

# **MANUAL DE MANEJO E UTILIZAÇÃO DOS DEJETOS DE SUÍNOS**



Confeccionado no  
CNP-Fruteiras de Clima Temperado  
EMBRAPA  
Pelotas - RS - Brasil



Ministério da Agricultura do Abastecimento e da Reforma Agrária  
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA  
Centro Nacional de Pesquisa de Suínos e Aves - CNPSA  
Concórdia, Santa Catarina

**REPÚBLICA FEDERATIVA DO BRASIL**

Presidente: Itamar Augusto Cautiere Franco

Ministro da Agricultura do Abastecimento e da Reforma Agrária:  
Lázaro Ferreira Barbosa

**EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA**

Presidente: Murilo Xavier Flores

Diretores: José Roberto Rodrigues Peres  
Alberto Duque Portugal  
Elza Angela Battaglia Brito da Cunha

**CENTRO NACIONAL DE PESQUISA DE SUÍNOS E AVES - CNPSA**

Chefe: Jerônimo Antônio Fávero  
Chefe Adjunto Técnico: Claudio Bellaver  
Chefe Adjunto de Apoio: Adenir José Basso

**MANUAL DE MANEJO E UTILIZAÇÃO  
DOS DEJETOS DE SUÍNOS**

Coordenador:  
Paulo Armando V. de Oliveira - Eng. Agr., M.Sc., EMBRAPA-CNPSA

Colaboradores:  
Ricardo Ramos Martins - Eng. Agr., EMATER-RS  
Doralice Pedroso - Méd. Vet. D.Sc., Bolsista CNPq  
Gustavo J.M.M. de Lima - Eng. Agr., Ph.D., EMBRAPA-CNPSA  
Elfride Anrain Lindner - Eng. Civil, M.Sc., FATMA  
Paulo Belli Filho - Eng. Sanitarista, M.Sc., UFSC  
Armando Borges de Castilho Júnior - Eng. Sanitarista, Ph.D. UFSC  
Valmir Roman Silveira - Biólogo, ELIANE/Criciúma  
Ivan Baldisera - Eng. Agr., M.Sc., EPAGRI  
Anastácio C. Mattos - Eng. Pesca, EPAGRI  
Hugo Gosmann - Eng. Agr., EPAGRI  
Airton Cristmann - Eng. Agr., EPAGRI  
Eduardo Bonett - Eng. Agr., Fomento - SADIA  
Anselmo Hess - Eng. Agr., EPAGRI - FATMA (IN MEMORIAN)



Ministério da Agricultura do Abastecimento e da Reforma Agrária  
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA  
Centro Nacional de Pesquisa de Suínos e Aves - CNPSA  
Concórdia - Santa Catarina

Exemplares desta publicação podem ser solicitados ao

CNPSA - EMBRAPA  
Br 153 - Km 110 - Vila Tamanduá  
Caixa Postal 21  
89.700 000 - Concórdia - SC

Telefones: (0499) 44-01-22 e 44-00-70  
Telex: 492.271 EBPA BR  
Fax: (0499) 44-06-81

Tiragem: 3000 exemplares

Tratamento Editorial: Paulo Tramontini

OLIVEIRA, P.A.V. de, coord. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA-CNPSA, 1993. 188p. (EMBRAPA-CNPSA. Documentos, 27).  
1. Suíno-dejeito-utilização. 2. Adubação orgânica. 3. Poluição.  
4. Suíno-dejeito-manejo. I. Título. II. Série.

CDD 628.7466

© EMBRAPA - 1993

## SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO . . . . .	8
1. INTRODUÇÃO . . . . .	9
2. CARACTERÍSTICAS PRINCIPAIS DOS DEJETOS . . . . .	11
2.1. Produção quantitativa de dejetos . . . . .	11
2.2. Composição físico-química . . . . .	13
2.3. Principais parâmetros analíticos da digestão anaeróbia . . . . .	17
2.3.1. Volume de gases produzidos . . . . .	17
2.3.2. Ácidos voláteis . . . . .	18
2.3.3. pH . . . . .	19
2.3.3.1. Correção do pH . . . . .	20
2.3.4. Alcalinidade . . . . .	20
2.3.5. Temperatura . . . . .	21
2.3.6. Potencial de oxi-redução . . . . .	21
2.3.7. Sólidos totais e sólidos voláteis . . . . .	22
2.3.8. DQO/DBO . . . . .	22
2.3.9. Relação C/N/P . . . . .	23
2.3.10. Agentes tóxicos . . . . .	23
2.3.10.1. Amônio (NH <sub>4</sub> ) . . . . .	24
2.3.10.2. Sulfatos/Sulfetos . . . . .	25
2.3.10.3. Metais pesados . . . . .	25

2.3.10.4. Metais alcalinos e alcalinos terrosos . . . . .	26
2.3.11. Frequência das análises . . . . .	27
2.4. Impacto ambiental causado pelos dejetos . . . . .	28
2.4.1. Doenças infecciosas . . . . .	30
2.4.2. Gases nocivos . . . . .	30
2.4.3. Contaminação do solo . . . . .	32
2.4.4. Contaminação da água . . . . .	33
<b>3. PRINCIPAIS TÉCNICAS DE TRATAMENTO DOS DEJETOS . . . . .</b>	<b>34</b>
3.1. Técnicas de Tratamento Físico . . . . .	34
3.1.1. Separação de fases . . . . .	34
3.1.1.1. Decantação . . . . .	35
3.1.1.2. Peneiramento . . . . .	37
3.1.1.3. Centrifugação . . . . .	41
3.1.1.4. Separação química . . . . .	41
3.1.2. Desidratação . . . . .	43
3.2. Técnicas de tratamento biológico . . . . .	46
3.2.1. Tratamento aeróbio . . . . .	46
3.2.1.1. Compostagem . . . . .	46
3.2.1.2. Lagoas de estabilização: facultativas e aeradas . . . . .	61
3.2.1.3. Diques de oxidação . . . . .	73
3.2.2. Tratamento anaeróbio . . . . .	80
3.2.2.1. Lagoas anaeróbias . . . . .	84
3.2.2.2. Digestores anaeróbios . . . . .	88
3.3. Inativação de organismos patogênicos . . . . .	94

<b>4. TRATAMENTO DE DEJETOS NAS PEQUENAS E GRANDES PROPRIEDADES PRODUTORAS DE SUÍNOS . . . . .</b>	<b>99</b>
4.1. Tratamento dos dejetos na forma sólida . . . . .	99
4.2. Tratamento dos dejetos na forma líquida . . . . .	101
4.3. Experiência de tratamento dos dejetos em uma Agroindústria . . . . .	105
<b>5. TÉCNICAS DE VALORIZAÇÃO DOS DEJETOS SUÍNOS E SEUS PRODUTOS . . . . .</b>	<b>107</b>
5.1. Reciclagem dos dejetos para alimentação animal . . . . .	107
5.1.1. Alimentação e engorda de peixes . . . . .	107
5.1.2. Alimentação de não ruminantes e ruminantes . . . . .	116
5.2. Fertilização de solos agrícolas . . . . .	122
5.3. Irrigação de lavouras . . . . .	159
5.3.1. Irrigação por aspersão . . . . .	160
5.3.2. Irrigação por sulcos . . . . .	163
<b>6. CONTROLE INTEGRADO DE MOSCAS NAS CRIAÇÕES DE SUÍNOS . . . . .</b>	<b>168</b>
6.1. Aspectos da Biologia das Moscas . . . . .	169
6.1.1. Ciclo Evolutivo . . . . .	169
6.1.2. Alimentação . . . . .	169
6.2. Problemas causados . . . . .	170
6.2.1. Transmissão de doenças . . . . .	170
6.2.2. Incômodo . . . . .	171
6.2.3. Sujeira . . . . .	171
6.3. Locais de desenvolvimento de moscas . . . . .	172
6.3.1. Encostas e/ou de baixo das instalações . . . . .	172



6.3.2. Canaletas . . . . .	172
6.3.3. Esterqueiras . . . . .	173
6.3.4. Cadáveres . . . . .	173
6.4. Formas de Controle Integrado . . . . .	173
6.4.1. Controle Mecânico . . . . .	174
6.4.2. Controle Biológico . . . . .	175
6.4.3. Controle Químico . . . . .	175
<b>7. TÉCNICAS CONSTRUTIVAS EM EDIFICAÇÕES PARA O APROVEITAMENTO DOS DEJETOS . . . . .</b>	<b>177</b>
<b>8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS . . . . .</b>	<b>179</b>

## APRESENTAÇÃO

A suinocultura brasileira e em especial a da região Sul, onde a produção é mais concentrada, vem ressentindo-se da falta de informações sobre o manejo e utilização dos dejetos.

Analisando-se sob dois ângulos distintos, os dejetos representam, ao mesmo tempo um elevado potencial de poluição, bem como uma alternativa energética, fertilizante e também alimentar para outras espécies. O direcionamento para cada uma dessas situações depende exclusivamente do manejo adotado que, quando bem conduzido, permite o aproveitamento integral dos dejetos dentro das condições estabelecidas em cada propriedade.

O conhecimento da realidade do campo tem nos permitido concluir que muitos produtores investem no manejo dos dejetos, porém, os mecanismos utilizados não obedecem estritamente as recomendações técnicas, constituindo-se em processos ineficientes e comprometedores do meio ambiente.

Algumas alternativas aqui apresentadas ainda merecem um tratamento experimental com vistas a melhor caracterização de seus custos e benefícios. Assim mesmo, os técnicos poderão, com certeza, encontrar, nas páginas deste manual, orientações básicas para o manejo dos dejetos suínos, transformando-os de fonte potencial de poluição em alternativas econômicas para o suinocultor.

O CNPSA, ao cumprir mais esse trabalho que objetiva levar ao setor de produção os conhecimentos disponíveis na área de manejo de dejetos suínos, agradece penhoradamente as instituições e profissionais que colaboraram para a viabilização dessa obra.

Jerônimo Antônio Fávero  
Chefe do CNPSA

## 1. INTRODUÇÃO

A suinocultura no Brasil é uma atividade predominante de pequenas propriedades rurais. Cerca de 81,7% dos suínos são criados em unidades de até 100 hectares (ha). Essa atividade se encontra presente em 46,5% das 5,8 milhões de propriedades existentes no país, emprega mão-de-obra tipicamente familiar e constitui uma importante fonte de renda e de estabilidade social (Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 1983).

A importância da suinocultura, no contexto nacional, reside, não só no grande contingente de produtores envolvidos, como também, no volume de empregos diretos e indiretos gerados (2,5 milhões somente na região Sul e nos estados de São Paulo e Minas Gerais) e pela capacidade de produzir grande quantidade de proteína de alta qualidade em reduzido espaço físico e curto espaço de tempo, quando comparada a outras espécies animais de médio e grande porte.

O desenvolvimento da suinocultura constitui-se em importante fator do desenvolvimento econômico nacional, provocando efeitos multiplicadores de renda e emprego em todos os setores da economia, intensificando a demanda de insumos agropecuários e a expansão e modernização dos setores de comercialização e agroindústrias.

O rebanho mundial de suínos, em 1989, segundo dados estimados pelo Food and Agriculture Organization (FAO) das Nações Unidas, era de 842.220 mil cabeças, com uma produção de 65.518 mil toneladas de carne (FAO 1989). Em 1989, o plantel suinícola Brasileiro constituía-se de um rebanho efetivo de 28 milhões de cabeças, participando com 3,32% do total mundial. No período, a produção brasileira alcançava o patamar de 1 milhão de toneladas colocando o país na 14a. posição, com 1,53% da produção mundial. O Brasil em termos de produtividade ocupa a 4a. posição no ranking mundial segundo dados da FAO (1989).

A suinocultura é uma atividade fundamental para o estado de Santa Catarina, tanto em termos econômicos como sociais. Atualmente possui 3,35 milhões de cabeças suínas o que representa 11,2% do rebanho nacional (em torno de 30 milhões), (Instituto CEPA 1990). A produção catarinense de suínos é a maior do país, com 29,6% do total nacional (para um rebanho de 11,2%) e um desfrute de 140% contra a média nacional de 51,3%.

Santa Catarina possui 80 mil suinocultores; 80% representados por pequenas propriedades familiares concentradas no Vale do Rio do Peixe e no Oeste Catarinense. Deste total, 28.000 criadores são integrados aos sistemas de produção das indústrias catarinenses (SADIA, PERDIGÃO, COOPERCENTRAL, CEVAL, CHAPECÓ, RIOSULENSE E ELIANE). Para 35.000 propriedades rurais, a suinocultura ainda é a principal fonte de renda.

O setor de industrialização e comercialização é responsável atualmente pela geração de mais de 150 mil empregos no estado, garantindo a manutenção de mais de 500 mil pessoas e é um dos maiores geradores de impostos (ICMS e outros) de Santa Catarina. É também responsável direto pela estabilidade de boa parte do "modelo" da pequena propriedade familiar catarinense.

Os dejetos dos suínos, até a década de 70, não constituíam fator preocupante, pois a concentração de animais era pequena e o solo das propriedades tinha capacidade para absorvê-los ou eram utilizados como adubo orgânico.

O desenvolvimento da suinocultura trouxe a produção de grandes quantidades de dejetos, a qual, pela falta de tratamento adequado, se transformou na maior fonte poluidora dos mananciais de água em Santa Catarina.

Segundo Konzen (1983), o suíno adulto produz em média  $0,27 \text{ m}^3$  de dejetos líquidos por mês. Assim, teríamos em Santa Catarina, por dia, a produção de mais de  $30.000 \text{ m}^3$  de dejetos.

Levantamentos realizados mostraram que apenas 10 a 15% dos suinocultores possuem sistemas para o tratamento ou aproveitamento dos dejetos. Segundo o Serviço de Extensão Rural, cerca de 85% das fontes de água do meio rural das regiões produtoras estão contaminadas por coliformes fecais, oriundos do lançamento dos dejetos suínos em cursos ou mananciais d'água.

A incorporação dos dejetos de suínos ao solo contribui para a melhoria das condições físicas, químicas e biológicas do solo, contribuindo para o aumento da produção e a produtividade agrícola.

Os dejetos suínos possuem, em média, Fósforo = 0,25%, Nitrogênio total = 0,60% e Potássio = 0,12%.

Se considerarmos os  $30.000 \text{ m}^3/\text{dia}$ , produzidos no Estado, teremos  $10.950.000 \text{ m}^3/\text{ano}$  de esterco, que transformados em adubos NPK nos forneceriam anualmente: 65.700 toneladas de N ou 146.000 toneladas de

uréia, equivalentes a 2.920.000 sacos de uréia; 13.140 toneladas de  $\text{K}_2\text{O}$  ou 21.900 toneladas de Cloreto de Potássio; 27.375 toneladas de  $\text{P}_2\text{O}_5$ , equivalente a 136.875 toneladas de Superfosfato simples, correspondentes a 2.737.500 sacos de 50 kg.

Representando um aumento na produção atual de milho do Estado em cerca de 500 mil toneladas/ano, valor este que é mais ou menos o déficit de Santa Catarina no setor, que tem que importar de outros estados ou países.

A poluição do meio ambiente na região produtora de suínos é alta, pois enquanto para o esgoto doméstico, o  $\text{DBO}_5$  (Demanda Bioquímica de Oxigênio) é de cerca de 200 mg/litro, o  $\text{DBO}_5$  dos dejetos de suínos oscila entre 30.000 e 52.000 mg/litro, ou seja, em torno de 260 vezes superior.

O Poder Energético do esterco de suíno também precisa ser considerado, pois  $1 \text{ m}^3$  de dejetos produz em torno de  $0,50 \text{ m}^3$  de biogás (Konzen 1983) e  $1 \text{ m}^3$  de biogás é equivalente energético a 0,66 litros de diesel ou 0,7 litros de gasolina. O esterco processado em fermentação anaeróbia não permite a germinação das sementes de inços, devido às condições do meio e elimina parcialmente as bactérias e organismos patogênicos.

O esterco de suínos também pode ser usado na alimentação de peixes (in natura) e de bovinos (desidratado).

O objetivo deste manual, obviamente, não é apresentar uma obra completa, que esgote definitivamente o assunto, mas acreditamos que será de grande valia na solução de problemas relativo ao manejo dos dejetos de suínos. Esperamos, pois, com esta nossa contribuição, que os técnicos e produtores fiquem conscientizados dos problemas existentes e passem a projetar e construir de maneira mais coerente e integrada ao meio ambiente.

## 2. CARACTERÍSTICAS PRINCIPAIS DOS DEJETOS

### 2.1. Produção Quantitativa dos Dejetos

A quantidade total de resíduos líquidos produzidos varia de acordo com o desenvolvimento ponderal dos animais, cerca de 8,5 a 4,9% de seu peso vivo/dia, para a faixa de 15 a 100 kg (Jelinek 1977). Um dos componentes que influi marcadamente na quantidade de dejetos líquidos é a produção de urina que, por sua vez, depende diretamente da ingestão de água.

A produção de liquame deve ser assumida como sendo diretamente proporcional ao peso vivo do animal. A produção diária de resíduo líquido varia de um fator "K" vezes seu peso vivo, sendo K = 3,6% em caso de suínos e de 9,4% para gado de leite (Taiganides1977 e National Academy of Sciences 1977).

O volume total de liquame de um sistema de criação, depende da quantidade de água desperdiçada pelos bebedouros e do volume de água utilizado na higienização das edificações e dos animais.

A Tabela 1, mostra as variações das quantidades de dejetos líquidos de acordo com a espécie animal; a Tabela 2, mostra para diferentes categorias de suínos.

TABELA 1. Produção diária de resíduos líquidos e esterco de diversos animais.

Tipo de Resíduo	Unidade	Suínos	Frango Corte	Gado* Corte	Ovinos	Gado* Leite
Líquidos	%/dia em função peso vivo	5,1	6,6	4,6	3,6	9,4
Sólidos	kg/animal/ dia	2,3-2,5	0,12-0,18	10-15	0,5-0,9	10-15

\* Bovinos em semi-confinamento

Fonte National Academy of Sciences (1977) e Konzen (1980).

TABELA 2. Produção média diária de dejetos por diferentes categorias de suínos

Categoria	Esterco kg/dia	Esterco + Urina kg/dia	Dejetos Líquidos l/dia	Estrutura para estocagem m3/animais/mês	
				Esterco + Urina	Dejetos Líquidos
25-100 kg	2,30	4,90	7,00	0,16	0,25
Porcas reposição cobrição e gestante	3,60	11,00	16,00	0,34	0,48
Porca em lactação com leitões	6,40	18,00	27,00	0,52	0,81
Macho	3,00	6,00	9,00	0,18	0,28
Leitões	0,35	0,95	1,40	0,04	0,05
Média	2,35	5,80	8,60	0,17	0,27

Fonte: Tietjen (1966), Committee of National Pork Producers Council (1981), Loehr (1974), Sancevero et al.(1979) e Konzen (1980).

## 2.2. Composição físico-química

A composição dos dejetos animais está associada ao sistema de manejo adotado. Os dejetos podem apresentar grandes variações na concentração de seus componentes, dependendo da diluição e da modalidade como são manuseados e armazenados.

A Tabela 3, mostra os valores de nitrogênio, fósforo e potássio dos resíduos líquidos dos animais.

TABELA 3. Composição química média (%) de resíduos líquidos não decompostos e submetidos à fermentação anaeróbia (Biofertilizante) produzido por diferentes animais.

RESÍDUOS ORGÂNICOS*	NITROGÊNIO	FÓSFORO	POTÁSSIO
Bovino	0,60	0,15	0,45
Equino	0,70	0,25	0,55
Ovino	0,96	0,35	1,00
Suíno	0,60	0,25	0,12
BIOFERTILIZANTE	N total	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
Bovino	1,5-1,8	1,1-2,2	0,8-1,2
Suíno	1,8-2,5	1,2-2,0	0,8-1,5
Aves	2,0-2,8	1,2-2,1	0,9-1,6

\* Resíduo líquido: sólido + urina

Fonte. FAO (1977) e Barnett & Subramanian (1978).



A Tabela 4 mostra o teor de matéria seca e a quantidade de alguns elementos em uma tonelada de dejetos de suínos, em função do tipo de

TABELA 4. Composição química dos dejetos de suínos em função do sistema de manejo utilizado.

Sistema de manejo	Matéria seca (%)	kg/tonelada de dejetos		
		N total	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
Esterco sem cama	18	4,54	4,08	3,63
Esterco com cama	18	3,63	3,17	3,63
Líquame de fossa de retenção	4	4,08	3,06	2,15
Líquame de tanque oxidação	2,5	2,72	3,06	2,15
Líquido de lagoa	1	0,45	0,23	0,45

Fonte: Sinton et al. (1975) e Smith & Wheeler (1979)

manejo.

A composição mais completa dos resíduos líquidos de suínos em unidades de crescimento e terminação (25 a 100 kg) é apresentada na Tabela 5. Nas Tabelas 6 e 7 são apresentadas as características da composição dos dejetos em DBO, sólidos totais e sólidos voláteis que podem ser utilizados em projetos para tratamento de dejetos.

A composição dos dejetos varia enormemente em função da quantidade de água que o acompanha, tipo de alimentação e idade dos animais.

Um método expedito, simples, para determinar os elementos N (Total), NH<sub>4</sub>, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e K<sub>2</sub>O dos dejetos suínos é com uso de um densímetro especialmente desenvolvido para esta finalidade. Para se fazer a análise correta do dejetos no tanque, este deve ser homogeneizado, colhendo-se uma amostra representativa, retira-se a espuma, com o densímetro verifica-se a densidade e utiliza-se a Tabela 8.

O densímetro pode apresentar erros máximos até 20% do Nt e de até 30% do P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e de 50% do K<sub>2</sub>O.

TABELA 5. Algumas características dos dejetos de suínos em unidade de crescimento e terminação manejados em fossas de retenção.

Parâmetros	Média	Coefficiente de Variação (%)
pH	6,94	2,45
Matéria seca (%)	8,99	13,68
Sólidos totais/ST (%)	9,00	27,33
Sólidos voláteis/SV (%)	75,05	5,86
Nitrogênio total (%)	0,60	8,33
Fósforo (%)	0,25	28,00
Potássio (%)	0,12	33,33
DBO <sub>5</sub> (g/litro)	52,27	22,71
DQO (g/dia)	98,65	17,32

Fonte: Konzen (1980)

TABELA 6. Valores da DBO diária em função do peso e do ciclo produtivo dos suínos.

Categoria animal	Peso (kg/cab)	DBO diária (kg/cab)
Varrão	160	0,182
Porca gestação	125	0,182
Porca com leitão	170	0,340
Leitões desmamados	16	0,032
Suínos em crescimento	30	0,059
Suínos em terminação	68	0,136

Fonte: Freire (1983).

TABELA 7. Quantidade de dejetos produzidos por dia, unidade, DBO<sub>5</sub>, sólidos totais e voláteis dos suínos.

Variável	Unidade de Medida (kg/dia/100 kg)
Quantidade Produzida	6,7
Conteúdo de Umidade (%)	75 - 85%
DBO <sub>5</sub>	0,20 - 0,25
Sólidos Totais	0,50 - 0,97
Sólidos Voláteis	0,35 - 0,80

Fonte: Merkel (1981).

TABELA 8. Estimativa das concentrações dos diferentes constituintes do dejetos líquido de suínos em função da sua densidade (corrigidos para uma temperatura de 15 °C).

DENSIDADE	CICLO COMPLETO					TERMINAÇÃO				
	Constituintes em função da densidade corrigida					Constituintes em função da densidade corrigida				
	Matéria Seca (%)	N (%)	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (%)	K <sub>2</sub> O (%)	NH <sub>4</sub> (%)	Matéria Seca (%)	N (%)	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (%)	K <sub>2</sub> O (%)	NH <sub>4</sub> (%)
1006	1,08	0,21	0,07	0,12	0,15	1,14	0,30	0,07	0,17	0,20
1008	1,49	0,23	0,10	0,13	0,17	1,53	0,31	0,11	0,18	0,21
1010	1,90	0,25	0,13	0,15	0,18	1,92	0,33	0,15	0,20	0,22
1012	2,31	0,28	0,17	0,17	0,19	2,31	0,35	0,18	0,21	0,23
1014	2,72	0,30	0,20	0,18	0,20	2,70	0,37	0,22	0,23	0,23
1016	3,13	0,32	0,24	0,20	0,21	3,09	0,39	0,25	0,24	0,24
1018	3,54	0,35	0,27	0,22	0,22	3,48	0,41	0,29	0,26	0,25
1020	3,95	0,37	0,31	0,23	0,24	3,87	0,43	0,33	0,27	0,26
1022	4,36	0,39	0,34	0,25	0,25	4,25	0,44	0,36	0,29	0,27
1024	4,77	0,42	0,37	0,26	0,26	4,84	0,46	0,40	0,30	0,28
1026	5,18	0,44	0,41	0,28	0,27	5,03	0,48	0,44	0,32	0,29
1028	5,59	0,46	0,44	0,30	0,29	5,42	0,50	0,47	0,33	0,30
1030	6,00	0,49	0,48	0,31	0,30	5,81	0,52	0,51	0,35	0,31
1032	6,41	0,51	0,51	0,33	0,31	6,20	0,54	0,55	0,36	0,32
1034	6,81	0,53	0,55	0,34	0,32	6,59	0,56	0,58	0,38	0,33
1036	7,22	0,55	0,58	0,36	0,33	6,98	0,57	0,62	0,39	0,34
1038	7,63	0,58	0,61	0,38	0,34	7,37	0,59	0,66	0,41	0,35
1040	8,04	0,60	0,65	0,39	0,36	7,76	0,61	0,69	0,42	0,36
1042	8,45	0,62	0,68	0,41	0,37	8,14	0,63	0,73	0,44	0,37
1044	8,86	0,65	0,72	0,43	0,38	8,53	0,65	0,76	0,45	0,38
1046	9,27	0,67	0,75	0,44	0,39	8,92	0,67	0,80	0,47	0,39
1048	9,88	0,69	0,78	0,46	0,40	9,31	0,69	0,84	0,48	0,40
1050	10,09	0,72	0,82	0,47	0,42	9,70	0,71	0,87	0,50	0,41
1052	10,50	0,74	0,85	0,49	0,43	10,09	0,72	0,91	0,51	0,42
1054	10,91	0,76	0,89	0,51	0,44	10,48	0,74	0,95	0,53	0,43

OBS: Tabela constituída com o uso de Desímetro para dejetos líquidos e adaptada para valores em percentagem (%).  
Fonte: C.E.M.A.G.R.E.F., Groupment de Rennes, 17, Avenue de Cucillé, B.P. 1312, 35016 Rennes Cedex, France

A Tabela 8 fornece a estimativa da concentração dos constituintes (matéria seca, Nt, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, K<sub>2</sub>O e NH<sub>4</sub>) do dejetos líquido de suínos em função de sua densidade, de acordo com o instituto francês CEMAGREF, usando-se o densímetro desenvolvido pelo próprio instituto. Os valores da composição obtida, via densímetro, é indireta, obtida através de uma correlação entre a densidade dos dejetos e a composição química dos mesmos.

### 2.3. Principais parâmetros analíticos da digestão anaeróbia.

A digestão anaeróbia, é tradicionalmente, empregada para a estabilização dos lodos provenientes dos tratamentos primários e secundários de dejetos. Além disso, é também utilizada para a produção de biogás a partir de resíduos de animais.

Nestes casos, os digestores geralmente são tanques simples, sem recirculação de lodo (digestores convencional, indiano, chinês, etc.) e os tempos de detenção variam de 15 a 60 dias.

As condições necessárias ao bom funcionamento de um processo de digestão anaeróbia são as seguintes:

- não ocorrência de variações bruscas de temperatura;
- manter o pH entre 6,5 e 7,5;
- submeter o processo a cargas orgânicas e tempos de detenção hidráulicos e celulares compatíveis com o resíduo a digerir e com o tipo de digestor empregado;
- não ocorrência de sobrecargas orgânicas ou tóxicas além do limite suportável pelo processo;
- existência, no resíduo, de quantidades de N e P compatíveis com a quantidade de carbono.

#### 2.3.1. Volume de gases produzidos.

O biogás é, sem dúvida, o mais importante produto da digestão anaeróbia. De fato, além do seu valor econômico, devido à presença de elevadas proporções de metano (50 a 70% em volume geralmente), a produção de

quantidades elevadas de gás indica que a matéria orgânica inicial foi degradada até o limite possível em anaerobiose.

Para efeito comparativo é conveniente indicar a quantidade de gás produzida num digestor para uma determinada matéria-prima, em termos de l gás/g substrato adicionado ou consumido.

Para se avaliar a concentração de substrato na matéria-prima, utiliza-se, geralmente, a concentração dos sólidos voláteis presentes na mesma e, mais raramente, a concentração de DQO, DBO ou Carbono. Em digestão anaeróbia de resíduos de suínos, os valores mais usuais do fator de conversão de substrato em gás estão na faixa de 0,3 a 0,6 l gás/g SV (sólidos voláteis) adicionados.

Sem dúvida, o volume de metano (CH<sub>4</sub>) produzido é o primeiro indicador do bom ou mau funcionamento do processo de digestão anaeróbia.

Quando ocorre um desbalanceamento do processo o primeiro sinal é a redução na quantidade de gases produzidos, o que ocorre antes mesmo da elevação na concentração de ácidos voláteis.

Os problemas do processo, em geral, se refletem mais acentuadamente nas bactérias metanogênicas, ocorrendo, portanto, reduções bruscas na produção de gás e somente após isso os ácidos voláteis passam a se acumular, pois continuam sendo formados e não são mais consumidos.

A medida do volume e a composição dos gases produzidos são facilmente obtidas pela cromatografia gasosa.

### 2.3.2. Ácidos voláteis

Quando as condições ótimas de digestão anaeróbia são prejudicadas, ocorre um aumento na concentração de ácidos voláteis, consequência de um desequilíbrio do processo.

Durante um certo tempo as substâncias que exercem tamponamento impedem a queda do pH. Somente quando toda a alcalinidade do meio for neutralizada pelos ácidos voláteis é que ocorrerá a queda do pH. Portanto, este parâmetro, o pH, se manifesta muito tardiamente para que se possa corrigir as falhas do processo. É preciso acompanhar simultaneamente os

valores do pH, da alcalinidade e dos ácidos voláteis existentes no meio de fermentação (processo).

Estes três parâmetros estão interligados e é importante observar os seus comportamentos em conjunto.

A medida dos ácidos voláteis é o parâmetro que fornece, juntamente com a medida do volume de gases produzidos, a indicação mais imediata do funcionamento do processo e deve ser acompanhada com muito rigor e atenção.

Se observarmos um aumento na quantidade de ácidos voláteis, deverão ser tomadas providências imediatas para correção do processo.

Um elevado valor de alcalinidade evitará que esta elevação repentina da quantidade de ácidos voláteis provoque uma queda de pH, ocasionando uma redução na população de bactérias metanogênicas viáveis.

A determinação da quantidade de ácidos voláteis existentes no meio em digestão pode ser feita de duas maneiras. Através de cromatografia gasosa ou através de método simplificado baseado em titulação potenciométrica.

Os dois métodos são rápidos, fornecendo o resultado num período de tempo suficiente para se efetuar as correções necessárias.

A escolha do método vai depender do conjunto de condições de que se dispõe para se efetuar a digestão. Para um simples acompanhamento do processo e correção da operação, o método simplificado pode ser suficiente, mas num trabalho de pesquisa, deve-se recorrer a um método que indique a real concentração de ácidos voláteis (ácidos, acético, propiônico, butírico e isobutírico) no sistema, como o método cromatográfico.

### 2.3.3. pH

O pH é um dos fatores mais importantes a ser mantido para se obter uma boa eficiência do processo. Na digestão anaeróbia, a faixa de pH ótimo é o resultado das diversas reações que ocorrem. A maioria dos autores considera que um pH entre 6,8 e 7,2 corresponde a uma condição ótima, se bem que a digestão seja possível nos limites de 6,5 a 7,5. Se o processo funciona nas condições de normalidade, o pH se mantém próximo da neutralidade; no entanto, se algum fator é alterado, o pH sofre um declínio

e precisa ser corrigido imediatamente para evitar a diminuição da atividade biológica do sistema. Evidentemente, deve-se, também, corrigir a causa do declínio do pH através da análise dos outros parâmetros como temperatura, carga orgânica e variações na alimentação.

Para a determinação do pH, retira-se uma amostra do digestor e utiliza-se um potenciômetro. O pH da amostra deve ser lido logo após sua retirada do digestor para evitar que as perdas de gás carbônico alterem o pH do meio.

### 2.3.3.1. Correção do pH

Quando o pH atinge valores mais baixos que 6,5, deve-se efetuar sua correção, adicionando-se soda cáustica (NaOH), cal ou bicarbonato Na ou  $\text{NH}_4^+$ (amônio). A cal também tem sido empregada por ser mais facilmente obtida e mais econômica. No entanto, acarreta problemas devido à insolubilidade de alguns sais que se formam no digestor.

Deve-se adicionar a cal quando o pH estiver abaixo de 6,5 e apenas até atingir pH 6,7 ou 6,8. Depois disso, a adição do cal é ineficiente e tem pouco efeito sobre o pH do digestor.

A solução mais apropriada é a adição de bicarbonato de sódio ou amônio. Este não reage com o dióxido de carbono, evitando o problema de se formar vácuo no digestor. Além disso, dificilmente o pH atingirá níveis indesejáveis pela sua adição. Apesar de ser mais caro que o cal, necessita-se menor quantidade, pois não ocorre precipitação em solução.

Recomenda-se como solução mais simples interromper a alimentação até o reator voltar as condições normais.

### 2.3.4. Alcalinidade

A alcalinidade de um digestor anaeróbio é uma medida da capacidade de tamponamento dos componentes do digestor.

É através dessa medida que se tem noção da capacidade do sistema de impedir diminuições bruscas do pH. Como as bactérias metanogênicas são muito sensíveis a essas variações é importante acompanhar esses resultados.

A alcalinidade na digestão anaeróbia é devido, principalmente, à presença de sais de bicarbonato, como o bicarbonato de amônio e sais de ácidos voláteis.

Se a quantidade de ácidos voláteis presente é pequena, a alcalinidade total é praticamente igual à alcalinidade em bicarbonato.

Quando os ácidos voláteis aumentam eles são neutralizados pela alcalinidade em bicarbonato.

Os agentes empregados habitualmente na correção do pH (soda, cal ou bicarbonato de sódio) elevam a alcalinidade do meio.

### 2.3.5. Temperatura

Nos sistemas biológicos, a influência da temperatura é bastante importante, pois as velocidades das reações bioquímicas são diretamente afetadas pela temperatura. Na digestão anaeróbia essa influência merece atenção especial, pois as bactérias anaeróbias são muito mais sensíveis a variações de temperatura e, às vezes, uma pequena variação pode interromper completamente a produção de metano com conseqüente acúmulo de ácidos voláteis. No entanto, se a variação é feita gradualmente, o sistema pode se adaptar a outras temperaturas (Simpson 1959).

A medida da temperatura deve ser constante, devendo o reator conter um termômetro para seu acompanhamento. As bactérias metanogênicas começam a paralisar a produção de metano em temperaturas abaixo de 15 °C na biomassa.

### 2.3.6. Potencial de oxi-redução

O potencial de oxi-redução (eh) nos fornece uma indicação da capacidade de redução do meio. Em geral, para digestores funcionando a contento, o eh é da ordem de -500 mV (milivolts), indicando elevado estado de anaerobiose e capacidade redutora do meio. Quando o processo está em desequilíbrio, com predominância da fase ácida, ocorre uma elevação do eh para cerca de -300 mV, o que indica ainda a existência de anaerobiose, mas, também, a ocorrência de substâncias não completamente reduzidas, como os ácidos voláteis.



### 2.3.7. Sólidos totais e sólidos voláteis

O controle do processo de digestão anaeróbia depende, entre outros fatores, da carga orgânica presente. Este acompanhamento é feito através da medida dos sólidos totais e voláteis. Os sólidos voláteis nos dão uma estimativa da matéria orgânica existente no resíduo.

Um dos objetivos da biodigestão é reduzir o volume de matéria orgânica através de liquefação, gaseificação, adensamento e separação sólido-líquido para dispor o resíduo mais facilmente.

A diferença entre os valores dos sólidos voláteis na alimentação (Afluente) e os sólidos voláteis na saída (Efluente) da digestão é que permite avaliar a redução (%) dos sólidos voláteis e, conseqüentemente, avaliar o processo de digestão.

O rendimento do processo, em termos de produção de gás ou de remoção de matéria orgânica, depende, entre outros fatores, do conteúdo volátil dos sólidos do substrato. Assim, quanto maior o conteúdo volátil, maior será o rendimento do processo.

### 2.3.8. DQO/DBO

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) e a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) são parâmetros que representam, indiretamente, o conteúdo de matéria orgânica de um resíduo através da medida da quantidade de oxigênio necessária para oxidar, quimicamente (DQO) ou biologicamente (DBO), a matéria orgânica.

A medida da DQO ou da DBO é importante no processo de digestão anaeróbia em duas situações:

para representar o conteúdo de matéria orgânica do resíduo a ser digerido, especialmente para resíduos líquidos que contenham baixos teores relativos de sólidos em suspensão;

para verificar a eficiência de remoção de matéria orgânica do processo, no caso em que os seus efluentes devam ser lançados em corpos d'água. Nesta situação, a legislação prevê valores máximos de DQO e DBO que podem ser lançados.

### 2.3.9. Relação C/N/P

A composição do substrato, especialmente as quantidades relativas de carbono (C), nitrogênio (N) e fósforo (P), é essencial para o sucesso de um processo anaeróbio. Para manter a digestão em boas condições de operação é preciso que o substrato contenha quantidades suficientes em nutrientes.

Resíduos que contenham altas concentrações em carboidratos, álcoois e/ou hidrocarbonetos podem requerer a adição de N e P para uma boa eficiência do tratamento.

As proporções recomendadas para a digestão anaeróbia são as seguintes:

$$C/N = 30$$

$$N/P = 5$$

Quando especialmente as quantidades de N são muito elevadas (baixa relação C/N) pode ocorrer inibição do processo, devido à formação de amônia, principalmente para elevados pH de operação.

Para suprir a falta de nitrogênio, quando esta for constatada, deve-se adicionar uréia, sulfato de amônio, etc. Outra solução é adicionar aos resíduos um outro despejo que contenha elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo.

### 2.3.10. Agentes tóxicos

Existem diversas substâncias que provocam um efeito tóxico no processo de tratamento anaeróbio. A magnitude desse efeito depende da concentração do material em digestão, podendo ter, em alguns casos, um efeito benéfico quando há baixas concentrações.

Os principais agentes tóxicos da digestão anaeróbia são:

Amônia.

Sulfatos/Sulfetos

Metais pesados

Metais Alcalinos e Alcalinos -terrosos

Oxigênio

O aumento dessas substâncias pode levar à inatividade dos microrganismos anaeróbios que é rapidamente detectada pela redução na produção de gases e pelo aumento dos ácidos voláteis no processo. Se o aumento da concentração de tóxicos for lenta e bem controlada pode-se adaptar o processo a concentrações surpreendentemente elevadas de tóxicos.

Somente a fração solúvel das substâncias provoca efeitos tóxicos.

### 2.3.10.1. Amônio (NH<sub>4</sub>)

Grande parte dos compostos orgânicos nitrogenados é constituída de proteínas e produtos de degradação de proteínas. A hidrólise de proteínas produz aminoácidos que em condições anaeróbias liberam, entre outros produtos, algumas substâncias de mau odor como mercaptanas, aminas, fenol, sulfeto de hidrogênio e gás amônia. Outros produtos finais de degradação dos aminoácidos são os ácidos orgânicos, álcoois e, finalmente, o dióxido de carbono e metano.

A amônia quando em solução pode estar na forma iônica (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) ou como gás dissolvido (NH<sub>3</sub>); conforme a seguinte reação:



Na digestão anaeróbia a amônia encontra-se na forma iônica, pois o pH é cerca de 7. A amônia na forma gasosa é inibidora a uma concentração bem menor que na forma iônica. Para concentrações de NH<sub>3</sub> superiores a 150 mg/l a digestão passa a ser inibida.

Por isso o acompanhamento de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, durante o processo de biodigestão, pode ser útil na detecção da causa de eventuais problemas.

A quantidade de amônia produzida na biodigestão depende do tipo de resíduo que está sendo digerido.

A Tabela 9 mostra as concentrações de nitrogênio amoniacal (NH<sub>3</sub> - gás) que podem ter um efeito adverso no tratamento anaeróbio.

TABELA 9. Efeitos da amônia na atividade biológica anaeróbia.

EFEITO OBSERVADO	CONCENTRAÇÃO DE N-AMONICAL (mg/l)
Benéfico	50-200
Nenhum efeito adverso	200-1000
Inibidor a altos valores de pH	1500-3000
Tóxico	acima de 3000

Fonte: Vieira (1981).

Se a concentração de N-amoniacal estiver acima de 1500 mg/l e o pH for maior que 7,5, a amônia pode se tornar inibidora.

No caso da concentração de N-amoniacal atingir valores maiores que 2000 mg/l deve-se suprimir ou reduzir a fonte de amônia do lodo.

### 2.3.10.2. Sulfatos/sulfetos

Os sulfetos na digestão anaeróbia podem resultar da introdução de sulfetos com o resíduo e/ou da redução biológica de sulfatos e outros compostos do enxofre presentes no material a ser digerido.

Somente a fração solúvel dos sulfetos provoca toxidez, e esta depende dos cátions associados aos sulfetos.

Devido à limitada solubilidade do H<sub>2</sub>S formado, uma porção deste pode escapar para os gases.

Sob operação contínua e com alguma aclimação, concentrações de até 200 mg/l de sulfetos solúveis podem ser tolerados sem efeitos tóxicos relevantes. Acima deste limite a toxidez é acentuada.

### 2.3.10.3. Metais Pesados

Os metais pesados (Zn, Ni, Cr, Cu, Mn, Hg, Pb, Cd, Fe) causam inibição da digestão anaeróbia somente quando a concentração de seus íons livres, diretamente proporcional à concentração de íons sulfeto, excede uma certa concentração limite (Tabela 10).

Para determinar os limites de concentração tóxica no material a digerir, a partir da qual começa a haver inibição da digestão do lodo, é necessário determinar-se as concentrações totais de metais pesados que causam inibição.

Para se evitar a toxidez causada por metais pesados pode-se precipitá-los como sais de sulfeto ou sais de carbonato, exceção feita ao cromo.

TABELA 10. Limites de concentração em metais solúveis determinados por MOORE e CHIAN DE WALLE.

ELEMENTOS	CONCENTRAÇÃO mg/l	FONTE
Cr	3	Moore
Ni	2	
Zn	1	
Cu	0,5	
Fe	2,8	Chian e De Walle
Cu	0,9	
Zn	0,2	

Fonte: Vieira (1981).

#### 2.3.10.4. Metais alcalinos e alcalinos-terrosos

As concentrações de Na, K, Ca, Mg que provocam toxidez à digestão anaeróbia são indicadas na Tabela 11.

Alguns metais podem ser introduzidos através das substâncias adicionadas para correção de pH, situação em que se deve tomar precauções.

Esses metais são determinados por espectrofotometria de absorção atômica (Ca e Mg) e por espectrofotometria de emissão (Na e K) e a preparação das amostras encontra-se descrita pela ABNT (Vieira 1981).

TABELA 11. Concentração dos metais alcalinos-terrosos no lodo e seu efeito sobre a digestão anaeróbia.

Cation	Concentração estimulante (mg/l)	Concentração moderadamente inibidora (mg/l)	Concentração fortemente inibidora (mg/l)
Calcio	100-200	2500-4500	8000
Magnésio	75-150	1000-1500	3000
Potássio	200-400	2500-4500	12000
Sódio	100-200	3500-5500	8000

Fonte: Vieira (1981)

#### 2.3.11. Frequência das análises

TABELA 12. Frequência de análise em processos de digestão anaeróbia.

Parâmetro	Alimentação	Líquido em digestão ou gases de digestão
Temperatura		Diariamente
pH	Diariamente	Diariamente
Alcalinidade		3 vezes/semana
Ácidos voláteis		Diariamente
Volume dos gases		Diariamente
Composição dos gases		2 a 3 vezes/semana
ST/SV	3 vezes/semana	2 vezes/semana
DBO/DQO*	2 vezes/semana	2 vezes/semana
C total	1 vez/semana	1 vez/mês
N Total	1 vez/semana	1 vez/mês
N amoniacal		1 vez/semana
P Total	1 vez/semana	1 vez/mês
Sulfeto total *	1 vez/semana	1 vez/semana
Sulfeto solúvel *	1 vez/semana	1 vez/semana
Sulfato total *	1 vez/semana	1 vez/semana

\* A frequência dessas análises depende do resíduo em tratamento.  
Fonte: Vieira (1981).

O processo biológico anaeróbio se realiza com pouca necessidade de correções ou controles desde que as condições se aproximem das naturais. Assim a digestão anaeróbia de dejetos contendo suficientes teores de N e P e que não contenha substâncias estranhas ao processo, que possam causar efeitos adversos, se realiza tão facilmente que praticamente não é necessário o controle analítico para seu acompanhamento.

Assim, o controle e acompanhamento analítico de digestores depende do resíduo em tratamento.

Considerando um caso geral de resíduo líquido, são sugeridas na Tabela 12 as análises e frequências a serem realizadas no resíduo e no líquido em digestão. Além das análises indicadas devem ser realizadas análises de compostos tóxicos potencialmente presentes nos resíduos a digerir.

#### **2.4. Impacto ambiental causado pelos dejetos**

A crescente tendência para a adoção de "Sistemas Confinados de Produção de Suínos", especialmente no Sul do país, tem produzido quantidades cada vez maiores de dejetos, onde a inadequação dos "Sistemas de Manejo e Armazenamento", induzem o seu lançamento em rios e cursos d'água naturais.

O lançamento de grandes quantidades de dejeções em rios e lagos pode levar a sérios desequilíbrios ecológicos e poluição em função da redução do teor de oxigênio dissolvido na água, devido a alta "demanda bioquímica do oxigênio (DBO)" e da carga orgânica integrante.

A redução do poder poluente a níveis aceitáveis, 40 mg/DBO/litro de dejetos, 15% de sólidos voláteis, redução da taxa de coliformes a 1,0% (Imhoff & Imhoff 1986 e Azevedo Neto & Hess 1979), requer investimentos significativos, normalmente acima da capacidade do produtor e, sem a garantia no entanto, do atendimento das exigências da Saúde Pública e a Preservação do meio-ambiente, restanto, pois a alternativa do lançamento nos cursos naturais de água.

O Estado de Santa Catarina apresenta hoje uma população aproximada de 4.420.000 habitantes. Verifica-se através de análises dos anos 1970/1980 uma acentuada migração rural-urbana onde a densidade popu-

lacional das cidades aumentou 82,5% e o da zona rural decresceu em 17,5%. O aumento populacional das cidades traz como consequência uma maior necessidade de água potável capaz de suprir a demanda de abastecimento. O sistema de abastecimento, segundo informes da Companhia Catarinense de Águas e Saneamento - CASAN, caracteriza-se por utilizar 82% da captação nos mananciais superficiais, 15% nos lençóis subterrâneos e apenas 3% com outros tipos de mananciais (Secretaria do Estado do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente 1990). A situação dos recursos hídricos superficiais catarinenses tem despertado grandes preocupações tanto aos órgãos estaduais, responsáveis pela qualidade do meio ambiente e saúde pública, bem como à população em geral. O desmatamento irracional e não controlado tem diminuído consideravelmente o caudal dos mananciais, prejudicando o atendimento à demanda, principalmente nos períodos de estiagem.

Já em termos de qualidade desses mananciais pode-se afirmar, segundo a Fundação de Amparo a Tecnologia e Meio Ambiente - FATMA, que 80% destes recursos no território catarinense encontram-se seriamente comprometidos em decorrência da degradação ambiental ocasionada tanto por fatores autóctones (lançamento de esgotos sanitários urbanos, dejetos de animais, efluentes industriais e uso excessivo ou mau uso de fertilizantes e agrotóxicos) como naturais (erosão) (Secretaria do Estado do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente 1990).

Este fato é visivelmente constatado através da alta incidência de óleos, graxas e espumas que sobrenadam em seus cursos, bem como é detectado em análises o elevado índice de coliformes fecais, altas concentrações de fosfatos e nitratos, elevado número de algas dominantes e a presença de metais pesados em tecidos musculares de peixes que habitam estas águas.

E são destas águas, que encontram-se seriamente comprometidas, que se abastece a maior parte da população do Estado.

Dentre os fatores de degradação da qualidade dos mananciais destacam-se os subprodutos originados da criação de animais confinados, mais especificamente da atividade suinícola, pois da avicultura, devido as suas propriedades e preço obtido no mercado, em relação aos insumos químicos é rapidamente aproveitado (Secretaria do Estado do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente 1990).



### 2.4.1. Doenças Infecciosas

Os problemas epidemiológicos constatados no meio rural estão relacionados com os agentes causadores de infecções dentro das propriedades. A prevenção de fatores que contribuem para sua ocorrência é a proteção dos animais contra o risco de infecções e proteção do público em geral contra zoonoses ou outros riscos sanitários provocados pelo lançamento de resíduos de animais nos cursos d'água.

Os problemas epidemiológicos ligados aos grandes sistemas de confinamento estão intimamente relacionados com o manejo de esterco animal.

A incidência de infecções latentes aumenta quando plantéis homogêneos são concentrados em confinamento. A maioria dos animais infectados elimina o agente patogênico por meio da urina, fezes e outros meios, de modo que os microorganismos são depositados sobre o piso das instalações, estando presente nos resíduos líquidos dos animais.

Os patógenos podem sobreviver vários meses são os vírus, especialmente se estiverem inclusos em tecidos ou segmentos fecais. Para desinfecção de vírus é necessário o armazenamento do líquido por mais de três meses.

A Fig. 1 mostra que existem sete formas diretas e indiretas pelas quais o esterco animal pode afetar o homem e as demais unidades de produção. A prevenção eficaz só é possível quando estas formas são devidamente bloqueadas. Por serem muitas as formas de transmissão das doenças (Fig. 1), muitos procedimentos são necessários para bloqueá-las a menos que medidas epidemiológicas possam ser tomadas antes que os microorganismos sejam liberados no ambiente e, isto pode ser feito a nível de unidade de produção.

### 2.4.2. Gases Nocivos

Nos sistemas de confinamento total, os gases nocivos podem provocar danos à comunidade através da emissão de maus odores e problemas de saúde a pessoas e animais. Embora os maus odores por si só não possam provocar doenças, podem gerar certo desconforto em pessoas e animais. A inalação de grandes concentrações de gases nocivos, emitidos pelo esterco animal, tem provocado a morte de pessoas e animais.

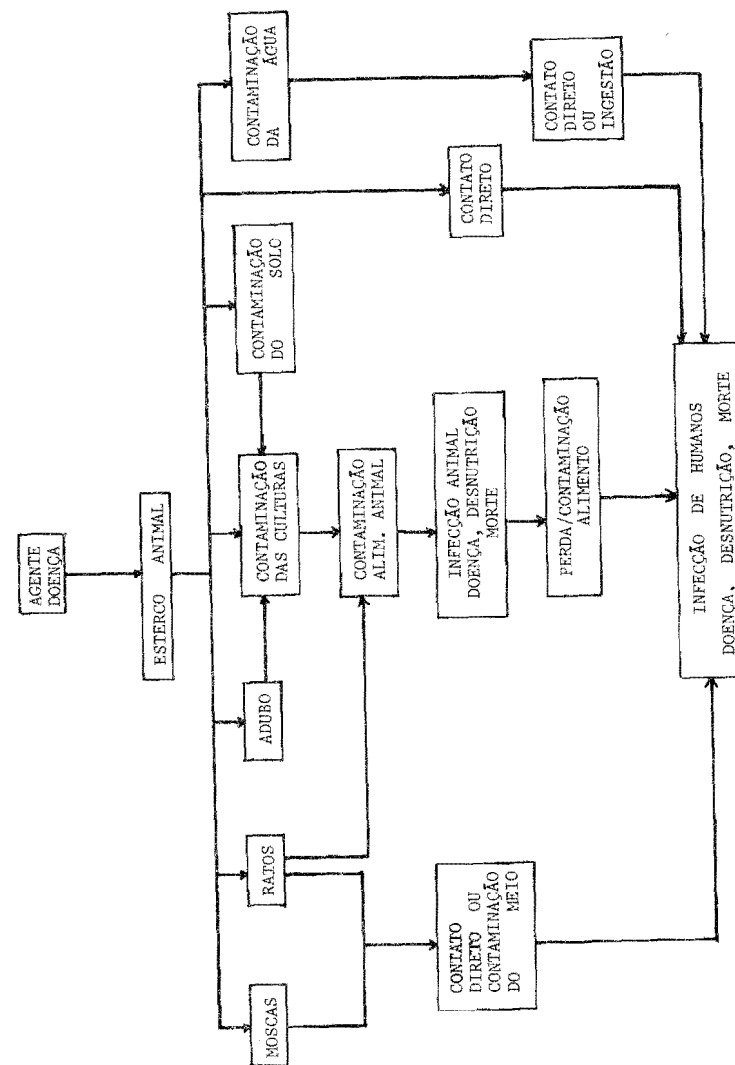


FIGURA 1 - Interação entre os dejetos de animais e as doenças infecciosas nos homens e animais.

Os principais gases nocivos existentes em torno dos sistemas de confinamento são: amônia, sulfeto de hidrogênio, dióxido de carbono e metano. Os odores são produzidos pela amônia, sulfeto de hidrogênio e por inúmeros compostos orgânicos intermediários resultantes da decomposição biológica da matéria orgânica do esterco.

Existem várias formas de controlar ou minimizar os odores. Entre estas incluem-se a aeração, que produz a decomposição biológica através do processo aeróbio. Outros métodos são: diluição, ozonização, compostagem.

### 2.4.3. Contaminação do solo

Quando o esterco líquido é aplicado em grandes quantidades no solo ou armazenados em lagoas sem revestimento impermeabilizante durante vários anos, poderá ocorrer sobrecarga da capacidade de filtração do solo e retenção dos nutrientes do esterco. Quando isto acontece, alguns destes nutrientes podem atingir as águas subterrâneas ou superficiais acarretando problemas de contaminação.

O fósforo contido nos esterco difunde-se mais rapidamente no solo que o contido nos fertilizantes comerciais, pois a matéria orgânica do esterco favorece a solubilização dos fosfatos. Isto só ocorre em solos altamente arenosos. Em solos argilosos isto jamais ocorre, pois o movimento vertical do P orgânico é maior do que do P mineral, mas é insignificante e jamais causa problemas de contaminação em águas subterrâneas profundas.

Embora o acúmulo de fosfato ocorra nas camadas inferiores do solo este não tem sido identificado no lençol freático.

A aplicação permanente de esterco líquido excessivamente diluído, ou a precipitação constante após a aplicação do esterco, acelera o carregamento dos nutrientes para as camadas do solo.

Outra substância que precisa ser considerada sob o aspecto da proteção ambiental é o nitrato. Os teores de nitrato detectados no lençol freático de terras tratadas com altos níveis de esterco líquido durante vários anos (160 metros cúbicos/ha) foram dez vezes maiores que os encontrados nas terras não tratadas.

### 2.4.4. Contaminação da água

Os organismos patogênicos são excretados através da urina e fezes e por isso são encontrados nos resíduos dos animais. Mesmo quando estes resíduos são tratados através da remoção dos sólidos, aeração ou desidratação, os patógenos não conseguem ser erradicados.

Sendo assim, presume-se que, nos casos de infecção animal nos grandes sistemas de confinamento, grande número de patógenos seriam eliminados nos rios. Por outro lado, devemos levar em conta que alguns animais podem eliminar patógenos sem manifestar sintomas de infecção.

Isto ocorre especificamente no caso da **Salmonelose**, sendo assim, os resíduos devem passar por um controle de qualidade antes do uso ou lançamento em cursos d'água.

A **Salmonella** tem o poder de multiplicar-se até 100.000 vezes na água dos rios - com cerca de 100 mg de substâncias orgânicas por litro. Por isso, o despejo de efluentes animais não tratados em águas superficiais ou subterrâneas, gera sérios riscos para as pessoas e animais que consomem estas águas ou com elas tem contato.

A **Salmonelose** é uma doença que pode variar em grau de gravidade; vai desde a gastroenterite leve até a septicemia, febre entérica, e meningite fatal. O grau de gravidade depende do sorotipo infeccioso (existem mais de 900 sorotipos isolados a partir de animais, pessoas e seu meio ambiente) e de outros fatores.

A transmissão é feita via oral. Por isso, a alimentação e água consumidas pelos animais infectados devem ser separados daquelas consumidas pelas pessoas e animais sadios. Se o esterco foi novamente servido para os animais, deverá ser maior a incidência de hospedeiros da **Salmonella** a menos que o esterco seja reprocessado até garantir a completa destruição dos microorganismos. A clorização de águas residuárias eventualmente despejadas nos sistemas de abastecimento público deve ser obrigatória.

Outros problemas provocados pelo despejo dos efluentes de animais nos rios, são as doenças causadas por coliformes, a leptospirose, tularemia, febre aftosa, hepatite, peste suína clássica, etc. Alguns coliformes, como **E. coli**, manifestaram certa patogenicidade nociva para pessoas adultas e animais, podendo ser fatal para as crianças.

A leptospirose é uma doença de grandes proporções e ocorre em vários países do mundo. Os sintomas são similares à gastroenterite infecciosa e infecções entéricas virais. Leptospiras originárias de instalações animais são frequentemente encontradas nos cursos de água.

Recomenda-se que as águas residuárias despejadas nos rios sejam desinfectadas. A clorização tem sido o método mais comum. As dosagens do cloro variam de acordo com o tipo de cloro usado, teor de matéria orgânica nos efluentes, pH, temperatura, nível de cloro residual e tempo de contato. Um tempo de contato de 15-30 minutos é geralmente suficiente. Normalmente o limite de cloro residual não deve ser inferior a 0,1-0,5 mg/litro. A maior parte do cloro não é usada para a desinfecção dos microorganismos, mas para satisfazer as necessidades de oxidação dos sulfetos, amônia, formas reduzidas de ferro e carboidratos.

Quando apropriadamente aplicada e controlada, a clorização das águas residuárias dos sistemas de confinamento para efeitos de desinfecção, representa uma medida eficiente para melhorar a qualidade bacteriológica das águas residuárias e proteger pessoas e animais.

### 3. PRINCIPAIS TÉCNICAS DE TRATAMENTO DOS DEJETOS

#### 3.1. Técnicas de Tratamento Físico

##### 3.1.1. Separação de Fases

A separação de fases consiste em separar as partículas maiores contidas nos dejetos da fração líquida e conduzir a obtenção de dois produtos:

- uma fração líquida mais fluída, mas conservando a mesma concentração em elementos fertilizantes solúveis, que os dejetos brutos;
- uma fração sólida, resíduo da peneira, com umidade próxima a 70%, mantendo-se agregada e podendo evoluir para um composto.

Na separação de partículas maiores que 10  $\mu\text{m}$  (0,01 mm) contidas nos dejetos líquidos pode-se utilizar os seguintes processos: decantação, peneiramento, centrifugação.

##### 3.1.1.1. Decantação

O processo de decantação consiste em armazenar um volume de dejetos líquidos em um reservatório, por determinado período de tempo, para que a fração sólida em suspensão decante, separando-se então as fases líquida e sólida do liquame.

Ao longo da estocagem dos dejetos de suínos em estrumeiras, estes apresentam uma tendência em separar-se em uma fase líquida e uma fase sólida com alto teor de umidade.

A solubilidade diferente dos diversos elementos presentes ocasiona uma divisão heterogênea destes: o fósforo e o nitrogênio orgânico são encontrados nos sólidos sedimentados (82% e 62%, respectivamente); o nitrogênio amoniacal (90%) e o potássio (100%), encontrados na fase líquida (Belli Filho & Castilhos 1990).

Trabalhos desenvolvidos por Lasbliez (1989) citado por Belli Filho & Castilhos (1990), com decantação contínua permitiram obter um sobrenadante com DQO de 26.500 mg  $\text{O}_2/\text{kg}$ , contendo aproximadamente 18 g/kg de matéria seca (ST). Este processo permitiu obter uma redução de 52% de DQO e de 50% ST.

O processo físico-químico de decantação e floculação tem por objetivo aumentar a eficiência da sedimentação natural das partículas ao adicionar-se floculantes (polímeros) ao meio líquido. A floculação por polieletrólitos catiônicos sobre dejetos de suínos é eficaz permitindo concentrar o lodo de 1/5 do volume total. O lodo contém de 8 a 10% dos sólidos totais (Vermande 1989).

A velocidade de sedimentação pode ser determinada usando-se a equação citada por Merkel (1981):

$$V_s = \frac{1962 d^2 (P_p - P_f)}{-u}$$

sendo,

$V_s$  = velocidade de sedimentação (m/hora)

$d^2$  = diâmetro médio das partículas (m)

$P_p$  = Densidade da partícula ( $\text{kg}/\text{m}^3$ )

$P_f$  = Densidade do fluido ( $\text{kg}/\text{m}^3$ )

$u$  = Viscosidade dinâmica do fluido ( $\text{kg}/\text{m} \times \text{seg.}$ )

A equação acima citada serve para calcular a velocidade de sedimentação das partículas, que compõe os sólidos dos dejetos, para líquidos em repouso.

Para o dimensionamento de um tanque de sedimentação utilizamos a equação adaptada de Merkel (1981) e de Green & Kramer (1979):

$$A = \frac{Q}{V_s}$$

A = Área do tanque (m<sup>2</sup>)

Q = vazão do efluente (m<sup>3</sup>/hora)

V<sub>s</sub> = Velocidade de sedimentação (m/h)

O comprimento e a largura do tanque deve obedecer a relação  $L = 0,30 C$ , onde L é a largura e C o comprimento.

Fatores que afetam a sedimentação segundo Merkel (1981) são:

- o tamanho e a massa específica das partículas;
- quantidade de matéria em suspensão nos dejetos;
- temperatura do líquido, a sedimentação é maior para temperaturas mais elevadas;
- tempo de retenção;
- profundidade, forma e a homogeneidade dos sedimentos em suspensão;
- velocidade do fluxo de dejetos dentro do tanque.

Em função de não existir dados, no Brasil, sobre algumas das características físicas dos dejetos (diâmetro das partículas), então sugerimos os seguintes valores para serem utilizados nas equações apresentadas acima:

- o diâmetro médio das partículas deve situar-se em torno de 10 um ( $1 \times 10^{-5}$  m).
- a densidade das partículas será em torno de 1200 kg/m<sup>3</sup>.
- a viscosidade dinâmica do fluido será em torno de  $1,31 \times 10^{-3}$  kg/m x s.

A profundidade do tanque de decantação deve ser maior que 1,00m, segundo Taiganides (1977).

Na Fig. 2, encontra-se o exemplo de decantador.

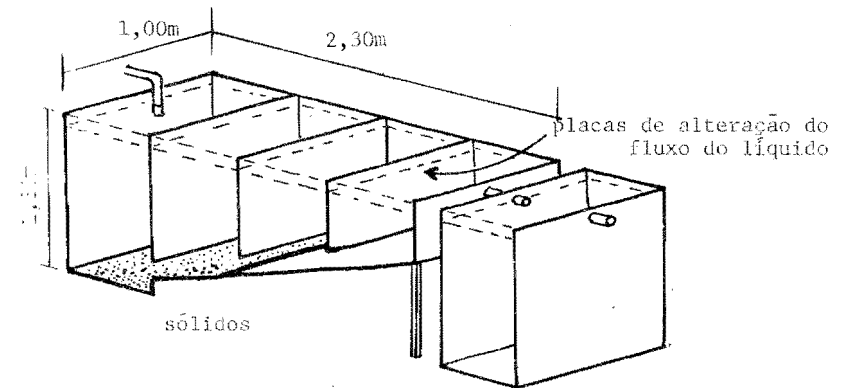


FIG. 2 - Decantador para dejetos de suínos.  
Fonte: Weller & Willetts (1977).

### 3.1.1.2. Peneiramento

O peneiramento tem como objetivo obter duas frações, bem distintas dos dejetos, uma líquida e a outra sólida. Com a finalidade de facilitar o processamento dos dejetos pois com a separação de fase adota-se sistemas diferenciados no tratamento das fases. (Fig.3)

Em trabalho realizado por Vermande (1989) citados por Belli Filho & Castilhos (1990), na avaliação da eficiência de peneiras com malha de 800 e 500 um, respectivamente, na separação de fases dos dejetos, apresentou 40 e 49% respectivamente de eficiência das peneiras para os sólidos totais.

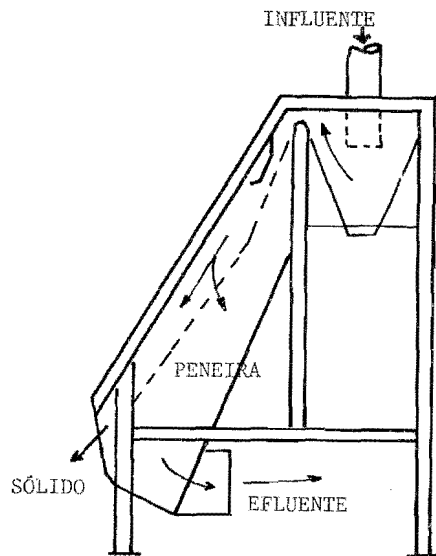


FIG. 3 - Peneira estacionária.  
Fonte: Merkel (1981).

As peneiras classificam-se em estáticas, vibratórias e rotativas. As peneiras estáticas (Fig. 3) são as mais simples apresentando uma menor eficiência em relação as demais. Um tipo particular de peneira estática segundo Green & Kramer (1979) funciona com os dejetos sendo lançados na peneira sob pressão, este equipamento tem como vantagem maior vazão com pequena tendência a obstrução dos crivos em função do movimento do líquido que lava a peneira (Fig. 4).

Maior problema encontrado na operação com peneiras estáticas é causado pela fina camada de sólidos que se forma sobre a peneira, requerendo uma limpeza constante, segundo Merkel (1981).

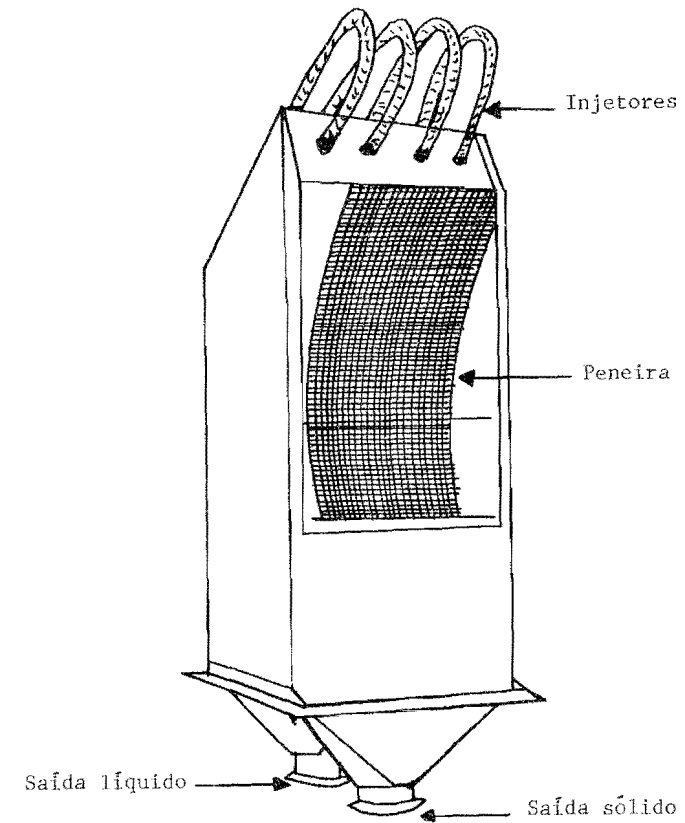


FIG. 4 - Peneira com injetores de líquido sob pressão.  
Fonte: Green & Kramer (1979).

As peneiras vibratórias (Fig. 5) realizam movimentos tangencial e vertical, que mantém os dejetos em fluxo contínuo. Desta maneira realiza-se a separação da parte líquida da fração sólida (Green & Kramer 1979). A vantagem da peneira vibratória é baixa tendência ao intupimento e comporta crivos de menor diâmetro que a estática, retirando com isto maior quantidade de partículas finas.

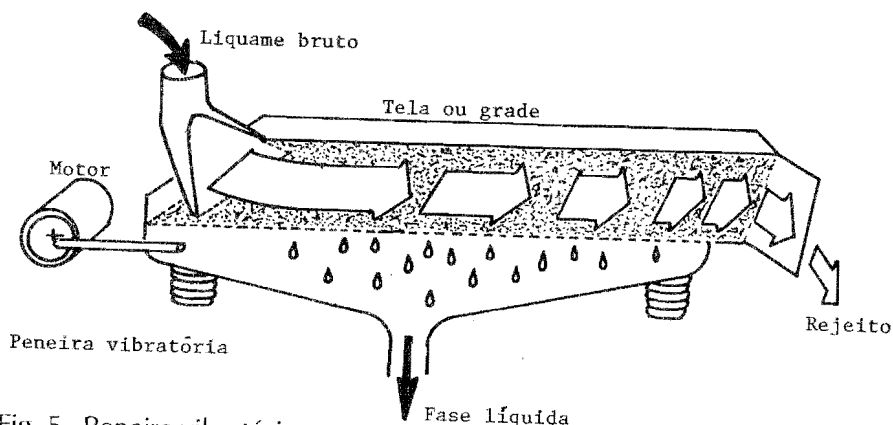


Fig. 5 - Peneira vibratória.

As peneiras vibratórias podem operar com uma concentração de sólidos maior nos dejetos (16%) em relação às peneiras estáticas (9%) segundo Merkel (1981).

As peneiras rotativas são fabricadas em diversos modelos. Um sistema de peneira rotativa pode ser visto na Fig. 6, o dejetos líquido é carregado na parte superior do tambor, a fração líquida atravessa os crivos depositando-se na sua parte inferior e a fração sólida adere à superfície e é retirada por uma lâmina de raspagem (Merkel 1981).

As vantagens deste sistema é a operação de forma contínua com pequena ou nenhuma obstrução dos crivos e com capacidade de remover partículas grosseiras e também as finas.

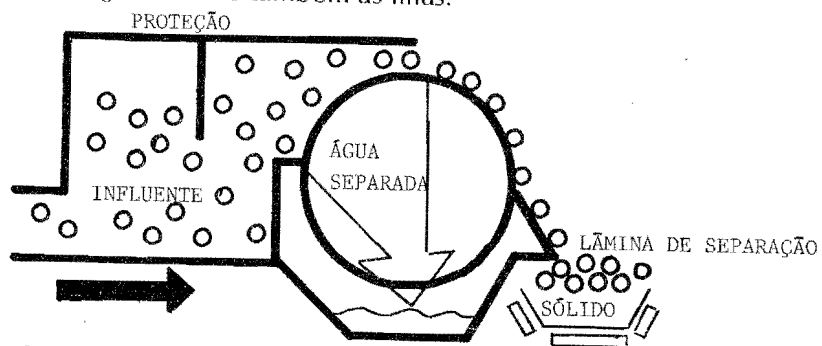


Fig. 6 - Diagrama esquemático de uma peneira rotativa autolimpante. Fonte: Green & Kramer (1979).

A capacidade de remoção dos sólidos por peneiras, segundo Imhoff & Imhoff (1986), é menos eficiente do que a remoção obtida em decantadores.

### 3.1.1.3. Centrifugação

A separação por centrifugação ocorre mediante o uso da força gravitacional que inside nas partículas em suspensão nos dejetos.

A centrífuga pode ser do tipo horizontal, cilindro rotativo ou cônico com diferentes velocidades.

A relação  $c/d$  (comprimento/diâmetro) do cilindro define a eficiência da centrífuga. Centrífugas de alta rotação com a relação  $c/d$  maior que 2 são usadas para separar sólidos altamente dispersos com baixa concentração. Centrífugas de média rotação com  $c/d$  menor que 2 são empregadas para separar líquidos com alta concentração de sólidos (Taiganides 1977).

No processo de centrifugação uma grande parte da matéria em suspensão é sedimentada, proporcionando uma concentração no sedimento da maior parte dos fosfatos (80-85%), do cobre (80-85%) e do nitrogênio orgânico (60-65%). Por outro lado, o nitrogênio amoniacal e o potássio são concentrados na fase líquida (elementos muito solúveis). A principal vantagem deste processo reside na obtenção de duas fases bem distintas: uma fase líquida (1 a 2% de ST) e outra fase sólida (20 a 25% de ST), segundo Belli Filho & Castilhos (1990).

### 3.1.1.4. Separação Química

A adição de produtos químicos em águas residuais tem por finalidade precipitar partículas e material coloidal e deste modo reduzir a demanda de oxigênio (Loehr 1974).

Segundo o mesmo autor este método não é apropriado para remoção de compostos orgânicos solúveis, mas sim compostos inorgânicos solúveis, semelhantes aos fosfatos, que são removidos através da formação de precipitados insolúveis.

Green & Kramer (1979) citam alguns produtos químicos utilizados com este propósito: Sulfato de Alumínio, Sais de Ferro e Hidróxido de Cálcio ou Óxido de Cálcio, etc.

Na Fig. 7, pode ser observado o movimento geral do fósforo no ambiente. O fósforo inorgânico é a forma mais importante de absorção para o crescimento das plantas. (Taiganides 1977).

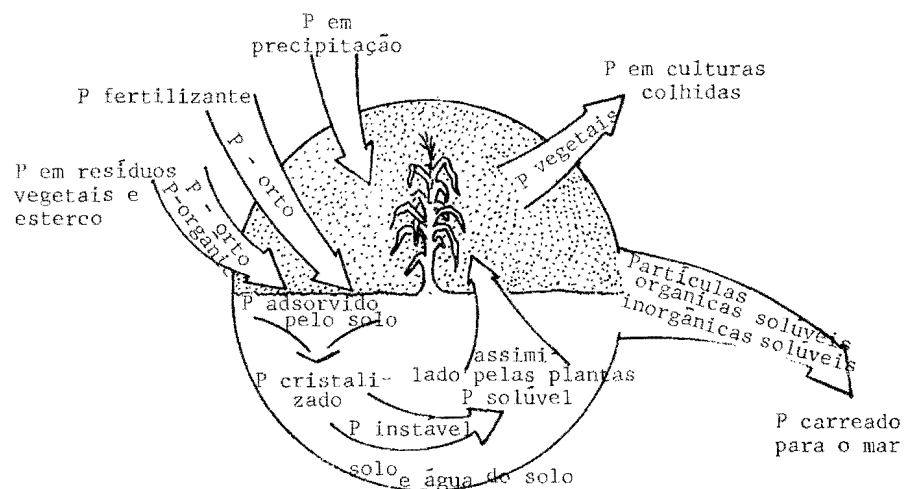


Fig. 7 - Movimento geral do fósforo no ambiente.  
Fonte: adaptado de Taiganides (1977).

Segundo Green & Kramer (1979) o fósforo existente na água é o fosfato ( $PO_4$ ) na forma de ortho-fosfatos e polifosfatos. Os fosfatos, junto com outros nutrientes, contribuem para a eutrofização dos mananciais de água. A aplicação no solo de dejetos contendo fosfatos parece ser a melhor solução. Entretanto, a excessiva aplicação de fosfatos, além do nível requerido para o crescimento vegetal, pode aumentar suas quantidades em águas superficiais causando contaminação. O monitoramento dos fosfatos é importante sob todas as formas perto das descargas de águas residuais.

O uso da precipitação através de produtos químicos é justificado na remoção do fósforo nos dejetos animais, quando estes não são aproveitados na fertilização dos solos ou quando procede-se a separação de fases, utilizando-se parte como fertilizante (fase sólida) e tratando-se a outra parte (fase líquida) para descarga em águas de superfície (lagos, rios, etc.).

Os produtos mais usados na precipitação do fósforo (Loehr 1974) são a cal, o alumínio e os sais de ferro. A cal reage com os orthofosfatos na solução e precipita como hidroxiapatita. A apatita precipitada, representada pela fórmula  $Ca_5(OH)(PO_4)_3$ , é um precipitado cristalino de composição variável. O controle do pH é importante com ótima precipitação ocorrendo na faixa de pH 9,0.

A preferência no uso da cal para precipitar o fósforo deve-se ao custo do produto e à facilidade de aquisição.

Segundo Loehr (1974), para conseguir baixas concentrações de fosfatos, em soluções contendo 100 mg/l de orthofosfatos são requeridos, possivelmente 800 - 1000 mg/l de produto químico (alumínio, cal, etc.) para produzir 400-1000 mg/l de sólidos precipitados. A grande demanda de produto químico e a quantidade de resíduos produzidos para serem tratados devem ser os dois fatores a serem levados em conta na utilização deste método.

### 3.1.2. Desidratação

A desidratação dos dejetos é definida como a redução do conteúdo de umidade (% MS); ela serve para o controle da poluição e melhora as características do produto para o manuseio. A redução da umidade dos dejetos para níveis de 10 a 15% produz um material livre de odores para o armazenamento, transporte, uso como fertilizante e suplemento alimentar (Taiganides 1977).

Os processos de redução de umidade nos dejetos se divide em: evaporação, separação de fase, secagem e adição de materiais absorventes (resíduos com alto teor de matéria seca).

O conteúdo de umidade dos dejetos pode ser expresso na base da matéria seca (% MS) que é calculada pela seguinte expressão.

$$M_{MS} = \frac{W_{\text{água}} \text{ (kg)}}{W_{\text{matéria seca}} \text{ (kg)}} \times 100\%$$

$M_{MS}$  = conteúdo de umidade, base seca (%)

$W_{\text{água}}$  = massa de água em kg

$W_{MS}$  = matéria seca = massa de matéria seca kg



A passagem do estado líquido para o gasoso requer uma quantidade de energia conforme podemos observar na Tabela 13.

TABELA 13. Calor latente de vaporização da água.

TEMPERATURA (°C)	CALOR LATENTE (kcal/kg)
0	596,5
4,5	593,8
15,5	588,2
26,5	581,0
38,0	574,4
49,0	568,3
71,0	555,0
93,0	542,2
100,00	537,8

Fonte: Taiganides (1977)

A secagem natural, da matéria sólida contida nos dejetos, é um processo lento e dependente das características psicrométricas do ar. Para algumas regiões onde a umidade relativa do ar é alta torna-se inviável o uso deste método.

Uma maneira tradicional de reduzir o conteúdo de umidade contido nos dejetos é a adição de resíduos com alta quantidade de matéria seca.

A Fig. 8, apresenta a redução da umidade em função da adição de materiais absorventes aos dejetos.

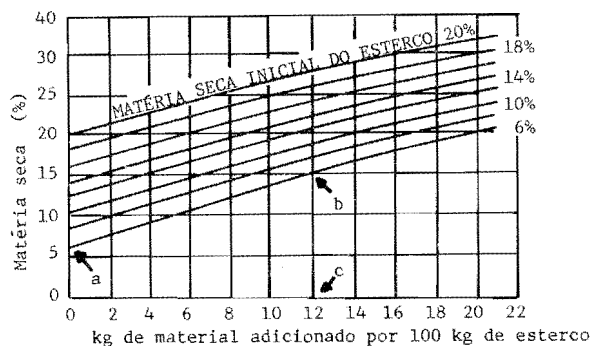


FIG. 8 - Redução da umidade dos dejetos pela adição de resíduos.  
Fonte: Taiganides (1977).

Exemplo de cálculo:

Um dejetos com 6% de matéria seca (a) que desejamos aumentar para 11% de matéria seca (b), então pelo gráfico verificamos que é necessário adicionar 12 kg (c) de resíduo por 100 kg de dejetos.

A Tabela 14, apresenta os valores de absorção de água pelos resíduos comumente usados como cama de animais.

TABELA 14. Absorção de água por materiais usados como cama de animais.

MATERIAL	Kg DE ÁGUA ABSORVIDA POR Kg DE CAMA
Madeira	
Lascas finas	2,5
Pinheiro	
Maravalha	3,0
Serragem	2,5
Aparas	2,0
Milho	
Sabugos picados	2,1
Palhas	
Linho	2,6
Aveia	
Trilhada	2,8
Colheita Mecânica	2,5
Picada	2,4
Trigo	
Colheita Mecânica	2,2
Picada	2,1
Feno	3,0

Fonte: Taiganides (1977)

## 3.2. Técnicas de tratamento biológico

### 3.2.1. Tratamento aeróbio

#### 3.2.1.1. Compostagem

A decomposição da matéria orgânica pode ocorrer por dois processos: na presença de oxigênio (aeróbio) e na sua ausência (anaeróbio). De acordo com a disponibilidade de oxigênio livre predominam microorganismos aeróbios ou anaeróbios, sendo os agentes mais destacados os fungos, bactérias e actinomicetos, (Peixoto 1988).

Segundo Wiest (1980 a e b), da fermentação aeróbia por **Bacillus**, **Proteus**, **Micrococcuse** outros saprófitas resultam como produtos finais água e gás carbônico. Estas reações são acompanhadas de considerável desprendimento de calor (até 70-80 °C). Da putrefação, por **Micrococcus ureae**, **Proteus**, **Pseudomonas**, **Bacillus** e outros, resultam como produtos finais amônia e gás carbônico, sem desprendimento energético, mas com consideráveis alterações de pH (até 12) pelas cinzas e carbonatos produzidos. Da fermentação anaeróbia, por ação de bactérias, resultam gás carbônico, metano, ácido sulfídrico, entre outros produtos. Da putrefação anaeróbia, pelo gênero **Clostridium**, resulta a não liberação completa do nitrogênio aminado como amônia, com a conseqüente formação de aminas incompletas, malcheirosas, as quais devem ser oxidadas para perder esta característica.

A compostagem é o processo de decomposição aeróbia onde a ação e a interação dos microorganismos também dependem da ocorrência de condições favoráveis, tais como: temperatura, umidade, aeração, pH, tipo de compostos orgânicos existentes concentração e tipos de nutrientes disponíveis. É importante ter em mente que estes fatores ocorrem simultaneamente e que a eficiência da compostagem baseia-se na interdependência e no interrelacionamento desses fatores (Peixoto 1988). Também importantes são os microorganismos e macroorganismos na produção do composto (cogumelos, cupins, formigas, centopéias, lacraias, aranhas, besouros e minhocas).

O esterco das porcas misturado com maravalha ou resto de cultura usado como cama deve ser tratado por compostagem para um melhor aproveitamento do seu valor fertilizante, evitando-se, com isto, o desenvolvimento de moscas.

### Temperatura

No processo de compostagem, quando os microorganismos oxidam a matéria orgânica promovendo a quebra das ligações entre moléculas de carbono nas substâncias orgânicas, há liberação de energia na forma de calor. Na compostagem em pilhas sofre influência da temperatura ambiente sobre o monte de resíduos em decomposição, observando-se um gradiente crescente de temperatura da superfície em direção ao seu centro. Entretanto, os resíduos orgânicos dispostos em pilhas possuem propriedades isolantes que permitem reter o calor interno das reações biológicas exotérmicas podendo atingir temperaturas maiores que 60 °C (Peixoto 1988). Segundo o mesmo autor, a atividade microbiana na pilha, quando em condições favoráveis, promove a evolução da temperatura, no decorrer do tempo, em 4 fases distintas de acordo com a Fig. 9.

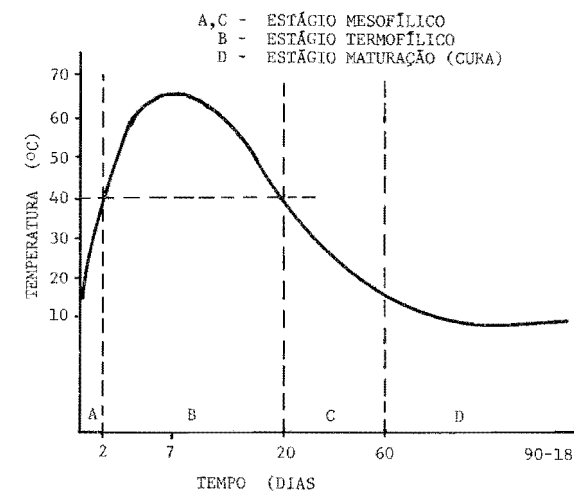


FIG. 9 - Variação da temperatura na pilha durante a compostagem. Fonte: Peixoto (1988).

Marriel et al. (1987), relata que o monitoramento da temperatura pode ser realizado introduzindo no composto, até o fundo, alguns pedaços de barras de ferro. Retirando-se estas barras e tocando-se com a mão, podem ocorrer três situações:

- 1) O contato suportável indica neste caso que o processo de fermentação está normal;
- 2) O contato insuportável indica uma demasiada elevação da temperatura devendo compactar o material, se úmido, ou regar uniformemente com água, se estiver seco;
- 3) O contato é frio ou levemente morno indicando necessidade de revolvimento ou que o processo de compostagem está no final. E, se após a aeração a temperatura se mantiver baixa, o produto está pronto podendo ser utilizado.

### Umidade

De acordo com Taiganides (1977) e Merkel (1981) a faixa de umidade ótima para se obter um máximo de decomposição está entre 40 a 60%, principalmente durante a fase inicial. Pois é necessário um adequado suprimento de água para promover o crescimento dos organismos biológicos envolvidos no processo para que as reações bioquímicas ocorram adequadamente durante a compostagem.

A intensa atividade no processo provoca altas temperaturas que tendem a selar o material, prejudicando o bom andamento da compostagem. Entretanto, o excesso de água tenderá a provocar condições anaeróbias com conseqüente liberação de odores desagradáveis, Marriel et al. (1987).

Em termos práticos, pode-se observar a umidade tomando-se o material nas mãos e sentindo se o mesmo está úmido, mas não escorre água quando comprimido (Peixoto 1988).

Em caso de falta d'água (Marriel et al. 1987) ela pode ser adicionada uniformemente sobre o material em compostagem. Em caso de excesso de água materiais absorventes como palhas, camas e serragens devem ser incorporados em níveis até a adequação do teor de umidade. Com umidade acima de 75% o processo de compostagem não atingirá temperaturas adequadas.

### Aeração

Segundo Peixoto (1988), um suprimento adequado de ar a todas as partes da pilha é essencial para fornecer oxigênio aos organismos e retirar o gás carbônico produzido. O tamanho das pilhas, a natureza do material, o tamanho das partículas, o teor de umidade e o número de reviramentos influenciam diretamente na aeração.

O mesmo autor recomenda alguns procedimentos para favorecer a aeração da massa de resíduos através do emprego de alguns métodos:

- montagem das pilhas sobre pedaços de madeiras (troncos, galhós, bambú, etc...);
- uso de tubos inseridos nas pilhas ou mesmo canais feitos por bambú que ao serem retirados deixam orifícios em vários locais na pilha;
- revolvimento contínuo ou periódico (1 a 4 vezes por mês) usando-se garfos, pás, tratores, etc.
- utilização de aeração forçada no interior da pilha fluindo descontínua ou continuamente usando-se sistemas mais simples de ventilação ou equipamentos especiais em usinas de compostagem de grande porte.

Estes métodos variam em complexidade, intensidade de uso de mão-de-obra e custo. Portanto, o importante é o indivíduo considerar os princípios básicos e adaptá-los a sua realidade.

Marriel et al. (1987), recomendam, caso o revolvimento seja o método escolhido para aeração do composto, efetuar o primeiro duas a três semanas após iniciar o processo, período em que se exige a maior aeração possível. Um segundo revolvimento deve ser realizado com cinco a seis semanas do processamento, ocasião em que se inicia abaixamento lento da temperatura, indicando estabilização do processo de compostagem. Outro revolvimento deve ser realizado próximo a décima semana, para uma incorporação final do oxigênio.

Segundo Taiganides (1977), a aeração natural das pilhas sem que se proceda frequentes revolvimentos leva de 8-12 semanas para o término da compostagem, desde que a umidade e os demais parâmetros estejam dentro das faixas aceitáveis. A aeração mecânica, por outro lado, reduz o tempo de compostagem para 2 a 3 semanas.

## pH

Durante o processo de decomposição as variações do pH são ilustradas pela curva da Fig. 10. O material utilizado na compostagem é levemente ácido, pH com valores entre 5 e 6. Quando inicia o processo de compostagem ocorre a formação de ácidos orgânicos e verifica-se um abaixamento no pH. Em consequência os microorganismos no composto começam a metabolizar o nitrogênio inorgânico transformando-o em nitrogênio amoniacal, o que causa um rápido aumento no pH. Neste estágio o composto torna-se alcalino. Continuando a decomposição, a amônia pode ser perdida por volatilização ou convertida na forma de nitratos. Os nitratos são perdidos por lixiviação se houver percolação de água ou por desnitrificação se houver falta de oxigênio, trazendo, com isso, o composto para a neutralidade ou levemente alcalino permanecendo desta maneira até o final do processo (Merkel 1981).

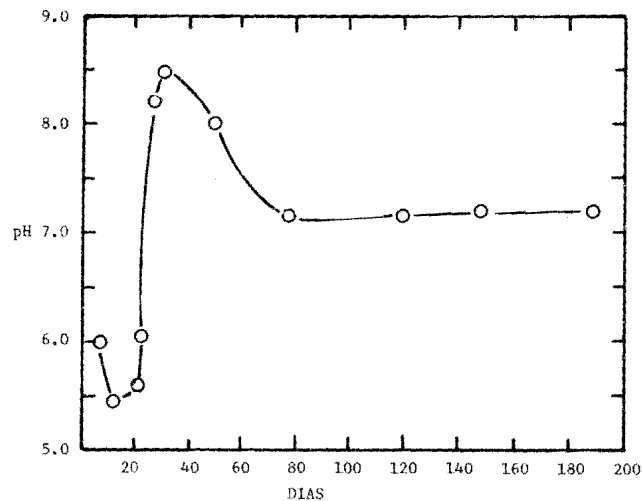


FIG. 10 - Variações de pH durante o processo de decomposição.  
Fonte: Merkel (1981).

Os microorganismos têm como faixa ótima de desenvolvimento pH entre 6,5 a 8,0, portanto, uma compostagem bem conduzida não apresenta problemas para controle de pH. (Peixoto 1988).

## Componentes Orgânicos e relação C/N.

Os resíduos orgânicos têm como elemento fundamental o carbono (C) sendo que a compostagem é essencialmente uma reorganização biológica das frações de carbono dos materiais orgânicos, (Peixoto 1988).

Segundo o mesmo autor os materiais orgânicos variam grandemente em sua composição (frações de carbono) tendo a seguinte ordem crescente de resistência à decomposição para diversos componentes: açúcares, amidos e proteínas simples; proteínas brutas; hemicelulose e partes de celulose; lignina, gorduras, ceras e outras partes de celulose. Desta forma os açúcares são estruturas simples e facilmente solúveis em água podendo ser prontamente absorvidos pelos microorganismos; as hemiceluloses são frações mais complexas e os microorganismos se utilizam de enzimas para degradá-las antes de absorvê-las, as ligninas são altamente resistentes podendo demorar muito mais tempo para se decomponem (caso da serragem).

Marriel et al. (1987) propõem que os resíduos a serem compostados devem apresentar um conteúdo apropriado de nitrogênio e carbono para propiciarem o crescimento e a atividade dos microorganismos envolvidos no processo. A variação da relação C/N deve estar entre 30 e 50, recomenda-se o valor de 30. Quando a relação é inferior a 20 ou 25, processa-se uma amonificação ocasionando perdas de nitrogênio no material compostado. Relação superior a 50 provoca um retardamento do início da compostagem, sendo o tempo de processamento 50% maior, resultando um produto final menos estável e de qualidade inferior. Os esterco de animais geralmente apresentam relações C/N inferiores a 25 (Tabela 35) e sua compostagem exclusiva acarretará perdas de nitrogênio na forma de amônia. Estas perdas podem ser reduzidas pela incorporação de superfosfatos ou termofosfatos à razão de 7 a 12 kg/t de resíduo compostado, ou gesso agrícola ( $\text{CaSO}_4 - 2\text{H}_2\text{O}$ ) segundo Borkert et al. (1987).

Um composto estabilizado tem a relação C/N igual ou menor que 18 podendo ser aplicado próximo ao plantio sem causar qualquer dano às culturas, aumentando a eficiência do uso dos nutrientes (N, P, Ca, Mg K, etc.) principalmente N pelas plantas, Peixoto (1988).

## Enriquecimento ou complementação do Composto

Peixoto (1988) dá algumas sugestões para melhorar a qualidade dos compostos:

**Nitrogênio** - Evitar as perdas por volatilização da amônia evitando-se o predomínio de resíduos com baixa relação C/N. Evitar o excesso de reviramento na fase termofílica (entre o 2º e o 20º dia) da compostagem. A falta ou excesso de umidade na pilha. Manter a temperatura menor que 60°C. Misturar resíduos com relação C/N baixa, (menor que 25) com resíduos de relação C/N alta obtendo, com isto, uma relação C/N média apropriada ao desenvolvimento microbiano. Adubos nitrogenados (uréia, nitrato de amônio, etc) podem ser usados em pequena quantidade quando não há disponibilidade de resíduos com baixa relação C/N. O uso de palha seca como cama de animais permite a retenção da urina (rica em N) que é normalmente perdida e, dessa forma, consegue-se reciclar grande parte do N.

**Calcário** - Utilizar em quantidades de 1 a 2% em relação ao conteúdo de sólidos (peso seco) dos resíduos orgânicos com a finalidade de fornecer nutrientes (Ca e Mg).

**Fósforo** - Fosfato de cálcio em concentrações baixas (menos de 2%) aumenta a taxa de decomposição dos resíduos das frações celulose e hemicelulose, principalmente. Isto resulta em um aumento nos organismos que decompõem a celulose, devido a adição de fosfato, que também conserva o N., por causa da diminuição do número de bactérias desnitrificadoras. Fontes solúveis de P (superfosfatos), e termofosfatos, quando adicionados as pilhas de compostagem, o P que participa do processo de decomposição dos resíduos é imobilizado pelos microorganismos ficando, portanto, numa forma orgânica. Quando o composto enriquecido é aplicado a um solo ácido com presença de óxidos - hidróxidos de Fe e Al (responsáveis pela alta adsorção de P), parte do fósforo fica protegido de ser adsorvido por estar na forma orgânica, permitindo uma melhor absorção pelas plantas, pois sua mineralização ocorre gradativamente (Fig. 11 e 12).

**Cinza** - A cinza pode ser usada em pequenas quantidades, 1-2% do peso seco dos resíduos orgânicos, tendo em vista o enriquecimento do composto com elementos minerais. Assim como os resíduos orgânicos a cinza varia em teor de nutrientes conforme o tipo e quantidade de madeira utilizadas, apesar de ser normalmente mais rica em K e Ca.

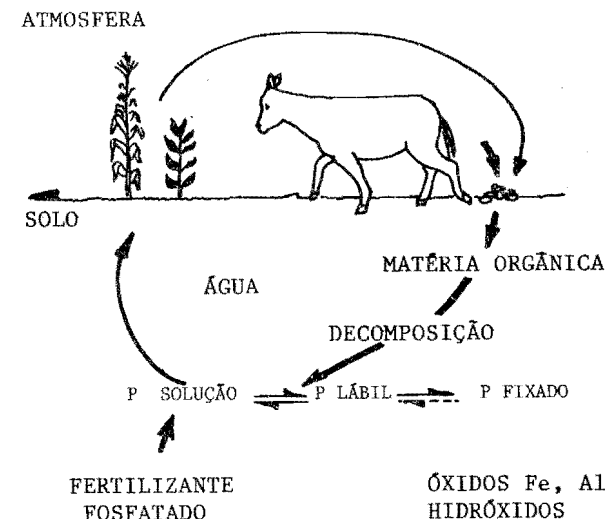


FIG. 11 - Importância da matéria orgânica no ciclo do fósforo. Fonte: Peixoto (1988).

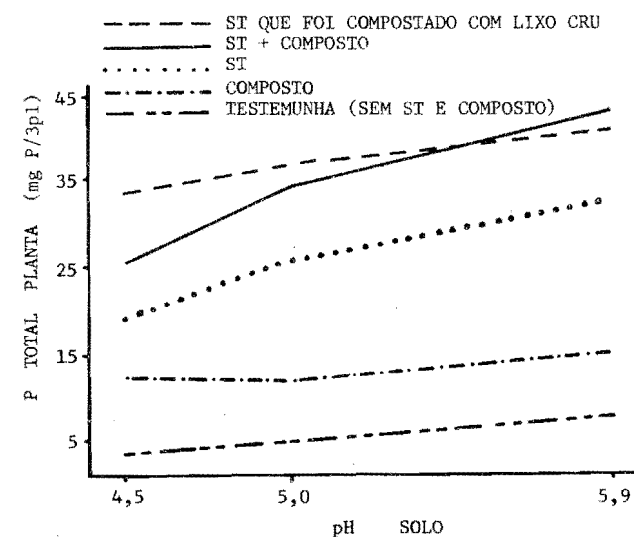


FIG. 12 - Efeito da mistura de superfosfato triplo (ST) com composto de lixo urbano na absorção de fósforo pelo feijoeiro. Fonte: Peixoto (1988).

**Terra** - O uso de até 1% de terra, bem misturada aos resíduos orgânicos na montagem da pilha para compostagem, pode atuar como: regulador térmico da evolução da temperatura da pilha durante o processo evitando que atinja temperaturas muito elevadas, redutor da perda de nitrogênio na forma de amônia, inoculador de microorganismos e fonte de nutrientes para enriquecer o composto.

### Preparo do Composto

Segundo Marriel et al. (1987), o preparo do composto requer um local adequado para a construção das medas ou leiras. Preferencialmente estas devem estar próximas do local de sua utilização e necessariamente próxima a uma fonte de água. É desejável que o local seja plano ou levemente inclinado favorecendo o manuseio e a descarga do material compostado.

Para Peixoto (1988), o item de maior importância é a disponibilidade de água, pois nenhum organismo sobrevive sem água e sua falta interrompe todo o processo de decomposição dos resíduos. A escolha do local deve buscar a proteção da compostagem de um excesso ou carência de água. Assim, devem-se montar as pilhas em locais com as seguintes características:

- protegidas do vento;
- protegidas da insolação;
- não sujeitos a enxurrada;
- com boa drenagem, não permitindo empoçar água;
- com certa declividade; neste caso construir leiras com o comprimento no sentido da declividade do terreno fazendo também canaletas em sua volta.

Peixoto (1988) recomenda que os resíduos a serem usados no preparo do composto devem ser os mais variados possíveis obtendo-se, com isso, efeitos favoráveis como:

- melhoria da compostagem devido a um melhor equilíbrio da relação C/N e um desenvolvimento heterogêneo de organismos promovido pela presença de diferentes frações orgânicas;
- maior equilíbrio de nutrientes;

- obtenção de colóides orgânicos de diferentes graus de resistência (durabilidade) no solo atuando de maneira mais completa nas propriedades químicas, físicas e biológicas, a curto, médio e longo prazo (Tabela 15).

TABELA 15. Comparação de diferentes resíduos orgânicos em relação ao coeficiente de humificação, índice de aumento de matéria orgânica (IAMO) no solo e equivalência em relação ao esterco (FYM \*) proporcionados por eles. (Van Dijk 1982).

Resíduos Orgânico	Coeficiente humificação	Índice de aumento de MO (%) **	Equivalência ao esterco (FYM)
Folhagem de planta	0,20	0,7	0,25
Adubo verde	0,25	1,0	0,35
Palha de trigo	0,30	1,3	0,45
Raiz de culturas	0,35	1,7	0,55
Esterco (FYM)	0,50	3,0	1,00
Serrapilheira	0,60	4,2	1,40
Pó de serra	0,75	6,1	2,00
Turfa	0,85	7,6	2,50

\* FYM - FARM YARD MANURE (Esterco de Animais a Campo).

\*\* Adição anual constante, durante 10 anos.

Fonte: Peixoto (1988).

Na montagem das pilhas vários autores recomendam 2 metros para a largura, que a altura não deve ultrapassar 1,5 metros e o comprimento ter 3 metros ou mais. Estas dimensões são padronizadas com a finalidade de uma boa aeração, manutenção da umidade adequada na pilha evitando a desidratação do material.

Nas Fig. 13 e 14, os passos a serem seguidos na montagem de pilhas para compostagem.



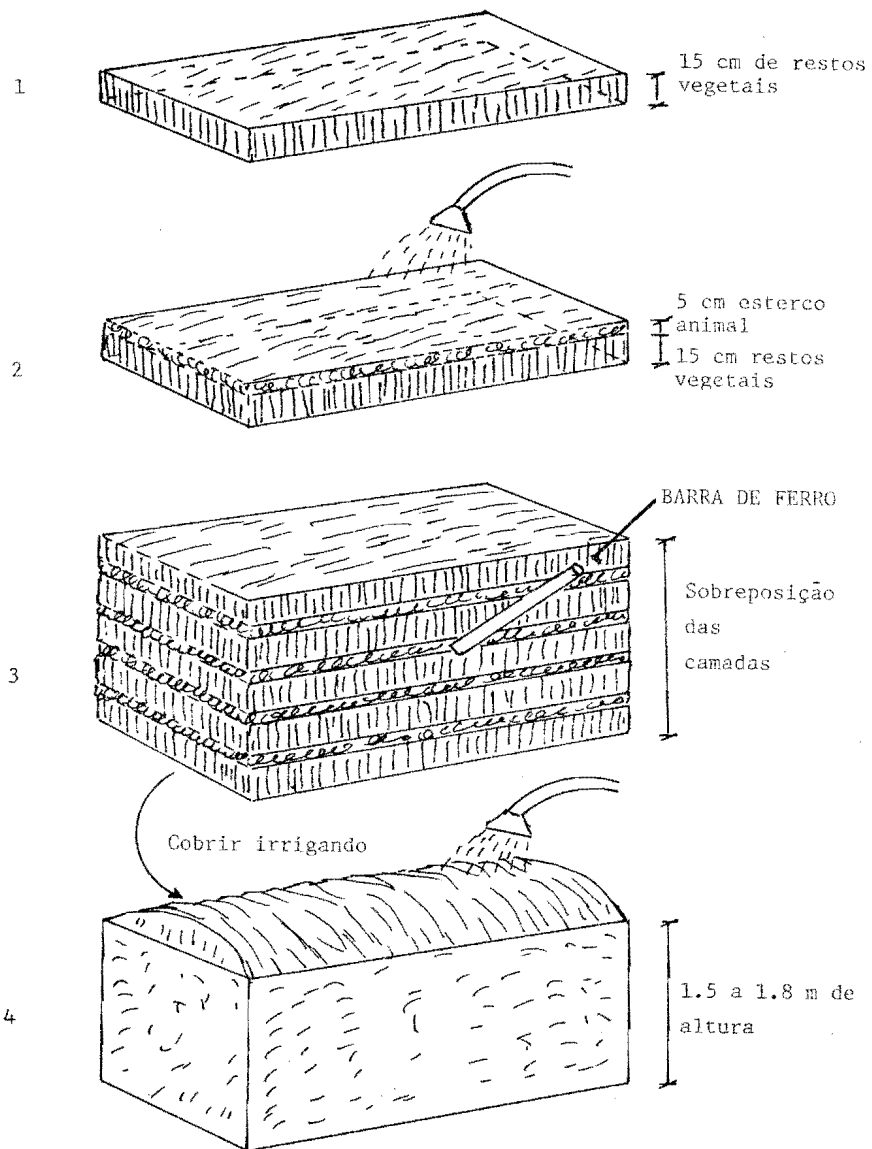


FIG. 13 - Sequência de montagem da pilha de compostagem  
Fonte: Marriel et al. (1987).

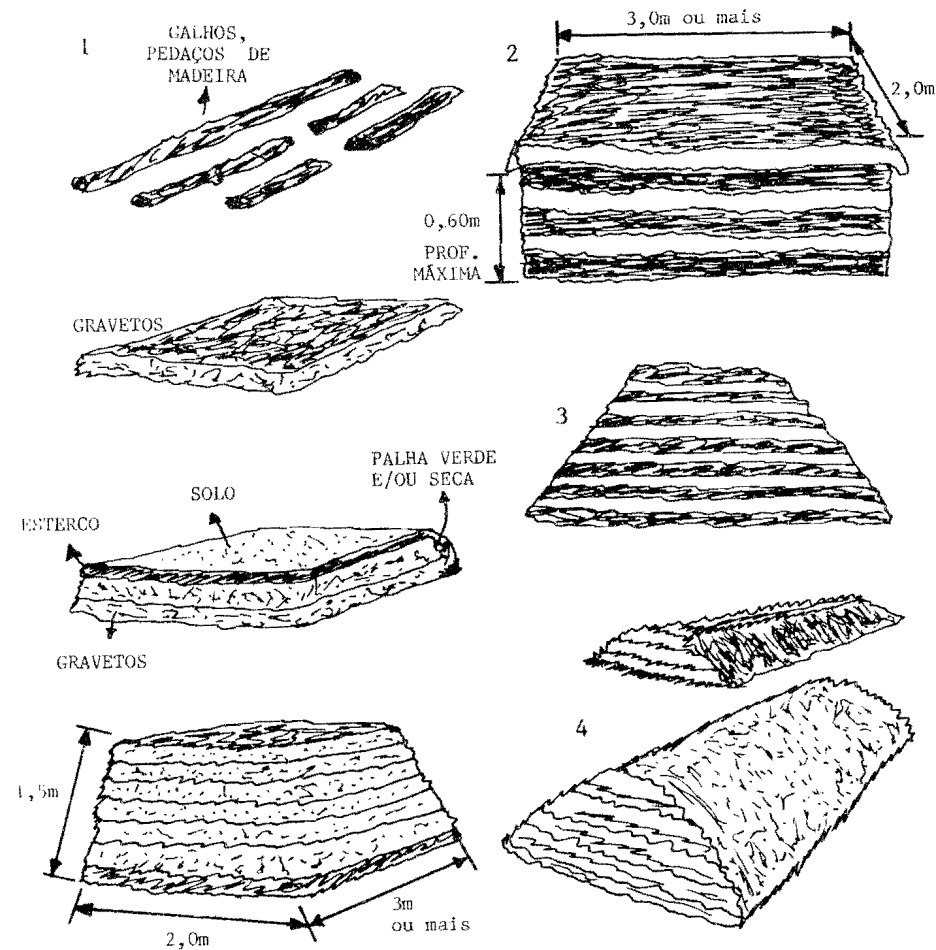


FIG. 14 - Sequência de montagem das pilhas de composto  
1 - sequência de montagem com resíduos ainda não misturados.  
2 - Montagem dos resíduos em buracos.  
3 e 4 - Opções de formato de pilhas.  
Fonte: Peixoto (1988).

Segundo Peixoto (1988), os resíduos podem ser acondicionados em caixas abertas de madeira, tijolos, latões, telas ou cercados variando-se a entrada de ar por frestas, buracos, etc., bem como em camadas alternadas em forma horizontal, vertical ou em pilhas separadas fazendo-se a mistura e reviramento com periodicidade variada (Fig. 15 e 16A e 16B).

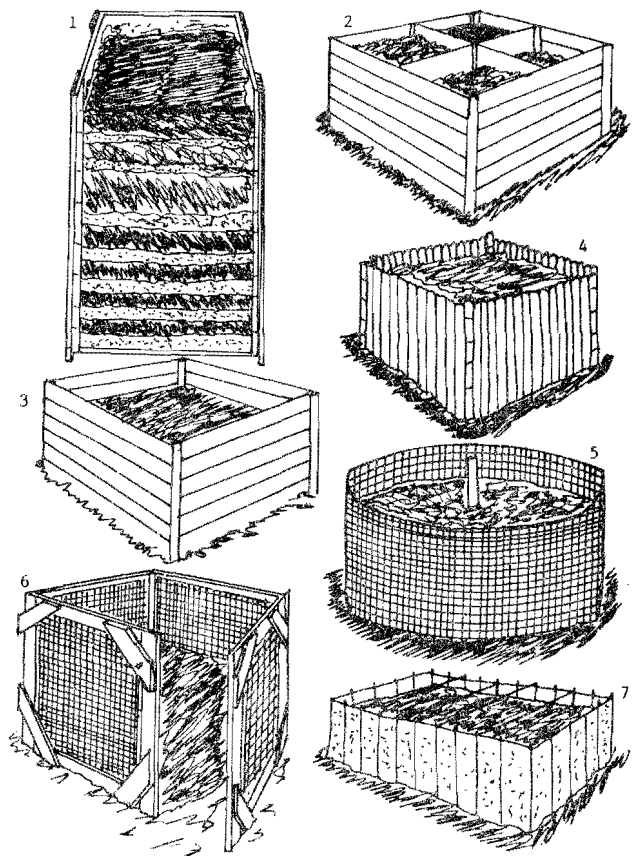


FIG. 15 - Opções de acondicionamento dos resíduos para compostagem  
1. disposição em camadas 2, 3 e 4 sistema utilizando madeira; 5, 6 e 7 sistema utilizando telas de arame.  
Fonte: Peixoto (1988).

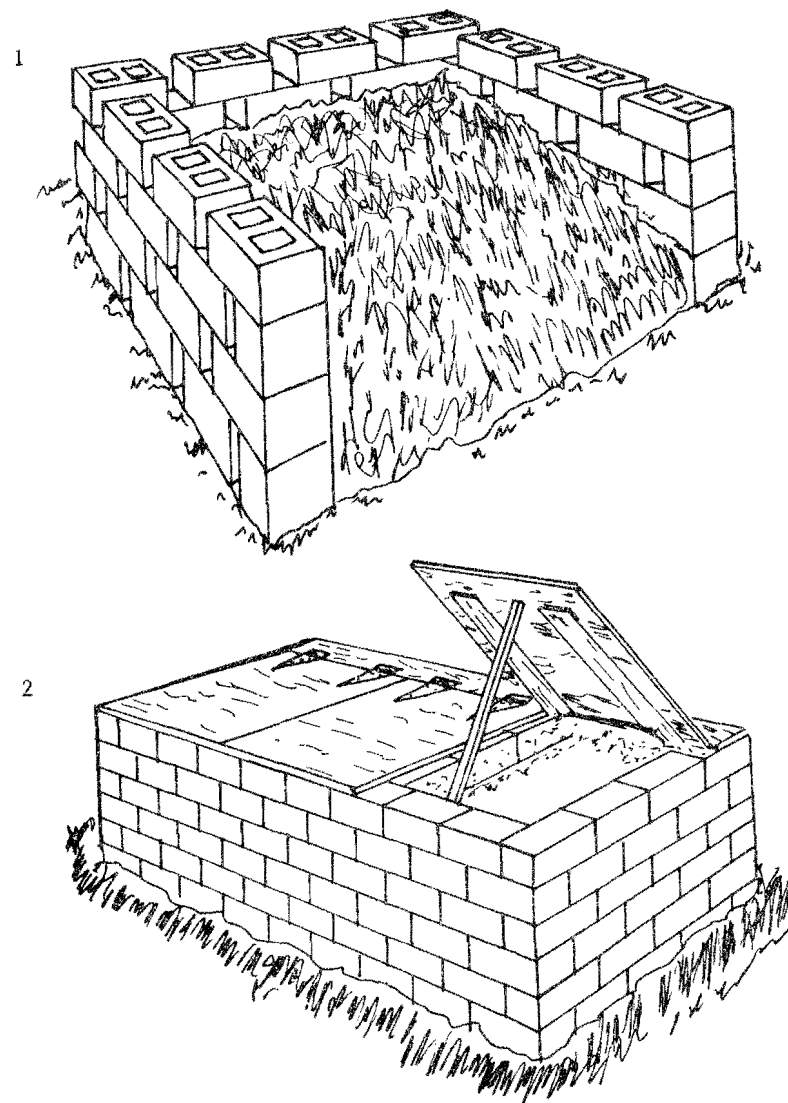


FIG. 16a - Acondicionamento dos resíduos utilizando-se tijolos.  
1. Tijolos com frestas para ventilação;  
2. Sistema com 3 recipientes e proteção da chuva;

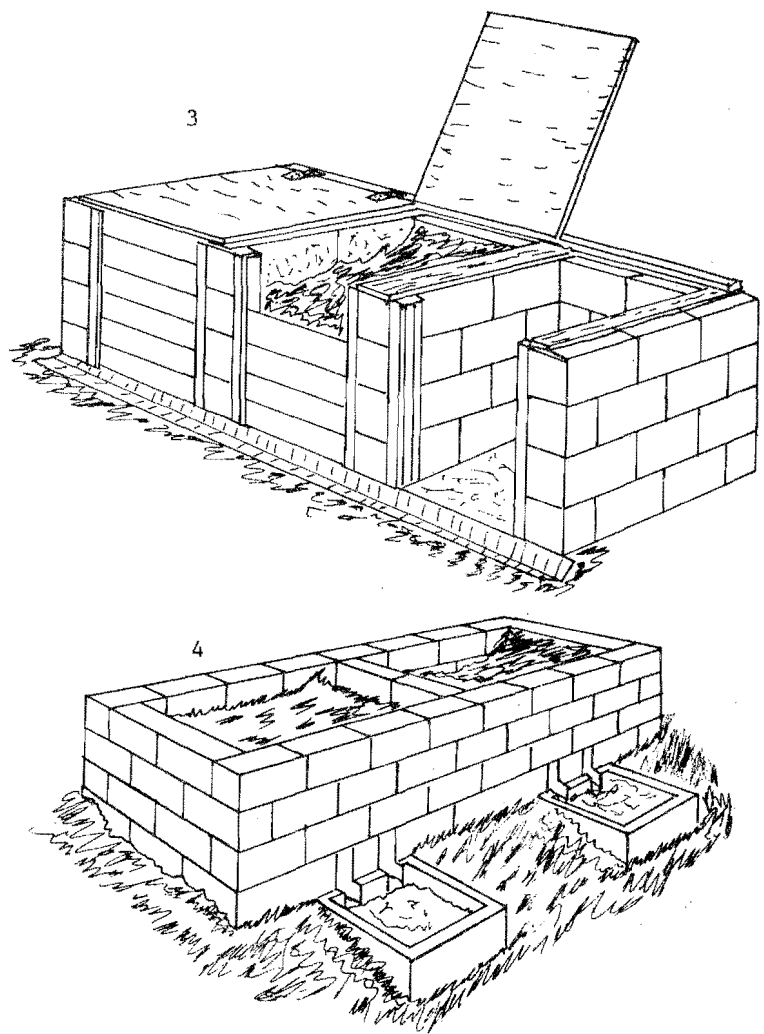


FIG. 16b - Acondicionamento dos resíduos utilizando-se tijolos  
 3. Sistema com 3 recipientes e proteção para chuva com regulagem de altura e coleta de chorume;  
 4. Sistema com 2 recipientes e coleta de chorume.

### Uso do composto

Segundo Marriel et al. (1987), o conteúdo em fertilizantes dos compostos depende dos materiais compostados, mas, via de regra, as concentrações dos nutrientes variam de 1 a 2% de nitrogênio, de 0,5 a 1% de fósforo, de 0,5 a 1% de potássio, além de Ca, Mg, Sc de micronutrientes.

Vários autores recomendam, para uma boa adubação, dosagens de 10 a 30 t/ha de composto, dependendo naturalmente da fertilidade do solo e do tipo de planta a ser cultivada.

Peixoto (1988) recomenda aplicar o composto recém preparado, antes da aração ou de uma gradagem próxima ao plantio, devendo ser incorporado até 15-20 cm de profundidade onde o crescimento radicular é mais intenso. Desta forma evita-se a perda por erosão e volatilização, aproveitando-se ao máximo os nutrientes e os benefícios do composto. O composto também pode ser aplicado nos sulcos do plantio, principalmente quando em pequena quantidade, bem como em covas para implantação de culturas perenes.

#### 3.2.1.2. Lagoas de estabilização: facultativas e aeradas

Segundo Silva (1977), sob o ponto de vista de tratamento a melhor classificação para as lagoas de estabilização é:

- . Lagoas anaeróbias
- . Lagoas facultativas
- . Lagoas aeróbias (aeração natural)
- . Lagoas aeradas (aeração mecânica)

As lagoas anaeróbias serão estudadas no item (3.2.2.1) e as lagoas aeróbias, com aeração natural, por necessitarem pouca profundidade para uma adequada degradação dos materiais orgânicos, requerendo, portanto, grandes extensões de áreas, sendo economicamente inexecutáveis, sendo assim, não serão tema de estudo deste manual.

Na Fig. 17 podemos observar lagoas de estabilização de acordo com o tipo de degradação e o seu modo de operação.

MÉTODO DE OPERAÇÃO	MÉTODO DE DEGRADAÇÃO		
	AERÓBIA	FACULTATIVA	ANAERÓBIA
AERAÇÃO NATURAL	A	C	
AERAÇÃO MECÂNICA	B	D	
REDUÇÃO QUÍMICA			E

FIG. 17 - Classificação de lagoas pelo processo de degradação  
Fonte: Merkel (1981).

### Lagoas facultativas

Segundo Merkel (1981), as lagoas facultativas possuem uma região aeróbia superficial onde ocorre fotossíntese (algas) e suprimento de oxigênio, da superfície uma zona facultativa na porção central e uma região de anaerobiose no fundo junto a camada sedimentada (lodo). Na camada superficial podemos ter aeração natural (Fig. 17C) ou mecânica (Fig. 17D).

Estabelece-se, no interior das águas de uma lagoa, um círculo vicioso em que algas sintetizam matéria orgânica (seres autótrofos) liberando o oxigênio no meio ambiente e, as bactérias, alimentando-se da matéria orgânica dos dejetos utilizam-se desse oxigênio para seu processo respiratório, liberando como subproduto gás carbônico necessário à fotossíntese. As figuras 18 e 19 ilustram o ciclo simbiótico das algas e bactérias.

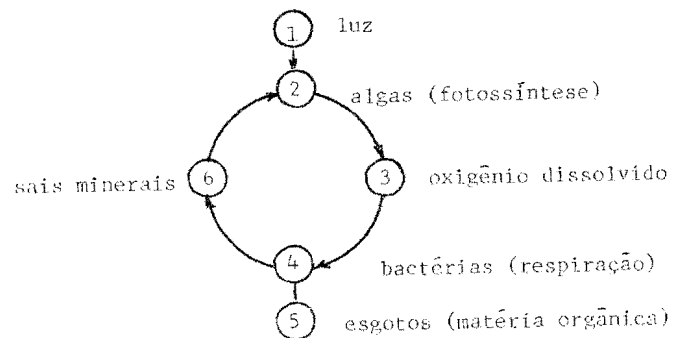


FIG. 18 - Simbiose entre algas e bactérias.  
Fonte: Silva (1977).

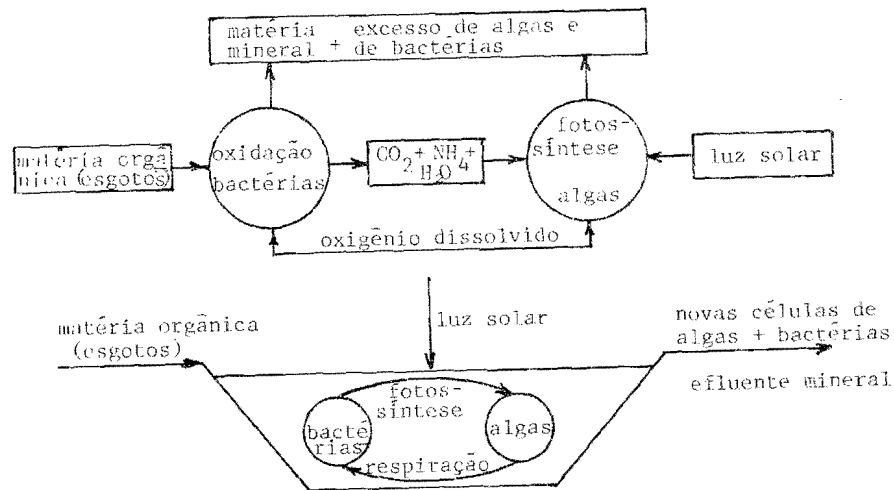


FIG. 19 - Simbiose entre algas e bactérias.  
Fonte: Silva (1977).

As lagoas facultativas possuem uma vantagem sobre as lagoas aeróbias uma vez que na zona anaeróbia é removido uma quantidade adicional de carbono através da formação de metano (Taiganides 1977).

Na Fig. 20 podemos observar as diferentes zonas de uma lagoa facultativa.

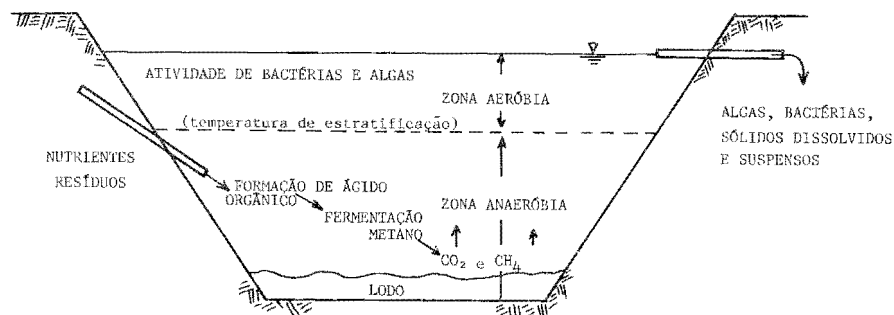


FIG. 20 - Zonas das reações biológicas nas lagoas facultativas.

Fonte: Taiganides (1977).

Para lagoas facultativas, Merkel (1981), faz a seguinte recomendação:

- O parâmetro usado para determinar o tamanho da lagoa é o valor da DBO por unidade de área e por tempo.
- Nos estados do Norte dos Estados Unidos (EUA), o valor de 49 kg DBO/dia.ha é recomendado. Este valor pode ser acrescido para os estados do Sul onde as temperaturas são maiores (semelhantes aos estados do Sul do Brasil) e não há risco de formação de camadas de neve. Esta taxa de aplicação foi transformada em área superficial de lagoa por quilo de animal das diferentes espécies, as quais se encontram na Tabela 16.

TABELA 16. Normas para cálculo da área superficial de lagoas facultativas aeradas naturalmente para tratamento de dejetos

ESPÉCIES	ÁREA SUPERFICIAL/Kg DE ANIMAL ( m <sup>2</sup> /kg)
Frangos	0,72
Suínos	0,40
Cado leiteiro	0,35
Cado de corte	0,31

Fonte: Merkel (1981).

Estes valores consideram a mistura de fezes e urina na lagoa. Se ocorrer a separação da fase sólida poderá haver redução na área.

Outro fator a ser levado em conta na taxa de aplicação é a temperatura mínima média na região, dados do Norte do Chile recomendam como taxa a faixa de 180 a 260 kg DBO/ha.dia.

A profundidade das lagoas facultativas depende muito das condições ambientais e do tipo de dejetos a ser tratado. Profundidades menores de 1m ocorre emergência de vegetação criando problemas de odores e de manejo. Profundidades maiores de 1,5 m são usadas para climas mais frios. Na Tabela 17 são recomendadas as profundidades em função das condições ambientais e do tipo de dejetos.

TABELA 17. Profundidades recomendadas para lagoas facultativas em relação ao meio ambiente e o tipo de dejetos.

Profundidade Recomendada (m)	Ambiente;	Tipo de Dejetos
1,0	Temperatura alta uniforme;	Dejetos pré-sedimentado
1,0 - 1,5	Temperatura alta uniforme;	Dejetos sem tratamento
1,5 - 2,0	Moderada variação sazonal; da temperatura	Dejetos contendo sólidos sedimentáveis
2,0 - 2,5	Ampla variação sazonal; da temperatura	Dejetos com alta quantidade de sólidos sedimentáveis

Fonte: Merkel (1981).

Um conceito muito interessante para lagoas facultativas é o da profundidade máxima atingida pela luz no interior da lagoa e poderá ser determinada pelo disco de Secchi (Fig. 21). É um disco de metal ou de madeira com fórmica branca, pintado de branco, possuindo um lastro na parte inferior. Este disco é suspenso por um fio central e mergulhado na lagoa até que desapareça. A profundidade máxima atingida pela luz será duas vezes a altura de mergulho do disco até seu desaparecimento. Devemos lembrar que o trajeto da luz é ida e volta.

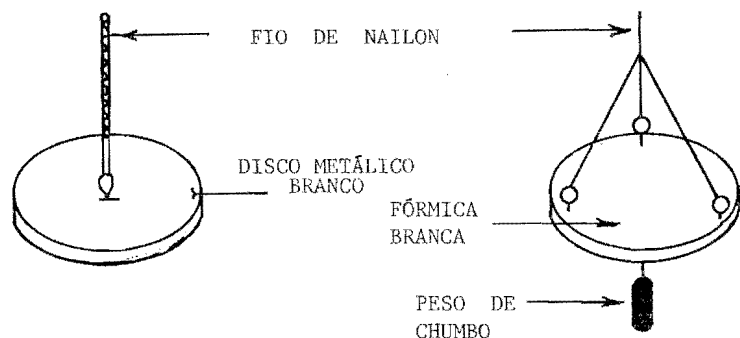


FIG. 21 - Disco de Secchi.

Fonte: Silva (1977).

Pelo disco de Secchi determina-se então qual a profundidade máxima atingida pela luz.

Quando se analisa o teor de oxigênio em vários níveis de uma lagoa facultativa verifica-se que os valores serão decrescentes a partir da superfície para o fundo da lagoa.

Existirá, entretanto, um ponto em que as algas produzem, por fotossíntese, tanto oxigênio quanto consomem na própria respiração. Este é conhecido como ponto de compensação e esta profundidade é a de compensação. Estudos realizados em várias lagoas indicam que a profundidade de compensação situa-se em torno da metade da profundidade máxima. Quase sempre esta profundidade de compensação está na faixa de 50 a 70 cm (Silva 1977).

A Fig. 22 mostra que, para o instante da experiência, a profundidade máxima atingida pela luz seria 1,20m (0,60 x 2) e a profundidade de compensação 0,60m.

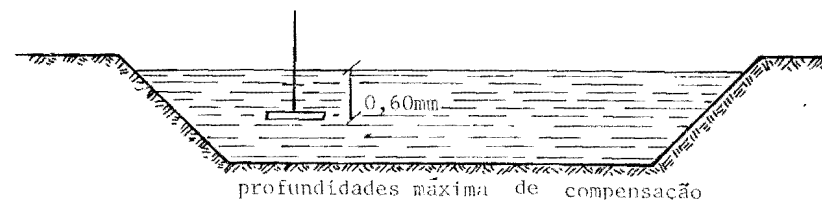


FIG. 22 - Profundidades máxima e de compensação.

Fonte: Silva (1977).

Outro modo de calcular o volume necessário das lagoas facultativas é utilizando a equação desenvolvida por Gloyna (1971) citado por Merkel (1981). A equação é baseada em uma eficiência de remoção entre 85 e 95% da DBO.

$$V = (3,5 \times 10^{-5}) N q Lu R^{(35 - TM)} \quad (1)$$

Onde:

V = volume da lagoa, m<sup>3</sup>;

N = número de animais;

q = quantidade de dejetos por animal por dia (l/dia/animal);

Lu = máximo DBO do dejetos, mg/l;

R = coeficiente da temperatura de reação = 1,085;

TM = temperatura média da água do mês mais frio.

A carga orgânica é função do N, q e Lu e pode ser expressa:

$$OL = Nq (Lu \cdot 10^{-6}). \quad (2)$$



Onde: OL = carga orgânica, kg DBO<sub>5</sub> /dia

Substituindo a segunda (2) equação na primeira (1) obtemos:

$$V = 35 (OL) R^{(35 - TM)}$$

Exemplo: Determinar o volume de uma lagoa para tratar os dejetos de 450 suínos de engorda, segundo Merkel (1981).

TM = 16°C (Temperatura média da água).

No item 2.2, Tabela 7, os dejetos de 100 kg de suínos produzem 0,25 kg DBO/dia.

$$\text{Carga orgânica (OL)} = \left( \frac{0,25 \text{ kg DBO}}{100 \text{ kg dia}} \right) (450 \text{ suínos}) \left( \frac{100 \text{ kg}}{\text{suínos}} \right)$$

Carga orgânica = 112,5 kg DBO/dia

$$\text{Volume} = 35 (OL) R^{(35 - TM)}$$

$$\text{Volume} = 35 (112,5) 1,085$$

$$\text{Volume} = 18.552 \text{ m}^3$$

### Dimensões da Lagoa

Como se trata de uma lagoa facultativa a profundidade adotada é de 2,20 m e o formato será retangular (65 m x 130 m) para se evitar o curto-circuito.

### Lagoas aeradas mecanicamente

A lagoa aerada mecanicamente é um sistema de tratamento biológico onde a oxigenação é induzida diretamente da superfície por agitação mecânica. O sistema aeróbio é assim designado quando aplicada uma determinada potência no aerador este cria uma alta turbulência que mantém todos os sólidos em suspensão. A aeração mecânica, da lagoa aerada é análoga ao processo de lodos ativados, porém sem retorno do lodo. Nas lagoas facultativas o nível de turbulência não é suficiente para manter todos os sólidos em suspensão. Muitos sólidos sedimentam no fundo da lagoa

onde são decompostos anaerobiamente. Outros se mantêm em suspensão e são carregados com o efluente. As lagoas facultativas aeradas são sistemas que apresentam uma proporção baixa DBO/microorganismos resultando em altas quantidades de remoção de DBO. (Merkel, 1981).

Segundo Taiganides (1977), de um modo geral, o oxigênio requerido para remoção do DBO é expresso pela equação:

$$Y = ax$$

Onde:

Y = kg de O<sub>2</sub> requerido por unidade e por tempo;

x = kg de DBO<sub>5</sub> removidos dos dejetos por unidade e por tempo;

a = coeficiente de transferência de oxigênio (kg O<sub>2</sub>/kg DBO<sub>5</sub> que é específico do equipamento de aeração e características do dejetos).

Pela dificuldade de mensurar o coeficiente de transferência de oxigênio para o dejetos, e porque os equipamentos de aeração são calibrados em água despoluída, é mais adequado determinar as taxas de oxigênio numa planta piloto.

Sendo que para dejetos animais o coeficiente de transferência de oxigênio, letra "a" da equação, varia de 1,5 a 2,0. O valor mais comumente utilizado é de 2,0. Então para dejetos animais:

$$\text{Kg O}_2 \text{ requerido/dia} \cdot \text{animal} = 2,0 \times (\text{kg DBO}_5 / \text{dia} \cdot \text{animal})$$

A equação nos dá a necessidade de oxigênio a ser fornecida pelo equipamento de aeração. A capacidade de transferência de oxigênio depende do tipo de aerador, é dada em termos de hp, e está na faixa de 1,0 e 2,0 kg O<sub>2</sub>/hp hora, sendo comumente usado 1,4 kg O<sub>2</sub>/hp hora.

Nas lagoas aeróbias é obrigatório o uso de agitação para manter os sólidos em suspensão. Geralmente a potência requerida é de 0,027 hp/m<sup>3</sup> de depósito. Nas lagoas facultativas são sugeridos 0,004 - 0,0053 hp/m<sup>3</sup>, para uma adequada dispersão. Na maioria dos casos a potência requerida para manter sólidos em suspensão é maior que a potência requerida para abaixar os níveis de DBO é necessário calcular os dois valores e usar o maior (Merkel 1981).

Segundo Silva (1977), as lagoas aeradas trabalham com oxigênio dissolvido mínimo de 1,5 mg/l e possuem profundidades variando de 1,80 a 4,5m.

A redução de DBO nas lagoas aeradas está acima de 60% e o tempo de detenção varia de 2 a 10 dias. Não é comum o desenvolvimento de algas em lagoas aeradas.

Merkel (1981), apresenta um cálculo do North Central Regional Research que é baseado no volume de lagoa por kilograma de animais. O volume e a potência requeridas está baseada na premissa que a lagoa a ser operada é facultativa.

Sugestões de volumes para uma lagoa mecanicamente aerada é dada na Tabela 18.

TABELA 18. Volume sugeridos para dimensionar uma lagoa com aeração mecânica.

Animal	Volume por unidade de peso animal (m <sup>3</sup> /kg)
Frango	0,045
Suínos	0,060
Gado de leite	0,075
Gado de corte	0,045

Fonte: Merkel (1981).

Exemplo: Baseado na sugestão da Tabela 18, o volume da lagoa com aeração mecânica para uma granja com 500 suínos com peso em torno de 60 kg é:

$$\text{Volume} = (0,060 \text{ m}^3/\text{kg}) \left( \frac{60\text{kg}}{\text{suíno}} \right) (500 \text{ suínos})$$

$$\text{Volume} = 1800 \text{ m}^3$$

$$\text{Área} = \text{volume}/\text{profundidade}$$

$$\text{Área} = (1800 \text{ m}^3)/(4\text{m})$$

$$\text{Área} = 450 \text{ m}^2$$

As dimensões da lagoa para o volume requerido são 30m x 15m x 4m.(profundidade).

Dimencionamento do aerador é:

$$\text{Potência requerida para dispersão dos sólidos} = \left( \frac{0,0053 \text{ hp}}{\text{m}^3} \right) (1800 \text{ m}^3)$$

$$\text{Potência} = 9,54 \text{ hp}$$

A taxa de DBO por dia é:

$$0,24 \text{ kg DBO}/\text{dia} - 100 \text{ kg suínos}$$

$$\text{Taxa DBO} - (60 \text{ kg} \times 500 \text{ suínos})$$

$$\text{Taxa DBO} = 72 \text{ kg DBO}/\text{dia}$$

A capacidade de oxigenação é:

$$\text{Kg O}_2 \text{ requerido}/\text{dia} = 2,0 \times \text{taxa de DBO}/\text{dia}$$

$$= 2,0 \times 72 \text{ kg DBO}/\text{dia}$$

$$= 144 \text{ kg O}_2/\text{dia ou } 6 \text{ kg O}_2/\text{hr}$$

$$\text{Potência requerida para oxigenação} = \frac{\text{O}_2 \text{ requerida}/\text{hr}}{\text{O}_2 \text{ transferido}}$$

$$\text{Potência} = \frac{6 \text{ kg O}_2/\text{hr}}{1,4 \text{ kg O}_2/\text{hr}}$$

$$\text{Potência} = 4,28 \text{ hp}$$

Neste caso selecionamos a potência mais alta (9,54 hp ou 10hp) para manter os sólidos em suspensão. É conveniente usar mais de um aerador distribuídos pela área superficial da lagoa (2 areadores com 5 hp).

### Detalhes construtivos de lagoas em geral

**Localização:** quando da localização da lagoa principal atenção deve ser dada quanto sua relação com as instalações na propriedade e proximidade das residências, tipo de solo e relevo. Quando for lagoa anaeróbia é melhor localizá-la distante das instalações. Devemos nos prevenir com os ventos que carregam maus odores para perto das residências.

Quando as lagoas forem aeróbias ou facultativas o problema de mau odor em relação as habitações tem pequeno significado.

É possível que as lagoas sejam localizadas em área onde o solo é impermeável. A fração sólida dos dejetos animais neste caso formará um selo interno após um determinado tempo. Caso o solo não seja impermeável, solo cimento ou argila pode ser usado no interior da lagoa. Em solos arenosos ou com vertentes deverá ser usado plástico ou outro material que torne impermeável a lagoa.

Localize as lagoas em áreas mais elevadas, quanto possível, pois será obtida a vantagem do transporte por gravidade dos dejetos. Outro fator a ser considerado é a bacia hidráulica da lagoa para prevenir a acumulação em excesso de águas superficiais ou mesmo para sua utilização como diluidora dos dejetos.

**Entradas:** os canos de entrada devem estar acima da linha d'água, entradas submersas são sujeitas a intupimentos pela sedimentação de sólidos. Os canos de entrada nas lagoas podem ser plásticos com diâmetro de 15 cm ou mais. O cano deve ser posicionado com um declive mínimo de 1%.

A saída da lagoa deverá ser localizada longe da entrada para minimizar o transporte de sólidos que não sofreram o processo de digestão. Deve ser localizada a aproximadamente 0,5 m abaixo da superfície.

**Forma:** As lagoas podem ser redondas ou quadradas para facilitar a uniformidade do fluxo em toda a sua área. Os taludes devem manter uma relação de 2:1 ou 3:1 dependendo do tipo de solo. A profundidade varia com o tipo de lagoa; lagoas aeradas naturalmente deverão ter 1 a 1,5 m de profundidade, lagoas aeradas mecanicamente terão profundidades maiores que 2 m.

Profundidades de 6 m são encontradas em lagoas anaeróbias reduzindo a necessidade de área, minimizando odores, diminuindo as variações de temperaturas durante os meses mais frios e facilitando as operações de remoção do lodo.

**Procedimentos operacionais:** antes de descarregar os dejetos em uma lagoa nova deverá ser enchido com até 50% da sua capacidade com água limpa. É melhor iniciar a utilização durante a primavera para que o estabelecimento da população bacteriana seja feito durante os meses quentes do verão.

O fluxo inicial dos dejetos deve ser gradual durante as primeiras semanas quando a lagoa inicia o estabelecimento das condições de equilíbrio. Grandes quantidades de dejetos em uma lagoa anaeróbia no início causa um aumento rápido na formação de ácidos voláteis baixando o pH e produzindo mau odor. Quando o pH abaixa de 6,7 a produção de odores é incrementada rapidamente. Nestes casos é possível adicionar cal hidratada na proporção de 0,005 kg/1000 m<sup>2</sup> de área superficial.

### 3.2.1.3. Diques de oxidação.

O dique de oxidação é um sistema de tratamento de dejetos com aeração artificial e câmaras de aeração em circuito fechado ou contínuo, geralmente na forma de uma elipse (Silva 1977).

Segundo Loehr (1974), em função dos diques de oxidação serem um sistema aeróbio de tratamento os odores associados aos tratamentos anaeróbios não ocorrem. Emissões de amônia ocorrem quando o suprimento de oxigênio é inadequado ou não ocorre nitrificação. As características dos diques de oxidação são baixo custo, fácil operacionalidade e mínima manutenção. Nas Fig. 23 e 24, são mostrados o diagrama básico de um dique de oxidação e a integração do dique de oxidação com tratamentos adicionais e alternativas de distribuição.

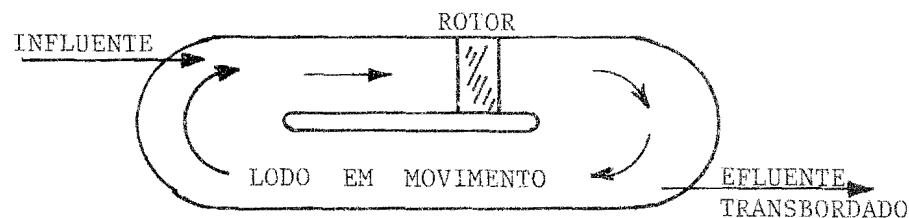


FIG. 23 - Diagrama esquemático de um dique de oxidação.  
Fonte: Merkel (1981).

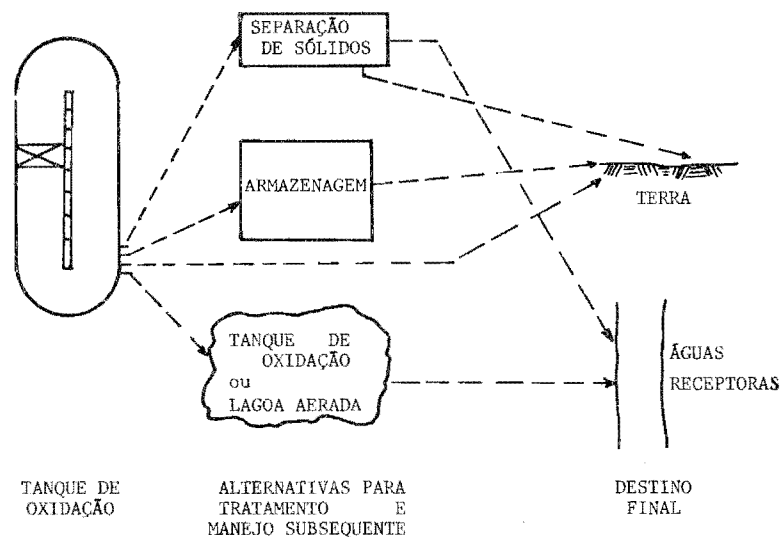


FIG. 24 - Integração de um dique de oxidação com tratamento adicional e alternativas de distribuição.  
Fonte: Loehr (1974).

Na Fig. 25, podemos ver um exemplo de dique de oxidação sendo operado dentro da instalação, que vem a ser outro tipo de utilização deste sistema.

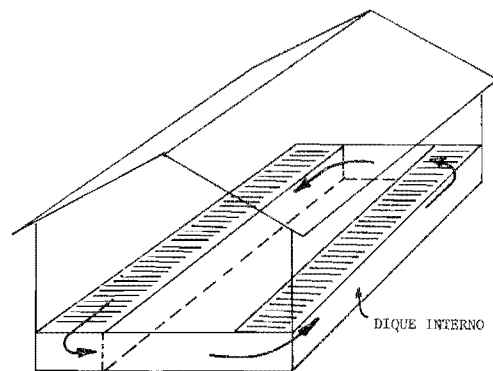


FIG. 25 - Dique de oxidação operando dentro da instalação.  
Fonte: Merkel (1981).

Os diques de oxidação têm sido utilizados no tratamento de esgotos municipais. O tratamento dos dejetos animais em diques tem obtido uma redução da DBO em torno de 80-90% (Loehr 1974).

Na Fig. 26, pode-se observar a capacidade de bombeamento e oxigenação de um rotor usado em diques de oxidação.

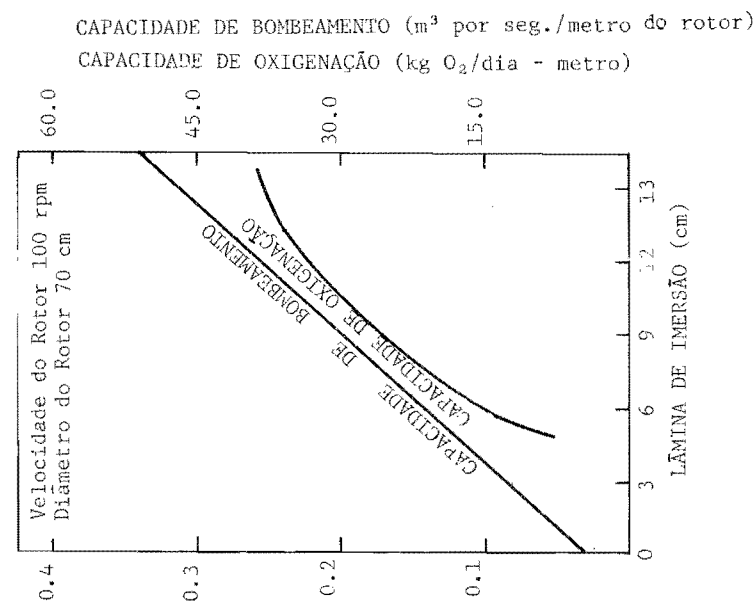


FIG. 26 - Capacidade de bombeamento e oxigenação de um rotor.  
(Tipo gaiola).  
Fonte: Merkel (1981).

As profundidades dos diques situam-se na faixa de 38 a 76 cm. Em geral a adequada velocidade no dique e a oxigenação ocorrem quando a imersão do rotor é aproximadamente 1/3 ou 1/4 da altura do líquido no dique. Quando a imersão do rotor é menor do que as sugeridas acima resulta em baixa velocidade ocorrendo, com isto, uma sedimentação de sólidos. A oxigenação produzida pelo rotor depende do grau de turbulência criado sendo esta função da potência e da profundidade de imersão do rotor (Loehr 1974).

Os projetos dos diques de oxigenação para dejetos animais são baseados no fluxo diário da DBO<sub>5</sub>, sendo o volume do dique calculado em 1,9 m<sup>3</sup> por kg DBO/dia. Com este fluxo diário, o tempo de detenção no dique gira em torno de 40 a 80 dias (Merkel 1981).

Segundo Green & Kramer (1979) os diques de oxidação normalmente devem operar com 144 a 240 g DBO<sub>5</sub>/dia por m<sup>3</sup> de líquido no dique.

Jones et al. (1971) citado por Merkel (1981), faz recomendações para projetar plantas de diques de oxidação internos à instalação e que são apresentados na Tabela 19.

TABELA 19. Recomendações para projetos de diques de oxidações.

Animal	Peso kg/animal	Kg/DBO/Dia Animal	O <sub>2</sub> Requerido Kg/Animal	Volume Dique m <sup>3</sup> /Animal
Porcas e leitões	170	0,360	0,720	0,67
Crescimento (suínos)	30	0,064	0,128	0,12
Terminação (suínos)	70	0,145	0,290	0,27
Gado Leiteiro	590	1,000	2,000	1,87
Corte	410	0,614	1,228	1,14
Ovelha	35	0,024	0,048	0,045
Frango	2	0,009	0,018	0,017

Fonte: Merkel (1981).

O rotor usado nos diques de oxigenação é o tipo gaiola com a finalidade de criar uma turbulência no líquido imprimindo, com isto, uma velocidade suficiente para manter os sólidos em suspensão. Para seleção de um rotor a capacidade de oxigenação deve ser 2 vezes a produção diária de DBO<sub>5</sub> e a capacidade de bombeamento deve ser suficiente para imprimir uma velocidade de 0,4 m/s no líquido. A formação de espuma ocorre durante o início da operação ou em condições de sobrecarga do dique. Também poderá ocorrer após o dique estar em operação por um longo período de tempo (Merkel 1981).

A potência requerida pelo rotor aumenta com o aumento da imersão das lâminas, conforme podemos observar na Fig. 27.

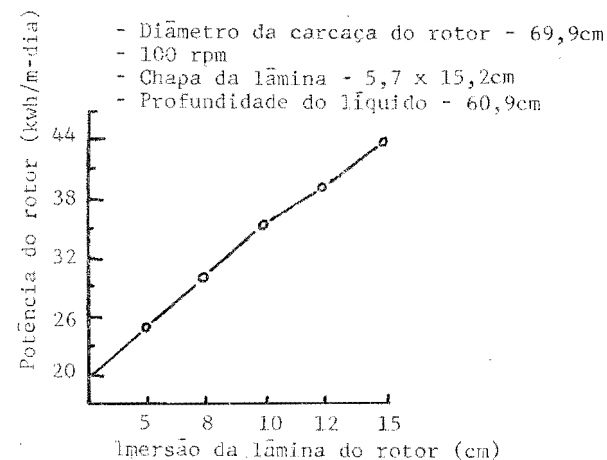


FIG. 27 - Variação na potência requerida em um rotor de gaiola em função da imersão das lâminas. Diâmetro do rotor 69,9 cm, RPM 100, lâminas de 5,7 x 15,2 e profundidade do dique 60,96cm. Fonte: Loehr (1974).

Segundo Merkel (1981), a potência necessária para rotores de gaiola é de 3 hp/kg DBO.

Freire (1985), apresenta uma maneira simples para o cálculo da capacidade do rotor de aeração, como regra geral, 0,3 m de comprimento de rotor para cada 40 a 45 suínos de 68 kg, com 0,15 m de imersão, girando a 100 rpm.

#### Exemplo de dimensionamento de um dique

Como exemplo vamos dimensionar um dique de oxidação para tratar os dejetos de 200 suínos em terminação com peso médio de 70 kg, conforme metodologia citada por Merkel (1981).

#### Média de DBO produzida por dia

Usando a informação da Tabela 19, a DBO diária produzida por um suíno de 70 kg é de 0,145 kg. A produção total de DBO é:

$$\frac{\text{DBO}}{\text{Dia}} = \left( \frac{0,145 \text{ kg DBO}}{\text{Suínos/dia}} \right) (200 \text{ Suínos})$$

$$\frac{\text{DBO}}{\text{Dia}} = 29 \text{ kg DBO/dia}$$

#### Volume do Dique de oxidação

$$\text{Vol} = (1,9 \text{ m}^3/\text{kg DBO}) \times (29 \text{ kg DBO})$$

$$\text{Vol} = 55 \text{ m}^3$$

#### Profundidade do Dique

As lâminas do rotor são imersas no líquido a 1/4 da profundidade do dique, a imersão neste caso será de 15 cm porque a profundidade escolhida para o dique é de 0,60m.

#### Determinação do tamanho do Rotor

No Gráfico da Fig. 26 para uma imersão das lâminas de 15cm teremos:

$$\text{Capacidade de bombeamento} = 0,315 \text{ m}^3 \text{ por segundo/m.}$$

$$\text{Capacidade de oxigenação} = 38,25 \text{ kg O}_2/\text{dia. metro.}$$

$$\text{Comprimento do rotor} = \frac{\text{Oxigênio requerido}}{\text{Capacidade de Oxigenação}}$$

$$= \frac{(2) (29 \text{ kg DBO/dia})}{38,25 \text{ kg O}_2/\text{dia-m}}$$

$$\text{Comprimento do rotor} = 1,52 \text{ m.}$$

Assumindo que a largura do dique é 1,8 m, colocamos dois rotores de 76 cm cada para uma melhor oxigenação. Devemos também determinar se a velocidade do líquido no dique está dentro do limite de 0,4 m/s para manter os sólidos em suspensão.

$$\text{Vazão} = (\text{velocidade}) (\text{secção do dique})$$

$$\text{Vazão} = (0,4 \text{ m/s}) (1,8 \text{ m}) (0,60 \text{ m})$$

$$\text{Vazão} = 0,432 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$\text{Capacidade de bombeamento requerida} = \frac{0,432 \text{ m}^3/\text{s}}{1,52 \text{ m}}$$

$$\text{Capacidade de bombeamento requerida} = 0,284 \text{ m}^3/\text{s por metro de rotor}$$

De acordo com a Fig. 26, a capacidade de bombeamento com a imersão da lâmina é de 0,315 m<sup>3</sup> por segundo/m. Como o rotor tem um comprimento total de 1,52m, então a capacidade total de bombeamento de resíduo líquido será de 0,479 m<sup>3</sup>/segundo (1,52 m x 0,315 m<sup>3</sup>/seg.m).

A secção transversal do dique possui uma área de 1,08 m<sup>2</sup> (1,8m x 0,60 m), então a velocidade do resíduo líquido no dique será de 0,44 m/s.

Potência Necessária

$$\text{Potência} = \left( \frac{3 \text{ HP.h}}{\text{kg DBO}} \right) \times (29 \text{ kg DBO/dia}) \left( \frac{1 \text{ dia}}{24 \text{ h}} \right)$$

$$= 3,62 \text{ HP}$$

A seguir apresentamos a planta baixa do dique em questão (Fig. 28).

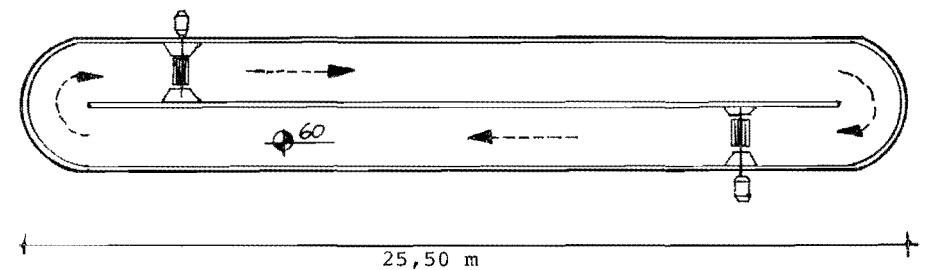


FIG. 28 - Planta baixa do dique de oxidação, medidas em metro.



### 3.2.2. Tratamento Anaeróbio

O tratamento anaeróbio é um processo que envolve 3 estágios (1 - Hidrólise de materiais complexos, 2 - Produção de ácidos e 3 - Fermentação metanogênica) como podemos observar na Fig. 29. Durante o 1o. estágio o material orgânico complexo é transformado em material orgânico simples solúvel através de hidrólise enzimática. Na 2o. etapa são formados ácidos através das bactérias anaeróbias e facultativas, convertendo os compostos orgânicos solúveis em ácidos orgânicos, predominantemente ácido acético. No 3o. estágio bactérias metanogênicas convertem os ácidos orgânicos simples em metano e CO<sub>2</sub>. As bactérias metanogênicas são exclusivamente anaeróbias e produzem metano de duas maneiras distintas: por fermentação do ácido acético produzindo metano e dióxido de carbono, ou por redução do dióxido de carbono com gás hidrogênio formando metano e água (Merkel 1981).

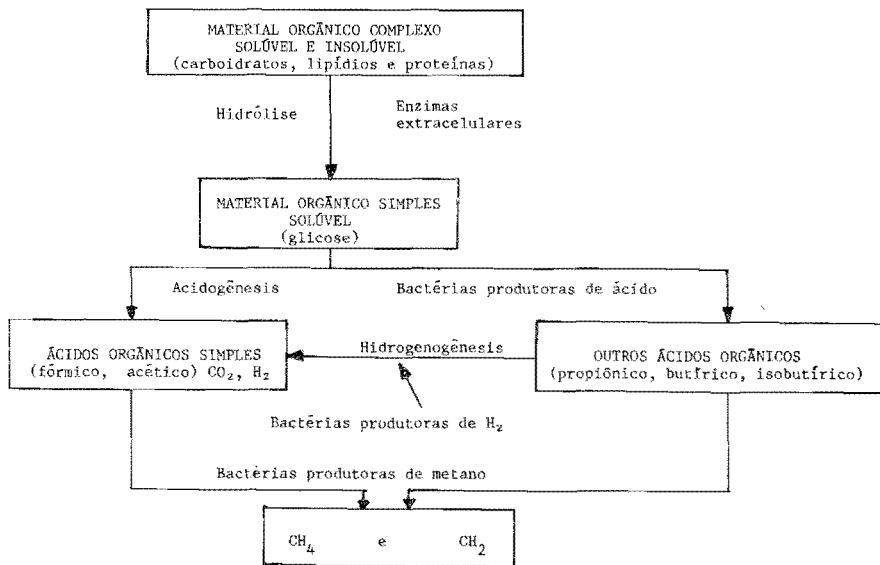


FIG. 29 - Fermentação anaeróbia de materiais orgânicos mostrando as fases de hidrólise, ácida e metanogênica.  
Fonte: Morga (1983).

Os parâmetros que afetam o processo biológico da digestão anaeróbia são: temperatura, pH, velocidade de decomposição da matéria orgânica, concentração de sólidos, substâncias tóxicas e nutrientes.

#### Temperatura

A temperatura é um fator muito importante, pois afeta a velocidade de decomposição da matéria orgânica e está diretamente ligada ao controle da velocidade de crescimento dos microorganismos (Merkel 1981).

Na Fig. 30, podemos observar o efeito da temperatura na velocidade de redução dos sólidos voláteis às temperaturas de 20, 30 e 50°C.

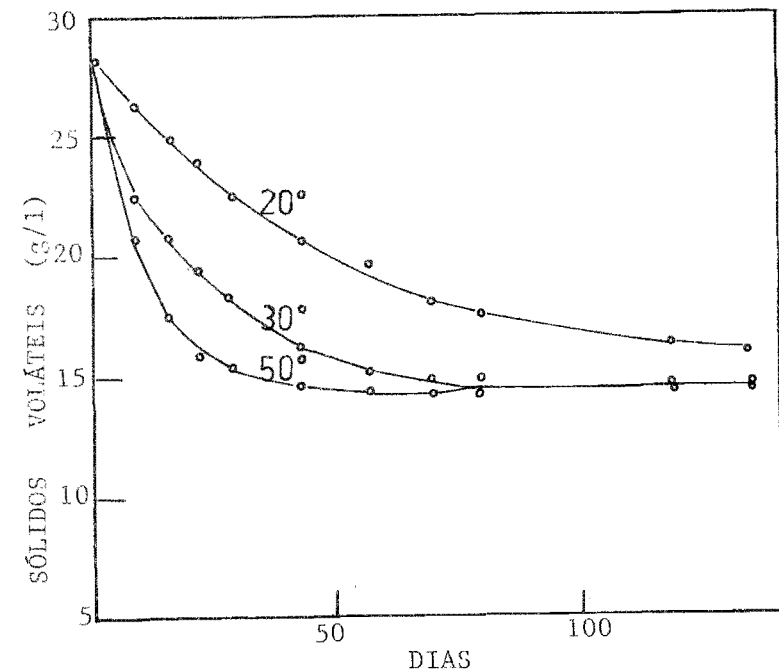


FIG. 30 - Efeito da temperatura na velocidade de redução dos sólidos voláteis.  
Fonte: Merkel (1981).

Na faixa de temperatura entre 30°C e 37°C. é que as bactérias da biometanização melhor fermentam os seus metabólitos e, principalmente, as metanogênicas. Em temperaturas inferiores ocorre uma menor produção de metano vindo a cessar abaixo de 10°C. (Morga 1983).

As bactérias metanogênicas são muito sensíveis a mudanças bruscas de temperatura e por essa razão as temperaturas para a digestão deverão ser mantidas em nível constante para assegurar uma operação estável (Merkel 1981).

### pH

O pH tem efeito marcante na atividade biológica do ecossistema da biometanização. Consequentemente influi no processo da digestão anaeróbia (Morga 1983).

### Taxa de carga de matéria orgânica

A atividade biológica da digestão anaeróbia é, também, dependente da quantidade de carga diária da matéria orgânica. No caso dos dejetos dos animais é requerida uma carga de matéria orgânica na faixa de 1,6 a 3,2 kg

TABELA 20. Recomendação para a carga de matéria orgânica, tempo da detenção, diluição e volume do digestor para dejetos animais/1.

Dejeto Animal	Conteúdo de matéria seca, antes e depois da diluição	Diluição recomendada $m^3 H_2O/m^3$ de dejetos	Carga kg SV/ $m^3$ dia	Tempo de Determinação dias	Volume do digestor $m^3/1000$ kg peso vivo
Galinha Poedeira	25-6	3,2	2,0	22	4,8
Suínos em crescimento e terminação	9-4,5	1,0	2,0	17	2,4
Gado de corte	12-9	0,35	3,0	25	2,0
Gado de leite	13-9	0,4	3,0	25	2,9

1/Fezes e urina

Fonte: Merkel (1981).

sólidos voláteis/ $m^3$  por dia, estes valores são variáveis com a temperatura, mistura e o controle operacional do processo (Merkel 1981). Para os dejetos de suínos recomenda-se uma carga diária de matéria orgânica entre 3,8 - 8,0 kg SV/ $m^3$ /dia na digestão anaeróbia, segundo Schmid & Lipper (1969) citado por Merkel (1981).

Na Tabela 20, apresentamos a recomendação para carga de matéria orgânica, tempo de detenção, diluição e volume do digestor para dejetos animais para temperaturas na faixa ótima.

O tempo de detenção para a redução dos sólidos voláteis, na região sul do Brasil, para os dejetos de suínos em função da temperatura situa-se na faixa de 40 a 50 dias (Oliveira 1983).

### Concentração de Sólidos

A concentração de sólidos no influente afeta a produção de gás; a concentração recomendada situa-se na faixa de 10 a 12% (Merkel 1981). A concentração dos sólidos totais nos dejetos está correlacionada diretamente com a quantidade de nutrientes, portanto torna-se necessário a redução da quantidade de líquido presente nos dejetos para um maior aproveitamento como fertilizante e produção de gás (Cheverry et al. 1986)

### Substâncias Tóxicas

Substâncias tóxicas e inibidores para o processo de fermentação anaeróbia além dos ácidos voláteis, podemos citar amônia, oxigênio, antibióticos e cátions. A amônia apresenta-se em duas formas o ion amônio ( $NH_4$ ) e gás amônia ( $NH_3$ ). A amônia livre em concentrações acima de 150 mg/litro ocasiona a inibição do processo de fermentação. A toxidez da amônia pode ser corrigida através do controle da relação C/N ou pela diluição com água (Merkel 1981).

As bactérias metanogênicas são obrigatoriamente anaeróbias, presença de oxigênio ou materiais altamente oxidados como os nitritos e nitratos, são inibidores do processo anaeróbio.

Os antibióticos contidos nos alimentos dos animais também inibem o desenvolvimento bacteriano durante a digestão. Diluição dos dejetos com água ou outros dejetos não contaminados poderá resolver o problema.

Cátions como o sódio, potássio, cálcio e magnésio também poderão ser tóxicos para as bactérias se presentes em altas concentrações.

Na Tabela 21 são apresentados alguns inibidores do desenvolvimento bacteriano com suas concentrações inibidoras.

TABELA 21. Concentração inibidora dos inibidores mais comuns.

Inibidores	Concentração Inibidora
SO <sub>4</sub>	5.000 ppm
NaCl	40.000 ppm
Nitrato	0.05 mg/ml
Cu	100 mg/l
Cr	200 mg/l
Ni	200 - 500 mg/l
Na	3500 - 5500 mg/l
K	2500 - 4500 mg/l
Ca	2500 - 4500 mg/l
Mg	1000 - 1500 mg/l

Fonte: FAO (1989).

### Nutrientes

Segundo Merkel (1981), os nutrientes requeridos para a digestão anaeróbia são o carbono, nitrogênio, hidrogênio e o fósforo. Os mais importantes nutrientes deste grupo são o carbono e o nitrogênio. Para obtermos melhores resultados, a relação carbono/nitrogênio (C/N) do substrato deve estar na faixa de 30:1 a 50:1. Se a relação C/N é alta, o processo é limitado pela disponibilidade de nitrogênio; se a relação C/N é baixa, haverá excesso de amônia que inibirá a atividade bacteriana.

#### 3.2.2.1. Lagoas Anaeróbias

As lagoas anaeróbias são aquelas em que não há oxigênio livre na massa líquida, de maneira que os organismos vivos nela existentes utilizam

o do oxigênio combinado, disponível nas moléculas da matéria orgânica (Silva 1977). Na Fig. 31, podemos observar o esquema de funcionamento de uma lagoa anaeróbia.

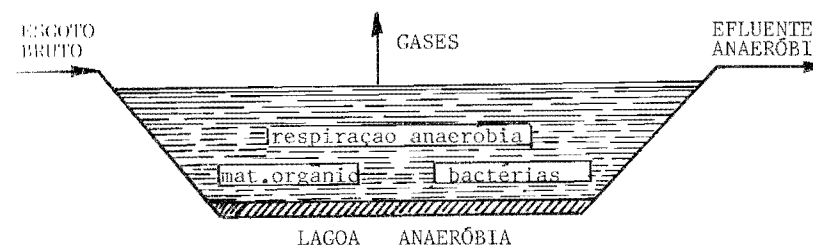


FIG. 31 - Lagoa anaeróbia

Fonte: Silva (1977).

Segundo Loehr (1974), o propósito das lagoas anaeróbias é a destruição e estabilização da matéria orgânica e não a purificação da água para posterior descarga em corpos receptores. As lagoas anaeróbias são possíveis de serem usadas como unidades sedimentadoras com a finalidade de reduzir a carga orgânica para um subsequente tratamento aeróbio (Taiganides 1977).

Quando assim empregadas, as lagoas anaeróbias, reduzirão o tamanho das unidades subsequentes.

Segundo Loehr (1974), as lagoas anaeróbias requerem menor área superficial e profundidade adequada para promover uma condição de anaerobiose, não é necessário um longo tempo de detenção hidráulica, ficando este período na faixa de 3 a 5 dias. Porém, períodos maiores são usados com sucesso. Nas lagoas anaeróbias existem sólidos livres, na camada líquida, acima da camada de sólidos sedimentados. Uma camada de espuma flutuante pode ocorrer dependendo do tipo de dejetos e, como a área de superfície da lagoa é pequena, a espuma forma uma cobertura minimizando a aeração superficial e promovendo pequena isolação contra baixas temperaturas.

Segundo Silva (1977), as profundidades mais comuns das lagoas anaeróbias se situam entre 3,0 a 5,0 m. Não é necessário que o fundo seja uniforme como no caso das facultativas (lagoas que envolvem os dois processos de digestão, anaeróbio e aeróbio). A relação de áreas entre as lagoas anaeróbias e as facultativas deverá ser maior que 1:3, para evitar modificações no processo devido a bruscas variações nas cargas de DBO.

A eficiência de redução da DBO nas lagoas anaeróbias situa-se na faixa de 50 a 80% (Green & Kramer 1979).

Silva (1973), citado por Belli Filho & Castilhos (1990), estudou lagoas anaeróbias experimentais com cargas orgânicas volumétricas que variaram 0,03; 0,05 e 0,07 kg DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>/dia com tempo de retenção hidráulico de 30 dias. A DBO<sub>5</sub> variou de 880, 1460 e 2050 mg/l, respectivamente. A lagoa de estabilização anaeróbia com 0,05 kg DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>/dia apresentou o melhor desempenho com 90% de redução de DBO<sub>5</sub>, 72% de sólidos totais e 54% de lodo.

Loehr (1974) cita que fluxos de 0,005 a 0,166 kg SV/m<sup>3</sup>/dia têm sido sugeridos para lagoas de estabilização anaeróbias, para qualquer tipo de dejetos animal. Estudos, também, têm mostrado que altos fluxos, 2,08-5,12 kg SV/m<sup>3</sup>/dia, têm sido usados com sucesso. É sugerido como um fluxo aceitável de 0,24-0,32 kg DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>/dia devendo ser satisfatório para todos os tipos de dejetos animais. Usando as características dos dejetos suínos poderá ser facilmente calculado o volume da lagoa para receber a carga diária recomendada de um determinado número de animais.

Dejetos de suínos foram tratados com sucesso através de lagoa anaeróbia com tempo de detenção hidráulica de 5 dias. A camada gordurosa formada na superfície conservou a temperatura acima de 26,6°C durante todo o período com um máximo de 34,4°C, durante o verão. A taxa de aplicação dos dejetos foi de 0,23 kg DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>/dia e obteve-se uma redução de 78% do DBO<sub>5</sub> e 90% de remoção dos sólidos suspensos (Loehr 1974).

A Tabela 22, pode ser usada para calcular o volume necessário por suíno em função da sua categoria para construção de lagoas anaeróbias. A zona de clima frio deve ser usada para a região Sul do Rio Grande do Sul, a zona de clima moderado para o Norte do Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná. Os estados de São Paulo e Minas Gerais podem basear-se na zona de clima temperado.

TABELA 22. Volume mínimo recomendado para lagoas anaeróbias contendo dejetos de suínos (m<sup>3</sup>/animal).

Categoria Animal	Peso Médio (kg)	Clima da Região		
		Frio	Moderado	Temperado
Creche	16	0,88	0,79	0,74
Crescimento	30	1,61	1,47	1,36
Terminação	68	3,78	3,40	3,11
Gestação	125	3,40	3,11	2,83
Maternidade (porca + leitões)	170	12,45	11,32	10,47
Varão	160	4,25	3,96	3,68

Fonte: Merkel (1981).

Na Fig. 32, Taiganides (1977) apresenta taxas de aplicação de dejetos expressas em sólidos voláteis em m<sup>3</sup>/dia, para a região sul dos Estados Unidos. Os valores apresentados na Fig. 32 podem ser usados na região sul do Brasil, pois no país, por enquanto, não definiu-se índices técnicos em termos de valores de alimentação de sólidos voláteis/m<sup>3</sup> de lagoa por dia.

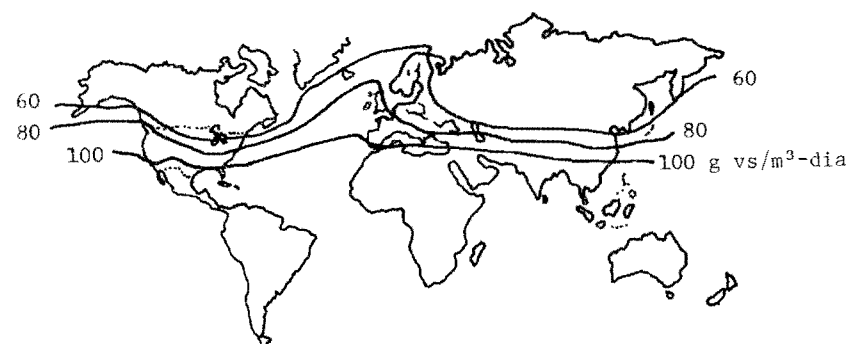


FIG. 32 - Recomendação máxima de gramas de sólidos voláteis (SV) por m<sup>3</sup>/dia em lagoas anaeróbias. Fonte: Taiganides (1977).

Recomenda-se para o sul do Brasil 100 g SV/m<sup>3</sup>/dia como taxa de alimentação das lagoas anaeróbias.

### 3.2.2.2. Digestores Anaeróbios

O tratamento de resíduos pela fermentação anaeróbia tem sido empregado para a estabilização da matéria orgânica presente nos resíduos. Esta tecnologia tem limitado o processo porque um dos aspectos a considerar é a produção de metano pelas bactérias metanogênicas, cuja velocidade de crescimento é muito lenta, a qual se reflete num tempo longo de retenção de sólidos (TRS) e de retenção hidráulica (TRH) que exigem grandes tanques de fermentação. Um outro aspecto a considerar é que o efluente da digestão anaeróbia (Biodigestores) possui ainda uma alta concentração de matéria orgânica solúvel ou insolúvel que requer tratamento antes de ser descartado.

Embora com os problemas acima mencionados a digestão anaeróbia é vantajosa em relação à aeróbia. Requer menos energia (a aeróbia requer suprimento de oxigênio), possibilita a produção de metano e seu aproveitamento; no processo aeróbio a digestão da matéria orgânica (Carbono) é transformada em células microbianas o que leva a formação de grandes volumes de lodos.

O interesse na digestão anaeróbia propiciou a pesquisa e o desenvolvimento de novos reatores que tornaram mais aplicável o processo no tratamento de resíduos.

Os processos de tratamento de resíduos pela fermentação anaeróbia podem ser divididos em duas (2) categorias baseadas nas características do digestor.

- a) Digestores convencionais
- b) Digestores de fluxo descendente.

#### a) Digestores Convencionais

Os reatores do processo convencional são empregados para resíduos com alta concentração de sólidos (suspensão), portanto, consistem em grandes tanques nos quais podem ser alimentados descontinuamente (batelada) ou intermitentemente (diariamente).

- 1) Biodigestores descontínuos ou digestores em batelada. (Fig. 33).

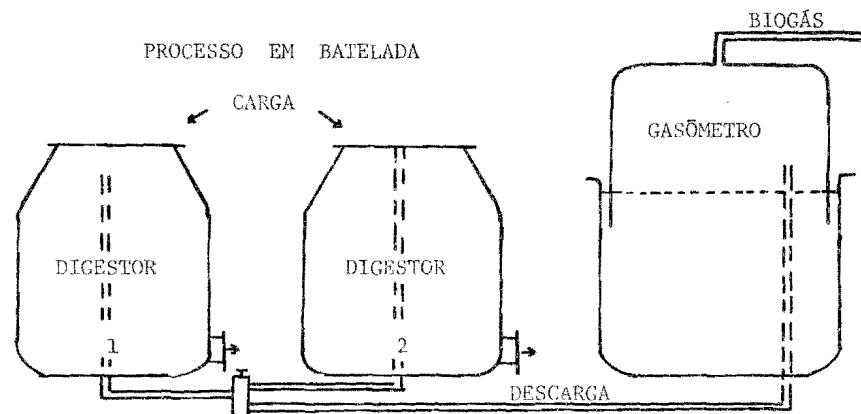


FIG. 33 - Processo anaeróbio convencional descontínuo ou em batelada.  
Fonte: Morga (1983).

Neste tipo de processo os biodigestores são carregados de uma só vez; fechado; e após cessada a fermentação a matéria orgânica fermentada é descarregada.

Trata-se de um processo simples e de pequena atividade operacional não exigindo operações controladas. A instalação pode ser em tanques simples e/ou séries dependendo da situação local. A produção de biogás é de 50 a 70 m<sup>3</sup> por tonelada de matéria seca. A sua eficiência é limitada pelo fato de não ter sistema de agitação e aquecimento, portanto, resultando em um prolongado tempo de retenção na ordem de semanas ou meses (Morga 1983). É indicado mais para as zonas rurais onde há grande disponibilidade de resíduos celulósicos misturados com esterco de animais, cujo manuseio não viabilize outro processo mais adequado.

2) Biodigestores contínuos (carga intermitente) sem agitação e aquecimento (Fig. 34A, 34B, 34C).

Estes biodigestores são conhecidos como modelos indiano, chinês, filipino, etc., sendo muito aplicados em comunidades rurais de pequeno e médio porte.

É um biodigestor versátil ao uso de diferentes resíduos orgânicos animais e vegetais. Quanto à sua operação requer uma carga diária e de manuseio do resíduo (diluição e homogeneização).

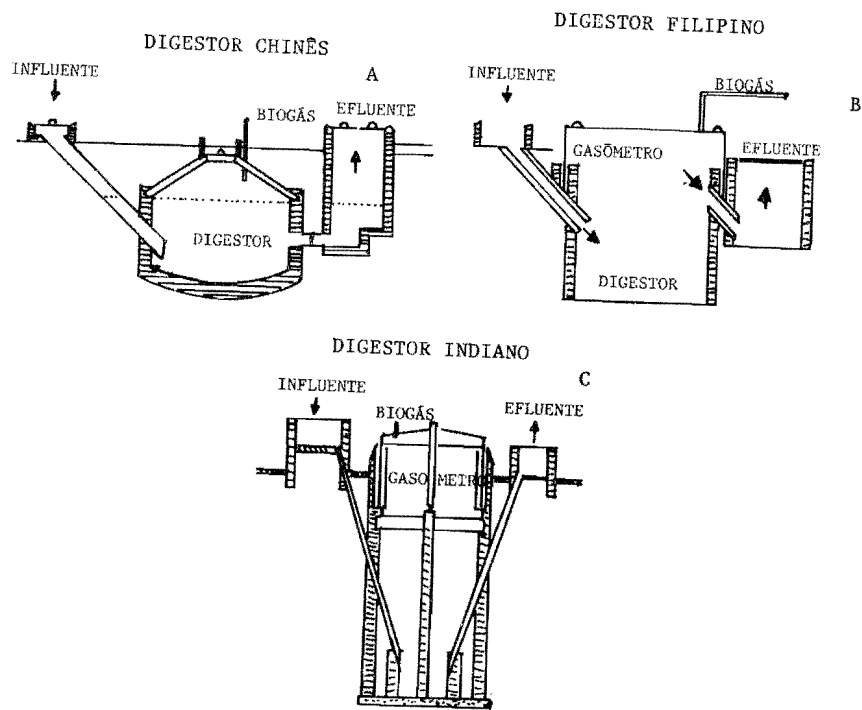


FIG. 34 A, B, C: Processo anaeróbio convencional contínuo, sem agitação e aquecimento.  
 Fonte: Morga (1983).

O processo é contínuo porque a cada carga diária (influyente) corresponde a uma descarga de material fermentado (efluente). A biomassa do biodigestor se movimenta por diferença da pressão hidráulica no momento da carga. Cada carga requer um tempo de retenção entre 30 a 50 dias dependendo das variações climáticas (temperatura).

Estes modelos de biodigestores são subterrâneos, isto para evitar as mudanças bruscas de temperatura da biomassa (Oliveira 1983).

A vantagem deste processo está na produção constante de biogás e relacionado com a carga diária de sólidos voláteis. O gasômetro está acoplado na parte superior do biodigestor.

A limitação deste processo está na diluição do influente, deve operar entre 8 a 10% de sólidos totais, pois diluições menores podem causar entupimentos. Os resíduos vegetais quando misturados ao influente devem ser triturados para evitar possíveis entupimentos e formação de crosta na superfície da biomassa (Morga 1983).

A limitação prática, dos processos de fermentação convencional, na qual são os mais difundidos, onde os "tempos de retenção" são longos 10 a 30 dias, as bactérias estão sempre saindo do biodigestor através das descargas e a produção de metano varia de 0,25 a 0,65 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/m<sup>3</sup> digestor/dia (Morga 1983).

O valor mais aceitável para se avaliar a potencialidade de produção de metano em um resíduo são os sólidos voláteis, então, podemos observar que para cada m<sup>3</sup> de biogás produzidos são necessários 0,37 a 0,50 kg de sólidos voláteis (Morga et al. 1981) de dejetos de suínos.

O carregamento diário de sólidos voláteis nos biodigestores não deve exceder a 6 kg SV<sub>3</sub>/dia/m<sup>3</sup> de digestor, sendo recomendada uma taxa diária de 2 kg SV/dia/m<sup>3</sup> segundo Biomass Energy Institute (1978).

#### Capacidade energética dos dejetos para a produção de biogás

A Tabela 23, mostra a característica média dos resíduos para a produção de biogás. A Tabela apenas indica valores médios da possibilidade de obtenção de biogás, entretanto, qualquer cálculo requer o conhecimento prévio da quantidade de resíduos disponíveis, do seu manejo e dados de sua composição, tais como: sólidos totais, sólidos voláteis e relação carbono-nitrogênio.

TABELA 23. Produção de biogás de diferentes resíduos orgânicos animais.

Animal	Kg esterco/animal/dia	m <sup>3</sup> biogás/kg esterco	m <sup>3</sup> biogás/kg SV	m <sup>3</sup> biogás/animal/dia
Bovino (500 kg)	10-15	0,038	0,094-0,31	0,36
Equino (400 kg)	10-12	0,022	0,082-0,28	0,20
Suínos (90 kg)	2,3-2,5	0,079	0,37-0,50	0,24
Aves (2,5 kg)	0,12-0,19	0,05	0,31-0,62	0,014
Ovinos (35 kg)	0,5-0,9	0,022	0,10-0,28	0,22

Fonte: National Academy of Sciences (1977).

Os dejetos de suínos em particular possuem um bom potencial energético em termos de produção de biogás, pois mais de 70% dos sólidos totais são constituídos por sólidos voláteis, que são o substrato das bactérias metanogênicas, responsáveis pela produção de biogás (Konzen 1983 e Morga 1983).

Na biodigestão anaeróbia, realizada em um biodigestor sem aquecimento, é possível para um tempo de retenção da biomassa, entre 40 a 50 dias produzir de 0,30 a 0,50 m<sup>3</sup> de biogás (Oliveira 1983).

Uma criação com 12 matrizes, produz em média, 1 m<sup>3</sup> de dejetos líquido por dia. Para o aproveitamento total é necessário um biodigestor de 25 m<sup>3</sup>, que produz em média de 7,5 a 12 m<sup>3</sup> de biogás e 1 tonelada de biofertilizante, para um tempo de retenção hidráulica de 35 dias (Konzen 1983).

A Tabela 24 mostra a produção diária de biogás em função do número de matrizes de suínos e do volume de biodigestor, bem como o volume produzido diariamente de biofertilizante.

TABELA 24. Volume de biodigestor, produção média diária de biogás e biofertilizante.

Nº de matrizes	Volume do digestor (m <sup>3</sup> )	Volume de biogás (m <sup>3</sup> /dia)	Quantidade de biofertilizante (kg/dia)
12	25	10	0,714
24	50	20	1,428
36	75	30	2,143
60	125	50	3,571

Fonte: Konzen (1983).

#### Filtro para eliminar o efeito corrosivo do biogás.

O biogás possui entre 60 a 70% de metano (CH<sub>4</sub>), 30 a 40% de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) e traços de gás sulfídrico (H<sub>2</sub>S) que normalmente situa-se abaixo de 10 g/m<sup>3</sup>. Para evitar o efeito corrosivo do H<sub>2</sub>S este deve situar-se abaixo de 1,5 g/m<sup>3</sup> de biogás. Para tanto é necessário construir um filtro para o H<sub>2</sub>S constituído de esponja de aço. Um volume de 0,1 m<sup>3</sup> de esponja de limalha de aço pode eliminar o H<sub>2</sub>S de aproximadamente 3300 m<sup>3</sup> de biogás, assumindo que o biogás contém 2 g de H<sub>2</sub>S/m<sup>3</sup> segundo o Biomass Energy Institute (1978).

#### b) Reator de Fluxo descendente em Suporte Fixo

O reator DAFF (Downflow Anaerobic Fixed Film), Fig. 35, foi desenvolvido por Van den Berg & Kennedy (1981). O reator consiste em um tanque vertical preenchido de um suporte inerte, sendo este suporte orientado em canais verticais, dando uma superfície de contato para fixação dos microorganismos e um longo tubo com espaço para passagem de líquido. A fixação da biomassa celular no suporte mantém um longo tempo de retenção de sólidos para o tratamento de alta carga de DQO e pequena retenção hidráulica (Van Den Berg & Lentz 1979).

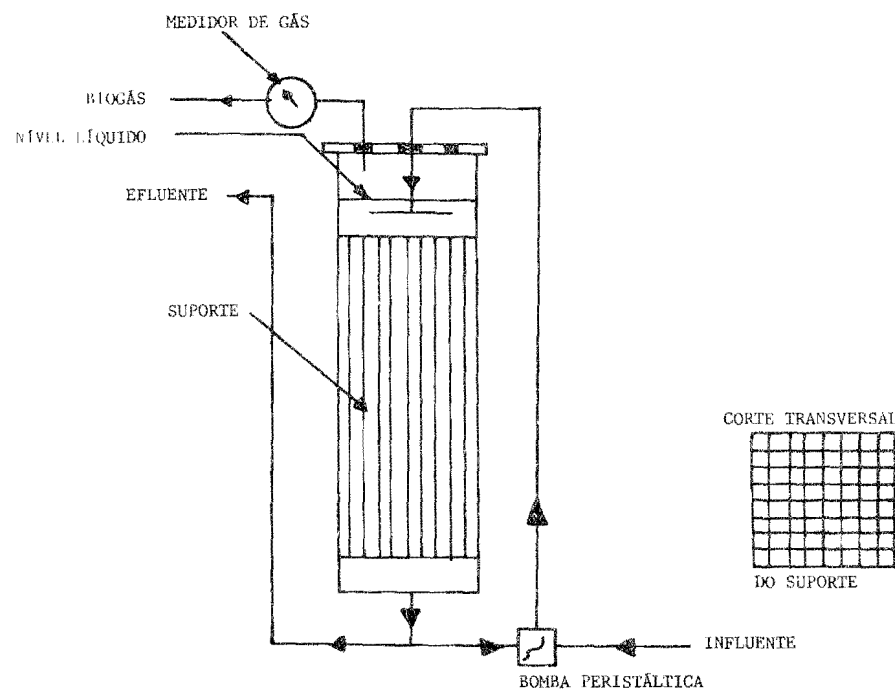


FIG. 35 - Processo anaeróbio de fluxo descendente em suporte fixo. "Downflow Anaerobic Fixed Film Process" - (DAFF) Fonte: Morga (1983).



A geometria da fixação do suporte no reator permite um tratamento com resíduos que contenham de 1,5 a 2,0% de sólidos suspensos (resíduos de suínos) e uma carga orgânica de 40 kg DQO/m<sup>3</sup>/dia e TRH de 1 dia e não foram detectados problemas de entupimentos Kennedy & Van den Berg (1981 e 1982).

O tratamento de vários resíduos com alta carga orgânica no reator DAFF mostraram grande sucesso para o processo, principalmente por operar sem problemas e choques de alta carga orgânica. Portanto, desde que o filme microbiológico desenvolve-se rápido na superfície do suporte do reator, mais rápido consegue-se o estado de equilíbrio do reator.

No processo anaeróbio de fluxo descendente em suporte onde a biomassa é recirculada de cima para baixo, a produção de metano atinge cerca de 5 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/m<sup>3</sup> biodigestor/dia (Morga 1983).

### 3.3. Inativação de Organismos Patogênicos

O conhecimento da capacidade de sobrevivência e do comportamento dos organismos patogênicos no meio ambiente é imprescindível para a avaliação sanitária dos processos destinados ao tratamento dos dejetos animais e/ou humanos, ou do tratamento de resíduos da criação animal ou do lixo doméstico.

Neste sentido já foram desenvolvidas várias pesquisas e os resultados destas encontram-se resumidos nas Tabelas 25, 26 e 27.

A maioria dos agentes patogênicos estão altamente adaptados a hospedeiros vertebrados superiores com temperatura corporal média de 36°C. Desta forma não resistem a temperaturas mais elevadas como as que ocorrem na compostação sólida, aeróbia, de dejetos ou lixo que, dependendo do manejo e da capacidade de retenção calórica liberada pelo sistema, podem chegar de 70 a 80°C. Também não resistem a alteração do pH que poderá chegar a 11 ou 12 dependendo do manejo.

TABELA 25. Resistência de alguns patógenos bacterianos em condições ambientais.

Agente	Condições Ambientais	Dias de Sobrevivência
<b>Salmonella typhimurium</b>	Solo agriculturável	251
	Lodo liofilizado sobre terreno drenável	180
	Fezes ressequidas naturalmente	930
<b>S. enteritidis</b>	Solo agriculturável a 20 cm de profundidade	104
<b>Salmonellae</b>	Lodo de putrefação (10 a 22°C)	83
	Câmaras de putrefação não aquecidas	45-344
	Câmaras aquecidas	11-43
	Batatas inglesas e beterrabas	10-40
<b>S. typhi</b>	Inativada a 55-60°C	30 min
<b>S. paratyphi</b>	Esterco liquefeito lavado (8 a 17°C)	111-175
<b>S. anatum</b>	Chorume de bovino, deposição natural	286
<b>S. cholerae suis</b>	Chorume suíno (7°C a 20°C)	36-72
<b>S. dublin</b>	Chorume suíno 7°C	87
	Efluente suíno 70°	37
<b>Bacillus anthracis</b>	Compostação aeróbia (50 a 70°C)	21
<b>Brucella abortus e B. suis</b>	Inativada a 55°C	60 min
<b>Myc. tuberculosis</b>	Pasto a campo	24
<b>E. coli</b>	Meio ambiente	27
	Solo fértil no verão	50-60
	Solo fértil no inverno	100
	Solo arenoso no verão	100-140
	Solo arenoso no inverno	130-140
<b>Streptococcus sp.</b>	Efluente de suíno em oxigenação	35
	Efluente de suíno em anaerobiose	147

Fonte: Wiest (1980 a, b, c).  
Strauch (1989).

TABELA 26. Resistência de alguns patógenos víricos em condições ambientais.

Agentes	Condições Ambientais	Dias de Sobrevivência
Virus da Raiva	Chorume suíno + 25 °C	10
	Chorume suíno + 18 °C	23
	Chorume suíno + 37 °C	5
	Chorume suíno congelado	>30
	Chorume suíno pH 7,0	>41
	Chorume suíno pH 4,0	1
Peste Suína Africana	Urina a + 4 °C	>60
	Fezes a + 4 °C	>160
	Terra de jardim	112
	Águas de pequenas lagoas	112
	Estábulos em condições tropicais	14
Anemia infecciosa Equina (AIE)	Feno liofilizado	180
	Dejetos empacotados	30
Aftosa	Sujidade estábulo ressequida	105
	Esgoto (inverno)	103
	Esgoto (verão)	21
	Chorume	39
Vírus da doença de Aujeszky	Efluente suíno a 4 °C	30
	Efluente suíno a 37 °C	8
Enterovírus	Efluente suíno estocado em anaerobiose a 20 °C	90-120
Parvovírus	Efluente suíno estocado em anaerobiose	30

Fonte: Wiest (1980 a, b, c),  
Strauch (1989).

TABELA 27. Resistência de alguns patógenos parasitários em condições ambientais.

Agente	Condições Ambientais	Dias de Sobrevivência
Ovos de Tênia	Compostação sólida a 60 °C	10
	Chorume ou líquido de biodegradação	30
	Tanques de putrefação não aquecidos	90
	Tanques de putrefação aquecidos	60
Ascaris Lumbricoides	Aquecidos a 50 °C - destruídos em 60 minutos	
Ascaris suum	Valo de oxidação	>90-120
Outros Helmintos	Efluente suíno a 70 °C	90
	Fasciola hepática	Valo de oxidação
	Fezes liquefeitas + 8 °C	76
	Fezes liquefeitas + 18 °C	37-55
	Silagem + 0 °C até 40 °C	12-7
Ascaridia	Silagem 20 °C até 40 °C	>78 >19

Fonte: Wiest (1981 a e b, 1982, 1983), Vieira (1986) e Strauch (1989).

Observando os dados contidos nas Tabelas 25 a 27, pode-se concluir que, do ponto de vista da saúde animal e de saúde pública, são interessantes apenas os processos aeróbios de putrefação e fermentação dos dejetos e resíduos, pois sob a ação do oxigênio ocorrem as reações químicas de oxidação completa, desmembrando integralmente a molécula orgânica, formando sub-produtos, liberando toda a energia e ocasionando uma alcalinidade considerável. Na presença do oxigênio ocorrem também intensos processos de destruição de micróbios (antibiose ou antagonismo microbiano) produzidos pelo desenvolvimento dos fungos (*Aspergillus*, *Penicillium*, *Streptomyces* e *Mucor*) e de bactérias esporuladas aeróbias (*Pseudomonas*, *Proteus* e *Micrococcus*). Como ficam associados o calor (produzido pelas fermentações) e a alteração do pH (alcalinidade produzida pelas putrefações) ocorre a destruição dos microorganismos pelo tempo de exposição. Por isso, obtém-se condições seguras de controle de germes patógenos, ovos, larvas, ovocistos de parasitos e, até mesmo, a destruição de sementes de ervas daninhas.

No biodigestor como a produção de gás combustível ocorre proporcionalmente às condições de anaerobiose (falta de O<sub>2</sub>), logo será menor o controle de agentes patogênicos e a destruição das sementes de ervas daninhas, porque na ausência de oxigênio não há despreendimento de calor e a alteração do pH é mínima, aliada ao fato do tempo de permanência do resíduo dentro do biodigestor ser muito pequeno quando comparado às formas de tratamento aeróbio. Como o efluente do biodigestor é usado como adubo orgânico pode, ele, por em risco o operador do biodigestor pela exposição de pele, mucosas e conjuntiva ocular aos aerossóis, respingos e à imersão neste efluente. Quando do uso deste efluente como adubo pode ocorrer ainda a disseminação no solo, ar, água, vegetais e outros alimentos ou, ainda, pelo contato direto dos animais e humanos com os germes, esporos, ovos, larvas, ovocistos e outras formas dos patógenos que não são destruídos pelo biodigestor.

Por isso, Wiest (1982) propôs soluções alternativas para o controle dos patógenos que podem estar presentes nos dejetos e resíduos da criação animal usados como matéria-prima para a biodigestão:

- 1) usar no biodigestor somente fezes de animais saudáveis, que estejam sob controle sanitário;
- 2) fazer o tratamento prévio dos resíduos sólidos destinados ao biodigestor através da compostação (processo aeróbio) mesmo que isto acarrete certa perda de nitrogênio;
- 3) tratar, pelo calor, o efluente do biodigestor aproveitando parte do gás produzido;
- 4) associar ao biodigestor um tratamento secundário do efluente;
- 5) o efluente do biodigestor deverá ainda ser tratado quimicamente quando ocorrerem doenças na área (endêmicas ou epidêmicas) visando a prevenção da evolução da mesma. A necessidade de remoção completa, após o tratamento químico, dos resíduos destes produtos químicos já que eles impedem o desenvolvimento das bactérias no biodigestor.

As esterqueiras comuns e bioesterqueiras por manterem os dejetos armazenados por mais tempo, apresentam a possibilidade de diminuir a carga patogênica, porém não há dados de pesquisa para garantir esta afirmação. Entretanto, recomenda-se tomar as seguintes precauções:

- destinar à esterqueira somente fezes dos animais saudáveis;
- o adubo das esterqueiras comuns só deve ser usado após um período de armazenamento mínimo de 4 meses (120 dias), para isso conta-se o tempo a partir da última carga na esterqueira;
- as áreas adubadas com esterco não tratado não devem ser cultivadas com plantas que são consumidas cruas (in natura);
- as pastagens tratadas com esterco estocado por 30 dias só devem ser utilizadas para pastoreio de animais adultos.

#### **4. TRATAMENTO DE DEJETOS NAS PEQUENAS E GRANDES PROPRIEDADES PRODUTORAS DE SUÍNOS**

O total descaso com os resíduos animais infelizmente constitui prática corrente em nosso meio e podem ser facilmente observados nas pequenas propriedades e até mesmo nas grandes propriedades. Em muitas delas a falta de estrutura para reter os dejetos (sólidos e líquidos) transforma um problema de gerenciamento particular em um grande problema ambiental que afeta a todos diretamente. Estudos realizados têm mostrado um alto nível de contaminação dos rios e lençóis superficiais de água que abastecem tanto o meio rural como urbano.

Apresentaremos a seguir formas de tratamento e armazenagem que servirão como indicativos para as pequenas e grandes propriedades rurais.

##### **4.1. Tratamento de Dejetos na Forma Sólida**

###### **Esterqueiras Convencionais**

**Sem Revestimento** - Poderão ser escavadas diretamente no solo, porém o cuidado com lençóis superficiais deverá ser observado. Em solos com alta capacidade de infiltração (arenosos) proceder o revestimento com material impermeável (argilas, saibros, solocimento, etc.) com posterior compactação. Somente recomendada como última solução para produtores resistentes a outras tecnologias.

**Com Revestimento-** As estrumeiras revestidas podem ter um ou mais compartimentos, o que facilitará a fermentação e a mão-de-obra para descarga. Os revestimentos mais comuns são pedras argamassadas e alvenaria de tijolos. É aconselhável construir um depósito para coleta do chorume, com a finalidade de regar a fração sólida, o que auxilia a fermentação e minimiza as perdas. (Fig. 36).

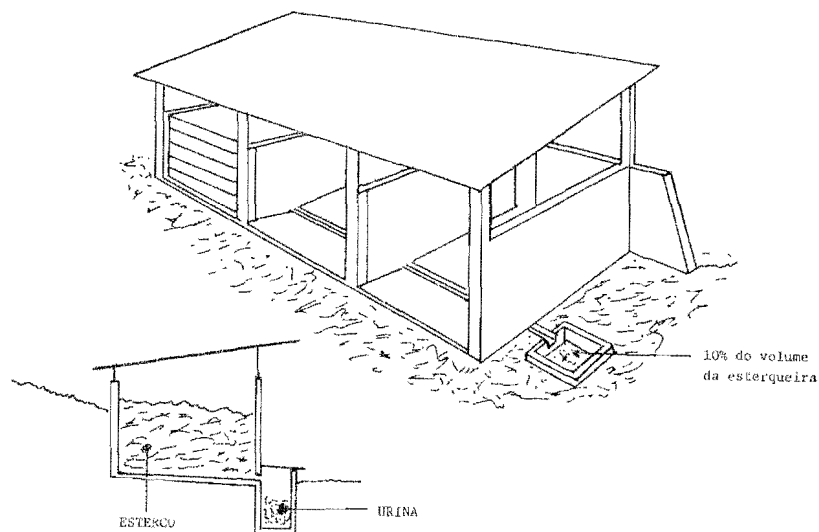


FIG. 36 - Estrumeira revestida para esterco sólido.  
Fonte: Christmann (1989).

### Compostagem

**Composteira Biodinâmica** - Feldens (1989), apresenta uma composteira utilizada nos municípios de Lageado e Estrela, no Rio Grande do Sul, baseada no modelo Indore-Howard (Fig. 37). O modelo possui uma cisterna para recolher o chorume. Outro detalhe importante na tecnologia da composteira é a colocação, na parte superior externa, de um "berçário" de minhocas usando espécies próprias e de grande produção como a "*Eisenia faétida*". Neste "berçário", um meio de cultura realimentado constantemente com esterco, cria-se minhocas para atuarem no composto, principalmente nas fases de menor temperatura.

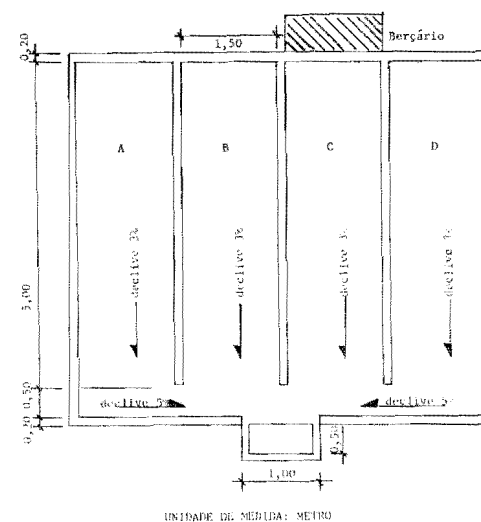


FIG. 37 - Composteira Biodinâmica baseada no modelo Indore-Howard.  
Fonte: Feldens (1989).

### 4.2. Tratamento de Dejetos na Forma Líquida

**Bioesterqueira** - Adaptada pelo serviço de Extensão Rural de Santa Catarina (ACARESC), realiza o processamento dos dejetos na forma de digestão anaeróbia. Consiste na construção de câmara de alimentação e descarga contínua que permite a retenção dos dejetos por um período de 40 dias (Fig. 38 e 39).

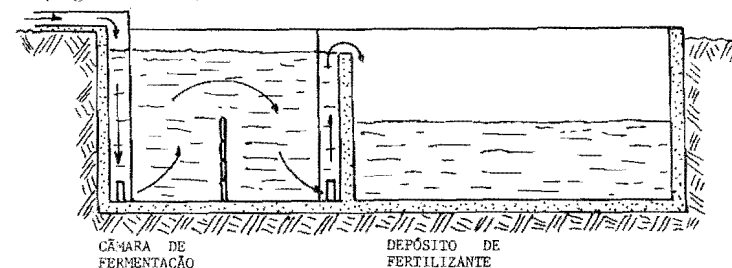


FIG. 38 - Corte lateral de uma bioesterqueira.  
Fonte: Christmann (1989).

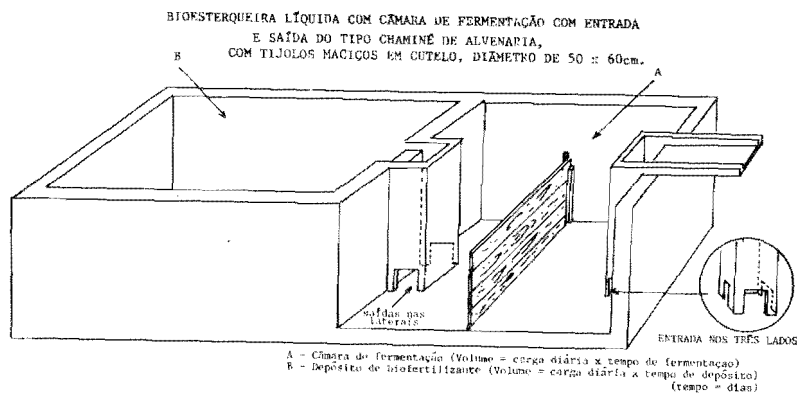


FIG. 39 - Bioesterqueira em formato retangular com entrada e saída do tipo chaminé de alvenaria.  
Fonte: Christmann (1989).

Quanto à forma, recomenda-se a construção circular, tendo em vista a redução de paredes e por consequente de material em relação às formas quadradas e retangulares, bem como uma melhor distribuição das pressões nas formas circulares.

**Biodigestores** - Os biodigestores processam os dejetos na forma de digestão anaeróbia. Segundo Christmann (1989) o importante, para dar continuidade de funcionamento, é que a carga e descarga devem ser por gravidade. O modelo mais difundido em nosso meio é o indiano (Fig. 40), pois a pressão do biogás gerado é constante facilitando a regulagem dos queimadores e aproveitamento do biogás e biofertilizante.

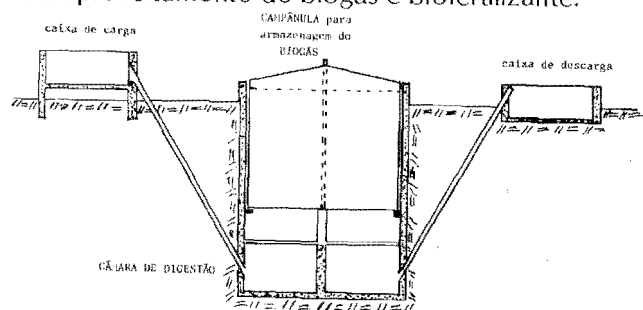


FIG. 40 - Biodigestor modelo indiano para 30 m<sup>3</sup> de gás  
Fonte: Antunes (1981).

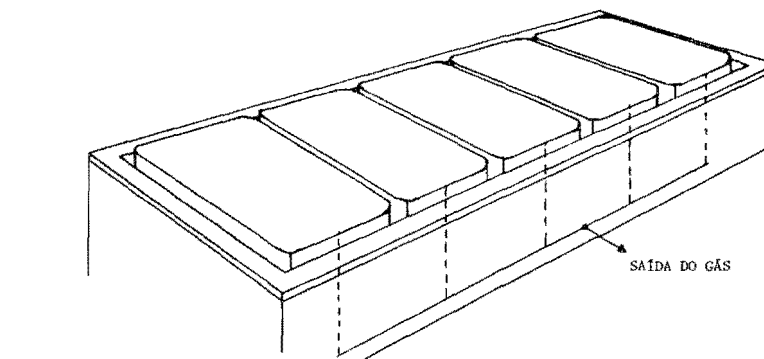
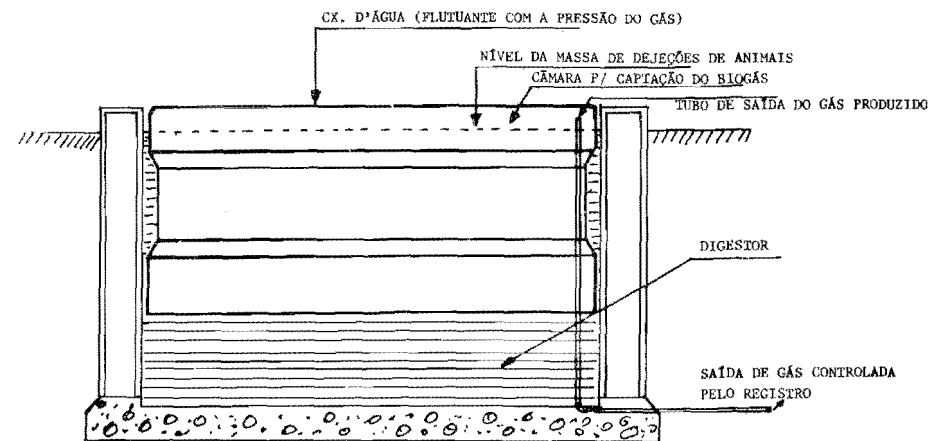
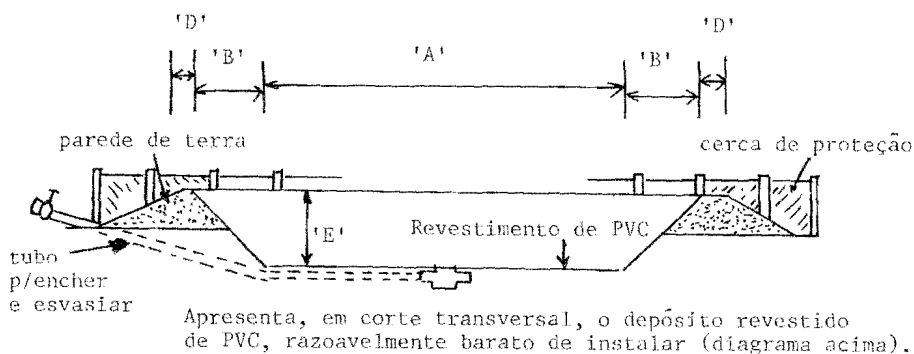


FIG. 41 - Digestor de vala.  
Fonte: Antunes (1981).

**Lagoas anaeróbicas revestidas com polietileno** - uma alternativa de manejo de dejetos líquidos para pequenas propriedades é o uso de lagoas revestidas com polietileno. O plástico é utilizado na agropecuária brasileira em silos, trincheiras, canais de irrigação, revestimentos de retervatórios de água e açúdes, etc. O cuidado que deve-se ter no emprego do polietileno é no preparo da base (livre de materiais perfurantes) e o plástico deve ter espessura de 200 micras.

Na Fig. 42 apresentamos o corte de um depósito revestido, bem como as dimensões a serem usadas para diferentes capacidades.



CORTE TRANSVERSAL DO DEPÓSITO DE RESÍDUO REVESTIDO DE PVC, COM DIMENSÕES PARA VÁRIAS CAPACIDADES.

Volume (m <sup>3</sup> )	Dimensões em metros, para distâncias indicadas no diagrama			
	A	B	D	E
800	14.50	2.75	1.00	2.75
1200	17.00	3.00	1.00	3.00
1600	18.50	3,25	1.00	3.25
2500	23.00	3.50	1.00	3.50

(O reservatório da fossa central para o cano é de 100x100x40cm de profundidade).

FIG. 42 - Lagoa revestida para diferentes capacidades de estocagem.  
Fonte: Best (1979).

### 4.3. Experiência de tratamento dos dejetos em uma Agroindústria

As grandes Agroindústrias produtoras de suínos geralmente dividem o sistema de produção em duas fases: granjas reprodutoras e granjas de terminação.

As granjas são distribuídas regionalmente, sendo que, uma parte delas funciona em regime de integração (recebe subsídios das agroindústrias) e outra é de produção própria das agroindústrias. Estas por sua vez concentram grande número de animais em pequenas áreas ocasionando, em consequência, a produção de grandes volumes de dejetos. Estes dejetos devem ser tratados adequadamente para evitar a poluição dos rios ou mananciais d'água.

#### Técnicas de Tratamento

Considerando as características físico-químicas e biológicas do efluente (dejetos) e a tecnologia disponível, apresentamos o exemplo de um sistema de tratamento de dejetos em uso em uma agroindústria de Santa Catarina.

##### a) Tratamento físico:

Consta de um sistema de duas peneiras em série e suspensas por uma plataforma construída em madeira e concreto dotada de um silo para armazenagem dos sólidos peneirados. A primeira peneira é estática e inclinada, com fenda 0,75 mm em aço inox. A segunda vibratória, horizontal, com fenda 0,40 mm em nylon.

Os efluentes provenientes das edificações de crescimento e terminação de suínos, antes de serem bombeados para as peneiras, são armazenados em uma caixa para a homogeneização dos efluentes.

No processo físico são retidos 60% dos sólidos do efluente e consequente redução da DBO<sub>5</sub>. O dimensionamento dos equipamentos está relacionado com o volume de efluentes produzidos diariamente e o tempo de operação desejado.

Após o processo físico o efluente entra no sistema de tratamento.

## b) Tratamento biológico:

Consta de lagoas dispostas em série e separadas em três fases:

- 1a. FASE - Três (03) lagoas anaeróbios em série.  
Características do lago:  
Tempo de detenção = 30 dias p/lago  
Relação comprimento/largura = 1/1 ou 2/1  
Profundidade = superior a 3m  
Índice redução  $DBO_5$  = 60% p/lago
- 2a. FASE - Três (03) lagoas aeróbios em série.  
Características do lago:  
Tempo de detenção = 5 dias p/lago  
Relação comprimento/largura = 2/1 ou 3/1  
Profundidade = entre 2m e 1m  
Índice redução  $DBO_5$  = 50% p/lago  
Uso de areadores mecânicos em cada lago
- 3a. FASE - Um (01) lago de polimento final  
Características do lago:  
Tempo de detenção = 2 dias  
Relação comprimento/largura = 2/1 ou 3/1  
Profundidade = 1m  
Índice redução  $DBO_5$  = 30 a 40%

No Tratamento Biológico o revestimento interno dos lagos é indispensável principalmente em solos que apresentam infiltração (arenosos).

### Monitoramento do sistema

No controle do sistema, deve-se fazer análises periódicas (semanais), principalmente, dos seguintes pontos e parâmetros:

### Pontos dentro do sistema de tratamento:

Efluente Bruto; Efluente Peneiras; Efluente Lagoas Anaeróbias; Efluentes Lagoa Aeróbias; Efluente final.

### Parâmetros:

- pH; Sólidos Sedimentáveis; Sólidos Suspensos,  $DBO_5$ ; DQO; Óleos e graxas; O.D.; Coliformes fecais.

Na Fig.43, observa-se o sistema de tratamento de dejetos em uso para processamento das dejeções dos suínos das unidades de crescimento e terminação de suínos totalizando em torno de 7.000 animais em produção.

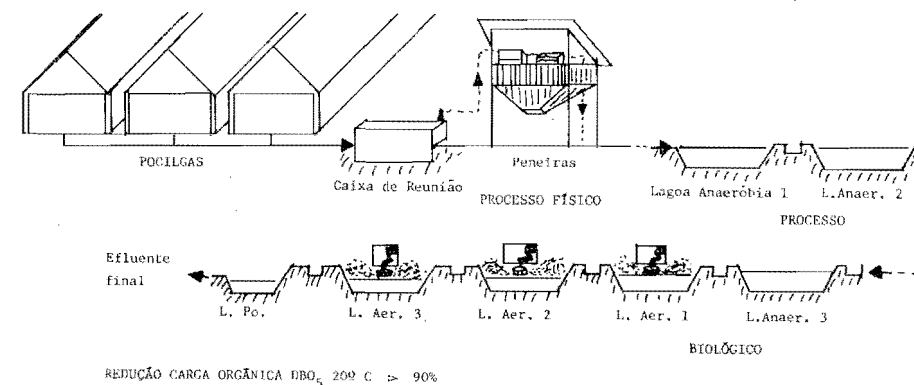


FIG. 43 - Sistema de tratamento de efluentes líquidos de suínos.

## 5. TÉCNICAS DE VALORIZAÇÃO DOS DEJETOS DE SUÍNOS E SEUS PRODUTOS

### 5.1. Reciclagem dos dejetos suínos para alimentação animal

#### 5.1.1. Alimentação e engorda de peixes

O aproveitamento racional do esterco de suínos na alimentação de peixes contribui para a produção de carne a baixo custo.

A utilização dos dejetos na alimentação de peixes é comum em vários países do mundo. Como exemplo, temos o cultivo das carpas chinesa, prateada, cabeça-grande, capim e a carpa comum. Utilizando-se a matéria orgânica (dejetos) e os adubos minerais se consegue suprir as necessidades nutritivas das várias espécies de carpas mencionadas acima.

## Métodos do policultivo de peixes:

**I - Integração suínos/peixes:** (utilização de dejetos frescos de suínos de pocilga marginal ao açude).

Densidade de suínos: 30-50 suínos/hectare de lagoa.

Peso dos suínos: 25-100 kg

Em temperatura ambiental na faixa de 10°C a 20°C., recomenda-se 30 suínos/ha.

Para temperatura ambiental acima de 20°C., recomenda-se 50 suínos/ha.

Quantidade de esterco para a alimentação diária é prevista entre 3 - 5 % do peso vivo do peixe.

Em períodos frios (inverno) não recomenda-se o uso de mais de 30 suínos/ha de açude, pois acarreta acúmulo de dejetos no fundo do lago, com produção de gases nocivos aos peixes, comprometendo todo o cultivo. No verão deve-se ter o cuidado principalmente com o oxigênio dissolvido (OD) no lago, pois em função da temperatura há uma diminuição sensível do OD.

Na Tabela 28, observa-se a distribuição dos peixes normalmente recomendadas para o policultivo.

TABELA 28. Alternativas recomendadas para as densidades (%) das diferentes espécies de peixes utilizadas em policultivos.

Espécies de peixes	Métodos de Policultivo		
	I (%)	II (%)	III (%)
Carpa - Comum (húngara).....	30	40	30
Carpa - Prateada.....	40	40	30
Carpa - Cabeça-grande.....	20	10	15
Carpa - Capim.....	5	5	10
-Curimbafá.....	5	5	15
-Pacu.....	5	5	5
-Channel Catfish.....	5	5	5

## II - Aplicação manual dos dejetos frescos de suínos

Está relacionada com a temperatura e oxigênio da água do açude.

As quantidades de dejetos recomendadas são as seguintes:

Para a temperatura da água maior que 20 °C, utiliza-se dejetos até o equivalente a 10% do peso vivo dos peixes preservando-se uma taxa de OD maior ou igual a 5 mg/l. A urina deve ser utilizada junto com os dejetos sólidos.

Caso a temperatura da água baixar, alimenta-se o açude com dejetos nas taxas de 3 a 5% do peso vivo dos peixes.

O método de aplicação dos dejetos é diretamente na água numa faixa de 10m, pela manhã e nunca na entrada do abastecimento da água do viveiro. Em dias frios, aplica-se arraçoamento com dejetos, à tarde.

Em áreas acima de 2 ha, deve-se fazer a demarcação com estacas a cada 0,5 ha e, com o uso de um barco, colocar os dejetos nestes pontos.

## III - Utilização dos dejetos após tratamento anaeróbio

O uso dos dejetos de suínos é melhor quando fresco do que tratado, pois-no processo de fermentação perde-se muitos nutrientes, principalmente o nitrogênio.

O biofertilizante, oriundo dos biodigestores, na forma líquida, deve ser espalhado em toda a superfície do lago. A quantidade recomendada é de 10.000 l/ha.

A utilização dos fertilizantes minerais só é feita quando não se tem um esterco rico em fósforo (dejeito bovino).

Na Tabela 29, são apresentados os resultados do policultivo de peixes utilizando-se dejetos de suínos no Município de Concórdia.



TABELA 29. Resultado do policultivo de peixes em açudes, utilizando dejetos de suínos, Concórdia-SC.

Data Perxamento	Taxa por espécie %	Espécies Peixe	Nº	Peso Médio Inicial (g)	Área m <sup>2</sup>	Data Despesca	Dejeto Total (kg)	Densidade Peixe/m <sup>2</sup>	Peso Médio Final (g)
02.02.90	66,60	Húngara	400	10	1.428	26.03.91	450	1/2,38	1.000
	33,40	Prateada	200	5					1.300
09.02.90	60,00	Húngara	300	10	4.240	26.03.91	450	1/8,48	1.500
	40,00	Prateada	200	5					2.300
25.04.90	60,00	Húngara	600	5	3.500	23.03.91	900	1/3,50	1.000
	40,00	Prateada	400	25					1.600
25.04.90	71,40	Húngara	500	10	2.273	26.03.91	600	1/3,25	1.200
	28,60	Prateada	200	25					1.400
25.40.90	63,40	Húngara	520	10	1.680	28.03.91	800	1/2,00	700
	24,40	Prateada	200	25					900
	12,20	Cab.Gran.	100	10					1.500
27.04.90	57,00	Húngara	200	5	750	27.03.91	300	1/2,14	850
	43,00	Prateada	150	5					1.000
09.05.90	55,56	Húngara	500	8	2.843	27.03.91	800	1/3,16	700
	22,22	Prateada	200	2					1.000
	22,22	Cab.Gran.	200	20					1.300
26.04.90	35,80	Húngara	300	20	5.064	28.03.91	1.200	1/6,00	1.200
	35,80	Prateada	300	25					1.600
	23,40	Cab.Gran.	236	20					2.100
09.05.90	60,00	Húngara	300	8	1.891	16.03.91	400	1/3,80	1.000
	20,00	Prateada	100	2					1.100
	20,00	Cab.Gran.	100	20					1.300

Fonte: Mattos (1990)\*

### Cuidados importantes no policultivo de peixes

Observou-se que o pacu, quando usado em policultivo, ataca a carpa comum provocando ferimentos na nadadeira caudal. Com as chinesas e nativas (Curimbatá) não foi observado este ataque. Acredita-se que o problema possa ser devido à falta de alimentos.

A princípio não se deve colocar em policultivo mais de 5% de pacu nem de Catfish, como outras espécies.

Na Tabela 30, são apresentadas as densidades recomendadas de peixes em policultivo.

TABELA 30. Densidades recomendadas de Peixes em Policultivo.

Espécies	Porcentagem (%)	Peixe/ha.	Peso (g)
Carpa comum	50%	1.250	1.100
Prateada	15%	375	1.300
Cabeça grande	25%	625	1.500
Curimbatá	5%	125	840
Capim	5%	125	1.200

Fonte: Mattos (1990)

### Preparação de viveiros para primeira alevinagem-engorda

A sequência de medidas a serem tomadas na preparação do açude para a alevinagem - engorda de peixes é a seguinte:

- 1 - Gradear o solo e deixá-lo seco no inverno;
- 2 - Colocar de 3 a 5 ton/ha de dejetos de suínos ou 2 a 3 ton/ha de cama de aviário. Outra alternativa é colocar de 30 a 50 kg de esterco suíno ou 20 a 30 kg cama de aviário/100 m<sup>2</sup>;
- 3 - Colocar de 0,3 a 0,5 ton de calcário por hectare (3 a 5 kg calcário /100 m<sup>2</sup>);
- 4 - Encher o viveiro com 30 a 40% da lâmina d'água total;

\* Correspondência do Engenheiro de Pesca Anastácio C. Mattos da EPAGRI/Concórdia - SC, enviada em 10/09/90.

5 - Colocar fertilizante mineral, nitrogenado e fosfatado na quantidade de 150 kg de nitrato de amônia e 150 kg de uréia/ha (1,5 kg de cada por 100 m<sup>2</sup>) ou 0,75 a 1 kg de nitrogênio para 100 m<sup>2</sup> e 0,2 kg de fósforo para 100 m<sup>2</sup>. A adição de fósforo na proporção de 40 kg/ha ou misturado com adubo nitrogenado na razão de 7 de nitrogênio e 1 de fósforo;

6 - Após uma semana, aplicar Dipterex-50 inseticida orgânico - fosforado muito usado na seleção de zooplâncton. Aplicar 1 ml do inseticida para cada 1.000 litros d'água presente no açude. Em viveiro com 100 m<sup>2</sup> de área e 0,5 m de profundidade (50.000 litros d'água) aplica-se 50 ml do inseticida. O Dipterex-50 é muito importante na preparação de tanques para a criação de alevinos podendo ser dispensado em tanques para a engorda de peixes.

7 - Esperar de 4 a 5 dias para povoar com os alevinos. Inicialmente deve-se colocar 30-40% de lâmina d'água e após o povoamento fazer o alagamento completo do açude.

8 - O período completo de preparação do açude demora aproximadamente duas semanas.

Sequência de resíduos orgânicos para o uso em açudes ordem decrescente de preferência: frangos, suínos, equinos e bovinos.

Os adubos orgânicos possuem microelementos e microorganismos podendo ser consumidos diretamente pelos peixes.

### Método de preparo da adubação mineral

Se os adubos utilizados na preparação do açude forem o super fosfato triplo (SFT) (42% de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) e a uréia (45% de N), deve-se fazer o seguinte cálculo para cada ha de açude com profundidade média de 1,0m.

A adição de fósforo na proporção de 40 kg/ha ou misturado com adubo nitrogenado na razão de 7 de nitrogênio e 1 de fósforo (7:1).

$$\begin{array}{l} \text{então, } 100 \text{ kg SFT} - 42 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \\ 50 \text{ kg SFT} - x \\ x = 21 \text{ kg de P}_2\text{O}_5 \end{array}$$

Conclui-se que em cada saco de 50 kg de SFT temos 21,0 kg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>.

Como queremos colocar no açude 40kg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha, então,

$$\begin{array}{ll} 50 \text{ kg SFT} & 21,0 \text{ kg de P}_2\text{O}_5 \\ x & 40 \text{ kg de P}_2\text{O}_5 \\ x = & 90 \text{ kg de SFT (00-42-00)} \end{array}$$

Assim precisamos de 90 kg de SFT para obter-se 40 kg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha de açude.

Para o nitrogênio a proporção recomendada é 7 partes de nitrogênio e 1 parte de fósforo (7:1).

$$\begin{array}{ll} 7 \text{ kg de N} & 1 \text{ kg de P}_2\text{O}_5 \\ x & 40 \text{ kg de P}_2\text{O}_5 \\ x = & 280 \text{ kg de N} \end{array}$$

$$\begin{array}{ll} \text{então, } 45 \text{ kg N} & 100 \text{ kg de uréia} \\ x & 50 \text{ kg de uréia} \\ x = & 22,5 \text{ kg de N/saco} \end{array}$$

Como em cada saco de 50 kg de uréia temos 22,5 kg de N,

$$\begin{array}{ll} \text{então, } 50 \text{ kg} & 22,5 \text{ kg de N} \\ x & 280 \text{ kg de N (proporção de 7:1)} \\ X = & 622,2 \text{ kg de uréia} \\ & \text{ou } 622,2 \text{ kg}/50 \text{ kg} = 12,4 \text{ sacos} \end{array}$$

### Conclusão

Misturamos 622,2 kg de uréia, ou 12,4 sacos de 50 kg com 90 kg de SFT.

### Aplicação

Enche-se o açude com uma lâmina d'água de 20-30 cm e dilui-se o adubo na água, antes de lançá-lo no açude. Outra alternativa é espalhar o adubo diretamente no fundo do açude.

### Adubação Mista

É a mistura do adubo orgânico com o adubo químico. Os resultados são excelentes, pois associa-se bom rendimento com economia. A proporção ideal é de 50 kg de dejetos para 7 kg de nitrogênio e 1 kg de fósforo.

Se colocarmos 40 kg de fósforo devemos adicionar 280 kg de nitrogênio e 2.000 kg de estrume por ha. O sistema de aplicação é o mesmo descrito acima.

### Aplicação de calcário na preparação do açude

Os benefícios da aplicação do calcário na preparação do açude para a criação de peixes são os seguintes:

- eleva o pH;
- fornece Ca e Mg como nutrientes;
- diminui ou elimina os efeitos tóxicos do Al, Mn e Fe;
- diminui a fixação de P no solo liberando para a água;
- aumenta a atividade microbiana e a liberação de nutrientes pela decomposição da matéria orgânica;
- melhora as propriedades físicas do solo proporcionando melhor aeração, circulação de água e favorecendo o desenvolvimento de algas.

### Oxigênio dissolvido na água do açude

Quando se utiliza os dejetos para alimentação de peixes em um açude estes têm a propriedade de se degradar no meio aquático com a proliferação de inúmeras bactérias, provocando, com isso, o consumo exagerado de oxigênio nesse processo, ocasionando, portanto, uma diminuição do oxigênio dissolvido (OD) na água.

Portanto, é necessário um equilíbrio entre a quantidade de dejetos lançado no açude, a quantidade de OD presente na água e a totalidade de peixes, para que exista realmente condições ótimas de vida, seja da fauna ou da flora.

Na produção de peixes deve-se obedecer a disponibilidade mínima de oxigênio dissolvido (OD) na água. Tem-se observado que cedo, pela manhã, o nível de oxigênio dissolvido situa-se em torno de 2,5 mg/l, na região de Concórdia, SC.

As carpas comum e a chinesa conseguem sobreviver com o nível mínimo de OD na faixa de 2 mg/l, ficando portanto disponível somente 0,5 mg/l. Se tomarmos como exemplo, um tanque com 1 ha de área alagada e 1,5 m de profundidade teremos 15.000 m<sup>3</sup> de água e como sobra 0,5 mg/l, de OD, então teremos 7,5 kg de OD ainda disponível. Um esterco com 11,5% de matéria seca tem uma DBO noturna de 2,25g/kg, então, como sobra 7,5 kg de OD no açude é possível a aplicação máxima diária de 3,30 m<sup>3</sup> de dejetos/ha de açude.

Na Tabela 31, é apresentado o consumo de oxigênio pelas carpas em função da alimentação e temperatura da água.

TABELA 31. Consumo de oxigênio pelas carpas (mg/l) em função da temperatura da água (°C).

Carpa	Intestino Vazio				Intestino Cheio			
	Consumo de Oxigênio (mg/l)				Consumo de Oxigênio (mg/l)			
Temperatura °C	4-10	11-18	19-25	26-31	4-10	11-18	19-25	26-31
Alevinos	3	3-4	4-5	5-6	4	4-5	5-6	6-7
Adultos	1,5-2	2-3	3-4	4-5	3	3-4	4-5	5-6

Fonte: Mattos (1990)\*

\* Correspondência do Engenheiro de Pesca Anastácio C. Mattos da EPAGRI/Concórdia - SC, enviada em 10/09/90.

## Recomendações para a produção integrada de suínos e peixes

Deve-se utilizar, na engorda de peixes, suínos pesando em torno de 50 kg o que equivale a 1500 kg de suínos para a alimentação de 2500 kg de peixe.

1- A densidade recomendada de 30 suínos/ha de açude para engorda de 2.500 peixes/ha, em águas com temperaturas entre 10°C e 20°C.

2- Com temperatura maior que 20°C e níveis de oxigênio dissolvido maior que 5 mg/l, a densidade recomendada pode atingir a 50 suínos/ha de açude, para a engorda do mesmo número de peixes.

Observação: As densidades de suínos apresentadas acima para engorda de peixes é recomendada para a região de Concórdia -SC, onde o clima é bastante variável.

### Considerações gerais

A utilização de esterco fresco de suínos tem dado excelentes resultados na produção de peixes, principalmente, no modelo de policultivo.

Anteriormente a produção era em média 1.000 kg/ha/ano de peixe em monocultivo. Atualmente se produz em média 2.500 kg/ha/ano de peixe em cultivo com várias espécies, no mesmo açude.

## 5.1.2. Alimentação de não ruminantes e ruminantes

### Não Ruminantes (Monogástrico)

Os custos com alimentação representam cerca de 70% do custo total de produção de suínos. Em épocas de entressafra na produção de grãos esse percentual pode atingir valores ainda maiores o que obriga os produtores a utilizarem fontes não convencionais de nutrientes com o intuito de aumentar a rentabilidade de suas granjas.

O esterco de suínos possui nutrientes e o seu emprego como alimento animal constitui-se numa forma de se reduzir, ao mesmo tempo, os gastos com alimentação dos animais e os prejuízos sobre o ambiente.

A composição em nutrientes do esterco de suínos, segundo algumas fontes bibliográficas, é apresentada na Tabela 32.

TABELA 32. Composição química do esterco de suínos/a.

ITEM	KORNEGAY et al. (1977)	VAN DYKE et al. (1986)	SILVA et al. (1987)	EMBRAPA/ CNPQA (1991b)
Proteína bruta (N x 6,25%), %	23,50	10,56	18,44	22,60
Extrato etéreo, %	8,02	2,99	5,50	12,20
Fibra bruta, %	14,78	17,04	9,92	8,24
Cinza, %	15,32	4,74	16,69	10,17
Cálcio, %	2,72	-	-	2,00
Fósforo, %	2,13	-	-	1,33
Magnésio, %	0,93	-	-	-
Potássio, %	1,34	-	-	-
Lisina, %	1,02	-	-	-

a/Valores expressos em porcentagem na matéria seca.

b/ EMBRAPA (1991).

A utilização de 15% de esterco suíno seco, obtido através da raspagem do piso de concreto, em dietas de suínos em terminação, promoveu aos animais um desempenho similar àquele obtido com o uso de dietas à base de milho e farelo de soja (Diggs et al. 1965).

Outros estudos subsequentes, realizados com ratos, apresentaram resultados conflitantes. Harmon et al. (1969) forneceram aos animais dietas à base de milho e farelo de soja, mas com 24,5% de dejetos de suínos obtidos após digestão anaeróbia. Tanto o ganho de peso dos ratos como a eficiência alimentar não foram afetados pelo uso daquelas misturas. Mais tarde, contudo, Harmon et al. (1973) observaram reduções significativas naquelas variáveis quando os ratos receberam dietas contendo dejetos secos obtidos da superfície de tanques de digestão anaeróbia. O desempenho foi prejudicado linearmente quando se substituiu o milho da dieta por

0, 10, 20 e 30% de dejetos secos. A substituição de parte do farelo de soja por 16,8% dos dejetos, em base de nitrogênio, causou também uma depressão no ganho de peso e eficiência alimentar. Em outro experimento, desta vez com suínos, o uso dos dejetos de suínos, obtido da mesma forma, aos níveis de 0, 10 e 20% na ração acarretou em depressão no ganho de peso, consumo de ração e eficiência alimentar (Harmon et al. 1973).

Em outro experimento, Harmon et al. (1973) adicionaram dejetos líquidos (3% matéria seca), obtidos após digestão aeróbia, a uma ração à base de milho e farelo de soja, na proporção de 2,2 partes de fluido para 1 parte de ração. Os suínos que receberam dietas contendo dejetos ganharam peso significativamente mais rápido e mais eficientemente do que aqueles que receberam dietas misturadas com água. O uso daqueles dejetos líquidos propiciou um acréscimo de 2,5% proteína bruta e 0,1% lisina às dietas. Wax et al. (1972) relataram que o sabor e o odor de amostras de carne suína não diferiram quando os animais eram alimentados com dietas acrescidas de água ou dejetos líquidos de digestão aeróbia. Harmon et al. (1973) concluíram que o uso de dejetos líquidos em rações de suínos constitui-se em uma maneira conveniente de se reciclar dejetos. Contudo, a composição desses dejetos é muito variável, dependendo de diferenças no tamanho dos suínos, quantidade de água, evaporação, temperatura ambiente e população microbiana.

Kornegay et al. (1977) estudaram a utilização de esterco seco e esterco fresco de suínos em dietas de leitões, cujo peso médio era de cerca de 125 kg. As fezes coletadas de leitões alimentadas com dietas contendo esterco continham níveis maiores de fibra bruta, extrato etéreo, energia bruta e níveis menores de proteína bruta e proteína verdadeira do que as fezes de leitões alimentadas com ração basal. As estimativas de digestibilidade aparente da matéria seca, energia, cinza, fibra bruta, extrato etéreo, proteína bruta, proteína verdadeira e extrativo não nitrogenado obtidas nestes estudos não foram diferentes para o esterco na forma seca ou fresca e são apresentados na Tabela 33.

Com exceção da serina, glicina e cistina, cujos coeficientes foram baixos, as digestibilidades dos outros aminoácidos variaram de 51,2 a 65,1%. Muito embora a excreção absoluta de nutrientes fosse aumentada com o uso de esterco nas dietas, houve absorção de nutrientes, fazendo com que o volume total de nutrientes que iria se transformar em poluente fosse reduzido.

TABELA 33. Estimativas de digestibilidade aparente de alguns componentes do esterco de suínos.

Item	Coefficientes de digestibilidade aparente, %
Matéria seca	48,0
Proteína bruta	60,1
Proteína verdadeira	51,4
Energia digestível/a	46,7
Energia metabolizável/b	45,7
Fibra bruta	40,9
Extrato etéreo	54,1
Cinza	60,1
Extrativo não nitrogenado	45,9

a/Estimativa em 2300 kcal/kg na matéria seca.

b/Estimativa em 2100 kcal/kg na matéria seca.

Fonte: Kornegay et al. (1977).

Uma mistura de 85% de fezes frescas de suíno e 15% de milho moído foi preparada e ensilada, com adição de água para atingir 34% de matéria seca, por um período mínimo de 5 dias (Marrs et al. 1979). Testes bacteriológicos não mostraram a presença de patógenos vivos após a ocorrência do processo de fermentação. A silagem foi, então, fornecida a porcas gestantes na quantidade de 3,63 kg/dia, suplementada com 0,68 kg de uma ração à base de milho e farelo de soja, de forma a fornecer aos animais um consumo individual estimado de 1,8 kg de matéria seca/dia. Quando comparadas a porcas que receberam apenas 1,8 kg de ração à base de milho e farelo de soja, as porcas que receberam dietas contendo silagem de esterco suíno apresentaram maior ganho de peso na gestação e leitões mais pesados ao nascimento. Estes resultados sugerem que o esterco ensilado com milho pode atender, aproximadamente, 2/3 das exigências de porcas gestantes sem prejuízos para o desempenho reprodutivo destes animais.

Em dois ensaios de metabolismo utilizando leitões gestantes, Van Dyke et al. (1986) estudaram o valor biológico de esterco sólido de suínos, obtido por peneiragem e contendo cerca de 30% de matéria seca. Os

valores de energia digestível e metabolizável determinados com aqueles animais foram 1998 e 1854 kcal/kg de matéria seca, respectivamente. Os valores estimados de utilização líquida da proteína e valor biológico aparente foram -30,8 e -18,6%, respectivamente. Estes valores são consideravelmente menores do que os valores de 36,8%, para a utilização líquida de proteína e 22,5%, para o valor biológico, obtidos por Kornegay et al. (1977). Van Dyke et al. (1986) concluíram que o esterco sólido, obtido por peneiragem, pode suprir uma quantidade considerável da energia metabolizável requerida por leitões gestantes. Contudo, a utilização da proteína deste subproduto é desprezível. Os autores sugeriram ainda que a maior parte da proteína digestível dos dejetos suínos é solúvel ou é componente de partículas que foram perdidas com o efluente.

Com o objetivo de verificar os efeitos da inclusão de resíduos de biodigestores, obtidos a partir da fermentação de dejetos de suínos, Pinheiro et al. (1991), conduziram um estudo com suínos em terminação, alimentados com níveis crescentes (0, 10, 20 ou 30%) destes resíduos em dietas à base de milho e farelo de soja. Também neste estudo foram observados efeitos lineares depressivos da utilização dos resíduos de biodigestores (9,7% de proteína bruta na matéria seca) sobre o ganho diário de peso, consumo de ração e conversão alimentar. Os autores concluíram que o pior desempenho dos animais que receberam aquele resíduo foi atribuído ao menor valor energético daquele subproduto.

## Ruminantes

Embora possa se conseguir êxito no uso do esterco na alimentação de suínos, estes resultados não são tão encorajadores quanto àqueles obtidos com a alimentação de ruminantes. Essa diferença é devida, principalmente, ao fato de que boa parte da proteína bruta (nitrogênio x 6,25) destes resíduos estar na forma de nitrogênio não protéico, como por exemplo, ácido úrico, uréia e amônia. Os micróbios do rúmen transformam estes compostos em proteína microbiana que tem alto valor biológico e é digerida pelo hospedeiro. Este fenômeno, entretanto, tem importância insignificante nos suínos, uma vez que há poucas condições para que ocorra fermentação microbiana ao nível do trato digestível.

Henning et al. (1972) forneceram uma dieta peletizada contendo 40% de esterco seco de suínos e observaram um ganho médio de peso de 1,1kg/dia.

Um ensaio metabólico com carneiros foi realizado por Tinnimit et al. (1972) onde foram testadas dietas contendo farelo de soja, fezes de aves, fezes de bovinos e fezes de suínos, as quais forneciam 88,0; 89,0; 65,0 e 89,0% da proteína total das dietas. A aceitabilidade das dietas contendo fezes secas foi excelente. Embora a digestibilidade aparente da matéria seca fosse maior para o farelo de soja (71,8%) os valores obtidos com fezes de aves (66,2%), bovinos (64,4%) e suínos (65,1%) foram considerados altos. Por outro lado, a digestibilidade do nitrogênio das fezes variou de 53 a 62%. Os resultados obtidos indicaram que estes tipos de fezes apresentaram-se como alimentos de alto valor para carneiros. Os autores sugeriram, ainda, que os valores de digestibilidade verificados foram suficientemente altos para se indicar o uso de fezes secas em dietas de ruminantes.

Tem-se procurado associar as fezes de suínos com outros alimentos por meio de processos fermentativos a fim de melhorar a qualidade do produto final. Silva et al. (1987) fermentaram diferentes proporções de esterco de suínos e palha moída de soja e verificaram que as fezes puras com teor de matéria seca de 70% apresentaram ótima fermentação. No mesmo estudo, os autores observaram que as ensilagens com maiores proporções de esterco fresco de suínos foram as que apresentaram melhor fermentação e maior teor de proteína bruta.

## Considerações gerais

Embora haja um número razoável de estudos na literatura, descrevendo resultados obtidos com o uso de dejetos de diferentes tipos e espécies na alimentação animal, são poucos os trabalhos que envolveram, especificamente, o uso de dejetos de suínos. Verifica-se que esta situação é mais grave no Brasil, pois são poucos os estudos desenvolvidos em condições brasileiras.

A utilização de dejetos de suínos parece ser mais promissora quando empregada na alimentação de ruminantes. Estes animais, ao contrário dos suínos, apresentam condições fisiológicas ideais para o desenvolvimento de fermentação microbiana a nível de tubo digestivo, o que propicia um

aumento da digestibilidade dos nutrientes e o aproveitamento de compostos nitrogenados não protéicos. Contudo, alguns estudos conduzidos com suínos apresentaram resultados satisfatórios.

Mesmo com várias pesquisas tendo mostrado resultados positivos do uso de esterco na alimentação animal, o emprego destes resíduos não é frequente. Isto se deve, provavelmente, à carência de informações e também pela preocupação dos dejetos servirem como vetor de patógenos e doenças.

Estudos com dejetos de suínos em nossas condições de criação são imprescindíveis para sua melhor utilização. Vários fatores deveriam ser considerados antes de se alimentar animais com esterco: a presença de drogas e resíduos minerais, a variação no teor de matéria seca, a palatabilidade, modificação no desempenho animal, a eficiência econômica e, finalmente, o efeito psicológico sobre o consumidor.

## 5.2. Fertilização de solos Agrícolas

A utilização dos dejetos de suínos nos solos agrícolas é recomendável, porém requer uma combinação harmoniosa dos princípios da ciência do solo, saúde pública e hidrologia (Taiganides 1977).

Segundo Wilkinson (1979) os dejetos, de um modo geral, são fertilizantes que possuem muitas características reconhecidas e aceitas para seu uso com sucesso na produção agrícola, desde que se proceda a análise de alguns itens:

- a) os dejetos possuem grande variação no teor de água e na quantidade de nutrientes para as plantas;
- b) os dejetos, geralmente, contém baixos teores de nutrientes requeridos pelas plantas em comparação aos fertilizantes comerciais;
- c) os dejetos contém altas percentagens de carbono, o qual serve de alimento da meso e macrofauna e, também, dos microorganismos presentes no solo (ativadores da vida no solo);
- d) por causa do alto teor de água e carbono os dejetos apresentam grande volume, sendo altos os custos de manuseio, estocagem e aplicação por unidade de nutrientes utilizados pelas plantas, em comparação aos fertilizantes comerciais.

Aicarde et al. (1989) relata que é importante distinguir-se bem a eficiência dos fertilizantes minerais e orgânicos. E comparando os conceitos de fertilizante e condicionador verifica-se que os materiais orgânicos se enquadram muito melhor no segundo, pois sua ação é muito mais eficaz no aumento da porosidade, aeração, retenção de água, atividade microbiana e capacidade de retenção de cátions, do que como fornecedor de nutrientes. Isto porque os materiais orgânicos contém nutrientes vegetais em baixas concentrações, necessitando-se de grandes quantidades desses produtos para funcionarem como fertilizantes. E, isto, fica limitado pela disponibilidade de produto e pelo custo, principalmente do transporte.

Van Raij (1981), ratifica esta afirmação, o húmus ou a matéria orgânica do solo não é apenas uma fonte de nutrientes. Talvez tão ou mais importantes sejam as notáveis propriedades de natureza coloidal que apresenta, que são decorrentes de sua estrutura orgânica complexa aliada a uma fina subdivisão de partículas. A matéria orgânica atua na agregação de partículas, conferindo ao solo condições favoráveis de arejamento e friabilidade. Além disso, ela aumenta a retenção de água e é responsável em grande parte pela capacidade de troca de cátions.

O esterco tem um efeito direto e indireto na produção das culturas segundo Epstein et al. (1976) e Liebhardt (1976) citados por Scherer et al. (1984). O efeito direto depende da quantidade de nutrientes contidos nele e da quantidade de fertilizantes minerais que podem ser substituídos pelo mesmo. O efeito indireto do esterco é sua ação benéfica nas propriedades físicas e químicas do solo e intensificação da atividade microbiana e enzimática.

Para as plantas utilizarem os nutrientes contidos no esterco é necessário a transformação das moléculas orgânicas através da decomposição biológica. A mineralização é o nome deste processo de transformação de um elemento que faz parte de um composto orgânico para elemento mineral simples que poderá ser útil para as plantas, já que estas, somente absorvem nutrientes sob esta forma (Baldissera 1991).

Segundo o mesmo autor, os índices de conversão biológica apresentados na Tabela 34, representam o percentual médio de transformação da quantia total dos nutrientes aplicados através do esterco que passa para a forma mineral em sucessivos cultivos.

TABELA 34. Taxa de mineralização dos nutrientes aplicados na forma orgânica, em cultivos sucessivos.

Nutrientes	Índices de Conservação	
	1º Cultivo	2º Cultivo
N	0,5	0,2
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,6	0,2
K <sub>2</sub> O	1,0	-

Fonte: Baldissera (1991).

Segundo Scherer et al. (1984), os adubos orgânicos apresentam, em geral, um maior efeito residual no solo que os de origem mineral. Isto é explicável pela lenta mineralização dos compostos orgânicos tornando os nutrientes disponíveis num maior espaço de tempo. Desta forma estes nutrientes ficam menos sujeitos às reações químicas do solo, ao contrário do que acontece com os adubos minerais. No caso específico do nitrogênio, o adubo orgânico tende a suprir este nutriente por mais tempo através da mineralização lenta dos compostos orgânicos, enquanto que o elemento mineral é perdido facilmente por lixiviação e volatilização.

Ernani (1984), citando vários autores relata que alguns nutrientes contidos nos materiais orgânicos se tornam disponíveis mais rapidamente que outros, pois as frações orgânicas oferecem diferentes resistências a decomposição. A fração nitrogenada é das primeiras a ser decomposta e sua taxa de mineralização varia com a natureza dos materiais, com o tipo de solo, com a temperatura e com a atividade microbiana.

Segundo o mesmo autor, grande parte do nitrogênio aplicado na forma orgânica pode ser perdido por volatilização de amônia, por desnitrificação e por lixiviação, mas que aplicações parceladas a longo e incorporadas com o solo diminuem a magnitude do fenômeno. As perdas sempre são maiores nos períodos iniciais subsequentes à aplicação dos materiais e acarretam uma diminuição do potencial de fornecimento de nitrogênio, que poderá limitar o crescimento vegetal, principalmente se eles forem aplicados muito antes da semeadura.

Segundo Primavesi (1982), sabe-se que somente material de decomposição difícil pode fornecer húmus. Enquanto a folha de leguminosa é material rico em proteínas e, portanto, de fácil decomposição, a raiz de gramíneas (capins) é muito rica em lignina e, portanto, de decomposição

mais difícil, podendo fornecer húmus, quando a decomposição ocorrer em meio semi-aeróbio (Fig. 44). Também a folha e a raiz fornecem produtos diferentes, não somente por causa do arejamento diferentes do lugar de decomposição, mas especialmente por causa do maior teor em lignina na raiz. Enquanto a folha contém 5,5 a 9,0% de lignina, na raiz esta ascende até 20%, como, por exemplo no caso das gramíneas.

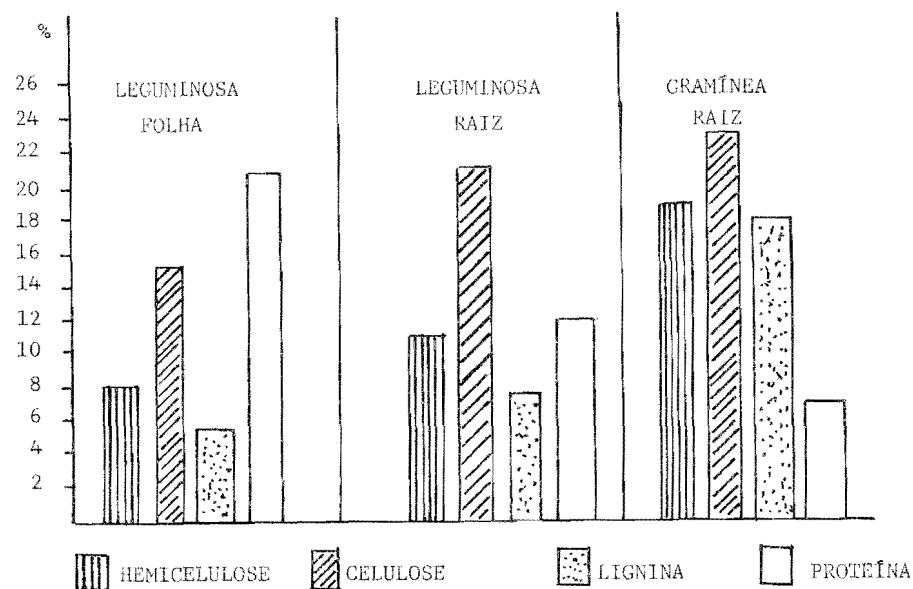


FIG. 44 - Composição de folhas e raízes e seu potencial para a formação de húmus, segundo Tyurin (1965), citado por Primavesi (1982).

As substâncias de fácil decomposição são atacadas primeiro e, geralmente, rapidamente decompostas até gás carbônico, água e minerais. Uma adubação verde de leguminosas possui pouca possibilidade de permanecer no solo além de 6 semanas. Portanto, não pode ser considerada como um enriquecimento do solo em matéria orgânica, mas simplesmente uma adubação nitrogenada, uma vez que seu teor de nitrogênio é alto.

Por outro lado, gramíneas forrageiras, especialmente quando podem desenvolver livremente suas raízes, são a maneira mais segura de enriquecer o solo com substâncias húmicas.



A velocidade de decomposição não somente depende do arejamento e do número e atividade das bactérias, mas também da composição do material a ser decomposto e sua relação C/N.

Amidos e proteínas são os primeiros a serem decompostos, seguidos de celulose. A lignina sempre é de decomposição mais lenta por ser de estrutura química mais complexa (Fig. 45).

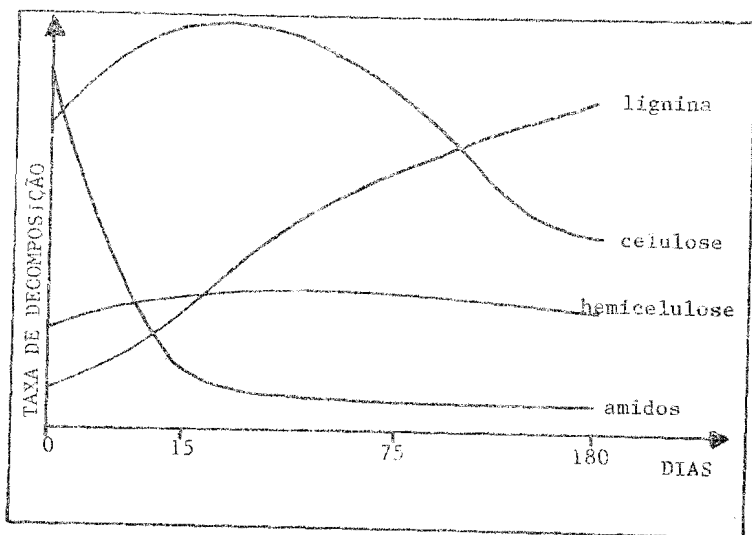


FIG. 45 - Velocidade de decomposição de diversas frações de uma raiz de leguminosa, segundo Kovonova (1961), citado por Primavesi (1982).

No que concorda Muzilli (1986), pois relata que os materiais de relação C/N mais ampla permitirão maior efeito agregante devido a decomposição mais lenta e formação de maior quantidade de compostos intermediários; em outras palavras, a adubação verde com leguminosas não seria uma alternativa eficiente de melhoria da matéria orgânica, embora o seja de nitrogênio para o solo.

A seguir são apresentados dados sobre o conteúdo de carbono, nitrogênio e relação C/N de alguns materiais empregados comumente nas propriedades agrícolas (Tabela 35).

TABELA 35. Relação carbono/nitrogênio de diversos materiais.

Matérias-primas	Conteúdo de carbono por peso (%)	Conteúdo de nitrogênio por peso (%)	Relação C/N
Palha seca de trigo	46	0,53	87
Palha seca de arroz	42	0,64	67
Talo de milho	40	0,75	53
Folhas secas	41	1,00	41
Talo de soja	41	1,30	32
Pasto	14	0,54	27
Amendoim talos e folhas	11	0,59	19
Esterco ovelha (fresco)	16	0,55	29
Esterco de bovinos (fresco)	7,3	0,29	25
Esterco de equinos (fresco)	10	0,42	24
Esterco de suínos (fresco)	7,8	0,60	13
Fezes Humanas	2,5	0,85	2,9

Fonte: FAO (1989).

Segundo dados da FAO (1989), os materiais orgânicos mais frequentemente usados nas fermentações anaeróbias em biodigestores contêm grandes quantidades de lignina que representa 21% dos sólidos totais do esterco suíno, 35% no esterco bovino e 12% na palha de arroz (Tabela 36).

Segundo Muzilli (1986), a contribuição dos resíduos orgânicos na melhoria do teor de matéria orgânica no solo fica na dependência de 3 fatores:

- quantidade de resíduos incorporados;
- frequência de utilização da prática;
- qualidade do material quanto a sua composição.

Além do nitrogênio, o esterco apresenta teores apreciáveis de fósforo, potássio, cálcio, magnésio, enxofre e micronutrientes. Convém salientar que sob o ponto de vista de nutrição de plantas, o importante não é o teor de nutrientes totais do esterco, mas sim, os nutrientes disponíveis no momento e na quantidade exigida pela cultura (Scherer et al. 1984).

TABELA 36. Análise dos resultados de diversos materiais orgânicos efetuada pelo Instituto Industrial de Microbiologia de Shangai.

MATERIAIS		ANÁLISES (%)					
		ST	SV	Lip	Lig	Cel	Prot
Esterco Suíno	Frescos	27,4	20,97	3,15	5,80	8,88	3,00
	ST	100	76,54	11,50	21,49	32,39	10,95
	SV	-	100	15,03	28,08	42,32	14,31
Esterco Bovino	Frescos	20,0	15,80	0,65	7,11	6,56	1,81
	ST	100	76,89	3,23	35,57	32,49	9,05
	SV	-	100	4,20	46,20	42,26	11,77
Esterco Aves	Frescos	68,9	56,64	2,96	13,66	24,83	6,56
	ST	100	82,20	2,84	19,82	50,55	9,56
	SV	-	100	3,46	24,11	61,50	11,58
Palha Arroz	Frescos	88,8	76,41	8,54	11,28	53,25	4,81
	ST	100	86,02	9,62	12,70	59,95	5,42
	SV	-	100	11,18	14,76	69,19	6,30
Pasto Verde	Frescos	15,9	12,93	1,28	1,56	9,10	0,79
	ST	100	81,32	8,05	9,80	57,22	4,94
	SV	-	100	9,90	12,05	70,36	6,07

ST- Sólidos totais, SV-Sólidos voláteis, Lip-lipídios, Lig-lignina, Cel-celulose e Prot-proteína.  
Fonte: FAO (1989).

A Fig. 46 ilustra bem este fato e foi elaborada com base em dados divulgados pelo "Potash Institute of North America" e citados por Muzilli et al. (1989), mostra que o acúmulo de matéria seca pelo milho se processa de forma gradativa e contínua até a fase de granação das espigas, sendo que o período de acumulação mais intensa ocorre entre as fases de crescimento inicial ao pendoamento. A partir daí o crescimento diminui e passa a predominar a translocação dos compostos acumulados na parte vegetativa para os grãos em formação.

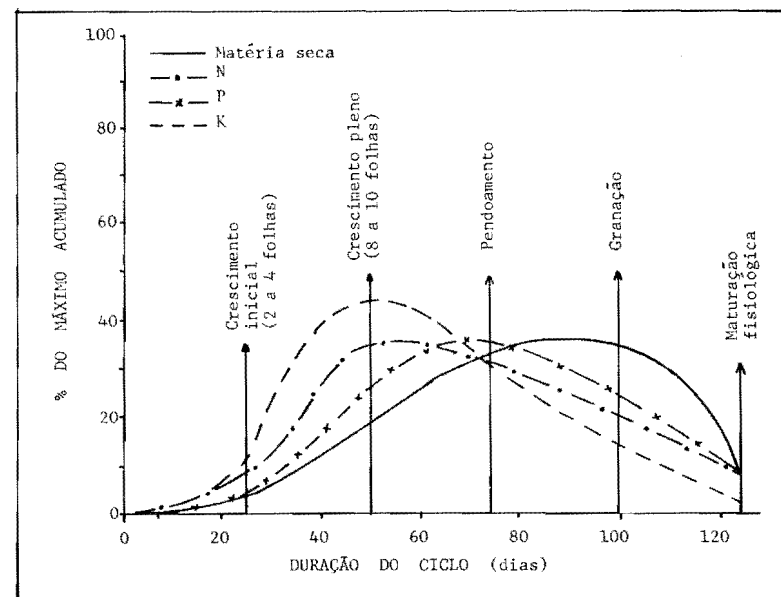


FIG. 46 - Curvas de produção de matéria seca e de adubação de N, P e K pelo milho, em diferentes fases de desenvolvimento da planta. Baseado em: Potash Institute of North America (1972), citado por Muzilli et al. (1989).

A absorção de N é mais acentuada no período de crescimento vegetativo (entre 25 e 45 dias), quando a planta chega a acumular cerca de 43% do que necessita. Entre as fases de crescimento vegetativo pleno (8-10 folhas ao pendoamento) a planta ainda irá absorver mais de 31% de suas necessidades totais, o que mostra a importância de uma adequada disponibilidade do nutriente no solo até que seja atingido o período de florescimento.

Cerca de 67% do total de P extraído são acumulados pelo milho no decorrer do desenvolvimento vegetativo, desde o crescimento inicial até que se inicie o pendoamento; os 33% restantes serão acumulados entre os períodos do pendoamento à granação das espigas. Portanto, a planta necessitará de fósforo disponível no solo praticamente em todo o decorrer do seu ciclo.

É maior a exigência em potássio na fase vegetativa (a partir dos 15 dias de idade) e, ao atingir o crescimento vegetativo pleno (8 a 19 folhas), a planta já absorve cerca de 53% de suas necessidades; entre esse período e o pendoamento, o milho ainda absorverá outros 31% da quantidade total extraída, decrescendo a partir daí a acumulação do nutriente.

Na Tabela 37, são mostrados os nutrientes removidos pelas culturas durante seu período de crescimento.

TABELA 37. Nutrientes utilizados pelas culturas durante a estação de crescimento.

CULTURA	Produção (Kg/ha)	N (Kg/ha)	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (Kg/ha)	K <sub>2</sub> O (Kg/ha)
Milho	3.937	208	90	240
	4.725	270	112	270
Soja	1.391	288	54	135
	1.669	378	73	163
Trigo	1.669	140	56	124
	2.226	209	60	182
Aveia	1.438	170	62	170
Cevada	2.152	120	62	170
Alfafa	8.000	505	90	540
Silagem de milho	32.000	225	90	275
Sorgo granífero	4.000	280	100	225

Fonte: Merkel (1981).

As necessidades nutricionais de uma dada cultura dificilmente serão supridas equilibradamente somente com materiais orgânicos, pois a concentração de N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e K<sub>2</sub>O nos mesmos, normalmente difere muito das relações comumente requeridas. Para se evitar a adição de nutrientes em quantidades superiores às exigidas, recomenda-se equacionar a dose orgânica a ser aplicada tomando-se por base o nutriente cuja quantidade será satisfeita com a menor dose. Para isso, deve-se considerar, além da exigência das plantas, a concentração dos nutrientes nos materiais, a umidade e os índices de conversão. Para os outros nutrientes, estima-se a quantidade que será fornecida em função destes mesmos parâmetros e da dose aplicada e suplementa-se o que faltar com fertilizantes minerais (Siqueira et al. 1987).

Podemos citar ainda outros fatores a serem observados na utilização de dejetos nos solos agrícolas. Scherer et al. (1986b), lembra ainda que o esterco de suínos, devido ao suplemento mineral oferecido aos animais, contém apreciáveis quantidades de metais pesados como Cu, Zn e Fe que, quando aplicados ao solo, funcionam como nutrientes, mas que, em doses elevadas, podem provocar toxidez às plantas. Além disso, o mesmo autor citando Cheung & Wong (1983) e Linebhardt & Shortall (1974), relata que a aplicação contínua de altas doses de esterco pode aumentar a concentração de sais no solo, principalmente Na, K e Bicarbonatos, tornando-se prejudiciais ao desenvolvimento de plantas. Este efeito salino foi mais acentuado no primeiro ano da incorporação do esterco acarretando menores produções de milho.

Conforme Pratt (1979) e Scherer et al. (1986a), os acúmulos de P e K pelo uso de grandes quantidades de dejetos animais por períodos longos, vários anos ou décadas, podem causar desbalanços de nutrientes. O efeito do acúmulo excessivo de P disponível nos solos produz deficiências de Zn. Excesso de K causa deficiências de Mg. Acúmulo de K e Na na forma trocável nos solos causa desagregação e diminui a estabilidade da estrutura do solo. Estes efeitos indesejáveis se apresentam após muitas décadas e requerem tempo e empenho para sua correção. Logo junto com os efeitos imediatos sobre as colheitas e a qualidade dos produtos, bem como sobre a qualidade das águas a curto e longo prazo, os efeitos dos dejetos nas propriedades físicas e químicas dos solos necessitam ser considerados.

Outro fator importante no uso dos dejetos como fertilizantes é analisado por Pratt (1979) citando Azevedo & Stout (1974), que listam 24 doenças potencialmente transmissíveis por dejetos animais, muitas das quais transmitidas através da ingestão, por isso dão ênfase a incorporação dos resíduos no solo ao invés de aspergir sobre pastagens.

Na Tabela 38, encontra-se a composição média e o teor de matéria seca do esterco de suínos. A concentração de N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e K<sub>2</sub>O se refere a material isento de água (seco em estufa a 65°C.). Portanto, a umidade deverá ser determinada para que se possa conhecer a composição dos materiais na forma em que serão aplicados (Siqueira et al. 1987).

TABELA 38. Concentração média do teor de matéria seca, N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e K<sub>2</sub>O do esterco de suínos/1.

Tipo	Matéria seca	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
Esterco sólido de suínos (%)	25	2,1	2,8	2,9
Esterco líquido de suínos (kg/m <sup>3</sup> chorume)	6	4,5	4,0	1,6

1/Concentração calculada com base em material isento de água (seco em estufa a 65°C).

Fonte: Siqueira et al. (1987).

Segundo Siqueira et al. (1987), os materiais orgânicos deverão ser incorporados ao solo para se obter maior eficiência do fósforo, pois este elemento tem baixa mobilidade no perfil e, também, para se evitar perdas de nitrogênio através de volatilização de amônia. Devem, ainda, ser aplicados no dia da semeadura (ou plantio) ou mais próximo dela, a fim de se evitar perdas de nitrogênio por lixiviação. Parte do N que se encontra contido nestes materiais está em formas minerais, portanto, comporta-se de forma semelhante ao N contido nos fertilizantes tradicionais.

Nas Tabelas 39 e 40, podemos observar as perdas de nutrientes conforme o tipo de manejo utilizado.

TABELA 39. Perdas de nitrogênio dos resíduos de suínos de acordo com o manejo.

Sistema de manejo	Perdas de N (%)
Forma sólida:	
-coleta e transporte diário	25
-amontoamento do estrume coberto	35
-depósito do estrume descoberto	55
Forma líquida:	
-lagoa anaeróbia	25
-lagoa aeróbia	80
Distribuição s/incorporação:	
-forma sólida	21
-forma líquida	27
Distribuição c/incorporação imediata:	
-forma sólida	5
-forma líquida	5
Irrigação líquida	30

Fonte: Sutton et al. (1975).

Na Tabela 40, podemos observar a perda dos elementos fertilizantes por escoamento da parte líquida e volatilização.

TABELA 40. Perdas de elementos componentes dos dejetos de suínos por escoamento da parte líquida e por volatilização.

Perdas	Porcentagem (%)		
	N	P	K
Escoamento	28	17	56
Volatilização	35	0	0

Fonte: Sutton et al. (1975) e Taiganides (1977)

Segundo Baldissera (1991), citando Siqueira et al. (1988), conhecendo-se a exigência vegetal, a concentração de nutrientes do esterco e a taxa de mineralização, pode-se prever a quantidade de esterco necessária ou a quantidade de fertilizantes minerais a adicionar, a fim de fornecer os nutrientes demandados pelas culturas.

#### Esterco Sólido

$$X = A \times B / 100 \times C / 100 \times D \quad \text{onde:}$$

X = quantidade efetiva do nutriente, em kg/ha;

A = quantidade de esterco a aplicar, em kg/ha;

B = é o teor de matéria seca, em porcentagem;

C = é a concentração do nutriente na matéria seca, em porcentagem e

D = taxa de mineralização (Tabela 34).

#### Esterco Líquido

$$X = A \times B \times C$$

onde:

X = quantidade nutriente aplicada em, kg/ha;  
 A = quantidade de esterco a utilizado em m<sup>3</sup>;  
 B = concentração no nutriente no produto, em kg/m<sup>3</sup>; e  
 C = taxa de mineralização (Tabela 34).

exemplo:

O resultado da análise de solo em uma gleba apresentou os seguintes valores:

pH Água	IND-SMP	P (ppm)	K (ppm)	M.O. (%)	Argila (%)
4,8	4,0	2,0	54	4,2	61,00

Utilizando as Tabelas 1 e 2 do Manual de "Recomendações de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina" (Siqueira et al. 1987), obtemos os seguintes dados:

pH água - muito baixo  
 K (ppm) - baixo  
 M.O. (%) - médio  
 P (ppm) - muito baixo  
 Classe do solo - classe 1 ( 55% de argila)

No mesmo manual, encontramos as recomendações de adubação (nitrogênio, fósforo e potássio) para a cultura do milho (rendimento entre 3-6 t/ha.)

*Nitrogênio*

90 kg/ha de N

Utilizando-se os dados das Tabelas 34 e 38 (esterco de suínos sólido):

$X = A \times B / 100 \times C / 100 \times D.$   
 90 kg/ha =  $A \times 25 / 100 \times 2,1 / 100 \times 0,5$

A = 34.286 kg/ha de esterco de suínos

*Fósforo*

100 kg/ha (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) (necessidades da planta no 1º cultivo)  
 100 kg/ha =  $A \times 25 / 100 \times 2,8 / 100 \times 0,6$

A = 23.810 kg/ha

*Potássio*

70 kg/ha (K<sub>2</sub>O) (necessidades da planta no 1º cultivo)  
 70 kg/ha =  $A \times 25 / 100 \times 2,9 / 100 \times 1$

A = 9.655 kg/ha.

A quantidade de esterco sólido de suínos a ser aplicado neste caso será de 9.655 kg/ha. Segundo Siqueira et al. (1987), a quantidade de resíduo orgânico a ser aplicado deve levar em consideração o nutriente cuja quantidade for satisfeita com a menor dose. Para os outros nutrientes, estima-se a quantidade que será fornecida em função desta quantidade e suplementa-se o que faltar com fertilizantes minerais.

Para os valores de reposição (2º e 3º cultivo), levar em consideração o efeito residual do material orgânico.

A seguir apresentamos alguns trabalhos de pesquisa na utilização de dejetos de suínos em diferentes regiões, tipos de solo, cultivos e também fazendo comparações com outras fontes de suprimento de nutrientes (orgânicos e minerais):

Ernani (1984), realizou trabalho de pesquisa (1982/1983) para avaliar o valor fertilizante do esterco suíno e da cama de aves e o efeito de épocas de sua aplicação no suprimento de nitrogênio para a cultura do milho, em cambissolo (Haplumbrept), localizado em Lages, SC.

Na época de instalação do experimento o solo apresentava 1,2 meq de Al<sup>3+</sup>/100g de solo, 6% de matéria orgânica, 2 ppm de P, 12 ppm de K e pH 5,0.

Na Tabela 41, são apresentadas as análises dos materiais orgânicos aplicados ao solo durante o experimento.

TABELA 41. Teores de Nt e Kt, carbono orgânico e relação C/N dos materiais orgânicos aplicados ao solo aos sessenta e aos 10 dias antes da semeadura do milho.

Material Orgânico	Média de duas repetições (%)			
	N	K	C	C/N
Esterco Suíno (1)	1,75	1,36	42,8	24,4
Esterco Suíno (2)	2,29	1,15	39,4	17,2
Cama de Aves (1)	2,04	2,62	28,8	14,7
Cama de Aves (2)	2,04	2,62	28,8	14,7

(1) e (2) aplicados, respectivamente, aos sessenta e aos dez dias antes da semeadura.  
Fonte: Emami (1984).

Todos os dados referentes ao rendimento de milho obtidos no trabalho se encontram na Tabela 42.

TABELA 42. Rendimento de grãos de milho (1) em função da incorporação de esterco de suínos, cama de aves adubos minerais e calcário na presença ou não de 75 kg/ha de nitrogênio. Média de três repetições.

Tratamento	Parcelas (kg/ha)	
	SEM "N"	COM "N"
Testemunha	2.560 d B	3.940 eA
PK mineral (2)	2.950 cdB	4.290 deA
PK mineral (2) + calcário	3.330 cdB	4.540 cdeA
5t/ha de cama de aves	4.420 abA	5.320 abcA
10t/ha de cama de aves	4.390 abA	5.130 abcdA
10t/ha de cama de aves (3)	4.590 aB	5.770 aA
15t/ha de cama de aves	5.090 aA	4.950 abcDA
5,4t/ha de esterco suíno	3.650 bcB	5.260 abcA
5,4t/ha de esterco suíno (3)	2.650 dB	4.770 bcdeA
PK mineral (2) + 5t/ha de cama de aves	4.930 ab	5.520 abA

-Letras minúsculas iguais da mesma coluna e letras maiúsculas iguais na mesma linha não diferem estatisticamente pelo teste de Duncan ao nível de significância de 5%.

-1) com 13% de umidade. (2) 120 e 80 kg/ha de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e K<sub>2</sub>O respectivamente. (3) aplicação ao solo aos sessenta dias antes da semeadura; os demais aos dez dias antes da semeadura.

Fonte: Emami (1984).

Na Tabela 43, são apresentados os dados relativos a extração de nutrientes pelas plantas de milho aos 45 dias de idade.

TABELA 43. Concentração de nitrogênio e de potássio no tecido vegetal e no grão de milho (1) e quantidade de nitrogênio absorvida por dezesseis folhas de milho, com 45 dias de idade, em função da incorporação ao solo que esterco suíno, cama de aves e adubos minerais e calcário, na presença ou não de 25 + 50 kg/ha que nitrogênio. Média de três repetições.

TRATAMENTOS	SEM NITROGÊNIO						COM NITROGÊNIO					
	TECIDO		GRÃOS		FOLHA		TECIDO (2)		GRÃO		FOLHA	
	N	K	N	K	N	N	N	K	N	K	N	N
	%		%		ug/16tl folhas		%		%		ug/16tl folhas	
Testemunha	2,57	1,93	1,40	0,39	440	2,84	1,82	1,48	0,31	530		
PK mineral (3)	2,22	2,66	1,20	0,45	630	2,49	2,62	1,71	0,38	850		
PK mineral (3) + calcário	2,55	2,30	1,39	0,38	610	2,71	2,51	1,52	0,37	840		
5 t/ha de cama de aves	2,56	2,57	1,36	0,41	900	2,82	2,44	1,45	0,37	1.060		
10 t/ha de cama de aves	2,59	2,66	1,57	0,41	1.100	2,80	2,53	1,59	0,39	1.300		
10 t/ha de cama de aves (4)	2,49	2,85	1,42	0,40	990	2,66	2,79	1,54	0,37	1.050		
15 t/ha de cama de aves	2,74	2,58	1,70	0,44	1.330	2,89	2,32	1,74	0,43	1.610		
5,4 t/ha de esterco suíno	2,30	2,52	1,29	0,36	820	2,60	2,57	1,54	0,39	1.020		
5,4 t/ha de esterco suíno (4)	2,19	2,00	1,21	0,42	540	2,49	2,08	1,32	0,39	780		
PK mineral (3) + 5 t/ha de cama de aves	2,62	2,90	1,45	0,42	1.080	2,84	2,63	1,58	0,38	1.210		

(1) Seco a 80°C durante 48 horas. (2) Amostras coletadas antes da aplicação dos 50 kg/ha de nitrogênio em cobertura. (3) 120 e 80 kg/ha de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e K<sub>2</sub>O, respectivamente. (4) Aplicação ao solo aos sessenta dias antes da semeadura; os demais, aos dez dias antes da semeadura.  
Fonte: Emami (1984)

Após os resultados obtidos neste trabalho o autor conclui que:

- 1 - A adição de fósforo, potássio e calcário não aumentou o rendimento de milho e a maior produção obtida com os tratamentos dos adubos orgânicos ocorreu em vista, principalmente, do nitrogênio que continham.
- 2 - Os tratamentos com cama de aves, cujo rendimento de milho parou de aumentar nas aplicações superiores a 5t/ha, foram mais eficientes que o esterco suíno.
- 3 - A época de aplicação não afetou o rendimento dos tratamentos com cama de aves em qualquer nível de nitrogênio e, isso, também, ocorreu com o esterco suíno, na presença de uréia; na sua ausência, a aplicação próxima da semeadura foi a mais eficiente.
- 4 - A aplicação dos materiais orgânicos sessenta dias antes da semeadura provocou menor absorção de nitrogênio pelo milho e menores rendimentos de grãos.
- 5 - A adição de nitrogênio aumentou o rendimento de todos os tratamentos, à exceção daqueles com cama de aves aplicados aos dez dias antes da semeadura.

Scherer et al. (1984), estudou o efeito da adubação com esterco de suínos, nitrogênio e fósforo nas cultura do milho, em solo da unidade de mapeamento Erechim, classificado como Latossolo Roxo Distrófico. O experimento foi conduzido por três anos a partir de 1980 e o solo apresentou inicialmente as seguintes características químicas: pH em água (1:1) = 4,6; P extraível = 5,7 ppm; K trocável = 116 ppm; Matéria Orgânica = 5,0%; Al trocável = 2,5 meq/100g e Ca + Mg trocável = 3,8 meq/100g.

A área do experimento recebeu calcário dolomítico, 90 dias antes do cultivo, visando elevar o pH do solo a 6,0.

No primeiro ano foram combinadas 5 doses de esterco de suínos: 0,0; 1,5; 3,0; 4,5 e 6,0 t/ha, calculadas em pesos seco, com 4 doses de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> 0, 40, 80 e 120 kg/ha. Em parcelas adicionais com 80 kg/ha de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> em todos os níveis de esterco, foi aplicada a dose de 60 kg/ha de N (1/3 na base 2/3 na cobertura).

O esterco de suínos sólido foi proveniente de esterqueira de maternidade cuja composição química encontra-se na Tabela 44.

TABELA 44. Características do esterco de suínos utilizados nos três anos de condução do experimento. Chapecó, 1983.

Elemento Componente	Umidade	Ano			Média
		1980	1981	1982	
Matéria Seca	%	35	32	34	34
pH	-	6,8	6,9	6,8	6,8
N	%	2,35	1,85	2,25	2,15
P	%	1,29	1,10	1,18	1,19
K	%	0,58	0,47	0,73	0,59
Ca	%	2,09	1,95	1,80	1,95
Mg	%	0,16	0,66	0,65	0,48
Fe	ppm	3.276	13.640	10.084	9.002
Mn	ppm	158	243	198	200
Zn	ppm	1.547	317	285	630
Ca	ppm	165	142	170	154
B	ppm	10	44	84	46

Fonte: Scherer et al. (1984)

No segundo e terceiro ano foram reaplicadas as doses de 1,5; 3,0 e 4,5 t/ha de esterco de suínos bem como a dose de 60 kg/ha de N nas parcelas adicionais e as doses de 1,5; 3,0 e 4,5 t/ha de esterco de suínos nas parcelas de cada bloco. Os demais tratamentos não receberam nenhuma adubação nesses dois anos de cultivo.

Dados de acompanhamento da fertilidade do solo avaliada anualmente após cada ciclo da cultura estão contidos nas Tabelas 45, 46, 47, 48 e 49.

O rendimento de grãos de milho, obtido nos diferentes tratamentos de adubação, nos três anos de cultivo estão apresentados nas Figuras 47 e 48. Os dados são apresentados em valores relativos, possibilitando, desta maneira, um acompanhamento do efeito do esterco de suínos em cada nível de fósforo no decorrer do tempo.

1 - 0 t/ha de esterco de suínos  
2 - 1,5 t/ha de esterco de suínos  
3 - 3,0 t/ha de esterco de suínos

4 - 4,5 t/ha de esterco de suínos  
5 - 6,0 t/ha de esterco de suínos

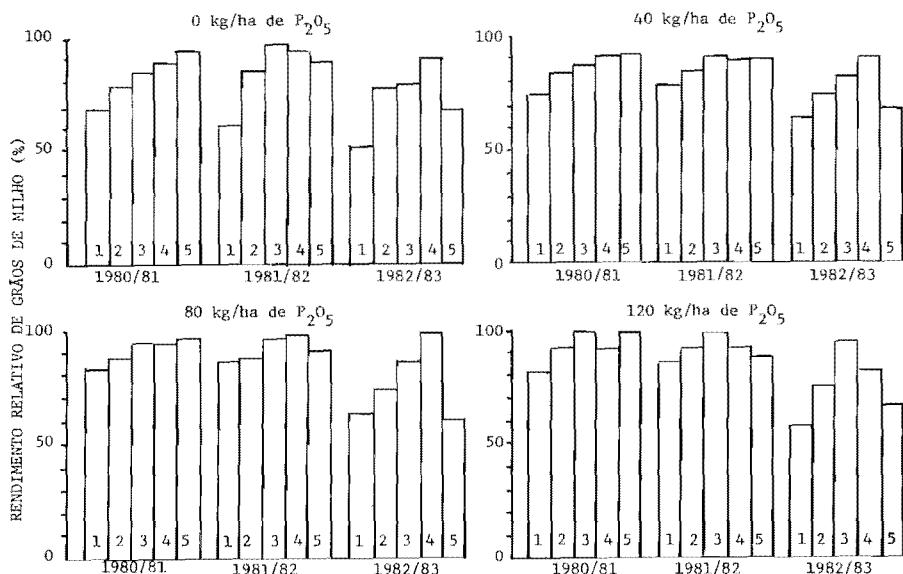


FIG. 47 - Produção de milho (%) em função de quatro níveis de  $P_2O_5$ , aplicados no primeiro ano e doses de esterco de suínos, sendo 0; 1,5; 3,0; e 4,5 t/ha aplicadas anualmente e 6,0 t/ha aplicadas no primeiro ano, em três cultivos de milho, Chapecó, 1983. Fonte: Scherer et al. (1984).

TABELA 45. Efeito da aplicação de diferentes doses de esterco de suínos (E.S) nos valores médios de pH do solo Erechim nos três anos de cultivo. Chapecó, 1983

Esterco de suínos (t/ha)	pH do Solo			Média
	1981	1982	1983	
0,0	6,2	6,0	5,9	6,0
1,5 a/	6,2	6,1	6,1	6,1
3,0 a/	6,3	6,1	6,0	6,1
4,5 a/	6,3	6,2	6,1	6,2
6,0	6,4	6,2	6,1	6,2

a/Tratamentos reaplicados no segundo e terceiro ano.  
Fonte Scherer et al. (1983).

TABELA 46. Efeito da aplicação de diferentes doses de esterco de suínos (E.S.) nos valores médios de matéria orgânica (M.O.) no solo nos três anos de cultivo. Chapecó, 1983.

Esterco de Suíno (t/ha)	Matéria Orgânica			Média (%)
	1981 (%)	1982 (%)	1983 (%)	
0,0	4,8	4,6	4,3	4,6
1,5 a/	4,8	4,6	4,3	4,6
3,0 a/	4,8	4,7	4,5	4,7
4,5 a/	4,6	4,8	4,4	4,7
6,0	4,7	4,7	4,3	4,6

a/Tratamento aplicados no segundo e terceiro ano.  
Fonte: Scherer et al. (1983)

TABELA 47. Teor de P disponível no solo amostrado após cada colheita de milho nos diferentes tratamentos. Chapecó, 1983.

Ano de amostragem	Esterco de suínos a/ (t/ha)	ppm de P conforme dose de $P_2O_5$ b/			
		(0 kg/ha)	(40 kg/ha)	(80 kg/ha)	(120 kg/ha)
1981	0,0	5,5	6,5	7,8	9,9
	1,5	7,9	8,1	11,5	11,5
	3,0	9,5	11,9	13,2	14,8
	4,5	13,9	13,6	17,1	22,2
	6,0	21,0	23,4	24,4	21,5
1982	0,0	4,9	5,9	7,6	8,1
	1,5	9,2	12,9	12,6	15,2
	3,0	16,0	15,9	18,1	22,5
	4,5	23,6	21,6	25,4	21,8
	6,0	13,5	12,8	17,0	17,8
1983	0,0	4,2	4,6	5,2	5,6
	1,5	7,4	12,6	12,5	13,0
	3,0	17,0	18,9	16,5	18,8
	4,5	21,0	27,1	21,4	33,0
	6,0	7,8	8,5	9,6	16,1

a/As doses de 1,5; 3,0 e 4,5 t/ha de esterco de suínos foram aplicadas anualmente.  
b/Fonte: Superfosfato triplo.  
Fonte: Scherer et al. (1984).



TABELA 48. Teores de P disponível e percentagem de recuperação de P extraído pelo método de Mellich nas diferentes doses de superfosfato triplo (S.F.T.) e esterco de suínos (E.S.) aplicados no solo. Chapecó 1983.

Ano de amostragem	P Adicionado (ppm)	P Recuperado		Recuperação	
		E.S. (ppm)	S.F.T. (ppm)	E.S. (%)	S.F.T. (%)
1981	0,0	5,5	5,3	-	-
	8,7	7,9	6,5	27	17
	17,5	9,5	7,8	23	13
	26,2	13,9	9,9	32	17
	35,0	21,0	-	44	-
1982	0,0	4,9	4,9	-	-
	8,7a/	9,2	5,9	25	11
	17,5a/	16,0	7,6	32	15
	26,2a/	23,6	8,1	36	12
	35,0	13,5	-	25	-
1983	0,0	4,2	4,2	-	-
	8,7a/	7,4	4,6	12	5
	17,5a/	17,0	5,2	24	6
	26,2a/	21,0	5,6	21	5
	35,0	7,8	-	10	-

a/ O P adicionado como esterco de suíno foi reaplicado no segundo e terceiro ano de cultivo.  
Fonte: Scherer et al. (1984).

TABELA 49. Teor de K trocável no solo amostrado após cada colheita de milho nos diferentes níveis de esterco de suínos. Chapecó 1983.

Esterco de Suíno (t/ha)	K TROCÁVEL NO SOLO			
	1981 (ppm)	1982 (ppm)	1983 (ppm)	Média (ppm)
0,0	105	106	95	102
1,5	118	124	114	119
3,0	121	131	128	127
4,5	125	136	132	131
6,0	132	126	107	122

Fonte: Scherer et al. (1984).

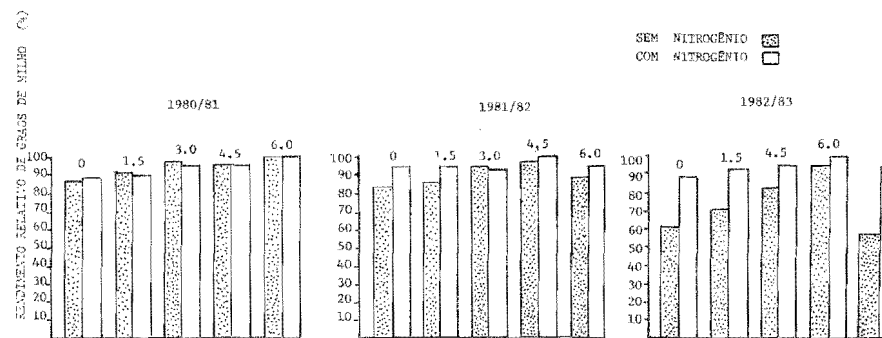


FIG. 48 - Efeito de esterco de suínos (0; 1,5; 3,0; 4,5; e 6,0 t/ha) no rendimento relativo de grãos de milho (%) com e sem adubo nitrogenado nos três anos de cultivo. As doses de 1,5; 3,0; e 4,5 t foram repetidas anualmente. A dose de 6,0 t só foi aplicada no primeiro ano. Chapecó, SC.  
Fonte: Scherer et al. (1984).

2 vezes. A diferença de resposta no solo Captina com relação à aplicação dos dejetos de aves e suínos, resultado do grande conteúdo de C orgânico do dejetos de aves (435 g/kg de dejetos seco) contra o de suínos (10 g/kg de dejetos seco). As diferentes respostas nos três tipos de solos para a aplicação do dejetos suíno é resultado de um decréscimo na quantidade aplicada para as séries Captina, Sallisaw e Stigler.

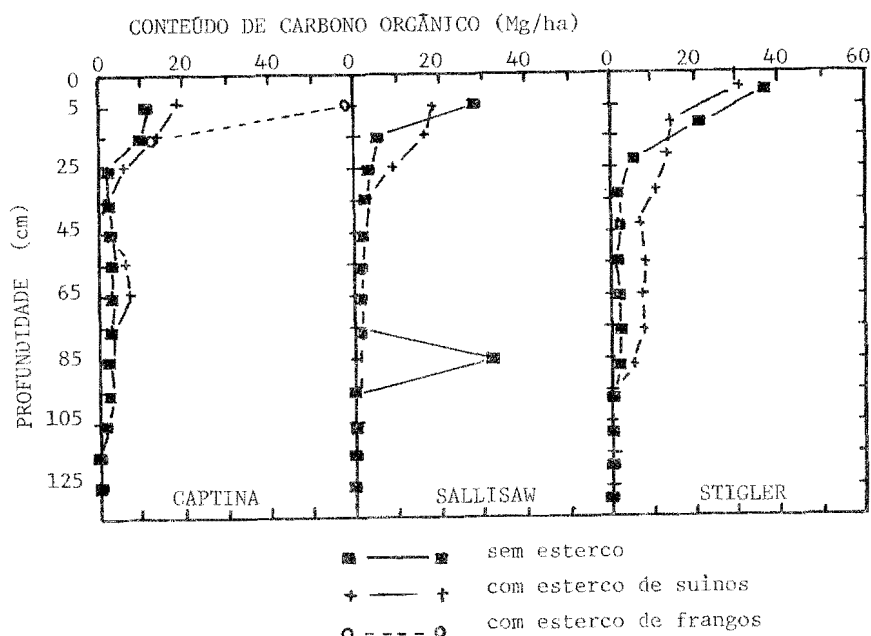


FIG. 50 - Conteúdo de C orgânico nos solos com e sem tratamento de dejetos.  
Fonte: Sharpley et al. (1990).

A quantidade de N foi similar ao carbono orgânico com grande acúmulo no solo Captina tratado com dejetos de aves. Não foi consistente o efeito com a aplicação do dejetos suíno no conteúdo de N em cada uma das séries de solos.

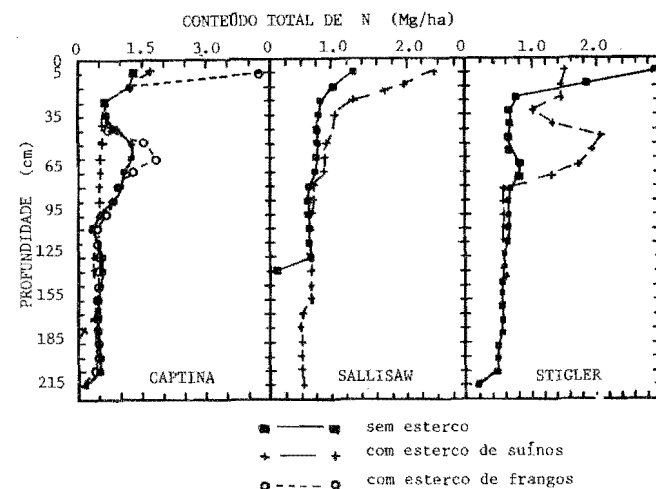


FIG. 51 - Conteúdo de N total nos solos com e sem tratamento de dejetos.  
Fonte: Sharpley et al. (1990).

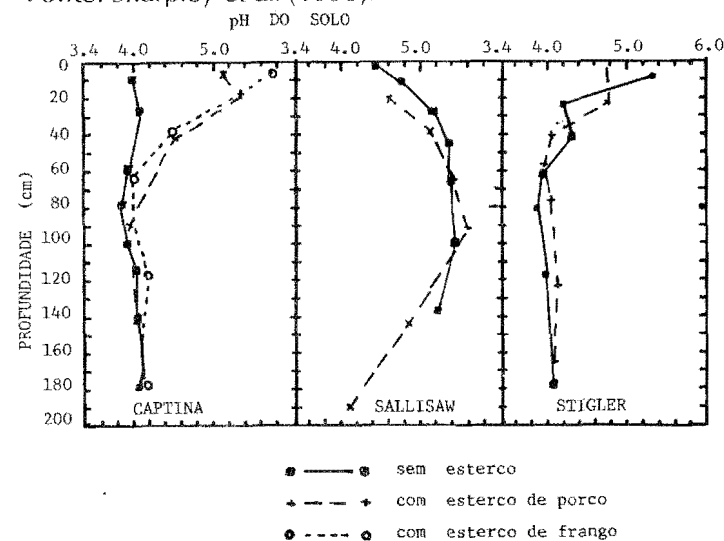


FIG. 52 - pH (0,01 M CaCl<sub>2</sub>) em solos com e sem adição de dejetos de aves e suínos.  
Fonte: Sharpley et al. (1990).

TABELA 50. Conteúdo de nutrientes em dejetos de aves e suínos.

C orgânico	N total	P total	K	Referências
Cama de frangos (g/kg)*				
	43,0	16,3	21,3	Carreker et. al., 1973
428	50,8	16,9	19,3	Gilbertson et. al., 1979
377	43,3	16,4	19,1	Westerman et. al., 1988
435	46,1	12,5	14,1	SCS, 1955
413	45,8	15,5	18,5	Média
Dejetos suínos (g/l)				
29,1	7,01	1,62	2,41	Gilbertson et. al., 1979
23,1	4,32	1,44	2,19	SCS, 1985
	5,04	1,66	2,31	Presente estudo
26,1	5,46	1,57	2,30	Média

\*/Cama de maravalha de pinheiro com aproximadamente 25 semanas de uso.  
Fonte: Sharpley (1990).

- A atividade microbiana potencial, representada pela produção de CO<sub>2</sub>, foi medida na superfície de quatro horizontes somente e foi encontrado um decréscimo com as aplicações do dejetos de aves. Com a aplicação do dejetos suíno não foi encontrado um efeito consistente na atividade microbiana. A relação C/N dos solos tratados com dejetos foi similar aos não tratados ainda que a relação C/N do dejetos de aves (9,0) é aproximadamente duas vezes a do dejetos de suínos (4,8), como podemos observar na Tabela 50.

- Quanto ao pH do solo nos 50 cm superficiais do solo Captina tratado com cama de aves é bem maior que o solo não tratado (Fig. 52). Um comportamento similar foi observado nos solos Captina e Sallisaw que receberam dejetos de suínos, embora o acréscimo de pH não foi tão significativo como a cama de aves. Em contraste, o solo Stigles com dejetos suíno apresentou um menor pH em relação ao solo não tratado.

- O conteúdo de cátions trocáveis na superfície do solo (aproximadamente 0-25 cm), seguidos de aplicação de dejetos, é maior nos solos com dejetos para todos os tratamentos, com exceção do solo Stigler (Fig. 53). Neste caso o movimento dos cátions trocáveis no solo é evidente, ocorrendo um incremento dos níveis de Ca, Na e K abaixo dos 30 cm de profundidade nos solos tratados.

- Na Tabela 51, podemos observar as quantidade de P, N e K aplicados com dejetos de aves e suínos durante o período de estudo, a uma profundidade de até 50 cm em solos com e sem aplicação de dejetos.

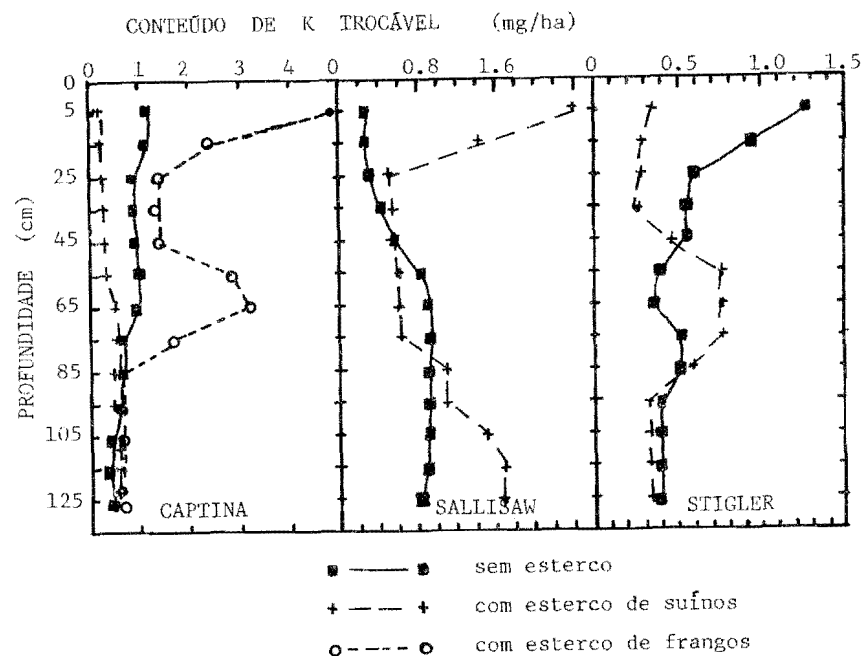


FIG. 53 - K trocável contido nos solos com e sem adição de dejetos de aves e suínos.  
Fonte: Sharpley et al. (1990).

Segundo Scherer et al. (1984), os resultados obtidos neste trabalho permitem concluir que:

- 1- A aplicação no solo de esterco de suínos aumentou a disponibilidade de P e K e não afetou o pH e o nível de M.O. no solo.
- 2- Verificou-se que existe efeito residual do esterco de suínos no teor de P e K, avaliados pelo extrator de Mellich; não se verificou, entretanto, o mesmo com a disponibilidade de N avaliado através da resposta da cultura ao adubo nitrogenado aplicado.
- 3- O rendimento de grãos de milho aumentou significativamente com as quantidades de esterco de suínos, P e N aplicados. A adubação de manutenção com 3,5 t/ha/ano de esterco de suínos sólido (base seca) supriu a cultura do milho em macronutrientes proporcionando rendimentos equivalentes aos obtidos com adubação mineral.
- 4- Não havendo limitação de disponibilidade de esterco na propriedade seu emprego justifica-se economicamente até doses em torno de 3,5 e 4,2 t/ha/ano (peso seco), doses estas suficientes para manter uma produtividade relativa do milho entre 90% e 95% do teto máximo.
- 5- O benefício do esterco de suínos na melhoria e manutenção da fertilidade do solo demonstra seu grande potencial como solução apresentada para adubação do milho cultivado nas pequenas propriedades rurais.

Resultados semelhantes obtiveram Sharpley et al. (1990), estudando o impacto causado pela aplicação de dejetos suínos e de aves durante longos períodos (9-15 anos), no município de Delaware no estado de Oklahoma (USA). A pesquisa foi necessária pelo rápido crescimento da avicultura e suinocultura na região associado ao uso dos dejetos no solo e sua possível contaminação dos recursos hídricos. Foram analisados os efeitos dos dejetos animais no conteúdo de nutrientes de três séries de solos: Captina, Sallisaw e Stigler (silt loams). Os autores obtiveram as seguintes respostas:

- Nas propriedades físicas do solo não foi observado um efeito consistente embora a densidade apresentada pela série de solo captina após aplicação, tanto do dejetos suíno como de aves, fosse menor que o solo não tratado.

- O conteúdo de P total nos horizontes superficiais dos solos tratados foi maior dos que não receberam nenhum tratamento (Fig. 49). Este aumento somente fica evidente a uma profundidade aproximada de até 50 cm. Conseqüentemente a maioria do P aplicado permanece na zona radicular e pequeno movimento do fósforo ocorre além dos 50 cm.

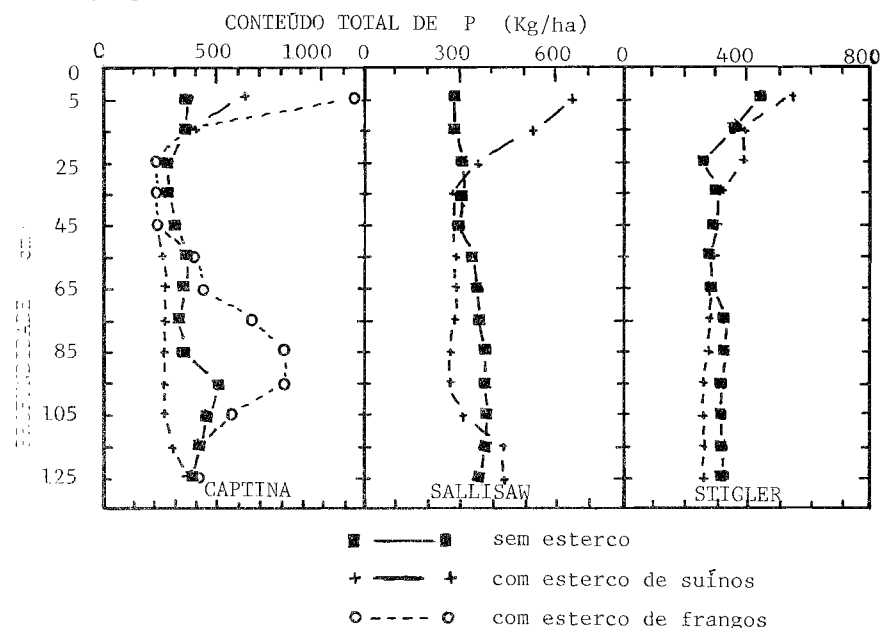


FIG. 49 - Conteúdo de P total nos solos com e sem tratamento de dejetos. Fonte: Sharpley et al. (1990).

- Quanto ao aumento de C orgânico e N total com a aplicação de dejetos nos três tipos de solos estudados foram menos consistentes que os resultados do fósforo (Fig. 50 e 51). O conteúdo do C orgânico no solo Captina aumentou 3,6 vezes com a aplicação do dejetos de aves. Com o dejetos suíno o incremento de C orgânico foi somente 1,5 e 1,1 vezes para as séries Captina e Sallisaw, respectivamente, enquanto para a Stigler foi observado um decréscimo de

TABELA 51. Quantidade de P, N e K adicionados aos solos pelos dejetos de aves e suínos, durante o período de estudo, a uma profundidade máxima de 50 cm em solos tratados e não tratados.

Solo	Tratamento	Quantidade aplicada			Conteúdo no solo/1					
		P	N	K	P <sub>t</sub>	P <sub>i</sub>	P <sub>d</sub>	N <sub>t</sub>	NO <sub>3</sub> -N	K
		kg/ha			kg/ha/50 cm					
Captina	Sem dejetos	0	0	0	1593	532	27	4873	70	5257
	Aves	1305	6840	1360	2167 (574)	1510 (978)	395 (368)	7678 (3003)	233 (163)	11638 (6381)
	Suínos	808	2464	1128	1753 (160)	886 (354)	213 (186)	4856 (-17)	20 (-50)	1304 (-3953)
Sallisaw	Sem dejetos	0	0	0	1508	473	49	3959	22	1911
	Suínos	1215	3615	1665	2094 (586)	1029 (556)	407 (358)	6780 (2821)	242 (220)	5436 (3525)
Stigler	Sem dejetos	0	0	0	1685	609	64	6915	85	3668
	Suínos	296	880	408	1907 (222)	981 (372)	170 (106)	6745 (-170)	29 (-56)	1623 (-2245)

1/ Os números entre parênteses representam a diferença entre os solos com e sem tratamento.

P<sub>t</sub>, P<sub>i</sub>, P<sub>d</sub> e N<sub>t</sub> representam o fósforo total, fósforo inorgânico, fósforo disponível e nitrogênio total, respectivamente.  
Fonte: Sharpley et al. (1990).

Scherer et al. (1986a), estudou a utilização de esterco líquido de suínos como fonte de nitrogênio para as culturas de milho e feijão.

Foram analisadas as combinações de 0, 20, 40 e 80 m<sup>3</sup> por hectare de esterco líquido de suínos (6,5% de matéria seca), aplicado em faixa, com 0, 40, 80 e 120 kg de nitrogênio por hectare. Aplicado em duas épocas, na base e cobertura. Além dos tratamentos de esterco líquido e nitrogênio, todas as áreas experimentais receberam, anualmente, uma adubação básica de fósforo e potássio. O experimento foi desenvolvido em solos das unidades de mapeamento Ciriaco e Erechim, representativos da pequena propriedade do Oeste Catarinense.

Para a cultura do milho observou-se que, nos primeiros anos de cultivo, o esterco de suínos e a adubação nitrogenada proporcionaram um efeito positivo na produção de milho. A resposta da cultura aos tratamentos foi semelhante nos dois tipos de solos, o que pode ser explicado, em parte, pelo teor semelhante de matéria orgânica (3% - 4%) que os solos tinham inicialmente e que é a principal fonte de nitrogênio.

A utilização de 40 m<sup>3</sup> de esterco líquido por hectare, como fonte exclusiva de nitrogênio, proporcionou um aumento médio de 22 sacos de milho por hectare em comparação com a testemunha (sem nitrogênio e sem esterco) que produziu 75 sacos de milho por hectare.

Por sua vez, a aplicação anual de 90 kg de nitrogênio por hectare, na forma de uréia, apresentou um aumento médio de 38 sacos de milho por hectare, quando comparado com a testemunha.

Comparando-se as duas fontes de adubo, verifica-se uma equivalência em produção de milho entre a aplicação de 40 m<sup>3</sup> de esterco de suínos por hectare e 40 kg de nitrogênio mineral por hectare, resultando na produção média de 97 e 93 sacos de milho por hectare, respectivamente.

O feijão apresentou uma menor resposta, em relação ao milho, aos tratamentos de esterco de suínos e adubo nitrogenado, em ambos os solos e nos dois anos de avaliação. Possivelmente, esta menor resposta à adubação nitrogenada deve-se à capacidade que têm as plantas de feijão em assimilar parte do nitrogênio através da fixação simbiótica. Esta assertiva fica evidenciada através da produção média de 30 sacos de feijão por hectare obtidos na parcela testemunha, que não recebeu qualquer adubo nitrogenado, superior inclusive à produção média estadual.

A produção máxima de 37 sacos de feijão por hectare foi obtida com a aplicação de 80 m<sup>3</sup> de esterco ou 80 kg de nitrogênio por hectare. Entretanto, os maiores incrementos de 5 e 6 sacos por hectare é, possivelmente os mais econômicos, foram obtidos com a aplicação de 40 m<sup>3</sup> de esterco ou 40 kg de nitrogênio mineral por hectare.

O autor no que se refere a esta pesquisa faz as seguintes considerações:

- 1 - Em decorrência das avaliações efetuadas, pode-se afirmar que o esterco líquido de suínos é um excelente fertilizante orgânico, podendo substituir, em parte ou na totalidade, a adubação nitrogenada mineral requerida pelas culturas de milho e de feijão.
- 2 - Entretanto, a viabilidade de utilização deste adubo orgânico depende, fundamentalmente, da sua disponibilidade na propriedade, que na quantidade média de 40 m<sup>3</sup>/ha, limita o seu uso a pequenas áreas e a locais próximos a sua produção.

Outro fator importante a considerar é a baixa concentração de nutrientes e o alto teor de água que o esterco contém, o que aumenta os gastos com armazenamento, transporte e distribuição onerando o custo final por unidade de nutriente aplicado ao solo.

Os resultados indicam uma boa perspectiva para a recomendação do esterco líquido de suínos para suprir as necessidades de nitrogênio das culturas de milho e feijão.

Konzen et al. (1989) estudou a utilização do esterco líquido de suínos na adubação de milho, em solos de cerrado. A caracterização quantitativa vem sendo feita em todas as aplicações dos tratamentos, desde o início do trabalho em 1984 (Tabela 52), sendo as dosagens baseadas nas análises de solo (Tabelas 53 e 54).

TABELA 52. Composição média do esterco líquido de suínos utilizado nas aplicações dos tratamentos experimentais (1984/1989).

Componentes	Unidade	Quantidade
pH	Umidade	7,80
Matéria seca	kg/m <sup>3</sup>	44,50
Nitrogênio Total	kg/m <sup>3</sup>	3,18
Fósforo (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	kg/m <sup>3</sup>	5,40
Potássio (K <sub>2</sub> O)	kg/m <sup>3</sup>	1,38
Cálcio	kg/m <sup>3</sup>	3,30
Magnésio	kg/m <sup>3</sup>	1,17
Ferro	g/m <sup>3</sup>	108,30
Manganês	g/m <sup>3</sup>	84,70
Zinco	g/m <sup>3</sup>	78,80
Cobre	g/m <sup>3</sup>	69,40
Enxofre	g/m <sup>3</sup>	580,00
Boro	g/m <sup>3</sup>	45,60
Sódio	g/m <sup>3</sup>	107,40

Fonte: Konzen et al. (1989).

TABELA 53. Característica químicas dos solos das áreas experimentais

Elementos	Valores
pH	4,70
Al eq. mg/100cc + 2	1,50
Ca eq. mg/100cc + 2	0,21
Mg eq. eq. mg/100cc + 2	0,21
K ppm	120,00
P ppm	1,00
Matéria Org. %	3,35

Fonte: Konzen et al. (1989).

TABELA 54. Quantidades de matéria seca, nitrogênio total, fósforo em P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, potássio em K<sub>2</sub>O e total N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, K<sub>2</sub>O, incorporados ao solos pelos tratamentos de esterco líquido de suínos.

Dosagem de Esterco m <sup>3</sup> /ha	Em kg/ha				
	Mat.Seca	N Total	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	Total N, P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> e K <sub>2</sub> O
15	667	48	81	19	148
30	1.335	95	162	39	296
45	2.002	143	243	58	444
60	2.670	191	324	78	593
64	2.848	204	346	83	633
90	4.005	286	486	117	889
135	6.007	429	729	175	1.333
180	8.010	572	972	234	1.778

Fonte: Konzen et al. (1989).

Durante os períodos agrícolas de 84/89 foram conduzidos cinco experimentos com seus resultados totalizados nas Tabelas 55, 56, 57, 58 e 59.

Avaliando as produções (Tabela 55) verifica-se que a dosagem de 45m<sup>3</sup> de esterco/ha seria a mais recomendável para o produtor uma vez que permite adubação de maior área de terra e melhor eficiência de produção de milho por m<sup>3</sup> de esterco aplicado.

TABELA 55. Médias de produção acumuladas e stand de três anos de tratamentos do experimento de níveis de esterco líquido de suínos em aplicação exclusiva e combinada com NPK na adubação do milho (86/87).

Tratamentos <sup>a/</sup>	Médias kg/ha	Nº plantas/ha stand
1. Testemunha	1.665	48.000
2. Adub. química (200 kg 4-30-16 + 200kg sulfato amônio + 20 kg sulfato de zinco)	3.488	48.200
3. 45 m <sup>3</sup> de esterco	5.179	53.500
4. 90 m <sup>3</sup> de esterco	6.455	52.800
5. 135 m <sup>3</sup> de esterco	7.396	52.600
6. 180 m <sup>3</sup> de esterco	7.657	50.700
7. 90 m <sup>3</sup> de esterco + trat.2	6.813	46.300
8. 90 m <sup>3</sup> de esterco + 1000 kg superfosfato simples	7.021	50.300
9. 90 m <sup>3</sup> de esterco não incorporado	5.488	50.400

<sup>a/</sup> Foram utilizados 40 kg de nitrogênio por hectare, em cobertura aos 45 a 48 dias, após a emergência das plantas, em todos os tratamentos.  
Fonte: Konzen et al. (1989).

Pelas produções obtidas (Tabela 56), pode-se observar que as quantidades de nitrogênio não influenciaram à produção de milho mesmo nas dosagens de 45m<sup>3</sup>/ha de esterco líquido.

TABELA 56. Produção média de milho em kg/ha nos experimentos com 3 níveis de esterco líquido de suínos associados a 4 quantidades de nitrogênio em cobertura da cultura do milho (86 e 87).

Tratamento <sup>a/</sup>	Médias kg/ha	Nº plantas/ha stand
1. 45 m <sup>3</sup> /ha de esterco + 0 kg N	7.152	41.100
2. 45 m <sup>3</sup> /ha de esterco + 30 kg N	6.837	40.580
3. 45 m <sup>3</sup> /ha de esterco + 60 kg N	7.215	40.150
4. 45 m <sup>3</sup> /ha de esterco + 90 kg N	7.443	40.830
5. 90 m <sup>3</sup> /ha de esterco + 0 kg N	7.894	42.700
6. 90 m <sup>3</sup> /ha de esterco + 30 kg N	7.969	42.780
7. 90 m <sup>3</sup> /ha de esterco + 60 kg N	8.197	44.290
8. 90 m <sup>3</sup> /ha de esterco + 90 kg N	7.801	40.900
9. 135 m <sup>3</sup> /ha de esterco + 0 kg N	8.205	42.730
10. 135 m <sup>3</sup> /ha de esterco + 30 kg N	8.403	47.120
11. 135 m <sup>3</sup> /ha de esterco + 90 kg N	8.629	41.600
12. 135 m <sup>3</sup> /ha de esterco + 90 kg N	8.179	42.660

Fonte: Konzen et al. (1989).

Os resultados indicam que as dosagens mais adequadas são 3,0 litros e 4,5 litros de esterco por metro linear de sulco, sem uso do adubo químico. Em solo de cerrado muito fraco, igual ao utilizado neste trabalho, a dosagem de apenas 1,5 litros de esterco/metro de sulco proporcionou produções 45% superiores e 63% mais barata do que aos da adubação química (Tabela 57).

TABELA 57. Médias de produção de milho em kg/ha obtidas nos experimentos com níveis de esterco líquido de suínos aplicados em sulcos de maneira exclusiva e combinada com adubação química, na cultura do milho (87, 88 e 89).

Tratamentos	Médias kg/ha	Nº plantas/ha stand
1. Testemunha	264	43.850
2. Ad. Química (200 kg 4-30-16+200 kg sulfato de amônio + Zn)	1.663	57.000
3. 1,5 t esterco/m de sulco	2.440	56.000
4. 3,0 t esterco/m de sulco	3.793	56.060
5. 4,5 t esterco/m de sulco	4.947	56.390
6. 6,0 t esterco/m de sulco	5.179	52.500
7. 1,5 t esterco/m de sulco + Adubação Química	4.482	59.840
8. 1,5 t esterco/m de sulco + 40 kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> /ha	2.693	55.880
9. 1,5 t esterco/m de sulco + 40 kg N/ha.	2.719	56.440

Fonte: Konzen et al. (1989).

A suspensão do tratamento (Tabela 58) com 45 m<sup>3</sup> de esterco de suínos por hectare no primeiro ano reduziu a produtividade em 58%; já no segundo ano a produtividade decresceu 73,5%. Os tratamentos de 90 m<sup>3</sup> por hectare reduziram sua produtividade em 43,8% para o primeiro ano de suspensão e 65% para o segundo ano. Os de 135 m<sup>3</sup> por hectare sofreram decréscimos de 48% e 54,8% respectivamente para o primeiro e segundo anos de suspensão dos tratamentos.

TABELA 58. Produções médias de milho em kg/ha obtidas no experimento do efeito residual do esterco líquido de suínos utilizado em aplicação exclusiva uniforme na adubação do milho (87, 88 e 89).

Tratamentos	Média em kg/ha		
	Aplicação Contínua	Suspensão 1 Ano	Suspensão 2 Anos
1. 45 m <sup>3</sup> /esterco/ha	4.848	2.037	1.289
2. 90 m <sup>3</sup> /esterco/ha	6.162	3.463	2.149
3. 135 m <sup>3</sup> /esterco/ha	7.698	4.005	3.094
4. 180 m <sup>3</sup> /esterco/ha	7.700	4.589	3.094
5. Adubação química	2.611	-	-
6. Testemunha	720	-	-

Fonte: Konzen et al. (1989).

As aplicações de 180 m<sup>3</sup> por hectare reduziram sua produtividade em 40,4% e 54,8% respectivamente para um e dois anos de suspensão dos tratamentos (Tabela 58).

TABELA 59. Produções médias de milho em kg/ha obtidas no experimento de períodos de aplicação antecipada ao plantio de milho de uma dosagem de 64 m<sup>3</sup>/ha associados a 0 kg/N, 30 kg/N, 60 kg/N e 120 kg/N por hectare em cobertura (1988 e 1989).

Épocas de aplicação	Tratamentos		Médias
	m <sup>3</sup> /esterco/ha	kg/N/ha	
Época E1 (julho)	64	0	5.990
	64	30	5.680
	64	60	5.860
	64	120	5.830
Época E2 (Agosto)	64	0	6.230
	64	30	5.670
	64	60	5.540
	64	120	5.420
Época E3 (Setembro)	64	0	5.110
	64	30	4.480
	64	60	4.930
	64	120	5.540
Época E4 (Outubro)	64	0	5.740
	64	30	4.920
	64	60	5.060
	64	120	5.330
Plantio (Novembro)	TEST.	0	4.060
	TEST.	30	3.530
	TEST.	60	3.910
	TEST.	120	4.060

Fonte: Konzen et al. (1989).



Os resultados indicam que as épocas de aplicação de julho e agosto, 5 e 4 meses antes o plantio foram as que proporcionaram as melhores produtividades. Os níveis de nitrogênio não tiveram influência nas produções em nenhuma das épocas de aplicação do esterco líquido, mostrando que 64 m<sup>3</sup> de esterco por hectare supriram as exigências de nitrogênio de plantio e de cobertura da cultura do milho para as produtividades em torno de 6.000 kg/ha.

O autor apresenta as seguintes conclusões com base nos trabalhos realizados:

- 1- As produções dos tratamentos com aplicação de esterco de forma exclusiva e combinada foram sempre superiores as dos tratamentos com somente adubação mineral.
- 2 - Os níveis de esterco (45 m<sup>3</sup>, 64 m<sup>3</sup>, 90 m<sup>3</sup> e 135 m<sup>3</sup>/ha) supriram as exigências de nitrogênio do plantio e cobertura, da cultura do milho.
- 3 - As dosagens de esterco líquido com 45 m<sup>3</sup>, 90 m<sup>3</sup>, 135 m<sup>3</sup> e 180 m<sup>3</sup>/ha, em condições de solo de cerrado e clima tropical tiveram baixo efeito residual.
- 4 - O esterco líquido aplicado em sulco de maneira exclusiva mostrou eficiência similar ao da aplicação uniforme, a partir de 4,5 litros por metro de sulco. A combinação de 1,5 litros esterco por metro de sulco com adubo químico mostrou eficiência similar ao uso exclusivo de 3,0 litros; 5,5 litros e 6,0 litros de esterco líquido por metro de sulco.
- 5 - O esterco de suínos substituí de forma eficiente o adubo químico na produção de milho, proporcionando maior autonomia alimentar e rentabilidade ao produtor.
- 6 - As tecnologias desenvolvidas permitem o aproveitamento racional do esterco por qualquer produtor, independente do dimensionamento na criação e no tamanho da propriedade.

## CONCLUSÃO

Vários fatores afetam o valor dos dejetos suínos como fertilizante bem como sua recomendação de aplicação, podemos citar os mais importantes:

- Composição e quantidade de alimento consumido pelos suínos.
- Método de coleta e armazenagem dos dejetos.
- Época e método de aplicação dos dejetos no solo.
- Características do solo e tipo de cultivo onde os dejetos são aplicados.
- Fatores climáticos.

O referido conhecimento de todos estes itens é de fundamental importância na utilização das dejeções suínas como fertilizante dos solos agrícolas.

### 5.3. Irrigação de Lavouras

Segundo Pons et al. (1987), a escassa disponibilidade de água em muitas regiões e o custo da energia para sua captação e distribuição enfatizam a necessidade de usá-la mais eficientemente, tanto no caso de aquíferos subterrâneos como no caso dos reservatórios de superfície. A irrigação limitada consiste em aplicar a água em um número restrito de oportunidades durante o ciclo da cultura, prioritariamente nos períodos mais críticos.

O período mais crítico do milho, por exemplo, com relação à necessidade de água estende-se do início do florescimento ao enchimento de grãos, principalmente no início da emissão dos estiletes ("Barba" ou "Cabelo"), Tabela 60.

Conhecendo-se, portanto, o período mais crítico dos cultivos é possível utilizar dejetos líquidos de suínos tratados em irrigação. A área a ser irrigada fica na dependência do tamanho da criação e, conseqüentemente, das quantidades de dejeções produzidas.

TABELA 60. Evapotranspiração (ET) total e média, evaporação do tanque classe A (Eo), radiação solar global (Rs) e coeficientes Kc (ET/Eo) e Kc1 (ET/Rs), em diferentes subperíodos, e no ciclo do milho (Pionner x 307), Estação Experimental de Taquari - RS, 1976 - 1980.

Subperíodo*	Duração** (Dias)	ET Total (mm)	ET Média (mm)	Diária (m <sup>3</sup> /ha)	Eo (mm)	Rs*** (mm)	Kc	Kc1
S-E	6	13,4	2,1	21	38,5	53,7	0,35	0,25
E-30d	30	86,8	2,9	29	178,9	254,9	0,49	0,34
30d-P	31	165,3	5,4	54	201,2	284,7	0,82	0,58
P-Es	6	40,4	7,0	70	42,2	57,8	0,96	0,70
Es-ML	21	136,0	6,5	65	147,9	201,2	0,92	0,68
ML-MF	30	131,0	4,3	43	198,3	261,9	0,66	0,50
S-MF	124	572,9	4,6	46	807,0	1.114,2	0,71	0,51

\* S- Semeadura; E- Emergência das plantas; 30 d-30 dias após a emergência; P-50% das plantas pendoadas;

Es- 75% das plantas com espigas com os estilotes visíveis; ML- Maturação leitosa;

MF- Maturação fisiológica.

\*\* Valores médios, arredondados.

\*\*\* Transformada em mm de evaporação.

Fonte: Pons et al. (1987).

A escolha do método de irrigação, a ser usado em cada área, deve ser baseada na viabilidade técnica e econômica do projeto e nos seus benefícios sociais. Em geral, os sistemas de irrigação por superfície são os de menor custo, por unidade de área, os de aspersão de custo médio e os de gotejamento de maior custo (Bernardo 1982).

### 5.3.1. Irrigação por aspersão

A irrigação por aspersão consiste em fornecer água ao solo em forma de chuva artificial apresentando as seguintes vantagens (Pons et al. 1987):

- permite irrigar em qualquer tipo de topografia; dispensa a sistematização do terreno; prescinde da construção e conservação de uma rede de canais; possibilita a mecanização de toda a área; proporciona maior eficiência (que outros métodos) em solos arenosos.

Apresenta, por outro lado, as seguintes desvantagens:

- exige equipamento especial, com motores e bombas mais potentes; é muito influenciada pelos ventos, ocasionando má distribuição da água; há perda considerável em água por evaporação, quando utilizada em regiões quentes, secas e ventosas.

Ao utilizarmos dejetos líquidos de suínos em irrigação por aspersão devemos levar em consideração os seguintes fatores:

- utilizar dejetos que sofreram separação física (peneiramento), para evitar o entupimento do sistema.
- utilizar, quando possível, aspersores de grande vazão (canhões aspersores) e que os mesmos sejam fabricados em materiais resistentes a corrosão.
- evitar o uso do método em cultivos que apresentem as partes comestíveis atingidas diretamente pelo liquame (Ex: Olerícolas folhosas).
- proceder correta fermentação dos dejetos para evitar a queima da parte aérea dos vegetais.
- quando do cálculo da potência consumida no eixo da bomba, levar em consideração a quantidade de matéria seca dos dejetos, para cálculo do peso específico do fluido na fórmula abaixo:

$$P = \frac{QYH}{K.M} \quad \text{onde;}$$

P = Potência consumida no eixo da bomba, Hp

Q = Vazão, m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>

Y = Peso específico do fluido, N.m<sup>-3</sup>

H = Altura manométrica total, m

K = Coeficiente de correção 7,46, adimensional

M = Eficiência da bomba, %.

Na Fig. 54, apresentamos um croqui de um projeto de irrigação por aspersão utilizando um canhão autopropelido.

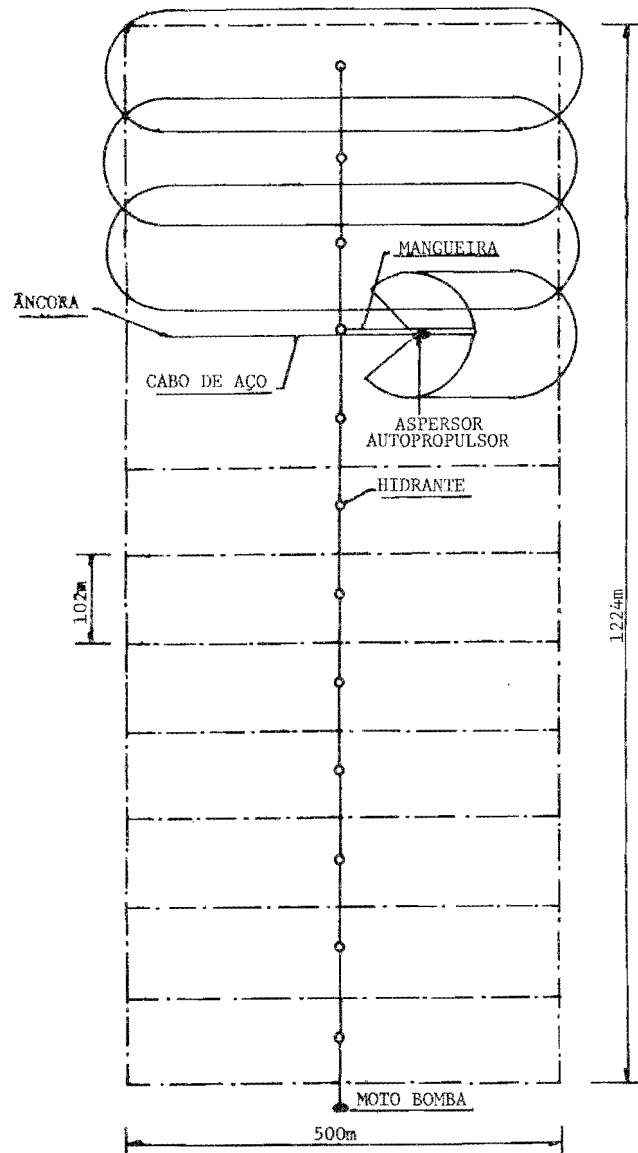


FIG. 54 - Sistema de irrigação com canhão autopropelido (aspersão).

### 5.3.2. Irrigação por Sulcos

Segundo Silva et al. (1981), o método de irrigação por sulcos é particularmente adequado para cultivos em fileiras. Pode ser recomendado para pequenas e médias propriedades, devido ao seu baixo custo de implantação.

As principais limitações à adoção do método são os solos muito permeáveis, a topografia irregular e os solos rasos, em que não seja prática a movimentação da terra (Pons et al. (1987). Segundo o mesmo autor o movimento da água é afetado pela gravidade e pelo tamanho das partículas de solo. No caso de solos argilosos, inicialmente, a água avança praticamente com a mesma velocidade em todas as direções (avanço praticamente circular); no caso de solos arenosos o movimento vertical é mais acentuado, desde o início, aumentando as perdas por percolação se não houver uma camada que restrinja o movimento.

A irrigação por sulcos em terrenos inclinados requer, geralmente, a construção de sulcos em contorno, seguindo uma declividade tecnicamente recomendada. Com isso, via de regra, os canais de distribuição são construídos no sentido do maior declive, exigindo estruturas especiais para quebrar a força da velocidade da água e evitar erosão. Neste caso, o tubo-janelado pode substituir os canais de irrigação, pois, além de evitar o contato da água com o solo no sentido de maior declividade do terreno, permite com facilidade a regulagem de vazões adequadas nos sulcos de irrigação, o manejo da irrigação e o controle da erosão (Silva et al. 1981) (Fig. 55).

Chateaubriand et al. (1989), testaram o efeito de dejetos de suínos, aplicados em irrigação por sulco, na cultura do milho em solo com textura argilo-arenosa. Foram testados cinco doses de dejetos, 0, 50, 100, 150 e 200 m<sup>3</sup>/ha, distribuídos em 10 irrigações. Durante as irrigações, cada dose de dejetos de suínos era preparada e homogeneizada manualmente, com pá de madeira, na calha distribuidora (Fig. 56) e aplicada num grupo de três sulcos simultaneamente.

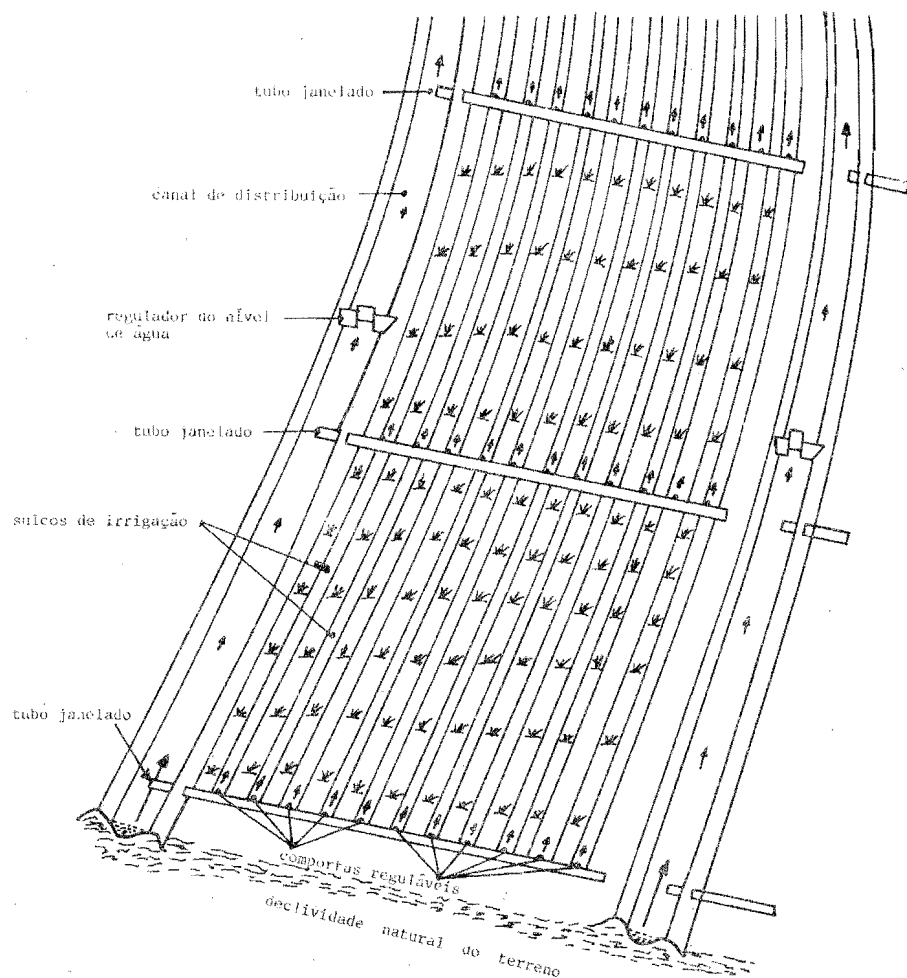


FIG. 55 - Sistema de irrigação por sulcos utilizando tubos janelados.  
Fonte: Silva et al. (1981).

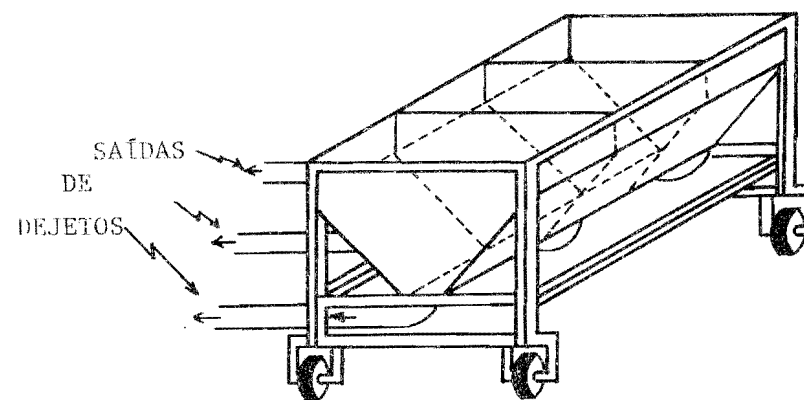


FIG. 56 - Perspectiva da calha distribuidora  
Fonte: Chateaubriand et al. (1989).

Os dejetos líquidos de suínos foram coletados em pavilhão que continha animais Landrace e Duroc, com idade de 70 a 180 dias (fases de crescimento e de terminação), com peso de 20 a 100 kg.

Os dejetos, em estado líquido, eram constituídos de dejeções (fezes e urina), água desperdiçada dos bebedouros, água de higienização, resíduos de ração, cerdas e poeira decorrentes do processo criatório.

Na Tabela 61, encontram-se os dados de composição química média dos dejetos de suínos utilizados nas irrigações.

Na Tabela 62, encontram-se os resultados obtidos na análise de demanda bioquímica de oxigênio (DBO). O aumento da dose de dejetos de suínos aplicada acarretava aumento da atividade microbiana, impossibilitando, algumas vezes, a segunda leitura, devido ao consumo total de oxigênio das amostras (principalmente para as doses de 100, 150 e 200 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>), ocorrido durante o período de incubação (três dias) das mesmas, a 20°C, com 0,5% de diluição, indicando a facilidade de biodegradação do material presente nos dejetos.

TABELA 61. Composição química média dos dejetos de suínos utilizados nas dez irrigações.

Relação Volume/Peso	Elementos	%
	sólidos Totais	1,10
% sobre os sólidos totais	Sólidos totais voláteis	72,06
	Sólidos totais fixos	27,94
	P total	1,41
	K total	4,10
	Ca total	4,16
	Mg total	1,00
	C total	36,56
	N total	4,38
	S total	0,71
	Matéria Orgânica	63,02
	pH	6,50
	C/N	8,35

Fonte: Chateaubriand et al. (1989)

TABELA 62. Valores médios de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) das doses de dejetos de suínos utilizados nas dez irrigações

Doses (m <sup>3</sup> /ha)	DBO (mg/l)
0	15,26
50 <sup>1*</sup>	525,32
100 <sup>3*</sup>	908,27
150 <sup>3*</sup>	1.153,05
200 <sup>4*</sup>	1.313,22

\* Número de vezes em que o consumo total de oxigênio da amostra ocorreu antes da segunda leitura.  
Fonte: Chateaubriand et al. (1989).

Na Fig. 57, observa-se que, a partir da dose de 150 m<sup>3</sup> ha, houve uma queda na produção, possivelmente pela presença de quantidades tóxicas de amônia, de nitrato ou sais que provocam desbalanço nutricional, principalmente de potássio.

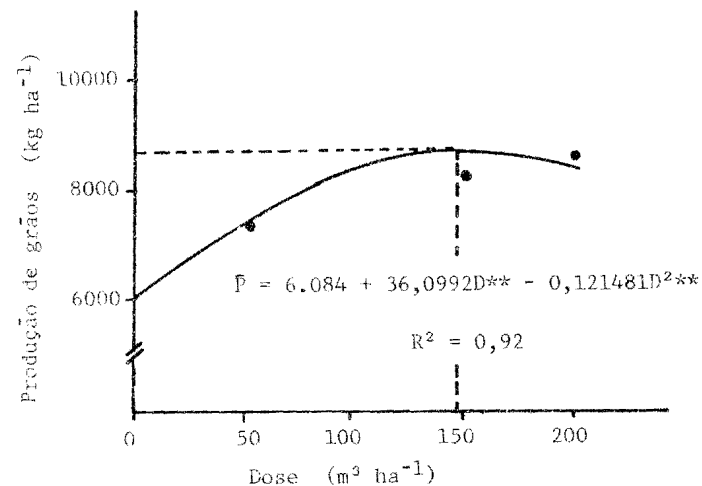


FIG. 57 - Produção de grãos de milho (P) de acordo com as doses de dejetos de suínos aplicadas (D).  
(\*\* Significativo, a 1% de probabilidade, pelo teste t).  
Fonte: Chateaubriand et al. (1989).

Na Tabela 63, são apresentados os dados com os valores máximos de altura de planta (AP), peso de espiga com palha (PEP), peso de espiga sem palha (PESP), peso de grãos por espiga (PGE), número de grãos por espiga (NGE) e peso de 1.000 grãos (PMG).

TABELA 63. Doses de dejetos, valores máximos de cada fator, percentual de acréscimo do valor máximo em relação a testemunha e coeficientes de variação dos dados (CV):

Fator	Dose <sup>1</sup> m <sup>3</sup> /ha	Valor <sup>2</sup> Máximo	% Acréscimo	CV (%)
AP**	164	2,36 m	19	4,84
PEP**	158	223 g	65	10,72
PESP**	162	205 g	63	10,92
PGE**	156	174 g	50	11,31
NGE**	150	481 grãos	37	12,07
PMG*	155	367 g	10	3,49

\*\* - Significativos, a 1 e 5% de probabilidade, pelo teste t, respectivamente.  
1,2 - Valores estimados através de um modelo quadrático.  
Fonte: Chateaubriand et al. (1989).

Após o término do experimento o autor chegou as seguintes conclusões.

- Não houve redução na taxa de emergência, nem impermeabilização dos sulcos de irrigação, com a aplicação das doses de 50, 100, 150 e 200 m<sup>3</sup>/ha;
- Para as doses de 50 e 100 m<sup>3</sup>/ha; as quantidades de N, P, K adicionadas ao solo foram inferiores às recomendadas para adubação química. No entanto, para as doses de 150 e 200 m<sup>3</sup>/ha, as recomendações foram superadas;
- A produtividade máxima foi de 8.766 kg/ha, com a dose de 149 m<sup>3</sup>/ha, cerca de 40% acima da obtida com a testemunha;
- O efeito benéfico dos dejetos de suínos também foi verificado para os demais fatores de produção analisados, o que indica que as necessidades de nutrientes da cultura do milho podem ser suprimidas pela aplicação de dejetos suínos;
- A irrigação por sulco mostrou ser promissora, viável e eficiente na aplicação dos dejetos de suínos, além de ser uma forma de disposição final que reduz significativamente os efeitos da poluição.

## 6 - CONTROLE INTEGRADO DE MOSCAS EM CRIAÇÕES DE SUÍNOS

O manejo inadequado dos dejetos nas criações de suínos tem proporcionado uma produção excessiva de moscas.

As espécies mais comuns encontradas no meio rural têm sido a mosca doméstica e a mosca dos estábulos, além das varejeiras (calíforideos e sarcófagideos). Existem porém em torno de 40 espécies de moscas que se criam no esterco.

## 6.1. Aspectos da Biologia das Moscas

### 6.1.1. Ciclo Evolutivo

A fêmea adulta da mosca doméstica, depois de acasalar (aos quatro ou cinco dias de vida) faz a postura dos ovos em matéria orgânica em decomposição, dando preferência pelas fezes de suínos e de aves, quando comparadas com as fezes de bovinos e equinos (Pratt et al. 1975). A postura é feita, preferencialmente, em fezes frescas, mas ocorre em qualquer quantidade de fezes mantidas úmidas (Nunes 1987).

A fêmea põe cerca de 100 a 120 ovos de cada vez, quando não incomodada. Repete esta postura 4 a 6 vezes durante sua vida. Destes ovos, num tempo entre 10 a 24 horas, saem pequeninas larvas que se alimentam do esterco. Estas larvas vão crescendo até atingirem o tamanho para mudarem de forma, o que demora de 5 a 8 dias. Para isto, saem da parte mais úmida do esterco, ou vão para terra, onde modificam a forma do corpo, ficando com formato de um pequeno amendoim. A pele do último estágio de larva endurece e escurece formando o pupário, dentro do qual se desenvolve o adulto. Nesta forma, chamada pupa, permanecem por 4 a 5 dias. Este tempo depende muito da temperatura, sendo menor nos períodos mais quentes (Pratt et al. 1975).

Das pupas saem os adultos que, depois de estenderem as asas, voam do esterco em busca do alimento.

### 6.1.2. Alimentação

O principal problema causado pelas moscas é a forma como as mesmas se alimentam. As moscas que se criam no esterco só se alimentam de líquidos. Por isso, dão preferência a secreções e outros líquidos do corpo dos animais (como os das feridas) e para ingerir alimentos sólidos elas vomitam (regurgitam) um líquido (enzimas) sobre o alimento para dissolvê-lo. Quando o alimento se dissolve a mosca começa a sugá-lo. O vômito contém parte do último alimento e, se este for o esterco, contaminam o alimento onde se encontram. As moscas regurgitam cerca de cem vezes por dia (Vargas 1990).

Outras espécies de moscas apresentam aparelho bucal do tipo picador, adaptado para sugar sangue. Das espécies que se criam em esterco suíno, a que apresenta esta forma de alimentação é a mosca dos estábulos (*Stomoxys calcitrans*). São moscas de tamanho semelhante ao da mosca comum (mosca doméstica), porém tanto os machos quanto as fêmeas se alimentam de sangue. Esta espécie está se desenvolvendo no esterco que é retirado das instalações de porcas criadeiras, misturado a serragem ou maravalha (palha, ou outra cama qualquer, que mantenha o esterco úmido mas com bastante aeração) e é jogado nas proximidades da criação sem o menor cuidado ou jogado na esterqueira onde forma uma crosta que flutua. Estas moscas causam graves danos, principalmente nos bovinos e suínos por diminuírem a produção de carne e leite. Elas também picam os humanos, sendo comum a sua presença, principalmente em véspera de chuva (não podemos confundir esta espécie com as mutucas - Tabanideos, cujas larvas se criam em água corrente).

## 6.2. Problemas Causados pelas Moscas

### 6.2.1. Transmissão de Doenças

As moscas, além do incômodo, são eficientes veiculadores de doenças, pois carregam os agentes causadores de doenças como as bactérias, os vírus, os ovos e larvas de helmintos (vermes dos intestinos e outros). Elas carregam os agentes causadores de doenças de cinco formas: 1. nas suas peças bucais (na tromba); 2. através do seu vômito; 3. nos pêlos do corpo; 4. nas partes pegajosas das patas (pulvilos); 5. através das fezes (Harwood & James 1979).

Desta forma, as moscas podem espalhar as infecções intestinais (diarréias) quando pousam e se nutrem sobre utensílios e alimentos

Por exemplo, a mosca que se criou ou se alimentou no esterco de um suíno doente ou nas fezes de uma pessoa com cólera ou com outra doença intestinal, pode voar para a nossa mesa trazendo no corpo os causadores desta doença. Já foram identificadas moscas carregando outros agentes causadores das diarréias como a *Shigella*, da febre tifóide *Salmonella typhi* (Pratt et al. 1975) que se multiplicam rapidamente na comida. Ao preparar um alimento e deixá-lo exposto às moscas, estas podem contaminá-lo. Quando este alimento contaminado é ingerido pelas pessoas elas se infectam e podem apresentar violentas diarréias.

Coutinho et al. (1957), informaram ter encontrado *Iodamoeba butschlii*, *Escherichia coli* e *Micrococcus pyopgenes aureus* em moscas domésticas coletadas em São Paulo durante um período de 10 meses consecutivos. Estes autores citam outros trabalhos em que foram diagnosticados outros parasitos transportados por moscas como a *E. histolítica*, *E. nana*, *G. lambia* e ovos de *T. trichiura*, *A. lumbricoides* e larvas de Ancilostomidae.

As moscas que se criam e andam sobre o esterco podem voar para as instalações e se alimentar sobre porcas criadeiras, de suas secreções e restos de leite que ficam sobre as tetas. Em consequência, os leitões vão se infectar ao mamar nestas mesmas tetas agora contaminadas com os agentes da diarréia. Tornam-se inúteis todos os cuidados tomados na desinfecção do ambiente de parição, da cela parideira e a manutenção de um local limpo e aquecido, se não se evitar também a ação das moscas as quais levam à boca dos leitões todo tipo de micróbios.

Outras doenças, como a miíase nodular cutânea causada pelo berne e a ferida de verão (habronemose) são veiculadas tanto pelas moscas comuns (*M. domestica*) quanto pela mosca dos estábulos (*S. calcitrans*).

### 6.2.2. Incômodo

As moscas em geral e, principalmente, as moscas domésticas e as moscas dos estábulos, causam incômodo tanto ao homem quanto aos animais, podendo afetar a eficiência no trabalho e na produção de carne e leite. Os animais mantidos em locais infestados de moscas gastam cerca de 50% do seu tempo afugentando estas moscas. Moscas comuns podem perturbar atividades recreativas (como churrascos e festas ao ar livre) bem como os abates de animais (matança de aves e suínos para consumo na propriedade).

### 6.2.3. Sujeira

Por último, devemos considerar ainda o problema causado pelas moscas sujando com suas fezes e seus vômitos (regurgitamentos) tanto as paredes quanto os equipamentos das instalações (comedouros, bebedouros, celas parideiras) diminuindo o tempo de utilização pois estes equipamentos enferrujam com maior facilidade. Nas lâmpadas, a sujeira das moscas diminui a luminosidade no galpão.

### **6.3. Locais de Desenvolvimento de Moscas em Criações de Suínos**

#### **6.3.1. Encostas e/ou debaixo das Instalações de Madeira**

Em criações onde não se faz nenhum manejo do esterco sendo o mesmo jogado ao lado das instalações de madeira ou de alvenaria permanecendo ao redor das mesmas sem o menor cuidado, pode-se prever a facilidade com que as moscas se multiplicam nestes locais. Considera-se que uma larva de mosca doméstica, para se desenvolver normalmente, necessita de aproximadamente 1g (um gramo) de fezes de suíno e que um único suíno produz, em média, de 2,35 kg de fezes ou seja 2.350g, por dia (Konzen 1983). Este suíno fornece alimento suficiente para criar, por dia, 2.350 larvas de mosca e no final de uma semana produziria alimento suficiente para 16.450 moscas.

#### **6.3.2. Canaletas**

Já em uma criação onde se faz manejo do esterco colocando-o em simples esterqueira revestida, este problema poderia não existir porque o esterco mantido dentro da água não produz mosca. Porém há necessidade de que "TODO" esterco seja levado para esterqueira. Para isso as canaletas de coleta devem ser revestidas (em alvenaria ou madeira) para que o esterco escoe, não se acumulando. Se ocorrer o acúmulo do esterco na canaleta externa ele deve ser mantido coberto com água.

Há algumas espécies de moscas cujas larvas se desenvolvem no esterco suíno mesmo quando está bem molhado, porém os adultos destas moscas vivem só no campo, alimentando-se de néctar das flores, ajudam na polinização e não prejudicam a criação (são moscas da Família Sirphidae, conhecidas como moscas de jardim). No entanto estas larvas costumam ficar andando por cima do esterco, quando este está bem molhado, por isso os criadores não avisados costumam gastar veneno (inseticida) para matar estas larvas o que, além de ser desnecessário é totalmente errado.

Já as larvas de espécies realmente prejudiciais ficam escondidas debaixo do esterco. O criador não as vê e por isso não se preocupa em

evitar o seu crescimento. Estas larvas gostam do esterco úmido mas não molhado e a manutenção do esterco bem molhado impede o seu desenvolvimento.

A remoção do esterco das canaletas para a esterqueira deve ser feita no mínimo duas vezes por semana, assim se houver larvas, com 3 a 4 dias de vida, estas morrerão na esterqueira onde a quantidade de água é maior.

#### **6.3.3. Esterqueiras**

O esterco de suíno mantido nas esterqueiras não produz mosca, pois o esterco molhado não é atrativo para as moscas e não permite o desenvolvimento de suas larvas.

Alguns criadores, por medida de economia e para facilitar o serviço têm colocado o esterco de bovinos na mesma esterqueira dos dejetos de suínos. Isto acarreta a formação de crosta flutuante e que permite o desenvolvimento de moscas. Os dejetos de bovinos devem ser manejados a seco, em câmara de fermentação.

#### **6.3.4. Cadáveres**

O hábito de se jogar na esterqueira todo tipo de resíduos e mesmo cadáveres de leitões, aves e restos de partição acarreta problemas porque as carcaças flutuam e servem para o desenvolvimento de moscas varejeiras. Este tipo de resíduo deve ser colocado em lixeira coberta (buraco cavado no chão, revestido e coberto) ou simplesmente enterrados em local adequado.

### **6.4. Formas de Controle Integrado**

O controle de moscas numa propriedade suinícola deve ser feito seguindo um esquema de controle integrado, isto é, usando as três formas de controle existentes: controle mecânico; controle biológico; controle químico.



### 6.4.1. Controle Mecânico

Baseia-se na manutenção das condições de higiene nas criações e neste caso, mais restritamente, no correto manejo do esterco e outros resíduos da criação.

Esta forma de controle depende muito do fator cultural, do conhecimento dos criadores a respeito dos problemas que podem causar por não cuidarem adequadamente do esterco e das formas de solucioná-los ou de saber onde e como buscar soluções.

Nas instalações de madeira ou de alvenaria:

- deve-se vedar todas as frestas do soalho com ripas e fazer uma canaleta de madeira na beira do soalho do chiqueiro para que o esterco possa ir para uma esterqueira;
- construir esterqueira, revestida, de tamanho adequado para a criação;
- limpar o esterco da instalação, uma vez por dia, empurrando-o para a canaleta;
- limpar as canaletas externas, no mínimo duas (2) vezes por semana, empurrando todo esterco para a esterqueira;
- manter a esterqueira e as canaletas com água suficiente para cobrir todo esterco.
- cuidar para que o jato de água de limpeza não jogue o esterco para fora da canaleta;

Como controle mecânico considera-se, ainda, a utilização de telas nas janelas e portas dos locais onde são manuseados alimentos como as cozinhas e os locais de produção de queijos, salames e outros embutidos, evitando-se, desta forma, a alimentação das moscas adultas o que auxilia no seu controle.

O manejo correto do esterco evita a criação de moscas e deve ser realizado em conjunto por toda a comunidade rural pois deve-se considerar a capacidade de vôo de uma mosca que consegue se deslocar a velocidade de 6,4 quilômetros por hora podendo atingir distâncias de até 32 quilômetros em 24h. Desta forma, se um produtor tem um correto manejo de esterco e continua tendo problema com as moscas, elas certamente vêm dos vizinhos que não manejam adequadamente o esterco.

### 6.4.2. Controle Biológico

Muitos parasitos e predadores diminuem a produção de moscas. Algumas bactérias, como o *Bacillus thuringiensis*, têm sido usadas no controle de moscas e borrachudos (Capalbo 1991)\*. Outros insetos como as vespas (marimbondos) e as moscas soldado (*Hermetia illucens*) e até algumas espécies de moscas como as Oíras (*Ophira aenescens*) são predadores de moscas domésticas, isto é, matam as moscas ou suas larvas para se alimentarem. Assim, estes insetos devem ser protegidos e não exterminados como insetos daninhos. O uso de venenos nas lavouras e a aplicação deles sobre o esterco eliminam estes predadores aumentando o desequilíbrio ecológico.

Os ácaros também se alimentam de ovos e larvas recém nascidas da mosca doméstica e outras moscas. Determinados besouros ajudam a destruir o bolo de esterco para alimentar suas larvas impedindo o desenvolvimento de moscas.

As formas de vida, que ajudam no controle de moscas, são úteis nas criações de aves de postura e de corte, porém são incapazes de atingir um nível satisfatório de auxílio na criação de moscas em esterco de suínos tomando, mais uma vez, imprescindível o manejo adequado do esterco destes animais. O elemento mais importante no controle satisfatório da população de mosca doméstica é ainda o alto nível de higiene ambiental. O conceito de controle integrado de moscas está baseado neste princípio e é suplementado pelo uso de agentes biológicos e um cuidadoso uso dos inseticidas.

### 6.4.3. Controle Químico

Os inseticidas são vitais no controle das moscas. É importante aprender a usá-los efetivamente e reduzir ao mínimo o desenvolvimento de resistência entre as populações de moscas. As moscas tornam-se resistentes ou tolerantes, com muita rapidez a todo tipo de inseticida. Uma vez que uma população de moscas tenha adquirido resistência a um inseticida ocorrerão falhas no controle de moscas e tal inseticida em particular e outros, quimicamente relacionados, serão menos eficazes ou completamente

\* CAPALBO, D.M.R. Taguariuna, SP, 1989. Informação pessoal.

te ineficazes. O uso correto dos inseticidas melhorará o controle de moscas e reduzirá os problemas de resistência (Horton & Nolan 1985).

Além da resistência deve-se considerar, também, que os inseticidas matam tanto insetos daninhos quanto os benéficos, como as moscas predadoras, as abelhas e as vespas.

Esta forma de controle de moscas só deve ser adotada depois de atendidas todas as outras recomendações sobre o manejo do esterco e dos outros resíduos na propriedade.

Os inseticidas utilizados atualmente apresentam duas formas de ação: adulticidas (que matam os adultos) e larvicidas (os inseticidas que matam as larvas). A apresentação comercial do produto pode ser na forma de líquido, iscas (sólido), armadilhas (cordões impregnados), spray residual e de efeito imediato e, ainda, larvicidas preparados como aditivos alimentares ou para serem jogados sobre o esterco. Cada um destes tipos pode ser efetivo sob um aspecto, por isso é preciso empregar, no mínimo, dois deles para se obter o controle máximo.

Embora as moscas domésticas já tenham desenvolvido resistência a muitos inseticidas, outras espécies de moscas, como as varejeiras e a mosca dos estábulos, ainda são sensíveis a muitos deles, não invalidando o seu uso mas ressaltando a importância da identificação das espécies problemas para a recomendação do produto. Os inseticidas devem ser usados logo após o inverno, para matar as primeiras moscas que aparecem, evitando, assim, o aumento da população. Não se deve esperar até que elas estejam em grande número, quando o controle se torna impossível.

A decisão de aplicar qualquer inseticida ou veneno é da responsabilidade do criador ou da empresa de desinsetização.

Cada pessoa ao aplicar um inseticida ou veneno deve estar certa que está usando-o de acordo com as leis do meio ambiente (municipais, estaduais e federais) e, ainda, de acordo com as recomendações do fabricante.

Em nosso meio têm-se observado o uso abusivo de inseticidas piretróides sem a adoção das outras formas de controle de moscas o que nos levará, muito antes do que se esperava, ao desenvolvimento de moscas resistentes a este tipo de inseticida. Os inseticidas são armas importantes, porém não devem ser utilizados em excesso.

## 7. Técnicas Construtivas em Edificações para o Aproveitamento dos Dejetos

A moderna suinocultura mantém os animais confinados em edificações e traz, como consequência, a produção e a concentração dos dejetos em pequenas áreas. Em algumas edificações pela falta de cuidado na construção, a água pluvial é escoada e vai misturar-se com os dejetos, aumentando seu volume líquido e seu potencial de poluição.

O beiral das edificações deve ter uma dimensão tal, que a água da chuva ao escoar não desague nos canais externos de coleta dos dejetos, sendo o comprimento mínimo do beiral recomendado de 80 cm.

Os canais de dejetos externos às edificações devem manter uma lâmina d'água constante, para evitar o acúmulo dos dejetos na forma de montes. Este acúmulo faz com que as moscas depositem seus ovos e, como consequência, é produzida uma grande quantidade de larvas que formarão novas moscas. Então, uma maneira de se evitar este ciclo é manter sempre os dejetos imersos no líquido.

A lâmina d'água nos canais deve ter uma altura mínima de 10 cm.

O canal externo para escoamento dos dejetos deve possuir as seguintes dimensões: 25 cm de largura, 20 cm de profundidade e uma declividade de 0,5%. O seu revestimento deve ser o mais liso possível para evitar acúmulo dos dejetos e facilitar seu escoamento.

Recomenda-se que o manejo dos dejetos deve ser pelo lado externo das edificações, portanto, o piso deve ser compacto nas baias de crescimento e terminação, com uma declividade mínima de 3% e ter no mínimo 3 saídas de dejetos por baia para facilitar a limpeza diária.

Nas baias de gestação individual, deve-se dar preferência ao piso compacto e o canal na parte de trás da baia. A largura do canal deve ser de no mínimo 25 cm, as laterais e o fundo em cimento liso e a limpeza deve ser diária, para retirar os dejetos do interior da edificação.

Deve-se evitar o desperdício de água pelos bebedouros usando preferencialmente o bebedouro tipo nível nas unidades de crescimento e terminação (Oliveira et al. 1991) (Fig. 58). A escolha de bebedouros é fundamental para se evitar o aumento do volume líquido dos dejetos.

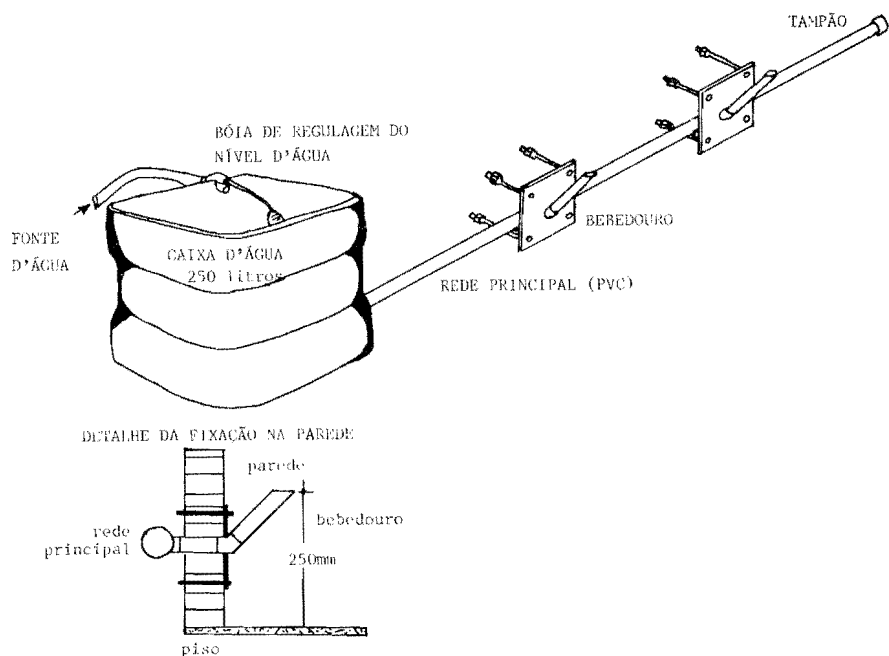


FIG. 58 - Bebedouro em nível para suínos nas unidades de crescimento e terminação.

Fonte: Oliveira et al. (1991).

Em trabalho desenvolvido no CNPSA por Oliveira et al. (1991), comparando o consumo de água pelos bebedouros de nível e de chupeta, concluíram que o bebedouro tipo nível apresentou um desempenho superior, gastando 2,32 vezes (7,86 litros/água/animal/dia) menos água do que o bebedouro tipo chupeta (18,24 litros/água/animal/dia), sem ocorrer interferência no ganho de peso diário dos animais em crescimento e terminação.

Os depósitos de dejetos devem ser revestidos para evitar perdas do líquido por infiltração. Nos arredores do depósito, deve-se fazer uma boa drenagem para evitar a entrada de água da chuva.

Recomenda-se construir os depósitos de dejetos acima do nível do solo com no mínimo 50 cm para evitar a entrada de água que escorre pelo solo em uma enxurrada.

Pode-se construir as esterqueiras com os seguintes materiais de construção: alvenaria de tijolos ou pedra de mão, blocos de concreto ou ferrocimento. Na escolha do material para o revestimento de esterqueiras deve-se comparar os custos econômicos de cada material sendo a decisão do técnico em adotar o revestimento mais adequado.

A Fig. 59, apresenta o desenho de uma unidade de crescimento e terminação para suínos onde pode-se observar o piso compacto e o canal externo para a coleta dos dejetos.

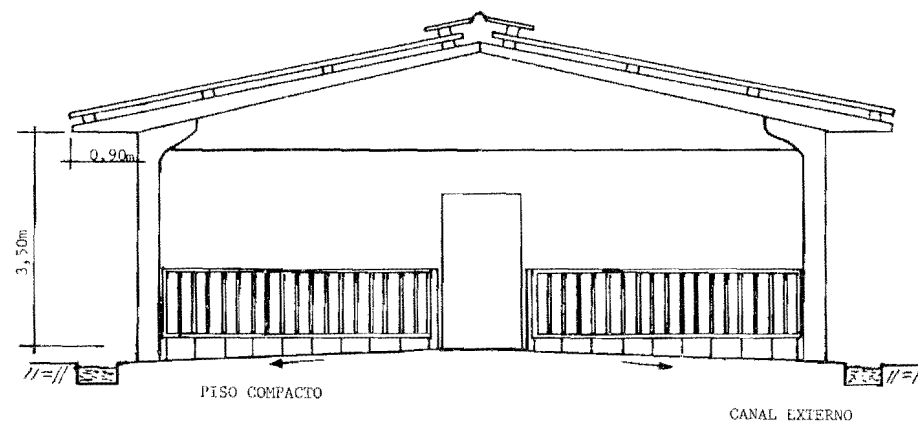


FIG. 59 - Corte de uma unidade de crescimento e terminação com canais de dejetos externo e piso compacto.

## 8.REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALCARDE, J.C.; GUIDOLIN, J.A. LOPES, A.S.; **Os adubos e a eficiência das adubações**. São Paulo: ANDA, 1989. 35p. (ANDA/São Paulo. Boletim Técnico, 3).

ANTUNES, A.J. **Apontamentos sobre biogás**. Belo Horizonte: EMATER/MCI, 1981. 58p.

AZEVEDO NETTO, J.M.; HESS, M.L. **Tratamento de águas residuárias**. 5.ed. São Paulo, 1979.

ANDERSON, J.R. Recent developments in control of some arthropods of public health and veterinary importance. **Bulletin of the Entomological Society of America**, v.12, n.3, p.342-348, 1966.

BALDISSERA, I.T. **Utilização do esterco de suínos como fertilizante**. Chapecó: EMPASC, 1991. 5p. (apostila).

BARNETT, P.L.; SUBRAMANIAN, S.K. **In biogás technology in the third world: a multidisciplinary review**. Ottawa: IDRC, 1978. 132p.

BELLI FILHO, P.; CASTILHOS JUNIOR, A.B.de. **Dejetos de suínos: aspectos qualitativos, quantitativos e tecnologias para o controle da poluição ambiental**. Florianópolis: UFSC, 1990. 19p. (apostila).

BERNARDOS, S. **Manual de irrigação**. 2.ed. Viçosa: UFV, Imprensa Universitária, 1982. 463 p.

BEST, P. Probe into pig storage. **Pig International**, v.9, n.4, p.30-33, 1979.

BIOMASS ENERGY INSTITUTE INC. (Winnipeg). **Biogás production from animal manure**. Winnipeg, 1978. 20p.

BORKERT, C.M.; PAVAN, M.A.; LANTMANN, A.F. **Considerações sobre o uso de gesso na agricultura**. Londrina: EMBRAPA-CNPSC, 1987. 5p. (EMBRAPA-CNPSC. Comunicado Técnico, 40).

CAPALBO, D.M.F. & MORAES, I.de O. Produção de inseticida biológico com *Bacillus Thuringiensis*. Jaguariúna, SP: EMBRAPA-CNPDA, 1987. 15p. (EMBRAPA-CNPDA. Boletim de Pesquisa, 1).

CHATEAUBRIAND, A.D.; LOUREIRO, B.T.; CAIXETA, T.J.; LOURDES, E.G. Efeito de dejetos de suínos, aplicados em irrigação por sulco, na cultura do milho (*Zea mays* L.) **Ceres**, Viçosa, v.36, n.205, p.264-277, mai/jun. 1989.

CHEVERRY, C.; MENETRIER, Y.; BORLOY, J.; HEBUIT, M. **Distribuição do chorume de suíno e fertilização**. Curitiba: ACARPA, 1986. 43p.

CHRISTMANN, A. **Sistemas de manejo e utilização dos estercos de suínos nas pequenas propriedades rurais**. Florianópolis: ACARESC, 1989. 6p. (apostila).

COMMITTEE OF NATIONAL PORK PRODUCERS COUNCIL (Dakota). **Guidelines for pork producers for use to preserve environmental quality**. Dakota: Dakota State University, 1981.

COUTINHO, J.O.; TAUNAY, A.F.; LIMA, L.P.C. Importância da Mosca doméstica como vetor de agentes patogênicos para o homem. **Revista do Instituto Adolfo Lutz**, v.17, p.5-23, 1957.

DIGGS, B.G.; BAKER JUNIOR, B.; JAMES, F.G. Value of pig feces in swine finishing rations. **Journal of Animal Science**, v.24, p.291, 1965. Resumo.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Suínos e Aves (Concórdia, SC). **Banco de dados de análises de alimentos**. Concórdia, 1991. (Dados não publicados).

ERNANI, P.R. Necessidade da adição de nitrogênio para o milho em solo fertilizado com esterco de suínos, cama de aves e adubos minerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.8, p.313-317, 1984.

FELDENS, L.P. **A dimensão ecológica da pequena propriedade no Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Secretaria da Agricultura e Abastecimento, 1989. 154p.

FAO (Roma, Itália). Production. **FAO Quarterly Bulletin of Statistics**, v.2, n.4, p.37, 1989.

FAO (Roma, Itália). **China: recycling of organic wastes in agriculture**. Roma, 1977. 10p. (FAO Soils Bulletin, 40).

FREIRE, W.J. **Aproveitamento de resíduos de animais**. Botucatu: UNESP, 1985. 98p. (Apostila).

GREEN, J.H.; KRAMER, A. **Food processing waste management**. Westport: Avi Publishing Company, 1979. 629p.

- HARMON, B.G.; DAY, D.L.; BAKER, D.H.; JENSEN, A.H. Nutritive value of aerobically or anaerobically processed swine waste. **Journal of Animal Science**, v.37, n.2, p.510-513, 1973.
- HARMON, B.G.; JENSEN, A.H.; BAKER, D.H. Nutritional value of oxidation-ditch residue. **Journal of Animal Science**, v.29, p.136, 1969. Resumo.
- HARWOOD, R.F.; JAMES, M.T. **Entomology in human and animal health**. 7.ed. New York: Mac Millan, 1979. 258p.
- HENNING, A.; SCHULER, D.; FREYTAG, H.H.; VOIGT, C.; GRUHN, K.; JEROCH, H. Tests conducted to determine whether pig feces could be used as feedingstuff. **Jahrbuch fur Tierernahrung und Fütterung**, v.8, p.226, 1972.
- HORTON, D.; NOLAN, M. Inseticidas para controle de moscas domésticas. **Avicultura Profissional**, v.3, n.4, p.128, 1985.
- IBGE (Rio de Janeiro, RJ). **Anuário estatístico do Brasil**. Rio de Janeiro, 1983. 987p.
- IMHOFF, K.; IMHOFF, K.R. **Manual de tratamento de águas residuárias**. São Paulo: Edgar Blucher, 1986. 302p.
- INSTITUTO CEPA (Florianópolis, SC). **Suínos: síntese anual da agricultura de Santa Catarina**. Florianópolis: 1990. v.1.
- JELINEK, T. Collection, storage and transport of swine wastes. In: TAIGANIDES, E.P. **Animal wastes**. Essex, England: Applied Science, 1977. p.165-74.
- KENNEDY, K.J.; VAN DEN BERG, L. Effects of temperature and overloading on the performance on anaerobic fixed film reactors. In: PURDUE INDUSTRY WASTE CONFERENCE, 36, 1981, Purdue. **Proceedings...**
- KENNEDY, K.J.; VAN DEN BERG, L. Anaerobic digestion of piggery waste using a stationary fixed film reactor. **Agricultural Waste**, May, 1982.

- KONZEN, E.A. **Avaliação quantitativa e qualitativa dos dejetos de suínos em crescimento e terminação, manejadas em forma líquida**. Belo Horizonte: UFMG, 1980. 56p. Tese Mestrado.
- KONSEN, E.A.; SANTOS, H.L.; PEREIRA FILHO, I.A.P. **Utilização do esterco líquido na adubação de milho**. Sete Lagoas: EMBRAPA-CNPMS, 1989. 17p. (apostila).
- KONZEN, E.A. **Manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA-CNPMS, 1983. 32p. (EMBRAPA-CNPMS. Circular Técnica, 6).
- KORNEGAY, E.T.; HOLLAND, M.R.; WEBB JUNIOR, K.E.; BOVARD, K.P.; HEDGES, J.D. Nutrient characterization of swine fecal waste and utilization of these nutrients by swine. **Journal of Animal Science**, v.44, p.608-619, 1977.
- LOEHR, R.C. **Agricultural waste management: problems, processes, and approaches**. New York: Academic Press, 1974. 576p.
- MARRIEL, I.E.; KONZEN, E.A.; ALVARENGA, R.C.; SANTOS, H.L. dos. Tratamentos e utilização de resíduos orgânicos. **Informe Agropecuário**, n.147, p.24-36, mar. 1987.
- MARRS, D.C.; CAMPBELL, D.R.; FEATHERSTONE, H.E.; NOLAN, P.R. **Ensiled swine waste as feed for gestating sows and fattening lambs**. Arkansas: University of Arkansas, 1979.
- MERKEL, A.J. **Managing livestock wastes**. Westport: Avi Publishing Company, 1981. 419p.
- MORGA, A.A.; GALLI, U.F.; USTRA, L.A.R. **Biogás e biofertilizante a partir de resíduos orgânicos**. Pelotas: UFPel, 1981. 31p. (apostila).
- MORGA, A.A. **Processos de tratamento de resíduos pela "fermentação anaeróbica"**. Pelotas: EMBRAPA-UEPAE Pelotas, 1983. 50p. (apostila).
- MUZZILI, O. **A adubação verde como alternativa para a melhoria da fertilidade do solo e racionalização do uso de fertilizantes**. Londrina: IAPAR, 1986. 14p. (IAPAR. Informe da Pesquisa, 68).

MUZILLI, O.; OLIVEIRA, E.L.de; CALEGARI, A. **Adubação do milho**. Campinas: Fundação Cargill, 1989. 29p. (Fundação Cargill. Série Técnica, 4).

NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES. (Washington). **Methane generation from human, animal, and agricultura wastes**. Washington, 1977. 131p.

NUNES, M.S. **Estudo comparado do desenvolvimento pós-embrionário de Musca doméstica Linnaeus, 1758, criada em fezes de animais domésticos, sob condições de laboratório**. Rio de Janeiro: Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 1987. 62p. Tese Mestrado.

OLIVEIRA, P.A.V. de; LEAL, P.M.; PERDOMO, C.C. **Bebedouro de nível para suínos**. Concórdia: EMBRAPA-CNPSA, 1991. 3p. (EMBRAPA-CNPSA. Comunicado Técnico, 171).

OLIVEIRA, P.A.V. de; Influência da temperatura na produção de biogás. In: REUNIÃO SOBRE INFLUÊNCIA DA TEMPERATURA NA BIODIGESTÃO ANAERÓBICA, 1983, Santa Maria, RS. **Anais...** Santa Maria, UFSM, 1983. p.22-25.

PEIXOTO, R.T.dos G. **Compostagem: opção para o manejo orgânico do solo**. Londrina: IAPAR, 1988. 48p. (IAPAR. Circular, 57).

PINHEIRO, M.J.P.; BEZERRA NETO, F.; MORAIS, E.A.; REIS, P.F.C.C. Resíduo de biodigestor em rações para suínos em terminação. **Revista da Sociedade Brasileira Zootecnia**, v.20, p.298-305, 1991.

PONS, A.L.; MATZENAUER, R.; NUSS, C.N. **O uso da água na cultura do milho**. Porto Alegre: EMATER, 1987. 16p.

PRATT, H.D.; LITTIG, K.S.; SCOHTT, H.G. **Flies of public health importance and their control**. Atlanta: U.S. Department of Health and Welfare, 1975. 46p.

PRATT, P.F. Management restrictions in sail application of manure. **Journal of Animal Science**, v.48, n.1, p.134-143, 1979.

PRIMAVESI, A. **O manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais**. 5.ed. São Paulo: Nobel. 1982. 541p.

SANCEVERO, A.B.; KONZEN, E.A.; MARQUES, J.B.; FRAGA, O.F.; BARBOSA, A.S. Produção intensiva de suínos; orientação para um planejamento das construções. **Informe Agropecuário**, v.5, n.49, p.42-67, 1979.

SCHERER, E.E.; CASTILHOS, E.G. de; AITA, C. **Utilização de esterco líquido de suínos como fonte de nitrogênio para as cultura de milho e feijão**. Chapecó: EMPASC, 1986a. 4p. (apostila).

SCHERER, E.E.; NADAL, R. de; CASTILHOS, E.G.de. **Utilização de esterco de aves e adubo fosfatado na cultura do milho**. Florianópolis: EMPASC, 1986b. 36p. (EMPASC. Boletim Técnico, 35).

SCHERER, E.E.; CASTILHOS, E.G.de; JUCKSCH, I.; NADAL, R.de. **Efeito da adubação com esterco de suínos, nitrogênio e fósforo em milho**. Florianópolis: EMPASC, 1984. 26p. (EMPASC. Boletim Técnico, 24).

SECRETARIA DO ESTADO DO DESENVOLVIMENTO URBANO E DO MEIO AMBIENTE . **Projeto integrado de controle de poluição pela suinocultura** (Projeto Água Limpa). Florianópolis: 1990.12p.

SHARPLEY, A.N.; CARTER, B.J.; WAGNER, B.J.; SMITH, S.J.; COLE, E.L.; SAMPLE, G.A. **Impact of long-term swine and poultry manure application on soil and water resources in eastern Oklahoma**. Oklahoma: Oklahoma State University, 1990. 50p. (Technical Bulletin, T-169).

SILVA, M.O.S.A.da. **Análises físico-químicas para controle de estações de tratamento de esgotos**. São Paulo: CETESB, 1977. 226p.

SILVA, E.M.da; AZEVEDO, J.A.de; RESENDE, M. **Tube-janelado para irrigação por sulcos**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1981. 7p. (EMBRAPA-CPAC. Comunicado Técnico, 24).

SILVA, M.M.L.; ANDRADE, A.T.; VIEIRA, P.F.; OLIVEIRA, M.D.S.; SAMPAIO, A.A.M.; BARBOSA, J.C. Estudo da composição química e bromatológica das fezes de suínos fermentadas com diferentes níveis de palha de soja moída. **Revista da Sociedade Brasileira de Zootecnia**, v.16, p.364-369, 1987.

SIMPSON, J.R. **Some aspects of the biochemistry of anaerobic digestion.** England: University of Newcastle, 1959.

SIQUEIRA, O.J.F.de; SCHERER, E.E.; TASSINARI, G.; ANGHINONI, I.; PATELLA, J.F.; TEDESCO, M.J.; MILAN, P.A.; ERNANI, P.R. **Recomendações de adubação e calagem para os estudos do Rio Grande do Sul e Santa Catarina.** Passo Fundo: EMBRAPA-CNPT, 1987.100p.

SMITH, L.W.; WHEELER, N.E. Nutritional and economic value of value of animal excreta. *Journal of Animal Sciences*, v.48, n.1, p.144-156, 1979.

STRAUCH, D. **Manejo dos problemas de higiene das grandes criações em regime de confinamento.** Florianópolis: ACARESC, 1989. 12p.

SUTTON, A.C.; MANNERING, J.V.; DACHE, D.H.; MARTEN, J.F. JONES D.D. **Utilization of animal waste as fertilizer.** West Lafayette: Purdue University, Cooperative Extension Service, 1975. 10p.

TAIGANIDES, E.P. **Animal wastes.** London: Applied Science Publishers, 1977. 429p.

TIETJEN, C. Plant response to manure nutrients and processing of organic wastes: In: NATIONAL SYMPOSIUM ON ANIMAL WASTE MANAGEMENT, 1966, East Lansing. **Proceedings...** St Joseph, American Society of Agricultural Engineers, 1966. p.136-40 (ASAE Publication, SP - 0366).

TINNIMIT, P.; YU, Y.; MCGUFFEY, K.; THOMAS, J.W. Dried animal waste as protein supplement for sheep. *Journal of Animal Science*, v.35, p.431-435, 1972.

VAN DEN BERG, L.; LENTZ, C.P. **Comparison between up-flow and down-flow anaerobic fixed film reactors of varying surface to volume ratios for the treatment of bean blaching waste.** In: PURDUE INDUSTRY WASTE CONFERENCE, 34.; 1979, Purdue. **Proceedings...** p.319-325.

VAN DEN BERG, L.; KENNEDY, K.J. Support materials for stationary fixed film reactors for high-rate methanogenic fermentations. *Biotechnology Letters*, v.3, n.4, p.165-170, 1981.

VAN DYKE, N.J.; PRINCE, T.J.; HILL, D.T. Digestibility and utilization of energy and protein in screened waste solids by gestating gilts. *Journal of Animal Sciences*, v.63, p.1150-1155, 1986.

VAN RAIJ, B. **Avaliação da fertilidade do solo.** Piracicaba: Instituto Internacional da Potassa, 1981. 142p.

VARGAS, J.V. La mosca: indivíduo no deseado. *Indústria Avícola*, v.37, n.8, p.13-15, 1990.

VERMANDE, P. **Curso sobre valorização e tratamento de dejetos suínos e ciclo de conferências em tratamento de resíduos sólidos urbanos e industriais.** Florianópolis: UFSC, 1989.

VIEIRA, R.P. **Manual de higiene e sanidade em suinocultura.** Portugal: Serviço de Produção Animal, 1986.

VIEIRA, S.M.M.; SOUZA, M.E.de. Métodos analíticos para o acompanhamento da biodigestão. *Revista Brasileira de Tecnologia*, São Paulo, v.3, n.15, p.26-36, jul/ago. 1981.

WAX, J.E.; HARMON, B.G.; SCHMIDT, G.R. Effect of liquid freeding oxidation ditch mixed on the palatibility or pork. *Journal of Animal Science*, v.35, p.1100, 1972. Resumo.

WELLER, J.B.; WILLETTS, S.L. **Farm wastes management.** London: Crosby Lockwood Staples, 1977. 235p.

WIEST, J.M. Saneamento no meio rural. I. Sistema "a campo" de tratamento de biomassas sólidas. *Arquivos da Faculdade de Veterinária da UFRGS*, v.8, p.49-54, 1980a.

WIEST, J.M. Saneamento no meio rural: II. Câmaras moduladas para biodegradação de dejetos animais e de lixo. *Arquivos da Faculdade de Veterinária da UFRGS*, v.8, p.55-61, 1980b.

WIEST, J.M. Saneamento no meio rural: IV: Câmaras zimotérmicas para o tratamento de resíduos sólidos de hospitais e isolamentos veterinários. *Arquivos da Faculdade de Veterinária da UFRGS*, v.9, p.43-46, 1981a.

- WIEST, J.M. Saneamento no meio rural: V. Composição líquida de resíduos originários da produção animal, de esgoto comunal, de hospitais ou de isolamento veterinários. **Arquivos da Faculdade de Veterinária da UFRGS**, v.9, p.47-53, 1981b.
- WIEST, J.M. Saneamento no meio rural: III. Sistema integrado para o tratamento de biomassas liquefeitas. **Arquivo da Faculdade de Veterinária da UFRGS**, v.8, p.63-70, 1980c.
- WIEST, J.M. Biodigestores: importância em saúde animal e saúde pública e alternativas para seu controle sanitário. **A Hora Veterinária**, v.5, p.21-27, jan/fev. 1982.
- WIEST, J.M. Controle sanitário de matéria orgânica. **Arquivos da Faculdade de Veterinária da UFRGS**, v.10/11, p.35-44, 1982/1983.
- WILKINSON, S.R. Plant nutrient and economic value of animal manures. **Journal of Animal Science**, v.48, n.1, p.121-138, 1979.