envolve aspectos técnicos, sanitários e econômicos.

Nos últimos anos, o destino final dos resíduos urbanos, industriais e agrícolas, bem como a poluição ambiental, tomaram-se assunto de grande relevância mundial, chegando, até mesmo, a ser alvo de uma grande conferência mundial promovida pela ONU, a II Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e Desenvolvimento, no Rio de Janeiro, em 1992. Esta Conferência reuniu os principais estadistas do mundo para tratar dos problemas causados, pelo homem, ao meio ambiente, e propor normas de conduta a serem seguidas por todos os habitantes do planeta, com a finalidade de reduzir a agressão causada, em todos os níveis, à natureza, pelo homem.

Hoje, no Brasil, como não poderia ser diferente, faz-se necessário o manejo adequado dos resíduos, tendo em vista a necessidade de preservação ambiental, não só pelo aspecto prático e racional, como também pelo aspecto legal, uma vez que existem leis que regulamentam o assunto, a níveis municipal, estadual e federal. A nível federal, podemos destacar as Leis, n.º 9.433, de 8 de janeiro de 1997, conhecida como Política Nacional de Recursos Hídricos, e a n.º 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, chamada de Lei de Crimes Ambientais, que regulamentam as atividades ligadas ao meio ambiente. Contudo, em cada região, podem existir, ainda, leis de âmbitos estadual ou municipal, que estabeleçam particularidades relacionadas a cada situação, atendendo aos requisitos mínimos das leis federais.

Com o objetivo de atender às exigências práticas e legais, torna-se necessário o desenvolvimento de tecnologias apropriadas para os tratamentos de diferentes resíduos, tornando mais eficientes os tratamentos e minimizando, desse modo, o impacto ambiental que podem provocar (LOURES, 1998).

Na maioria das fazendas brasileiras, os resíduos produzidos vêm sendo mal manejados e, com isso, perdem grande parte de suas características fertilizantes. Normalmente são deixados para secar, perdendo-se parte do nitrogênio, por volatilização, na forma de amônia, e parte de outros minerais, como fósforo, potássio e cálcio, por arraste, pelas águas de limpeza e/ou de chuva (BUENO, 1986).

Em alguns casos, os resíduos orgânicos arrastados para os cursos d'água poluem devido à sua alta carga orgânica. Sua decomposição reduz a concentração de oxigênio dissolvido na água, o que pode provocar a morte de peixes e de microrganismos, por asfixia. Além disso, os nutrientes contidos nesses resíduos (entre eles Nitrogênio, Fósforo e Potássio) podem estimular o crescimento de plantas aquáticas e a eutrofização dos

corpos d'água, causando desequilíbrio nos ecossistemas aquáticos (CAMPOS, 1998).

Em muitos casos, os resíduos poluem de forma direta, por contaminação do solo e do lençol freático, quando a disposição é feita em níveis superiores aos da capacidade de depuração, e de forma indireta, de uma maneira muito freqüente, quando favorecem o desenvolvimento de moscas ou a liberação de gases mal cheirosos provenientes da sua decomposição (GARCIA-VAQUERO, 1981).

É necessário, sob o ponto de vista sanitário, ecológico e econômico, um manejo adequado dos resíduos. Sanitário, porque os resíduos podem prejudicar a saúde animal e humana, tanto dentro como fora da propriedade; ecológico, porque os resíduos, ricos em matéria orgânica e nutrientes, causam poluição e desequilíbrio no meio; e por fim, econômico, porque o tratamento dos resíduos envolve recursos para equipamentos, material e mão de obra, que oneram o sistema produtivo e podem, até mesmo, inviabilizá-lo.

Um aspecto positivo do manejo adequado é que os resíduos orgânicos, oriundos das atividades zootécnicas, quando estabilizados e reciclados adequadamente no solo, são insumos para a produção agrícola, podendo incrementar a produção. Isto porque, os resíduos constituem-se, na sua grande maioria, de compostos orgânicos naturais do meio, e portanto, quando adequadamente tratados, podem contribuir para a melhoria da produção vegetal e, por conseqüência, da produção animal. Assim, embora sejam considerados resíduos com grande capacidade de poluição, são, na verdade, recursos passíveis de reciclagem no ecossistema natural (VAN HORN et al., 1994).

Quando um sistema de produção é adequadamente planejado, a quantidade dos resíduos pode ser estimada e usada como suprimento, tanto de energia, como de fertilizante. Porém, quando isso não acontece, o

excesso de resíduos pode se constituir um problema e tornar-se um causador de desequilíbrio ambiental. Nessa circunstância, a sociedade tem que coibir esse desequilíbrio e exigir que seja feito o processamento adequado, até mesmo quando os custos desse processamento excederem o valor dos recursos recuperados.

Dessa forma, o melhor sistema de tratamento para resíduos, deve ser projetado para minimizar o impacto ao meio ambiente e maximizar a recuperação de seus conteúdos energético e/ou fertilizante, com o objetivo de aproveitá-lo no aumento da produtividade tanto agrícola como zootécnica.

3.2. ASPECTOS QUALITATIVOS E QUANTITATIVOS DOS RESÍDUOS DA BOVINOCULTURA

Existem consideráveis variações qualitativas e quantitativas dos resíduos produzidos nos sistemas de produção da bovinocultura. Essas variações dependem de fatores relacionados às instalações, aos animais, aos tipos de manejo dos mesmos, e ao clima. Relacionadas às instalações, estão as suas configurações e formas de limpeza (CAMPOS, 1998). Ligados aos animais, estão o tamanho e o estado de saúde, a quantidade de matéria seca (MS) ingerida e o tipo e a digestibilidade do alimento (VAN HORN et al., 1994). O manejo influi de acordo com o tipo de confinamento, intensivo ou extensivo, número de ordenhas, forma e número de alimentações. E finalmente, o clima, que, em conjunto com o tipo de instalação, irá influenciar na sensação térmica dos animais, que será responsável pela quantidade de água ingerida pelos animais e, conseqüentemente, pelo volume de urina produzido.

Pode-se estimar a quantidade de dejetos produzidos por bovinos a partir de informações obtidas em outras propriedades, que possuam animais

com características e manejos semelhantes. VAN HORN et al. (1994), avaliando resultados obtidos em trabalhos anteriores, para bovino de leite da raça holandesa, chegaram aos resultados apresentados na **Tabela 2**, que contém os percentuais de dejetos produzidos, em base úmida e em base seca, e as quantidades, em kg, dos componentes dos dejetos. Os animais estudados tinham as seguintes características: peso vivo médio de 635 kg e média de produção de 9004 kg de leite, por lactação. Eram alimentados com ração contendo 50% de silagem de milho e dieta contendo 14,5% de proteína bruta, 0,43% de Fósforo, 0,82% de Cálcio, 1,13% de Potássio, 0,37% de Sódio e 0,127% de Magnésio, níveis considerados baixos, de acordo com recomendações do NATIONAL RESEARCH COUNCIL (NRC) de 1989.

Tabela 2. Características dos dejetos de bovinos de leite, da raça holandesa, com consumo diário de 17,8 kg de matéria seca e produção média de leite de 22,7 kg.dia⁻¹.

Características dos dejetos	Composição			Excreções diárias (kg.animal ⁻¹)		
	Fezes	Urina (% do total)	Combinada	Fezes	Urina	Combinada
Matéria seca (MS)	17,4	4,3	12,2	5,9	1	6,9
Umidade	82,6	95,7	87,8	28,1	21,7	49,8
	% da matéria seca					
Sólidos voláteis	89,00	47,00	83,00	5,27	0,46	5,73
C	42,40	20,00	38,90	2,50	0,20	2,70
NTK	2,70	14,00	4,30	0,16	0,14	0,30
NH ₃	0,14	10,70	1,63	0,01	0,10	0,11
P	0,85	0,37	0,78	0,05	0,00	0,05
K	0,53	13,96	2,43	0,03	0,14	0,17
Ca	2,00	0,02	1,72	0,12	0,00	0,12
Na	0,16	4,65	0,80	0,01	0,05	0,06
Mg	0,70	0,46	0,67	0,04	0,01	0,05
Energia Bruta Estimada (Mcal)				25,00	2,00	27,00

Fonte: VAN HORN et al., 1994

TOMLINSON et al. (1996), estudando o balanço de Nitrogênio (N) contido na proteína da dieta e no dejetos excretado de 34 bovinos de leite em lactação, com o objetivo de estimar o fluxo de N nos animais e a sua utilização, em propriedades produtoras de leite, determinaram que esses animais excretaram 34,3% da MS ingerida contendo 88,2% de sólidos voláteis. Verificaram também que dos 325 g de N excretados diariamente, 175g estavam contidos nas fezes e 150g na urina. Concluíram que é possível uma previsão aproximada do volume de dejetos produzidos pelos animais, a partir da quantidade de MS ingerida e da digestibilidade do alimento.

SAFLEY et al. (1984), estudando a composição dos dejetos produzidos por bovino de leite de sete propriedades da Carolina do Norte nos EUA, durante o período de doze meses, observaram que existe uma pequena variação na produção de dejetos entre as propriedades, mas uma considerável variação na composição dos resíduos em função do tipo de

limpeza das instalações e do clima. Contudo, é possível uma boa estimativa da quantidade de dejetos produzidos, quando se toma, como base, a nutrição dos animais. Os autores encontraram, nesse estudo, valores de N 30% maiores que os preditos pelas tabelas da AMERICAN SOCIETY OF AGRICULTURAL ENGINEERS (ASAE) de 1982 e do MIDWEST PLAN SERVICE (MWPS) de 1975.

As quantidades dos dejetos obtidos a partir de 12 vacas de leite, em lactação e secas, da raça holandesa, foram determinadas por MORSE et al. (1994) para comparação com outras fontes clássicas. Os animais estudados possuíam as seguintes características: os que estavam em lactação pesavam em média 567 kg e eram alimentados com 20 kg de MS por dia; os secos pesavam em média 454 kg e eram alimentados com 16 kg de MS por dia. Para comparação das estimativas dos dejetos produzidos, foram usadas as seguintes fontes clássicas: normas padrão da ASAE de 1982, tabela 2-1 do MWPS-18 de 1975 e a tabela 4-5 do SOIL CONSERVATION SERVICE (SCS) de 1992, apresentados na **Tabela 3**. Os autores concluíram que, devido aos avanços tecnológicos, que permitiram o aprimoramento genético dos animais e um aumento na ingestão da MS, os valores obtidos em alguns casos superaram os fornecidos pelas recomendações clássicas usadas como referência.

Tabela 3. Comparação da produção de dejetos de bovino de leite, peso vivo de 454 kg, de acordo com várias fontes.

	ASAE	MWPS	SCS	Morse
Produção de dejetos (kg.d ⁻¹)	39	37,2	38,6	48,1
Relação fezes/urina	2,3	-	-	1,6
Umidade (%)	86	87,3	-	78,7
Sólidos totais (kg.d ⁻¹)	5,4	4,7	4,2	6,08
Sólidos voláteis (kg.d ⁻¹)	4,5	3,9	3,1	5,92
% dos SV	83,3	83	73,8	97,4

Fonte: MORSE et al., 1994

Em suma, para bovinos adultos da raça leiteira, a produção diária de dejetos (fezes e urina) em quantidade de sólidos totais (ST), pode ser estimada com segurança em 38,8% da MS ingerida (VAN HORN et al., 1994), ou em 36,14% (MORSE et al., 1994); como também entre 8 a 11% do peso vivo do animal, com teor de MS entre 10-12% (GARCIA-VAQUERO, 1981; ASAE, 1982; MWPS, 1975; BUENO, 1986).

De acordo com a consistência e o conteúdo de umidade, FALK e OHLENSEHLEN (1994) classificaram os resíduos de bovinos em três categorias: líquido (ST<12%), semi-sólidos (12<ST<16%) e sólidos (ST>16%). CAMPOS (1998) relata que, em instalações do tipo "free stall", com baias de descanso individual de livre acesso, os manejos dos dejetos podem ser feitos nas formas: líquida (através da lavagem com descarga de água), semi-sólida (com raspagem, seguida de lavagem), ou sólida (apenas com a raspagem, coleta e transporte).

Por comodidade, quando existe disponibilidade de água, o manejo dos resíduos tem sido feito na forma líquida. Esse sistema torna mais prática a operação de limpeza, pois reduz os custos de extração diária e permite a mecanização simplificada dessa operação (GARCIA-VAQUERO, 1981), contudo, dilui os dejetos em grandes volumes de água.

De forma genérica, pode-se estimar a composição do dejetos, quantificando-se seu volume total e seu conteúdo em MS. Este é estimado, com boa margem de segurança, com base no percentual da MS ingerida (alimentos), ou com base no peso vivo do animal. O volume total do resíduo pode ser estimado considerando-se os volumes do esterco e da água usada na limpeza das instalações. Este último altera, de forma substancial, a concentração do dejetos orgânico e sua estimativa depende das características das instalações e dos diversos tipos de operações de limpeza.

A estimativa do consumo médio de água por bovino de leite usada em um centro de ordenha é de 15,5 L.d⁻¹, segundo LINDLEY (1979). Em instalações de ordenha, com sistema de limpeza mais eficiente, WOLTERS e BOEREKAMP (1994) estimaram o consumo de água, por animal, em 10,0 L.d⁻¹. Quanto ao volume de água utilizada na limpeza das demais instalações, GARCIA-VAQUERO (1981) estimou em 2 a 3 L.m⁻².d⁻¹, podendo ser menor em sistemas mais eficientes, que utilizam água sob alta pressão. De uma maneira geral, volume de resíduo gerado por animal, nas limpezas da sala de ordenha, do curral de alimentação e demais áreas de trânsito dos animais foi estimado, por BUENO (1986), em 100L. d⁻¹.

3.3. ASPECTOS QUALITATIVOS E QUANTITATIVOS DOS RESÍDUOS DA SUINOCULTURA

No Brasil, a Suinocultura, pelas características dos animais e do tipo de comercialização do produto predominantes nas indústrias e cooperativas das regiões Sul e Sudeste, onde existe a maior concentração dessa exploração, adotou, como necessidade de adequação e competitividade, a importação de raças e, conseqüentemente, a modernização dos sistemas de criação, confinando seus animais em

construções, durante as diversas fases de seu ciclo produtivo. E ao que parece, os produtores e demais pessoas envolvidas no desenvolvimento e na expansão da suinocultura não se aperceberam das conseqüências advindas, em termos de volume e de potencial de poluição dos dejetos acumulados em pequenas áreas, não tendo previsto o acoplamento, ao processo de exploração, de um sistema eficiente de tratamento dos resíduos gerados. Tal providência talvez não tenha sido adotada devido às peculiaridades do resíduo, em função dos diversos sistemas de manejo adotados, que dificultam o estabelecimento de um modelo padrão de tratamento.

SILVA (1973), trabalhando com resíduos de confinamento de suínos, citou que, enquanto a população brasileira de 1970 era de 94.508.000 habitantes, o rebanho suíno avaliado em 6.637.400 cabeças, representava 2,3 vezes a contribuição humana em termos de DBO₅ e ST. Por outro lado, em termos de formação de lodos (sólidos sedimentáveis), os suínos eram 6,2 vezes mais poluidores do que os homens, o que correspondia a quase 4,5 vezes a poluição causada por toda a população brasileira (PAULA, 1982). Em 1996, o rebanho de suínos era estimado em 36.062.103 cabeças (IBGE, 1997), demonstrando o quanto o problema vem se agravando, principalmente devido à concentração das criações nas regiões Sul (12.579.582 cabeças) e Sudeste (6.210.177 cabeças), já com problemas sanitários e de poluição.

OLIVEIRA et al. (1993) relatam que o desenvolvimento da suinocultura no Estado de Santa Catarina foi responsável pela produção de grandes quantidades de dejetos, estimando-se a produção diária em 40000 m³, que, pela falta de tratamento adequado, transformou-se na maior fonte poluidora dos mananciais do Estado, uma vez que 85% das fontes de água no meio rural, nas regiões produtoras, estão contaminadas por coliformes fecais, oriundos do lançamento de dejetos de suínos em mananciais. Levantamentos realizados mostraram que apenas 15% dos suinocultores

possuem sistemas para o tratamento ou aproveitamento dos dejetos. A poluição do meio ambiente, nas regiões produtoras de suínos, é alta, pois enquanto a DBO_5 do esgoto doméstico é de cerca de $200-500 \text{ mg.L}^{-1}$, a DBO_5 , dos dejetos de suínos oscila entre 30000 e 52000 mg.L^{-1} , ou seja, em torno de 260 vezes superior.

Segundo PAULA (1982), os resíduos de confinamento de suínos não podem ser lançados diretamente em corpos d'água receptores, sem tratamento prévio, em virtude do rápido consumo de oxigênio dissolvido e suas conseqüências, além de conferir um aspecto desagradável ao corpo d'água.

Além disso, considerando-se o grande volume produzido, pode-se notar o potencial energético, tanto produtivo (através dos componentes fertilizantes), quanto calorífico (pela capacidade de produção de biogás decorrente do teor de sólidos voláteis na matéria orgânica) que é perdido, quando esses resíduos não são reciclados. Cada kg ou litro de dejetos desperdiçado representa um grande prejuízo para o ambiente e uma perda significativa para o produtor, que poderia convertê-lo em produção nas culturas, por exemplo, de milho, com conseqüente reflexo no custo de produção do suíno.

De acordo do levantamentos realizados por HOLMBERG et al. (1983), a pratica mais comum de manejo dos resíduos de suínos, entre os produtores no Sudeste dos EUA, é o sistema de arraste, com utilização de grandes quantidades de água. Verifica-se um excessivo gasto de água com a lavagem das baias de terminação, gerando grandes volumes de dejetos em diluições muito acentuadas. Quando os dejetos são destinados ao solo, como fertilizante, ou ainda, quando tratados em biodigestores rurais, a estocagem torna-se imprescindível, tendo em vista que a disponibilidade do terreno é sazonal (KONZEN, 1983).

A limpeza dos confinamentos de suínos com água sob pressão, em regiões de clima tropical e subtropical, impõe alto consumo de água, atingindo cinco vezes a produção diária de dejetos. Já em regiões de clima frio e temperado, esse volume atinge duas vezes a produção diária de dejetos. Essa diferença deve-se principalmente ao fato de que nas regiões de clima tropical e subtropical, a água é utilizada para a redução do stress, devido ao calor, e para a diminuição de infecções causadas por bactérias ou vírus (YANG e CHOU, 1985).

O tipo de instalação para confinamento, relacionada ao manejo dos dejetos, são fatores determinantes da forma em que se apresentará o dejetos final (líquido, sólido ou semi-sólido) e, quando somados a outros fatores conseqüentes das características qualitativas e quantitativas do mesmo, nos fornecerão dados fundamentais para o estabelecimento do sistema de tratamento a ser utilizado. Porém, em vários trabalhos de caracterização de dejetos de suínos, esses aspectos não são levados em consideração.

Os dejetos da produção animal podem diferir consideravelmente, pois são provenientes da mistura de diferentes produtos, em várias proporções. Os componentes que, geralmente, contribuem para o dejetos final são: fezes (variando de consistência de acordo com a espécie do animal e tipo de alimentação), urina (variando em quantidade de acordo com a espécie do animal, tipo de alimentação, possibilidade de acesso ao suprimento de água e estação do ano), a cama de palha (usada em algumas propriedades de criação de animais, para conforto e higiene e também para absorção da fração líquida dos dejetos), água de diluição (resultante da remoção dos dejetos, lavagem das instalações e vazamento do bebedouro de água automático). É difícil estimar o volume da água de diluição que, se por um lado permite uma economia de equipamentos e/ou mão-de-obra na remoção dos dejetos, por outro, torna necessário o manejo de um volume de

dejetos de duas a dez vezes superior àquele do resíduo gerado pelos animais (SORLINI e BONFANTI, 1989).

O conhecimento da quantidade de dejetos produzida nas instalações para suínos é de interesse para os projetos de estruturas e equipamentos para o manejo dos dejetos, bem como para o manejo da propriedade, sendo muito variável com a idade e número de animais, alimentação, uso de água para higienização, vazamentos nos bebedouros e água de chuva (WILLIAMS e STREADER, 1990). As características químicas podem ser condicionadas pela fase da criação (animais de reprodução ou de engorda), tipo de alimentação, técnicas de criação, sistemas de remoção e estocagem dos dejetos e condições climáticas. Cada um desses fatores tem influência sobre as características finais dos resíduos (SORLINI e BONFANTI, 1989).

De acordo com vários autores, a comparação das características dos efluentes líquidos de confinamento de suínos são dificultadas pelo fato de nem sempre serem relatadas as condições locais tais como: o clima, a raça animal, o tipo de alimentação, o grau de diluição dos resíduos, métodos e precauções nas amostragens e outras (PAULA, 1982).

Existem, na literatura, vários valores de produção de resíduos para diferentes raças de suínos e compensações arbitrárias são dadas também para a água de higienização. Esses valores são, geralmente, similares e sugerem que o padrão, para suínos em engorda, está em torno de 4 a 5 litros de dejetos, por animal, por dia, contendo de 8 a 10% de MS (WILLIAMS e STREADER, 1990).

A quantidade total de dejetos produzidos por animal (fezes e urina, água desperdiçada pelos bebedouros e da higienização, resíduos de ração, pelos e poeira decorrentes do sistema de criação), varia de acordo com o desenvolvimento dos suínos, apresentando valores decrescentes de

8,5 a 4,9% de seu peso por dia, considerando a faixa dos 15 aos 100 kg de peso vivo (KONZEN, 1983).

As estações do ano têm uma grande influência sobre a quantidade de resíduos produzidos, independente do tamanho do suíno. O aumento na quantidade de resíduo, no verão, é devido o aumento da perda de água. BRUMM et al. (1980), verificaram pouca diferença na produção de resíduos sólidos e na composição do resíduo, quando expresso em relação à MS. A produção total de resíduo variou de 3,6 kg.animal⁻¹.d⁻¹ no inverno, a 8,4 kg.animal⁻¹.d⁻¹ no verão, com média de 5,7 kg.animal⁻¹.d⁻¹ em todo o experimento. Em relação ao peso vivo do animal, houve uma variação de 6,4% a 16,9%, com média de 11,7%. A produção de resíduo sólido (com base na MS) variou de 0,3 kg.animal⁻¹.d⁻¹, no verão, a 0,48 kg.animal⁻¹.d⁻¹, na primavera, com média de 0,38 kg.animal⁻¹.d⁻¹.

Um dos componentes que influi, de maneira marcante, na quantidade de dejetos, é a produção de urina que, por sua vez, depende do volume de água ingerido. Suínos em crescimento e terminação consomem, em geral, cerca de 5,5 L de água.animal⁻¹.d⁻¹ e produzem de 2 a 2,5% do peso vivo de urina (KONZEN, 1983). LOHER (1969) afirmou que a urina dos suínos é rica em fósforo e pobre em nitrogênio e corresponde a aproximadamente 30% do total dos excrementos em peso, variando de 2 a 4 L de urina por dia, em função do clima e quantidade de água ingerida.

O volume geral de dejetos de uma criação depende, ainda, do sistema de manejo adotado, como também, da quantidade de água desperdiçada pelos bebedouros e do volume de água utilizado na higienização das baias (KONZEN, 1983).

Segundo KONZEN (1983), no Brasil, para um sistema com uso mínimo de água de limpeza, pode-se considerar um gasto de 3,50 L.animal⁻¹.d⁻¹ nas fases de crescimento e terminação. SILVA (1973), também no Brasil, estudando confinamento de suínos, observou que os pisos eram lavados

diariamente antes de administrarem-se as rações e, nessa operação, eram utilizados de 8 a 10 L de água.animal⁻¹, para completa higienização.

Na Inglaterra, segundo LOHER (1969), o volume médio de água utilizada na higienização é de 6 L.animal⁻¹.d⁻¹, enquanto WILLIANS e STREADER (1990) citaram 4 a 5 L.animal⁻¹.d⁻¹ e BICUDO e SVOBODA (1995) 11 L.animal⁻¹.d⁻¹.

ZHANG e DAGUE (1995), nos EUA, adotaram o valor de 56,8 L.animal⁻¹.d⁻¹ para água de higienização das instalações na fase de terminação de suínos, baseando-se MWPS (1975), considerando a frequência de lavagens de 8 vezes ao dia.

TAIGANIDES¹ apud NG (1989) estimou em 20 L.animal⁻¹.d⁻¹ o consumo de água para higienização das baias em criações no Sudeste da Ásia.

MONTALVO (1995) citou que têm sido encontrados valores de uso de água, para suínos, variando de 6 a 50 L.animal⁻¹.d⁻¹, observando-se que o volume de resíduo produzido por animal diminui com o aumento do número de animais, por unidade.

A **Tabela 4** apresenta as variações das quantidades de dejetos para as diferentes fases, de acordo com a categoria dos animais, num sistema de uso mínimo de água.

¹ TAIGANIDES, R.D. Enhancement of granulation and start-up in the anaerobic sequencing batch reactor. Transactions of the ASAE, v.25, p.125-132, 1982.

Tabela 4. Produção média diária de dejetos de acordo com a categoria dos suínos.

Categoria dos animais	Esterco (kg.d ⁻¹)	Esterco + Urina (kg.d ⁻¹)	Dejetos Líquidos (L.d ⁻¹)
Recria e terminação (5 a 100 kg)	2,30	4,90	7,00
Porca: reposição, pré-cobrição e gestante	3,60	11,00	16,00
Porca em lactação com leitões	6,40	18,00	7,00
Macho	3,00	6,00	9,00
Leitão Creche	0,35	0,95	1,40
Média	2,35	5,80	8,60

Fonte: KONZEN, 1983

Dependendo da frequência de lavagem, o teor de resíduos sólidos no efluente está, usualmente, ao redor de 3% ou menos, segundo HOLMBERG et al. (1983). SORLINI et al. (1990) e BOLTE et al. (1986) citaram concentrações de sólidos totais (ST) de 0,5 a 3,0%.

No Brasil, COSTA et al. (1995) encontraram valores de ST de 0,23%. OLIVEIRA et al. (1995) citam valores de ST de 0,27%, e SST de 0,14%. CHATEAUBRIAND et al. (1989) observaram 1,1% de ST em dejetos de suínos utilizados para irrigação de milho.

Considerando-se os valores de concentrações de sólidos nas águas residuárias de suinocultura, a separação da fase líquida poderia facilitar a sua adequação para alguns processos secundários de tratamento, tais como, por exemplo, os anaeróbios de alta taxa e lodos ativados (MONTALVO, 1995).

O método apropriado dependerá das características dos resíduos de suinocultura, mas em geral, é necessário utilizar alguns dispositivos preliminares, tais como, grades e, em algumas situações, caixas de areia, para eliminar os materiais grosseiros (MONTALVO, 1995).

CHOU et al. (1995) citaram que, em Taiwan, o projeto e construção de sistemas integrados de tratamento de resíduos, para criações de suínos, de diferentes tamanhos, tem sido padronizado,

combinando três estágios: separação sólido/líquido, digestão anaeróbia e processo aeróbio.

Os resíduos de produção animal contêm matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio, sódio, cálcio, magnésio, manganês, ferro, zinco, cobre e outros elementos que estão incluídos na dieta animal. Os resíduos líquidos, provenientes dos confinamentos de suínos, apresentam um grau de putrescibilidade elevado, altas concentrações de sólidos, nitrogênio, fósforo e aditivos de ração, apresentando também cor forte e mau odor característico (PAULA, 1982).

As características dos dejetos são apresentadas na **Tabela 5**. Considerando-se a composição dos dejetos e o apreciável volume produzido, pode-se prever o potencial energético e fertilizante dos resíduos de suínos, considerando-se o aproveitamento do metano produzido no tratamento anaeróbio e a disposição, no solo, das frações líquidas e sólidas restantes do tratamento. Por outro lado, pode-se observar também as conseqüências negativas do manejo e disposição inadequados desse resíduo, como a liberação direta em rios e riachos, com graves riscos sanitários e de poluição.

Tabela 5. Características de dejetos de suínos em crescimento e terminação e manejados em fossas de retenção.

Elemento componente	Unidade	Média	Coefficiente de Variação
pH	-	6,94	2,45
Umidade	%	90,38	1,42
Matéria Seca	%	8,99	13,68
Sólidos totais (ST)	%	9,00	27,33
Sólidos voláteis/totais	%	75,05	5,86
Fibra bruta	%	1,21	24,79
Energia bruta	kcal.kg ⁻¹	391,26	13,24
Proteína bruta	%	3,78	8,73
Nitrogênio total	%	0,60	8,33
Fósforo	%	0,25	28,00
Potássio	%	0,12	33,33
Cálcio	%	0,57	24,56
Magnésio	%	0,096	23,96
DBO ₅	g.L ⁻¹	52,27	22,71
DQO	g.L ⁻¹	98,65	17,32
Sódio	%	0,04	25,00
Cobre	mg.L ⁻¹	11,79	26,80
Zinco	mg.L ⁻¹	72,36	39,34
Manganês	mg.L ⁻¹	49,23	18,28
Ferro	mg.L ⁻¹	216,41	46,41

Fonte: KONZEN, 1983

SILVA (1973), consultando vários trabalhos, concluiu que a relação média DBO₅/DQO do efluente de confinamento de suínos é de 0,43.

As relações carbono/nitrogênio (C/N) dos resíduos de suínos têm sido citadas na literatura, e alguns valores são apresentadas na **Tabela 6**.

Tabela 6. Relações C/N de resíduos de suínos.

Relação C/N	Referência	Comentários
6/1	Ngoddy et al. (1971)	Urina incluída
7,3/1	Ngoddy et al. (1971)	Urina incluída
12,8/1	Ngoddy et al. (1971)	Urina incluída
10,8/1	Gramms et al. (1969)	Somente sólidos
10/1	Sievers e Brune (1978)	Somente sólidos
7,4/1	Fischer et al. (1983)	Somente sólidos

Fonte: FISCHER et al., 1983

Embora os valores das relações C/N variem bastante, os dados sugerem que condições de deficiência de nitrogênio não são o principal problema na digestão dos resíduos de suínos (FISCHER et al., 1983).

Além dos problemas de poluição, existe ainda a possibilidade de contaminação dos mananciais d'água, pela presença de microrganismos patogênicos nos dejetos de suínos.

Em virtude da maior proporção dos dejetos de suínos ser de origem fecal, a população microbiana é composta, principalmente, por bactérias, actinomicetos e protozoários, dos quais alguns podem provocar doenças nos homens e animais (MONTALVO, 1995). Mesmo quando esses resíduos são tratados por meio da remoção de sólidos, aeração ou desidratação, não se consegue erradicar os patógenos (OLIVEIRA et al., 1993).

Entre as várias doenças infecciosas comuns para os homens e animais, algumas podem ter veiculação hídrica. Entre essas doenças estão algumas que podem ser associadas a suínos, tais como: salmonelose, leptospirose, febre aftosa, hepatite, peste suína clássica, brucelose, micoplasmose, desintéria, infecções por *Clostridium* e outras. Algumas bactérias, como a *Escherichia coli*, manifestaram certa patogenicidade para pessoas adultas e animais, podendo ser fatal para as crianças (OLIVEIRA et al., 1993; MONTALVO, 1995).

SILVA (1973) relatou que são poucos os trabalhos sobre bacteriologia dos resíduos animais. Citou ainda trabalhos que fazem referência ao Número Mais Provável (NMP) de coliformes e *Streptococcus* spp dos excrementos de suínos, chegando às seguintes contagens: coliforme NMP = $3,3 \times 10^6 \cdot g^{-1}$, *Streptococcus* spp NMP = $84 \times 10^6 \cdot g^{-1}$ de fezes e $230 \times 10^7 \cdot g^{-1}$.

3.4. TRATAMENTO DE RESÍDUOS PELA VIA ANAERÓBIA

A estabilização biológica dos resíduos orgânicos pode ser obtida de duas vias distintas: aeróbia ou anaeróbia, constituindo-se, ambas, partes do ciclo do carbono na natureza (ARCURI, 1986). Pela via aeróbia, o oxigênio contido no ar atmosférico, ou dissolvido na água, é usado pelos microrganismos, contidos no meio, para decomposição da matéria orgânica. Para acelerar e controlar esse processo, é necessário o emprego de mecanismos que promovam uma adequada oxigenação do meio. Normalmente, para isso, são empregados equipamentos que demandam energia. Pela via anaeróbia, o processo é mais lento, e exige um meio ideal para que as bactérias convertam grande parte da matéria orgânica em biogás e minerais.

SHAM (1984) avaliou, comparativamente, os balanços de carbono e de energia dos processos microbianos de digestões aeróbia e anaeróbia da matéria orgânica, apresentados na **Tabela 7**.

Tabela 7. Valores dos balanços de carbono e de energia, dos processos microbianos de digestão aeróbia e anaeróbia da matéria orgânica.

Balanço	Ambiente	
	Aeróbio	Anaeróbio
Carbono	50% concentrado em células	95% transformado em CH ₄
	50% convertido em CO ₂	5% transformado em células
Energia	60% armazenada nas novas células formadas	90% recuperada na forma de CH ₄
	40% liberada na forma de calor	5-7% aproveitada no crescimento das novas células 3-5% liberada na forma de calor

Fonte: SHAM, 1984

Da avaliação realizada por SHAM (1984), verifica-se que, no processo anaeróbio, 95% do carbono é transformado em biogás e que isso permite a recuperação de 90% da energia contida na matéria orgânica, ao

passo que, no processo aeróbio, 50% do carbono e 60% da energia são usados na formação de novas células, o que não oferece a mesma vantagem, pois não contribui significativamente para a redução da massa de resíduos gerados.

A digestão anaeróbia é um dos processos utilizados para tratamento de resíduos de origem orgânica. Pode ser usada para tratamento de resíduos, tanto na forma sólida quanto na líquida, e produz, como resultado, biogás e biofertilizante. É uma maneira eficiente de tratar quantidades consideráveis de resíduos, reduzindo o seu poder poluente e os riscos sanitários advindos dos mesmos (HIILS, 1980).

3.5. EMPREGO DA DIGESTÃO ANAERÓBIA

KLASS (1984) descreveu que o italiano Alessandro Volta, em 1776, foi o primeiro estudioso a reconhecer a relação entre a decomposição de material vegetal no fundo de lagos e o aparecimento de gás combustível. ARCURI (1986) também descreveu trabalhos conduzidos pelo naturalista alemão Davy, em 1808, sobre a digestão anaeróbia de resíduos orgânicos e por Louis Pasteur, em 1884, sobre a produção de gás combustível, a partir da digestão anaeróbia de esterco de animais.

SILVA (1983) relatou que o primeiro reator em batelada, na Índia, foi posto em funcionamento por volta de 1900 e que, durante a Segunda Grande Guerra Mundial, devido à carência de energia, alemães e italianos desenvolveram técnicas para obtenção do biogás a partir de dejetos de animais e restos de culturas.

No Brasil, o emprego da digestão anaeróbia foi introduzido, no início da década de 50. Uma das instituições pioneiras foi a Escola Superior de Agricultura e Veterinária de Viçosa, que instalou um reator

para tratamento de dejetos de bovinos, tendo o mesmo funcionado durante anos (ARCURI, 1986).

A compreensão do sistema biológico responsável pela degradação anaeróbia, permitiu o desenvolvimento de reatores, também chamados de biodigestores, que são câmaras construídas para produção de um meio anaeróbio, ideal ao desenvolvimento dos microrganismos que possuem a capacidade de digerir a matéria orgânica presente em esgotos domésticos, efluentes industriais ou resíduos agrícolas e transformá-los em metano, contido no biogás. Esses reatores têm também a finalidade de armazenar o biogás produzido. Segundo ARCURI (1986), esse processo também contribui para a diminuição de grande parte de organismos patogênicos presentes nos excrementos dos animais, conforme apresentado na **Tabela 8**.

Tabela 8. Destruição de agentes patogênicos durante a digestão anaeróbia, em diferentes temperaturas e Tempos de Detenção Hidráulica (TDH).

Organismos	Temp. (°C)	TDH (d)	% de remoção
Poliovírus	35	2	98,5
<i>Salmonella sp.</i>	22 - 37	6 - 20	82 - 96
<i>Salmonella typhosa</i>	22 - 37	6	99
<i>Microbacterium tuberculosis</i>	30	-	100
Ascaris	29	15	90
Cistos de parasitas	30	10	100

Fonte: ARCURI, 1986

Com o objetivo de avaliar a eficiência da digestão anaeróbia na redução de microrganismos patogênicos (*Staphylococcus*, *Streptococcus*, *Corynebacterium* e *Escherichia coli*) presentes nos dejetos de bovino, SCHOKEN TURRINO et al. (1995) submeteram um composto de estrume de bovino e água aos tempos de retenção de 20, 35 e 50 dias, no período de janeiro (verão) a julho (inverno). Verificaram a ausência de bactérias no efluente de reatores, quando o TDH foi superior a 35 dias e que o TDH de

20 dias foi insuficiente para destruir bactérias como *Escherichia coli* e *Staphylococcus aureus*.

Além disso, após a digestão da matéria orgânica, o material resultante apresenta maior disponibilidade de nutrientes para as plantas, com características notáveis para adubação orgânica. Assim sendo, o reator possui várias finalidades: cria o meio, propicia a produção e armazenagem do biogás, reduz a carga orgânica poluente e a população de organismos patogênicos, como também melhora as características fertilizantes do resíduo orgânico.

O desenvolvimento do conhecimento ligado à digestão anaeróbia é um dos mais promissores no campo da biotecnologia, uma vez que é fundamental para promover, com grande eficiência, a degradação de dejetos orgânicos, que são gerados em grandes quantidades nas modernas atividades rurais e industriais. À medida que os sistemas de produção animal intensificam-se e modernizam-se, intensificam-se, também, as necessidades de tratamento dos dejetos (LUCAS JÚNIOR, 1987).

O emprego da tecnologia de digestão anaeróbia para tratamento dos dejetos de animais tem limitações inerentes aos diferentes sistemas produtivos. HIIL e PRINCE (1983), estudando a dinâmica da produção de metano, concluíram que a grande variação cíclica de volume de dejetos produzidos pelos animais é prejudicial para o tratamento anaeróbio. Esses autores verificaram que em propriedades que, produtoras de frango, suíno ou bovino de corte, o crescimento dos animais e, por conseguinte, o aumento do volume de dejetos produzidos pelos mesmos são prejudiciais ao sistema de tratamento anaeróbio, uma vez que o aumento do volume de dejetos precisa ser acompanhado pelo aumento do TDH ou do reator. Contudo, nos sistemas produtivos de leite e de ovos, isto não ocorre devido à constância na produção de dejetos, e o emprego da tecnologia de reatores anaeróbios fornece condições de tratamento dos dejetos com maior

eficiência e de produção de energia em quantidade constante, que pode ser usada no sistema produtivo. Os autores também concluíram que é possível a elaboração de um bom projeto de reator, a partir do peso vivo dos animais para determinação do volume de dejetos a ser tratado.

A configuração ideal e o esquema de operação do reator anaeróbio variam de acordo com os diferentes tipos de operação de limpeza das instalações (dependem da forma e da frequência com que são removidos os dejetos). A limpeza pode ser feita através do uso de água, do tipo de descarga; a seco, através da raspagem, colheita e transporte; ou através de sistema misto, raspagem seguida de lavagem. ZHANG et al. (1997), estudando um sistema de reator batelada seqüencial, para tratamento de dejetos de suínos, chegaram à conclusão que, para cada tipo de manejo das instalações, é necessária uma caracterização específica do funcionamento do reator.

A eficiência dos atuais reatores deve-se ao desenvolvimento do conhecimento do processo microbiológico da digestão anaeróbia. Essa eficiência pode ser aferida por diversas maneiras, como por exemplo: pela capacidade de redução de sólidos voláteis em determinado tempo, ou pela capacidade de produção de biogás, em relação ao volume do reator. Essa eficiência depende, dentre outras coisas, das características do material a ser digerido e do controle das condições ideais de funcionamento do reator.

Conforme ARCURI (1986), algumas diferenças essenciais permitem agrupar os modelos de reatores em três categorias: batelada, contínuo e de alta taxa. O reator em batelada é o mais simples, constitui-se de uma câmara única de fermentação, onde o material a ser digerido permanece até o final da digestão. Possui, como principal vantagem, a simplicidade de construção e de operação; tem, como desvantagem, a produção variável de biogás, com um pico alguns dias após a carga, e decrescente até o final

do ciclo da digestão. Esse modelo de reator pode ser recomendado para tratamento de dejetos de frangos de corte, como exemplo, uma vez que o ciclo de produção ocasiona grandes volumes de dejetos na ocasião do abate dos animais.

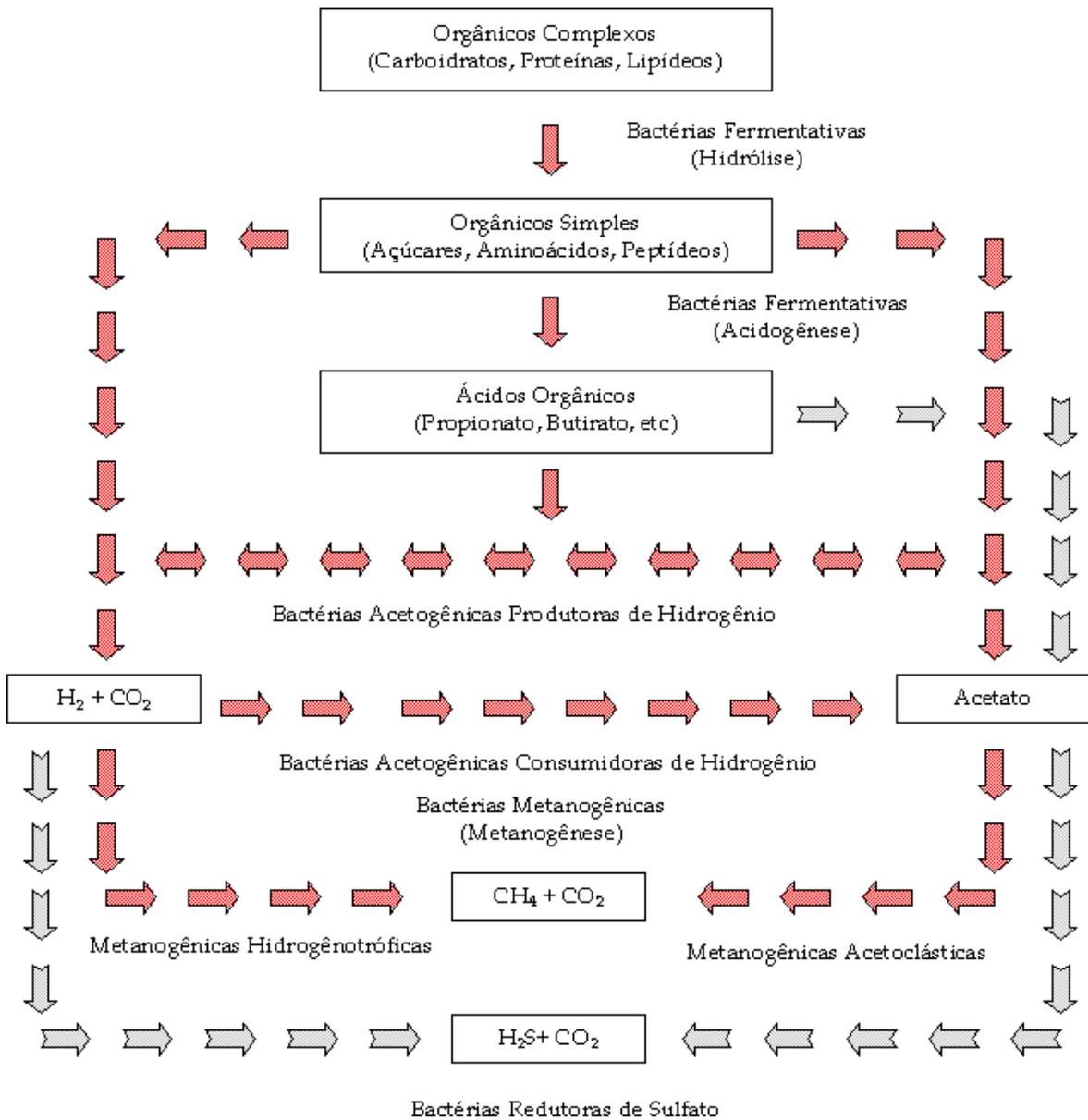
Os reatores contínuos permitem cargas periódicas e, à medida que são feitas as cargas, ocorre a descarga do material já digerido, em volume semelhante. Operam com TDH variável, entre 15 e 90 dias, de acordo com o tipo de tratamento que se deseja, e com as condições de operação do reator; em geral funcionam com resíduo líquido. Vários modelos de reatores funcionam continuamente, entre eles, os biodigestores indiano e chinês.

Os reatores de alta taxa são assim classificados por permitirem a obtenção de elevadas taxas de decomposição, transformando, mais rapidamente, a matéria orgânica em biogás. Possuem dispositivos que favorecem a atividade microbiana, tornando mais eficiente o desenvolvimento das bactérias, retendo-as em seu interior. Alguns desses reatores possuem mecanismos de controles de temperatura e de agitação, para que a digestão ocorra sob condição ótima e estável (ARCURI, 1986). Além disso, as bactérias permanecem na câmara de digestão, não sendo removidas durante a descarga.

O processo da degradação anaeróbia desenvolve-se em diferentes estágios de interação entre o substrato e diferentes grupos de bactérias, conforme descrito por vários autores, entre eles, TOERIEN e HATTING (1969), BRYANT (1979) e ZEIKUS (1980). Esses grupos de bactérias são denominados com base em suas características metabólicas típicas, a saber: bactérias hidrolíticas, acidogênicas, acetogênicas e metanogênicas.

CHERNICHARO (1997) apresentou um esquema ilustrativo, ilustrado na **Figura 1**, que permite visualizar os diferentes estágios de interação

entre os substratos e os grupos de bactérias, desde a sua entrada, como matéria orgânica composta, até sua decomposição em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico, e amônia, além de novas células bacterianas. O autor descreve o esquema da seguinte forma: na hidrólise, a matéria orgânica complexa afluente é convertida em materiais mais simples, dissolvidos através da ação de exoenzimas produzidas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas. Na acidogênese, os produtos solúveis oriundos da fase anterior são metabolizados no interior das células das bactérias fermentativas, sendo convertidos em diversos compostos mais simples, que são excretados. Como os ácidos graxos voláteis são os principais produtos das bactérias fermentativas, estas são designadas de bactérias fermentativas acidogênicas. Na acetogênese, bactérias acetogênicas oxidam os produtos gerados na fase acidogênica em substratos apropriados (ácido acético) para as bactérias metanogênicas, fazendo parte, assim, de um grupo metabólico intermediário. A etapa final do processo é efetuada pelas bactérias metanogênicas que são divididas em dois grupos principais, em função de sua afinidade por diferentes substratos: as acetoclásticas, que utilizam ácido acético ou metanol na produção de metano e as hidrogenotróficas que utilizam hidrogênio e dióxido de carbono na formação de metano. Quando há presença de sulfato no afluente, muitos dos compostos intermediários passam a ser utilizados pelas bactérias redutoras de sulfato (BRS), provocando uma alteração das rotas metabólicas no reator anaeróbio. Dessa forma, as BRS passam a competir com as bactérias fermentativas, acetogênicas e metanogênicas pelos substratos disponíveis.



Fonte: CHERNICHARO, 1997

Figura 1. Fluxograma da ação dos grupos de bactérias na digestão anaeróbia da matéria orgânica.

DESTAIN e RAIMOND², KLASS³ apud ARCURI (1986), afirmam que os resíduos agrícolas são ricos em carboidratos, uma das melhores fontes de energia para um ambiente anaeróbio. A presença de nutrientes como nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, carbono orgânico e microelementos, existentes nesses resíduos, é uma característica ecológica fundamental para os processos biológicos que resultam na digestão anaeróbia.

3.6. A EFICIÊNCIA DA DIGESTÃO ANAERÓBIA

HIIL et al. (1987), estudaram a quantidade dos ácidos propiônico (P) e acético (A) produzidos e a relação entre suas concentrações (P/A), em reatores, para avaliar parâmetros que poderiam predizer o sucesso ou falência dos reatores anaeróbios. Uma tendência clara sugere que níveis de A maiores que 800 mg.L⁻¹ ou relação entre P/A superiores a 1,4 indicam falência do reator. Devido ao ácido acético ser o precursor de 70% de todo o metano formado durante a digestão anaeróbia verifica-se que, o nível de A, ou mesmo a relação P/A são ótimos indicadores do desenvolvimento da digestão. Os autores conduziram um experimento com reatores contínuos aquecidos a 35°C, com TDH de 10 dias e concentração de sólidos voláteis (SV) variando entre 3,5 a 8,0 g.L⁻¹ para confirmar as tendências observadas em outros trabalhos. Chegaram à conclusão que ocorreu colapso no sistema quando o nível de A superou o limite de 800

² DESTAIN K., RAIMOND, J. Temperature effects on CH₄ gas production with dairy cattle manure. Journal of the Society of Agricultural Structures, Japan, v.23(3), p.1-6, 1993.

³ KLASS, D.L. Methane from anaerobic fermentation. Science, v.223(4640), p.1021-8, 1984.

mg.L⁻¹ provocado pela sobrecarga de ácidos voláteis nos reatores. Também ocorreu falência no sistema quando a relação P/A foi superior a 1,4; quando a digestão foi realizada em temperatura ambiente (20°C). A relação P/A retornou para valores abaixo de 1,4, quando a temperatura foi mantida em 35°C.

O processo de digestão anaeróbia exige uma seqüência de reações biológicas para um funcionamento estável e um equilíbrio harmônico entre os diferentes estágios do processo. O início da operação de um reator está inteiramente relacionado à seqüência bioquímica. LUCAS JÚNIOR et al. (1987) desenvolveram pesquisa com reatores piloto, modelo indiano, de 50 litros de capacidade, operados com mistura de estrume fresco de suíno e água, com 6% de sólidos totais, e concluíram que, na impossibilidade de se utilizar um inóculo mais ativo e adaptado, o esterco de bovino permitiu uma aceleração no início de produção efetiva de biogás, quando misturado em até 50% do volume do afluente. Nesse caso, o esterco de bovino pode agir como inóculo na fase de partida do reator.

Para a digestão anaeróbia com bactérias termofílicas, LEPISTO et al. (1993) verificaram que o uso de inóculo de bovino, obtido em reatores que trabalhavam na faixa mesofílica, foi eficiente na partida de um reator em batelada que trabalhava com temperatura de 67 a 70°C.

O emprego do inóculo na fase de partida antecipa o início da operação dos reatores. LUCAS JÚNIOR (1994), trabalhando com reatores contínuos, modelo indiano, alimentados com esterco de suínos, chegou à conclusão que foi possível o início da operação com 14 dias, naqueles que receberam inóculo, ao passo que sem o inóculo, o início de carga só ocorreu aos 140 dias. Portanto, o emprego de uma determinada quantidade de inóculo é recomendado na fase de partida do reator.

É possível o emprego de reatores anaeróbios contínuos para tratamento dos dejetos com alta concentração de sólidos. HILLS (1980) estudou um modelo de reator apropriado para o tratamento de dejetos de bovinos de leite, não diluídos, com teor de sólidos totais de 20%, com cargas em dias alternados e TDH de 48, 30, 22 e 15 dias. Observou a eficácia do tratamento anaeróbio para dejetos com alta concentração de sólidos totais, sendo possível uma produção de biogás por volume de reator de $2,1 \text{ L.L}^{-1}$ a partir de cargas de SV de $11,6 \text{ g.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$, com TDH de 15 dias e redução de 25% de SV.

O modelo do reator também influi na eficiência da digestão anaeróbia. JONES et al. (1981) desenvolveram um reator utilizando fibra como meio suporte (Fiber Wall Reactors - FWR) e o compararam com um reator convencional de alta taxa (High Rate Digester - HRD). O meio suporte de fibra consistia em uma malha de náilon de $50,8 \times 63,5 \text{ mm}$ de abertura, usada para favorecer a fixação dos microrganismos. Avaliou-se a eficiência desses reatores quando alimentados com dejetos de bovino de leite, filtrados em peneira de malha de 3 mm, em quatro TDH (60, 30, 20 e 15 dias). A DQO solúvel do efluente do HRD aumentou de 3810 a 10880 mg.L^{-1} quando o TDH foi reduzido de 60 a 20 dias ao mesmo tempo que a DQO solúvel do efluente do FWR aumentou de 1490 a 3570 mg.L^{-1} com os mesmos TDH. Concluíram que a DQO solúvel do efluente do FWR foi substancialmente mais baixa que a DQO solúvel do efluente do HRD.

MORSE et al. (1996), a pedido da Environmental Protection Agency, determinaram as causas de falhas de funcionamento de reatores anaeróbios instalados em 6 fazendas de produção de leite nos EUA. Os autores concluíram que apenas dois produtores estavam favoráveis ao uso da tecnologia, contudo, os mesmos não estavam operando seus reatores. Dos demais produtores, apenas um continuava a operar seu sistema de digestão. Na maioria, observou-se que o insucesso era devido aos

problemas ocasionados na operação, por causa do projeto, devido à forma líquida com que eram manipulados os dejetos e devido às dificuldades do aproveitamento do biogás para geração de energia elétrica. Os produtores alegaram também que a tecnologia requer grande tempo de manuseio e alto risco econômico. Um produtor enfatizou que, para ter-se idéia clara da vantagem da tecnologia de digestão anaeróbia, é necessário indicar a viabilidade do uso do efluente como fertilizante, além da viabilidade energética. Os autores também concluíram que a opção da maioria dos produtores pelo uso da tecnologia da lagoa de retenção, deve-se às suas facilidades de operação e eficácia.

A biodegradabilidade dos dejetos é função das características do alimento do animal. Os bovinos de leite, que possuem dieta mais rica em alimento fibroso, produzem dejetos com menor biodegradabilidade. Um trabalho desenvolvido por HIIL (1982 b) para determinar os critérios ideais de projeto para reatores anaeróbios, alimentados com dejetos de bovino de leite, bovino de corte, suínos e frango de corte, permitiu concluir que, a máxima produção volumétrica de metano, por volume de reator, está diretamente relacionada com a máxima biodegradabilidade dos dejetos. Os resultados obtidos pelo autor estão apresentados na **Tabela 9**.

Tabela 9. Produtividade Máxima de Metano por Volume de Reator e Remoção de Sólidos Voláteis obtidos na digestão anaeróbia de dejetos animais.

Parâmetro	Unidade	Suíno	Bovino de Corte	Bovino de Leite
TDH	dias	11,7	10,3	7,9
Temperatura	°C	38	40	39
SV removidos	%	65,7	48,0	24,5
Prod. Metano	L CH ₄ /Ldia ⁻¹	3,3	3,5	2,0

Fonte: HIIL (1982 b)

3.6.1. EMPREGO DA AGITAÇÃO MECÂNICA

LUCAS JÚNIOR (1987), comparando reatores de modelos indiano e chinês, operados com dejetos de bovino, concluiu que no chinês ocorreu a formação de espuma com maior frequência e intensidade, o que indicou a necessidade de agitação do substrato. Contudo, entre os modelos estudados, não houve diferença na produção de biogás.

FRY⁴ e SATHIANATHAN⁵ apud BENINCASA et al. (1991), afirmaram que uma leve agitação aumentou a velocidade de digestão, enquanto uma forte agitação teve efeito contrário e que grandes reatores, com volumes superiores a 100 m³, necessitam de equipamentos para agitação de seu conteúdo. Segundo esses autores, a agitação tem a finalidade de manter uniformes a temperatura e a distribuição do substrato, como também reduzir a formação de espuma. A agitação pode ser feita através de misturadores mecânicos ou através da recirculação do efluente ou do biogás. Os autores concluíram que inúmeros sistemas podem ser idealizados para promover a agitação, seja mecânica, ou por recirculação de efluente ou de biogás, contudo é interessante que ela seja feita regularmente, diversas vezes por dia.

3.6.2. CONTROLE DA TEMPERATURA NA DIGESTÃO ANAERÓBIA

O emprego do aquecimento para o aumento da eficiência da digestão anaeróbia é amplamente comprovado na literatura, segundo ARCURI (1986), LUCAS JÚNIOR (1987) e KLASS (1984). Na natureza são encontrados três grupos de bactérias metanogênicas, classificados quanto à

⁴ FRY, J.L. Energy potential through bio-conversion of agricultural wastes. Transactions of the ASAE, v.25(3), p.268-274, 1989.

⁵ SATHIANATHAN, S.P.E. Agricultural anaerobic reactors. Transactions of the ASAE, v.28(1), p.359-378, 1985

temperatura: termofílicas, mesofílicas e psicofílicas que se desenvolvem em temperaturas variando entre 45 a 60°C; 20 a 45°C; e abaixo de 20°C, respectivamente (BATISTA, 1981 e TURZO et al., 1984).

Dois critérios podem ser usados para determinar a eficiência máxima dos reatores anaeróbios. O primeiro leva em consideração a produção máxima diária de metano por volume de reator e o segundo, a produção máxima diária de metano, por quantidade adicionada de sólidos voláteis. HIIL (1982 a), trabalhando com dejetos de bovinos de leite, concluiu que, quando se tem como objetivo principal a produção máxima de metano por volume de reator, a temperatura ideal é de 60°C, o que permite uma produção volumétrica de metano de 2,0 L.d⁻¹ para um TDH de 3,8 dias. Quando o objetivo principal é a produção máxima diária de metano, por quantidade de sólidos voláteis do afluente, pode-se obter uma produção volumétrica de metano de 1,3 L.d⁻¹, operando com temperatura ideal de 39°C, e TDH de 7,9 dias.

HIILS (1980), em outro experimento, avaliou o aquecimento a 35°C no tratamento de resíduos com alta concentração de sólidos. Foram usados dejetos de bovino de leite, misturados com a palha, que serviu como cama aos animais. A mistura testada continha aproximadamente 4 partes de dejetos para 1 parte de palha, com teor de sólidos totais de 17% e relação de C/N de 30. A digestão desse resíduo, abastecido em dias alternados, foi avaliada em TDH de 25, 20, 15 e 10 dias, o que correspondeu a cargas diárias de SV de 5,2; 6,5; 8,7 e 12,5 kg.m⁻³.d⁻¹. O autor concluiu que a maior produção de biogás foi de 2,46 m³.m⁻³.d⁻¹, obtida quando a carga era de 12,5 kg.m⁻³.d⁻¹, com percentual de metano de 53,7. Também verificou que a redução na DBO₅ foi de 30,2% para TDH de 25 dias, de 23,4% para 10 dias, e que em média, cada kg de DBO₅ produziu 0,38 m³ de metano. Concluiu também que a eficiência da conversão de resíduo da

cama, em metano, é maior quando misturada com os dejetos de bovino de leite.

Estudando o efeito de temperaturas mais baixas, variando entre 10 e 23°C, SAFLEY e WESTERMAN (1994) desenvolveram trabalho com dejetos de bovino de leite e de suínos, em reatores de laboratório, para estudar a eficiência da digestão em baixas temperaturas, quando submetidos a duas cargas diárias. Os autores concluíram que a digestão anaeróbia desses resíduos pode ser realizada com sucesso na faixa de temperatura de 10 a 23°C com cargas de SV variando de 0,1 a 0,2 kg.m³.d⁻¹ e que, nessas condições, a produção de metano decresceu linearmente em função da temperatura.

HIIL et al. (1981) avaliaram o desempenho de um reator anaeróbio de expansão contínua (CED), inoculado inicialmente com 30% do volume total, que recebeu cargas diárias de dejetos de bovinos de leite até ter seu volume total completo, sob três temperaturas: 18, 21 e 35°C, com o TDH de 180 dias. Foi constatado que houve falha no reator operado sob temperatura de 18°C, devido à queda no pH. Quanto aos dois outros testes, a produção de CH₄ em relação aos SV removidos foi de 0,477 L.g⁻¹ para temperatura de 21°C, e de 0,496 L.g⁻¹ para temperatura de 35°C. Após 80 dias de operação, os autores verificaram que o percentual médio de remoção de sólidos voláteis foi de 61,1% para temperatura de 35°C e de 51,2% para temperatura de 21°C.

HIIL (1984) realizou uma modelagem para determinar a eficiência máxima de reatores anaeróbios contínuos, aquecidos a 35 e 60°C, e operados com dejetos de bovino de leite, bovino de corte, suínos e frangos de corte, com TDH variando entre 3 e 20 dias. A produção de metano em relação à carga de SV adicionado foi menor nos reatores alimentados com dejetos de bovino de leite (106 m³.kg⁻¹ SV adicionado) e maior para aqueles alimentados com dejetos de suínos (250 m³.kg⁻¹ SV

adicionado) para TDH maiores que 14 dias e 35°C, e para TDH maiores que 6 dias, quando a temperatura foi de 60°C. Pode-se concluir que a temperatura da digestão afeta muito o projeto do reator, uma vez que os reatores operados a 60°C requereram aproximadamente metade do TDH que os operados a 35°C, para uma mesma produção de metano.

UMETSU et al. (1992), avaliando o efeito da temperatura de 35; 37,5; 40; 42,5 e 45°C, na digestão anaeróbia de dejetos de bovinos de leite, em reatores em batelada, com TDH de 5, 10, 15 e 20 dias, concluíram que o reator que operou com temperatura de 42,5°C apresentou produção de 40, 34 e 14% superior ao operado em 35°C, quando o TDH foi de 10, 15 e 20 dias, respectivamente. Os reatores operados à temperatura de 42,5°C apresentaram maiores produções de biogás por SV adicionados, que os demais.

A avaliação conduzida por CASTILLO et al. (1995) para observar o efeito das temperaturas de 25 e 35°C, na digestão anaeróbia da palhada usada como cama de animais, quando inoculada com dejetos de bovino e de suíno, em reatores em batelada, permitiu verificar que as produções máximas de metano em relação aos SV adicionados podem variar de 239 e 368 L.Kg⁻¹, dependendo da composição inicial do substrato e da temperatura de operação. Os autores concluíram que, embora o tratamento de 35°C tenha sido mais eficiente que o de 25°C, a energia necessária para aquecimento deste foi maior que a energia recuperada na forma de biogás. Os autores concluíram que países de clima quente podem usar a tecnologia de digestão anaeróbia para degradação da cama, sem necessidade de aquecimento.

Em trabalho desenvolvido por OLIVEIRA et al. (1991) para avaliar o desempenho de reatores rurais de modelos indiano e chinês, com volume de 5500 L cada, abastecidos com cargas diárias de efluente, de dejetos de bovino e água, na relação de 1:1, aquecidas na faixa de 30 a 35°C, ,

foi constatado que o emprego do aquecimento permitiu melhorar o desempenho dos dois reatores.

HIIL et al. (1981) em estudo de um reator anaeróbio de expansão contínua, trabalhando com esterco de bovinos de leite, verificaram que a concentração de metano variou de 60,5 para 58,3% quando a temperatura dos reatores variou de 21,1 para 35,0°C, respectivamente.

Estudando a eficiência de reatores de filme fixo quando comparados aos convencionais, LO e LIAO (1985) observaram que nos convencionais, independente da temperatura de funcionamento, 22, 35 ou 55°C, a quantidade de metano diminuiu à medida que diminuiu o TDH; já nos reatores de filme fixo, essa variação foi menor que nos convencionais, com maiores concentrações de metano.

3.6.3. INFLUÊNCIA DO TEOR DE SÓLIDOS DO EFLUENTE NA DIGESTÃO ANAERÓBIA

Nas instalações de produção de leite que utilizam a remoção dos dejetos por lavagem, os resíduos passam a apresentar baixa concentração de sólidos e o processo de tratamento, por via anaeróbia, torna-se muito oneroso e impraticável, devido ao grande volume de material a ser tratado. Nesse caso, faz-se necessária a separação da fração sólida dos resíduos, para retirar as fibras, que normalmente possuem baixa biodegradabilidade. A fração líquida pode ser reaproveitada em outros processos de lavagem até que a mesma atinja um determinado nível de concentração de sólidos, que viabilize o seu tratamento em reatores anaeróbios.

HAUGEN e LINDLEY (1988) desenvolveram dois experimentos com o objetivo de avaliar a eficiência de produção de biogás em resíduos de bovinos de leite, quando submetidos a processos de separação das frações

sólida e líquida por filtração. No primeiro experimento, trabalhando com reatores contínuos de 10 litros para tratamento da fração líquida, chegaram à conclusão que não houve diferença significativa na produção de biogás, quando comparados os resíduos filtrados aos não filtrados. A separação da fração sólida removeu apenas a parte de difícil degradação dos dejetos. No segundo experimento, trabalhando com reatores em batelada de 500mL e várias concentrações de sólidos totais, a produção de biogás, em relação aos SV adicionados foi maior nos dejetos não filtrados; a fração líquida produziu 0,27 L.g⁻¹, e a não filtrada 0,34 L.g⁻¹.

RORICK et al. (1980) desenvolveram um trabalho para avaliar o potencial de produção de metano em reatores contínuos, com dejetos de bovinos de leite não filtrados e filtrados através de peneira, com TDH de 3 e 6 dias, na temperatura de 60°C e de 5 e 10 dias na temperatura de 40°C. Verificaram que a fração filtrada dos dejetos possuía potencial de produção de metano maior, ou equivalente ao dejetos não filtrados, o que demonstra a eficiência da separação. Os valores de produção de metano obtidos no experimento estão apresentados na **Tabela 10**.

Tabela 10. Potencial de digestão anaeróbia do dejetos de bovino de leite, filtrado e não filtrado, aquecido a 40 e 60°C e TDH de 3 e 10 dias.

Potencial	Característica dos dejetos	Temperatura de 40°C		Temperatura de 60°C	
		TDH 5	TDH 10	TDH 3	TDH 6
L CH ₄ / kg SV	Não filtrado	122	164	170	166
	Filtrado	140	222	150	179
L CH ₄ /l d	Não filtrado	0,992	0,667	2,30	1,13
	Filtrado	1,14	0,903	2,04	1,21
% de SV removidos	Não filtrado	26	36	35	37
	Filtrado	29	44	31	39

Fonte: RORICK et al., 1980.

3.7. CINÉTICA DE CONSUMO DE SUBSTRATO

Segundo SHIEH e MULCAHY (1986), na década de 80, o grande avanço no desenvolvimento de sistemas anaeróbios para tratamento de águas residuárias, levou ao aprofundamento do conhecimento sobre os fenômenos fundamentais das reações de conversão biológica da matéria orgânica e despertou um grande interesse em desenvolvimentos e aplicações práticas de modelos cinéticos.

A cinética bioquímica estuda as velocidades de crescimento de organismos, do consumo de substratos e de formação de produtos. FORESTI et al. (1999) sugerem que tais velocidades devam ser expressas, em termos matemáticos, por modelos que representem adequadamente a dinâmica dos processos.

O conhecimento dos parâmetros cinéticos são de extrema importância para a modelação do processo bioquímico, pois permite avaliar as velocidades de utilização de substrato e de crescimento de biomassa, em condições estabelecidas, de acordo com ZAIAT et al. (1997).

Diversos parâmetros poderão influenciar na cinética de populações microbianas. Por exemplo, a cinética pode ser afetada pela composição da água residuária, pelo pH, pela reologia e temperatura do meio, por controles internos, pela adaptabilidade ou mesmo pela heterogeneidade das populações celulares. Além disso, as interações entre massa celular e o ambiente (meio), como transferências de nutrientes, de produtos e de calor, podem influenciar na cinética. Entretanto, BAILEY e OLLIS (1986), citam que não é prático, ou possível, formular um modelo cinético que inclua todos os aspectos e detalhes envolvidos na relação meio/biomassa, mas que devem ser feitas simplificações que tornem o modelo aplicável.

Os dados cinéticos, além de fornecerem informações sobre o crescimento e utilização do substrato por diversas culturas, podem ser

úteis para a análise do sistema de tratamento e o aumento de escala dos reatores. Dessa forma, os parâmetros cinéticos e operacionais podem ser equacionados para a verificação das relações existentes entre tais parâmetros e, conseqüentemente, da influência da cinética sobre a operação. FORESTI et al. (1999) sugerem que essa análise pode ser obtida através de balanços de materiais em reatores bioquímicos utilizados para o tratamento de águas residuárias.

SHIEH e MULCAHY (1986) citam que há necessidade de estabelecerem-se procedimentos experimentais que permitam elucidar as etapas envolvidas no processo de conversão biológica.

Uma vez que os parâmetros cinéticos são dependentes não só das características do lodo e da composição do substrato, como também das condições ambientais, necessitam ser calculados especificamente para cada tipo de biomassa, de água residuária, e nas condições ambientais de trabalho. Segundo VIERA et al. (1996), é desejável que um modelo simples e rápido esteja disponível para executar estudos cinéticos, para cada condição específica.

MCCARTY e LAWRENCE (1970) desenvolveram duas equações básicas para descrever a cinética do processo anaeróbio. A primeira descreve a relação entre a velocidade de crescimento de líquido de biomassa e a velocidade de utilização de substrato:

$$\boxed{\frac{dX}{dt} = Y \times \frac{dS}{dt} - b \times X} \quad \text{(Equação 1)}$$

onde:

dX/dt - representa a velocidade de crescimento líquido de biomassa por unidade de volume de reator, $[M.L^{-3}.T^{-1}]$;

Y - coeficiente de produção celular, dX/dS , adimensional;

dS/dt - representa a velocidade de utilização de substrato por unidade de volume de reator, $[M.L^{-3}.T^{-1}]$;

b - coeficiente de decaimento celular, $[T^{-1}]$;

X - concentração de biomassa, $[M.L^{-3}]$.

A segunda equação relaciona a velocidade de utilização de substrato com as concentrações de microorganismo e substrato presentes no meio:

$$\boxed{\frac{dS}{dt} = -\frac{r_{\max} \times S \times X}{K_S + S}} \quad \text{(Equação 2)}$$

onde:

dS/dt - representa a velocidade de utilização de substrato por unidade de volume de reator, $[M.L^{-3}.T^{-1}]$;

r_{\max} - velocidade máxima específica de utilização de substrato, $[T^{-1}]$;

S - concentração de substrato, $[M.L^{-3}]$;

K_S - constante de meia velocidade, numericamente igual a concentração de substrato quando $dS/dt = \frac{1}{2} r_{\max}$, $[M.L^{-3}]$.

Para os casos extremos de S muito alto ($S \gg K_S$) e S muito pequeno ($S \ll K_S$), a **Equação 2** pode ser simplificada às seguintes funções descontínuas:

$$\boxed{-\frac{dS}{dt} = r_{\max} \times X} \quad (S \gg K_S) \quad \text{(Equação 3)}$$

$$\boxed{-\frac{dS}{dt} = r'_{\max} \times X \times S} \quad (S \ll K_S) \quad \text{(Equação 4)}$$

onde:

$$\boxed{r'_{\max} = \frac{r_{\max}}{K_S}} \quad \text{(Equação 5)}$$

onde:

r'_{max} - constante cinética de primeira ordem, numericamente igual a r_{max}/k_S , [$L^3.M^{-1}.T^{-1}$];

A **Equação 3** representa uma equação de Ordem Zero com relação a concentração de substrato, enquanto que a **Equação 4** representa uma equação de Primeira Ordem.

Alguns métodos foram apresentados na literatura para estimativa dos parâmetros cinéticos no tratamento anaeróbio de águas residuárias.

SHIEH e MULCAHY (1986) desenvolveram uma metodologia utilizando um reator cujo biofilme cresce sobre um disco rotativo. As velocidades de rotação (v) do disco variaram na faixa de 30 a 150 rpm, para minimizar a condição de resistência à transferência externa de massa. Em experimentação preliminar, com o biofilme delgado, as limitações à transferência de massa externa foram desprezíveis para (v) = 150 rpm, sendo que, a partir dessa velocidade rotacional não houve aumento da velocidade de utilização de substrato. A resistência interna à transferência de massa foi avaliada pela variação da espessura do biofilme. Quando a velocidade de utilização de substrato permaneceu constante, com o decréscimo da espessura do biofilme, os parâmetros cinéticos aparentes foram considerados intrínsecos.

KUS e WIESMANN (1995) determinaram os parâmetros cinéticos de crescimento e a constante cinética de inibição para degradação anaeróbia de acetato e propionato, operando simultaneamente dois reatores, contendo cultura mista de células imobilizadas em espuma de poliuretano, com temperatura controlada a 35°C. A resistência à transferência de massa foi avaliada experimentalmente, empregando-se matrizes de espuma de poliuretano. Em um reator, foram utilizadas partículas cúbicas da espuma, em 1 cm de lado, no outro reator, as espumas foram utilizadas na forma de discos com 1 cm de diâmetro e 0,4 cm de altura, ambos com a mesma

concentração de biomassa imobilizada. Os autores consideraram a resistência externa desprezível, pois as velocidades de utilização do substrato foram iguais em ambos os reatores e concluíram que o tamanho das partículas não influenciou o processo.

VIEIRA et al. (1996) apresentaram um método para estimativa de parâmetros cinéticos intrínsecos, em sistemas contendo biomassa anaeróbia imobilizada em espuma de poliuretano, com temperatura controlada de 30°C. Para avaliar e minimizar a resistência externa à transferência de massa, uma incubadora rotativa orbital ("Shaker") foi utilizada, com velocidades de rotação entre 50 e 300 rpm. Concluiu-se que a resistência à transferência de massa foi minimizada com velocidades de rotação iguais ou maiores que 150 rpm. Para minimizar a resistência à transferência de massa intraparticular, foram utilizadas relações de DQO/SSV (Sólidos Suspensos Voláteis), que resultassem em velocidades de reação muito baixas. Nessas condições, a cinética bioquímica foi considerada a etapa limitante do processo. Devido à alta velocidade de agitação, a conformação prévia da biomassa, no interior das matrizes de poliuretano, foi destruída. Mesmo assim, o método garantiu a minimização das resistências à transferência de massa. No entanto, o método proposto é aplicável à estimativa de parâmetros cinéticos intrínsecos de lodo anaeróbio firmemente aderido ao suporte, ou de lodo granular, caso a integridade dos grânulos possa ser mantida nas condições experimentais impostas pelo método.

ZAIAT e FORESTI (1997) estimaram os parâmetros cinéticos aparentes para consumo de DQO e para consumo de Ácidos Voláteis Totais (AVT) no Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo (RAHLF), com células imobilizadas em espuma de poliuretano, com temperatura controlada a 30°C. O reator foi considerado como tubular ideal. Os parâmetros cinéticos aparentes obtidos para consumo de substrato, em termos de DQO e para

consumo de AVT, foram praticamente iguais. Os parâmetros cinéticos aparentes foram afetados, significativamente, pelas condições operacionais devido às variações nas resistências nas fases líquida e sólida, em função da velocidade superficial do líquido. Portanto, a resistência à transferência de massa na fase líquida pode ser significativamente reduzida pela operação do RAHLF com velocidades superficiais adequadas de líquido.

ZAIAT et al. (1997) desenvolveram um método para estimativa de parâmetros cinéticos intrínsecos da expressão de Monod, r_{\max} e K_s e, para avaliação dos coeficientes de transferência de massa na fase líquida, utilizando reator diferencial, com volume de 10mL, temperatura a 30°C, com substrato sintético à base de glicose, e lodo anaeróbio imobilizado em espuma de poliuretano. A resistência à transferência de massa decresceu à medida que a velocidade superficial do líquido foi aumentada, resultado, atribuído ao decréscimo da camada de líquido estagnada ao redor das biopartículas. Através dos perfis temporais, para cada velocidade superficial do líquido aplicada ao reator diferencial, foram estimados os parâmetros cinéticos aparentes e, aplicando-se um método de extrapolação gráfica, foram determinados os parâmetros cinéticos intrínsecos.

O conhecimento da cinética dos processos de conversão biológica é importante para o projeto de reatores anaeróbios e também para a previsão da qualidade do efluente final. Segundo CHERNICHARO (1997), se por um lado existe uma grande dificuldade em descrever-se matematicamente a cinética de conversão, devido à complexidade dos substratos e ao envolvimento de diversas populações bacterianas, por outro lado, modelos matemáticos complexos não são desejáveis, especialmente se eles não conseguem descrever, com propriedade, as reações envolvidas no processo.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. LOCAL

Este trabalho foi executado no Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas - FEAGRI/UNICAMP, no Município de Campinas - SP.

4.2. INSTALAÇÕES EXPERIMENTAIS

Os ensaios de avaliação da biodegradabilidade anaeróbia foram realizados em mesa rotativa incubadora, "Shaker" da marca Marconi, modelo MA-420, apresentado na **Figura 2** e cujas especificações estão apresentadas na **Tabela 11**.



Figura 2. "Shaker" Marconi, modelo MA-420.

Tabela 11. Especificações do "Shaker" Marconi.

Modelo	MA-420
Tampa	acrílico
Controlador de temperatura	microprocessador PID
Sensor	PT-100
Leitura/Previsão temperatura	digital/ $\pm 0,1^{\circ}\text{C}$
Alcance da temperatura	ambiente até 70°C
RPM	até 300
Controle RPM	conversor de frequência
Leitura RPM	digital/ $\pm 0,1^{\circ}\text{C}$
Bandejas/Quantidade	alumínio/2
Tipo de frascos	Erlenmeyer 36/250

4.3. LODO DE INÓCULO

Foram utilizados lodos granulados de três origens diferentes. O primeiro é proveniente de um reator UASB, piloto, operado com estrume de bovinos diluído e pré-sedimentado, do Departamento de Engenharia Rural da FCAV-UNESP, Campus de Jaboticabal, que inicialmente foi inoculado com lodo de um reator UASB, em escala real, operado no tratamento de águas residuárias da Cervejaria Antártica, localizada no município de Ribeirão Preto - SP. O segundo é proveniente de um reator UASB, piloto, operado com estrume de suínos diluído e pré-sedimentado, do Departamento de Engenharia Rural da FCAV-UNESP, Campus de Jaboticabal inicialmente inoculado com lodo de um reator UASB, em escala real, operado no tratamento de águas residuárias da Cervejaria Antártica, localizada no município de Ribeirão Preto - SP. O terceiro é proveniente de um reator anaeróbico de fluxo ascendente, com manta de lodo, UASB, operado no tratamento de águas residuárias de um abatedouro de aves, localizado no município de Tietê - SP.

Após a coleta, os lodos foram acondicionados em recipientes plásticos e foram mantidos sob refrigeração a 4°C e transportados até o Laboratório de Saneamento - FEAGRI/UNICAMP, onde foram caracterizados através dos seguintes parâmetros: Sólidos Totais e Sólidos Voláteis, de

acordo com o STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER (1989).

4.3.1. MICROSCOPIA ÓPTICA

No início de cada experimento, amostras de lodo foram coletadas e examinadas sob microscopia de luz (contraste de fase) e fluorescência utilizando-se um microscópio, marca Olympus, modelo BH2. As observações e fotografias foram feitas com a objetiva de aumento 100x, ocular 10x e "zoom" de 1,25.

Foram examinados grânulos, individualmente, e também o lodo bruto com os sólidos dispersos. O lodo foi macerado entre a lâmina e lamínula, procedendo-se então a observação.

4.4. ÁGUAS RESIDUÁRIAS

Foram utilizados duas águas residuárias, coletadas na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, FCAV/UNESP, Campus de Jaboticabal - SP, para alimentação dos reatores. A primeira, proveniente de amostragens da água de lavagem de um curral com piso cimentado, onde é realizada a ordenha de vacas da raça holandesa, alimentadas com ração balanceada, formulada à base de volumoso de silagem de milho e de concentrado de milho e soja. A segunda, proveniente de amostragens da lâmina de água utilizada em baias com piso cimentado, de um confinamento de suínos na fase de terminação, alimentados com ração à base de milho e soja, com complemento vitamínico e mineral.

As águas residuárias foram acondicionadas em recipientes plásticos e posteriormente congeladas e transportadas até o Laboratório de Saneamento - FEAGRI/UNICAMP, onde foram mantidas sob refrigeração a temperaturas entre -10 a 0°C e caracterizados através dos seguintes

parâmetros: pH, DQO, Sólidos Suspensos Totais (Fixos e Voláteis), Nitrogênio Total e Nitrogênio Amoniacal, de acordo com o STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER (1989), Alcalinidade Total como CaCO₃, conforme metodologia descrita por RIPLEY et al. (1986) e Ácidos Voláteis Totais de acordo com metodologia descrita por DILALLO e ALBERTSON (1961).

4.5. ADAPTAÇÃO DO LODO DE INÓCULO

A adaptação do lodo proveniente do reator UASB que trata águas residuárias do abatedouro de aves, foi realizada com os dejetos oriundos da suinocultura e da bovinocultura (substratos). O lodo de inóculo passou inicialmente por uma sedimentação, sendo o sobrenadante descartado, aproveitando-se somente a parte sedimentada.

Foram preparados frascos de soro de 1000mL, conforme apresentado na **Figura 3**, em número necessário para fornecer a quantidade de lodo suficiente à realização dos testes. Em cada frasco foram colocados 500g de lodo e posteriormente, cada um dos substratos diluídos (na proporção 1:1), completaram o volume do frasco, 1000mL, restando aproximadamente 150 mL de headspace. Os frascos foram fechados com auxílio de pinças de Mohr e mantidos em temperatura ambiente durante todo o período de adaptação.

O tempo de adaptação foi de 60 dias. Estipulou-se um ciclo de batelada de 30 dias e dessa maneira, diariamente, parcelas de substrato eram substituídas em cada frasco. A parcela "Q" substituída a cada dia, por frasco, foi de:

$$Q = \frac{\text{VolumedoFrasco}}{TDH} = \frac{1000}{30} = 33\text{mL} \times \text{dia}^{-1}$$

(Equação 6)

Dessa maneira, a adaptação foi realizada com concentrações crescentes de DQO.

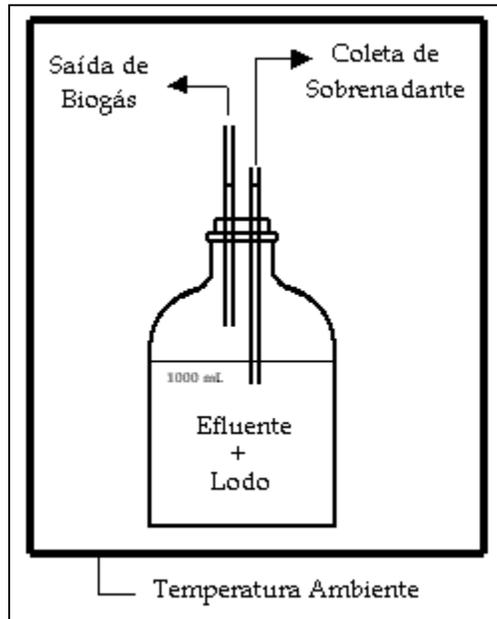


Figura 3. Esquema geral dos frascos utilizados durante a adaptação.

4.6. TESTES DE BIODEGRADABILIDADE

Após a caracterização dos substratos (águas residuárias) em termos de DQO e dos lodos em termos de STV, calculou-se as quantidades de água residuária e lodo para cada reator, de forma a estabelecer a relação Substrato/Biomassa em torno de 0,5. A relação Substrato/Biomassa foi calculada através da equação:

$$\frac{\left(\frac{DQO(mg/L)}{1000}\right) \times V(L)}{STV(\%) \times M(g)} = 0,5$$

(Equação 7)

onde:

DQO = Demanda Química de Oxigênio do substrato, em $mg.L^{-1}$

V = volume do substrato, em L

STV = sólidos totais voláteis do lodo, em porcentagem

M = massa de lodo, em g

Para a operação dos reatores anaeróbios, em sistema batelada, foram utilizados frascos de 350mL. Os frascos foram preenchidos com certo volume de lodo e de substrato no início do teste, de forma a proporcionar a relação substrato/biomassa pré-estabelecida (0,5). Os recipientes foram, vedados e colocados no "Shaker". Durante os ensaios a temperatura foi mantida em 35°C e a agitação foi ajustada a 150 rpm e realizada durante 5 minutos a cada 1 hora. No decorrer do experimento, foram retiradas 9 amostras do sobrenadante para análise da DQO centrifugada, em intervalos determinados que variaram de acordo com o substrato analisado.

4.7. MONTAGEM DO SISTEMA PARA A OBTENÇÃO DOS DADOS

Para o desenvolvimento do trabalho foram realizadas 6 baterias de ensaios. Cada bateria possuía 10 reatores, em tréplica, e foi estabelecida a partir de combinações de lodo e substrato. A **Figura 4** apresenta o fluxograma dos ensaios, o qual é resumido na **Tabela 12**.

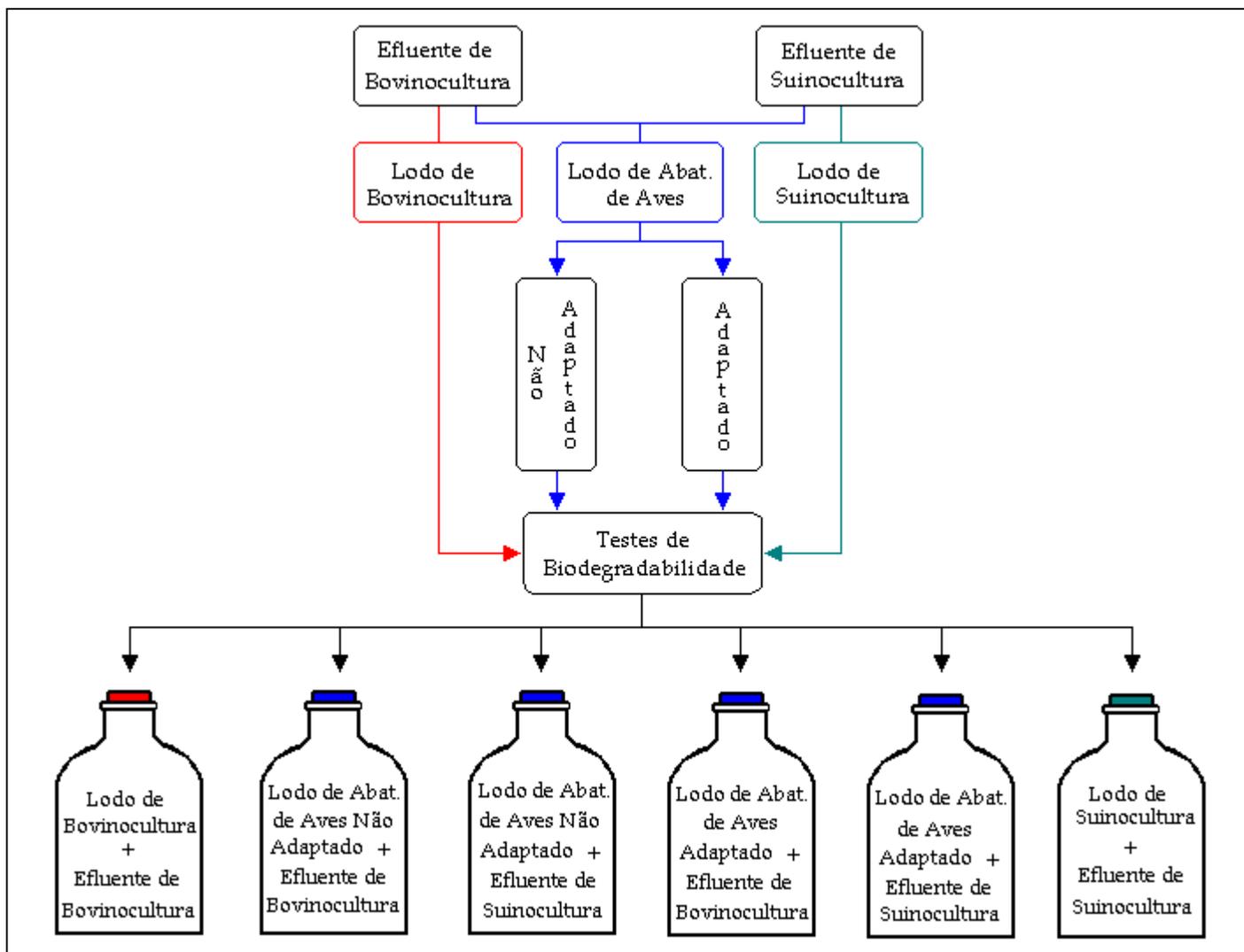


Figura 4. Fluxograma dos ensaios.

Tabela 12. Ensaios Realizados.

Ensaio	Lodo de Inóculo	Substrato (Água Residuária)
1	Abatedouro de Aves Não Adaptado	Bovinocultura
2	Abatedouro de Aves Não Adaptado	Suinocultura
3	Abatedouro de Aves Adaptado	Bovinocultura
4	Abatedouro de Aves Adaptado	Suinocultura
5	Bovinocultura	Bovinocultura
6	Suinocultura	Suinocultura

Os ensaios realizados com água residuária de bovinocultura tiveram duração de 24 horas, sendo as amostragens realizadas nos tempos 0, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 18 e 24, em horas; enquanto os realizados com água residuária de suinocultura tiveram duração de 15 horas, sendo as amostragens realizadas nos tempos 0, 1, 4, 5, 7, 9, 11, 13 e 15, em horas.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS

As águas residuárias, após centrifugação, foram caracterizadas pelos seguintes parâmetros: pH, DQO, Alcalinidade Total, Ácidos Voláteis Totais, Sólidos Suspensos Totais (Fixos e Voláteis), Nitrogênio Total e Nitrogênio Amoniacal. Os resultados obtidos nessa caracterização são apresentados na **Tabela 13**.

Tabela 13. Caracterização inicial das águas residuárias utilizadas como substrato.

Parâmetro	Unidade	Água Residuária	
		Bovinocultura	Suinocultura
pH	-	5,4	6,8
DQO	mg.L ⁻¹	1520	2183
Alcalinidade Total (CaCO ₃)	mg.L ⁻¹	151	441
Ácidos Voláteis Totais	mg.L ⁻¹	265	175
Sólidos Suspensos Totais	mg.L ⁻¹	350	750
Sólidos Suspensos Fixos	mg.L ⁻¹	0	150
Sólidos Suspensos Voláteis	mg.L ⁻¹	350	600
Nitrogênio Total - Kjeldahl	mg.L ⁻¹	40	180
Nitrogênio Amoniacal	mg.L ⁻¹	28	164

5.2. CARACTERIZAÇÃO DOS LODOS DE INÓCULO

Os lodos de inóculo foram caracterizados, no início de cada ensaio, pelos seguintes parâmetros: Sólidos Totais, Sólidos Totais Fixos e Sólidos Totais Voláteis. Os resultados obtidos nessa caracterização são apresentados na **Tabela 14**.

Tabela 14. Caracterização inicial dos lodos de inóculo.

Parâmetro	Unidade	Lodo de Inóculo		
		Abat. de Aves	Bovinocultura	Suinocultura
Sólidos Totais	%	6,09	6,22	6,69
Sólidos Totais Fixos	%	1,21	1,15	1,23
Sólidos Totais Voláteis	%	4,88	5,07	5,46

Com os resultados das análises de DQO, foram construídas curvas Substrato X Tempo, através das quais foi possível observar o comportamento da remoção da DQO e se obter os parâmetros cinéticos.

5.2.1. MICROBIOLOGIA

Com o objetivo de caracterizar a biomassa granulada presente em cada ensaio, foi realizada a análise microscópica dos grânulos.

Distintas morfologias bacterianas foram observadas: cocos, bacilos e espirilos, além de protozoários e algas, conforme apresentado nas **Figuras 5, 6, 7, 8 e 9**.

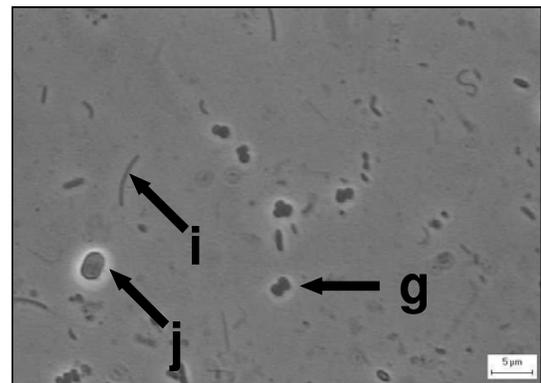
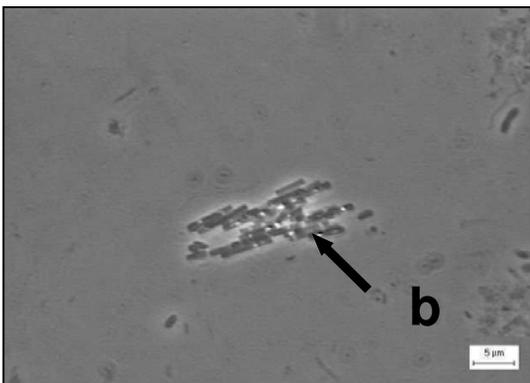
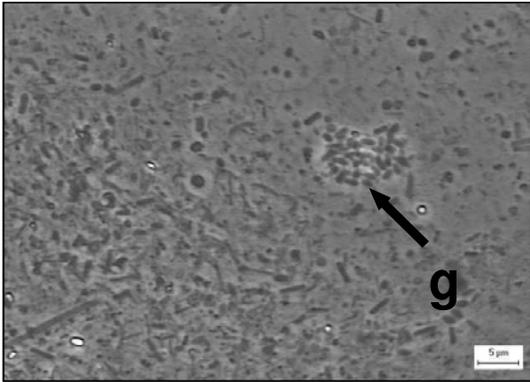


Figura 5. Espécies microbianas observadas durante Microscopia por contraste de fases (objetiva 100, ocular 10 e zoom 1,25) no Lodo de Abatedouro de Aves Não Adaptado: **a:** protozoário flagelado, **b:** célula semelhante a *Methanothrix ssp*, **g:** cocos *ssp*, **i:** bacilo fino, **j:** cocos *ssp*.

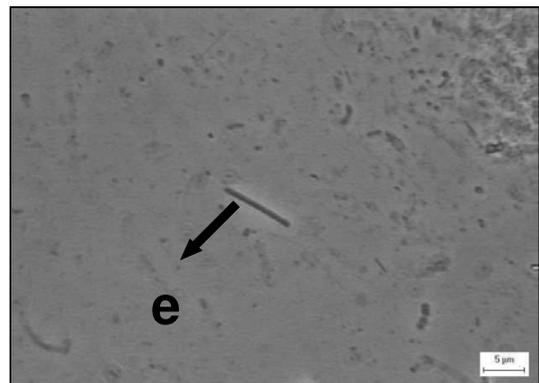
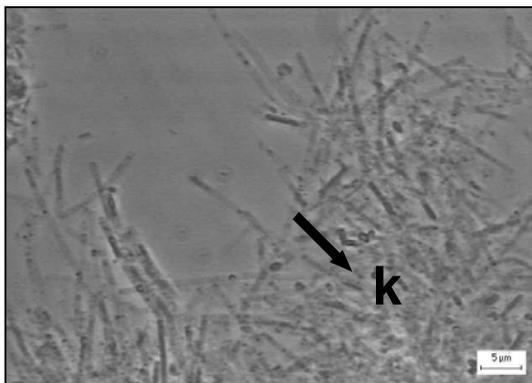
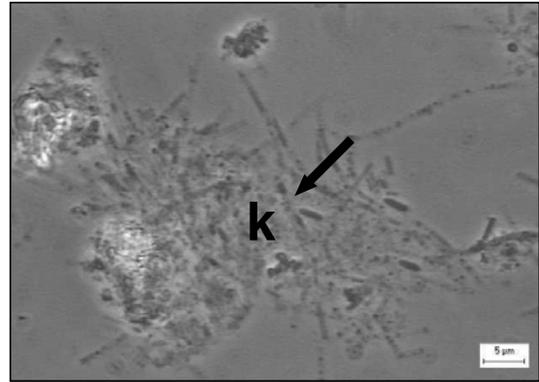
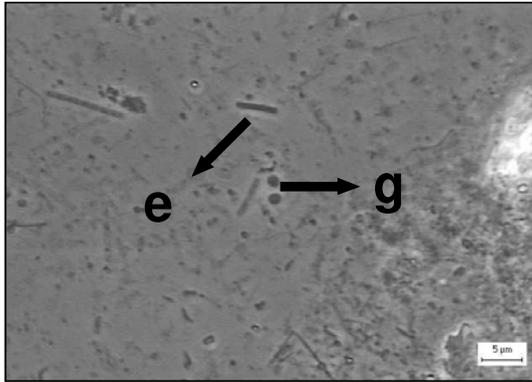


Figura 6. Espécies microbianas observadas durante Microscopia por contraste de fases (objetiva 100, ocular 10 e zoom 1,25) no Lodo de Abatedouro de Aves Adaptado com Efluente de Bovinocultura: **e**: bacilo reto, **g**: cocos ssp, **k**: microorganismos com estruturas celulares danificadas.

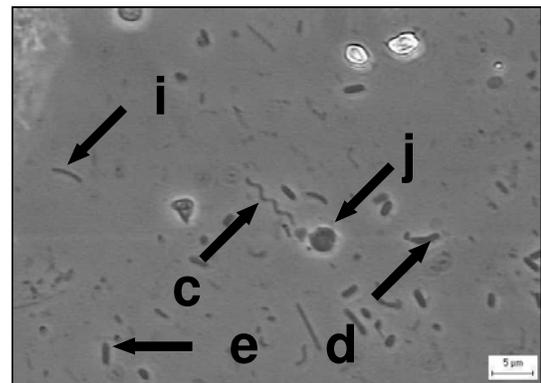
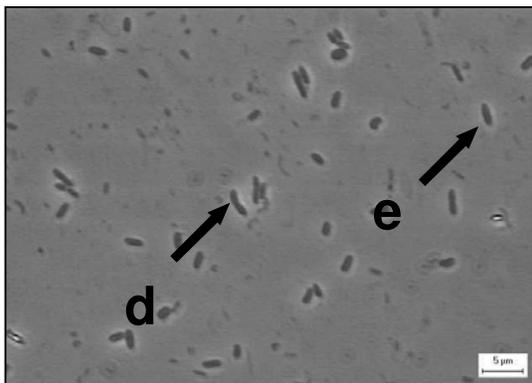
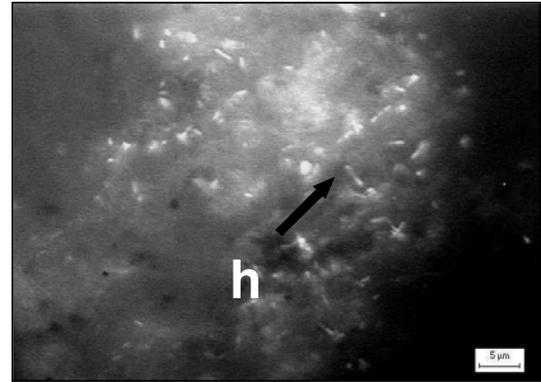
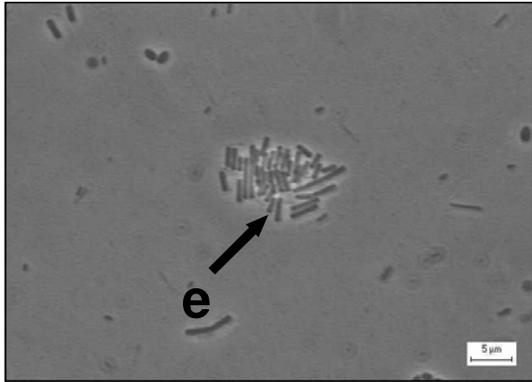


Figura 7. Espécies microbianas observadas durante Microscopia por contraste de fases (objetiva 100, ocular 10 e zoom 1,25) Lodo de Abatedouro de Aves Adaptado com Efluente de Suinocultura: **c**: espirillum, **d**: bacilo curvo, **e**: bacilo reto (**1**: isolado ou **2**: em arranjos), **i**: bacilo fino, **j**: cocos bacilos; e durante Microscopia por fluorescência (objetiva 100, ocular 10 e zoom 1,25): **h**: bacilo fluorescente.

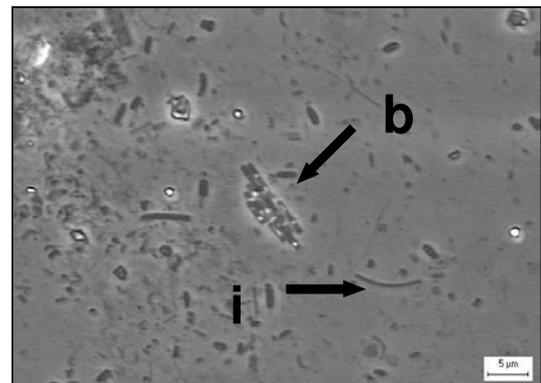
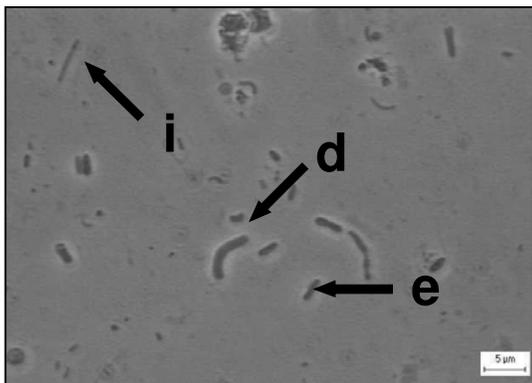
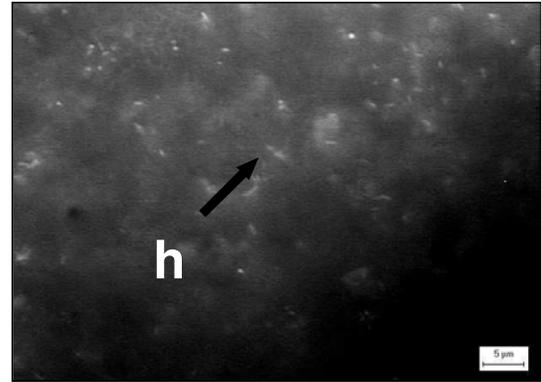
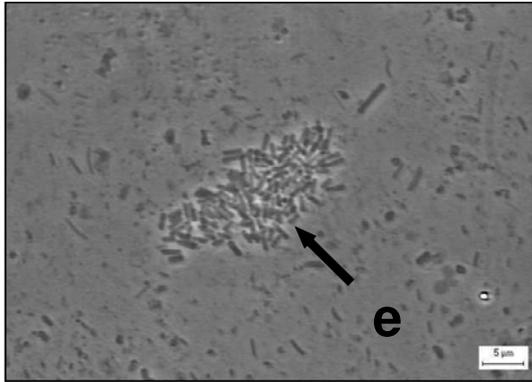


Figura 8. Espécies microbianas observadas durante Microscopia por contraste de fases (objetiva 100, ocular 10 e zoom 1,25) no Lodo de Bovinocultura: **b**: célula semelhante a *Methanothrix ssp*, **d**: bacilo curvo, **e**: bacilo reto (**1**: isolado ou **2**: em arranjos), **i**: bacilo fino; e durante Microscopia por fluorescência (objetiva 100, ocular 10 e zoom 1,25): **h**: bacilo fluorescente.

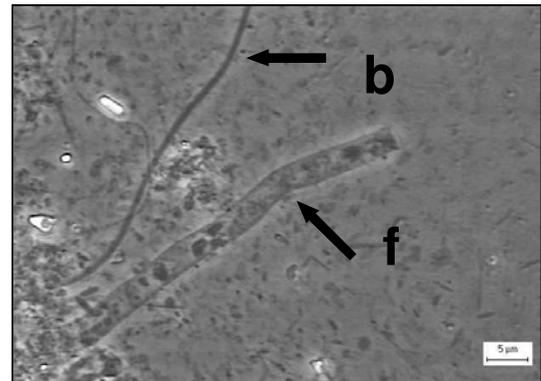
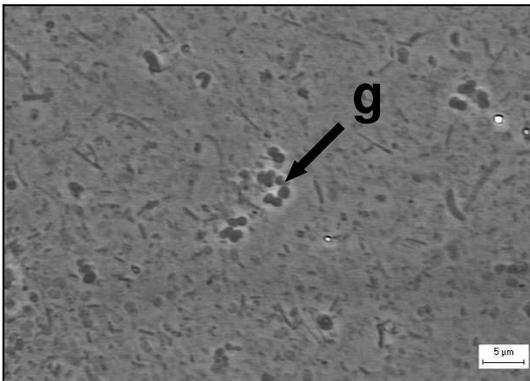
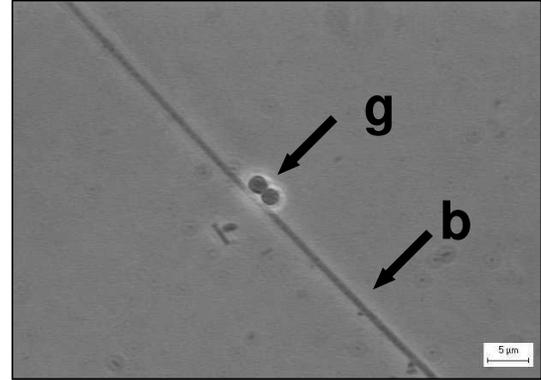
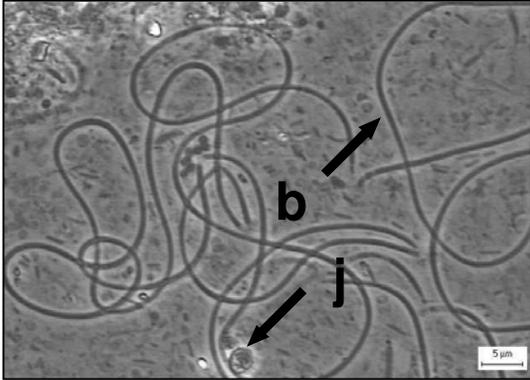


Figura 9. Espécies microbianas observadas durante Microscopia por contraste de fases (objetiva 100, ocular 10 e zoom 1,25) no Lodo de Suinocultura: **b**: célula semelhante a *Methanothrix ssp*, **f**: organismo semelhante a fungo filamentoso, **g**: cocos ssp, **j**: cocos bacilos.

Um grande número de bactérias anaeróbias estão envolvidas na transformação da matéria orgânica complexa em moléculas mais simples, embora alguns fungos e protozoários também possam ser encontrados em reatores anaeróbios.

Em todos os lodos os microorganismos predominantes foram os bacilos retos e curvos, além dos cocos. Após a adaptação do Lodo de Abatedouro de Aves com Efluente de Bovinocultura, microscopicamente, pôde-se observar, a ocorrência de estruturas celulares danificadas, conforme apresentado na **Figura 6**.

5.3. AVALIAÇÃO DA BIODEGRADABILIDADE ATRAVÉS DA ESTIMATIVA DOS PARÂMETROS CINÉTICOS APARENTES

Para a obtenção de uma melhor expressão que representasse o comportamento do sistema estudado, foram realizados vários estudos, correlacionando os dados obtidos com o emprego de gráficos, tabelas e equações matemáticas, através do programa computacional Microsoft Excel 97.

Foram estudados vários modelos cinéticos do tipo Monod, de Ordem Zero, Primeira e Segunda Ordem. Os parâmetros cinéticos foram estimados utilizando as técnicas de Diferenciação e Integração de modelos reportados por SILVEIRA (1989).

O modelo que melhor se ajustou para todos os ensaios foi o de Primeira Ordem. A equação cinética que representa este modelo é expressa como:

$$(-r) = -\frac{dC}{dt} = k_1^{app} C$$

(Equação 8)

onde:

r - velocidade de reação, $[M.L^{-3}.T^{-1}]$;

C - concentração do reagente, $[M.L^{-3}]$;

t - tempo;

k_1^{app} - constante aparente de velocidade para reação de Primeira Ordem, $[T^{-1}]$.

Nessa expressão, k_1^{app} é a constante de velocidade para a Reação de Primeira Ordem. Considerando uma concentração inicial C_0 em um tempo t igual a t_0 , a **Equação 8** pode ser integrada entre esses limites.

$$\int_{C_0}^C \frac{dC}{C} = -k_1^{app} \int_{t_0}^t dt \quad \text{(Equação 9)}$$

A expressão integrada expressa em termos de concentração, pode ser escrita como:

$$\ln\left(\frac{C}{C_0}\right) = -k_1^{app}(t - t_0) \quad \text{(Equação 10)}$$

ou

$$C = C_0 \times e^{-k_1^{app}(t-t_0)} \quad \text{(Equação 11)}$$

A **Equação 11** indica que a concentração, durante uma reação química, que segue cinética de Primeira Ordem, varia exponencialmente com o tempo. Assim, a partir da **Equação 10**, podemos representar graficamente $-\ln(C/C_0)$ em função do tempo, conforme apresentado na **Figura 10**, e obter o valor da constante de velocidade, k_1 , através da **Equação 12**.

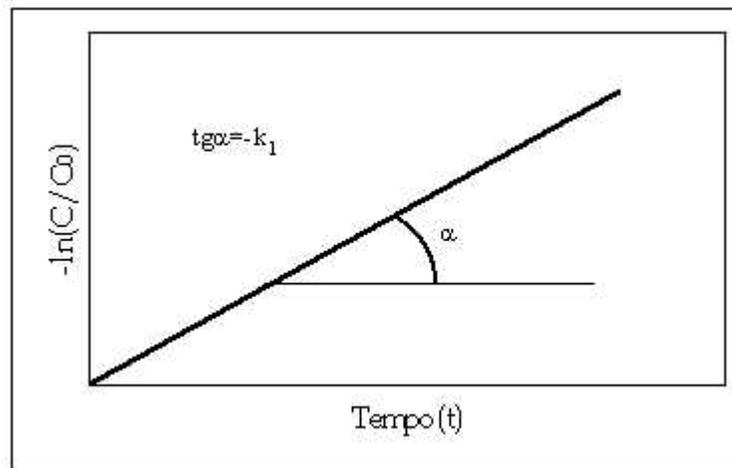


Figura 10. Representação gráfica da variação da concentração com o tempo, para reação de Primeira Ordem.

$$-k_1^{app} = tg\alpha$$

(Equação 12)

São apresentados a seguir os resultados experimentais obtidos e as estimativas dos parâmetros cinéticos para o modelo de Primeira Ordem, para os seis ensaios realizados.

5.3.1. ENSAIO 1 - EFLUENTE DE BOVINOCULTURA E LODO DE ABATEDOURO DE AVES NÃO ADAPTADO

Os dados obtidos de concentração de substrato como DQO, em função do tempo, são apresentados na **Tabela 15**.

Tabela 15. Concentração de DQO (mg.L^{-1}), em função do tempo experimental (horas), no Ensaio 1.

Tempo (h)	Repetição 1 (mg.L^{-1})	Repetição 2 (mg.L^{-1})	Repetição 3 (mg.L^{-1})	Média (mg.L^{-1})
0	1718	1695	1685	1699
6	1400	1438	1403	1413
8	1333	1345	1335	1338
10	1288	1295	1280	1288
12	1215	1223	1220	1219
14	1170	1198	1180	1183
16	1125	1110	1105	1113
18	1058	1070	1070	1066
24	1020	993	1008	1007

Após a realização da Análise de Variância (ANOVA), ao nível de 1% de probabilidade, verificou-se que os dados não variaram estatisticamente, e assim sendo, optou-se por trabalhar com os valores médios de DQO em cada tempo.

A variação dos valores médios de DQO (mg.L^{-1}) em função do tempo (horas), está ilustrada **Figura 11**.

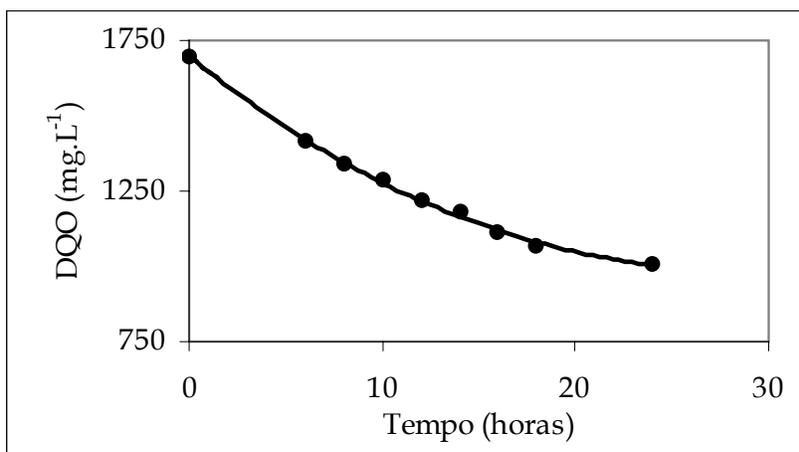


Figura 11. Variação dos valores médios da DQO (mg.L^{-1}) em função do tempo (horas), no Ensaio 1.

Na **Figura 12** , encontra-se a curva ajustada para o modelo cinético de Primeira Ordem.

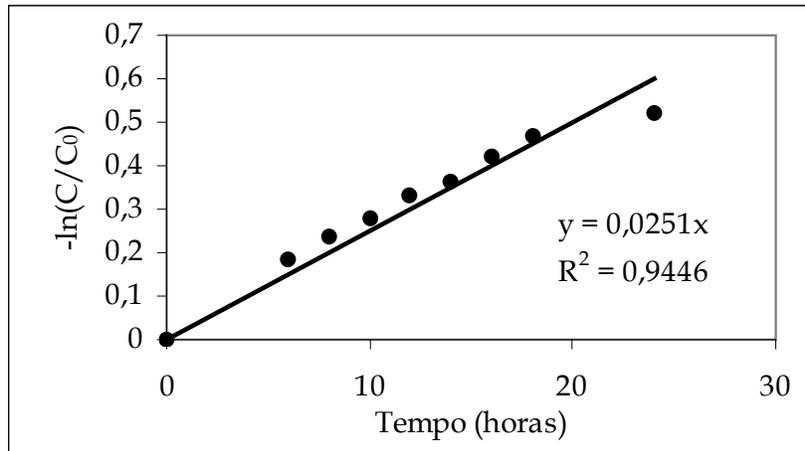


Figura 12. Curva ajustada para a equação cinética de Primeira Ordem, a partir do perfil de $-\ln(C/C_0)$.

A expressão, ajustada aos pontos experimentais, e o respectivo coeficiente de correlação do ajuste (R^2), são apresentados a seguir:

$$\boxed{-\ln\left(\frac{C}{C_0}\right) = 0,0251t} \quad \text{(Equação 13)}$$

$$R^2 = 0,9446$$

Assim, a constante de velocidade para a reação de Primeira Ordem resultou:

$$k_1^{\text{app}} = 0,0251 \text{ h}^{-1}$$

5.3.2. ENSAIO 2 - EFLUENTE DE SUINOCULTURA E LODO DE ABATEDOURO DE AVES NÃO ADAPTADO

Os dados obtidos de concentração de substrato como DQO, em função do tempo, são apresentados na **Tabela 16**.

Tabela 16. Concentração de DQO (mg.L^{-1}), em função do tempo experimental (horas), no Ensaio 2.

Tempo (h)	Repetição 1 (mg.L^{-1})	Repetição 2 (mg.L^{-1})	Repetição 3 (mg.L^{-1})	Médias (mg.L^{-1})
0	2190	2268	2245	2234
1	2105	2135	2090	2110
4	2040	2023	2028	2030
5	1928	1915	1895	1913
7	1860	1848	1920	1876
9	1798	1823	1800	1807
11	1703	1778	1690	1723
13	1628	1568	1588	1594
15	1523	1520	1593	1545

Após a realização da Análise de Variância (ANOVA), ao nível de 1% de probabilidade, verificou-se que os dados não variaram estatisticamente, e assim sendo, optou-se por trabalhar com os valores médios de DQO em cada tempo.

A variação dos valores médios de DQO (mg.L^{-1}) em função do tempo (horas), está ilustrada **Figura 13**.

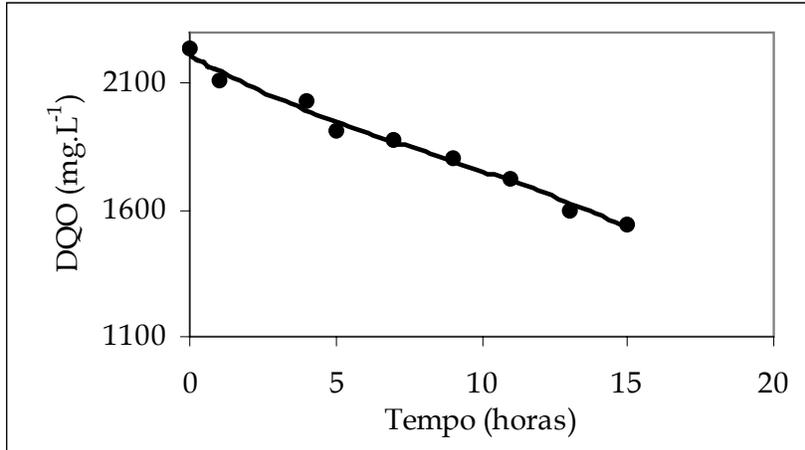


Figura 13. Variação dos valores médios da DQO (mg.L^{-1}) em função do tempo (horas), no Ensaio 2.

Na **Figura 14**, encontra-se a curva ajustada para o modelo cinético de Primeira Ordem.

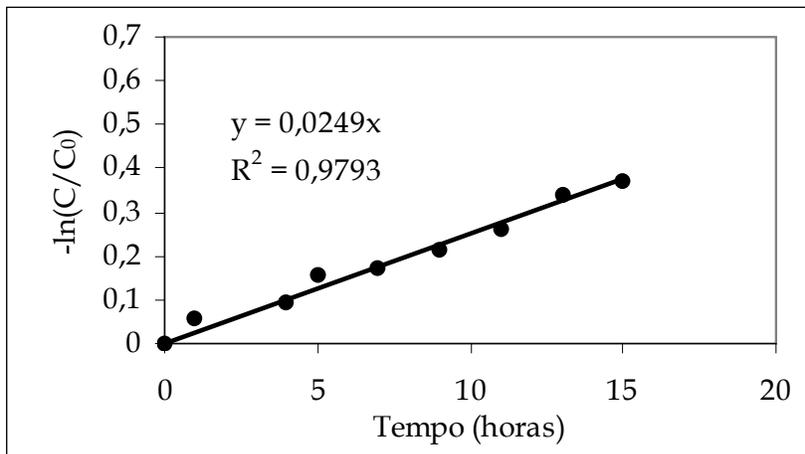


Figura 14. Curva ajustada para a equação cinética de Primeira Ordem, a partir do perfil de $-\ln(C/C_0)$.

A expressão, ajustada aos pontos experimentais, e o respectivo coeficiente de correlação do ajuste (R^2), são apresentados a seguir:

$$\boxed{-\ln\left(\frac{C}{C_0}\right) = 0,0249t} \quad \text{(Equação 14)}$$

$$R^2 = 0,9793$$

Assim, a constante de velocidade para a reação de Primeira Ordem resultou:

$$k_1^{\text{app}} = 0,0249 \text{ h}^{-1}$$

5.3.3. ENSAIO 3 - EFLUENTE DE BOVINOCULTURA E LODO DE ABATEDOURO DE AVES ADAPTADO

Os dados obtidos de concentração de substrato como DQO, em função do tempo, são apresentados na **Tabela 17**.

Tabela 17. Concentração de DQO (mg.L^{-1}), em função do tempo experimental (horas), no Ensaio 3.

Tempo (h)	Repetição 1 (mg.L^{-1})	Repetição 2 (mg.L^{-1})	Repetição 3 (mg.L^{-1})	Médias (mg.L^{-1})
0	1415	1350	1415	1393
6	1220	1218	1223	1220
8	1163	1165	1143	1157
10	1135	1135	1135	1135
12	1118	1120	1115	1118
14	1080	1045	1060	1062
16	985	975	1000	987
18	925	905	895	908
24	803	815	808	808

Após a realização da Análise de Variância (ANOVA), ao nível de 1% de probabilidade, verificou-se que os dados não variaram

estatisticamente, e assim sendo, optou-se por trabalhar com os valores médios de DQO em cada tempo.

A variação dos valores médios de DQO (mg.L^{-1}) em função do tempo (horas), está ilustrada **Figura 15**.

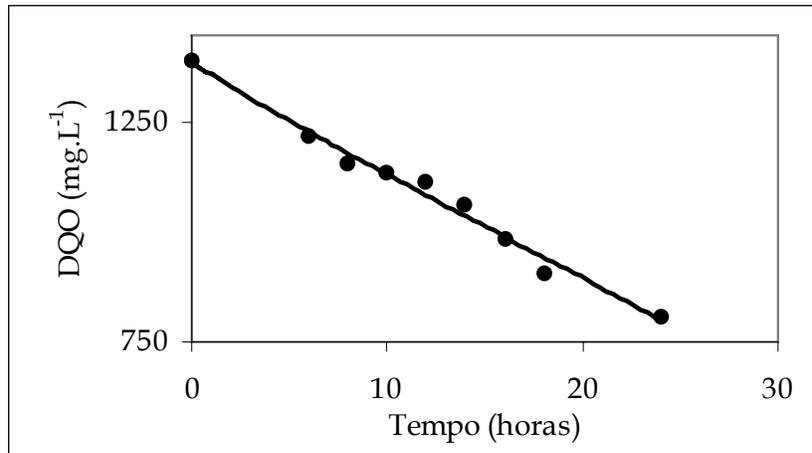


Figura 15. Variação dos valores médios da DQO (mg.L^{-1}) em função do tempo (horas), no Ensaio 3.

Na **Figura 16**, encontra-se a curva ajustada para o modelo cinético de Primeira Ordem.

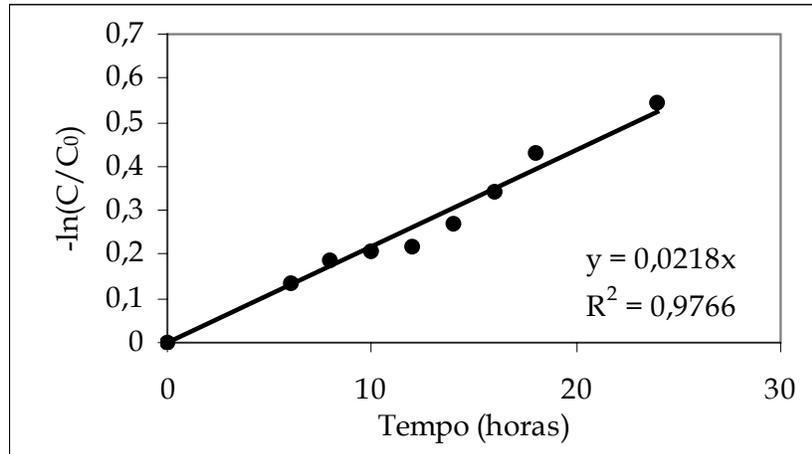


Figura 16. Curva ajustada para a equação cinética de Primeira Ordem, a partir do perfil de $-\ln(C/C_0)$.

A expressão, ajustada aos pontos experimentais, e o respectivo coeficiente de correlação do ajuste (R^2), são apresentados a seguir:

$$\boxed{-\ln\left(\frac{C}{C_0}\right) = 0,0218t} \quad \text{(Equação 15)}$$

$$R^2 = 0,9766$$

Assim, a constante de velocidade para a reação de Primeira Ordem resultou:

$$k_1^{\text{app}} = 0,0218 \text{ h}^{-1}$$

5.3.4. ENSAIO 4 - EFLUENTE DE SUINOCULTURA E LODO DE ABATEDOURO DE AVES ADAPTADO

Os dados obtidos de concentração de substrato como DQO, em função do tempo, são apresentados na **Tabela 18**.

Tabela 18. Concentração de DQO (mg.L^{-1}), em função do tempo experimental (horas), no Ensaio 4.

Tempo (h)	Repetição 1 (mg.L^{-1})	Repetição 2 (mg.L^{-1})	Repetição 3 (mg.L^{-1})	Médias (mg.L^{-1})
0	2155	2138	2173	2155
1	2033	2025	2020	2026
4	1845	1843	1828	1838
5	1758	1745	1715	1739
7	1705	1710	1713	1709
9	1670	1663	1665	1666
11	1605	1620	1633	1619
13	1515	1493	1535	1514
15	1268	1293	1285	1282

Após a realização da Análise de Variância (ANOVA), ao nível de 1% de probabilidade, verificou-se que os dados não variaram estatisticamente, e assim sendo, optou-se por trabalhar com os valores médios de DQO em cada tempo.

A variação dos valores médios de DQO (mg.L^{-1}) em função do tempo (horas), está ilustrada **Figura 17**.

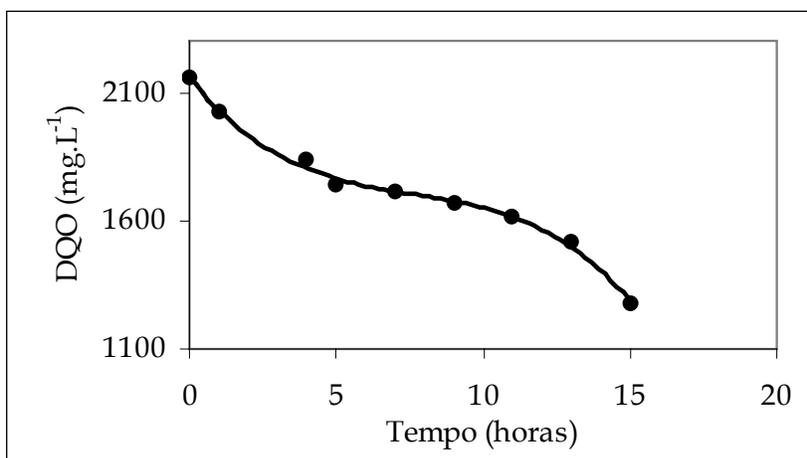


Figura 17. Variação dos valores médios da DQO (mg.L^{-1}) em função do tempo (horas), no Ensaio 4.

Na **Figura 18** , encontra-se a curva ajustada para o modelo cinético de Primeira Ordem.

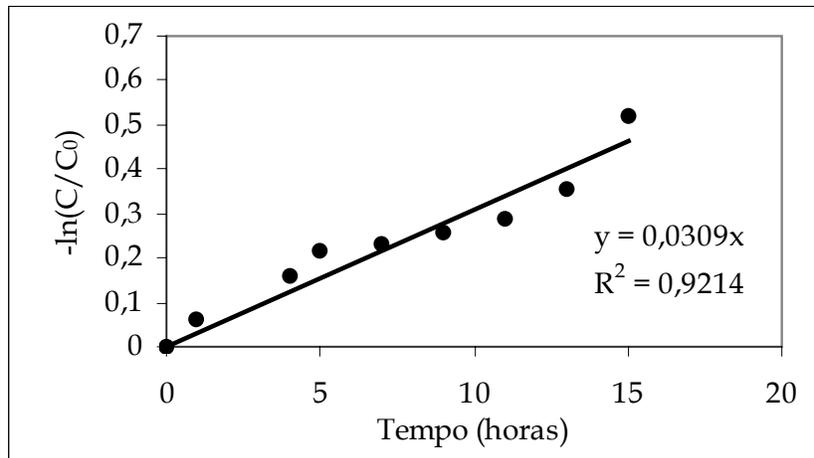


Figura 18. Curva ajustada para a equação cinética de Primeira Ordem, a partir do perfil de $-\ln(C/C_0)$.

A expressão, ajustada aos pontos experimentais, e o respectivo coeficiente de correlação do ajuste (R^2), são apresentados a seguir:

$$\boxed{-\ln\left(\frac{C}{C_0}\right) = 0,0309t}$$

(Equação 16)

$$R^2 = 0,9214$$

Assim, a constante de velocidade para a reação de Primeira Ordem resultou:

$$k_1^{\text{app}} = 0,0309 \text{ h}^{-1}$$

5.3.5. ENSAIO 5 - EFLUENTE DE BOVINOCULTURA E LODO DE BOVINOCULTURA

Os dados obtidos de concentração de substrato como DQO, em função do tempo, são apresentados na **Tabela 19**.

Tabela 19. Concentração de DQO (mg.L^{-1}), em função do tempo experimental (horas), no Ensaio 5.

Tempo (h)	Repetição 1 (mg.L^{-1})	Repetição 2 (mg.L^{-1})	Repetição 3 (mg.L^{-1})	Médias (mg.L^{-1})
0	1470	1453	1463	1462
6	1220	1220	1223	1221
8	1170	1190	1180	1180
10	1103	1118	1070	1097
12	1063	1053	1048	1054
14	1038	1030	1008	1025
16	1013	985	965	988
18	945	928	928	933
24	808	808	813	809

Após a realização da Análise de Variância (ANOVA), ao nível de 1% de probabilidade, verificou-se que os dados não variaram estatisticamente, e assim sendo, optou-se por trabalhar com os valores médios de DQO em cada tempo.

A variação dos valores médios de DQO (mg.L^{-1}) em função do tempo (horas), está ilustrada **Figura 19**.

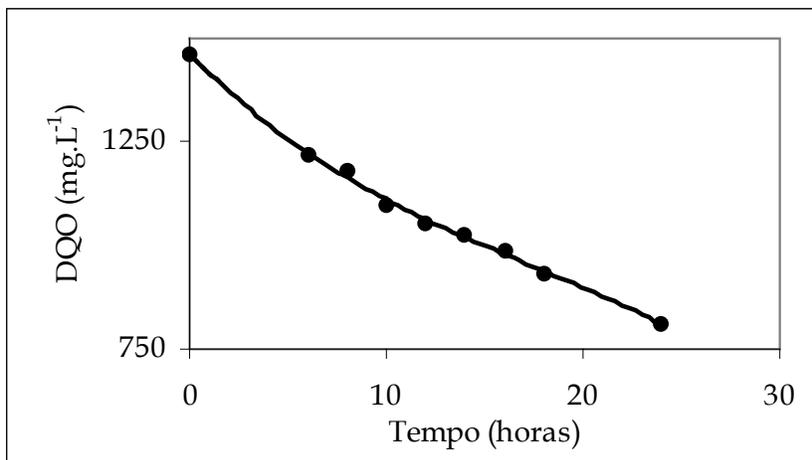


Figura 19. Variação dos valores médios da DQO (mg.L^{-1}) em função do tempo (horas), no Ensaio 5.

Na **Figura 20**, encontra-se a curva ajustada para o modelo cinético de Primeira Ordem.

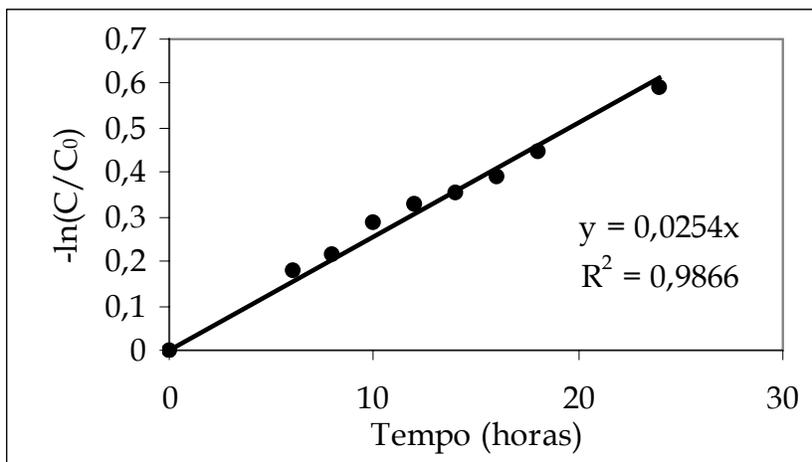


Figura 20. Curva ajustada para a equação cinética de Primeira Ordem, a partir do perfil de $-\ln(C/C_0)$.

A expressão, ajustada aos pontos experimentais, e o respectivo coeficiente de correlação do ajuste (R^2), são apresentados a seguir:

$$\boxed{-\ln\left(\frac{C}{C_0}\right) = 0,0254t} \quad \text{(Equação 17)}$$

$$R^2 = 0,9866$$

Assim, a constante de velocidade para a reação de Primeira Ordem resultou:

$$k_1^{\text{app}} = 0,0254 \text{ h}^{-1}$$

5.3.6. ENSAIO 6 - EFLUENTE DE SUINOCULTURA E LODO DE SUINOCULTURA

Os dados obtidos de concentração de substrato como DQO, em função do tempo, são apresentados na **Tabela 20**.

Tabela 20. Concentração de DQO (mg.L^{-1}), em função do tempo experimental (horas), no Ensaio 6.

Tempo (h)	Repetição 1 (mg.L^{-1})	Repetição 2 (mg.L^{-1})	Repetição 3 (mg.L^{-1})	Médias (mg.L^{-1})
0	2180	2143	2158	2160
1	2008	1985	2008	2000
4	1718	1738	1740	1732
5	1710	1713	1760	1728
7	1638	1645	1700	1661
9	1475	1503	1488	1488
11	1388	1388	1383	1386
13	1278	1295	1273	1282
15	1175	1178	1163	1172

Após a realização da Análise de Variância (ANOVA), ao nível de 1% de probabilidade, verificou-se que os dados não variaram estatisticamente, e assim sendo, optou-se por trabalhar com os valores médios de DQO em cada tempo.

A variação dos valores médios de DQO (mg.L^{-1}) em função do tempo (horas), está ilustrada **Figura 21**.

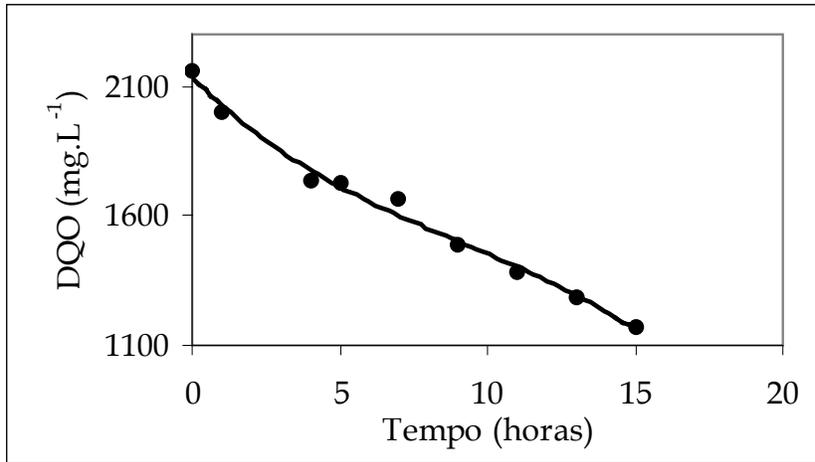


Figura 21. Variação dos valores médios da DQO (mg.L^{-1}) em função do tempo (horas), no Ensaio 6.

Na **Figura 22**, encontra-se a curva ajustada para o modelo cinético de Primeira Ordem.

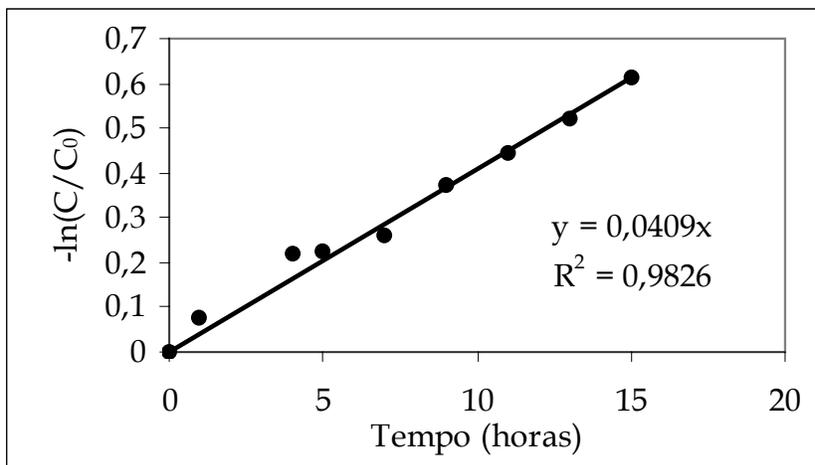


Figura 22. Curva ajustada para a equação cinética de Primeira Ordem, a partir do perfil de $-\ln(C/C_0)$.

A expressão, ajustada aos pontos experimentais, e o respectivo coeficiente de correlação do ajuste (R^2), são apresentados a seguir:

$$\boxed{-\ln\left(\frac{C}{C_0}\right) = 0,0409t} \quad \text{(Equação 18)}$$

$$R^2 = 0,9826$$

Assim, a constante de velocidade para a reação de Primeira Ordem resultou:

$$k_1^{\text{app}} = 0,0409 \text{ h}^{-1}$$

5.4. DISCUSSÃO GERAL

A **Tabela 21** apresenta os Parâmetros Cinéticos de Primeira Ordem calculados para cada um dos ensaios de biodegradabilidade realizados.

Tabela 21. Parâmetros Cinéticos de Primeira Ordem, estimados para os ensaios realizados.

Ensaio		k_1^{app} (h^{-1})	
		Não Adaptado	Adaptado
1,3	Efluente de Bovinocultura e Lodo de Abatedouro de Aves	$2,51 \times 10^{-2}$	$1,90 \times 10^{-2}$
2,4	Efluente de Suinocultura e Lodo de Abatedouro de Aves	$2,49 \times 10^{-2}$	$3,09 \times 10^{-2}$
5	Efluente de Bovinocultura e Lodo de Bovinocultura	-	$2,54 \times 10^{-2}$
6	Efluente de Suinocultura e Lodo de Suinocultura	-	$4,09 \times 10^{-2}$

O parâmetro cinético aparente estimado, k_1^{app} , denominado constante de velocidade para reação de Primeira Ordem, mede a velocidade de uma reação em condições específicas e pode ser definido como a variação da concentração de um reagente ou produto na unidade de tempo,

em uma reação na qual todos os reagentes encontram-se em concentrações unitárias. A unidade da constante k_1 depende da ordem global da equação, e neste caso, como foram obtidas equações de Primeira Ordem, sua unidade é $1/h$ ou h^{-1} .

A biodegradabilidade de substratos pode ser relacionada aos valores do parâmetro k_1 , desde que as mesmas condições experimentais sejam mantidas. Assim, quanto maior o valor da constante, mais biodegradável o substrato.

Os valores de k_1^{app} obtidos para as equações cinéticas de Primeira Ordem em todos os ensaios deste trabalho foram da mesma ordem de grandeza que o valor de k_1 para a equação cinética de Primeira Ordem obtido por VIEIRA (1996), $k_1 = 6,74 \times 10^{-2} h^{-1}$ (intrínseco), para degradação de glicose em sistemas com células imobilizadas.

Na avaliação do efluente de Bovinocultura como substrato, foram obtidos valores de k_1^{app} muito próximos, tanto para os ensaios com o Lodo de Abatedouro de Aves Não Adaptado ($k_1^{app} = 2,51 \times 10^{-2} h^{-1}$), como para os ensaios com o Lodo de Bovinocultura ($k_1^{app} = 2,54 \times 10^{-2} h^{-1}$), indicando que os resultados de remoção de substrato ao longo do tempo, para esses dois Lodos são muito semelhantes. Nos ensaios realizados após a Adaptação do Lodo de Abatedouro de Aves, obteve-se um valor de k inferior ($k_1^{app} = 1,90 \times 10^{-2} h^{-1}$) ao obtido nos ensaios com o mesmo Lodo Não Adaptado, indicando que, neste caso, o processo de adaptação utilizado não foi satisfatório. Microscopicamente, pôde-se observar no Lodo de Abatedouro de Aves Adaptado com Efluente de Bovinocultura, que a maior parte das estruturas celulares se encontravam danificadas, e possivelmente comprometidas.

Na avaliação do efluente de Suinocultura como substrato, foi possível verificar uma outra tendência nos valores de k_1 . O valor de k_1^{app} obtido nos ensaios com o Lodo de Abatedouro de Aves Adaptado ($k_1^{app} = 3,09 \times 10^{-2} h^{-1}$) superou em 24% o obtido nos ensaios com o mesmo Lodo Não

Adaptado ($k_1^{\text{app}} = 2,49 \times 10^{-2} \text{ h}^{-1}$), indicando que o processo de adaptação, neste caso, foi satisfatório, pois conseguindo-se aumentar o valor de k_1 , o processo de biodegradação é otimizado. O valor de k_1^{app} obtido nos ensaios com Lodo de Suinocultura ($k_1^{\text{app}} = 4,09 \times 10^{-2} \text{ h}^{-1}$) foi o maior obtido, neste caso, o uso de lodo específico foi satisfatório

Foi possível constatar, no desenvolvimento do experimento, que a padronização do procedimento de adaptação, não é recomendável. Neste trabalho, em procedimentos idênticos de adaptação obtiveram-se resultados opostos. Na adaptação do Lodo de Abatedouro de Aves com Efluente de Bovinocultura, observou-se uma diminuição da constante k_1^{app} , em relação ao valor obtido para o mesmo Lodo Não Adaptado, enquanto que na adaptação do Lodo de Abatedouro de Aves com Efluente de Suinocultura, observou-se um aumento da constante k_1^{app} , em relação ao valor obtido para o mesmo Lodo Não Adaptado.

Provavelmente a DQO inicial do substrato de Bovinocultura utilizado na adaptação do Lodo de Abatedouro de Aves foi insuficiente para a manutenção de espécies bacterianas necessárias à digestão anaeróbia, e que, mesmo após as adições diárias de substrato, que gradualmente aumentaram a DQO do meio, não houve uma recuperação dessas espécies.

6. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos, através dos experimentos com reatores em batelada, durante a estimativa dos parâmetros cinéticos realizados, possibilitaram concluir que:

- Os testes permitiram avaliar a biodegradabilidade de dejetos provenientes de diferentes atividades zootécnicas, através da monitoração da DQO ao longo do tempo, em períodos pré-determinados.
- O parâmetro cinético, k_1^{app} , obtido, tem relação direta com a biodegradabilidade do substratos, pois representa a constante que relaciona a concentração de substrato com a taxa de utilização de substrato (velocidade de biodegradação) expressa por uma reação de Primeira Ordem. Assim sendo, a partir da estimativa de valores de k_1^{app} foi possível avaliar a biodegradabilidade de dejetos provenientes da Bovinocultura e da Suinocultura.
- Os resultados obtidos nos ensaios do Efluente de Bovinocultura, com Lodo de Abatedouro de Aves Não Adaptado ($k_1^{app} = 2,51 \times 10^{-2} \text{ h}^{-1}$), e com Lodo de Bovinocultura ($k_1^{app} = 2,54 \times 10^{-2} \text{ h}^{-1}$) indicaram grande semelhança no processo de biodegradação desse substrato, pelos dois tipos de biomassa, conforme indicam os valores de k_1 estimados. Tal fato não foi observado nos ensaios com efluente de Suinocultura.
- A máxima biodegradabilidade foi observada no ensaio realizado com Efluente de Suinocultura degradado por Lodo de Suinocultura ($k_1^{app} = 4,09 \times 10^{-2} \text{ h}^{-1}$).
- O conhecimento da cinética das reações se constitui em importante fator para o desenvolvimento da Tecnologia Anaeróbia, pois, além dos dados cinéticos, fornecerem informações sobre o crescimento e utilização do substrato por diversas culturas, são úteis para a

análise do sistema de tratamento e o aumento de escala dos reatores. Dessa forma, os parâmetros cinéticos e operacionais podem ser equacionados para a verificação das relações existentes entre tais parâmetros e, conseqüentemente, da influência da cinética sobre a operação.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA (American Public Health Association), AWWA (American WATER WORKS Association), WEF (WATER ENVIRONMENT FEDERATION). standard methods for the examination of water and wastewater. 17TH EDITION, Washington D.C, 1989.

ARCURI, P.B. Efeito da temperatura ambiental na produção e na qualidade do biogás em biodigestor modelo indiano na zona da mata de Minas Gerais. Viçosa, UFV, 92p. 1986. (Mestrado em Agronomia, Área de Concentração Microbiologia Agrícola, UFV, Viçosa, MG).

ASAE (AMERICAM SOCIETY OF AGRICULTURAL ENGINEERS). Manure production and characteristics. Agric. Eng. Yearbook Standards. St. Joseph, Michigan, ASAE. 1982.

BAILEY, J.E., OLLIS, D.F. Biochemical Engineering Fundamentals. 2nd Ed, McGraw-Hill, New York. 1986.

BATISTA, L.B. Manual técnico de construção e operação de biodigestores. Brasília, EMBRATER, 54p. 1981. (Manual, 24).

BENINCASA, M., ORTOLANI, A. F., LUCAS JÚNIOR, J. Biodigestores convencionais? Jaboticabal: Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias. UNESP, 2ed. 25p. 1991. (Boletim Técnico, 8).

BICUDO, J.R., SVOBODA, I.F. Intermittent aeration of pig slurry - farm scale experiments for carbon and nitrogen removal. Wat. Sci. Tech., v.32(12), p.83-90, 1995.

- BOLTE, J.P., HILL, D.T, WOOD, T.H. Anaerobic digestion of screened swine waste liquids in suspended particle attached growth reactors. Transactions of the ASAE, v.29(2), p.543-9,1986.
- BRUMM, M.C., SUTTON, A.L., JONES, D.D. Effect of season and pig size on swine waste production. Transaction of the ASAE, v.23(1), p.165-8,1980.
- BRYANT, M.P. Microbial methane production - Theoretical aspects. Journal of animal Science, v.48(1), p.193-201, 1979.
- BUENO, C.F.H. Produção e manejo de esterco. Informe Agropecuário, Belo Horizonte, v.12(135/136), p.81-5, 1986.
- CAMPOS, A.T. Manejo de dejetos de bovino. In: III Encontro Nacional de técnicos, pesquisadores e educadores de construções rurais. XXVII CONBEA. Lavras: UFLA, p.233-79, 1998.
- CASTILLO, R.T., LUENGO, P.L., ALVAREZ, J.M., Temperature effect on anaerobic digestion of bedding straw in a one phase system at different inoculum concentration. Agriculture, Ecosystems and Environment. v.54, p.55-66, 1995.
- CHATEAUBRIAND, A.D. et al. Efeito de dejetos de suínos aplicados em irrigação por sulco na cultura de milho (Zea mays L.). Revista Ceres, v.36(205), p.264-77, 1989.

- CHERNICHARO, C.A.L. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, Reatores Anaeróbios. Belo Horizonte. SEGRAC. 246p. 1997.
- CHOU, C.Y., HU, Y.Y., HUANG, J.C. Automatic control for swine wastewater treatment systems. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON AGRICULTURAL AND FOOD PROCESSING WASTES, 7th, Chicago, 1995. Proceedings. Chicago, ASAE, p.137-143, 1995.
- COSTA, R.H.R. da, SILVA, F.C.M. da, OLIVEIRA, P.A.V. de. Preliminary studies on the use of lagoons in the treatment of hog waste products. In: INTERNATIONAL SPECIALIST CONFERENCE AND WORKSHOP ON WASTE STABILIZATION PONDS TECHNOLOGY AND APPLICATIONS, 3rd, João Pessoa, PB, Brasil, 1995. Preprint volume. João Pessoa, IAWQ, 1995. 8p.
- DILALLO, R., ALBERTSON, O.E. Volatile Acids by Direct Triation. Journal WPCF, v(33), p.356-65, 1961.
- FALK, D.E., OHLENSEHLEN, R.M. Designing and managing dairy waste systems to protect water quality. In: Third International Dairy Housing Conference. ASAE. Orlando. p.724-31, 1994.
- FISCHER, J.R., IANNOTTI, E.L., FULHAGE, C.D. Production of methane gas from combinations of wheat straw and swine manure. Transactions of the ASAE, v.26, p.546-8, 1983.

- FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; VanHAANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P.F.F.
Fundamentos do Tratamento Anaeróbio. In: Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo. ABES, p.435, 1999.
- GARCIA-VAQUERO, E. Projeto e construção de alojamento para animais. 2ed. Lisboa: Litexa-Portugal, 237p., 1981.
- HAUGEN, V.J., LINDLEY, J.A. Biogas production after solid-liquid separation of dairy manure. Transactions of the ASAE, v.31(6), p.1782-6, 1988.
- HIIL, D.T. Desing of digestion systems for maximum methane production. Transactions of the ASAE, v.25(1), p.226-36, 1982 a.
- HIIL, D.T. Methane productivity of major animal waste types. Transactions of the ASAE, v.27(2), p.530-4, 1984.
- HIIL, D.T. Optimum operational desing criteria for anaerobic digestion of animal manure. Transactions of the ASAE, v.25(4), p.1029-32, 1982 b.
- HIIL, D.T., COBB, S.A., BOLTE, J.P. Using volatile fatty acid relationships to predict anaerobic digester failure. Transactions of the ASAE, v.30(2), p.496-501, 1987.
- HIIL, D.T., PRINCE, T.J. Dinamycs of farmstead methane production. Transactions of the ASAE, v.26(1), p.194-9, 1983.

- HIIL, D.T., YOUNG, D.T., NORDSTEDT, R.A. Continuosly expanding anaerobic digestion - a technology for the small animal producer. Transactions of the ASAE, v.24(3), p.731-6, 1981.
- HIILS, D.J. Methane gas production from dairy manure at high solids concentration. Transactions of the ASAE, v.23(1), p.122-6, 1980.
- HOLMBERG, R.D., HILL, D.T., PRINCE, T.J., VANDYKE, N.J. Potencial of solid-liquid separation of swine wastes for methane production. Transactions of the ASAE,v.26(6), p.1803-7,1983.
- IBGE - FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Anuário Estatístico do Brasil. Rio de Janeiro, 1997.
- JONES, D.D. et al. Fiber wall reactor digestion of dairy cattle manure. Transactions of the ASAE, v.24(5), p.1282-7, 1981.
- KLASS, D.L. Methane from anaerobic fermentation. Science, v.223(4640), p.1021-8, 1984.
- KONZEN, E.A. Manejo e utilização de dejetos de suínos. Concórdia, SC, EMBRAPA - CNPSA, 1983. 32p. (Circular Técnica, 6).
- KUS, F., WIESMANN, U. Degradation kinetics of Acetate and Propionate by Immobilized Anaerobic Mixed Cultures. Water Research. v.29(6), p.1437-1443, 1995.
- LEPISTO, S. et al. The start-up of anaerobic digestion at 67-70°C with mesophilic inocula. Aqua Fennica. v.22(2), p.201-5, 1993.

LINDLEY, J.A. Anaerobic aerobic treatment of milking center waste. Transactions of the ASAE, v.22(2), p.404-8, 1979.

LO, K.V., LIAO, P.H. High-rate anaerobic digestion of screened dairy manure. Journal of Agricultural Engineering Research. v.32, p.349-58, 1985.

LOHER, R.C. Animal wastes - a national problem. Journal E.E.D., ASCE, v.95(SA2), p.189-219, 1969.

LOURES, E.G. Manejo de dejetos de suínos. In: III Encontro nacional de técnicos, pesquisadores e educadores de construções rurais. XXVII CONBEA. Lavras: UFLA. Anexo. 1998.

LUCAS JÚNIOR, J. Algumas considerações sobre o uso do estrume de suínos como substrato para três sistemas de biodigestores anaeróbios. Jaboticabal, UNESP, SP, 137p, 1994. (Tese apresentada para a obtenção do título de Professor Livre Docente da disciplina de Construções Rurais do Departamento de Engenharia Rural da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinária, Câmpus de Jaboticabal, UNESP).

LUCAS JÚNIOR, J. Estudo comparativo de biodigestores modelo indiano e chinês. Botucatu, SP, 114p, 1987. (Tese apresentada para a obtenção do título de Doutor em Agronomia, Área de Concentração Energia na Agricultura, FCAV, UNESP, Botucatu, SP).

LUCAS JÚNIOR, J. et al. O esterco de suínos como substrato de biodigestor contínuo: observações quanto ao início da operação. In: XVI CONBEA, Jundiaí: SBEA, p.658, 1987. Resumos.

MCCARTY, P.L., LAWRENCE, A.W. Unified Basis for Biological Treatment Desing and Operation, Journal of the Sanitary Engineering Division v.7365(6), p.757-775, 1970.

MWPS (MIDWEST PLAN SERVICE). Livestock waste handling facilities. Ames, Iowa, Iowa State University, 1975. (MWPS - 18).

MONTALVO, S. Industrial and rural piggeries waste waters. In: INTERNATIONAL COURSE: TREATMENT OF AGRO-INDUSTRIAL RESIDUES. CASE STUDIES OF WASTEWATER TREATMENT, Ciudad de México, 1995. Proceedings. Ciudad de México, Universidad Nacional Autónoma de México, p.102-17, 1995.

MORSE, D. et al. Production and characteristics of manure from lactating dairy cows in Florida. Transactions of the ASAE, v.37(1), p.275-9, 1994.

MORSE, D., GUTHRIE, J.C., MUTTERS, R. Anaerobic digester survey of California dairy producrs. Journal of Dairy Science, v.79(1), p.149-53, 1996.

NCR (NATIONAL RESEARCH COUNCIL). Nutrient Requerimentof Dairy Cattle. Whashington, National Acad. Sci., 6 ed, 1989.

NG, W.I. A sequencing batch anaerobic reactor for treating piggery wastewater. Biological Wastes, v.28(1), p.39-51, 1989.

OLIVEIRA, P.A.V. de. et al. Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos. Concórdia - Santa Catarina, CNPSA-EMBRAPA, 1993. (Documentos n.º 27).

OLIVEIRA, P.A.V. de, COSTA, R.H.R. da, TROGLIO, J. Lagoons for treatment of waste products from hogs: example of Coopercentral. In: INTERNATIONAL SPECIALIST CONFERENCE AND WORKSHOP ON WASTE STABILIZATION PONDS TECHNOLOGY AND APPLICATIONS, 3rd, João Pessoa, PB, Brasil, 1995. Preprint volume. João Pessoa, IAWQ, 1995. 6p.

OLIVEIRA, R.A. et al. Desempenho de biodigestores rurais modelo indiano e chinês abastecidos com cargas diárias aquecidas. In: XX CONBEA, Londrina: SBEA, p.306-33, 1991. Anais.

PAULA, I.F. de. Tratamento biológico de águas residuárias de abatedouro de suínos. São Carlos, SP, 1982. 206 p. Dissertação (Mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

RIPLEY, L.E., BOYLE, W.C., CONVERSE, J.C. Improved Alkalimetric Monitoring for Anaerobic Digestions of High- Strength Wastes, Journal WPCF, v(58), p.406-11, 1986.

RORICK, M.B., SPAHR, S.L., BRYANT, M.P. Methane production from the cattle waste in laboratory reactors at 40 and 60°C after solid-liquid separation. Journal of Dairy Science, v.63(11), p.1953-6, 1980.

SAFLEY, L.M., BARKEY, J.C., WESTERMM, P.W. Characteristics of fresh dairy manure. Transactions of the ASAE, v.27(4), p.1150-3, 1984.

- SAFLEY, L.M., WESTERMM, P.W. Low temperature digestion dairy and swine manure. Bioresource Technology, v.47(2), p.165-71, 1994.
- SCHOKEN TURRINO, R.P. et al. Biodigestores contínuos: isolamento de bactérias patogênicas no efluente. Campinas, Engenharia Agrícola. v.15, p.105-8, 1995.
- SHAM, H. Anaerobic wastewater treatment; Anaerobic degradation of organic material into methane and CO₂ (Biogas). Advances in Biochemical Engeneering e Biotechnology, v.29, p.83-115, 1984.
- SHIEH, W. K., MULCAHY, L. Experimental Determination of Intrinsic Kinetic Coefficients for Biological Wastewater Treatment Systems. Water Science and Technology, v.18, p.1-10, 1986.
- SILVA, N.A. Manual de Biodigestor, modelo chinês. 2ed. Brasília: EMATER, 90p. 1983. (Manual, 26).
- SILVA, P.R. Lagoas de estabilização para tratamento de resíduos de suínos. São Carlos, SP, 1973. 76 p. Dissertação (Mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- SILVEIRA, B. I. da Cinética Química das Reações Homogêneas. Curitiba. Editora Edgard Blucher Ltda. 172p. 1996.
- SCS (SOIL CONSERVATION SERVICE). Agricultural waste characteristics, In: Agricultural Waste Management Field Handbook. Washington, D.C, 1992

SORLINI, C., BONFANTI, P. Digestion of animal slurries technological, chemical, microbiological, and managerial aspects. Advances Biotechnological Processes, v.12, p.203-34, 1989.

SORLINI, C., RANALLI, G., MERLO, S. Microbiological aspects of anaerobic digestion of swine slurry in upflow fixed-bed digester with different packing materials. Biological Wastes, v.31(3), p. 231-9,1990.

TOERIEN, D.F., HATTING, W.H.J. Anaerobic digestion. The microbiology of anaerobic digestions. Wast. Research. v.3, p.385, 1969.

TOMLINSON, A. P. et al. Dietary protein effects on nitrogen excretion and manure characteristics of lactating cows. Transactions of the ASAE, v.39(4), p.1441-8, 1996.

TURZO, P.E. et al. Estudio del tiempo de retencion y de sinergia de deyecciones de ganado, en al proceso de fermentacion anaerobia. Madrid. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias, 103p. 1984.

UMETSU, K., TAKAHATA, H., KAWAMOTO, T. Effect of temperature on mesophilic anaerobic digestion of dairy slurry. Research Bulletin of Obihiro University, Natural Science. v.17, p.71-8, 1992.

VAN HORN, H.H., WILKIE, A. C., POWERS, W.J., NORDSTEDT, R.A. Components of dairy manure management systems. Journal Dairy Science, v.77(7), p.2008-30, 1994.

- VIEIRA, L.G.T.; ZAIAT, M.; FORESTI, E.; HOKKA, C.O. Estimation of Intrinsic Kinetic Parameters in Immobilized Cell Systems for Anaerobic Wastewater Treatment. Biotechnology Techniques, v.10, p.635-638, 1996.
- WILLIAMS, A.G., STREADER, W.V. A comparison of models for predicting slurry production on a pig farm. Biological Wastes, v.31, p.187-97, 1990.
- WOLTERS, G.M.V.H., BOEREKAMP, J.A. M. Reduction of wastewater from cleaning of milking equipment. In: Third International Dairy Housing Conference. ASAE. Orlando. p.700-3, 1994.
- YANG, P.Y., CHOU, C.Y. Horizontal-baffled anaerobic reactor treating diluted swine wastewater. Agricultural Wastes, v.14, p.221-39, 1985.
- ZAIAT, M.; FORESTI, E. Method for Estimating the Kinetic of Substrate Degradation in Horizontal-Flow Anaerobic Immobilized Sludge Reactor. Biotechnology Techniques, v.11(5), p.315-318, 1997.
- ZAIAT, M.; VIEIRA, L.G.T.; FORESTI, E. Intrinsic Kinetic Parameters of Substrate Utilizations by Immobilized Anaerobic Sludge. Biotechnology and Bioengineering, v.53, p.220-225, 1997.
- ZEIKUS, J.G. Chemical and fuel production by anaerobic bacteria. Annual Review of Microbiology, v.34, p.423-64, 1980.
- ZHANG, R.H. et al. Anaerobic treatment of swine waste by the anaerobic sequencing bath reactor. Transactions of the ASAE, v.40(3), p. 761-7, 1997.

ZHANG, R.H., DAGUE, R.R. Treatment of swine wastes by the anaerobic sequencing batch reactors system. In: INTERNACIONAL SYMPOSIUM ON AGRICULTURAL AND FOOD PROCESSING WASTES, 7th, Chicago, 1995. Proceedings. Chicago, ASAE, p.301-8, 1995.