

TRANSFORMAÇÃO DE LODO SANITÁRIO DIGERIDO EM
LODO GRANULADO DE ALTA ATIVIDADE

MARIA TERESA BATONI LOPES ROZA DE FREITAS

TRANSFORMAÇÃO DE LODO SANITÁRIO DIGERIDO EM
LODO GRANULADO DE ALTA ATIVIDADE

Dissertação apresentada ao Curso
de MESTRADO EM ENGENHARIA CIVIL
da Universidade Federal da Paraíba,
em cumprimento às exigências
para obtenção do Grau de Mestre.

ADRIANUS CORNELIUS VAN HAANDEL

Orientador

PAULA FRASSINETTI CAVALCANTI CATUNDA

Co-Orientador

CAMPINA GRANDE

DEZEMBRO - 1985



F866t Freitas, Maria Teresa Batoni Lopes Roza de.
Transformação de lodo sanitário digerido em lodo granulado de alta atividade / Maria Teresa Batoni Lopes Roza de Freitas. - Campina Grande, 1985.
113 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia.

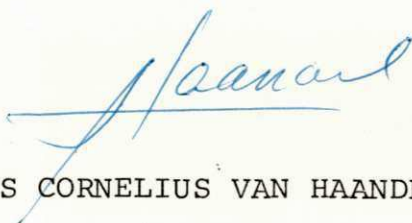
1. Lodo Sanitário Digerido - Transformação. 2. Lodo Granulado. 3. Dissertação - Engenharia Civil. I. Haandel, Adrianus Cornelius Van. II. Catunda, Paula Frassinetti Cavalcanti. III. Universidade Federal da Paraíba - Campina Grande (PB). IV. Título

CDU 628.336.57(043)

TRANSFORMAÇÃO DE LODO SANITÁRIO DIGERIDO EM
LODO GRANULADO DE ALTA ATIVIDADE

MARIA TERESA BATONI LOPES ROZA DE FREITAS

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 20 / 12 / 85



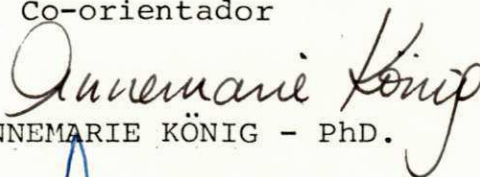
ADRIANUS CORNELIUS VAN HAANDEL - Phd.

Orientador



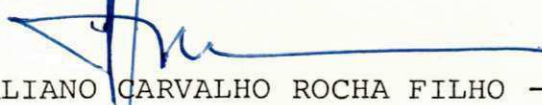
PAULA FRASSINETTI CAVALCANTI CATUNDA - MSc.

Co-orientador



ANNEMARIE KÖNIG - Phd.

Componente da Banca



JOSÉ VITALIANO CARVALHO ROCHA FILHO - Phd.

Componente da Banca

CAMPINA GRANDE

DEZEMBRO - 1985

À MARCO AURÉLIO,
parte integrante dessa conquista.

AGRADECIMENTO

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para a elaboração desse trabalho.

Em especial ao Professor ADRIANUS CORNELIUS VAN HAANDEL e à Professora PAULA FRASSINETTI CAVALCANTI CATUNDA , pelo incentivo e atenção dispensada.

SUMÁRIO

	Pág.
CAPÍTULO I - INTRODUÇÃO	01
CAPÍTULO II - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	04
2.1 - INTRODUÇÃO	04
2.2 - CINÉTICA DO PROCESSO	05
2.3 - PROCESSOS ANAERÓBIOS DE TRATAMENTO	08
2.3.1 - Vantagens do Processo	08
2.3.2 - Evolução dos Processos Anaeróbios	09
2.3.3 - Comparação entre os diversos tipos de di- gestores	10
2.4 - DIGESTORES DO TIPO UASB	11
2.4.1 - Características do Reator	11
2.4.2 - Características da Massa Celular	12
2.4.3 - A Necessidade de Lodo Granulado	13
2.5 - O PROCESSO DE GRANULAÇÃO	14
2.5.1 - Natureza do Material Sólido Utilizado co- mo Inóculo	15
2.5.2 - Caracterização do Material Utilizado como Inóculo do Processo	16
2.5.2.1 - Composição do Material	17
2.5.2.2 - Sedimentabilidade	17
2.5.2.3 - Atividade Metanogênica	19

	Pág.
2.5.3 - A Fase Lag ou Fase de Adaptação	24
2.6 - TRATAMENTO DO VINHOTO POR DIGESTÃO ANAERÓBIA	26
2.6.1 - Vantagens da Digestão Anaeróbia do Vinho- to	26
2.6.2 - Tipos de Dêstilarías e Diferentes de Vi- nhoto	27
2.7 - FATORES QUE INFLUENCIAM A DIGESTÃO ANAERÓBIA	28
2.7.1 - Temperatura	29
2.7.2 - pH e Alcalinidade	30
2.7.3 - Compostos Tóxicos	31
2.7.3.1 - Ácidos voláteis	32
2.7.3.2 - Metais pesados	32
2.7.3.3 - Nitrogênio Amoniacal	34
2.7.3.4 - Oxigênio	34
2.7.3.5 - Cianetos	34
2.7.3.6 - Sulfetos e outros compostos de enxofre	35
2.7.4 - Nutrientes	35
2.7.5 - Fatores Relativos à Operação do Digestor.	35
 CAPÍTULO III - MATERIAIS E MÉTODOS	 37
3.1 - MATERIAIS	37
3.1.1 - Sistema de Digestão Anaeróbia	37
3.1.2 - Lodo Sanitário Digerido	42
3.1.3 - Vinhoto	42
3.2 - MÉTODOS	43
3.2.1 - Procedimento Operacional	43

	Pág.
3.2.1.1 - Etapa preliminar	43
3.2.1.2 - Operação da FASE I	44
3.2.1.3 - Operação da FASE II	47
3.2.2 - Procedimento Analítico	49
3.2.2.1 - Etapa preliminar	49
3.2.2.2 - A Fase I	51
3.2.2.3 - A Fase II	53
CAPÍTULO IV - APRESENTAÇÃO E INTERPRETAÇÃO DOS RESULTA DOS	59
4.1 - FASE PRELIMINAR	59
4.2 - FASE I	63
4.2.1 - Carga Orgânica	63
4.2.2 - Alcalinidade e Ácidos Voláteis	64
4.2.3 - Produção de Metano	65
4.2.4 - Paralisações do Processo	66
4.3 - FASE II	66
4.3.1 - Carga Orgânica	67
4.3.2 - Alcalinidade e Ácidos Voláteis	68
4.3.3 - Produção de Metano	69
4.4 - EVOLUÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS DO MATERIAL SÓLIDO..	69
4.5 - OBSERVAÇÃO FINAL	72
CAPÍTULO V - CONCLUSÕES	109
SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	110
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	111

RESUMO

Dentro da área de Engenharia Sanitária e Ambiental, um dos grandes problemas atuais é o desenvolvimento de métodos eficientes para se tratar o vinhoto proveniente de destilarias de álcool. Uma possibilidade de tratar o vinhoto é através da digestão anaeróbia, transformando-se o material orgânico desse resíduo em metano e dióxido de carbono.

Atualmente, o digestor de fluxo ascendente com manta de lodo - Upflow Anaerobic Sludge Bed (UASB)-é o tipo mais difundido para o tratamento de despejos líquidos concentrados. No digestor UASB, a maior parte da biomassa ativa está na forma de lodo granulado de alta atividade metanogênica. Como esse lodo não é encontrado na natureza, o desenvolvimento de métodos para sua produção é de vital importância para a viabilização do digestor UASB.

Na presente dissertação demonstra-se que é possível transformar lodo sanitário digerido em lodo com características de lodo granulado utilizando-se vinhoto como substrato.

ABSTRACT

In the field of Sanitary and Environmental Engineering, presently, one of the greatest problem is the development of efficient methods to treat vinasse from alcohol distilleries. One possibility is to treat vinasse through anaerobic digestion, transforming the organic material of this residue into methane and carbon dioxide.

Nowdays, the Upflow Anaerobic Sludge Bed reactor (UASB) is the most widely used type of digester. In the UASB reactor, most of the active biomass is present as sludge with a high methanogenic activity. Since this sludge is not found in nature, the development of methods to produce it, is of vital importance for the feasibility of the UASB reactor.

This work demonstrates that it is possible to transform digested sanitary sludge into a sludge with granular characteristics, using vinasse as a substrate.

CAPÍTULO I

I N T R O D U Ç Ã O

Os primeiros estudos acerca da digestão anaeróbia datam da segunda metade do século dezenove. Entretanto, durante muitos anos a aplicação destes sistemas de tratamento se restringiu à estabilização de materiais sólidos e despejos orgânicos como o estrume.

A digestão anaeróbia é, basicamente, um processo fermentativo no qual o material biodegradável é transformado em produtos estabilizados como dióxido de carbono e gás metano, principalmente.

No início dos anos 70, quando se observou os primeiros indícios de uma crise energética mundial, o interesse por formas alternativas de energia se acentuaram. A possibilidade de se utilizar o metano como uma fonte energética auxiliar fortaleceu os estudos sobre a digestão anaeróbia gerando uma considerável evolução nesta área.

Atualmente se dispõe de diversos modelos de digestores, dentre os quais os digestores do tipo fluxo ascendente com manta de lodo - Upflow Anacrobic Sludge Bed (UASB) - talvez sejam os mais difundidos. Os digestores UASB caracterizam-se por possuírem uma densa manta de lodo constituída, quase que exclusivamente, por microrganismos ativos capa-

zes de transformar em metano o material orgânico, presente no despejo.

A manta de lodo apresenta características particulares que dizem respeito a sua alta sedimentabilidade e intensa atividade metanogênica. A sedimentabilidade do lodo permite sua retenção dentro do digestor apesar das condições hidráulicas impostas ao sistema e a atividade diz respeito ao potencial das bactérias metanogênicas, presentes no lodo, de produzirem metano a partir da decomposição da matéria orgânica. Ao material sólido com características de decantabilidade e alta atividade metanogênica, dá-se o nome de lodo granulado. Material sólido com qualidades de lodo granulado não é encontrado na natureza. Por outro lado, a aplicação em grande escala de digestores do tipo UASB depende da obtenção de lodo granulado.

No Brasil, o tratamento do vinhoto é um dos grandes problemas da área de Engenharia Sanitária e Ambiental. Há indicações de que a utilização de digestores do tipo UASB é a melhor opção para o tratamento deste despejo. Por outro lado, a utilização destes digestores depende da disponibilidade de lodo granulado e de sua adaptação ao vinhoto.

Considerando-se a necessidade de gerar lodo granulado para o tratamento de vinhoto, bem como a determinação de uma metodologia para sua obtenção, este trabalho se propõe a estudar a transformação de lodo sanitário digerido em lodo granulado de alta atividade utilizando vinhoto bruto como substrato. Para tanto, um digestor do tipo UASB em escala

de laboratório foi inoculado com lodo sanitário digerido e alimentado com vinhoto.

O capítulo III descreve a metodologia utilizada neste trabalho, bem como o procedimento operacional e analítico. O capítulo IV relata os resultados obtidos durante o acompanhamento analítico, tanto dos parâmetros operacionais quanto da evolução das características do material sólido. As conclusões deste estudo são apresentadas no capítulo V e demonstram ser possível se obter lodo granulado a partir do lodo sanitário digerido.

CAPÍTULO II

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 - INTRODUÇÃO

Há pelo menos 100 anos, os processos anaeróbios são utilizados como uma forma de tratamento de despejos. As primeiras observações sobre as relações entre degradação vegetal e ocorrência de gás inflamável foram feitas por Volta em 1776 (McCarty, 1982). As investigações sistemáticas sobre digestão anaeróbia começaram na segunda metade do século dezenove sendo que a construção do primeiro digestor com coleta de gás metano foi observada no início do século vinte (Brakel, 1980, McCarty, 1982).

Por muitos anos a digestão anaeróbia foi aplicada unicamente para a estabilização de sólidos e despejos orgânicos como o estrume. Os digestores até então utilizados tinham grande tempo de detenção. Modelos especiais de reatores começaram a ser desenvolvidos para o tratamento de esgoto doméstico por volta de 1950. É o caso do processo anaeróbio de contacto (Schroepfer et alii., 1955) e o filtro anaeróbio (Young & McCarty, 1969).

A crise energética estabelecida nos últimos anos fortaleceu os estudos sobre este processo de tratamento, para

diversos tipos de despejos biodegradáveis. O desenvolvimento de novos tipos de reatores como o de fluxo ascendente com manta de lodo - Upflow Anaerobic Sludge Bed (UASB) (Lettinga et alii, 1980) e os vários tipos de reatores com fixação em filme, vieram contribuir para a prática da digestão anaeróbia de águas residuárias.

Atualmente, os processos anaeróbios vêm sendo difundidos como forma de tratamento bastante atrativa tanto para águas residuárias de baixa carga orgânica como para aquelas de alta carga orgânica. No entanto, os processos anaeróbios são essencialmente uma opção para pré-tratamento, uma vez que a qualidade do efluente não permite sua disposição final irrestrita em corpos d'água receptores.

2.2 - CINÉTICA DO PROCESSO

A digestão anaeróbia é um processo fermentativo no qual o material biodegradável é transformado em produtos estabilizados (principalmente, metano e dióxido de carbono) e novo material celular.

Nos processos aeróbios, o material orgânico é oxidado pelo oxigênio molecular (O_2) através da ação de bactérias aeróbias e facultativas. Nestes processos, ditos oxidativos, há transferência intermolecular de elétrons, de modo a formar materiais inorgânicos estáveis como CO_2 e H_2O . Os processos fermentativos distinguem-se dos oxidativos pelo fato de não haver agente oxidante, de modo que não há transferência intermolecular de elétrons. Ocorre uma rearru

mação dos elétrons dentro das moléculas. Em outras palavras, enquanto que nos processos oxidativos há destruição do material orgânico (medido através do teste de DQO), nos processos fermentativos há a transformação do material orgânico em metano e dióxido de carbono.

Buswell (1936) demonstrou que na fermentação, a matéria orgânica é convertida em metano e dióxido de carbono em dois estágios, conforme mostra a Figura 2.1.

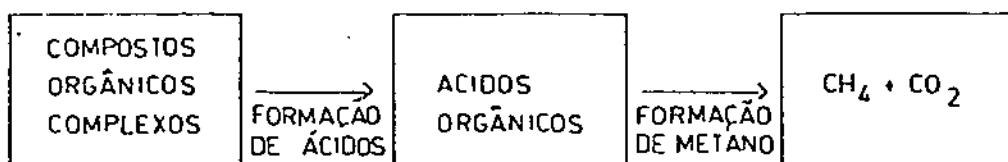


Fig. 2.1 - Estágios da conversão de compostos orgânicos complexos em metano.

No primeiro estágio, um grupo heterogêneo de bactérias anaeróbias e facultativas (bactérias formadoras de ácidos), convertem proteínas, carboidratos e gorduras em substâncias mais simples através de hidrólise, sob ação de exoenzimas. Nesta etapa, proteínas são hidrolisadas para polímeros e daí para aminoácidos, carboidratos complexos são hidrolisados para açúcares simples, gorduras e óleos são hidrolisados para gliceróis e ácidos voláteis. Os aminoácidos, açúcares simples e glicerol formados são solúveis e entram nas células bacterianas onde são fermentados. Este primeiro estágio se dá sem diminuição da concentração do material orgânico. Tem-se apenas a transformação do composto orgânico

complexo em material solubilizado e massa celular.

Numa segunda etapa do primeiro estágio ocorre a fermentação ou acidogênese. Através de reações de oxí-redução, o material solubilizado na hidrólise é rapidamente convertido em substâncias de baixo peso molecular compostas, na sua grande maioria, de ácidos voláteis (acetato, propionato e butirato) além de dióxido de carbono e hidrogênio. É através dessas reações de oxí-redução que as bactérias acidogênicas obtêm energia para crescerem e se reproduzirem.

O segundo estágio envolve bactérias formadoras de metano ou metanogênicas que pertencem ao grupo de bactérias estritamente anaeróbias. São chamadas de bactérias formadoras de metano por serem elas as principais responsáveis pela transformação de ácidos voláteis em metano e dióxido de carbono. É neste segundo estágio da conversão da matéria orgânica que se observa a remoção do material orgânico, o qual é diretamente proporcional à quantidade de metano produzido.

Em sistemas de digestão anaeróbia, os dois estágios de conversão da matéria orgânica ocorrem simultaneamente, exceto nos chamados sistemas de dois estágios, onde se desenvolvem em separado. Quando os dois estágios da conversão da matéria orgânica ocorrem simultaneamente, o desenvolvimento das bactérias metanogênicas é limitado pela quantidade de energia que são capazes de obter da fermentação do substrato. Isto porque a maior parte da energia é transformada em metano enquanto uma pequena fração desta é convertida em nova massa celular. Também, a taxa de utilização do substrato por parte das bactérias metanogênicas é relativamente peque

na. Por esses motivos, a taxa de crescimento das bactérias formadoras de metano é pequena e se torna fator limitante do processo de digestão anaeróbia. Condições ambientais favoráveis a estas bactérias devem ser mantidas de modo a se conseguir taxas máximas de produção metano. Em condições desfavoráveis observa-se uma inibição do segundo estágio da conversão da matéria orgânica. Como as bactérias acidogênicas são menos sensíveis que as metanogênicas, verifica-se a continuidade da produção de ácidos voláteis. O aumento da concentração de ácidos voláteis no material em digestão provoca uma queda no pH, quando a alcalinidade do meio não é suficientemente elevada. O maior problema reside nesta queda de pH a valores inferiores a 6,8 pois isto acaba favorecendo ainda mais as bactérias acidogênicas e intensificando a inibição das bactérias metanogênicas.

2.3 - PROCESSOS ANAERÓBIOS DE TRATAMENTO

2.3.1 - Vantagens do Processo

Os processos anaeróbios de tratamento, quando comparados com os processos aeróbios, apresentam as seguintes vantagens: (Lettinga et alii, 1980)

- não requerem energia com aeração ao mesmo tempo que produzem biogás com excelentes qualidades combustíveis,
- menor produção de lodo de excesso,
- o pouco lodo produzido é mais estabilizado e de fácil secagem.

- altas cargas orgânicas podem ser aplicadas quando em condições favoráveis, conseqüentemente, ocupam menores áreas,

- o lodo ativo pode ser preservado sem alimentação por muitos meses.

2.3.2 - Evolução dos Processos Anaeróbios

Os primeiros digestores anaeróbios caracterizavam-se por serem completamente misturados. Nestes digestores, conhecidos como convencionais ou de primeira geração, a carga orgânica aplicada é baixa. A taxa máxima de crescimento específico das bactérias metanogênicas é de 0,08 a 0,15 dia⁻¹ (Zeeuw, 1984). Sabendo-se que o tempo mínimo de permanência dos sólidos (bactérias) é o inverso da taxa máxima de crescimento específico (Metcalf & Eddy, 1975) tem-se que o tempo de permanência de sólidos em um digestor de primeira geração não pode ser inferior a 1/0,15 a 1/0,08 ou 7 a 13 dias.

Nos digestores de primeira geração, o tempo de permanência dos sólidos é igual ao tempo de permanência hidráulica. Deste modo, o tempo de permanência hidráulica deverá ser de, pelo menos, 7 a 13 dias, tornando esses digestores muito grandes com custos de construção excessivos. A inviabilidade econômica de sua utilização, nesses casos, despertou interesse sobre formas de tornar o tempo de permanência dos sólidos independente do tempo de permanência hidráulica. Em outras palavras, buscou-se formas de reter o material sólido ou massa celular dentro do reator.

Foi a partir dessa idéia básica que se desenvolveu vã

rios tipos de digestores conhecidos como segunda geração. Os primeiros modelos desenvolvidos foram o processo anaeróbio de contacto em 1955 e o filtro anaeróbio em 1969. Posteriormente surgiram os modelos mais modernos como os reatores de fluxo ascendente com manta de lodo - UASB - em 1980 e os vários tipos de reatores com fixação em filme (imobilização de bactérias em superfícies estáticas ou em partículas.)

2.3.3 - Comparação entre os diversos tipos de digestores

Uma comparação em termos de desempenho dos diversos tipos de reatores bem como descrição sucinta dos mecanismos utilizados para retenção da massa celular é apresentada no Quadro 2.1. Para este levantamento foi utilizado despejo moderadamente concentrado (5-10 kg DQO.m⁻³) bem como eficiência de remoção de material orgânico superior a 80%. (Zeeuw, 1984).

O uso dos reatores do tipo UASB têm-se difundido muito nos últimos anos. As principais vantagens destes modelos sobre os demais são:

- quando em condições favoráveis de operação, trabalham bem com cargas orgânicas altas,
- a sua estrutura é bastante simples não requerendo dispositivos de difícil construção e manutenção,
- não requerem sistemas de decantação ou unidades de bombeamento para retorno de lodo como os processos anaeróbios de contacto,
- não há perda do volume do reator com material supor

te ou enchimento como os tipos filtro anaeróbio e leito fluidizado.

Quadro 2.1 - Comparação entre os diversos tipos de digestores.

Tipo de Reator	Método de Retenção do lodo	Carga Orgânica Máxima Aplicada (kg DQO.m ⁻³ .d ⁻¹)
Convencional (completamente misturado)	nenhum	aproximadamente 1
Processo anaeróbio de contacto	tanque decantador com retorno de lodo	aproximadamente 5
Filtro anaeróbio	imobilização da bactéria em material filtrante	10 - 15
UASB	lodo granulado com separador de fases	20 - 50
Fixação em filme	imobilização bacteriana em superfícies estáticas	20 - 40
	imobilização bacteriana em partículas (leito fluidizado)	20 - 50

2.4 - DIGESTORES DO TIPO UASB.

2.4.1 - Características do Reator:

Os digestores do tipo UASB foram desenvolvidos por Lettinga et alii, (1980). Estes digestores possuem um sistema de distribuição do influente na parte inferior do reator. O

influyente, então, percola por uma espessa camada de lodo chamada de manta de lodo. É nesta manta de lodo que ocorre a maior parte da degradação do material orgânico devido a ação das bactérias ali presentes. Acima da manta de lodo encontra-se parte do lodo em suspensão que também atua no processo de degradação de matéria orgânica.

Na parte superior dos reatores do tipo UASB existe um dispositivo separador de fases. É através deste dispositivo que se dá a separação de fases líquida (substrato degradado), sólida (massa celular) e gasosa (biogás produzido). O biogás produzido é removido por um coletor de gás que possui uma interfase gás/líquido garantida por um selo hidráulico estabelecido fora do reator. A área da interfase, segundo Lettinga et alii (1980), deve ser suficiente para evitar o entupimento ou mesmo a formação de espuma. As partículas de lodo que sobem presas às partículas de gás são despreendidas nesta interfase. Liberado o gás, estas voltam a sedimentar dentro do reator.

2.4.2 - Características da Massa Celular

Nos digestores do tipo UASB, a retenção da massa celular dentro do reator é conseguida graças as qualidades do lodo que compõe a manta e o dispositivo separador de fases.

O lodo que compõe esta manta apresenta qualidades superiores de decantabilidade. Trata-se de um material constituído por partículas macroscópicas conhecido como lodo gra-

nulado.

A alta atividade metanogênica específica é outra característica especial deste material e diz respeito à capacidade das bactérias metanogênicas nele presentes de degradar o material orgânico transformando-o em biogás.

Nos reatores deste tipo, a quantidade de lodo granulado que constitui a parte mais densa da manta é relativamente pequena visto que a maior parte do material está geralmente suspensa ou por efeito das condições hidráulicas ou por estar sendo carregado juntamente com o biogás.

Para o bom funcionamento de um reator do tipo UASB é necessário que se tenha um dispositivo separador bem dimensionado e lodo com boas qualidades de sedimentação e atividade.

2.4.3 - A Necessidade de Lodo Granulado

A presença de lodo granulado de alta atividade metanogênica é essencial para os digestores do tipo UASB. No entanto, lodo com características de lodo granulado não é encontrado na natureza, daí a necessidade de se gerar este material dentro do reator.

A crescente aplicação dos reatores UASB a águas de alta concentração de matéria orgânica evidencia a necessidade de se obter lodo granulado à curto prazo.

O estudo do processo de granulação é ainda muito recente. As primeiras investigações sobre a aclimatização de lodo para digestores do tipo UASB. (Zeeuw, 1984) utilizaram, para o levantamento de parâmetros, substratos puros na for-

ma de ácidos voláteis.

Sabe-se que a inoculação dos digestores com pequenas quantidades de lodo granulado reduz sensivelmente o tempo necessário para a granulação do lodo (Hulshoff et alii, 1983). Esta técnica vem sendo aplicada em países como a Holanda, onde a venda de lodo granulado é comum. No Brasil, a demanda de lodo granulado, no futuro próximo, de longe excederá a oferta. Deste modo, a obtenção do lodo granulado a partir de material sólido de baixa atividade passa a ser um aspecto de fundamental importância para a aplicação de digestores do tipo UASB em larga escala.

2.5 - O PROCESSO DE GRANULAÇÃO

Considerações Gerais

A granulação de lodo consiste em se gerar lodo de alta atividade metanogênica e com boas qualidades de sedimentação. O período necessário para o desenvolvimento dos primeiros grãos macroscópicos pode ser uma das definições da partida do processo (Start-up). Zeeuw* definiu, como forma de padronizar seus experimentos, a partida do processo como sendo o tempo requerido para se alcançar uma produção de metano de ordem de $10 \text{ kg DQO-CH}_4 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$. Uma definição mais científica do Start-up é o período de tempo após o qual as características do lodo não mais se alteram, quando tratando um despejo de composição constante em condições operacionais fixas.

* (1984)

Na prática, o período de partida do processo é o tempo requerido para se encontrar um critério satisfatório para o dimensionamento do sistema.

2.5.1 - Natureza do Material Sólido Utilizado como Inóculo.

Teoricamente, qualquer material sólido que contenha flora bacteriana adequada pode ser usado como inóculo para digestores do tipo UASB. Uma série de materiais podem ser utilizados para esta finalidade, como por exemplo estrume digerido, lodo bentônico de leitos de rios, lodo de tanques sépticos, lodo digerido de estações de tratamento de esgotos e lodo de excesso de sistemas anaeróbios.

Na escolha do material, alguns aspectos devem ser julgados: quantidades disponíveis, custos para sua obtenção e composição. Além disto, a atividade metanogênica específica e a sedimentabilidade são fatores que pesam na determinação do material mais adequado.

A facilidade de obtenção de lodo sanitário digerido, os custos e quantidades disponíveis, além da população microbiológica rica em bactérias acidogênicas e metanogênicas o tornam um excelente inóculo para digestão de todos os tipos de despejos (Zeeuw, 1984).

Os digestores de lodo das estações de tratamento de esgotos são do tipo convencional ou completamente mistura - dos com tempo de detenção de 12 a 30 dias (Mitchell, 1975). A redução da concentração de sólidos voláteis é de aproximadamente 40% (Chynoweth & Mah, 1971). Entretanto, o lodo sa

nitários digerido apresenta uma grande fração de sólidos fixos. Por outro lado, a flora bacteriana nele presente é bastante diversa. A concentração de bactérias anaeróbias varia de 10^8 a 10^{10} por mL (Toerien & Hatting, 1969; Hayes & Theis, 1978). Um número aproximadamente igual de bactérias acidogênicas e metanogênicas está presente. Apenas 1% da massa bacteriana se compõe de bactérias anaeróbias facultativas (Kirsch & Sykes, 1971).

Zeeuw (1984), na Holanda caracterizou, em termos de sólidos totais suspensos, voláteis suspensos e porcentagem de sólidos fixos, amostras de lodo de 10 estações diferentes de tratamento de esgotos. Todas as amostras foram testadas como inóculo para digestores do tipo UASB usando ácidos voláteis como substrato. Segundo ele, as variações dos resultados da partida do processo devem-se, em grande parte, às qualidades do material sólido. Os maiores problemas encontrados dizem respeito ao desenvolvimento de lodo com péssimas qualidades de sedimentação e perdas excessivas de lodo devido a carreamento.

2.5.2 - Caracterização do Material Utilizado como Inóculo do Processo.

Considerações Gerais

Para a caracterização do material sólido a ser utilizado como inóculo do processo, testes básicos são efetuados. Estes testes dizem respeito a composição do material, sedimentabilidade e atividade metanogênica específica. O conhe-

cimento destes dados é de fundamental importância, uma vez que, durante o processo de granulação estes serão os indicadores da evolução do estudo.

2.5.2.1 - Composição do Material

A avaliação da composição do material é observado através de testes de sólidos (totais, voláteis e fixos).

Durante seu estudo sobre o comportamento do lodo sanitário digerido, Zeeuw* fez interessantes observações acerca da influência da composição dos sólidos sobre o processo de granulação. Determinou que a concentração de sólidos totais suspensos das amostras de 10 estações de tratamento de esgotos da Holanda variava entre 16 e 96 g STS.l⁻¹. A fração de sólidos voláteis suspensos (SVS/STS) de uma amostra, geralmente, decresce com o aumento da concentração de STS, isto é, de 65% para amostras com 25g STS.l⁻¹ para 45% para amostras com 100 g STS.l⁻¹.

2.5.2.2 - Sedimentabilidade

As características de sedimentabilidade são examinadas através do Índice Volumétrico de Lodo (IVL).

Zeeuw, (1984) determinou a relação entre o IVL e a concentração de sólidos para 6 amostras diferentes de lodo sanitário digerido. Nestas amostras, o IVL variou de 120 ml.g STS⁻¹ para lodos com 20 g STS.l⁻¹ até 50 ml.g STS⁻¹ para lodos mais densos de 40 a 80 g STS.l⁻¹. Os testes de IVL, realizados por Zeeuw, foram determinados em cilindro volumétrico de um litro, e 30 cm de altura. O lodo era diluído com água de

* (1984)

torneira para concentração na faixa 2,5 a 5,0 g STS. ℓ^{-1} , permitindo um volume de material sedimentado em período de 30 minutos de 0,2 a 0,3 litros. O IVL era calculado baseado na fração de lodo sedimentado. Os sólidos que permaneciam em suspensão após 30 minutos eram considerados sólidos não sedimentáveis.

Zeeuw (1984) observou que a fração de sólidos não sedimentáveis era maior em amostras mais concentradas com mais de 50% de SVS.

Comparando-se os primeiros dias da partida de dois reatores, um utilizando lodo concentrado como inóculo enquanto outro utiliza lodo menos concentrado, observa-se que, para uma mesma carga hidráulica baixa, no primeiro, uma fração de SVS superior a 40% será rapidamente carregado para fora do reator. Nos reatores do tipo UASB, a quantidade de SVS que sai com o efluente é geralmente superior à quantidade de sólidos não voláteis suspensos carregados. Esta fração de SVS, com péssimas qualidades de sedimentação, que deixa o reator juntamente com o efluente apresenta uma atividade metanogênica específica 2 a 3 vezes maior que o lodo digerido como um todo. Já o lodo digerido menos concentrado é muito mais homogêneo com respeito às características de sedimentabilidade. Pequenas quantidades de lodo são lavadas durante os primeiros dias do processo de granulação e pequena é a atividade metanogênica perdida. O lodo retido no reator, neste caso, é comparativamente inferior em termos de sedimentabilidade, mas com maior atividade metanogênica específica. No caso de lodo digerido menos concentrado, o processo sele

tivo se dá através das condições hidráulicas impostas ao sistema.

O lodo carregado para fora do reator pode ser de dois tipos distintos:

. Lodo lavado devido as condições hidráulicas impostas ao sistema

. Lodo carregado devido a turbulência gerada pelo borbulhamento de biogás.

2.5.2.3 - Atividade Metanogênica

A atividade metanogênica específica é expressa em $\text{kg DQO-CH}_4 \cdot \text{kg SVS}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. É um parâmetro muito importante na caracterização do material inoculante como também no acompanhamento do processo.

No início do processo de granulação, a atividade metanogênica específica juntamente com a quantidade de inóculo determinam a carga orgânica inicial passível de ser aplicada.

Durante o processo de granulação, a determinação periódica da atividade metanogênica específica dá informações sobre o desenvolvimento do lodo, o qual inicialmente apresenta uma grande fração de sólidos inertes e no decorrer da partida vai se transformando em um tipo lodo constituído quase que exclusivamente de massa celular ativa (quando tratando um despejo completamente dissolvido).

A determinação da atividade metanogênica é comumente feita através da incubação, à temperatura constante, de uma

quantidade fixa de substrato padrão com uma amostra, pré-estimada de sólidos do reator. O cálculo da atividade é feita através da produção de metano ou da diminuição da concentração do substrato. É evidente que no decorrer do teste, há surgimento de novas células. No entanto, este valor pode ser considerado como desprezível frente a quantidade total de biomassa presente.

Outra forma de se determinar a atividade metanogênica é "in situ". Esta determinação é feita a partir das medições da quantidade de metano diariamente produzida pelo reator e da massa total de lodo nele presente. Da razão entre estes dois parâmetros resulta a taxa específica de produção de metano, a qual não é necessariamente igual à taxa específica de produção de metano obtida no teste de atividade metanogênica. Vários fatores incidem para esta desigualdade: o reator pode não estar trabalhando com carga máxima e consequentemente a produção de metano não é máxima; parte do lodo presente no digestor pode não ter acesso ao substrato não participando, deste modo, da produção de metano. No teste de atividade, há substrato em abundância e todos os microrganismos tem acesso. Deste modo, a resultados obtidos no teste de atividade metanogênica são, em geral, iguais ou maiores que os obtidos nas determinações "in situ".

Zeeuw (1984) cita que uma das características do material sólido a ser utilizado como inóculo é apresentar atividade metanogênica específica menor que $0,2 \text{ kg DQO-CH}_4.\text{kgSVS}^{-1}.\text{dia}^{-1}$. Por outro lado, esta mesma atividade metanogênica pode alcançar valores como $0,5 \text{ a } 2,0 \text{ kg DQO-CH}_4.\text{kg SVS}^{-1}.\text{dia}^{-1}$

quando o lodo está granulado.

PADRONIZAÇÃO DO TESTE DE ATIVIDADE

Lettinga e seus colaboradores após muitos anos de estudos, desenvolveram um teste padrão para medir a atividade metanogênica específica. Neste teste descrito por Zeeuw (1984) mede-se a taxa de produção de metano ou a taxa de remoção de DQO do substrato por unidade de lodo em termos de SVS, usando uma mistura de ácidos voláteis como substrato.

O Lodo

A concentração do lodo é de 2 a 3 kg SVS.m⁻³. Isto visa evitar possíveis erros devido ao surgimento de novas células no decorrer do teste. Para se obter uma concentração de sólidos nesta faixa faz-se uma diluição de lodo em água de torneira previamente desoxigenada.

Substrato e Nutrientes

O substrato usado é uma mistura de acetato, propionato e butirato ou mistura de acetato e propionato apenas. A DQO do substrato é de 2,64 ou 1,55 kg.m⁻³ respectivamente. Os ácidos voláteis são aplicados na forma de sais de sódio até pH de 7,0 - 7,1. O pH do substrato digerido é de 7,3-7,5.

Por litro de solução adiciona-se os seguintes nutrientes: 13,6 mg (NH₄)₂SO₄, 73,6 mg NH₄Cl, 13,6 mg KH₂PO₄ e 1 ml de solução com traços de micronutrientes.

A experiência de Zeeuw oferece elementos interessantes sobre a relação entre a atividade metanogênica específica

ca e a concentração de lodo digerido. Para tanto, 8 amostras de lodo sanitário digerido foram analisadas. Ver Figura 2.2.

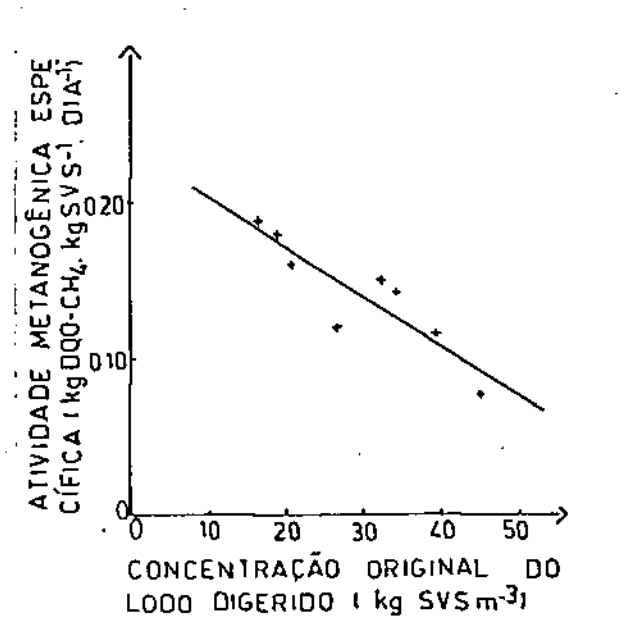


Fig. 2.2 - Máxima atividade metanogênica específica do lodo digerido de 8 amostras em função da concentração original de lodo digerido (Zeeuw, 1984).

A máxima atividade metanogênica específica para amostras concentradas foi menor que 0,08 kg DQO-CH₄.kg SVS⁻¹.d⁻¹ enquanto que para amostras menos concentradas foi de 0,2 kg DQO-CH₄.kg SVS⁻¹.d⁻¹.

A Figura 2.3 mostra que o lodo digerido com concentração de sólidos de 30 a 40 kg SVS.m⁻³ exibe a maior atividade metanogênica específica por metro cúbico de lodo.

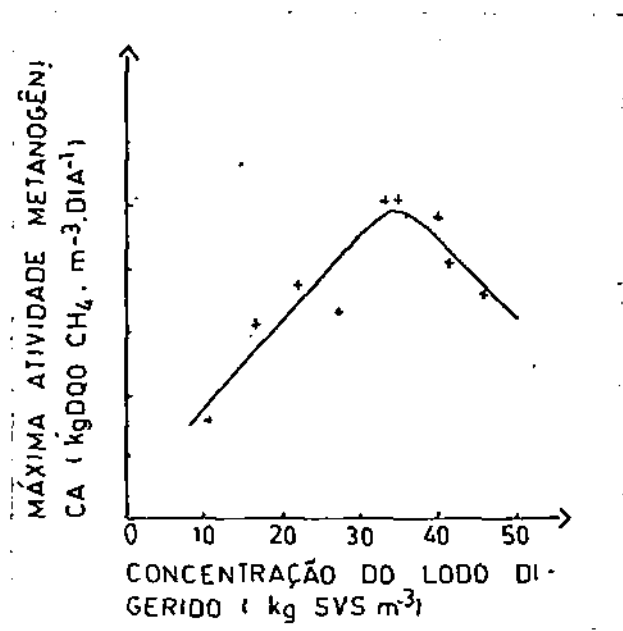


Fig. 2.3 - Atividade metanogênica máxima de 9 tipos de lodo sanitário digerido em função da concentração de sólidos. (Zeeuw, 1984).

A partir destas observações, Zeeuw (1984) relatou que pode-se descrever dois pontos extremos:

1 - O lodo sanitário digerido com concentração de sólidos de $30 \text{ kg SVS} \cdot \text{m}^{-3}$ ou menor, é relativamente homogêneo com respeito a sedimentabilidade. Menos de 6% dos SVS permanecem no sobrenadante após determinação do IVL. Esta fração é rapidamente carregada para fora do reator durante a partida do processo. O IVL é relativamente alto - aproximadamente $100 \text{ ml} \cdot \text{g SVS}^{-1}$. Como resultado, a baixa sedimentabilidade combinada com a relativamente alta atividade metanogênica específica promove uma rápida expansão de manta de lodo devido às condições hidráulicas impostas durante o período de granulação.

2 - O lodo digerido com uma concentração de sólidos de 75 kg STS.m⁻³ ou mais é muito menos homogêneo. A grande parte dos SVS (mais de 20%) é pouco sedimentável e consequentemente carregado para fora do reator. Isto também significa que uma fração considerável - da ordem de 50% - da atividade metanogênica específica original deixa o reator. O lodo remanescente apresenta qualidade de sedimentação bem melhor (IVL de aproximadamente 40 ml.g STS⁻¹) quando comparado com lodos digeridos menos concentrados. A combinação dos fatores melhor sedimentabilidade com menor atividade metanogênica específica resulta em pequena expansão de manta de lodo durante o processo de ativação do lodo.

De acordo com os estudos desenvolvidos na Holanda por Lettinga e seus colaboradores, observou-se ser possível obter lodo granulado em período que varia de 90 a 150 dias. No entanto, a duração da partida do reator está intimamente ligada à qualidade do lodo inoculado e do substrato a ser tratado. A adição de pequenas quantidades de lodo granulado ao material inoculante reduzem sensivelmente o tempo requerido com a granulação (Hulshoff et alii, 1983).

2.5.3 - A Fase Lag ou Fase de Adaptação

A fase lag ou fase de adaptação é um fenômeno evidenciado nos primeiros dias de operação do reator. Está relacionada ao comportamento bacteriano frente a mudanças em suas condições ambientais. A fase lag pode ser caracterizada por uma ausência temporária de degradação dos compostos ou ausência temporária de produção de metano.

Como este fenômeno está associado à troca das condições ambientais de uma população bacteriana, ele pode ser bem evidenciado em um processo de batelada como é o caso do teste de atividade metanogênica específica. Numa curva característica de comportamento bacteriano em processo de batelada podem ser distintas 4 fases:

- fase lag, onde os microrganismos passam por um processo de adaptação às novas condições ambientais.
- fase de crescimento na qual, já devidamente adaptados, os microrganismos começam a se reproduzir rapidamente.
- fase estacionária onde o surgimento de novas células é função da quantidade de alimento disponível no meio.
- fase de declínio na qual se evidencia a diminuição da população bacteriana a valores mínimos face ao esgotamento de alimento.

A duração da fase lag é difícil de ser quantificada, na prática. Um estudo desenvolvido por Zeeuw (1984) aponta como fatores que podem afetar sua duração as seguintes:

- atividade metanogênica inicial do licor misto (substrato mais material sólido),
- composição do substrato e concentração de ácidos voláteis nele presentes,
- pH do substrato e
- presença de substâncias inibidoras como oxigênio e sulfetos.

2.6 - TRATAMENTO DO VINHOTO POR DIGESTÃO ANAERÓBIA

Considerações Gerais

Desde o surgimento do Programa Nacional do Álcool, graças aos incentivos do governo para o setor, o número de destilarias e conseqüentemente a produção do álcool vem se expandindo.

O vinhoto, principal resíduo da fabricação de álcool, é produzido num volume que varia de 13 a 17 litros por litro de álcool. A elevada capacidade poluidora do vinhoto tem impedido qualquer cogitação sobre seu lançamento em rios, ou mesmo seu reaproveitamento como água de uso industrial. Deste modo, tornou-se prática corrente seu lançamento em solo, visando aproveitar o conteúdo de nutrientes nele presente. No entanto esta alternativa pode ser tornar anti-econômica ou mesmo impraticável dependendo da topografia da área a ser irrigada. Também, pouco se conhece sobre os efeitos dessa aplicação, no solo, a médio e longo prazo.

Com os recentes desenvolvimentos na área de biodigestão, muitos estudos visando sua aplicação ao vinhoto tem sido realizados.

2.6.1 - Vantagens da Digestão Anaeróbia do Vinhoto

Quando se utiliza digestão anaeróbia para tratamento do vinhoto, observa-se uma remoção média do seu potencial poluidor de 80%. Os digestores do tipo UASB quando em condições operacionais favoráveis, trabalham bem com altas car-

gas. Isto pode ser traduzido como volumes menores das unidades de tratamento. Também, a produção de metano representa uma fonte auxiliar de combustível. Estas vantagens tem concorrido para a difusão da digestão anaeróbia como forma mais economicamente viável para o tratamento do vinhoto.

2.6.2 - Tipos de Destilarias e Diferentes tipos de Vinhoto.

De modo geral, pode distinguir 2 tipos de destilarias de acordo com os produtos fabricados: autônoma, quando produz somente álcool e anexa quando produz açúcar e álcool. Em média, para cada litro de álcool produzido tem-se 14 litros de vinhoto.

A composição do vinhoto depende de uma série de fatores entre os quais a natureza e composição da matéria prima, concentração do mosto (líquido açucarado susceptível a sofrer fermentação), do estágio de maturação da cana, processo de destilação. Atualmente diferentes produtos açucarados, provenientes do processamento da cana, são empregados na obtenção do mosto, concorrendo para que a composição do vinhoto sofra variações acentuadas. (Rodella et alii, 1981).

A Tabela 2.1 mostra a variação da composição do vinhoto em função da natureza do mosto. Verifica-se que o vinhoto é relativamente rico em potássio, relativamente pobre em nitrogênio e carente em fósforo. Apresenta teores apreciáveis de cálcio, magnésio e enxofre, bem como de outros, minerais em menores quantidades. (Copersucar, 1979).

TABELA 2.1 - Variação da Composição do Vinhoto em Função da Natureza do Mosto (Copersucar, 1979).

ELEMENTO	NATUREZA DO MOSTO (kg.m ⁻³)		
	MELAÇO	MISTO	CALDO
Nitrogênio (N)	1,18	0,70	0,28
Fósforo (P ₂ O ₅)	0,15	0,11	0,13
Potássio (K ₂ O)	7,83	4,57	1,22
Cálcio (CaO)	3,64	1,72	0,69
Magnésio (MgO)	0,99	0,66	0,21
Sulfato (SO ₄)	6,40	3,73	0,62
Carbono (C)	19,20	11,50	5,90
Matéria Orgânica	63,40	38,00	19,50
Relação C/N	16,27	16,43	21,07
pH	4,2	4,4	3,7

2.7 - FATORES QUE INFLUENCIAM A DIGESTÃO ANAERÓBIA

Considerações Gerais:

O conhecimento dos fatores que influenciam a digestão anaeróbia são de fundamental importância para o controle do processo principalmente durante a partida do reator.

Um determinado fator, quando em condições desfavoráveis, provoca o desequilíbrio do processo devido à sensibilidade das bactérias metanogênicas. Quando inibidas, as bactérias metanogênicas deixam de produzir metano. No entanto.

as bactérias acidogênicas continuam a produzir ácidos voláteis. O acúmulo destes provoca a queda do pH do meio, quando a alcalinidade do sistema não é suficientemente elevada. Em casos mais drásticos, os desequilíbrios podem provocar a total perda do material no reator.

O processo de digestão anaeróbia é influenciado por um grande número de condições ambientais (temperatura, pH, presença de compostos tóxicos, natureza e composição do substrato), como também condições operacionais (carga orgânica e hidráulica aplicadas).

2.7.1 - Temperatura

Sendo as bactérias metanogênicas muito sensíveis às variações de temperatura, especialmente à elevações, estas devem ser evitadas.

Pode-se distinguir duas faixas de temperatura: a faixa mesofílica (15 a 45°C) ou a termofílica (50 a 65°C). Na faixa mesofílica a digestão anaeróbia se desenvolve bem em temperaturas de 30 a 40°C sendo que a temperatura ótima está entre 35 e 37°C. Na faixa de temperatura termofílica, a temperatura ótima está entre 50 a 55°C.

Segundo McCarty (1964) a velocidade com que ocorre a fermentação é maior à temperaturas termofílicas em relação às mesofílicas. Porém os custos relativos ao aquecimento, em geral não compensam sua utilização, além do fato de temperaturas mais distantes da ambiental, podem trazer problemas com os controladores de temperatura e conseqüentemente maior probabilidade de grandes variações.

Em regiões de climas frios, é comum se aplicar aquecimento artificial para a faixa mesofílica, usando-se parte do metano produzido para este fim. Entretanto em países tropicais, onde a temperatura média é acima de 25°C não há necessidade de aquecimento artificial. Também, o tratamento de despejos que deixam o processo a temperaturas altas, como por exemplo o vinhoto, a digestão anaeróbia se realiza perfeitamente bem sem qualquer aquecimento do digestor.

2.7.2 - pH e Alcalinidade

A fermentação metanogênica se desenvolve bem em pH na faixa de 6,8 até 7,2. Acima de 7,2 e abaixo de 6,8 a fermentação metanogênica praticamente pára. Observa-se que, quando o pH do meio se torna um pouco mais baixo, por curto período de tempo, este abaixamento, não afeta acentuadamente a fermentação, quando o pH volta para a faixa ótima.

A fermentação acidogênica tem faixa ótima de pH muito mais larga. Assim, a diminuição do pH, para por exemplo pH 5, não afeta as bactérias acidogênicas, porém a metanogênese é inibida e o acúmulo de ácidos voláteis é inevitável. O pH dentro do reator é influenciado pela alcalinidade, através do equilíbrio do sistema $\text{CO}_2\text{-H}_2\text{O}$ e ácidos voláteis. A capacidade de transformação máxima do sistema $\text{CO}_2\text{-H}_2\text{O}$ se dá em pH próximo de 6,4. Por outro lado, os ácidos voláteis tem capacidade máxima de transformação em pH 4,7. Para que o pH do meio se mantenha na faixa ótima (6,8 até 7,2) é necessária uma alta alcalinidade de bicarbonatos. No caso de despejos ricos em proteínas, há uma liberação de amônia na hidrô

lise que resulta em aumento da alcalinidade. Quando se trata despejos ricos em carboidratos, a adição de alcalinidade faz-se necessária. A alcalinidade total (AT) do sistema é a soma da alcalinidade devida ao bicarbonato (AB) e aos ácidos voláteis (AV).

$$AT = AB + (0,85 \times 0,833)AV.$$

Quando a alcalinidade devida aos ácidos voláteis ultrapassa a alcalinidade devida ao bicarbonato, o sistema passa a ser instável, podendo sofrer sensíveis quedas de pH a qualquer novo aumento da concentração de ácidos voláteis. Um valor de alcalinidade de bicarbonato de 2500 a 5000 mg CaCO₃. l⁻¹ é desejável, pois confere um bom poder de tamponação ao meio de digestão (Souza, 1982).

2.7.3 - Compostos Tóxicos

É importante salientar que um composto só é biologicamente tóxico quando se encontra em solução. Também existem três pontos importantes (Souza, 1982):

- . toxicidade é um termo relativo. Dependendo da concentração em que se encontra, uma substância pode ser estimulante ou tóxica,

- . quando ocorre uma adequada aclimatização das bactérias ao composto tóxico, estas podem se adaptar, até um certo limite, a concentrações elevadas daqueles compostos,

- . há possibilidade de ocorrência de antagonismo (redução do efeito tóxico de uma substância pela presença de ou-

tra) ou sinergismo (aumento do efeito tóxico de uma substância pela presença de outra).

2.7.3.1 - Ácidos voláteis

O acúmulo de ácidos voláteis nos digestores pode ser causado por: sobrecarga orgânica (aumentos súbitos da carga orgânica aplicada), sobrecarga hidráulica (aumentos repentinos da vazão influente a níveis que resultem em lavagem das bactérias metanogênicas), sobrecarga tóxica (aumentos repentinos nas concentrações de compostos potencialmente tóxicos à digestão) e outros fatores como variações bruscas da temperatura, pH do meio, etc... (Souza, 1982). Os ácidos voláteis, até concentrações da ordem de 6000 a 8000 mg.ℓ⁻¹, não são tóxicos à digestão anaeróbia, desde que o pH do sistema seja mantido próximo à neutralidade (McCarty & McKinney, 1961).

2.7.3.2 - Metais pesados

Somente as frações solúveis dos metais pesados são tóxicas à digestão anaeróbia. A complexação ou precipitação destes metais na forma de sulfetos ou carbonatos é a maneira efetiva de evitar sua ação inibidora. A maioria dos sulfetos de metais pesados - exceto o cromo - são pouco solúveis. Lawrence & McCarty (1965) demonstraram o efeito da precipitação de sulfetos. Em escala laboratorial, adicionaram diariamente os metais Cu, Zn, Ni (a concentrações médias de 800 mg.ℓ⁻¹) e Fe (a concentrações de 1400 mg.ℓ⁻¹) isoladamente e conjuntamente (soma das concentrações de 800 mg.ℓ⁻¹), ini

cialmente na forma de sulfatos sem observarem qualquer inibição. Quando os metais passaram a ser adicionados na forma de cloretos, observou-se, em prazo de poucos dias, uma severa inibição do processo devida aos íons metálicos, exceto no caso do ferro. Pode-se afirmar que a inibição observada era devida aos íons metálicos uma vez que os cloretos são tóxicos em concentrações superiores a $8300 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. A adição a digestores de $1 \text{ mg S} \cdot \text{l}^{-1}$, na forma de sulfatos, precipita de $1,8$ a $2,0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ de metais pesados. Um dos compostos preferíveis, neste caso, é o sulfato de ferro, visto que o sulfeto formado no reator pela redução do sulfato, mantém-se precipitado na forma de sulfeto de ferro, evitando a inibição por sulfetos solúveis e a formação de quantidades excessivas de H_2S . O sulfeto ligado ao ferro fica disponível para precipitação de outros metais mais tóxicos, visto que o sulfeto de ferro é mais solúvel que os demais sulfetos de metais tóxicos. Por outro lado, o ferro liberado, dentro de certos limites, precipita como carbonato e é pouco tóxico à digestão anaeróbia. (Souza, 1982).

Além dos sulfetos, os carbonatos de metais pesados são, também, pouco solúveis. A atividade dos íons carbonato presente no reator é controlada pelo pH do meio em digestão e pela pressão parcial do CO_2 no biogás. A tolerância da digestão anaeróbia aos metais pesados é dependente do pH. Abaixo de um valor crítico de pH, o único mecanismo de precipitação dos íons metálicos é através dos sulfetos. Acima do pH crítico, a partir do qual a concentração de íons carbonato disponíveis é suficientemente elevada, além do efeito dos sul-

fetos, os metais pesados passam a ser precipitados na forma de carbonatos.

Pelo exposto acima conclue-se que a digestão de um substrato com concentrações altas de metais pesados, em geral, é possível de ser efetuada.

2.7.3.3 - Nitrogênio Amoniacal

A toxicidade por nitrogênio amoniacal deve ser considerada quando o material a ser digerido apresentar elevadas concentrações de nitrogênio total. O íon NH_4^+ é bem menos tóxico que o gás dissolvido NH_3 . Quando o pH do material em digestão é de 7,2 ou menor, é menos provável a inibição por nitrogênio amoniacal, visto que, nestas condições, o equilíbrio da reação $\text{NH}_4^+ \rightleftharpoons \text{NH}_3 + \text{H}^+$ encontra-se quase que totalmente deslocada para a esquerda (Souza, 1982).

2.7.3.4 - Oxigênio

As bactérias metanogênicas são estritamente anaeróbicas, e por isto, em culturas puras, qualquer traço de oxigênio molecular pode lhes ser extremamente prejudicial. Num digestor anaeróbio, o oxigênio dissolvido é rapidamente removido pelas bactérias facultativas presentes (Souza, 1982)

2.7.3.5 - Cianetos

Os cianetos são muito tóxicos as bactérias metanogênicas. No entanto, as bactérias podem se adaptar a concentrações considerável de cianeto quando esta é aumentada gradualmente. A toxicidade de cianetos pode ser reduzida em certo grau pela adição de ferro, devido à formação de comple-

xos não tóxicos (Souza, 1982; Haandel, 1984).

2.7.3.6 - Sulfetos e outros compostos de enxofre.

A inibição de digestão anaeróbia por compostos inorgânicos de enxofre aumenta na seguinte ordem: sulfatos, tio-sulfatos, sulfitos, sulfetos e gás sulfídrico. Com exceção do sulfato, todos os demais compostos de enxofre são inibidores a concentrações de 290 mg S.l⁻¹ (Souza, 1982).

2.7.4 - Nutrientes

Os nutrientes básicos são nitrogênio e fósforo. Para suprir as necessidades de nitrogênio e fósforo das bactérias envolvidas no processo de digestão anaeróbia, o material a ser tratado deve apresentar concentrações destes compostos, em relação ao conteúdo de carbono, que satisfaçam as relações:

$$C/N \leq 30 \quad e \quad C/P \leq 150$$

Estes valores referem-se ao N e P efetivamente disponíveis para as bactérias na forma de nitrogênio amoniacal e ortofosfato. Quando o material a ser tratado não contém quantidades suficientes de nitrogênio e fósforo, estes devem ser adicionados (Souza, 1982)

2.7.5 - Fatores Relativos à Operação do Digestor

Em muitos casos em que a digestão anaeróbia é aplicada em condições ótimas, observa-se que o processo não se de

senholve satisfatoriamente devido a falhas operacionais. Aumentos súbitos, tanto da carga orgânica como da carga hidráulica, podem acarretar severas inibições no processo de digestão. Aumentos repentinos da carga orgânica, por exemplo, podem provocar um acúmulo de ácidos voláteis no meio em digestão causando inibição das bactérias metanogênicas. Na prática, os aumentos de cargas só devem ser efetuados quando se observa a estabilidade do sistema.

CAPÍTULO III

MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 - MATERIAIS

3.1.1 - Sistema de Digestão Anaeróbia

O estudo da transformação de lodo sanitário digerido em lodo granulado de alta atividade foi desenvolvido no laboratório de Saneamento do Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba em Campina Grande.

Para a investigação experimental foi construído um sistema conforme mostra a Figura 3.1, composto dos seguintes elementos:

- . Tanque de armazenamento do substrato;
- . Tanque de preparação da alimentação;
- . Tanque de alimentação;
- . Bomba dosadora;
- . Digestor anaeróbio de fluxo ascendente do tipo UASB;
- . Tanque de disposição final do efluente;
- . Unidade de lavagem e medição de gás.

Tanque de Armazenamento do Substrato

O substrato utilizado neste estudo era o vinhoto bruto proveniente de destilaria autônoma, a Estreliana do grupo

LAISA - Recife - Pernambuco. O vinhoto bruto era recebido em recipientes plásticos com capacidade de 50 litros. Os recipientes eram utilizados um a um conforme a necessidade. Antes de ser posto em uso, o conteúdo era homogenizado e uma amostra era analisada em termos de Demanda Química de Oxigênio. A transferência do vinhoto bruto para o tanque de preparação da alimentação era feita manualmente e dependia da carga orgânica a ser aplicada.

Tanque de Preparação da Alimentação

Trata-se de um recipiente plástico com volume de 30 li tros onde a alimentação era preparada antes de sua aplicação. Neste tanque se faziam as diluições do vinhoto e efetuava-se a correção do pH. Depois de preparada, a solução para alimentação era deixada em repouso para permitir a sedimentação dos sólidos em suspensão.

Tanque de Alimentação

O volume requerido para alimentação era retirado por sifonamento. Do tanque de alimentação, com volume de 20 litros, a solução era bombeada para o reator.

Bomba Dosadora

A alimentação do reator era feita através de mangueiras flexíveis acopladas a uma bomba dosadora do tipo peristáltica de cabeçote aberto com temporizador para ajuste de vazão.

Digestor Anaeróbico de Fluxo Ascendente

Construído em PVC. por se tratar de um material resistente e inerte, o digestor tinha formato cilíndrico com área transversal de $0,016 \text{ m}^2$ e volume igual a 16 litros.

O influente era bombeado para o ponto mais baixo do reator. Para avaliação do comportamento do sistema tinha-se quatro pontos de amostragem, perfilados, dispostos na lateral do reator. Estes pontos de amostragem eram numerados de um a quatro, de cima para baixo. As alturas dos pontos de amostragem em relação à base do reator eram de 64,47, 35 e 22 cm para os pontos (1), (2), (3) e (4), respectivamente.

A Figura 3.2 apresenta esquematicamente o digestor de fluxo ascendente construído.

Uma das características deste tipo de reator é a presença do dispositivo separador de fases - sólida (massa celular), líquida (substrato digerido) e gasosa (biogás produzido). O separador usado neste experimento tinha formato similar ao de um funil invertido e estava colocado na parte superior do reator. Através de um selo hidráulico externo criava-se, dentro do separador, uma pressão de gás superior à pressão atmosférica. Com isto formava-se uma interfase gás-líquido dentro do funil invertido. Deste modo, as partículas de lodo, que subiam aderidas às bolhas de gás, ao encontrarem a interfase se desprendiam e o lodo voltava a sedimentar.

Com a função de direcionar as partículas gasosas para o dispositivo separador foi projetado um anteparo ao longo

da parede interna do reator. Instalado 2 cm abaixo da base do separador, ele assegurava o encaminhamento do biogás para dentro do funil.

A Figura 3.3 traz um esquema do separador de fases e do selo hidráulico.

O Selo Hidráulico

Trata-se de um artifício hidráulico cujas finalidades dentro do sistema eram:

- permitir a formação de uma interfase líquido-gás dentro do sistema separador;
- criar uma zona de acumulação de gás dentro do funil;

A altura H que o gás tinha que vencer para ser liberada dentro do selo hidráulico equivale a um desnível H entre o nível do efluente e a interfase. A partir do instante em que as duas alturas se equiparavam, para cada nova partícula gasosa liberada na interfase uma quantidade equivalente borbulhava dentro do selo hidráulico.

Tanque de Disposição Final do Efluente

O recipiente utilizado na coleta do efluente era de plástico com volume de 20 litros com escala graduada. O ponto de descarga do efluente estava a 99 cm da base do reator e seu transporte para o tanque de disposição era feito através de mangueira plástica. A quantidade de efluente lida através da escala graduada tornava possível o cálculo da vazão influente em litros por dia.

Unidade de Lavagem e Medição de Gás

A Figura 3.4, apresenta esquematicamente a unidade de lavagem e medição de gás.

Esta unidade tinha formato cilíndrico com área transversal de $0,016 \text{ m}^2$ e volume de 20 litros. Era fechada em ambas as extremidades e em seu interior, através de um sistema de bombeamento, colocava-se uma solução alcalina com indicador fenolftaleína.

O biogás é uma mistura de gases dos quais 70 %, em média, é metano (CH_4). A solução alcalina tinha por função remover gases indesejáveis como CO_2 e H_2S , permitindo a medição da parcela de metano.

O biogás produzido na degradação do material orgânico era encaminhado para a parte inferior da unidade de lavagem e medição de gás, onde era liberado. Sendo menos denso que a água, ele subia ocupando, então, o espaço de solução alcalina deslocada. Deste modo, uma quantidade de solução equivalente à quantidade de gás era eliminada por um orifício na base da unidade.

Através de uma escala graduada anexa a esta unidade, era medida a produção de metano para um determinado período de tempo. A adição do indicador facilitava a leitura de quantidade de gás metano. A partir da medição da produção de metano em um determinado período, calculava-se a produção diária de metano. O metano produzido era eliminado para a atmosfera por ocasião do novo enchimento da coluna com solução alcalina.

3.1.2 - Lodo Sanitário Digerido

O material sólido utilizado como inóculo do estudo de granulação foi o lodo sanitário digerido misto proveniente da Estação de Tratamento de Esgotos dos Peixinhos em Recife - Pernambuco.

Um lodo sanitário digerido é dito misto quando se origina da mistura de lodo do decantador primário e secundário. A Estação de Tratamento de Esgotos dos Peixinhos utiliza decantadores primários seguidos por filtros biológicos e finalmente, decantadores secundários.

O lodo decantado nos decantadores é estabilizado em digestores anaeróbios de dois estágios, de onde é descarregado de 3 em 3 dias.

A figura 3.5, apresenta um fluxograma da Estação de Tratamento de Esgotos dos Peixinhos.

3.1.3 - Vinhoto

O vinhoto bruto utilizado neste estudo era proveniente da destilaria Estreliana pertencente ao grupo LAISA. Embora a Estreliana produza açúcar e álcool, o despejo utilizado nesta pesquisa pode ser considerado como sendo típico de uma destilaria autônoma. O vinhoto coletado para ser usado no presente trabalho era proveniente da destilação do caldo de cana para produção de álcool.

A qualidade dos despejos de destilarias autônomas e anexas é bastante distinta variando com uma série de fatores. Um dos principais fatores diz respeito a DQO.

O vinhoto bruto utilizado era fresco, recentemente produzido, e sua Demanda Química de Oxigênio variava em 30 e 40g DQO. ℓ^{-1} .

3.2 - MÉTODOS

3.2.1 - Procedimento Operacional

O estudo da granulação de lodo a partir de lodo sanitário digerido foi dividido em duas etapas - FASE I e FASE II - que se caracterizam pela metodologia aplicada. Todo o procedimento experimental foi executado em ambiente com temperatura controlada na faixa de 30°C.

3.2.1.1 - Etapa preliminar:

Antes de se iniciar a operação do sistema observou-se uma etapa preliminar, na qual se fez a escolha do material sólido mais apropriado para ser utilizado como inóculo. Nesta etapa foi feita, também, a determinação da carga orgânica passível de ser aplicada no início do processo.

Para escolha do material sólido a ser empregado foram feitos testes de atividade e composição de sólidos em dois tipos diferentes de lodo:

- Lodo sanitário digerido primário proveniente da Estação de Tratamento de Esgotos de Cabanga, Recife-Pernambuco.

- Lodo sanitário digerido misto proveniente da Esta-

ção de Tratamento de Esgotos dos Peixinhos, Recife-Pernambuco.

O lodo sanitário digerido primário apresentou uma concentração de sólidos inorgânicos ($115,52 \text{ gSF.l}^{-1}$) maior que o lodo sanitário digerido misto ($71,17 \text{ gSF.l}^{-1}$). Já o teste de atividade revelou que este último apresentava uma atividade bacteriana inicial adequada para o que se desejava ($0,08 \text{ kg DQO-CH}_4.\text{kg SVS}^{-1}.\text{d}^{-1}$). A atividade inicial do lodo primário foi praticamente nula. Os testes básicos indicaram que o lodo digerido misto se adequava para a inoculação do reator.

Após sua escolha, foram efetuados cálculos visando estimar a carga orgânica admissível para início da operação do reator. Foram colocados 12 litros de lodo sanitário digerido dentro do reator, o que representa que 75% do seu volume foi inicialmente ocupado com lodo.

Sendo conhecida a concentração de sólidos voláteis deste lodo, assim como sua atividade específica inicial, foi calculada a carga orgânica passível de ser aplicada. Com este valor foi iniciada a operação do sistema.

3.2.1.2 - Operação da FASE I

O sistema foi operado, segundo a metodologia definida para esta fase, no período de 24/05 a 26/07/85. A FASE I era caracterizada pela aplicação de DQO constante da ordem de 10 gDQO.l^{-1} com aumentos sucessivos da carga hidráulica. Sendo a carga orgânica ($\text{kg DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$) uma função da DQO e vazão aplicadas, os aumentos da carga hidráulica eram direta-

mente proporcionais aos aumentos da carga orgânica.

Era esperado que a carga orgânica propiciasse o crescimento da massa celular tornando-a mais densa. Com isto, as partículas indesejáveis seriam removidas pelas condições hidráulicas. Os aumentos da carga hidráulica tinham por finalidade acelerar o processo seletivo.

Tendo sido estabelecida a carga orgânica admissível, foi determinada a vazão influente inicial de 4l.d^{-1} . A alimentação era preparada diariamente, pouco antes de ser aplicada. O vinhoto bruto era caracterizado em termos de DQO e diluições eram feitas de modo a se obter a carga orgânica necessária. Depois de diluído em água de torneira, a solução sofria a correção do pH para valores próximos da neutralidade através de solução concentrada de NaOH. Uma amostra do influente era retirada para testes de DQO, alcalinidade total e bicarbonatos e ácidos voláteis.

Ao se aplicar uma nova alimentação, o tanque de disposição de efluente era substituído por outro para que se tivesse o volume de despejo acumulado. Uma escala graduada anexa ao tanque possibilitava a leitura do volume acumulado. Com este valor era feita uma avaliação diária da vazão influente bombeada. Considerando-se a quantidade de sólidos normalmente eliminados com o despejo, este era homogenizado e uma amostra coletada para os testes de DQO (efluente bruto e sobrenadante centrifugado), alcalinidade total e de bicarbonatos, ácidos voláteis, pH e sólidos sedimentáveis.

A produção real de metano era medida diariamente. Através de cálculos estequiométricos era estimada a produção teó

rica do gás e o quanto estas se diferenciavam.

Os principais indicativos da estabilidade operacional eram: produção real de CH_4 , ácidos voláteis efluente, pH efluente e porcentagem de remoção de material orgânico. Quando estes parâmetros demonstravam estabilidade do processo digestivo, efetuava-se um novo aumento da carga hidráulica da ordem de 5%. Em média um período de 2 a 3 dias eram requeridos até que se observasse esta estabilidade. Pode-se dizer que no decorrer deste estudo, o sistema foi operado em condições próximas de sua capacidade máxima.

Quando a concentração de ácidos voláteis se tomava muito alta (valores próximos de 2g de ácido acético por litro) a produção de CH_4 caía sensivelmente e o mal funcionamento ao processo era evidenciado. Nestas condições, o pH do vinho em digestão era baixo, o que favorecia a inibição das bactérias metanogênicas, e conseqüentemente o acúmulo de ácidos voláteis era propiciado. Como forma de se reestabelecer a tamponação do sistema substituiu-se a alimentação com vinho to por uma solução de bicarbonato de sódio na concentração de $2\text{g NaHCO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$. Quando o sistema voltava a ser alimentado com o substrato, aplicava-se uma carga orgânica mais baixa do que aquela com a qual se observou a inibição.

No decorrer da FASE I, a carga orgânica máxima alcançada foi de $4,5 \text{ kg DQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$. As sucessivas paralizações do processo eram indicativos de que, com a metodologia aplicada, era improvável superar tal valor. Assim, o emprego de uma nova metodologia foi evidenciado.

Uma evolução das características do lodo pode ser ob-

servado nesta FASE I. Ao término deste período, 3 testes de atividade tinham sido realizados e a atividade específica era de $0,17 \text{ kg DQO-CH}_4 \cdot \text{kgSVS}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. Foram realizados também 3 testes de sólidos e com estes dados foram estimados os valores da atividade metanogênica específica "in situ".

3.2.1.3 - Operação da FASE II

A Fase II teve início no dia 31/07/85 e era caracterizada pela aplicação de bicarbonato de sódio, na concentração de $1,5 \text{ g NaHCO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$, juntamente com o influente. Esta adição tinha por finalidade aumentar o potencial tamponador do bicarbonato dentro do sistema. Também a metodologia de cargas hidráulica e orgânica, que vinha sendo adotada, foi alterada. Passou-se a aplicar uma carga hidráulica maior e constante, que permitisse um tempo de detenção hidráulica de 24 horas, com aumentos sucessivos da carga orgânica.

A preparação da solução influente passou a ser feita na véspera de sua aplicação. A diluição do vinhoto, de forma a se obter a carga orgânica necessária, era feita para um volume de 20 litros e o bicarbonato de sódio era então misturado à solução. A seguir efetuava-se a correção do pH para valores superiores a 7,0. Depois de preparada, a solução influente era deixada em repouso para permitir a sedimentação dos sólidos suspensos, atenuando seus possíveis efeitos negativos.

O volume necessário para a alimentação - 16 litros - era tirado da parte sobrenadante através de sifonamento. Uma amostra do influente era coletada para os testes de DQO, al

calinidade (total e de bicarbonatos), ácidos voláteis. Do despejo efluente, após ser medido o volume e homogenizado, retirava-se uma amostra para os testes de DQO (efluente bruto e centrifugado), alcalinidade total e de bicarbonatos, ácidos voláteis, pH e sólidos sedimentáveis.

A produção do gás era medida diariamente e comparada com a produção teórica de metano.

Os mesmos parâmetros utilizados como indicativos da instabilidade do processo na FASE I foram mantidos para a FASE II. Os aumentos da carga orgânica eram, em média, de 5%, sendo aplicados quando a estabilidade dos parâmetros operacionais era evidenciada.

A utilização desta metodologia tornou possível a aplicação de cargas orgânicas maiores sendo alcançada, no final deste experimento, o valor máximo de $15,0 \text{ kg DQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$.

O acompanhamento da evolução das características do lodo foi feito através de testes de atividade e composição de sólidos. No entanto, a quantidade de material sólido necessária para estes testes era relativamente grande comparada com a massa total. Em média, 50 ml de lodo eram retirados de cada ponto de amostragem para os testes de sólidos, além de mais 50 ml, do ponto mais baixo (ponto 4), para teste de atividade. Com vista a preservar ao máximo o material sólido do reator, os testes de caracterização da massa celular foram realizados com frequência menor que a desejada. No decorrer da FASE II foram realizados 4 testes de atividade e caracterização de sólidos. Os resultados obtidos demonstram que o objetivo deste estudo foi alcançado em um

período de 175 dias.

3.2.2 - Procedimento Analítico

3.2.2.1 - Etapa preliminar

Para escolha do material sólido que foi utilizado neste estudo foram efetuados os seguintes testes:

- a) Teste de atividade
- b) Composição de sólidos

a) Teste de Atividade

Os testes de atividade consistiam da incubação de quantidades de lodo previamente estabelecidas em um substrato padrão. Os testes eram executados em bateladas e a temperatura de 30°C. Esse teste foi desenvolvido no laboratório de Saneamento da UFPb, muito antes de se ter acesso a uma bibliografia sobre o assunto.

O equipamento utilizado para estes ensaios é apresentado na Figura 3.6 e consistia de dois tanques em acrílico: um, munido de aquecedor onde as amostras eram incubadas, e o outro que continha solução alcalina para lavagem do biogás produzido. Cada teste era realizado em duplicata. Vinte e cinco mililitros de lodo retirados do ponto mais baixo do reator (ponto 4) eram colocados em cada frasco de DBO, completando-se o volume do frasco com o substrato. A seguir os frascos eram tampados com rolhas plásticas conectadas a uma mangueira flexível. Ao se completar o volume do frasco com o substrato tomava-se o cuidado de deixar um pequeno espaço

para o acúmulo de biogás, bem como para impedir o entupimento da mangueira com lodo. O biogás produzido dentro dos frascos era encaminhado através das mangueiras para dentro de provetas graduadas invertidas contendo solução alcalina. Deste modo, podia-se medir a produção diária de metano. A atividade específica do lodo era calculada através da taxa de produção de gás metano e da quantidade de lodo incubado. Para tanto, a quantidade de lodo que participava ativamente do processo tinha que ser conhecida em termos da concentração de sólidos.

Substrato

O substrato usado era uma solução de acetato na forma de acetato de sódio. Por litro de mistura eram adicionados 8,3 g $\text{CH}_3\text{COONa} \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ e 200 mg NH_4Cl . O pH desta mistura era então baixado até a neutralidade com uma solução concentrada de KH_2PO_4 ($100\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$). Água de torneira era utilizada para a preparação do substrato, para assegurar a presença de micronutrientes.

Uma amostra do substrato era retirada para teste de DQO e, após o encerramento do teste, outra amostra do substrato era coletada e filtrada para o mesmo fim. Com estes dados era determinada a quantidade de DQO transformada em metano.

b) Composição de Sólidos

Dos quatro pontos de amostragem eram retiradas amostras de lodo para os testes de composição de sólidos. Para maior segurança estes testes eram feitos em duplicata.

Analisava-se a concentração de sólidos totais, voláteis e fixos de acordo com o Standard Methods, 14^a edição, 1976, páginas 89 a 98 . A título de minimizar possíveis erros quanto a medição do volume de sólidos voláteis suspensos após centrifugação das amostras, optou-se pela avaliação da concentração de sólidos voláteis totais. Justifica tal medida, o fato de se ter quase que a totalidade de amostra na forma de sólidos suspensos. Depois de coletadas, as amostras eram deixadas em repouso por algumas horas. O sobrenadante era retirado e as amostras homogeneizadas antes de serem analisadas.

3.2.2.2 - A FASE I

No decorrer da FASE I foram realizadas análises para o acompanhamento do processo de digestão e para avaliação da atividade do lodo.

No processo de digestão anaeróbia, o acompanhamento do estudo era avaliado pelos seguintes testes:

- Demanda Química de Oxigênio (DQO), executadas segundo Standard Methods, 1976.

- pH com pHmetro Micronal, modelo B278

- Alcalinidade total e de Bicarbonatos segundo método simplificado baseado em titulação potenciométrica desenvolvido pela Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental - CETESB (1981).

- Ácidos voláteis executado segundo método simplificado desenvolvido pela CETESB (1981).

O Método Simplificado para Determinação
de Alcalinidade total e Bicarbonatos e Ácidos

Voláteis: (Souza, 1982)

A amostra retirada do digestor é centrifugada e filtrada. O filtrado é titulado com H_2SO_4 0,02N até pH4. Anota-se o volume do ácido, baixa-se ainda o pH até 3,5 e ferve-se por 3 minutos para liberar o gás carbônico. Com NaOH, titula-se novamente a solução até pH 4 e depois de pH 4 até pH 7, anotando-se o volume de base gasto entre pH4 e 7.

$$AT = AB + (0,85 \times 0,833) AV$$

Onde:

AT = alcalinidade total (mg $CaCO_3 \cdot l^{-1}$)

$$AT = \frac{\text{mL de } H_2SO_4 \times N \times 50.000}{\text{mL amostra}}$$

AB = alcalinidade de bicarbonatos (mg $CaCO_3 \cdot l^{-1}$)

AV = ácidos voláteis (mg ácido acético $\cdot l^{-1}$)

$$AV = \frac{\text{mL de NaOH} \times N \times 60.000}{\text{mL da amostra}}$$

O coeficiente 0,85 é o fator que leva em conta o fato de que até pH 4, ponto final da titulação para determinação da alcalinidade, apenas 85% dos ácidos voláteis são detectados, e 0,833 é o fator de transformação da concentração dos ácidos voláteis, de CH_3COOH para $CaCO_3$.

A produção real de gás metano foi medida diariamente, e comparada com a produção teórica de metano calculada este quiometricamente.

A evolução das características do lodo foi observada através dos testes de atividade e composição de sólidos.

3.2.2.3 - A Fase II

Os mesmos parâmetros analisados na FASE I foram acompanhados no decorrer da FASE II. As amostras eram caracterizadas em termos de DQO (influyente, efluente bruto e efluente centrifugado), pH, Alcalinidade (Total, Bicarbonatos), Ácidos voláteis para acompanhamento do processo digestivo. A evolução da granulação do lodo foi avaliada através de testes de atividade e composição de sólidos como descritos no ítem 2.2.1.

- (1) TANQUE DE ALIMENTAÇÃO
- (2) BOMBA DOSADORA
- (3) DIGESTOR ANAERÓBIO
- (4) DISPOSITIVO SEPARADOR DE FASES
- (5) TANQUE DE DISPOSIÇÃO FINAL EFLUENTE.
- (6) SELO HIDRÁULICO
- (7) UNIDADE DE LAVAGEM E MEDIÇÃO DE GÁS
- (8) COLETOR DA SOLUÇÃO ALCALINA

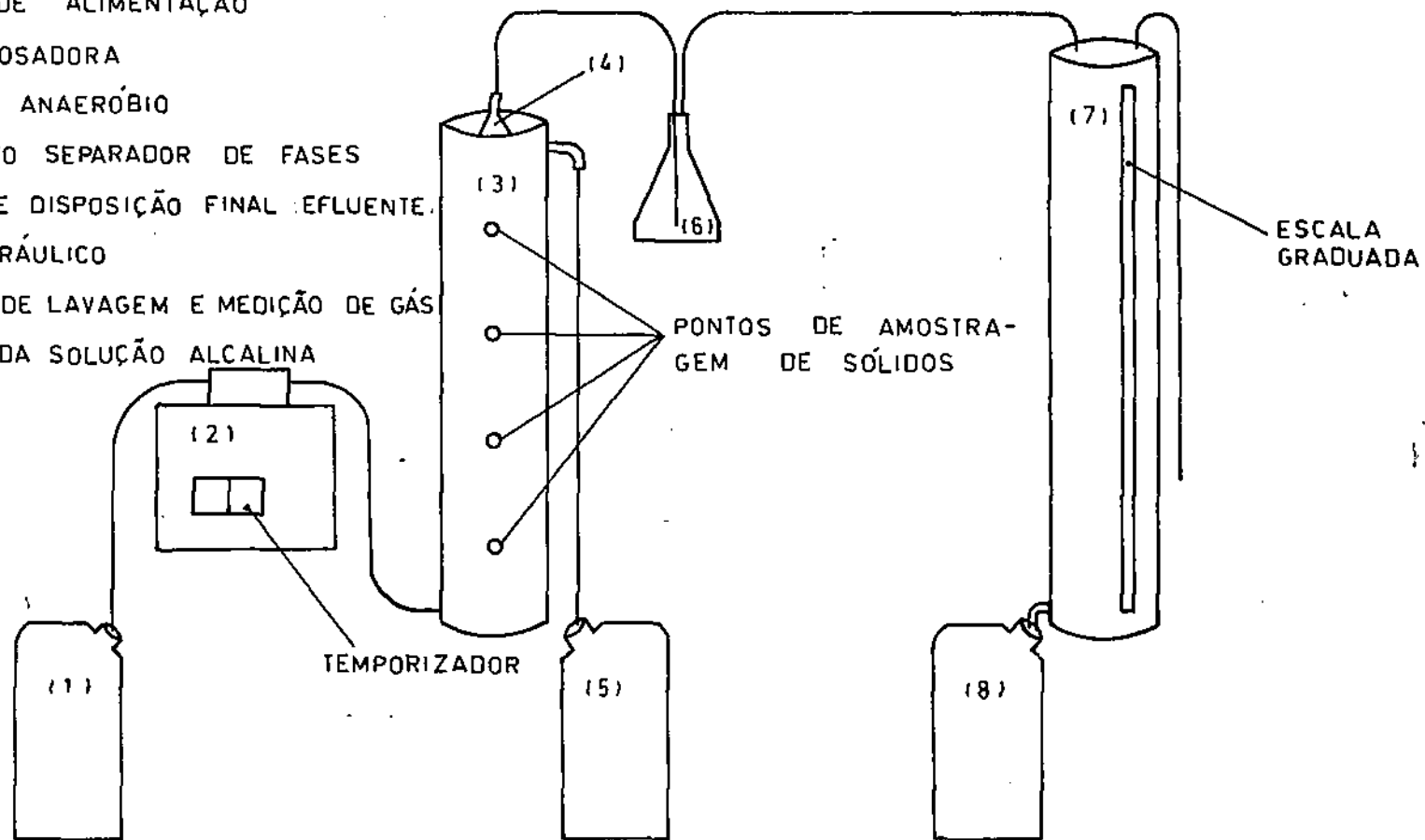


FIG 3.1-ESQUEMA DO SISTEMA DE DIGESTÃO ANAERÓBIA MONTADO PARA A INVESTIGAÇÃO EXPERIMENTAL

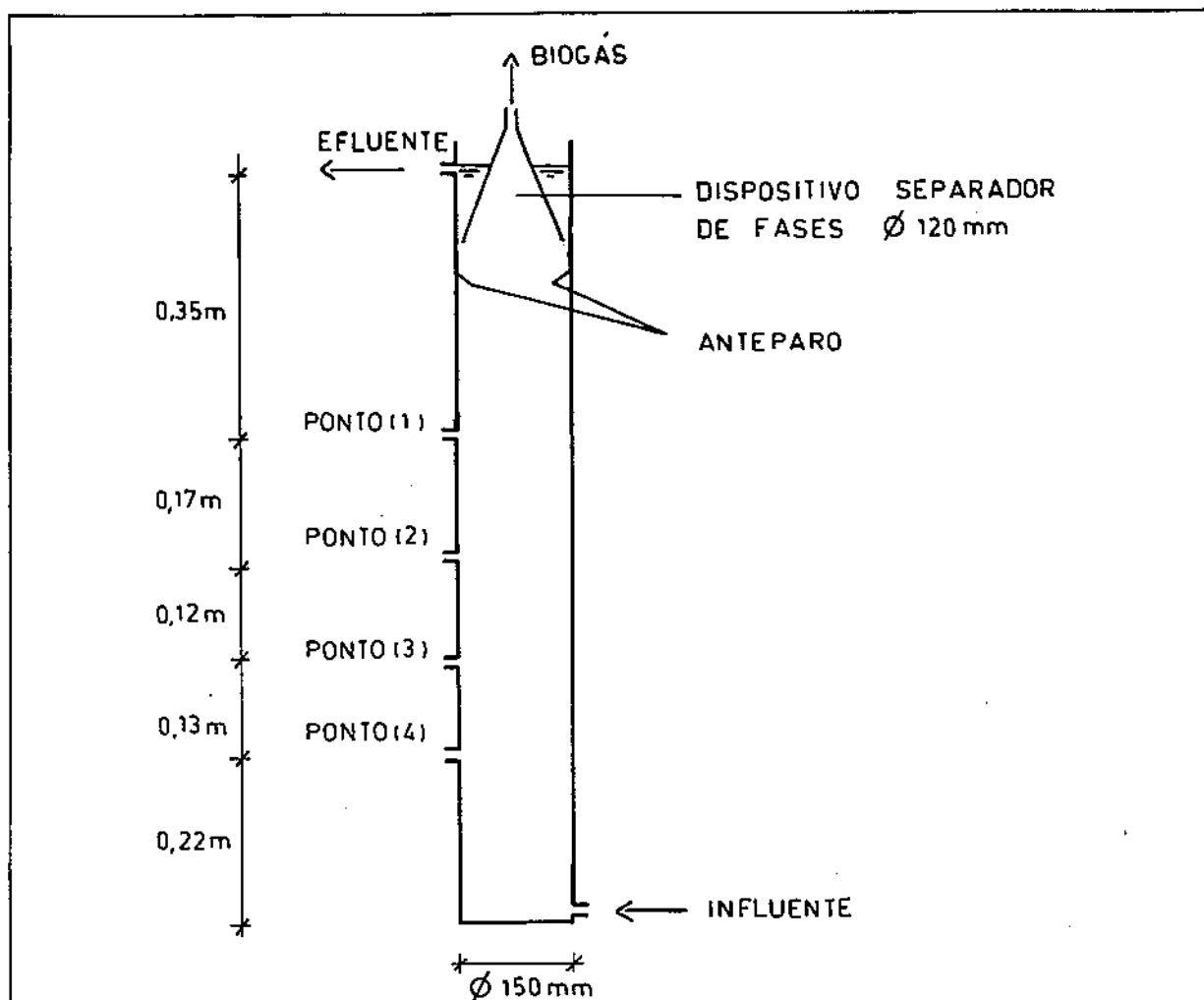


FIG 32- ESQUEMA (CORTE) DO DIGESTOR E PONTOS DE AMOSTRAGEM

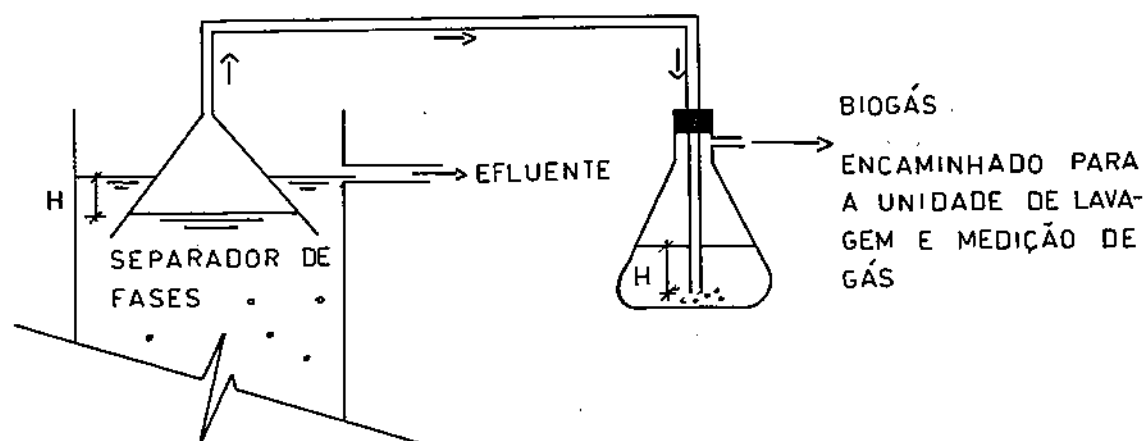
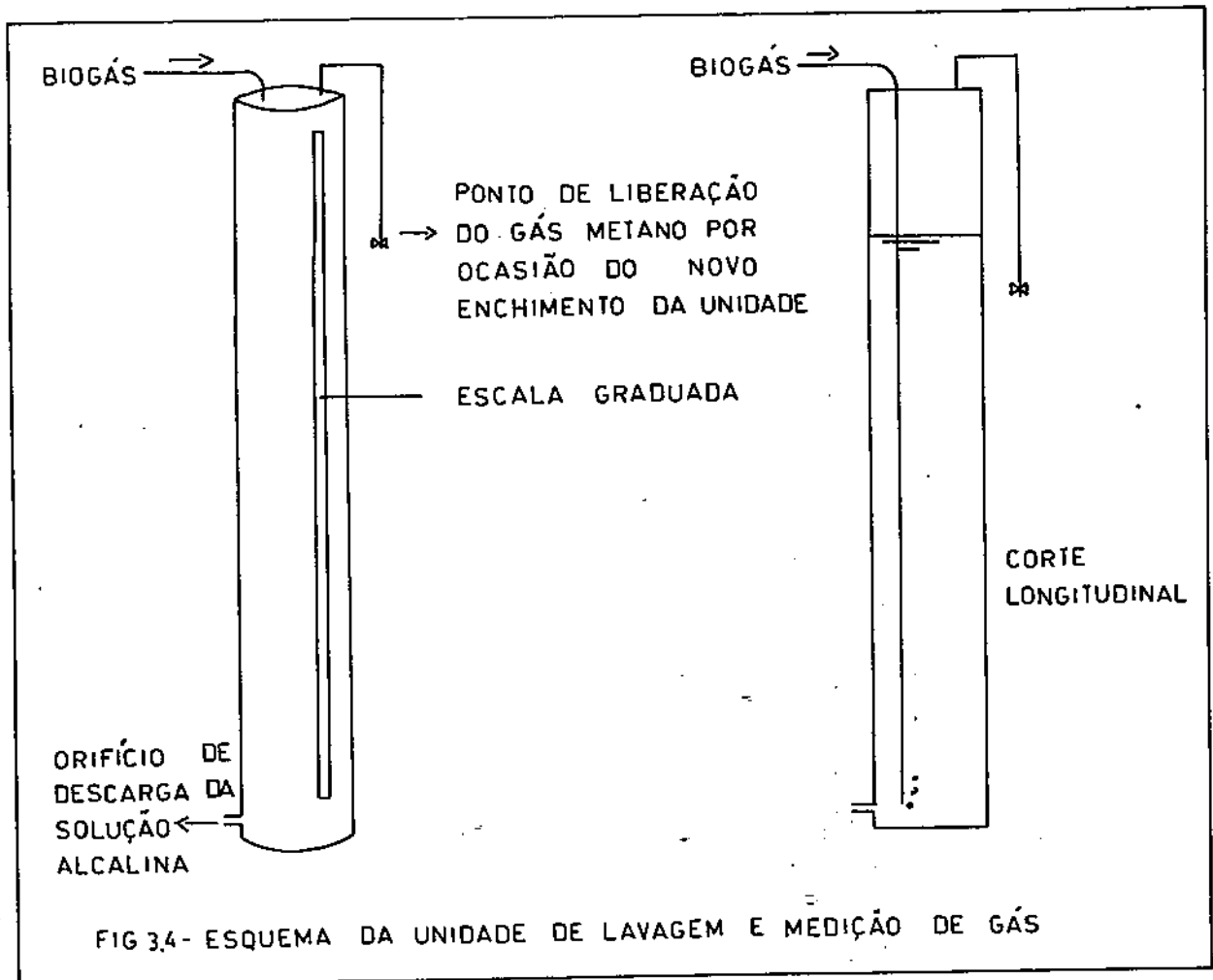


FIG 33- ESQUEMA DO DISPOSITIVO SEPARADOR DE FASES E SELO HIDRÁULICO



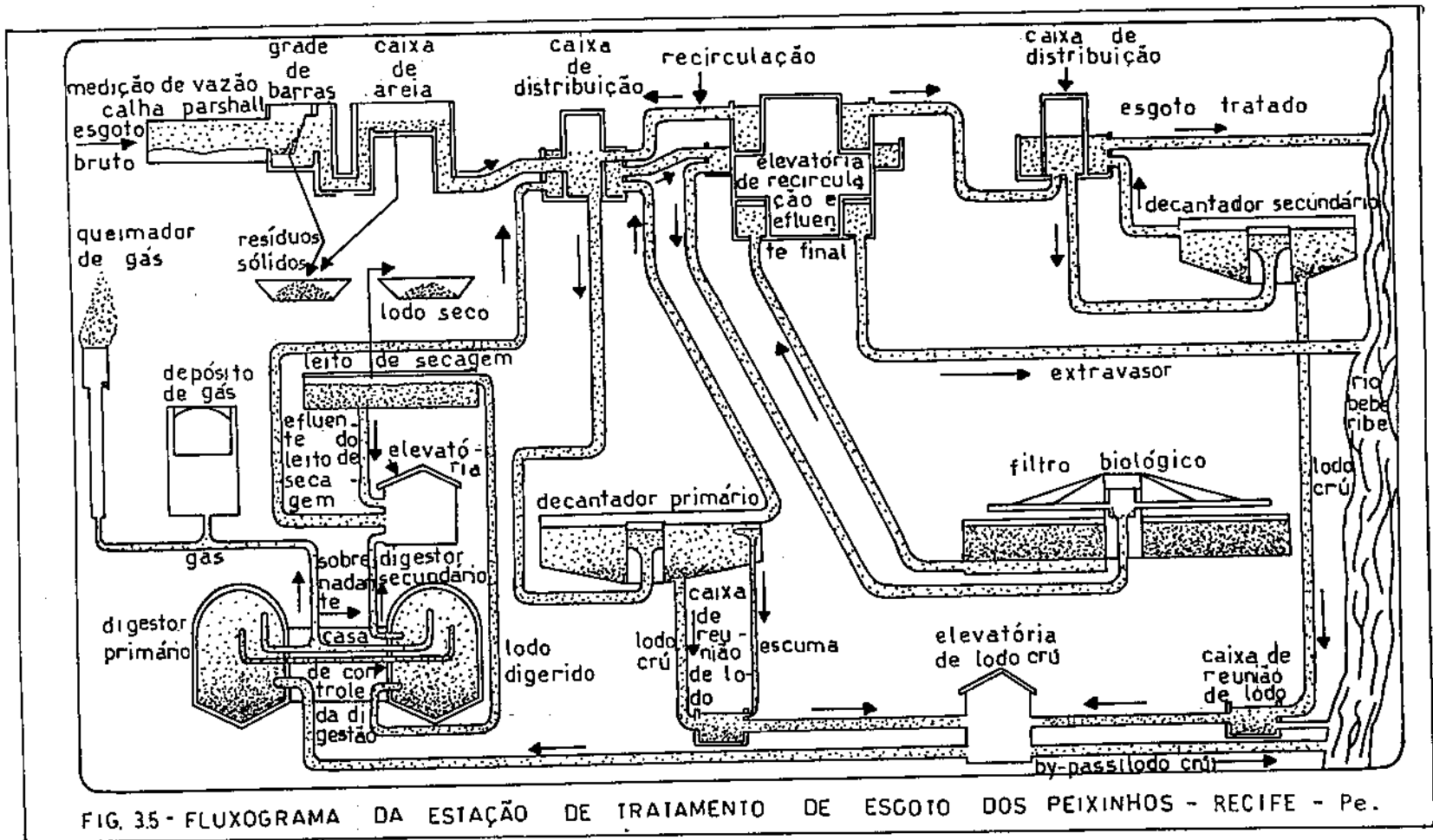
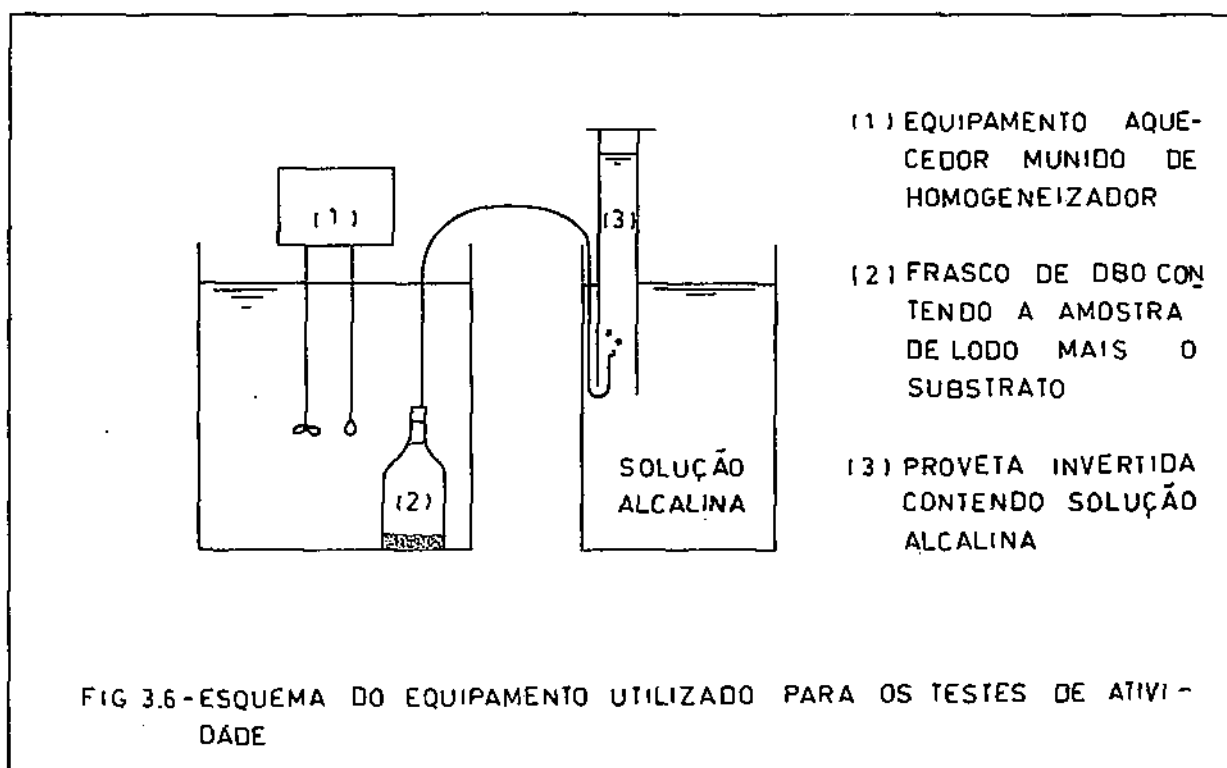


FIG. 35 - FLUXOGRAMA DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOS PEIXINHOS - RECIFE - Pe.



CAPÍTULO IV

APRESENTAÇÃO E INTERPRETAÇÃO DOS RESULTADOS

Considerações Gerais

Conforme descrito no Capítulo III, a investigação experimental foi desenvolvida em duas fases - FASE I e FASE II - distintas pela metodologia com que o sistema foi operado. O estudo da transformação de lodo sanitário digerido em lodo granulado de alta atividade foi realizado em duas frentes de trabalho, distintas e simultâneas: uma relativa ao acompanhamento do processo digestivo e outra relacionada ao comportamento do material sólido sob o prisma da granulação do lodo.

Para apresentação dos resultados serão relatados primeiramente a FASE PRELIMINAR, na qual se efetuou a escolha do material para inoculação do reator, seguido da FASE I e FASE II e, finalmente, a evolução das características do material sólido no decorrer da investigação experimental.

4.1 - FASE PRELIMINAR:

Os resultados referentes aos testes de composição de sólidos dos dois lodos digeridos - primário e misto - são

apresentados na Tabela 4.1. A Tabela 4.2. traz os resultados da atividade metanogênica específica destes dois sólidos.

O cálculo da atividade metanogênica específica é efetuado a partir do traçado do gráfico produção de metano acumulado por tempo de ensaio. O Gráfico 4.1 traz um exemplo da curva obtida neste teste. Este gráfico foi construído a partir dos dados referentes ao primeiro teste de atividade do lodo sanitário digerido misto. Tomando-se este gráfico como exemplo, serão descritos a seguir os passos para a determinação da atividade metanogênica específica. A curva apresentada no Gráfico 4.1. é característica da produção de metano em um processo de batelada. Nela evidencia-se uma fase de adaptação dos microrganismos ao substrato (fase lag) seguida de uma fase de crescimento das bactérias caracterizada por uma taxa constante de produção de metano e, finalmente, uma fase de decaimento na qual a taxa de produção de metano é reduzida devido a limitação da quantidade de substrato. A inclinação da parte linear desta curva dá a taxa de produção de metano na fase de crescimento. Sabendo-se o volume de lodo incubado pode-se calcular a taxa específica de produção de metano expressa em $\ell\text{CH}_4 \cdot \ell\text{lodo}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$. Uma análise da composição do lodo incubado permite conhecer suas frações de sólidos totais, voláteis e fixos e com estes dados pode-se expressar a taxa específica de produção de metano em $\ell\text{CH}_4 \cdot \text{kg ST}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$.

Sabe-se que um mol de metano (16 g CH_4) é formado a partir da digestão de 64g de DQO. Sob as condições de pres

são ($P_{atm} = 0,95, atm$) e temperatura ($T = 30^{\circ}C$) em que este estudo foi desenvolvido, um mol de metano tem volume de 26 litros. Deste modo, um litro de metano produzido é resultado da digestão de 2,46 g de DQO.

Conhecida esta relação, é possível expressar a taxa específica de produção de metano em $kg\ DQO-CH_4.kg\ ST^{-1}.dia^{-1}$. Com a relação entre as concentrações de sólidos voláteis e sólidos totais obtem-se a atividade metanogênica específica expressa em $kg\ DQO-CH_4.kg\ SVS^{-1}.dia^{-1}$. Tomando-se o Gráfico 4.1. apresenta-se a seguir o roteiro de cálculo da atividade:

(1) Pela inclinação da parte linear da curva tem-se: $38,1\ mL\ CH_4.dia^{-1}$.

(2) Incubou-se 25 ml de lodo cuja composição era de:

$$118,911\ g\ ST.l^{-1}$$

$$47,740\ g\ SV.l^{-1}$$

$$71,171\ g\ SF.l^{-1}$$

Assim, a taxa específica de metano é de:

$$1,52\ l\ CH_4.l\ lodo^{-1}.dia^{-1}\ \text{ou}$$

$$12,81\ l\ CH_4.kg\ ST^{-1}.dia^{-1}$$

(3) A taxa específica de metano pode ser expressa em $kg\ DQO-CH_4.kg\ ST^{-1}.dia^{-1}$:

$$12,81\ l\ CH_4.kg\ ST^{-1}.dia^{-1} \times 2,46\ g\ DQO =$$

$$= 31,51\ g\ DQO-CH_4.kg\ ST^{-1}.dia^{-1}$$

$$= 0,03\ Kg\ DQO-CH_4.kg\ ST^{-1}.dia^{-1}$$

(4) A relação entre a concentração de sólidos voláteis e sólidos totais é de 0,40. Assim:

$$\frac{0,03 \text{ kg DQO-CH}_4 \cdot \text{kg ST}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}}{0,40} =$$

$$= 0,08 \text{ kg DQO-CH}_4 \cdot \text{kg SVS}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$$

Com base nos resultados apresentados na Tabela 4.1 e 4.2 observa-se que a concentração de sólidos voláteis bem como a fração sólidos voláteis/sólidos totais do lodo digerido primário era maior que a do lodo digerido misto. Por outro lado o teste de atividade metanogênica específica do lodo digerido primário indicou que a população bacteriana nele presente não era adequada para sua utilização como inóculo do reator. A atividade metanogênica específica do lodo sanitário digerido ($0,08 \text{ kg DQO-CH}_4 \cdot \text{kg SVS}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$) se mostrou dentro dos padrões obtidos por Zeeuw (1984). Desta forma, o lodo sanitário digerido misto foi escolhido para inóculo do reator.

Para se dar início à operação do reator era necessário determinar a carga orgânica máxima passível de ser aplicada. No digestor, do tipo UASB, com volume de 16 litros, foram colocados 12 litros de lodo sanitário digerido misto. Com isto, 75% do volume do reator foi inicialmente ocupado pelo lodo escolhido cuja massa, em termos de sólidos voláteis, equivalia a 0,57 kg SVS. Sabendo-se que a atividade metanogênica específica deste lodo era de $0,08 \text{ kg DQO-CH}_4 \cdot \text{kg SVS}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ e que a carga orgânica é uma função da atividade do lodo multiplicada pela massa de lodo presente no reator, determinou-se a carga orgânica máxima que se podia aplicar ($45,7 \text{ g DQO} \cdot \text{dia}^{-1}$).

4.2 - FASE I

A metodologia definida para esta fase consistia em se manter constante a concentração orgânica em valores próximos a $10 \text{ g DQO} \cdot \text{L}^{-1}$ com aumentos de vazão. Para determinação da vazão adequada ao início do funcionamento do reator foram feitos cálculos baseados no valor da carga máxima que se podia aplicar. A concentração orgânica do vinhoto bruto era de $34 \text{ g DQO} \cdot \text{L}^{-1}$, o qual foi diluído à relação de 1:3 para se obter uma concentração orgânica de $11,3 \text{ g DQO} \cdot \text{L}^{-1}$. A carga orgânica máxima que se podia aplicar inicialmente ao sistema era de $45,7 \text{ g DQO} \cdot \text{dia}^{-1}$. Deste modo, a vazão inicial deveria ser de $4 \text{ L} \cdot \text{dia}^{-1}$.

4.2.1 - Carga Orgânica

A Tabela 4.3 apresenta os valores diários da DQO (influyente, efluente bruto e efluente centrifugado) e eficiência de remoção da DQO referentes à FASE I. A Tabela 4.4 traz os resultados da carga orgânica influyente e vazão aplicados nesta fase. Observa-se na Tabela 4.3 que no decorrer dos 10 primeiros dias encontrou-se dificuldades em se manter a concentração orgânica próxima ao valor previamente estabelecido, assim como de se ajustar a vazão. Após este período superou-se tais dificuldades e operou-se o sistema de acordo com a metodologia.

Os Gráficos 4.2 e 4.3 demonstram o comportamento da DQO (influyente, efluente bruto e efluente centrifugado) e carga orgânica juntamente com eficiência de remoção da DQO,

respectivamente. No Gráfico 4.2 pode-se visualizar a grande diferença entre os valores de DQO do efluente bruto e efluente centrifugado. Isto se deve as grandes quantidades de lodo que saia juntamente com o efluente. Os cálculos da eficiência de remoção da DQO, apresentados no Gráfico 4.3., foram feitos a partir dos dados de DQO influente e DQO efluente centrifugado. Também no Gráfico 4.3., observa-se que a carga orgânica máxima aplicada nesta fase foi de 4,5 Kg DQO. $\text{m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$. Os gráficos apresentados trazem assinalados as paralizações do sistema. No entanto, os fatores que contribuíram para sua ocorrência serão discutidos posteriormente.

4.2.2 - Alcalinidade e Ácidos Voláteis

Os resultados diários de alcalinidade total, alcalinidade de bicarbonatos e alcalinidade de ácidos voláteis são apresentados na Tabela 4.5 O Gráfico 4.4 mostra o comportamento da alcalinidade total efluente no decorrer da FASE I. O Gráfico 4.5 traz o comportamento diário da alcalinidade de bicarbonatos e ácidos voláteis efluentes. A relação entre estes três parâmetros é dada pela expressão:

$$AT = AB + (0,833 \times 0,85) \times AV$$

Onde: AT = alcalinidade total ($\text{mgCaCO}_3.\text{l}^{-1}$)

AB = alcalinidade de bicarbonatos ($\text{mgCaCO}_3.\text{l}^{-1}$)

AV = ácidos voláteis ($\text{mg Ácido Acético}.\text{l}^{-1}$)

A alcalinidade de bicarbonatos é o elemento que exerce poder tamponador dentro do sistema. Quando esta alcalinidade é neutralizada pelos ácidos voláteis, (evidenciada pe-

la queda do pH do meio em digestão) observa-se que o sistema se torna instável e há acúmulo de ácidos voláteis no reator. Nestas condições, há paralização do processo digestivo devido a inibição da metanogênese. No Gráfico 4.5 pode-se notar os repentinos aumentos da concentração de ácidos voláteis antes da paralização do processo.

4.2.3 - Produção de Metano

A produção diária real de metano foi medida diretamente através da unidade de lavagem e medição de gás. Estequiometricamente, a decomposição de uma grama de DQO produz 0,41 litros de metano. Conhecendo-se os valores de DQO transformada, que para a etapa de granulação é definida como sendo a diferença entre a DQO influente e a DQO efluente centrifugado, e a vazão influente pode-se calcular a produção diária teórica de metano como se segue:

$$\text{Produção teórica de metano} = \text{DQO transf. (g DQO.l}^{-1}\text{)} \times 0,41 (\text{lCH}_4\text{.g DQO}^{-1}\text{)} \times \text{vazão (l.d}^{-1}\text{)}$$

A Tabela 4.6 apresenta os valores de produção diária de metano - real e teórica - enquanto que o Gráfico 4.6 mostra o comportamento desses dois parâmetros no decorrer da FASE I. Neste gráfico pode-se observar que, de modo geral, a produção diária teórica de metano é maior que a produção diária real, exceto em alguns pontos. Estes pontos onde a produção real é maior que a produção teórica podem ser justificados pelo fato de que, ao se efetuar a leitura da produção real de metano pode-se estar englobando um valor resi

dual referente a um período em que a produção de gás era maior.

Comparando-se os Gráficos 4.5 e 4.6 verifica-se que, o aumento da concentração de ácidos voláteis no efluente é acompanhado pela diminuição da produção diária de metano (real e teórica). Isto confirma a afirmativa de que o aumento de concentração de ácidos voláteis no meio em digestão exerce poder inibidor sobre a metanogênese.

4.2.4 - Paralisações do Processo

As paralisações do processo, assinaladas em todos os gráficos referentes a FASE I, foram causadas pela falta de capacidade de tamponação do sistema e conseqüente instabilidade do pH. A alcalinidade do vinhoto bruto é, em geral, suficiente para dar tamponação ao sistema. No entanto, ao ser diluído em água de torneira, sua alcalinidade era sensivelmente reduzida, diminuindo seu poder de tamponação.

A ocorrência de sucessivas paralisações do processo juntamente com a necessidade de se aplicar cargas orgânicas maiores incidiram para a mudança da metodologia que vinha sendo seguida.

4.3 - FASE II

Como descrito no Capítulo III, esta etapa caracterizava-se pela manutenção de carga hidráulica alta que promovesse tempo de detenção de 1 dia, com aumentos sucessivos da carga orgânica. A adição de alcalinidade juntamente com o

influyente, na forma de bicarbonato de sódio - $1,5g NaHCO_3 \cdot l^{-1}$ - visava aumentar a capacidade de tamponação do sistema, garantindo a estabilidade do processo.

4.3.1 - Carga Orgânica

Os valores médios de 2 em 2 dias de DQO (influyente, efluente bruto e efluente centrifugado), eficiência de remoção da DQO e carga orgânica influyente, para vazão média de $16l \cdot dia^{-1}$, são apresentados na Tabela 4.7. O Gráfico 4.7 mostra o comportamento da DQO (influyente, efluente bruto e efluente centrifugado) e eficiência de remoção da DQO para esta FASE II. Neste gráfico pode-se observar que a DQO influyente era inicialmente baixa, alcançando valores da ordem de $15 kg DQO \cdot m^{-3}$ no decorrer do estudo. A quantidade de lodo carregado para fora do reator, nesta fase, diminuiu de modo que a diferença entre a DQO efluente e efluente centrifugado se tornou menor. Nos pontos onde esta diferença se tornou muito acentuada, observou-se muita perda de material sólido devido a formação de bolhas de biogás na região lateral externa do separador de fases. Deste modo, houve uma turbulência muito grande nesta região prejudicando a sedimentação das partículas sólidas e provocando seu carregamento junto com o efluente. A eficiência de remoção de DQO na FASE II, apresentada no Gráfico 4.7., foi inicialmente baixa - da ordem de 55% - aumentando no decorrer do período. A eficiência de remoção de DQO média nesta fase foi de 70%. Este valor é relativamente baixo, de acordo com a literatura, porém deve-se considerar que o sistema foi operado em sua capacidade

máxima.

No Gráfico 4.8. são apresentados os valores médios de 2 em 2 dias de carga orgânica influente em função do tempo de ensaio. Durante a FASE II, a carga máxima aplicada foi da ordem de $15 \text{ Kg DQO.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$. Considerando-se uma eficiência média de remoção da DQO de 70%, pode-se dizer que a taxa máxima de produção de metano foi de $10,5 \text{ Kg DQO-CH}_4.\text{m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$. Para este valor, segundo descrito por Zeëuw. (1984), pode-se dar por concluída a etapa de granulação do lodo ou a partida do reator. Pelo Gráfico 4.8. pode-se observar que a carga orgânica de $15 \text{ Kg DQO.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$ foi mantida por um curto período. Isto se deve ao fato de que, com esta carga, a produção de metano era muito grande e provocava a formação de espuma dentro do separador. Esta espuma tendia a entupir a mangueira de saída de gás para o selo hidráulico. Os entupimentos forçavam a saída do biogás pelas laterais do separador resultando na perda de quantidades consideráveis de lodo juntamente com o efluente. Estes problemas operacionais impediram a aplicação de cargas orgânicas maiores.

4.3.2 - Alcalinidade e Ácidos Voláteis

Os resultados médios de 2 em 2 dias de alcalinidade total, alcalinidade de bicarbonatos e ácidos voláteis do efluente relativos a FASE II estão relacionados na Tabela 4.8. As curvas referentes ao comportamento destes parâmetros, no mesmo período, são apresentadas nos Gráficos 4.9 e 4.10. Durante esta fase, a adição de alcalinidade - tanto na forma de bicarbonato de sódio como soda cáustica - visava manter

a alcalinidade de bicarbonatos efluente em valor mínimo de 900 mg $\text{CaCO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$. Esta adição tinha por finalidade intensificar o potencial tamponador de bicarbonatos dentro de reator, assegurando assim a estabilidade operacional do sistema. Vale salientar que não foi objetivo deste estudo minimizar custos relativos ao consumo de produtos alcalinizantes. Por outro lado, a partir dos resultados de alcalinidade de bicarbonatos dos últimos dias de ensaio tem-se indicação de que seria possível reduzir a adição de alcalinizante. No entanto, esta possibilidade não foi testada e, deste modo, não se tem elementos para aceitá-la como viável.

4.3.3 - Produção de Metano

A Tabela 4.9 traz os resultados médios de 2 em 2 dias da produção real e teórica de metano nesta segunda fase do estudo. No Gráfico 4.11 tem-se o comportamento destes dois parâmetros em função do tempo de ensaio. Durante a FASE II, obteve-se um valor máximo de produção de metano de 67 l $\text{CH}_4 \cdot \text{dia}^{-1}$, o que equivale a uma taxa máxima de produção de metano de 4,2 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$.

4.4 - EVOLUÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS DO MATERIAL SÓLIDO

O acompanhamento do estudo da transformação de lodo sanitário em lodo granulado de alta atividade foi feito através de análises periódicas da composição dos sólidos e testes de atividade. A evolução da atividade do lodo, por sua vez, foi medida através de um teste específico para esta fi

nalidade (desenvolvido no Laboratório de Saneamento (veja ítem 3.2.2.1) além da medição da atividade metanogênica "in situ".

A Tabela 4.10 mostra os resultados dos testes de composição de sólidos do ponto mais baixo do reator (ponto 4) nos diversos ensaios realizados no decorrer da investigação experimental. Nesta Tabela observa-se que o percentual de sólidos voláteis (% SV) aumentou ao mesmo tempo que o percentual de sólidos fixos (% SF) diminuiu. Estas variações já eram esperadas, uma vez que o processo de granulação se baseia na seleção do lodo através das condições hidráulicas impostas. Como os sólidos fixos referem-se à fração de material inerte, é desejável que sua concentração diminua no decorrer do processo de granulação do lodo. Há indicativos de que a concentração de sólidos inertes só não se reduziu mais porque o vinhoto possui uma considerável fração de sólidos em suspensão. Quando se digere um despejo completamente dissolvido, durante o processo de granulação, o lodo que inicialmente apresenta uma grande fração de sólidos inertes, no decorrer da partida vai se transformando em um tipo de lodo constituído quase que exclusivamente de massa celular ativa.

Os resultados dos diversos testes de atividade metanogênica específica realizados estão relacionados na Tabela 4.11. A Tabela 4.12. mostra os resultados da medição da atividade metanogênica específica "in situ". Para tanto, foi determinada a massa total de sólidos dentro do reator. O gráfico 4.12 mostra os valores de atividade metanogênica es-

pecífica obtidos através do teste de atividade e da medição "in situ". Comparando-se as duas curvas do Gráfico 4.12 observa-se que os resultados dos testes de atividade foram, em muito, inferiores ao que se esperava.

Nas condições em que os testes eram realizados - todos os microrganismos têm acesso ao substrato, o qual existe em abundância - esperava-se que os resultados fossem superiores ou, no mínimo, iguais aos obtidos através da medição "in situ". Deste modo, há fortes indicações de que a utilização do teste de atividade, do modo como foi realizado, não dá elementos seguros para a avaliação da evolução do processo de ativação do lodo. Por outro lado, através das medições da atividade metanogênica específica "in situ" pode-se tirar valores que, embora possam ser inferiores aos valores reais, permitem afirmar que a transformação de lodo sanitário digerido em lodo granulado de alta atividade pode ser realizada na prática. A atividade metanogênica específica do lodo sanitário digerido misto original era de $0,08 \text{ Kg DQO-CH}_4 \cdot \text{kg SVS}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$, passando para valores da ordem de $0,36 \text{ Kg DQO-CH}_4 \cdot \text{kg SVS}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ ao final deste estudo.

O tempo requerido para a transformação do lodo sanitário digerido misto em lodo granulado de alta atividade foi de 175 dias. De acordo com a literatura, o período de partida, quando se utiliza um substrato puro (constituído de uma mistura de ácidos voláteis), é, em média, de 90 a 120 dias dependendo das qualidades do lodo original. Sendo este o primeiro estudo do processo de granulação de lodo utilizando vinhoto como substrato, não se dispõe de dados para uma com

paração mais sistemática.

4.5 - OBSERVAÇÃO FINAL

O lodo obtido nessa investigação experimental apresentou excelentes qualidades de sedimentabilidade e atividade metanogênica. Entretanto, suas características relativas às dimensões dos grãos são muito inferiores às aquelas descritas na literatura internacional. A análise visual do lodo revelou que os grãos apresentam diâmetro médio de 0,5 mm. Por outro lado, amostras de lodo provenientes da PAISA-Penedo - Al, também obtidos a partir de vinhoto, apresentaram grãos cujo aspecto é muito semelhante ao do lodo obtido neste estudo. Deste modo, há indicações de que o lodo granulado conseguido a partir da digestão do vinhoto não apresenta grandes dimensões.

Tabela 4.1 - Resultado dos Teste de Composição de Sólidos do Lodo Sanitário Digerido Primário e Misto.

MATERIAL	COMPOSIÇÃO DO MATERIAL SÓLIDO				
	SOL. TOTAIS (gST.ℓ ⁻¹)	SOL. VOLÁTEIS (gSV.ℓ ⁻¹)	SOL. FIXOS (gSF.ℓ ⁻¹)	% SV (SV/ST)	% SF (SF/ST)
Lodo digerido primário	221,220	105,705	115,515	47,8	52,2
Lodo digerido misto	118,911	47,740	71,171	40,1	59,9

Tabela 4.2 - Taxa de Produção de Metano e Atividade Metanogênica Específica dos Sólidos Analizados.

MATERIAL	TAXA DE PRODUÇÃO DE METANO (ℓCH ₄ .Kg ST ⁻¹ .d ⁻¹)	ATIVIDADE METANOGENICA ESPECÍFICA (Kg DQO-CH ₄ .. Kg SVS ⁻¹ .d ⁻¹)
Lodo digerido primário	0,00	0,00
Lodo digerido misto	12,81	0,08

Tabela 4.3 - Valores Diários de DQO (Influente, Efluente Bruto e Efluente Centrifugado) e Eficiência de Remoção de DQO Referentes a FASE I.

TEMPO DE ENSAIO (dias)	DQO (Kg DQO.m ⁻³)			EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO (%)
	INFLUENTE	EFLUENTE BRUTO	EFLUENTE CENTRIFUGADO	
1	5,7	8,9	0,4	93
2	5,1	10,2	1,3	75
3	3,4	1,3	0,8	75
4	2,5	0,4	0,4	83
5	4,7	0,6	0,4	91
6	3,0	0,6	0,4	86
7	3,9	0,8	0,6	84
8	6,6	0,4	0,4	94
9	7,8	0,8	0,2	97
10	9,2	0,8	0,6	94
11	9,6	7,2	1,4	85
12	9,6	21,2	1,2	88
13	9,6	7,2	1,4	85
14	9,2	2,1	1,0	89
15	8,6	1,2	1,4	83
16	8,6	8,2	1,2	86
17	9,5	1,2	1,2	88
18	8,3	2,8	1,4	83
19	7,9	3,5	1,4	83
20	7,5	2,0	0,7	90
21	9,8	2,0	1,6	84

TEMPO DE ENSAIO (dias)	DQO (Kg DQO.m ⁻³)			EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO (%)
	INFLUENTE	EFLUENTE BRUTO	EFLUENTE CENTRIFUGADO	
22	10,1	3,1	2,5	75
23	10,8	3,1	2,5	77
24	8,3	3,3	2,5	70
25	9,9	2,9	2,9	71
26*	9,1	3,7	3,5	61
27				
28	7,4	1,2	1,0	87
29	7,1	1,2	1,2	83
30*	7,1	1,6	1,6	78
31				
32	4,7	0,4	0,2	96
33	8,5	1,2	1,0	89
34	8,9	0,8	1,5	83
35	10,0	2,3	2,3	77
36*	11,2	3,5	1,7	85
37				
38	4,8	0,9	0,9	81
39	8,9	1,0	0,9	90
40*	9,7	1,5	1,5	84
41				
42	4,4	0,4	0,4	90
43	5,1	0,6	0,5	90
44	2,0	0,3	0,4	79
45	4,5	0,6	0,5	90
46	5,1	0,9	0,6	88

TEMPO DE ENSAIO (dias)	DQO (Kg DQO.m ⁻³)			EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO (%)
	INFLUENTE	EFLUENTE BRUTO	EFLUENTE CENTRIFUGADO	
47	4,5	0,9	0,6	87
48	4,4	0,5	0,4	90
49	4,3	0,8	0,8	81
50	4,1	1,3	1,3	69
51*	3,1	1,2	1,3	58

(*) Paralisações do Processo.

Tabela 4.4 - Valores Diários de Carga Orgânica Influyente e Vazão Referentes a FASE I.

TEMPO DE ENSAIO (dias)	CARGA ORGÂNICA INFLUENTE (Kg DQO.m ⁻³ .dia ⁻¹)	VAZÃO (l.dia ⁻¹)
1	1,6	4,5
2	1,3	4,0
3	0,9	4,1
4	0,6	4,0
5	1,1	3,7
6	0,7	3,8
7	0,9	3,8
8	1,5	3,7
9	1,7	3,6
10	1,6	2,8
11	2,5	4,2
12	2,9	4,8
13	2,9	4,8
14	2,8	4,9
15	2,8	5,2
16	3,0	5,5
17	3,4	5,7
18	2,9	5,5
19	2,8	5,7
20	2,8	5,8
21	3,5	5,7
22	4,1	6,5

TEMPO DE ENSAIO (dias)	CARGA ORGÂNICA INFLUENTE (Kg DQO.m ⁻³ .dia ⁻¹)	VAZÃO (l.dia ⁻¹)
23	4,1	6,5
24	3,5	6,6
25	4,0	6,5
26*	3,9	6,7
27		
28	2,7	6,2
29	2,7	6,1
30*	2,7	6,0
31		
32	1,7	5,9
33	3,0	5,7
34	2,7	4,9
35	3,8	6,0
36*	4,5	6,4
37		
38	1,6	6,7
39	4,2	5,2
40*	4,4	7,6
41		
42	1,9	6,9
43	2,6	8,0
44	0,6	5,3
45	1,5	5,4
46	2,1	6,6
47	1,8	6,6

TEMPO DE ENSAIO (dias)	CARGA ORGÂNICA INFLUENTE (Kg DQO.m ⁻³ .dia ⁻¹)	VAZÃO (ℓ.dia ⁻¹)
48	1,8	6,6
49	2,3	6,6
50	2,1	8,4
51*	1,6	8,2

(*) Paralisações do Processo.

Tabela 4.5 - Valores Diários de Alcalinidade Total, Alcalinidade de Bicarbonatos e Ácidos Voláteis do Efluentes Referentes a FASE I.

TEMPO DE ENSAIO (dias)	ALCALINIDADE EFLUENTE (mg CaCO ₃ .ℓ ⁻¹)		
	TOTAL	BICARBONATOS	ÁCIDOS VOLATEIS
1	874	843	43
2	1966	1890	107
3	1784	1723	85
4	1492	1447	64
5	1456	1411	64
6	1383	1326	85
7	1347	1286	85
8	1565	1520	64
9	1529	1468	85
10	1784	1738	64
11	1893	1847	64
12	2220	2160	85
13	2148	2027	171
14	2257	2121	192
15	2330	2209	171
16	2111	1962	211
17	2075	1910	232
18	2184	2020	232
19	1929	1780	211
20	1674	1570	148
21	1383	1308	106

TEMPO DE ENSAIO (dias)	ALCALINIDADE EFLUENTE (mg CaCO ₃ .ℓ ⁻¹)		
	TOTAL	BICARBONATOS	ÁCIDOS VOLATEIS
22	1346	1010	486
23	1346	1010	486
24	1165	851	444
25	1320	1171	211
26*	1280	502	1098
27			
28	1360	1196	232
29	1120	821	422
30*	1520	1056	655
31			
32	1480	1463	25
33	1400	1105	416
34	1400	1036	514
35	1440	764	955
36*	1360	431	1102
37			
38	1400	1174	318
39	1120	755	514
40*	1040	588	636
41			
42	960	786	245
43	1520	1381	196
44	1760	1648	171
45	1360	1186	224
46	1200	1182	244

TEMPO DE ENSAIO (dias)	ALCALINIDADE EFLUENTE (mg CaCO ₃ .ℓ ⁻¹)		
	TOTAL	BICARBONATOS	ÁCIDOS VOLÁTEIS
47	1200	1182	244
48	1102	981	171
49	972	676	416
50	710	394	710
51*	1183	679	710

(*) Paralisações do Processo

Tabela 4.6 - Valores Diários da Produção de Metano (Real e Teórica) Referentes a FASE I.

TEMPO DE ENSAIO (dias)	PRODUÇÃO DE METANO ($\text{lCH}_4 \cdot \text{dia}^{-1}$)	
	REAL	TEÓRICA
1	5,8	9,6
2	7,5	6,1
3	5,9	4,2
4	3,7	3,4
5	4,7	6,4
6	6,0	4,0
7	6,6	5,0
8	6,7	9,2
9	9,6	10,9
10	8,5	9,6
11	16,3	14,0
12	14,1	16,4
13	13,9	16,0
14	13,2	16,3
15	14,6	15,0
16	12,9	16,5
17	12,6	19,1
18	12,6	15,5
19	16,2	15,1
20	18,6	16,0
21	16,9	19,3
22	14,9	20,0

TEMPO DE ENSAIO (dias)	PRODUÇÃO DE METANO ($\ell\text{CH}_4 \cdot \text{dia}^{-1}$)	
	REAL	TEÓRICA
23	16,0	20,0
24	12,3	15,8
25	9,4	18,4
26*	6,5	15,2
27		
28	11,9	16,1
29	9,9	14,7
30*	8,4	13,5
31		
32	5,2	10,6
33	10,7	17,4
34	11,0	14,6
35	8,5	18,8
36*	8,9	24,6
37		
38	18,9	8,3
39	11,9	24,8
40*	8,9	24,1
41		
42	8,3	11,0
43	8,0	15,0
44	9,8	3,3
45	8,6	8,7
46	7,7	12,1
47	7,7	12,1
48	7,7	10,6

TEMPO DE ENSAIO (dias)	PRODUÇÃO DE METANO ($\ell\text{CH}_4 \cdot \text{dia}^{-1}$)	
	REAL	TEÓRICA
49	9,2	11,9
50	8,4	9,4
51*	7,6	5,8

(*). Paralisações do Processo.

Tabela 4.7 - Valores Médios de cada 2 dias de DQO (Influen-
te, Efluente Bruto, Efluente Centrifugado), Efi-
ciência de Remoção de DQO e Carga Orgânica In-
fluente (para vazão média de 16 ℓ .dia⁻¹) Refe-
rentes a FASE II.

TEMPO DE ENSAIO (dias)	DQO (Kg DQO.m ⁻³)			EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO (%)	CARGA ORGÂNICA INFLUENTE (KgDQO.m ⁻³ .d ⁻¹)
	INFLUENTE	EFLUENTE BRUTO	EFLUENTE CENTRIFUGADO		
53	0,9	0,5	0,5	46	0,9
55	1,0	0,5	0,5	51	1,0
	1,1	0,3	0,3	69	0,9
59	1,9	0,3	0,3	86	2,1
61	2,6	0,4	0,4	85	2,8
63	2,5	0,6	0,6	76	2,6
65	2,4	0,6	0,5	79	2,5
67	3,2	0,9	0,6	81	3,5
69	3,6	1,1	0,7	79	3,8
71	3,8	1,1	1,1	71	3,9
73	5,5	1,8	1,3	76	5,6
75	6,0	2,8	1,6	73	6,5
77	6,4	3,0	2,1	66	5,8
79	7,1	2,9	2,4	66	7,4
81	7,2	3,2	2,8	60	7,9
83	6,6	3,4	3,1	53	6,9
85	7,5	3,6	2,6	66	8,1
87	7,5	3,2	2,7	64	8,0
89	6,6	3,2	2,1	68	6,7
91	4,5	2,6	2,4	76	4,4

TEMPO DE ENSAIO (dias)	DQO (kg DQO.m ⁻³)			EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO (%)	CARGA ORGÂNICA INFLUENTE (kgDQO.m ⁻³ .d ⁻¹)
	INFLUENTE	EFLUENTE BRUTO	EFLUENTE CENTRIFUGADO		
93	5,3	1,2	1,2	78	5,3
95	5,6	2,2	2,2	62	5,6
97	6,7	2,6	2,6	62	6,4
99	5,5	2,8	2,8	47	5,5
101	5,5	2,0	1,7	69	5,5
103	5,5	1,9	1,8	68	5,6
105	6,2	2,0	1,9	69	6,3
107	7,0	2,7	2,5	65	7,2
109	7,0	2,9	2,6	63	7,1
111	6,9	2,5	2,3	67	7,0
113	7,8	2,7	2,4	70	7,7
115	8,1	5,0	3,1	62	8,1
117	7,9	4,1	3,4	57	8,0
119	8,5	3,4	3,3	62	8,4
121	8,1	4,0	3,3	59	8,2
123	7,5	3,6	3,3	56	7,5
125	6,6	2,9	2,7	59	6,6
127	6,6	2,6	2,2	67	6,6
129	6,3	3,3	2,0	69	6,2
131	6,5	1,9	1,7	74	6,2
133	6,8	2,0	1,9	72	7,0
135	7,6	2,1	2,0	73	7,2
137	8,7	2,9	2,8	68	8,6
139	8,3	4,8	2,3	73	8,5
141	10,4	4,5	3,5	66	10,5

TEMPO DE ENSAIO (dias)	DQO (kg DQO.m ⁻³)			EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO (%)	CARGA ORGÂNICA INFLUENTE (kgDQO.m ⁻³ .d ⁻¹)
	INFLUENTE	EFLUENTE BRUTO	EFLUENTE CENTRIFUGADO		
143	9,5	4,6	4,6	51	9,5
145	9,6	4,9	4,2	56	9,8
147	8,7	3,3	3,4	61	9,2
149	8,3	3,3	3,0	65	8,6
151	9,2	3,1	3,0	67	9,3
153	9,7	3,0	3,0	70	9,7
155	10,3	2,8	2,4	77	10,3
157	13,9	4,8	3,8	72	15,0
159	15,1	6,5	5,9	61	15,2
161	13,1	6,3	6,2	53	13,2
163	11,7	5,3	5,0	59	12,1
165	12,2	4,8	4,3	64	12,2
167	12,3	4,4	3,6	71	12,2
169	12,1	3,7	3,3	73	11,5
171	11,7	3,0	2,9	75	11,7
173	12,5	3,0	2,8	78	12,9
175	12,3	3,6	3,4	72	12,3

Tabela 4.8 - Valores Médios de cada 2 dias de Alcalinidade Total, Alcalinidade de Bicarbonatos e Ácidos Voláteis do Efluente Referentes a FASE II.

TEMPO DE ENSAIO (dias)	ALCALINIDADE EFLUENTE (mg.CaCO ₃ .ℓ ⁻¹)		
	TOTAL	BICARBONATOS	ÁCIDOS VOLÁTEIS
53	1102	978	175
55	694	588	150
57	633	509	175
59	1000	831	237
61	1428	1282	200
63	1775	1403	524
65	1694	1455	337
67	1816	1594	312
69	2102	1711	549
71	1795	1507	288
73	2244	1837	574
75	2673	2161	724
77	2999	2336	936
79	3103	2324	1099
81	3019	2180	1186
83	3060	2185	1236
85	2734	1904	1173
87	2652	1804	1198
89	2632	1695	1323
91	2469	1435	1460
93	2020	1782	337

TEMPO DE ENSAIO (dias)	ALCALINIDADE EFLUENTE (mg.CaCO ₃ .ℓ ⁻¹)		
	TOTAL	BICARBONATOS	ÁCIDOS VOLÁTEIS
95	2142	1630	724
97	2020	1393	886
99	2456	1930	744
101	2313	1790	739
103	2359	1804	785
105	2244	1664	820
107	2290	1596	981
109	2265	1516	1062
111	2290	1571	1016
113	2496	1753	1050
115	2474	1550	1305
117	2794	1781	1431
119	2931	1886	1477
121	2707	1755	1339
123	2771	1823	1339
125	3275	2376	1270
127	3046	2163	1247
129	2657	1928	1030
131	2931	2496	615
133	2931	2472	650
135	2794	2006	1113
137	2874	2113	1072
139	2748	1854	1264
141	2748	1640	1566
143	2840	1667	1635

TEMPO DE ENSAIO (dias)	ALCALINIDADE EFLUENTE (mg. CaCO ₃ .ℓ ⁻¹)		
	TOTAL	BICARBONATOS	ÁCIDOS VOLÁTEIS
145	3183	1960	1728
147	3183	2174	1427
149	2977	2050	1311
151	3252	2200	1519
153	3775	2856	1299
155	3234	2692	766
157	3552	2378	1658
159	3421	1746	2365
161	3364	1616	2470
163	3533	1907	2296
165	3776	2257	2145
167	4000	2916	1531
169	4467	3514	1346
171	4654	3612	1473
173	4673	3860	1140
175	4710	3807	1276

Tabela 4.9 - Valores Médios de cada 2 dias da Produção Real e Teórica de Metano Referente a FASE II.

TEMPO DE ENSAIO (dias)	PRODUÇÃO DE METANO (ℓCH_4 .dia ⁻¹)		TEMPO DE ENSAIO (dias)	PRODUÇÃO DE METANO (ℓCH_4 .dia ⁻¹)	
	REAL	TEÓRICA		REAL	TEÓRICA
53	8,5	2,8	97	22,1	25,6
55	8,5	3,3	99	23,7	17,3
57	7,3	4,3	101	20,2	24,7
59	8,5	11,0	103	22,2	24,7
61	10,1	15,1	105	24,0	28,0
63	12,8	12,7	107	27,7	30,0
65	13,8	12,9	109	27,1	28,8
67	14,7	18,4	111	25,0	30,3
69	15,6	19,5	113	31,4	34,9
71	15,7	18,0	115	33,4	34,9
73	17,0	27,4	117	30,6	30,0
75	19,6	30,8	119	30,4	33,4
77	24,3	25,5	121	31,1	31,5
79	24,5	31,7	123	30,8	27,1
81	23,5	30,8	125	29,6	25,4
83	24,3	23,7	127	28,9	28,5
85	23,6	34,6	129	23,5	27,6
87	24,5	32,9	131	28,2	29,9
89	20,6	29,5	133	30,6	32,4
91	16,2	21,9	135	34,5	34,0
93	18,5	26,7	137	35,1	37,9
95	21,5	22,6	139	36,8	40,0

TEMPO DE ENSAIO (dias)	PRODUÇÃO DE METANO ($\ell\text{CH}_4 \cdot \text{dia}^{-1}$)	
	REAL	TEÓRICA
141	39,1	44,7
143	34,2	31,7
145	30,5	35,9
147	39,8	36,2
149	34,5	36,4
151	38,2	40,4
153	41,9	44,1
155	49,0	51,6
157	67,0	70,6

TEMPO DE ENSAIO (dias)	PRODUÇÃO DE METANO ($\ell\text{CH}_4 \cdot \text{dia}^{-1}$)	
	REAL	TEÓRICA
159	57,0	60,0
161	54,0	45,3
163	43,6	45,9
165	48,4	50,9
167	52,9	55,7
169	51,6	54,3
171	54,4	57,3
173	61,5	64,8
175	54,7	57,5

Tabela 4.10 - Variação da Composição do Material Sólido no Decorrer da Investigação Experimental (Referentes ao Lodo do Ponto 4).

	TEMPO DE ENSAIO (dias)	CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS ($\text{mg} \cdot \ell^{-1}$)			% SV (SV/ST)	% SF (SF/ST)
		TOTAIS (ST)	VOLÁTEIS (SV)	FIXOS (SF)		
FASE I	0	118,911	47,740	71,171	40,1	59,9
	6	101,009	42,275	58,734	41,9	58,1
	20	58,181	23,392	34,589	40,5	59,1
FASE II	82	49,342	21,606	27,736	43,8	56,2
	132	60,000	30,067	30,733	49,5	50,5
	144	55,975	29,525	26,450	52,7	47,3
	175	71,020	35,580	37,440	52,7	47,3

Tabela 4.11 - Resultados dos Testes de Atividade Metanogênica Específica do Lodo do Ponto Mais Baixo do Reator no Decorrer da Investigação Experimental.

	TEMPO DE ENSAIO (dias)	TAXA ESPECÍFICA DE PRODUÇÃO DE METANO ($\text{lCH}_4 \cdot \text{kgST}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$)	ATIVIDADE METANOGENICA ESPECÍFICA ($\text{kgDQO} \cdot \text{CH}_4 \cdot \text{kgSVS}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$)
FASE I	0	12,81	0,08
	6	14,78	0,09
	20	27,07	0,17
FASE II	82	31,89	0,18
	132	29,51	0,15
	144	27,95	0,09
	175	42,60	0,20

Tabela 4.12 - Resultados da Medição da Atividade Metanogênica Específica "in situ"

	TEMPO DE ENSAIO (dias)	MASSA TOTAL DE SOLIDOS (kg)		% SV (SV/ST)	PRODUÇÃO REAL DE METANO ($\ell\text{CH}_4 \cdot \text{dia}^{-1}$)	TAXA ESPECÍFICA DE PRODUÇÃO DE METANO ($\ell\text{CH}_4 \cdot \text{kgST}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$)	ATIVIDADE METANOGENICA ESPECÍFICA ($\text{kgDQO} \cdot \text{CH}_4 \cdot \text{kgSVS}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$)
		TOTAIS	VOLÁTEIS				
FASE I	6	1,43	0,43	37,3	6,01	4,22	0,03
	20	1,00	0,42	41,4	18,64	18,62	0,11
FASE II	82	0,83	0,36	43,4	25,00	30,07	0,17
	132	0,73	0,36	49,2	31,40	42,95	0,22
	173	0,93	0,43	46,2	61,5	66,13	0,36

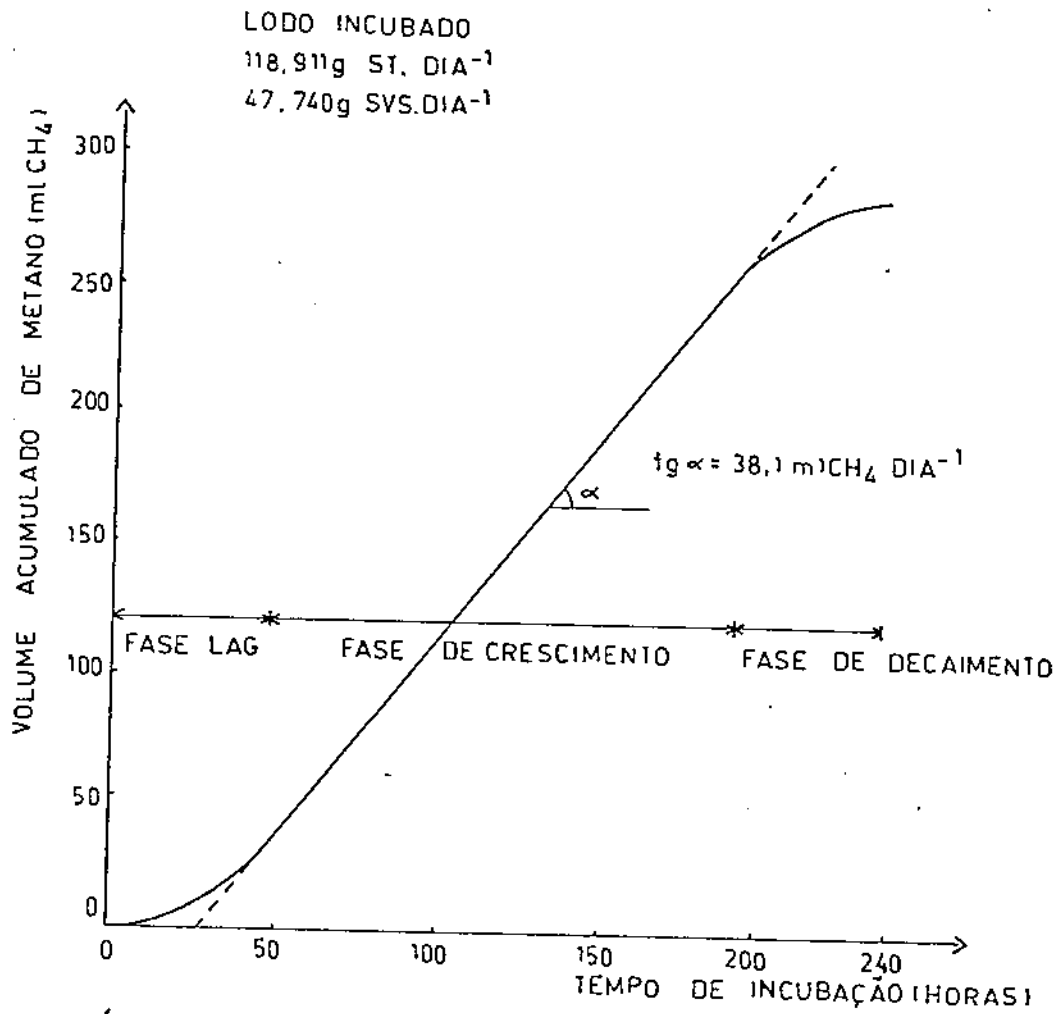
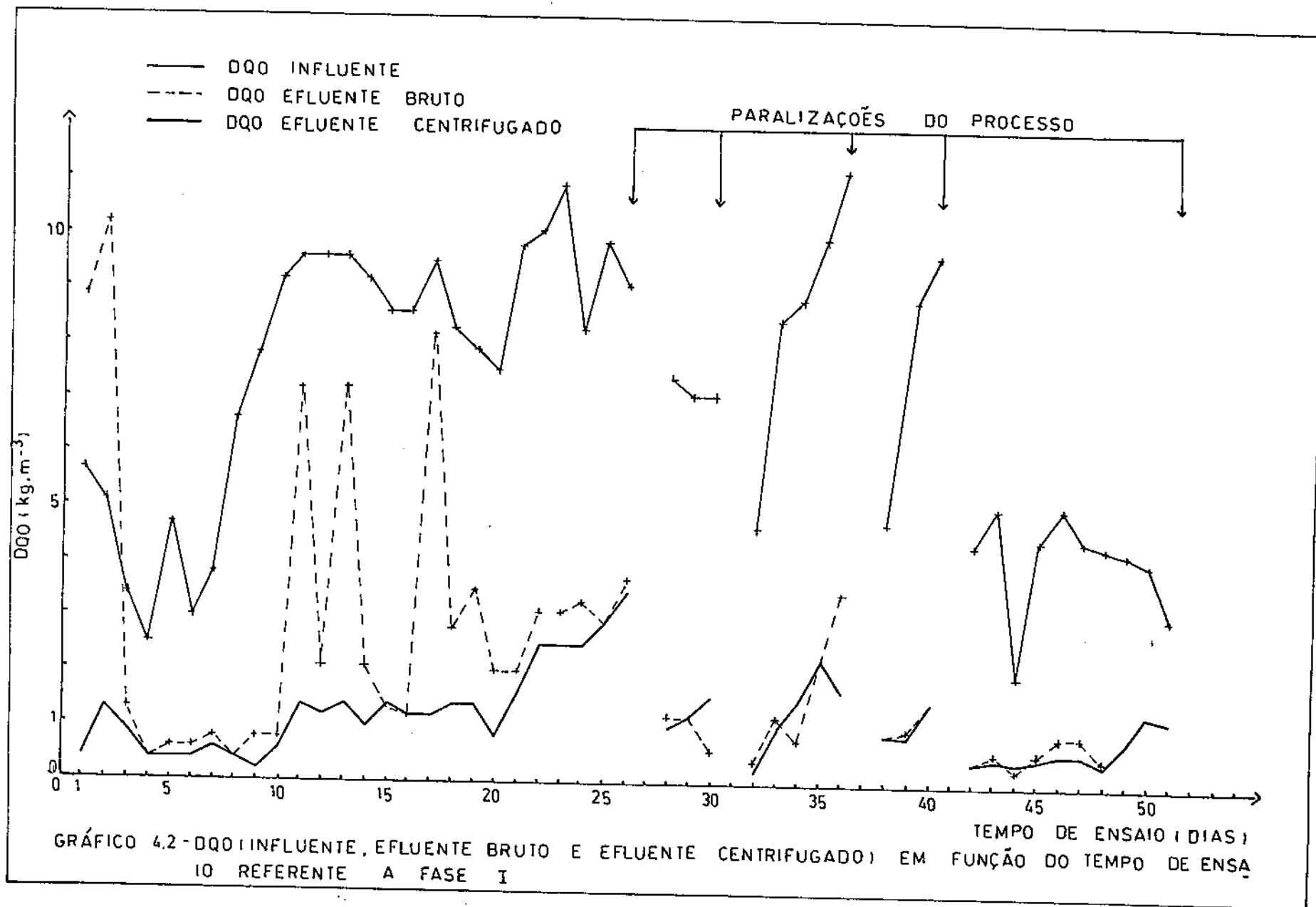
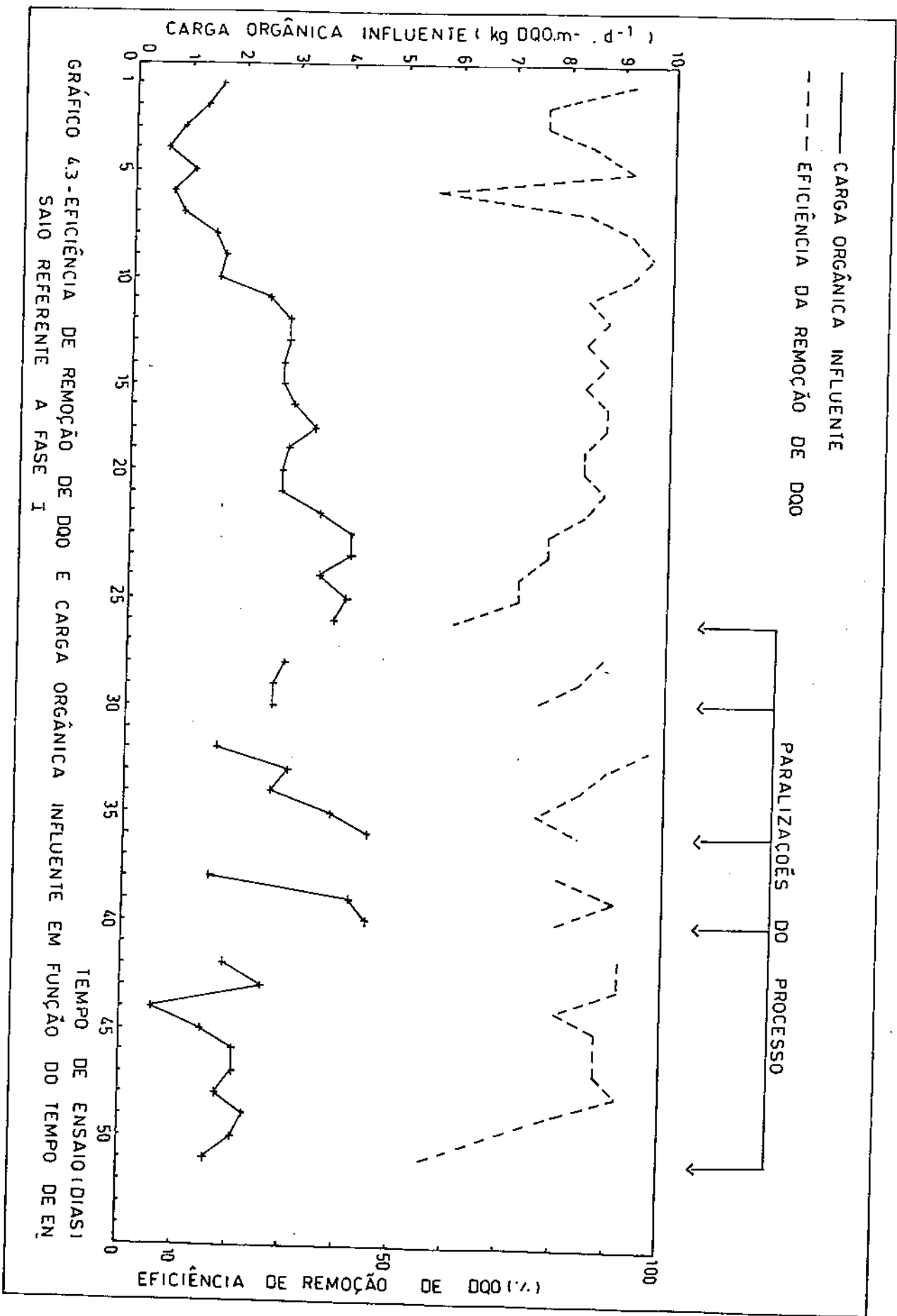
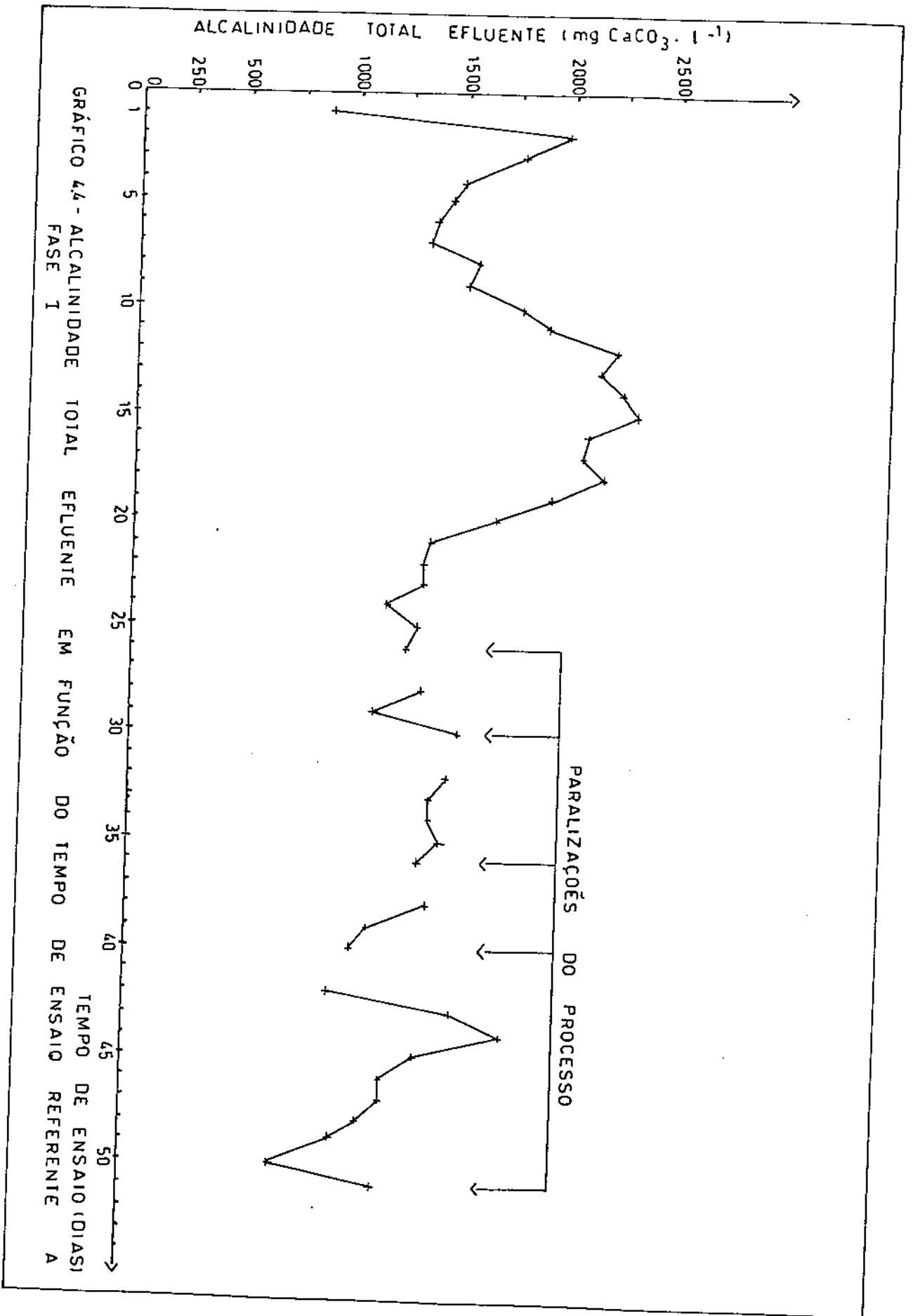


GRÁFICO 4.1 - CURVA CARACTERÍSTICA DOS TESTE DE ATIVIDADE REFERENTE AO PRIMEIRO TESTE REALIZADO O LODO MISTO







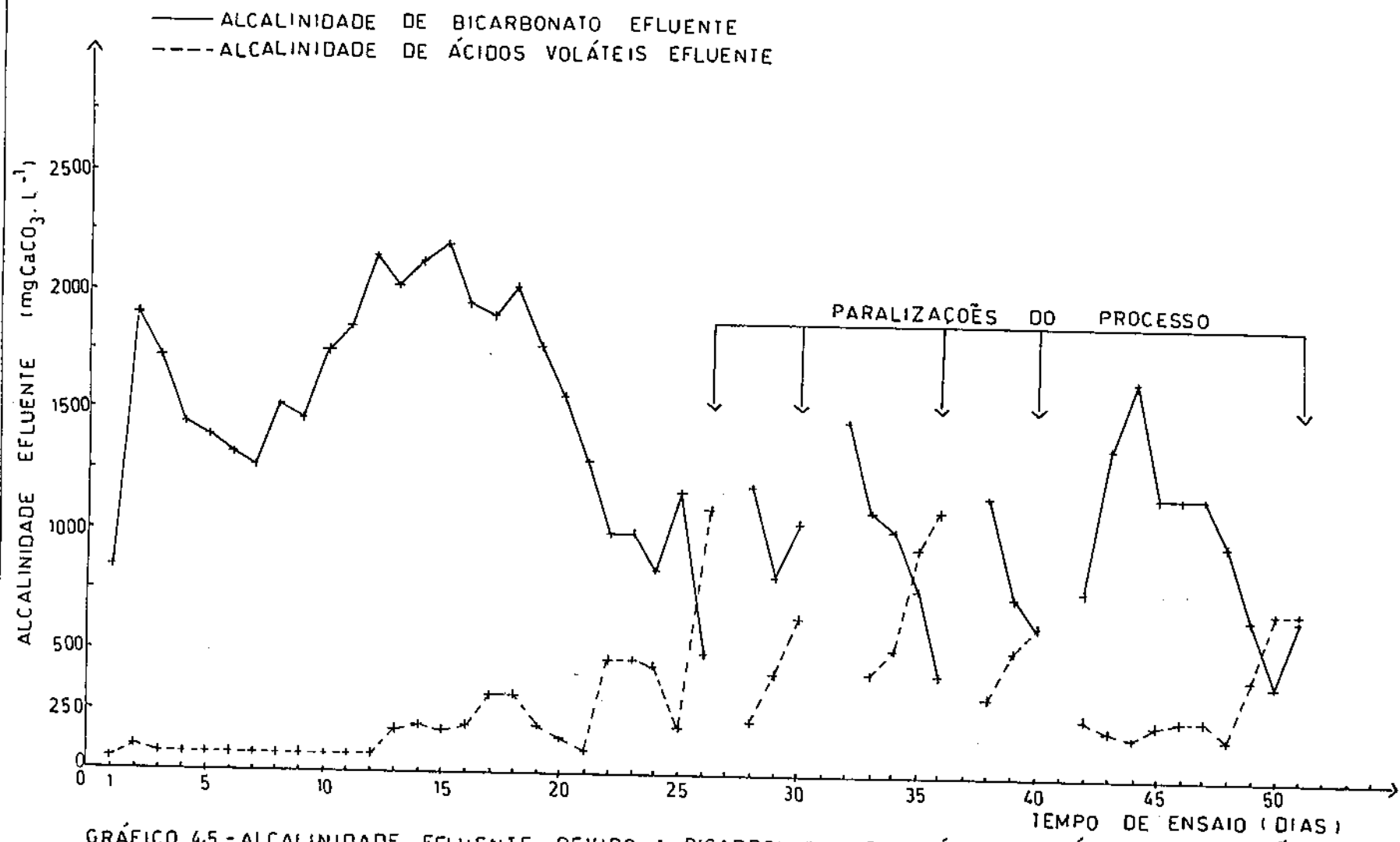


GRÁFICO 4.5 - ALCALINIDADE EFLUENTE DEVIDO A BICARBONATO E A ÁCIDOS VOLÁTEIS EM FUNÇÃO DO TEMPO DE ENSAIO REFERENTE A FASE I

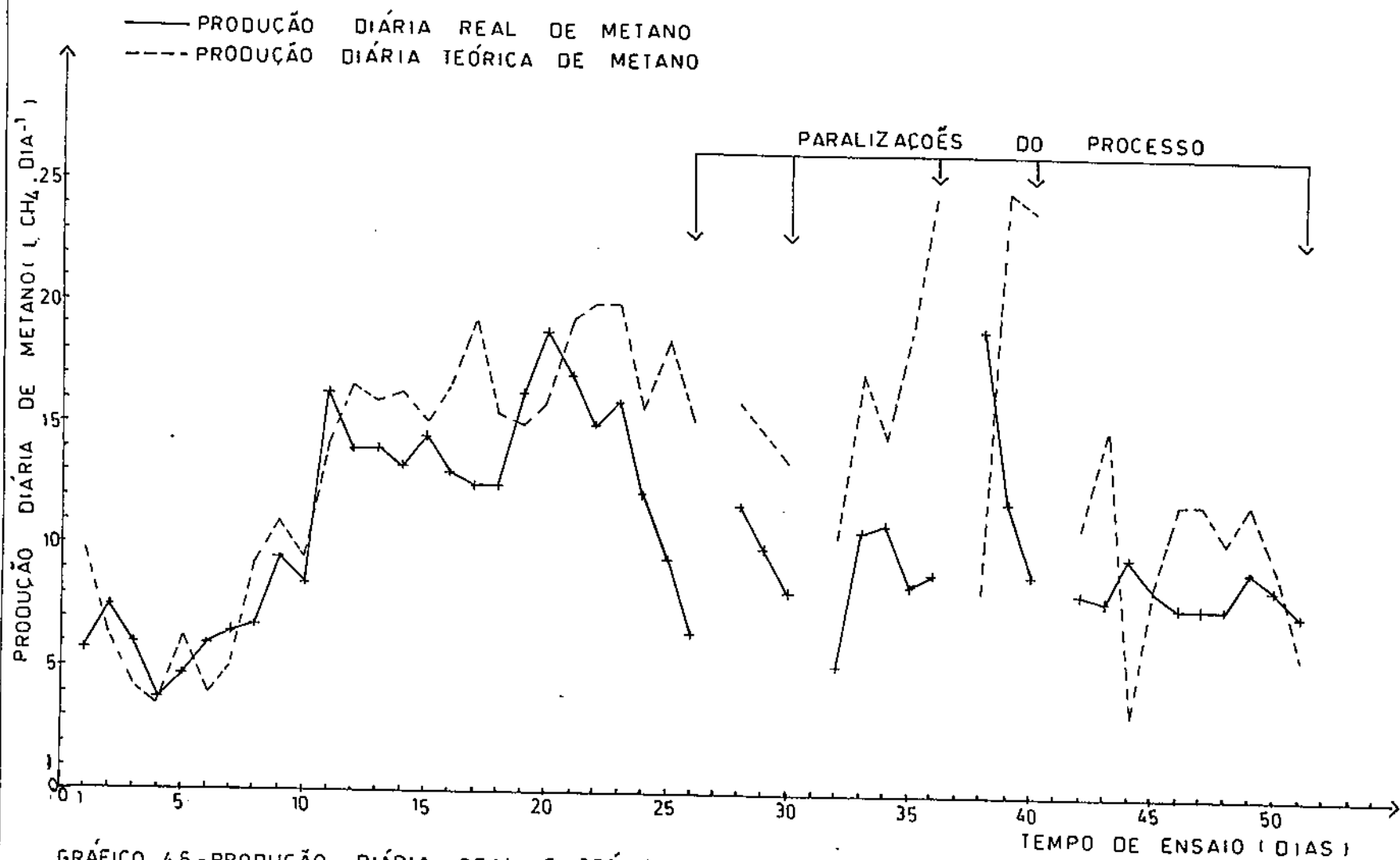
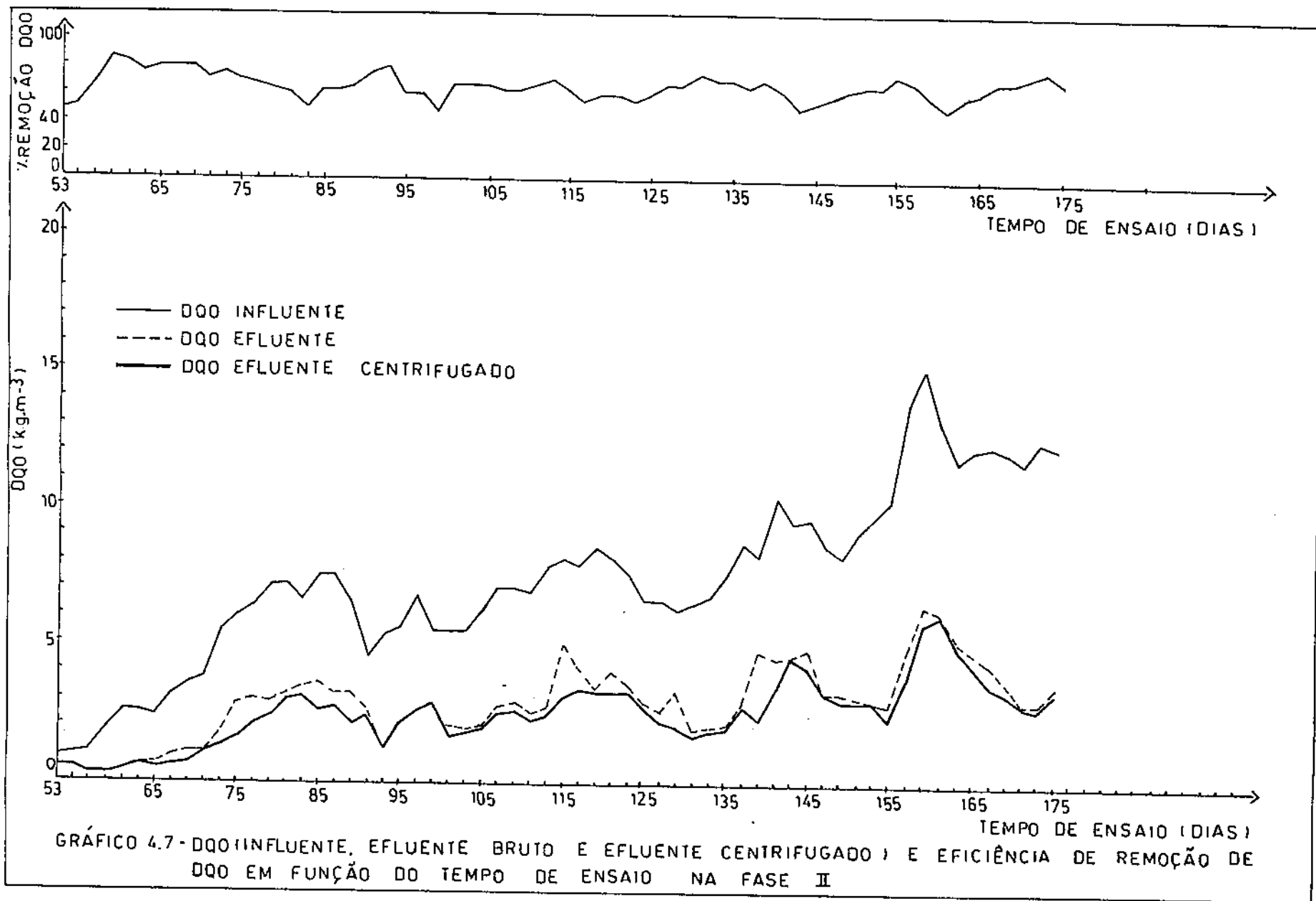


GRÁFICO 4.6 - PRODUÇÃO DIÁRIA REAL E TEÓRICA DE METANO EM FUNÇÃO DO TEMPO DE ENSAIO REFERENTE A FASE I



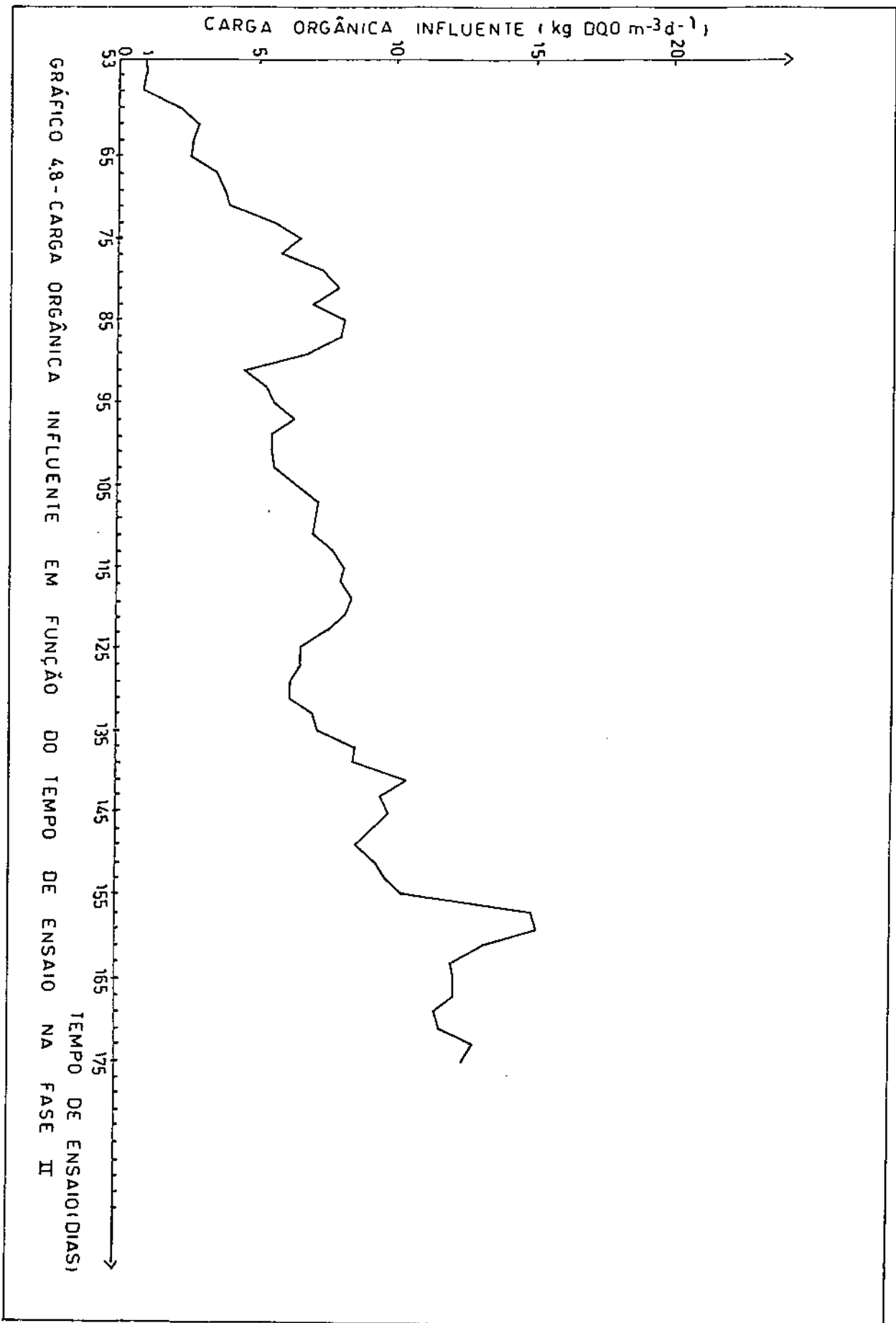
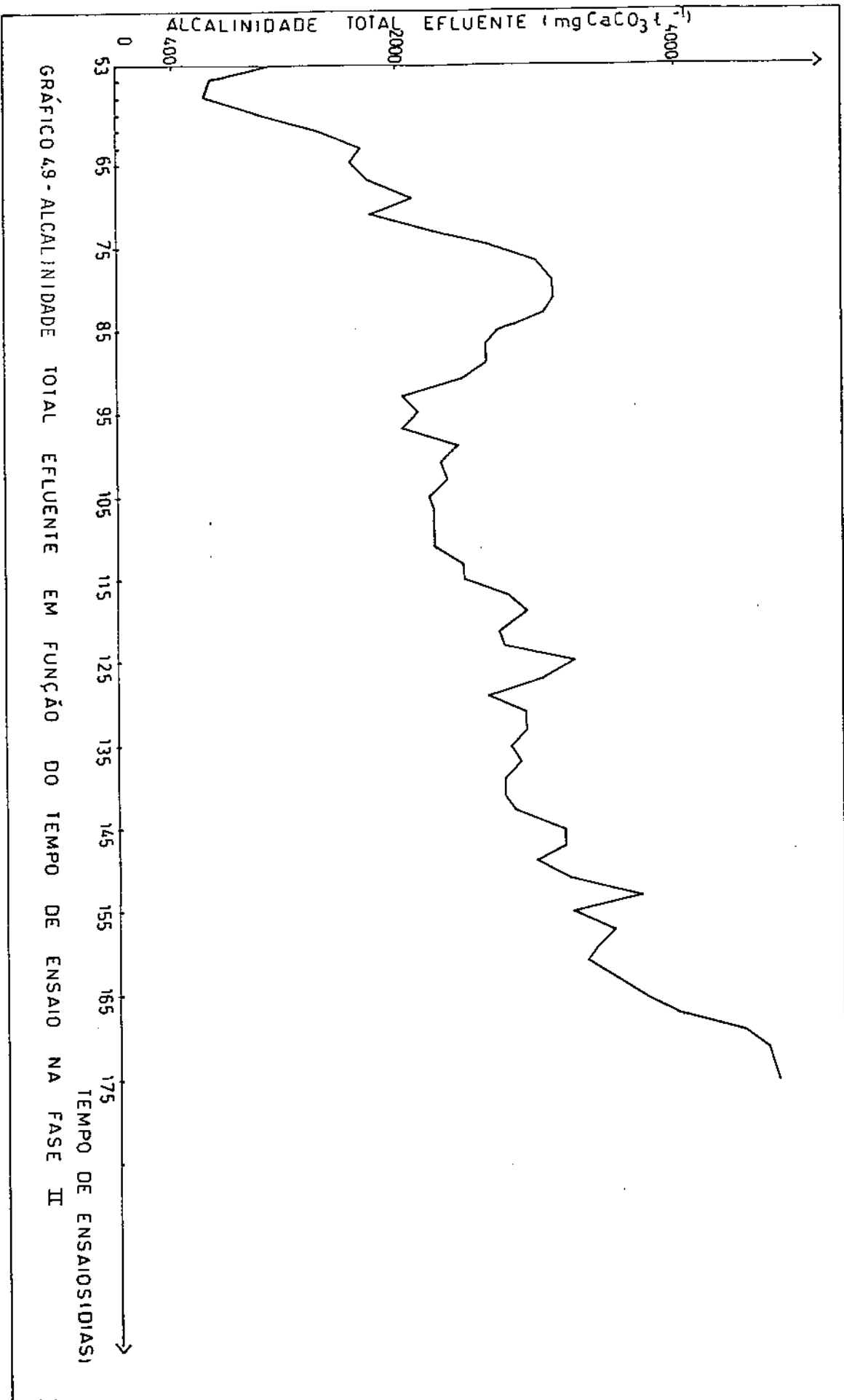
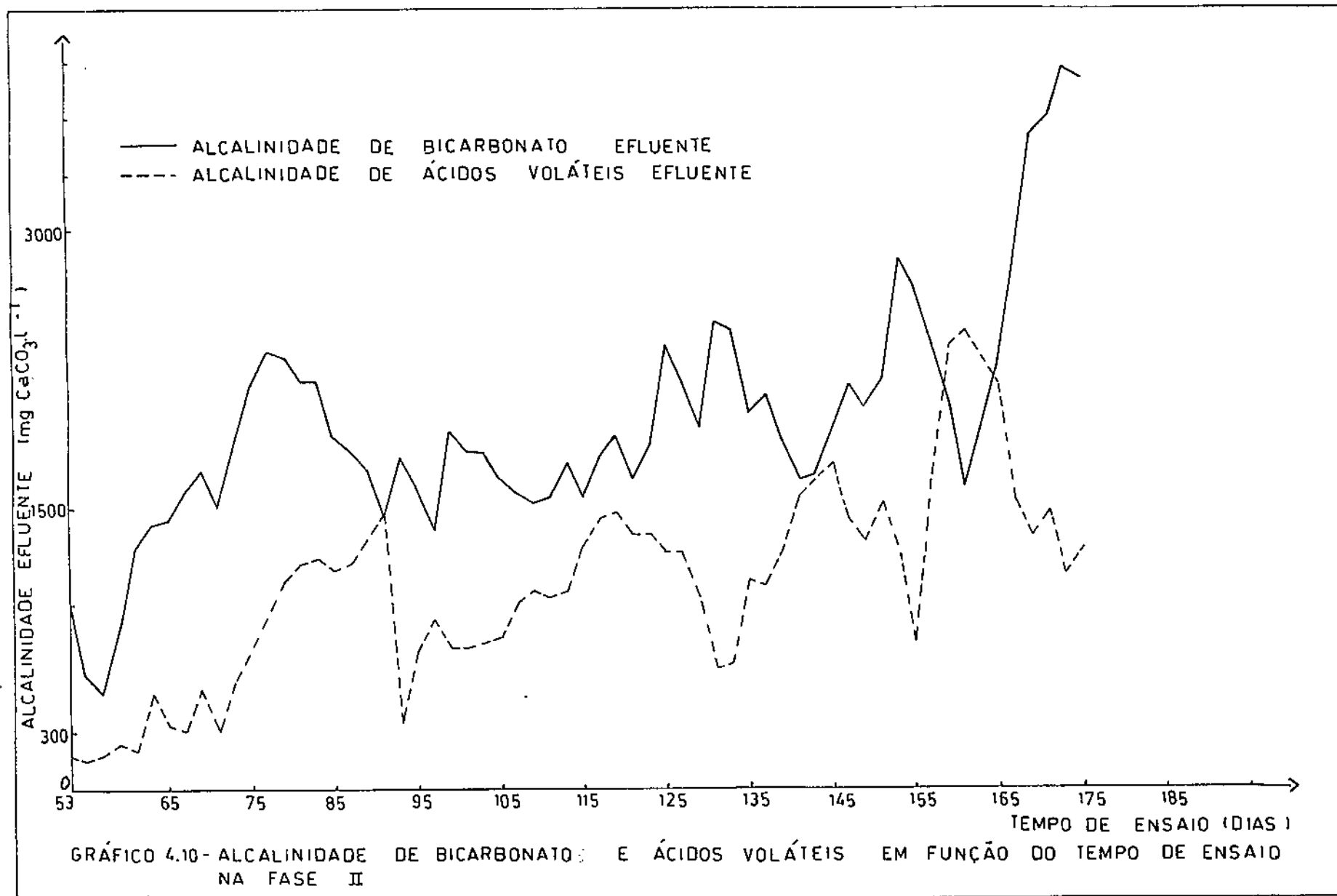
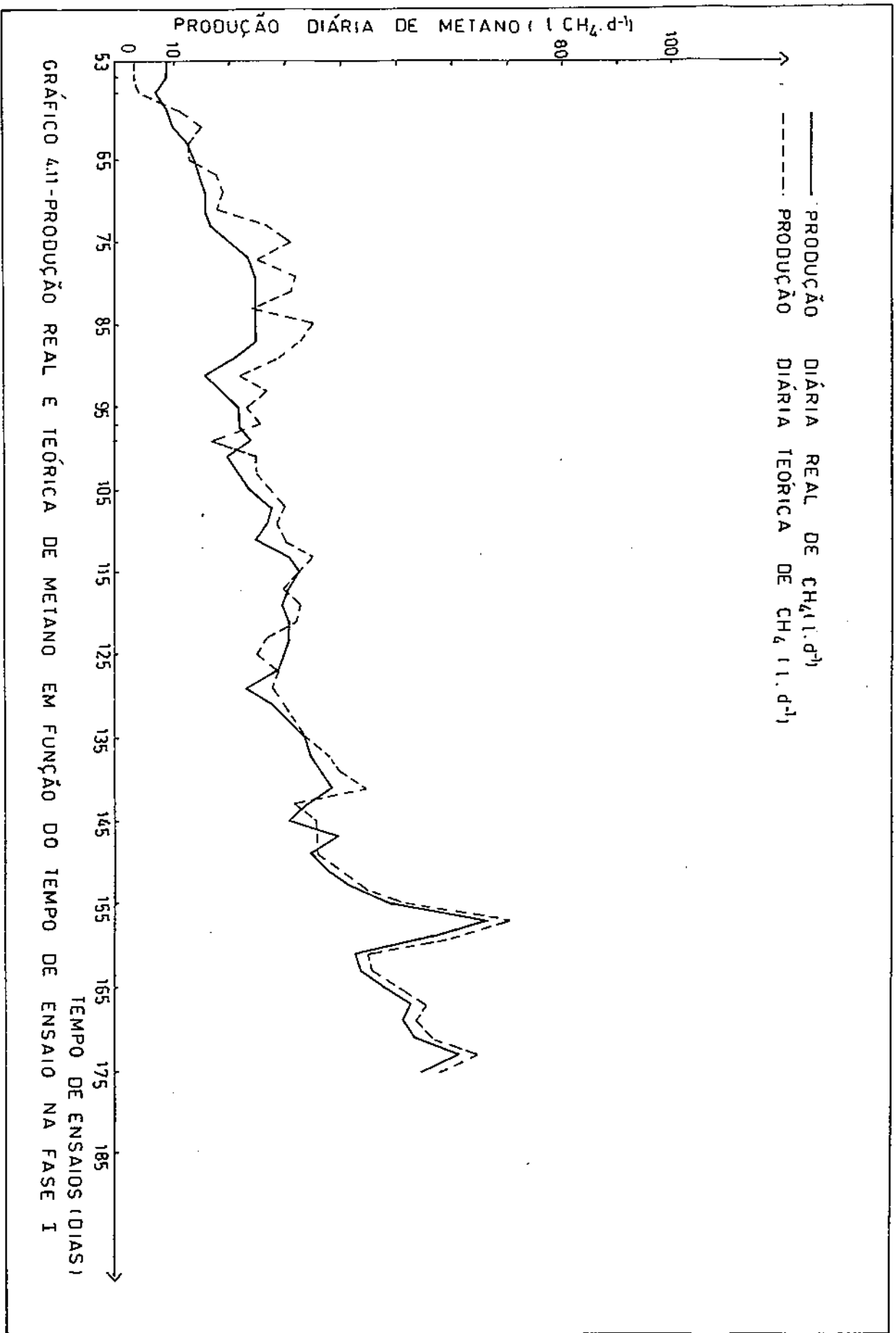


GRÁFICO 4.8 - CARGA ORGÂNICA INFLUENTE EM FUNÇÃO DO TEMPO DE ENSAIO NA FASE II







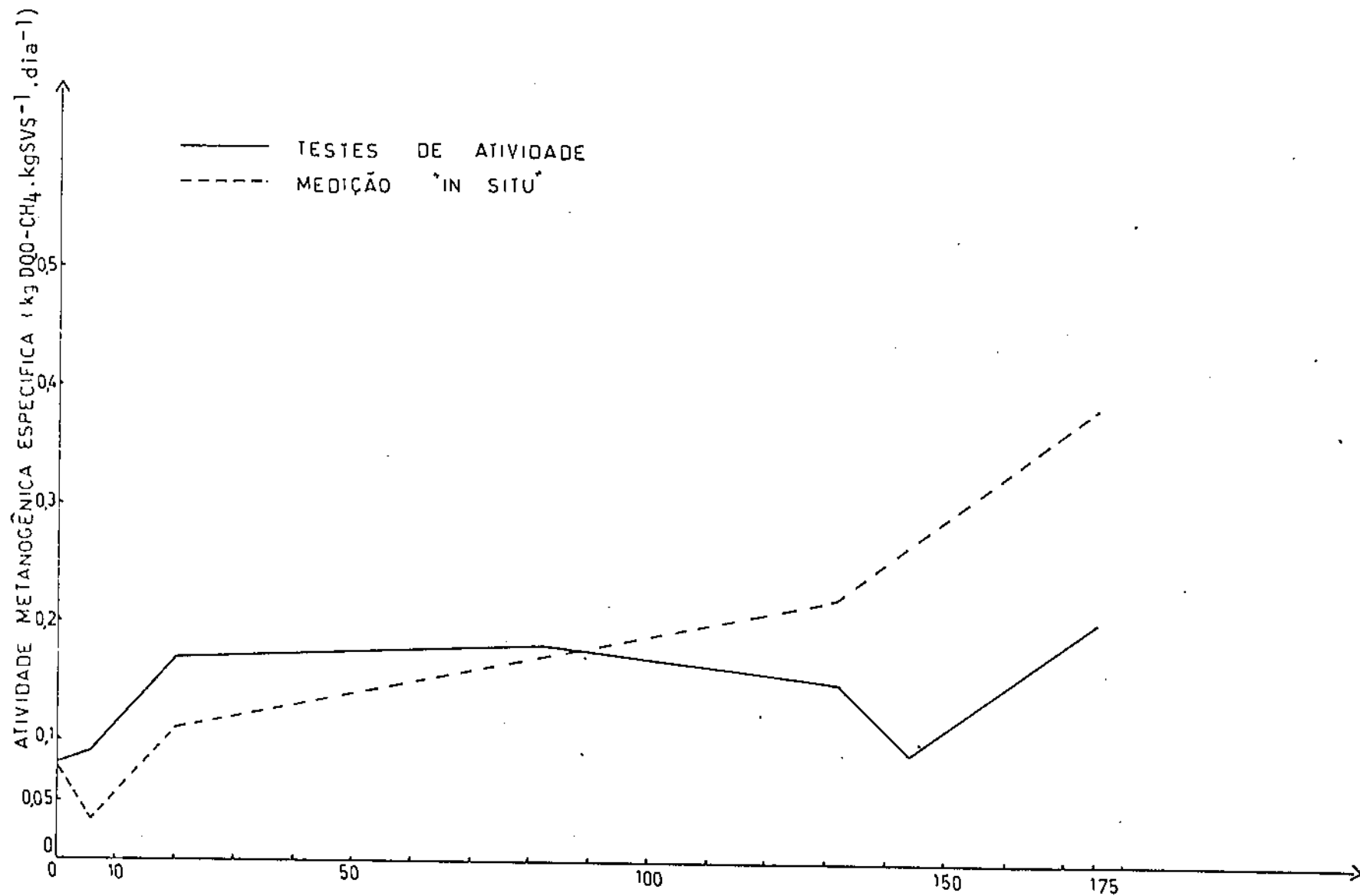


GRÁFICO 4.12 - RESULTADO DA ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA OBTIDOS ATRAVÉS DE TESTES DE ATIVIDADE E MEDIÇÃO "IN SITU"

CAPÍTULO V

CONCLUSÕES

- A transformação de lodo sanitário digerido em lodo de alta atividade metanogênica utilizando vinhoto bruto como substrato em digestores do tipo UASB é perfeitamente praticável. Em um digestor UASB inoculado com lodo sanitário digerido e alimentado com vinhoto, a capacidade de digestão aumentou de 2,9 para 10,5 kg DQO.m⁻³.dia⁻¹ em um período de 175 dias. A taxa específica de produção de metano observado ao final deste estudo foi de 4,2 m³CH₄.m⁻³.dia⁻¹.

- A estabilidade operacional do sistema depende de uma tamponação adequada do meio em digestão. Para tanto, uma alcalinidade de bicarbonato no efluente superior a 1500 mg CaCO₃.ℓ⁻¹ e concentração de ácidos voláteis no efluente inferior a 1000 mg CH₃COOH.ℓ⁻¹ são valores desejados.

- O lodo obtido nesta investigação experimental apresentou excelentes qualidades de sedimentabilidade e atividade de metanogênica.

SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

A título de futuros trabalhos, sugere-se que sejam investigados:

- a evolução das características do material sólido através de testes de atividade, executados tal qual desenvolvido por Lettinga e colaboradores e descrito por Zeeuw (1984).

- os custos relativos ao uso de produtos alcalinizantes e formas de minimizar seu consumo.

- o período requerido para a granulação, considerando-se, durante todo o estudo, a metodologia de carga hidráulica que proporcione um dia de tempo de detenção e aumentos sucessivos da carga orgânica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BRAKEL, J. Van. The ignis fatuus of biogas. Delft Univ. Press., 1980
- BUSWELL, A.M. et alii. Anaerobic fermentations, State Water Survey, Bulletin nº 32, State of Illinois, Urbana, Illinois, 1936
- CETESB, Métodos Analíticos para o Acompanhamento da biodigestão, CETESB, São Paulo, 1981. 11p.
- CHYNOWETH, D.P. and MAH, R.A. Volatile acid formation in sludge digestion. In: Anaerobic biological treatment processes. Am. chem. Soc., Adv. Chem. Series 105 (R.F. Gould, ed.), 1971, pp.41-54.
- COPERSUCAR, Aproveitamento da vinhaça: viabilidade técnico-econômica, 1979, pp. 6-10.
- HAANDEL, A.C. van. Apostila do curso de Digestão Anaeróbia, Univ. Fed. da Paraíba, 1984.
- HAYES, T.D. and THEIS, T.L. Distribution of heavy metals in anaerobic digestion. Journal WPCF, Washington 50(3): 61-72, 1978.
- HULSHOFF POL, L.W., WEBERS, H.A.A.M. and LETTINGA, G. The effect of the addition of small amounts of granular sludge to the seed sludge on start-up of UASB-reactors. Proc. Eur. Symp. Anaerobic Waste Water Treatment, nov. 1983, Noordwijkerhout, Neth., pp. 383-391.

- KIRSCH, E.J. and SYKES, R.M. Anaerobic digestion in biological waste treatment. *Progress in Industrial Microbiology* 9, pp. 156-237, 1971.
- LAWRENCE, A.W. and McCARTY, P.L. The role of sulfide in preventing heavy metal toxicity in anaerobic treatment. *Journal WPCF, Washington* 37(3): 292-406, março 1965.
- LETTINGA, G., VELSEN, A.F.M. van, HOBMA, S.W., ZEEUW, W. de and KLAPWIJK, A. Use of Upflow Sludge Bed (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. *Biotechnology and Bioengineering* 22, 1980, pp. 699-734.
- McCARTY, P.L. and McKINNEY, R.E. Volatile acid toxicity in anaerobic digestion. *Journal WPCF, Washington* 33(3):223-232, 1961.
- McCARTY, P.L. The methane fermentations. In. *Principles and Applications in aquatic microbiology*. Ed. H. Heukelekian and Dondero, Department of Environmental Science, 1964, pp. 314-343.
- McCARTY, P.L. One hundred years of anaerobic treatment. *Proceedings of the Second International Symposium on Anaerobic Digestion. Anaerobic Digestion 1981*. Hughes, D.E. et alii (ed) Elsevier Press. Amsterdam, 1982.
- METCALF & EDDY. *Tratamiento y depuración de las aguas residuales*, Editorial Labor S.A., 1975.
- MITCHEL, J.C.V. Review of current research and development in biogas production. *Process Biochem.* 10(10):32-33, 1975.
- RODELLA, A.A., PARAZZI, C. e CARDOSO, A.C.P. Composição da Vinhaça. *Revista Brasil Açucareiro*. Rio de Janeiro, 1 (1):

- 25-32, Janeiro, 1981.
- SCHOEPFER, G.J., FULLEN, W.J., JOHNSON, A.S., ZIEMKE, N.R. and ANDERSON, J.J. The anaerobic contact process as applied to packinghouse wastes. *Sewage and Ind. Waste* 27, 460, 1955.
- Standard Methods for Examination of Waste and Wastewater 15th Ed. Amer. Public Health Assoc., Amer. Water Works Assoc., Water Poll. Control Fed., Washington, D.C., 1976.
- SOUZA, M.E. Fatores que influenciam a digestão anaeróbia. V Simpósio Nacional de Fermentação, Viçosa, 26 a 29 de julho, 1982.
- TOERIEN, D.F. and HATTINGH, W.H.J. Review paper. Anaerobic digestion I. The microbiology of anaerobic digestion. *Water Res.* 3, pp. 385-416, 1969.
- YOUNG, J.C. and McCARTY, P.L. The anaerobic filter for waste treatment. *Journal W.P.C.F.*, Washington 41(3): 160, 1969.
- ZEEUW, W.J. Acclimatization of anaerobic sludge for UASB-reactor start-up. Landbouwhogeschool te Wageningen, Neth., Tese de Ph.D., 1984.