

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE
SÃO PAULO

FERNANDO LUCIANO MERLI DO AMARAL

BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS
URBANOS: UM PANORAMA TECNOLÓGICO ATUAL

SÃO PAULO

2004

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

FERNANDO LUCIANO MERLI DO AMARAL

BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS
URBANOS: UM PANORAMA TECNOLÓGICO ATUAL

Dissertação apresentada ao Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo – IPT, para obtenção do Título de Mestre em Tecnologia Ambiental.
Área de concentração: Mitigação de Impactos Ambientais.

Orientador: Dr. Lin Chau Jen

SÃO PAULO

2004

Amaral, Fernando Luciano Merli do

Biodigestão anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos: um panorama tecnológico atual. / Fernando Luciano Merli do Amaral. São Paulo, 2004.

107p.

Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) - Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. Área de concentração: Mitigação de Impactos Ambientais

Orientador: Prof. Dr. Lin Chau Jen

1. Digestão anaeróbia 2. Resíduo sólido urbano 3. Biodigestor anaeróbio 4. Impacto ambiental 5. Tese I. Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. Centro de Aperfeiçoamento Tecnológico II. Título

CDU 628.4(043)
A485b

À vida, à juventude, às futuras gerações e ao meu filho André.

Minha sincera gratidão a todos que, de alguma forma, me ajudaram.

Alguns agradecimentos especiais:

À Tânia Braga e ao Carlos Geraldo, ao Oswaldo Poffo, ao Marcio Nahuz e ao Omar Bitar, que me incentivaram a abraçar este mestrado e me ajudaram nas horas mais difíceis.

Ao Lin pela orientação sempre tranqüila e segura.

Aos funcionários e professores do CENATEC, competentes e cordiais.

À Dra. Vilma Campanha, uma doçura de pessoa.

Aos amigos da CETESB, João Wagner, Dione, pela colaboração.

Aos amigos da DPF, que sempre tiveram uma palavra encorajadora.

Às dedicadas colegas do CITEC: Ana, Andréa, Eleonora, Joanita, Maria Helena, Natalina, e especialmente à Solange, à Paulinha e ao colega Leonardo, pelo excelente e dedicado apoio informacional.

Aos colegas do mestrado, pela cumplicidade.

À Diretoria Executiva do IPT e à Diretoria da DPF, pelo enorme apoio institucional, que espero retribuir à altura.

Agradeço ainda à Marina, minha esposa, aos amigos e familiares.

RESUMO

Este trabalho apresenta um panorama tecnológico atual sobre a utilização da *digestão anaeróbia* (DA) no processamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos. Foi elaborado a partir de pesquisas bibliográficas, revisão de literatura e análise teórica das informações obtidas.

Estuda-se a evolução da Questão Ambiental e as ações da ONU, o sistema climático da Terra, o efeito estufa, o aquecimento global e mudanças climáticas.

A questão do lixo é situada nesse contexto e realiza-se uma rápida revisão teórica da biodigestão anaeróbia e sua evolução tecnológica.

São descritos e comparados diversos sistemas de biodigestores anaeróbios (diversas tecnologias) em uso no processamento dos resíduos sólidos urbanos, em plantas piloto ou em escala comercial. Apontam-se grupos de P&D, instituições e empresas envolvidas, programas e iniciativas de fomento e tendências.

Observa-se, na Europa, intensificação do uso da DA no tratamento dos resíduos sólidos urbanos nos últimos anos, com novas e maiores instalações, em escalas piloto e comercial. No Brasil, ainda são muito poucos os grupos e iniciativas visíveis.

Sugere-se uma iniciativa, no IPT: a formação de um grupo com vistas a desenvolver capacitação tecnológica em torno do tema digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos, promovendo para isso as iniciativas e parcerias que se fizerem necessárias, e que assuma processar anaeróbiamente a fração orgânica de resíduos sólidos do restaurante do IPT e gerar metano.

Palavras-chave: Digestão anaeróbia; Resíduo sólido urbano; Biodigestor anaeróbio.

ABSTRACT

This paper presents a comprehensive and updated view of technologies used in anaerobic digestion (AD) for solid waste treatment. A review of literature and a theoretical analysis of relevant information are carried out for this purpose.

The evolution of discussions about environmental issues, the work developed by The United Nations, the Earth's climatic system, the Greenhouse Effect, the global heating and climatic changes are considered. The waste problem is placed under this context and a brief theoretical review of Anaerobic digestion and its technological evolution are presented.

Several systems and technologies of Anaerobic digesters used in the processing of the urban solid residues, in pilot plants or in commercial facilities, are described and compared. R&D groups, related institutions and companies, programs and initiatives for promotion as well as tendencies are identified.

In recent years the intensification of the use of the AD is verified in the urban solid residues treatment in Europe, with new and larger facilities. But in Brazil groups and initiatives are a few and barely visible.

This work suggests that IPT should develop an initiative: the formation of a group aiming the development of technological expertise in anaerobic digestion of urban solid residues, promoting the necessary initiatives and partnerships. It still proposes to process the organic fraction of solid residues of the IPT's restaurant and use it to generate methane.

Keywords: Anaerobic digestion; Municipal solid waste; anaerobic digester.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1	Uso de processos aeróbios e anaeróbios – Evolução.	2
Figura 3.1	Perfil da atmosfera da terra.	17
Figura 3.2	Absorção da radiação pelos gases da atmosfera.	21
Figura 5.1	Estágios metabólicos da metanogênese.	36
Figura 5.2	Seqüências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia com redução de sulfato.	38
Figura 5.3	Importância da concentração de H ₂ no metabolismo de carboidratos pelas bactérias fermentativas.	44
Figura 6.1	Esquema típico de sistema de um estágio a baixa concentração.	50
Figura 6.2	Projetos de digestores de alta concentração..	54
Figura 6.3	O Biodigestor Valorga	55
Figura 6.4	Diagrama do processo Schwarting-UHDE.	61
Figura 6.5	Processo BTA	65
Figura 6.6	Recirculação do chorume nos sistemas em batelada.	67
Figura 7.1	Distribuição mundial de plantas de DA (1998).	74
Figura 7.2	Capacidade anual e acumulada	75
Figura 7.3	Comparação entre operação mesofílica e termofílica.	76
Figura 7.4	Sistemas de alta e de baixa concentração de sólidos.	77
Figura 7.5	Sistemas de um estágio e de dois estágios.	78
Figura 7.6	Comparação entre <i>Biowaste</i> e MSW	79

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1	Trabalhos apresentados no 22º.Congresso da ABES sobre DA de resíduos sólidos urbanos.	5
Tabela 3.1	Principais gases do efeito estufa – características.	22
Tabela 5.1	Aspectos morfológicos e nutricionais das bactérias metanogênicas.	42
Tabela 5.2	Conversões do carboidrato sob condições aeróbias e anaeróbias.	43
Tabela 5.3	Reações bioquímicas catalisadas por bactérias metanogênicas.	43
Tabela 6.1	Vantagens e desvantagens dos sistemas diluídos de um estágio.	51
Tabela 6.2	Vantagens e desvantagens dos sistemas concentrados de um estágio.	57
Tabela 6.3	Vantagens e desvantagens dos sistemas de dois estágios.	60
Tabela 6.4	Vantagens e desvantagens dos sistemas em batelada.	68
Tabela 7.1	Plantas de Digestão Anaerobia no mundo em 1996.	72
Tabela 7.2	Empresas fornecedoras de sistemas de DA.	73
Tabela 7.3	Capacidade anaeróbia em alguns países da Europa.	80

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABES	Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
BRN	Bactéria Redutora de Nitrato
BRS	Bactéria Redutora de Sulfato
BRV	Nome de um processo alemão de DA
C/N	Relação Carbono Nitrogênio (quantidades)
CEF	Caixa Econômica Federal
CETESB	Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental
CMMAD	Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (Comissão <i>Brundtland</i>)
CNPq	Conselho Nacional do Desenvolvimento Científico e Tecnológico
CNUMAD	Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento
COD	Demanda Química de Oxigênio
DA	Digestão anaeróbia (anaeróbica)
DQO	Demanda Química de Oxigênio
Euro	Moeda do Mercado Comum Europeu
FAR	<i>First Assessment Report</i>
FINEP	Financiadora de Estudos e Projetos – MCT
FORSU	Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Urbanos
GEE	Gás de Efeito Estufa (<i>Greenhouse gas</i>)
GTZ	<i>Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit</i> (Agência alemã de apoio a projetos de cooperação técnica)
GWP	<i>Global Warming Potential</i> (Potencial de Aquecimento Global)
IEA	<i>International Energy Agency</i>
IBGE	Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i> (Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas)
IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo
IWA	<i>International Water Association</i>
MCT	Ministério de Ciência e Tecnologia
MDL	Mecanismo de Desenvolvimento Limpo

MSW	<i>Municipal Solid Waste</i>
NBR	Norma Brasileira Registrada (da ABNT)
OFMSW	<i>Organic Fraction of Municipal Solid Waste (Mechanically sorted)</i>
ONU	Organização das Nações Unidas
P&D	Pesquisa e Desenvolvimento
PNSB	Pesquisa Nacional do Saneamento Básico
PNUMA	Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
PROSAB	Programa de Pesquisas em Saneamento Básico
RSD	Resíduo Sólido Doméstico
RSU	Resíduo Sólido Urbano
SAR	<i>Second Assessment Report</i>
SEPURB	Secretaria de Política Urbana (Ministério do Planejamento)
SMA	Secretaria do Meio Ambiente do Governo do Estado de S Paulo
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
TAR	<i>Third Assessment Report</i>
UASB	Up flow Anaerobic Sludge Blanket
UEPB	Universidade Estadual da Paraíba
UFCG	Universidade Federal de Campina Grande – PB
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
UFPB	Universidade Federal da Paraíba
UNESCO	<i>United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization</i>
UNESP	Universidade Estadual Paulista
UNFCCC	<i>United Nations Framework Convention on Climate Change</i> (Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas)
UNIVALE	Universidade Vale do Rio (MG)
USEPA	<i>Unites States Environment Protection Agency</i> (Agência de proteção ambiental dos EUA)
USP	Universidade de São Paulo
VFG	Vegetables, Fruits and Garden (lixo orgânico separado na fonte)
WG-1	<i>Working Group 1</i>
WG-2	<i>Working Group 2</i>
WG-3	<i>Working Group 3</i>
WMO	<i>The World Meteorological Organization</i>

SUMÁRIO

Resumo	
Abstract	
Lista de Figuras	
Lista de Tabelas	
Lista de Abreviaturas e Siglas	
1	INTRODUÇÃO..... 1
1.1	Apresentação..... 1
1.2	Justificativa..... 6
1.3	Objetivos gerais..... 8
1.4	Objetivos específicos..... 8
1.5	Métodos e procedimentos..... 8
2	A ONU E A QUESTÃO AMBIENTAL..... 9
2.1	Um pouco de história..... 9
2.2	Documentos oficiais aprovados na ECO'92..... 11
2.3	Pós ECO'92..... 14
2.4	Perspectivas..... 14
3	O SISTEMA CLIMÁTICO..... 16
3.1	Breve visão histórica..... 16
3.2	Noções sobre o Sistema Climático..... 17
3.3	Sobre o Ciclo do Carbono..... 19
3.4	O Efeito Estufa..... 20
3.5	Aquecimento Global..... 22
4	A QUESTÃO DO LIXO..... 26
4.1	Gerenciamento integrado..... 27
4.2	Lixo e Efeito Estufa..... 31
4.3	O Metano e o Inventário Nacional de Resíduos..... 31

4.4	Aproveitamento energético do metano.	32
5	DIGESTÃO ANAERÓBIA (DA).	34
5.1	Microbiologia e bioquímica da D.A.	35
5.2	Grupos microbianos.	39
6	BIODIGESTORES ANAERÓBIOS DE RESÍDUOS SÓLIDOS. . .	46
6.1	Sistemas contínuos de um estágio.	49
6.2	Sistemas contínuos de mais de um estágio.	57
6.3	Sistemas em batelada.	66
7	PANORAMA DA DIGESTÃO ANAERÓBIA.	71
7.1	No Brasil.	71
7.2	Situação mundial.	71
7.3	Situação europeia.	74
8	COMENTÁRIOS FINAIS, CONCLUSÕES, RECOMENDAÇÕES.	81
	REFERÊNCIAS	86

1 INTRODUÇÃO

1.1 Apresentação

A digestão anaeróbia (DA), que será vista em detalhes no Capítulo 5, é um processo biológico, fermentativo, em que microorganismos degradam a matéria orgânica, na ausência de oxigênio, e produzem um gás que contém metano e dióxido de carbono. A degradação orgânica por microorganismos em presença de oxigênio é dita aeróbia e não produz metano.

Conhecida empiricamente desde a antiguidade, somente em meados do século XIX a natureza microbiológica de diversos processos naturais começou a ser compreendida. A partir daí começaram a ser desenvolvidos e utilizados processos aeróbios e anaeróbios com objetivos sanitários e a geração de metano por biodigestão de resíduos.

Em meados do século XX, com a engenharia bioquímica, os estudos cinéticos, de projetos de bioreatores, de ampliação da escala de sistemas, avançaram significativamente (CRAVEIRO, 1994).

Com a necessidade de combustível imposta pela Segunda Guerra Mundial desenvolveram-se diversos procedimentos para obter metano, a partir da D.A. de grande variedade de materiais orgânicos. (UNESCO, 1984).

O conhecimento sobre os processos aeróbios desenvolveu-se mais rápido que sobre os anaeróbios. E, por muito tempo, a D.A. ficou restrita ao tratamento dos lodos mas enfrentava a concorrência da digestão aeróbia de lodos, um processo com elevado consumo de energia (CRAVEIRO, 1994).

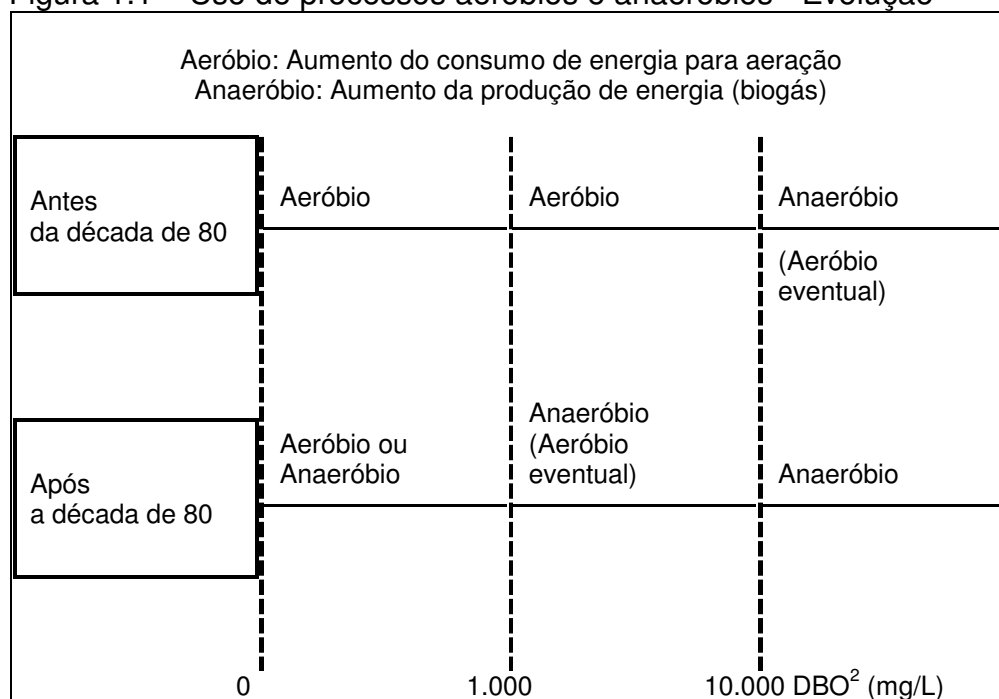
No final dos anos 60, segundo FORESTI (1987a), novas perspectivas se abriram para o tratamento das águas residuárias, com o advento do Filtro Anaeróbio¹. E no final dos anos 70, outro extraordinário impulso viria com a invenção do UASB (*Up Flow Anaerobic Sludge Blanket*), um reator anaeróbico de elevada eficiência, que tornou o processo anaeróbio altamente competitivo com os sistemas aeróbios.

¹ (Constituído por um leito afogado, de material inerte, onde as bactérias anaeróbias crescem à medida que digerem a matéria orgânica do efluente).

A crise mundial do petróleo, em 1973, colocou em foco o preço da energia, voltando à baila o uso e pesquisa da produção de biogás a partir de processos de D.A, bem como a questão das fontes renováveis de energia.

CRAVEIRO (1994) observa que inúmeros efluentes tratados habitualmente com processos aeróbios, que gastam mais energia, passam a ser tratados por biodigestores anaeróbios, que produzem mais energia. E destaca ainda que o volume para disposição final gerado nos processos anaeróbios é significativamente menor que nos aeróbios, pelas diferentes taxas de formação de novas células microbianas.

Figura 1.1 – Uso de processos aeróbios e anaeróbios - Evolução



Fonte: Adaptado de CRAVEIRO (1994).

Passada a crise do petróleo, à medida que seu preço internacional foi diminuindo, o interesse na recuperação energética do biogás também foi arrefecendo, ficando a utilização das tecnologias anaeróbias praticamente restritas ao tratamento biológico de águas residuárias, cuja maior preocupação é o saneamento básico e a poluição ambiental.

² DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio. Indica o potencial poluidor, a quantidade de oxigênio necessária (à dada temperatura, em certo espaço de tempo) para a degradação bioquímica das substâncias orgânicas presentes no efluente.

Para CRAVEIRO (1994), programa com incentivo financeiro do governo instalou no Brasil, até 1986, cerca de 7.520 digestores tipos chinês e indiano (quase todos com porte de 30 m³). E falhas do programa fizeram que, em poucos anos, a grande maioria desses biodigestores parasse de operar. Não apresenta análise dos resultados e insucessos do programa, mas aponta que, em 1989, havia cerca de 30 biodigestores rurais de grande porte (700 a 3.500 m³) operando em Minas Gerais, São Paulo e Rio de Janeiro, para tratamento de resíduos de suinocultura e outros

Ainda segundo CRAVEIRO (1994), o desenvolvimento no exterior, principalmente na Europa, de reatores de alta performance e a capacitação técnica de alguns grupos de pesquisa em instituições públicas no Brasil, permitiu que, a partir de 1983, fosse iniciada a instalação no país de unidades de biodigestão de grande porte, adotando-se crescentemente a D.A. como alternativa para tratamento de efluentes industriais. O volume do biogás gerado - mas não aproveitado - pelo conjunto de biodigestores instalados até 1990 era da ordem de 175.000 m³/dia (equivalente à cerca de 100.000 litros/dia de óleo diesel).

CHERNICHARO (1997) considera que a aceitação e a disseminação da tecnologia anaeróbia para o tratamento de esgotos domésticos, notadamente dos reatores UASB, colocaram o Brasil numa posição de vanguarda em nível mundial, e estima que existam atualmente mais de 300 reatores anaeróbios tipo UASB tratando esgotos domésticos no Brasil.

Ainda hoje, no Brasil, a aplicabilidade dos sistemas anaeróbios é discutida quase que somente no âmbito do tratamento de águas residuárias.

Para o desenvolvimento deste trabalho conseguiu-se identificar poucos trabalhos nacionais, recentes, diretamente ligados à digestão anaeróbia de resíduos sólidos. Cabe apontar alguns:

- CATELLI (1996), da Escola de Engenharia de São Carlos da USP, inspirado nos bons resultados obtidos com a digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos com concentrações elevadas de sólidos totais relatados no trabalho do holandês *E. Ten Brummeler*, desenvolveu a dissertação *Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Gerados em um*

Restaurante Universitário, em trabalho experimental de três fases, com reatores de 50 l, 5 l e 2 l;

- LEITE (1997), da Escola de Engenharia de São Carlos da USP, desenvolveu tese sobre Processo de Tratamento Anaeróbico de Resíduos Sólidos Urbanos Inoculados com Lodo de Esgoto Industrial em trabalho experimental com três fases, e reatores de 0,42 l, 1,18 l e 50 l. Seu trabalho é parte de projeto de pesquisa mais amplo da Escola;
- QUARESMA (1992), da Faculdade de Ciências Farmacêuticas da USP, desenvolveu a dissertação Avaliação da Eficiência e da Qualidade dos Resíduos Gerados em Biodigestores Anaeróbios Operados com Cargas Orgânicas Crescentes e Diferentes Granulometrias de Resíduos Sólidos Domésticos, em trabalho experimental com reator de 4 l;
- GORGATI (1994), da Faculdade de Ciências Agrônômicas da UNESP (Universidade Estadual Paulista), em Botucatu (SP), desenvolveu dissertação de mestrado Fração Orgânica de Lixo Urbano como Substrato para Biodigestor e como Matéria-Prima para Compostagem e Vermicompostagem.

Iniciado em 1996, o Prosab (Programa de Pesquisas em Saneamento Básico), gerido e financiado pela FINEP (Financiadora de Estudos e Projetos do MCT – Ministério da Ciência e Tecnologia) em ação conjunta com o CNPq (Conselho Nacional do Desenvolvimento Científico e Tecnológico), a CEF (Caixa Econômica Federal) e SEPURB (Secretaria de Política Urbana - Ministério do Planejamento), têm promovido o desenvolvimento tecnológico em saneamento, têm financiado a execução de pesquisas em temas específicos nas áreas de águas de abastecimento, águas residuárias e resíduos sólidos. Seus editais definem temas prioritários para a formação de redes de pesquisas que envolvem Universidades, Institutos Tecnológicos e Empresas. O tema “Digestão Anaeróbica de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento de Biogás” está contemplado no terceiro edital.

Promovido pela ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – em setembro de 2003, o 22º Congresso Brasileiro de

Engenharia Sanitária e Ambiental apresentou alguns estudos relativos a aspectos técnicos da digestão anaeróbia de resíduos sólidos.

Tabela 1.1 – Trabalhos apresentados no 22º Congresso da ABES sobre DA de resíduos sólidos urbanos.

Título	Estudo da influência da recirculação e da inoculação na digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos.
Autores:	Paulo Augusto Cunha Libânio (UFMG), Bruno Maia Pyramo Costa (UFMG), Marcos Von Sperling (UFMG), Carlos Augusto de Lemos Chernicharo (UFMG), Ilka Soares Cintra (UFMG).
Título	Fatores intervenientes no processo de tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos.
Autores:	Wilton Silva Lopes (UFPB), Gilson Barbosa Athaíde Júnior (UNIVALE-MG), Shiva Prasad (UFCEG / PB), José Tavares de Sousa (UEPB), Valderi Duarte Leite (UFPB).
Título	Caracterização gráfica-analítica do processo de bioestabilização anaeróbio de resíduos sólidos inoculados com rúmen bovino.
Autores:	Wilton Silva Lopes (UFPB), Valderi Duarte Leite (UFPB), José Tavares de Sousa (UEPB), Gilson Barbosa Athaíde Júnior (UNIVALE-MG), Shiva Prasad (UFCEG / PB)
Título	Estudo de macronutrientes no processo de compostagem anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos
Autores:	Aldre Jorge Morais Barros (UEPB), Valderi Duarte Leite (UFPB), Alberto Magno Medeiros Dantas (UEPB), José Tavares de Sousa (UEPB), Shiva Prasad (UFCEG / PB), Josiane Silva de Oliveira.

Fonte: Programa oficial do 22º Congresso da ABES e Plataforma Lattes.

Na Europa, BAERE(2000) identificou mais de 50 plantas de processamento de resíduos sólidos já operando em escala comercial, perfazendo uma capacidade de tratamento superior a 1 milhão de toneladas de fração orgânica de lixo urbano.

Essa realidade foi desenvolvida especialmente nos últimos 10 anos e se reflete em uma notável diversidade de artigos em revistas técnicas, teses, dissertações, livros e patentes, sobre a utilização de sistemas anaeróbios para o tratamento da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos.

TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VIGIL (1994) relatam os processos Dranco (Bélgica), Valorga (França) e BTA (Alemanha), como plenamente desenvolvidos para tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, e outros como em desenvolvimento.

A primeira planta comercial do processo Biocel começou a operar em

setembro de 1997, com capacidade de processar 50.000 toneladas por ano de fração orgânica de lixo urbano (BRUMMELER, 2002)

Promovido pela IWA (*International Water Association*) em 2002, o *3rd International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste* contou com a presença de mais de 140 cientistas e convidados especiais, representando mais de 30 nações, com numerosas apresentações sobre os avanços tecnológicos na área.

Esta dissertação examina o uso da D.A. para o processamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, nas diversas tecnologias atualmente existentes, em plantas de escala piloto e de escala comercial.

1.2 Justificativa

A humanidade vive hoje o risco iminente de um descontrole catastrófico do clima mundial. Incontáveis registros de alterações climáticas são relatados por diferentes organismos científicos, em inúmeros países. E a cada dia os meios de comunicação trazem ao cotidiano do homem comum novos fatos sobre alterações do clima, que denotam a gravidade da situação e a urgência de providências adequadas no sentido da precaução.

Essas alterações produzem impactos relevantes, imprevisíveis e de diversas ordens, para praticamente todos os países.

Assim, na ECO'92, sensível à ameaça das mudanças climáticas, a Conferência Mundial da ONU (Organização das Nações Unidas) aprovou a Convenção do Clima, para buscar a estabilização das concentrações atmosféricas dos gases que provocam o efeito estufa em níveis seguros à estabilidade do sistema climático global. Essencialmente, esse é o objetivo do Protocolo de Kyoto.

Para a ONU, o aquecimento global é uma das maiores preocupações para este século, tanto para os países em desenvolvimento como para os considerados já desenvolvidos. Nos organismos multilaterais, o debate sobre as mudanças climáticas tem sido intenso e complexo, pois envolve a discussão de suas causas, conseqüências, incertezas, responsabilidades e

medidas a serem tomadas, pelos países, para evitar e mitigar seus efeitos.

Nesse contexto, o aproveitamento energético do metano oriundo da digestão anaeróbia dos resíduos sólidos se apresenta como mais uma das inúmeras iniciativas importantes que podem ser desenvolvidas com o objetivo de mitigar o efeito estufa e dar mais sustentabilidade à matriz energética.

A motivação inicial deste trabalho era discutir o aproveitamento energético do metano, que compõe quase metade do biogás emitido pelos aterros, como uma medida mitigadora do efeito estufa, pois o metano, que com a combustão vai a CO₂, tem capacidade cerca de 20 vezes maior que o CO₂ de influenciar no aquecimento global.

Vinte por cento das emissões antropogênicas de metano do Reino Unido são oriundas do biogás produzido pelos aterros de lixo (GARDNER; MANLEY; PEARSON, 1993 *apud* REINKE, 1998).

E no Brasil, cerca de 900 mil toneladas anuais de metano são produzidas nos aterros do país, das quais 84% é liberada diretamente para a atmosfera (ALVES; VIEIRA, 1998).

Observa-se hoje no Brasil um vivo interesse no enfrentamento dessa situação, objetivando aproveitar o biogás oriundo dos aterros sanitários. Projetos com esse objetivo buscam, inclusive, negociação no mercado internacional de créditos de carbono surgido com o advento do MDL (Mecanismo de Desenvolvimento Limpo).

No entanto, a disposição em aterro sanitário e o conseqüente aproveitamento do biogás não deve ser um paradigma absoluto para a gestão dos resíduos sólidos.

Por isso, resolveu-se focar outra alternativa, pouco visível aos brasileiros e que vem tendo um grande desenvolvimento e disseminação de uso nos últimos anos, especialmente na Europa: a D.A. da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos em reatores.

A biodigestão anaeróbia dentro de reatores, dentre outros atrativos, apresenta maiores taxas de geração de metano, refletindo taxas de decomposição da matéria orgânica bastante altas, bom controle sobre o

conteúdo em processamento e seus produtos, facilidade de recuperação do biogás produzido no processo e redução significativa da massa de resíduos, o que significa maior vida útil para aterros sanitários e mitigação mais eficaz do efeito estufa e suas conseqüências.

1.3 Objetivos gerais

Discutir o significado do metano no escopo das mudanças climáticas, aquecimento global e emissões de gases de efeito estufa.

Contribuir para que, na matriz energética brasileira, se consolide cada vez mais o uso de energias renováveis.

Contribuir para a preservação e conservação do ambiente natural, ampliando o conhecimento sobre o tema.

Contribuir – mesmo que diminutamente – para que as gerações futuras possam usufruir o meio ambiente em condições iguais ou melhores que as encontradas pela geração atual.

1.4 Objetivos específicos

Apresentar um panorama atual do uso e do estado de desenvolvimento das diversas tecnologias de D.A. para resíduos sólidos existentes, consolidadas ou em consolidação.

Examinar a D.A. para o tratamento de resíduos sólidos quanto aos seus impactos ambientais e aproveitamento energético.

1.5 Métodos e procedimentos

Para o desenvolvimento deste trabalho se procedeu à revisão bibliográfica e análise teórica das informações obtidas, à revisão da literatura dos fundamentos da D.A., analisou-se a relação entre lixo e efeito estufa e a discussão das tecnologias atualmente existentes, quer em instalações piloto, quer em instalações comerciais.

2 A ONU E A QUESTÃO AMBIENTAL

2.1 Um pouco de história

A percepção do ambiente natural pela sociedade humana mudou significativamente ao longo de sua História, até porque mudaram – em qualidade e intensidade – as interferências do desenvolvimento humano com o planeta Terra.

Na Antiguidade, filósofos como Aristóteles, Platão e Zenão demonstravam interesse em compreender a natureza. São tidos como precursores do pensamento ecológico (FERNANDES, 2001).

No século XVIII, a revolução industrial permitiu a produção em larga escala, inaugurou a sociedade de consumo e intensificou os impactos ao meio ambiente.

Daí para frente, os problemas de degradação ambiental começam a ser cada vez mais significativos e de maior amplitude.

E a partir do século XX, esses problemas começam a superar as fronteiras nacionais e colocam a sociedade diante de problemas ambientais de ordem planetária. São exemplos disso a ocorrência de poluição em rios internacionais, os registros de chuva ácida em diversos países, a depleção observada na camada de ozônio, o efeito estufa e outros problemas que não podiam mais ser tratados com a lógica desenvolvida no momento anterior, dentro dos marcos dos governos locais (BARBIERI, 2001).

A ONU convoca então a Conferência das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento Humano para se realizar em Estocolmo em 1972.

Dessa Conferência emergem as bases de um entendimento entre o ambiente e o desenvolvimento, então chamado de ecodesenvolvimento.

Reconhece-se que há problemas ambientais de ordem global, cria-se o PNUMA – Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente, cria-se a CMMAD – Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (Comissão Brundtland), e é estabelecido o Dia Internacional do Meio Ambiente (05 de junho).

A Comissão Brundtland trabalhou de 1984 até 1987 e elaborou um completo diagnóstico ambiental da Terra num livro intitulado “Nosso Futuro Comum”, também conhecido como Relatório Brundtland. E redefiniu o termo ecodesenvolvimento para desenvolvimento sustentável.

Segundo o Relatório Brundtland, “desenvolvimento sustentável é aquele que atende as necessidades do presente sem comprometer as possibilidades das gerações futuras de atenderem as suas próprias necessidades”. (CMMAD, 1991 *apud* BARBIERI, 2001).

Esse relatório recomenda, principalmente, segundo BARBIERI (2001):

- Retomar o crescimento como condição necessária para erradicar a pobreza;
- Mudar a qualidade do crescimento para torná-lo mais justo, eqüitativo e menos intensivo em matérias primas e energia;
- Atender as necessidades humanas essenciais de emprego, alimentação, energia, água e saneamento;
- Manter um nível populacional sustentável;
- Conservar e melhorar a base de recursos;
- Reorientar a tecnologia e administrar os riscos;
- Incluir o meio ambiente e a economia no processo decisório.

O Relatório Brundtland aponta a necessidade de se modificarem as relações econômicas internacionais e de se estimular a cooperação internacional para reduzir os desequilíbrios entre os países. E sugere um multilateralismo baseado num estreito vínculo entre comércio internacional, meio ambiente e crescimento econômico global, com vistas a se alcançar uma economia mundial sustentável, superando-se as desigualdades hoje existentes entre os países.

Os conceitos e recomendações da Comissão Brundtland foram aceitos pela ONU e seus organismos, bem como por diversas organizações nacionais e internacionais, governamentais e não governamentais.

Em 1988, dada a crescente preocupação científica com problemas ambientais globais, como as mudanças climáticas e suas conseqüências,

cria-se o IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*), através do PNUMA e da WMO (*The World Meteorological Organization*), para obter, avaliar e disseminar as informações científicas relacionadas ao tema.

O primeiro relatório do IPCC foi aprovado por todos os países participantes da Conferência Global sobre o Clima, realizada em Genebra, em 1990, e constituiu-se na base científica da Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças do Clima (UNFCCC), aprovada na ECO'92.

A ECO'92, ou Cúpula da Terra, realizou-se na cidade do Rio de Janeiro em 1992. Trata-se da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (CNUMAD), a maior conferência já realizada pela ONU, com participação de 178 países. O conceito de desenvolvimento sustentável é consagrado como paradigma de abordagem da questão ambiental e nela foram aprovados documentos oficiais a seguir descritos:

2.2 Documentos oficiais aprovados na ECO'92

Declaração sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento:

A “Declaração do Rio de Janeiro” reafirma e amplia a Declaração de Estocolmo e contém 27 princípios que objetivam orientar a formulação de políticas e de acordos internacionais que respeitem o interesse de todos, o desenvolvimento global e a integridade do meio ambiente.

Declaração de Princípios sobre Florestas:

Proclama que as florestas são fundamentais para o desenvolvimento local e para o ambiente global.

Não estabelece uma Convenção sobre exploração, proteção e desenvolvimento sustentável de florestas, porque houve séria oposição de vários países em desenvolvimento, possuidores de grandes florestas, dentre os quais o Brasil.

Convenção da Biodiversidade:

Adota como princípio básico o direito dos países de explorar de modo

soberano os seus próprios recursos, com a responsabilidade de não causar danos aos demais. Os Estados signatários reconhecem que a conservação da biodiversidade diz respeito a toda a Humanidade, que os Estados são responsáveis pela conservação de seus próprios recursos biológicos e que o desenvolvimento sócio-econômico e a erradicação da pobreza constituem a primeira e inadiável prioridade dos países em desenvolvimento. Determina a conservação e o uso sustentável da diversidade biológica para o benefício das gerações presentes e futuras.

Esta Convenção estabelece compromissos como:

- Identificar e monitorar os componentes importantes da diversidade biológica para conservação e uso sustentável;
- Promover a conservação para recuperar e proteger as espécies ameaçadas;
- O acesso aos recursos biológicos, inclusive para pesquisa científica, fica condicionado à autorização dos governos dos países detentores dos mesmos. E os benefícios do uso desses recursos devem ser compartilhados com os países de onde eles se originam.

A Convenção ainda aponta a necessidade de encontrar mecanismos para facilitar o acesso e a transferência de tecnologia aos países em desenvolvimento detentores dos recursos genéticos, e a necessidade de cooperação entre os países para que as leis nacionais sobre a propriedade intelectual não contrariem os objetivos da Convenção.

Agenda 21

A Agenda 21 não é um tratado ou convenção capaz de impor vínculos obrigatórios aos Estados signatários. É um plano de ação, uma espécie de manual para orientar as nações e suas comunidades nos seus processos para alcançar os objetivos do desenvolvimento sustentável.

Começa por apontar os graves problemas por que passa a Humanidade e faz uma conclamação a todas as nações a se unirem em prol do desenvolvimento sustentável. Trata-se de um documento longo, de 40

capítulos, e aborda: as dimensões sociais e ambientais do desenvolvimento sustentável, os grupos sociais cuja participação é decisiva para alcançá-lo, os meios e atividades recomendadas para se implantar seus programas, e estimativas quanto aos recursos financeiros necessários.

Para implementar seus programas e recomendações é necessário desdobrá-la em agendas nacionais, regionais e locais.

Segundo José Goldemberg (SMA 2002):

A adoção da Agenda 21 na Conferência do Rio em 1992 foi o resultado do esforço de governos, organizações não governamentais e cientistas de várias especialidades, preocupados com os rumos de um desenvolvimento com características predatórias em relação à preservação do meio ambiente.

O que se tentou formular com a Agenda 21 foi um modelo de desenvolvimento sustentável que incorporasse, mesmo nos estágios iniciais de desenvolvimento, tecnologias e procedimentos que permitissem prevenir e evitar danos ao meio ambiente e a exaustão de recursos naturais que resultaram em condições de vida inaceitáveis para grande parte da humanidade no fim do século 20.

Convenção sobre Mudança do Clima:

A Convenção refere-se à mudança dos padrões climáticos como um dos mais graves problemas planetários. Para enfrentá-lo, tem como seu objetivo controlar e reduzir a emissão dos gases que aumentam a retenção do calor emitido pela Terra na atmosfera produzindo o aquecimento global do planeta com graves efeitos sobre os padrões climáticos.

As principais obrigações para os Estados signatários dessa convenção são:

- Elaborar, atualizar e publicar inventários nacionais sobre suas emissões de gases de estufa;
- Formular programas nacionais e regionais para controlar as emissões desses gases e mitigar seus efeitos sobre as mudanças climáticas;
- Promover o gerenciamento sustentável de elementos da natureza que contribuem para remover ou fixar esses gases, em especial as biomassas, florestas e oceanos;
- Promover a pesquisa científica e tecnológica, incluindo a observação

sistemática do clima;

- Promover a educação e a conscientização pública sobre questões ligadas à mudança do clima e suas causas antrópicas;
- Estimular a participação de todos na busca dos objetivos da Convenção.

2.3 Pós ECO'92

Em dezembro de 1997 foi elaborado o Protocolo de Quioto. Quando de sua entrada em vigor, os países desenvolvidos, individual ou conjuntamente, deverão assegurar uma redução de emissões de gases de efeito estufa em pelo menos 5% abaixo dos níveis de 1990. Este compromisso só se aplicará aos países desenvolvidos relacionados no Anexo I da Convenção. O Brasil e todos os demais países não desenvolvidos, mesmo não estando obrigados a reduzir suas emissões, devem implementar outras obrigações.

A entrada em vigor desse protocolo ainda não se deu. Faltam algumas assinaturas importantes para que isso possa ocorrer. Rússia e EUA são as duas maiores ausências nesse apoio.

O Protocolo de Quioto dispõe de mecanismos de flexibilização para facilitar o cumprimento das metas estabelecidas aos países desenvolvidos, como a possibilidade de um país transferir para outro as unidades de redução de emissões através de projetos implementados em conjunto em qualquer setor da economia, permitindo assim a criação de títulos de redução das emissões.

E criou-se o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo, para estimular o desenvolvimento de projetos certificados de redução das emissões.

2.4 Perspectivas

“A Convenção sobre Mudança do Clima enfoca um problema especialmente inquietante: nós estamos mudando a forma com que a energia solar interage com a atmosfera e escapa dela e corremos o risco de

alterar o clima global. Entre as conseqüências possíveis estão um aumento na temperatura média da superfície da Terra e mudanças nos padrões climáticos mundiais”.(MCT, s.d.).

“Os riscos são grandes demais para serem desprezados.” (MCT, s.d.).

De acordo com ESPARTA; MOREIRA (2002), traduzindo as principais conclusões do 3º Relatório do IPCC, divulgado em 2001:

Após pouco mais de 10 anos de trabalho do IPCC, os resultados da análise da literatura relacionada à mudança global do clima são contundentemente conclusivos. O homem está alterando o clima através da emissão de GEEs (gases do efeito estufa) com conseqüente aumento da concentração desses gases na atmosfera.

Não se pode precisar a ordem de grandeza dessa mudança mas a inércia do sistema climático é muito lenta e o princípio da precaução deve ser utilizado, ou seja, a incerteza não pode ser utilizada como desculpa para a falta de ação.

Os impactos podem ser de alto risco e os países menos desenvolvidos são os mais vulneráveis.

Existe uma capacidade de adaptação, mas ela é limitada.

Felizmente, muitas são as opções de mitigação a um custo comparativamente muito menor que o dos impactos potenciais, mas elas dependem da implementação firme e no curto prazo de políticas públicas, por exemplo, com a exigência de conformidade com os compromissos assumidos na UNFCCC (Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas).

3 O SISTEMA CLIMÁTICO

Neste capítulo será examinada brevemente um pouco da história do conhecimento sobre o clima da Terra, em seguida serão examinados alguns elementos que estão presentes no pensar atual sobre o sistema climático, como o ciclo do carbono, e daí serão apresentados: o efeito estufa, os gases que o promovem, o aquecimento global e as mudanças nos padrões climáticos e seus efeitos.

3.1 Breve visão histórica

O primeiro modelo de um sistema climático é atribuído a Aristóteles que, num tratado intitulado Os Meteorológicos, reservava ao Sol um papel preponderante em fenômenos que hoje classificaríamos de atmosféricos, astronômicos ou ainda geológicos, e tinha inspiração nas idéias de Heráclito (576-480 aC) (KANDEL, 1990).

Durante muitos séculos a meteorologia foi dominada pelo pensamento Aristotélico, o que só veio a se alterar a partir dos acontecimentos como o Renascimento e as Grandes Navegações, que permitiram conhecer condições climáticas diferentes da região do Mediterrâneo e Europa e descobrir os climas tropical e equatorial.

Com Copérnico, Galileu, Descartes e outros, a Meteorologia já não pode mais ser separada da Astronomia. E depois deles, inúmeros outros fatos importantes contribuíram para desenvolver as ciências dos climas, como a invenção e disseminação do uso do barômetro de Torricelli (1608-1647), a explicação dos ventos alíseos e das monções, e a revisão da mecânica terrestre por Gustave Coriolis (1792-1843), com a conceituação das “forças de coriolis” (KANDEL, 1990).

A descoberta de vestígios de eras glaciais em rochas estriadas do Jurássico abriu espaço para o desenvolvimento da paleoclimatologia, que com o método de datação por Carbono 14 obteve precisão na datação de diversas eras glaciais. A última teve seu auge há cerca de 20.000 anos.

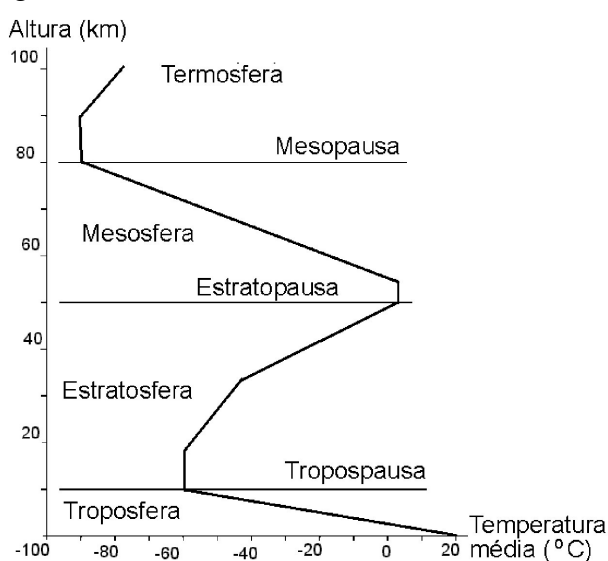
Sabe-se hoje que ao longo da vida do planeta ocorreram inúmeros ciclos climáticos, medidos com escala de dezenas de milhões de anos.

O problema diante do qual estamos hoje é a possibilidade das atividades humanas introduzirem uma perturbação no sistema climático de grandes e imprevisíveis conseqüências.

3.2 Noções sobre o Sistema Climático

O sistema climático da Terra é um sistema dinâmico que reage às forças e perturbações que o atingem. Definem-se cinco elementos que influenciam a dinâmica climática: atmosfera, hidrosfera, criosfera, biosfera e geosfera. Suas interações são complexas e muitas ainda são pouco conhecidas.

Figura 3.1 - PERFIL DA ATMOSFERA DA TERRA



Fonte: BRAGA JR (1.994) *apud* ALVES (2000).

A atmosfera é o envoltório gasoso que envolve a Terra. Sua composição média é: 78% N₂, 21% O₂ e 1% de outros gases. Nesse 1%, quase tudo é vapor de H₂O, mas há outros compostos importantes como o CO₂ (em 1994 apresentava-se com cerca de 0,036%), o metano e o óxido nítrico, e outros ainda, como argônio, criptônio, xenônio, etc (USEPA, s.d.).

Os fenômenos meteorológicos passam-se basicamente na atmosfera, mas afetam e são afetados pelos processos ocorridos nos outros elementos, tendo como uma das suas principais influências a radiação solar incidente, cuja intensidade é da ordem de 340 W/m^2 . O fluxo de calor vindo do interior da Terra, da ordem de $0,06 \text{ W/m}^2$, é considerado desprezível para os estudos dos climas (KANDEL, 1990)

A Terra e a atmosfera refletem cerca de 30% do fluxo solar incidente, assim, cerca de 240 W/m^2 são aqui absorvidos e transformados em calor na superfície do planeta. Depois essa energia é remetida para o espaço sob a forma de radiação infravermelha.

Localmente, o balanço de radiação (radiação solar incidente - radiação térmica remetida) nunca é nulo. Nas regiões equatoriais, tropicais e mesmo médias há um excedente de fluxo solar, enquanto o contrário se observa nas regiões polares ou mesmo no inverno das regiões médias.

O sistema climático promove a redistribuição da energia solar das zonas de balanço positivo para as zonas de balanço negativo através da atmosfera e dos oceanos.

Estreitamente ligado à redistribuição da energia, o sistema climático promove ainda a manutenção do ciclo das águas. A água evaporada pela ação da energia é transportada pelos ventos, servindo assim como meio de transporte para o calor, pois quando a água se condensa o calor latente é restituído à atmosfera.

E os movimentos dos ventos (originados das diferenças de pressão e temperatura) e das correntes marinhas (que são postas em movimento pelos ventos, mas acabam modificando-os ao transportar calor e modificar suas condições) são também pilares do sistema climático. Estas circulações também compreendem estruturas menores, como os turbilhões atmosféricos e os anéis de água fria e de água quente dos oceanos.

As periodicidades diárias e anual são impostas pelas condições da astronomia, mas há variabilidades regionais dos conjuntos terra – oceanos - atmosfera que apresentam quase periodicidades, em que cada clima regional tem as suas próprias escalas de tempo. Valores médios não bastam

para caracterizar completamente um clima, há que se conhecer os valores extremos e outras características dessa distribuição.

Os cálculos preditivos do clima, baseados em modelos numéricos, utilizam uma representação bastante simplificada dos componentes do sistema climático e dos processos que regem seu estado e sua evolução.

3.3 Sobre o Ciclo do Carbono

O carbono é o elemento químico mais abundante dentre os que participam dos ciclos biogeoquímicos. As quatro mais importantes reservas de carbono são a atmosfera, a biosfera, os oceanos e os depósitos sedimentares. (USEPA, s.d.).

Nessas reservas o carbono e seus compostos estão presentes sob diversas formas e participam de diversas trocas em processos ou ciclos internos às reservas e também de trocas entre as diferentes reservas.

Na atmosfera, o carbono está presente no gás CO_2 e no gás metano, por exemplo, enquanto na biosfera, está presente principalmente na biomassa. Estima-se que exista quatro vezes mais carbono na biosfera que na atmosfera.

Um ciclo de troca entre essas duas reservas é a respiração-fotossíntese. Através da fotossíntese, o CO_2 é retirado da atmosfera e, enquanto o O_2 é liberado para esta, o átomo de carbono é fixado na estrutura do tecido vegetal, produzindo o crescimento deste. Na respiração de animais, plantas e outros seres vivos, dá-se o contrário: o O_2 é retirado da atmosfera e então os organismos liberam CO_2 .

Quando há uma mudança muito significativa nos biomas naturais (ecossistemas baseados em vegetação), o balanço natural dessa troca é também alterado. Tal ocorre com a mudança de uso da terra, principalmente face ao desmatamento.

Há processos de troca que envolvem os oceanos e a atmosfera. Estima-se que haja nos oceanos 50 vezes mais carbono que na atmosfera, predominantemente como carbono inorgânico dissolvido. Mas, o CO_2 é

solúvel em H₂O e estima-se que, nessa forma, os oceanos troquem cerca de 90 Gt de C ao ano com a atmosfera. Vê-se assim que os oceanos têm um importante papel no ciclo do carbono. Estima-se que eles estejam absorvendo menos da metade das emissões antrópicas de CO₂ para a atmosfera.

Outra troca importante ocorre entre as reservas sedimentares (incluindo os combustíveis fósseis) e a atmosfera. Naturalmente, esse ciclo demoraria muitas centenas de milhares de anos para alterar a concentração de carbono, mas a extração e o aproveitamento energético (combustão) dos sedimentos fósseis (carvão, petróleo, gás natural, etc) têm promovido uma significativa alteração na concentração de CO₂ na atmosfera.

No balanço geral, a quantidade de CO₂ na atmosfera está aumentando. E isso tem ocorrido de modo rápido e significativo, especialmente devido ao uso dos combustíveis fósseis e à mudança do uso da terra.

O resultado das emissões foi um aumento de 176 Gt no carbono estocado na atmosfera. Essas concentrações aumentaram cerca de 28% (de 285 a 367 ppm) entre 1850 a 1999 (IPCC, 2001).

3.4 O Efeito Estufa

A atmosfera da Terra recebe do Sol cerca de 340 W/m² de radiação eletromagnética em um amplo e contínuo espectro de freqüências, desde o ultravioleta até o infravermelho de ondas longas, passando por toda a região de luz visível.

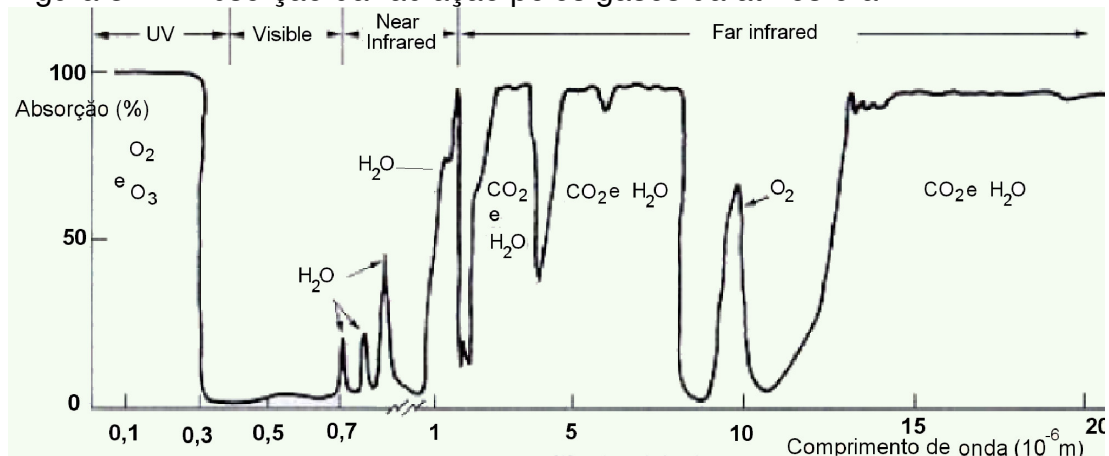
Cerca de 30% dessa energia incidente é refletida pelas nuvens, pela atmosfera e pela superfície da Terra. Essa taxa de reflexão é representada por um parâmetro chamado albedo que depende das condições atmosféricas das nuvens, do tipo e cobertura da superfície.

Dos cerca de 240 W/m² que não são refletidos, uma parcela é absorvida pela atmosfera e o restante atinge a superfície do planeta.

Essa energia interage com a biosfera, com a hidrosfera e com os

oceanos e é reemitida para o espaço, mas agora num espectro concentrado na região do infravermelho, especialmente de ondas longas.

Figura 3.2 – Absorção da radiação pelos gases da atmosfera



Fonte: STEWART, (s.d.) *apud* ALVES (2000).

Mas, certos gases da atmosfera absorvem essa radiação térmica. É o efeito estufa: a retenção pela atmosfera do calor emitido pela Terra, de modo análogo a uma estufa de jardim.

A propósito, atribui-se a formulação dessa analogia a Fourier, matemático francês, em 1827.

O efeito estufa, em verdade, contribuiu para o surgimento da vida na Terra e contribui para a manutenção de condições favoráveis a ela. Graças a ele, a temperatura média do planeta é de 15°C. Sem ele a temperatura média do planeta seria cerca de -20°C e as variações térmicas seriam muito grandes, da ordem de uma centena de graus para mais e para menos.

John Tyndall, em 1860, mediu a absorção de radiação infravermelha pelo gás CO₂ e pelo vapor de água, estudando a influência desses gases sobre o efeito estufa. E Arrhenius, em 1896, publicou estudo discutindo o efeito de um aumento da concentração do CO₂ da atmosfera na temperatura média da Terra.

Ao nos referirmos ao efeito estufa, cabe distinguir uma parcela devida à natureza (componente natural) daquela parcela que é devida às atividades humanas (componente antrópica). A componente natural é aquela que não depende das atividades humanas, e para essa o vapor de água, fruto

principalmente da evaporação dos oceanos, é o gás mais importante do processo. Para a componente antrópica, o IPCC lista duas dezenas de gases oriundos da atividade humana que, após a revolução industrial, vêm reforçando o efeito estufa.

Na Tabela 3.1, estão alguns dos gases considerados mais significativos. Observe-se as concentrações estimadas no período pré-industrial e atual (1994) desses gases e a coluna GWP (*global warming potential*) que é a principal medida de comparação entre os diversos gases, tomando-se com referência o CO₂.

Tabela 3.1 – Principais gases do efeito estufa - Características

Gás / Fórmula	Concentração		Anos de Vida	Principais fontes antropogênicas	GWP
	pré industrial	em 1994			
Dióxido de Carbono / CO ₂	~208 ppmv	358 ppmv	50 a 200	Combustíveis fósseis, mudança no uso da terra, produção de cimento.	1
Metano / CH ₄	~700 ppbv	1720 ppbv	7 a 17	Combustíveis fósseis, plantações de arroz alagado, depósitos de lixo, criação de gado.	21
Óxido Nitroso / N ₂ O	~275 ppbv	311 ppbv	120	Uso de fertilizantes, combustão industrial.	310
Tetrafluoreto de carbono / CF ₄	0	72 pptv	50.000	Produção de alumínio.	6.500
Hexafluoreto de enxofre / SF ₆	0	32 pptv	3.200	Fluido dielétrico.	23.900
HCFC's	0	105 pptv	121	Fluido refrigerante	~1300

Fonte: IPCC (1996a).

3.5 Aquecimento Global

A consequência direta do efeito estufa é o aumento da temperatura média do planeta, o chamado aquecimento global.

O efeito estufa e o aquecimento global ganharam notoriedade a partir dos anos 70 com a disseminação das discussões sobre problemas ambientais globais nas pautas de encontros científicos e dos meios de

comunicação e, como visto, levou à criação do IPCC em 1988, pois suspeitava-se que o aquecimento do planeta poderia levar à alterações dos padrões climáticos. Havia já evidências, mas era preciso investigar melhor, estudar suas conseqüências, desenvolver boa base científica no assunto e preparar-se para lidar com isso de modo articulado. Afinal, o problema afetaria todas as nações.

Desde a sua criação, um dos principais objetivos do IPCC foi obter, avaliar e disseminar informações científicas sobre a ciência das mudanças climáticas, impactos, vulnerabilidade e formas de adaptação dos sistemas biológicos e físicos a essas mudanças e meios de reduzir a emissão e a concentração atmosférica de gases de efeito (ESPARTA; MOREIRA, 2002).

Em 1990, é lançado “Global Warming, The Greenpeace Report”, logo transformado em *best seller*. Divulgado em diversos idiomas, o livro dá enorme divulgação às informações e reflexões disponíveis a respeito do aquecimento global. Foi um forte estímulo para que o IPCC “engrossasse a voz” ao falar de aquecimento global e mudanças climáticas. Organizado em três partes: Ciência, Impactos e Políticas para enfrentar o problema, cada um de seus 20 capítulos foi escrito por cientistas de renome internacional, inclusive membros do IPCC.

Pelos seus métodos de trabalho e resultados alcançados, o IPCC é reconhecido mundialmente como a fonte mais confiável de informação sobre mudança do clima, pois congrega mais de 2000 cientistas do mundo todo num processo sistemático de coleta e avaliação de toda a literatura produzida sobre aquecimento global e suas conseqüências.

O IPCC dispõe de três grupos de trabalho, que têm divulgado relatórios periódicos a cada cinco anos.

O grupo 1, *WG-1* Bases Científicas, cuida das bases científicas do conhecimento sobre as concentrações, projeções, padrões de mudança, etc. É dele a metodologia para a realização dos inventários nacionais das emissões antropogênicas dos gases de efeito estufa.

O grupo 2, *WG-2* Impactos, Adaptação e Vulnerabilidade, cuida do estudo dos impactos sócio-econômicos e biofísicos da mudança do clima. E

o grupo 3, *WG-3*, cuida das avaliações sobre a mitigação desses impactos.

Até hoje, foram publicadas três séries de avaliações, cada uma delas composta pelas avaliações dos três grupos de trabalho. Em 1991 publicou-se o *FAR – First Assessment Report*, (*FAR-WG1*, *FAR-WG2* e *FAR-WG3*). Em 1996 saiu o *SAR – Second Assessment Report* (*SAR-WG1*, *SAR-WG2* e *SAR-WG3*). E em 2001, o *TAR – Third Assessment Report* (*TAR-WG1*, *TAR-WG2* e *TAR-WG3*).

O primeiro relatório - como já visto - foi aprovado por todos os países participantes da Conferência Global sobre o Clima, realizada em Genebra, em 1990, e constituiu-se na base científica da Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças do Clima (UNFCCC), aprovado na ECO'92.

Em 1996, o *WG-1* disponibilizou metodologia para que os países realizem seus inventários nacionais das emissões antropogênicas dos gases de efeito estufa (ficaram de fora dessa metodologia os gases já controlados pelo Protocolo de Montreal).

O trabalho do IPCC provê suporte científico para as decisões tomadas no âmbito da UNFCCC.

Analisando-se as conclusões de cada um dos relatórios, nota-se claramente que a confiança nas previsões e na influência do ser humano nas mudanças climáticas vem aumentando (ESPARTA; MOREIRA, 2002).

Com base no relatório *TAR*, dispõe-se hoje de uma enorme lista de evidências de que:

- O clima global está mudando. Dentre estas se destacam: o aumento da temperatura média da superfície terrestre; a mudança no padrão de chuvas, com maior incidência de chuvas mais fortes; o fenômeno *El-Niño* tornou-se mais persistente, freqüente e intenso e a subida do nível do mar entre 1900 e 2000;
- As atividades humanas estão mudando a concentração de *GEEs* na atmosfera, principalmente devido a queima de combustíveis fósseis e desmatamento de áreas florestais;
- A maior parte do aquecimento verificado nos últimos 50 anos é devido a atividades antrópicas;

- Mudanças regionais na temperatura estão associadas a alterações observadas em sistemas físicos, ecológicos e sócio-econômicos em todo o mundo;
- Todos os cenários futuros, mesmo os altamente baseados em soluções que busquem ser ambientalmente sustentáveis, projetam um crescimento significativo das concentrações de GEEs até o final deste século.

4 A QUESTÃO DO LIXO

“Um dos mais graves problemas ambientais do mundo é o lixo. Quanto lixo! E o que fazer com tanto lixo?”

As afirmações e o questionamento acima são do jornalista Washington Novaes, ao abrir o “Desafio do Lixo”, série televisiva produzida pela TV Cultura de São Paulo em 2001. Essa série apresenta de modo abrangente um panorama mundial e nacional sobre a questão do lixo e como esse desafio vem sendo enfrentado (NOVAES, 2001)

Segundo IPT (2000) estima-se que a população mundial esteja gerando mais de 30 milhões de toneladas de lixo por ano.

As residências de todo o planeta produzem, em média diária, quase 1 kg de lixo por pessoa. É muito lixo. E a esses desafios outros se somam: O que fazer com o lixo nuclear. O que fazer com os resíduos perigosos (NOVAES, 2001)

Para DIAS (2002) as áreas urbanas afetam o ambiente, principalmente por meio da conversão das terras para uso urbano, pelo consumo de recursos naturais e pela disposição dos resíduos. E ainda, a escala de consumo urbano e a geração de resíduos variam, de uma cidade a outra, segundo fatores vários entre os quais: o tamanho de suas populações, seu poder aquisitivo e seus padrões de consumo.

Para DIAS (2002) há um crescente nível de consumo das populações das áreas urbanas, com aumento crescente da geração de resíduos sólidos, tanto em valores absolutos como em valores per capita.

E o aumento da concentração urbana das populações majora ainda mais as taxas de geração de lixo nas cidades (IPT, 2000).

Um dos aspectos mais dramáticos da questão do lixo, especialmente nos países em desenvolvimento é a saúde pública: o lixo disposto de modo inadequado é fonte de doenças, de poluição atmosférica, de degradação do espaço urbano e ainda de contaminação do solo e das águas subterrâneas.

Para a Agenda 21 do Estado de São Paulo, o processo de urbanização aliado ao consumo crescente de produtos menos duráveis ou

descartáveis tem provocado sensível aumento do volume do lixo. A diversificação dos resíduos sólidos gerados, sua concentração espacial, e os percentuais de resíduos sólidos recolhidos no Brasil (49% em 1981, 64% em 1990 e 70% em 1997) escondem grandes diferenças regionais decorrentes da diversidade sócio-econômica nacional (SMA, 2002)

Postula a Agenda 21 Paulista a adoção de ações diferenciadas e articuladas para o gerenciamento de resíduos, sinergicamente aos esforços para preservação dos recursos hídricos, visto que a maioria dos corpos de água urbanos já se encontra comprometida com a poluição causada pelos resíduos. E aponta como exemplos os esforços de melhoria feitos com recursos da Política Nacional de Recursos Hídricos, que auxiliou os municípios a encaminharem soluções para seus problemas com a disposição de resíduos sólidos.

A geração de RSD – Resíduos Sólidos Domiciliares – para o Estado de São Paulo era estimada em 18.000 toneladas/dia em 92, evoluindo para 20.000 toneladas/dia em 2002 – geração diária per capita de 0,4 a 0,7 kg, conforme o porte do município.

Em 1992, apesar de 95% da população das áreas urbanas do estado de São Paulo ser atendida por serviços de coleta de lixo, prevalecia na maioria dos municípios o lançamento de RSD no solo, a céu aberto, em lixões ou vazadouros com a presença constante de catadores (SMA, 2002)

A Agenda 21 Paulista destaca que a promoção de ações coordenadas de caráter técnico-orientativo, voltadas à capacitação, ao ajustamento de condutas e a autuação das instalações de destinação final inadequadas, bem como o financiamento e a implantação de projetos e serviços de RSD, planos diretores de RSD, entre outras iniciativas, mudou o quadro no Estado, encontrando-se a maioria em condições controladas.

4.1 Gerenciamento integrado

Para coletar, segregar, tratar e dispor adequadamente o lixo de uma cidade é necessário o gerenciamento integrado do lixo municipal, isto é, um

conjunto articulado de ações normativas, operacionais, financeiras e de planejamento desenvolvidas com base em critérios sanitários, ambientais e econômicos (IPT, 2000)

Entre outras coisas, isso significa:

- Limpar o município por meio de um sistema de coleta e transporte adequado e tratar o lixo utilizando tecnologias compatíveis com a realidade local;
- Ter consciência de que todas as ações e operações envolvidas no gerenciamento estão interligadas, influenciando umas às outras;
- Garantir destino ambientalmente correto e seguro para o lixo;
- Conceber modelo de gerenciamento apropriado para o município, levando em conta que a quantidade e a qualidade do lixo gerado em uma dada localidade decorre do tamanho da população e de suas características sócio-econômicas e culturais, do grau de urbanização e dos hábitos de consumo vigentes.

TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VIGIL (1994) agrupam as atividades associadas à gestão integrada dos resíduos sólidos em seis elementos funcionais:

- Geração dos resíduos propriamente dita (na fonte);
- Manipulação, separação, armazenamento e processamento (na origem);
- O sistema de coleta;
- Separação, processamento e transformação dos resíduos coletados;
- Transferência e transporte;
- Disposição final.

E situam a disposição final como último elemento dessa hierarquia. Tudo deve ser feito com o objetivo de minimizar as necessidades de disposição final. A fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (RSU) pode ser transformada mediante uma grande variedade de processos, dentre os quais, a incineração e a compostagem aeróbia eram os mais comuns.

Antes da disposição final, há uma grande variedade de processos de transformações físicas, químicas e biológicas dos resíduos coletados. São empregados para reduzir o peso e o volume dos resíduos, recuperar energia e outros produtos dessa conversão. Frequentemente, incluem a separação de objetos volumosos, a separação de componentes dos resíduos, a redução do volume por compactação, a incineração e a compostagem.

De acordo com TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VIGIL (1994), todos esses processos têm como objetivos:

- Melhorar a eficácia das operações e sistemas de gestão de resíduos;
- Recuperar materiais reutilizáveis e recicláveis;
- Recuperar produtos da conversão, por exemplo, o composto orgânico;
- Recuperar energia, em forma de calor ou de combustível.

Assim, em um sistema de gestão de resíduos sólidos, os processos de transformação permitem aumentar a eficácia da disposição aumentando, por exemplo, a duração do tempo de operação dos aterros sanitários (TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VIGIL, 1994).

A disposição final do lixo no solo deve ser feita em aterros sanitários, obra de engenharia com normas construtivas e operacionais específicas, com objetivos de evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança, minimizando os impactos ambientais. Na prática, ainda é muito comum a disposição em lixões e em aterros controlados (termos definidos em Normas da ABNT) (IPT, 2000).

O lixão (vazadouro) é a simples descarga do lixo sobre o solo, a céu aberto, sem medidas de proteção ao ambiente ou à saúde pública. É uma forma inadequada de disposição de resíduos sólidos, que propicia a proliferação de vetores de doenças (moscas, mosquitos, baratas, ratos, etc.), a geração de maus odores e, principalmente, a poluição das águas subterrâneas e superficiais, pela infiltração do chorume - líquido de cor preta, mal cheiroso e de elevado potencial poluidor, produzido pela decomposição da matéria orgânica contida no lixo (IPT, 2000).

Tipicamente, a fração orgânica dos resíduos sólidos domésticos e

comerciais é formada por materiais como resíduos de comida, papéis de todos os tipos, trapos, gomas, couro, madeira e resíduos de podas e jardins (TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VIGIL, 1994).

No lixão não há qualquer controle quanto aos tipos de resíduos recebidos e ocorre, usualmente, a disposição de dejetos originários de serviços de saúde e de indústrias. Associados aos lixões, infelizmente, observa-se a presença de pessoas, que por vezes residem no próprio local (catadores) e ainda a criação de animais para consumo humano (IPT, 2000).

Uma melhoria dos lixões levou aos aterros controlados, muito inferiores aos aterros sanitários. São similares aos aterros sanitários quanto ao confinamento de resíduos sólidos com cobertura de material inerte na conclusão de cada jornada de trabalho, mas, em geral, não dispõem de sistemas de drenagem e de tratamento dos gases gerados, nem de impermeabilização da base, nem de tratamento dos percolados (chorume e água da chuva), comprometendo a qualidade das águas subterrâneas (IPT, 2000).

O sistema de drenagem de gases de um aterro sanitário tem a função de evitar que o gás gerado pela decomposição dos resíduos migre pelo subsolo e se acumule em redes de esgoto, fossas, poços e sob edificações internas ou mesmo externas ao aterro sanitário. Associado à drenagem, o sistema de tratamento desses gases tem o objetivo de evitar a exalação de odores, bem como os riscos de uma combustão acidental não controlada. O mais usual tem sido a queima desses gases nos próprios drenos coletores de gases (IPT, 2000). Existem atualmente alguns projetos de tratamento que objetivam usar esse biogás de aterro como fonte de energia.

Na PNSB-89 (Pesquisa Nacional do Saneamento Básico de 1989) o IBGE (Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) apurou que 71,5% dos municípios dispõe seus resíduos sólidos em lixões. Consideradas apenas as regiões Norte e Nordeste, esse percentual atingia 90%. A situação mais recente, apontada pela PNSB-2000 é um pouco melhor (<http://www.ibge.gov.br>).

4.2 Lixo e Efeito Estufa

Dispostos em lixões, em aterros controlados ou mesmo em aterros sanitários, os resíduos sólidos entram em decomposição pela ação de microorganismos, que empreendem processos de biodigestão da fração orgânica desses resíduos.

Esses processos de biodigestão, com características aeróbias ou anaeróbias, ou ambas, dependendo das condições da disposição, transformam a fração orgânica dos resíduos em líquidos e gases que devem ser coletados e tratados.

O chamado biogás, mistura dos gases gerados, é composto por dióxido de carbono e metano, além de outros em baixíssimas concentrações. O CO₂ e o CH₄ são os mais importantes gases de efeito estufa. Estima-se que de 5% a 20% das emissões antropogênicas globais de metano são originárias da digestão anaeróbia dos resíduos sólidos.

Como visto em 1.2 deste, segundo GARDNER; MANLEY; PEARSON (1993) *apud* REINKE (1998) 20% das emissões antropogênicas de metano do Reino Unido são oriundas do biogás produzido pelos aterros de lixo.

Assim, além de se constituir num dos mais importantes problemas ambientais em todo o mundo, os resíduos sólidos também contribuem significativamente para o aquecimento global.

Por isso, uma das metodologias de inventários do IPCC é dedicada especificamente às emissões de resíduos.

4.3 O Metano e o Inventário Nacional de Resíduos

Ao assinar a UNFCCC, a Convenção do Clima, os países assumiram, entre outros, o compromisso de realizar seus inventários nacionais de emissões antropogênicas de gases de efeito estufa.

No Brasil, o Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT) designou a CETESB (Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental) para realizar o Inventário Nacional de Emissões de Metano pelo Manejo de Resíduos.

Utilizando a metodologia do IPCC, foram assim realizados os inventários de emissão de metano pelos resíduos, sólidos e líquidos, para os anos de 1990 a 1994. E seus resultados foram publicados pelo MCT.

Segundo ALVES (2000), a principal conclusão desse inventário é que, de 1990 a 1994, anualmente, cerca de 800 mil toneladas de metano foram emitidas pela digestão anaeróbia de resíduos, projetando-se uma emissão anual de metano da ordem de 900 mil toneladas anuais para este início de século. Só os resíduos sólidos produziram 84% do total desse metano.

A realização do inventário brasileiro permitiu uma reflexão mais profunda a respeito do uso energético do biogás e das condições de saneamento do Brasil (ALVES; LUCON, 2001).

4.4 Aproveitamento energético do metano

O uso energético do metano do biogás tem grande importância como medida mitigadora do efeito estufa, pois evita que o metano seja lançado na atmosfera, já que, com a combustão, o metano vai a CO₂, e este, como gás de efeito estufa, tem poder 21 vezes menor que o metano.

Para COELHO (2001), o biogás é considerado uma fonte de energia renovável e, portanto, sua recuperação e seu uso energético apresentam vantagens ambientais, sociais, estratégicas e tecnológicas significativas.

No entanto, não se pode pensar nessa recuperação energética como solução para uma crise de escassez de energia, já que “um programa que empregasse todo o gás de lixo na geração de eletricidade, não representaria 1% daquilo que é consumido hoje no país”. (ALVES; LUCON, 2001).

Por outro lado, não se pode desprezar essa energia: “Considerando apenas os 13 grandes aterros espalhados pelo Brasil, o potencial de geração de eletricidade é de 150 MW, suficiente para abastecer durante um ano uma cidade de 100 mil habitantes”. (ALVES; LUCON, 2001).

“Em alguns países da Europa, a energia gerada a partir do biogás é tratada de forma diferenciada. Em países como a Alemanha, Espanha, Itália e Inglaterra, há políticas especiais de incentivos para aumentar a geração de

energia com o biogás. Essas políticas visam por em prática um instrumento de desenvolvimento sustentável”. (COELHO, 2001).

Há numerosas oportunidades de introduzir novas tecnologias no sistema de gestão de resíduos sólidos. O desafio é incentivar o desenvolvimento de tecnologias que sejam mais conservadoras de recursos naturais e economicamente viáveis (TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VIGIL, 1994).

De ALVES; VIEIRA (1998) pode-se depreender que: dificuldades com obtenção de financiamento e com mecanismos regionais integrados com diferentes esferas de governo são fatores que dificultam a implementação de inovações nos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos.

Mas “o inevitável esgotamento nas reservas de combustíveis fósseis no futuro e a crescente procura por combustíveis alternativos e ambientalmente sustentáveis levam ao desenvolvimento das tecnologias de aproveitamento energético dos resíduos”. (ALVES; VIEIRA, 1998).

Para IPT (2000), em relação ao lixo, as comunidades enfrentam dois grandes desafios dentre os quais destacam-se:

- Encontrar soluções ambientalmente seguras para os problemas decorrentes da geração do lixo em grandes quantidades (para as grandes aglomerações urbanas);
- Encontrar soluções para o lixo gerado em pequenas e médias comunidades com poucos recursos.

A biodigestão anaeróbia dentro de reatores apresenta maiores taxas de geração de metano e maior facilidade operacional de recuperação do biogás produzido no processo, dentre outros atrativos.

5 DIGESTÃO ANAERÓBIA (DA)

A decomposição da matéria orgânica na natureza pode ocorrer por via aeróbia ou anaeróbia.

“O processo fermentativo no qual bactérias anaeróbias produzem metano a partir de matéria orgânica complexa é denominado digestão anaeróbia”. “Para a biotecnologia, o estudo e a aplicação deste processo é de extrema importância, na medida em que resíduos domésticos, agrícolas e industriais podem gerar produtos como o metano, uma fonte combustível, além da despoluição ambiental”. (NOVAES, 1987).

Segundo CRAVEIRO (1994), a digestão anaeróbia (D.A.) ocorre, na ausência de ar, por ação de uma complexa comunidade de populações microbianas de características fisiológicas distintas, que atuam de forma sintrófica na degradação sucessiva da matéria orgânica.

NOVAES (1980) *apud* QUARESMA (1992) define digestão anaeróbia como um processo fermentativo no qual bactérias anaeróbias produzem metano e dióxido de carbono.

As bactérias são basicamente as responsáveis pelo processo, mas outros organismos como protozoários (flagelados, amebas e ciliados) fungos imperfeitos e leveduras podem estar presentes. No sistema digestivo de animais ruminantes, na etapa inicial da digestão anaeróbia de celulose, um protozoário ciliado tem um papel importante (HUNGATE (1969) *apud* NOVAES (1987)).

HUNGATE (1984) *apud* QUARESMA (1992) destaca que a conversão microbiológica da matéria orgânica para metano é bastante complexa e requer uma interação cooperativa de diversas espécies microbianas, o que implica em um maior grau de especialização metabólica nos organismos anaeróbios em relação aos aeróbios.

A produção de metano ocorre naturalmente em inúmeros ambientes, tais como pântanos, sedimentos de rios, lagos e mares, minas de carvão, no trato digestivo de animais, etc.

CHERNICHARO (1997) estima que a digestão anaeróbia com formação de metano seja responsável pela completa mineralização de 5 a 10% de toda a matéria orgânica disponível na terra.

A geração de metano em campos de plantio de arroz e pela criação em grande escala de bovinos são fatores antrópicos importantes no aumento do efeito estufa (CRAVEIRO, 1994).

5.1 Microbiologia e bioquímica da D.A.

Há três grupos microbianos importantes, com comportamentos fisiológicos distintos, que participam da digestão anaeróbia da matéria orgânica, transformando-a em metano e outros subprodutos: as bactérias fermentativas, as bactérias acetogênicas e as bactérias metanogênicas.

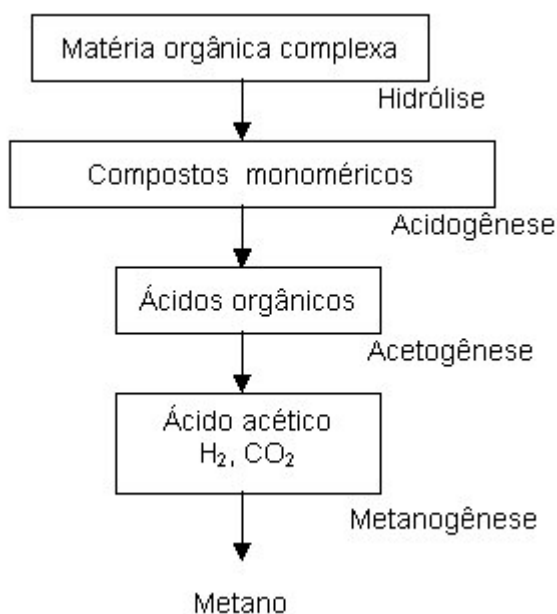
Há autores que se referem ao processo anaeróbio como composto por duas etapas, essencialmente: na primeira, os compostos orgânicos complexos são transformados em ácidos orgânicos e, na segunda, estes são transformados em produtos gasosos, especialmente em metano e dióxido de carbono.

Outros autores consideram o processo anaeróbio composto por três etapas, e associam cada etapa à atividade de um dos grupos de microorganismos.

E há outros, ainda, que buscam explicar o processo anaeróbio através de esquemas que dividem o processo em quatro etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

NOVAES (1987) afirma o aspecto didático desses vários esquemas, já que a fisiologia e o metabolismo desses grupos são intimamente dependentes uns dos outros. Apresenta (entre outros), um esquema simples de representação das quatro fases da digestão anaeróbia, aqui mostrado na Figura 5.1.

Figura 5.1 – Estágios metabólicos da metanogênese



Fonte: ARCHER (1985) *apud* NOVAES (1987).

Baseado em CHERNICHARO (1997), assim se pode definir as quatro fases do processo de digestão anaeróbia:

- **Hidrólise:** transformação de materiais particulados complexos (polímeros) em materiais dissolvidos mais simples (moléculas menores), que podem atravessar as paredes celulares das bactérias fermentativas. É conseguida através da ação de exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas;
- **Acidogênese:** conversão dos produtos solúveis, oriundos da hidrólise, em ácidos graxos voláteis, principalmente, e ainda álcoois, ácido láctico, gás carbônico, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio além de novas células bacterianas. Os produtos solúveis oriundos da hidrólise são metabolizados no interior das células das bactérias fermentativas e excretados. Essas bactérias são também denominadas bactérias fermentativas acidogênicas;

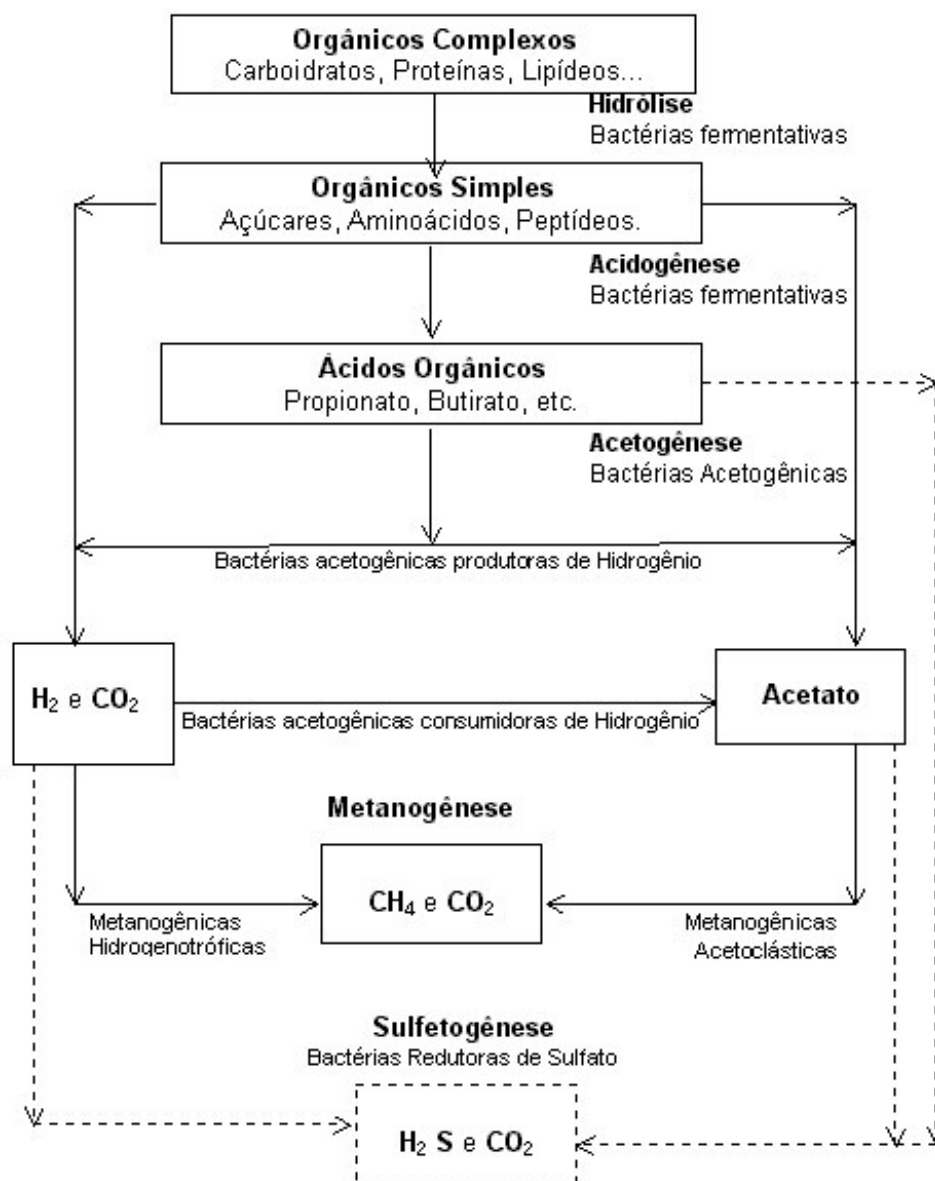
- **Acetogênese:** oxidação, pelas bactérias acetogênicas, dos produtos gerados na fase acidogênica, por exemplo, propionato e butirato, em substrato apropriado para as bactérias metanogênicas. De todos os produtos metabolizados pelas bactérias acidogênicas apenas o hidrogênio e o acetato podem ser utilizados diretamente pelas metanogênicas. Os produtos gerados pelas bactérias acetogênicas são o hidrogênio, o dióxido de carbono e o acetato;
- **Metanogênese:** a etapa final no processo global de degradação anaeróbia de compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono. É efetuada pelas bactérias metanogênicas em substratos como ácido acético, hidrogênio, dióxido de carbono, ácido fórmico, metanol, metilaminas e monóxido de carbono. As metanogênicas, que formam metano a partir de ácido acético ou metanol, são ditas acetoclásticas. E as que produzem metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono, de hidrogenotróficas.

CHERNICHARO (1997) destaca que o processo de digestão anaeróbia pode incluir, ainda, uma quinta fase:

- **Sulfetogênese:** fase de redução de sulfato e formação de sulfetos. Na produção de sulfetos, o sulfato e outros compostos a base de enxofre são utilizados como receptores de elétrons na oxidação de compostos orgânicos. Nesse processo, sulfato, sulfito e outros compostos sulfurados são reduzidos a sulfeto pela ação de um grupo de bactérias anaeróbias estritas, denominadas bactérias redutoras de sulfato (ou bactérias sulforedutoras), capazes de competir, em uma ampla gama de substratos, com as bactérias fermentativas, acetogênicas e metanogênicas.

A Figura 5.2 apresenta as seqüências metabólicas e os grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia com redução de sulfato.

Figura 5.2 - Seqüências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia com redução de sulfato.



Fonte: CHERNICHARO (1997)

5.2 Grupos microbianos

Os grupos microbianos envolvidos no processo de digestão anaeróbia são aqui examinados com mais detalhes:

Bactérias fermentativas:

Essas bactérias participam da fase inicial do processo hidrolisando compostos orgânicos complexos (tais como polissacarídeos, celulose, hemicelulose, pectina, amido, carboidratos, proteínas e lipídeos) através da liberação de enzimas como celulasas, amilases e proteases.

Com a hidrólise, a matéria orgânica é degradada a compostos capazes de atravessar a parede celular das bactérias, como açúcares, oligossacarídeos, glicose, aminoácidos e peptídeos. E os compostos resultantes são então fermentados no interior das células bacterianas e transformados em produtos como ácidos graxos voláteis, ácido lático, etanol, álcoois, butirato, acetato, propionato, lactato, palmitato, hidrogênio, sulfeto de hidrogênio, amônia, dióxido de carbono, alguns aromáticos como benzoato. São produzidas também novas células bacterianas.

A hidrólise é um processo lento e diversos fatores podem afetar o grau e a taxa em que o substrato é hidrolisado (LETTINGA; HULSHOFPOL; ZEEMAN, 1996 *apud* CHERNICHARO, 1997). Mais adiante isso será visto com mais detalhes.

Os carboidratos são a principal fonte de energia dessas bactérias, que os utilizam como fonte nutricional: sais minerais, vitamina B, hemina, menadiona, amônia, ácidos voláteis, metionina, cisteína, sulfeto e CO₂ (McINERNEY; BRYANT, 1981 *apud* NOAVES, 1987).

E as condições de crescimento, mecanismos metabólicos e fisiologia dessas bactérias, não são ainda completamente conhecidos (QUARESMA, 1992).

As bactérias fermentativas são anaeróbias estritas, mas cerca de 1% delas corresponde a bactérias facultativas, capazes de oxidar o substrato orgânico pela via oxidativa, o que é importante para proteger as bactérias anaeróbias estritas contra a exposição ao oxigênio eventualmente presente

no meio (LETTINGA; HULSHOPOL; ZEEMAN, 1996 *apud* CHERNICHARO, 1997)

Esse grupo microbiano, responsável pela hidrólise e acidogênese é composto mais freqüentemente por bactérias mesofílicas dos gêneros Bacteróides, Eubacterium, Lactobacillus, Butyribio, Bifidobacterium e Clostridium. Este último também é encontrado como termofílico (McINERNEY; BRYANT, 1981 *apud* NOAVES, 1987).

NOVAES (1980) *apud* QUARESMA (1992) relata a presença de protozoários, leveduras e fungos, apresentando os fungos importante função na hidrólise do material lignocelulósico. CRAVEIRO (1994) observa que, nos digestores, os fungos têm pequena importância.

Bactérias acetogênicas:

Para CHERNICHARO (1997), trata-se de um grupo intermediário, que produz o substrato das metanogênicas.

Há espécies produtoras de H₂ e espécies consumidoras de H₂.

As bactérias usualmente chamadas de acetogênicas são produtoras de H₂. Elas metabolizam os produtos resultantes da hidrólise e da acidogênese, catabolizam propionato e ácidos orgânicos de cadeia maior que o ácido acético, álcoois, etanol, lactato, butirato, palmitato, aminoácidos, açúcares e até aromáticos, como benzoato, e produzem H₂, CO₂ e acetato (NOVAES, 1987).

As espécies consumidoras de H₂ (denominadas homoacetogênicas) metabolizam compostos de um só carbono como CO₂, metanol, formato e produzem CO₂ e acetato. São superadas na eficiência em consumir H₂ pelas metanogênicas hidrogenotróficas (ZEIKUS, 1980 *apud* CRAVEIRO, 1994).

NOVAES (1980) *apud* QUARESMA (1992) assinala que somente à uma pressão parcial de H₂ extremamente baixa é possível o crescimento de bactérias acetogênicas, o catabolismo do substrato e a formação do metano.

Com altos níveis de H₂, por exemplo, o piruvato vai a propionato e daí a butirato, etanol e lactato, ao invés de acetato (QUARESMA, 1992). E o acetato é o principal substrato para a produção de metano.

Há uma relação sintrófica entre as bactérias acetogênicas produtoras de H_2 e as metanogênicas hidrogenotróficas, regulando o nível de H_2 no ambiente do biodigestor.

CRAVEIRO (1994) atribui a essa associação sintrófica a própria viabilização da formação do metano, pois em geral as reações que envolvem a formação de acetato pelas acetogênicas (com produção de Hidrogênio) são desfavoráveis do ponto de vista termodinâmico (as variações de energia livre são positivas) e só são viabilizadas, pois, simultaneamente, ocorre uma reação associada promovida pelas metanogênicas hidrogenotróficas, de tal modo que a soma das variações de energia livre resulta negativa, favorecendo a formação de metano. A Figura 5.3 apresenta a importância do H_2 nesse processo.

Bactérias metanogênicas:

São as únicas bactérias que produzem metano. E o fazem a partir do substrato provido pelas bactérias acetogênicas. CRAVEIRO (1994) observa que sem esse grupo não haveria a efetiva degradação da matéria orgânica, com a formação de produtos gasosos.

Segundo a literatura consultada, são bactérias anaeróbias estritas, de necessidades nutricionais muito simples, que não necessitam de aminoácidos ou peptídeos (CRAVEIRO, 1994). Crescem facilmente em meios contendo amônia, fonte essencial de nitrogênio, sulfetos ou cisteína como fontes de enxofre, e acetato como fonte de carbono (QUARESMA, 1992).

Há bactérias que produzem metano a partir de acetato e por isso são chamadas de metanogênicas acetoclásticas ou acetotróficas. E há as que produzem metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono, por isso chamadas de metanogênicas hidrogenotróficas.

Para CHERNICHARO (1997) praticamente todas as espécies conhecidas de metanogênicas são capazes de produzir metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono. Os gêneros de hidrogenotróficas mais freqüentemente isolados em reatores anaeróbios são: *Methanobacterium*,

Methanospirillum e *Methanovibacter*.

Três tipos de metanogênicas acetoclásticas têm sido descritos: *Methanosarcina* sp, pode utilizar acetato, H₂, metanol e metilamina; *Methanotrix soehngenii* utiliza somente acetato e espécies pertencentes ao gênero *Methanobacterium* utilizam formato (QUARESMA, 1992).

O nome atual de *Methanotrix* é *Methanosaeta*.

Embora haja poucas espécies de metanogênicas estas são predominantes na digestão anaeróbia. São responsáveis por 60% a 70% de toda a produção de metano a partir do acetato. O restante vem do H₂ e CO₂ (CHERNICHARO, 1997).

Na Tabela 5.1 são apresentados alguns dos aspectos morfológicos e nutricionais das bactérias metanogênicas.

Tabela 5.1 - Aspectos morfológicos e nutricionais das bactérias metanogênicas.

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

Fonte: FORESTI (s.d.) *apud* CATELLI (1996).

As bactérias metanogênicas possuem características bioquímicas que parecem ser exclusivas a essas bactérias. Um exemplo é a coenzima F-420, presente na maioria das bactérias hidrogenotróficas, bem como nas sarcinas metanogênicas. Esta enzima apresenta fluorescência sob luz ultravioleta, que torna mais fácil o reconhecimento das metanobactérias sob microscopia

de luz ultravioleta (CATELLI, 1996).

ZINDER (1984) *apud* QUARESMA (1992) demonstra que a energia acumulada no metano contém aproximadamente 85% da energia total disponível no carboidrato, após sua completa oxidação para dióxido de carbono e água. E concluem que, comparado com a digestão aeróbia do ponto de vista do tratamento de resíduos, o processo anaeróbio é vantajoso pois, com menos energia disponível aos organismos envolvidos na quebra do substrato, há menor formação de biomassa microbiana por mol de substrato consumido.

Na Tabela 5.2 são apresentadas as reações e as correspondentes energias envolvidas e na Tabela 5.4 são apresentadas as reações bioquímicas catalisadas por bactérias metanogênicas.

Tabela 5.2 - Conversões do carboidrato. Condições aeróbias e anaeróbias

$C_6H_{12}O_6 + 6 O_2 \rightarrow 6 CO_2 + 6 H_2O$	$\Delta E_{pot} \text{ disponível} = - 2.650 \text{ kJ}$
$C_6H_{12}O_6 \rightarrow 3 CO_2 + 3 CH_4$	$\Delta E_{pot} \text{ disponível} = - 393 \text{ kJ}$
$3 CH_4 + 6 O_2 \rightarrow 6 CO_2 + 6 H_2O$	$\Delta E_{pot} \text{ disponível} = - 2.255 \text{ kJ}$
Razão das energias envolvidas:	$(2255/2650) \times 100\% = 85\%$

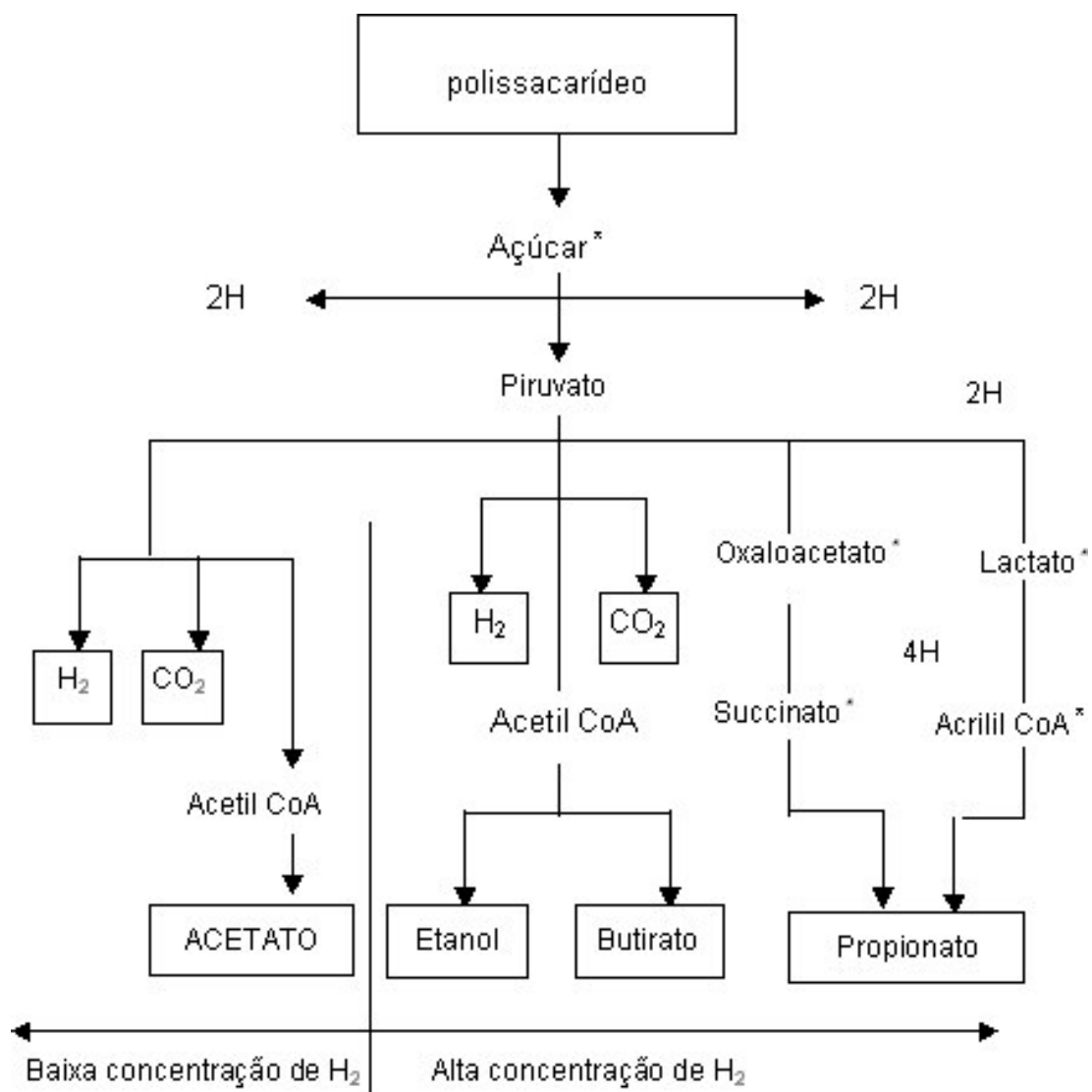
Fonte: QUARESMA (1992).

Tabela 5.3 - Reações bioquímicas catalisadas por bactérias metanogênicas

$4H_2 + HCO_3^- + H^+ \leftrightarrow CH_4 + 3H_2O$	$\Delta G^{o'} = - 32,4 \text{ Kcal/mol}$
$HCOO^- + H_2O + H^+ \leftrightarrow CH_4 + 3HCO_3^-$	$\Delta G^{o'} = - 31,2 \text{ Kcal/mol}$
$CH_3COO^- + H_2O \leftrightarrow CH_4 + HCO_3^-$	$\Delta G^{o'} = - 7,4 \text{ Kcal/mol}$
$CH_3OH \leftrightarrow 3CH_4 + H^+ + H_2O$	$\Delta G^{o'} = -75,2 \text{ Kcal/mol}$

Fonte: QUARESMA (1992).

Figura 5.3 – Importância da concentração de H_2 no metabolismo de carboidratos pelas bactérias fermentativas.



□ Produto final

* Intermediário extracelular

Fonte: CRAVEIRO (1994).

Bactérias redutoras de sulfato e redutoras de nitrato:

Existem dois outros grupos que participam dos processos de digestão anaeróbia: as redutoras de nitrato (BRN) e as redutoras de sulfato (BRS).

Esses 2 grupos oxidam produtos orgânicos reduzindo-os a bicarbonato e acetato, oxidam acetato a bicarbonato e oxidam o hidrogênio. Competem com as metanobactérias, tanto por acetato como por H₂ e participam da regulação de todo o sistema pela interferência no controle da concentração de H₂. Dentre os dois grupos, o mais relevante é, sem dúvida, o das sulforedutoras (redutoras de sulfato). (CRAVEIRO, 1994).

As bactérias sulforedutoras (redutoras de sulfato) reduzem sulfato, sulfito e outros compostos sulfurados a sulfeto. São anaeróbias estritas e capazes de utilizar uma ampla gama de substratos, incluindo toda a cadeia de ácidos graxos voláteis, diversos ácidos aromáticos, hidrogênio, metanol, etanol, glicerol, açúcares, aminoácidos e vários compostos fenólicos. E dividem-se em dois grandes grupos: (VISSER, 1995 *apud* CHERNICHARO, 1997).

- As que oxidam seus substratos de forma incompleta até o acetato. A esse grupo pertencem os gêneros *Desulfobulbus*, *Desulfomonas* e a maioria das espécies dos gêneros *Desulfotomaculum* e *Desulfovibrio*;
- As que oxidam seus substratos completamente até o gás carbônico. A esse grupo pertencem os gêneros *Desulfobacter*, *Desulfococcus*, *Desulfosarcina*, *Desulfabacterium* e *Desulfonema*.

Quando há baixa concentração de sulfato, as bactérias redutoras de sulfato se encontram em associação com as metanogênicas, produzindo acetato, H₂ e sulfeto de hidrogênio, que são utilizados pelas bactérias metanogênicas (CATELLI, 1996).

As reações envolvendo as BRS são energeticamente mais favoráveis, e o sulfeto solúvel, produzido pelas BRS, é tóxico para as metanobactérias em concentrações da ordem de 200 mg/L (CRAVEIRO, 1994).

6 BIODIGESTORES ANAERÓBIOS DE RESÍDUOS SÓLIDOS

Existem atualmente inúmeros sistemas de digestão anaeróbios para a fração orgânica dos resíduos sólidos, já desenvolvidos ou ainda em desenvolvimento. Muitos, já instalados, operam comercialmente há vários anos. Outros ainda são alvo de estudos e ajustes em instalações piloto.

Neste capítulo são apresentados e comparados os tipos mais comuns desses sistemas.

Há sistemas em batelada e sistemas contínuos de um só estágio, nos quais todas as transformações bioquímicas (v. capítulo 5 - hidrólise, acidificação, liquefação, acetogênese e metanogênese) ocorrem num único reator. E há sistemas de mais de um estágio, nos quais essas transformações ocorrem seqüencialmente em pelo menos dois reatores.

Cerca de 90% das instalações comerciais em uso na Europa, para biodigestão de OFMSW (fração orgânica de resíduos sólidos municipais separados mecanicamente na planta) são de sistemas contínuos de um só estágio (BAERE; BOELEN, 1999 *apud* VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

Provavelmente, segundo VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE (s.d.), isso se deve ao projeto mais simples, com paradas técnicas menos freqüentes e investimentos relativamente menores. Há, porém, a preferência dos pesquisadores por sistemas de dois ou mais estágios, que talvez se explique pela maior possibilidade de estudo e controle dos passos intermediários dos processos de biodigestão.

Cada tipo de sistema tem suas características, seus méritos, suas capacidades, fragilidades e limitações. A seleção do sistema apropriado depende em grande parte das características do resíduo a ser processado, da área disponível para instalações, do capital e dos custos operacionais, da importância dada à produção de energia e prevenção de poluição, além de outros fatores.

Para WEILAND (1992) *apud* VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE (s.d.), o desempenho dos sistemas de um estágio é similar ao de dois

estágios desde que o reator seja bem projetado e opere em condições adequadamente escolhidas.

VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE (s.d.) recomendam que o sistema de digestão anaeróbia seja pensado como parte integrante de um conjunto de processos de transformação, que inclui o pré-tratamento dos resíduos que irão alimentar o sistema anaeróbio e o pós-tratamento dos diversos produtos gerados, para com isso se poder visualizar fatores decisivos na escolha da tecnologia de um dado projeto.

Há projetos dedicados a dois tipos básicos de resíduos orgânicos: resíduos selecionados na origem ou resíduos selecionados na planta de processamento, por meios eletromecânicos.

O termo *Biowaste* designa os resíduos orgânicos selecionados na origem, também designados pela sigla VFG (originada de *vegetable, fruit, garden*). Já os resíduos orgânicos separados na própria planta de processamento, por meios eletromecânicos, são designados pela sigla OFMSW.

O conceito de desempenho biológico dos sistemas tem como indicadores mais importantes: a máxima taxa sustentável de reação, o grau de completude e a sustentabilidade das transformações (VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

Grau de completude das transformações:

É avaliado pela comparação entre a produção de biogás por unidade de massa de alimentação do biodigestor e a produção obtida em escala de laboratório com reatores batelada operados em condições otimizadas.

Talvez seja o parâmetro mais importante para a indústria, mas os estudos publicados, em geral, não mencionam a máxima produção possível referindo-se simplesmente à quantidade de biogás produzido, ou ainda ao percentual de sólidos voláteis (SV) removidos.

Apenas a quantidade de biogás produzida é de pouca valia, pois depende sobremaneira da composição do lixo, mais que da eficiência do projeto. Um exemplo ilustrativo mostra que, em dada planta comercial,

ocorre variação sazonal na produção de metano. Entre os períodos de verão (em que há grande porcentual de resíduos de jardim e, portanto, muito material lignocelulósico de difícil biodigestão) e de inverno, a produção salta de $170 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}$ para $320 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}$.

Taxa máxima de reação sustentável (alimentação sustentável):

É um critério bastante usado para expressar o desempenho biológico. Pode ser expresso pela máxima taxa de formação de metano sob condições normais ($\text{Nm}^3 \text{ CH}_4/\text{m}^3 \text{ reator. dia}$) ou pela máxima taxa de alimentação do biodigestor ($\text{kg SV}/\text{m}^3 \text{ reator. dia}$). Mais utilizado que a produção de biogás ou que a remoção de sólidos voláteis, porque seus números são menos sensíveis à mal definida composição dos resíduos e refletem melhor o nível de atividade biológica que um dado projeto pode sustentar.

Tempo de retenção:

Também é um parâmetro utilizado para se referir à atividade dos reatores. Corresponde, aproximadamente, ao inverso da taxa de alimentação, quando esta se refere à massa já diluída ao invés do conteúdo em sólidos voláteis do substrato. Por isso mesmo é um parâmetro muito dependente do conteúdo de sólidos voláteis e da diluição do substrato.

VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE (s.d.) recomendam o uso simultâneo desses três parâmetros para comparar o desempenho biológico de projetos diferentes, pois se a máxima produção potencial de biogás, sob ótimas condições laboratoriais é desconhecida, então a produção de biogás somente serve para comparações entre projetos envolvendo resíduos de origem e composição similares.

Os sistemas de digestão anaeróbios são classificados, usualmente, segundo o número de estágios do sistema de digestão, segundo a concentração (alta ou baixa) de sólidos a serem digeridos, segundo a faixa de temperatura de operação (mesofílica ou termofílica) e outros aspectos.

A classificação aqui utilizada é a adotada por VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE (s.d.).

6.1 Sistemas contínuos de um estágio

Nos sistemas de um só estágio, todas as transformações dos resíduos, da hidrólise a metanogênese, ocorrem num único reator.

Os sistemas projetados para trabalhar com concentrações de sólidos totais de até 15% são denominados sistemas de baixa concentração (*wet*) e os projetados para trabalhar com concentrações de sólidos superiores a 30% são usualmente chamados de sistemas de alta concentração (*dry*).

Segundo DIAZ et al. (2002), os sistemas que operam com altas concentrações de sólidos têm apresentado mais vantagens que os sistemas de baixa concentração, quer sejam de um ou mais estágios.

6.1.1 Sistemas de um estágio à baixa concentração de sólidos

Segundo VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE (s.d.) a tecnologia deste tipo de sistema tem grande semelhança com a tradicionalmente utilizada para o tratamento de esgotos, o que, segundo VERMA (2002) torna estes sistemas atraentes pela aparente simplicidade.

Essencialmente, esse sistema constitui-se de um reator clássico de mistura completa continuamente alimentado com lixo orgânico triturado, amassado e diluído com água até o limite de 15% de concentração de sólidos totais.

À medida que o reator vai sendo alimentado, igual quantidade de efluente é removida do mesmo, que apresenta, usualmente, tempo de retenção do resíduo da ordem de duas a quatro semanas (*ANAEROBIC digestion of solid wastes*, s.d.).

Esses sistemas são relativamente simples de operar e apresentam baixo custo de manutenção, mas tem eficiência limitada e taxas de alimentação menores que as que podem ser obtidas com outros tipos de sistemas (*ANAEROBIC digestion of solid wastes*, s.d.).

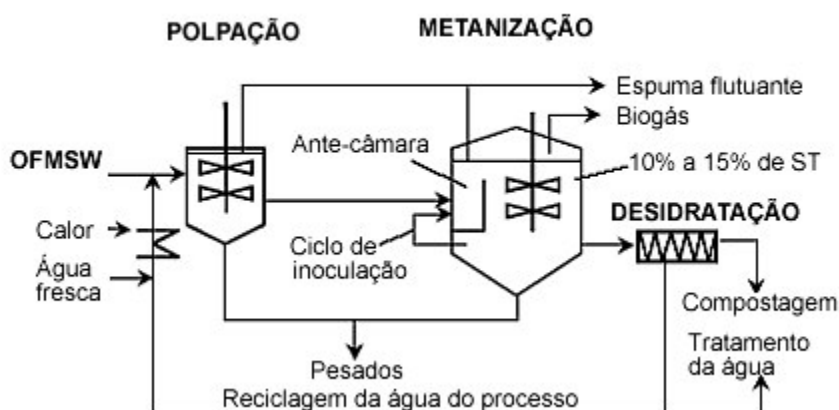
VERMA (2002) enumera instalações comerciais típicas desse tipo de sistema:

- Wassa, Finlândia;
- EcoTec, Alemanha;
- SOLCON, EUA (Disney Resort Complex).

A instalação de Wassa opera desde 1989. É uma das primeiras plantas comerciais para a biodigestão anaeróbia de resíduos sólidos.

O esquema apresentado na Figura 6.1 representa essa instalação: Um triturador dotado de três hélices verticais é usado para triturar, misturar e diluir os resíduos. Para isso, adiciona-se água (nova e reciclada do processo) até obter-se uma mistura com 10% a 15% de sólidos totais. A massa obtida vai sendo passada para um grande reator de mistura completa, em que os sólidos são mantidos em suspensão pelo uso de pás misturadoras verticais (VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

Figura 6.1 – Esquema típico de sistema de um estágio à baixa concentração.



Fonte: VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE (s.d.)

A Tabela 6.1. destaca alguns aspectos técnicos que devem ser levados em conta para garantir o desempenho satisfatório desse tipo de sistema.

Há três plantas do processo Waasa, com tamanhos de 3.000 até 85.000 toneladas por ano. O tempo de retenção do processo mesofílico é de cerca de 20 dias e o do termofílico é 10 dias, digerindo OFMSW inoculado com lodo de esgoto (VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE, 1999 *apud* VERMA, 2002).

A taxa máxima de alimentação depende de como o resíduo é obtido. Se obtido por separação mecânica, essa taxa pode atingir 9,7 kg/m³.dia, ficando em 6 kg/m³.dia para resíduos separados na fonte.

E a produção de gás se situa na faixa de 170 Nm³.CH₄/t SV tendo-se obtido até 320 Nm³.CH₄/t SV com redução de 40% a 75% de SV.

Tabela 6.1 Vantagens e desvantagens dos sistemas diluídos de um estágio

Critério	Vantagens	Desvantagens
Técnico	- Inspirado em processo conhecido.	- Curto-circuito - Separação de fases (pesada e flutuante) - Abrasão pela areia - Pré-tratamento complicado
Biológico	- Diluição das substâncias inibidoras na água.	- Sensível às substâncias inibidoras que se espalham por todo o reator - Perda de SV com a retirada de inertes e plásticos
Econômico e Ambiental	- Os equipamentos para lidar com o lodo são baratos, mas o pré-tratamento adicional é caro e os reatores são grandes.	- Alto consumo de água - Consumo de energia mais alto para aquecer grandes volumes.

Fonte: VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE (s.d.).

O pré-tratamento do resíduo até chegar ao reator ocasiona uma perda de 15% até 25% de seu conteúdo de sólidos voláteis, com a correspondente queda na produção de biogás (FARNETTI et al,1999 *apud* VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

VERMA (2002) aponta como problema a formação de três camadas da mistura dentro do reator. A camada inferior, de material mais denso, pode danificar os misturadores e precisa ser removida periodicamente. E a

camada superior, de material mais leve e espumante, atrapalha a efetiva mistura do resíduo em processo de biodigestão e também precisa de uma remoção periódica específica.

No entanto, há vários modos de promover a movimentação adequada da massa em biodigestão dentro do reator, muitos sem usar qualquer parte móvel VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE (s.d.), e outros há que usam hélices e recirculação de biogás dentro do reator (COZZOLINO; BASSETTI; RONDELLI, 1992 *apud* VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.)

Um modo de mistura que evita a formação da camada superior espumante, é assegurado por um tubo vertical, colocado em posição central ao reator, que abriga uma rosca sem-fim e movimenta continuamente para baixo a massa em biodigestão (WEILAND, 1992 *apud* VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

Num processo denominado Linde, que não utiliza partes móveis dentro do reator, a recirculação do biogás, injetado na parte inferior do tubo central do reator, cria um movimento ascendente do material orgânico em digestão no compartimento central do reator (VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

O alto consumo de água dos sistemas de um estágio e baixa concentração, para se obter a concentração de até 15% de sólidos totais, é apontada por toda a literatura consultada como uma desvantagem em relação aos outros tipos, assim como, conseqüentemente, a necessidade de reatores de grandes volumes, de equipamentos de grande capacidade e de grandes quantidades de energia para desidratar os efluentes dos reatores.

Nos reatores de mistura completa pode ocorrer um “curto-circuito” entre a entrada e a saída, isto é, a matéria orgânica passa através do reator com um tempo de retenção muito menor que o necessário para a biodigestão. Isso diminui a geração de biogás e impede que as bactérias patogênicas sejam mortas. Para evitar esse problema, na instalação de Waasa, usa-se uma pré-câmara de alimentação no reator principal, na qual também se injeta biomassa do compartimento principal para acelerar o processo de biodigestão. E se injeta vapor a 70° C por uma hora no triturador

para pasteurizar o material biodigerido (VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

6.1.2 Sistemas de um estágio à alta concentração de sólidos

Nestes sistemas, a massa em fermentação no reator é mantida entre cerca de 20% até 40% de SV (sólidos voláteis) e somente os substratos com mais de 50% de ST (sólidos totais) são diluídos com água do próprio processamento. O transporte e a manipulação dos resíduos é executado por esteiras transportadoras e bombas especiais para fluxos altamente viscosos.

Estes sistemas foram concebidos nos anos 80, quando pesquisas realizadas apontaram que as taxas de geração de metano dos sistemas anaeróbios eram maiores quando os biodigestores eram alimentados com resíduos orgânicos que não haviam sido triturados nem diluídos (VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.)

Os processos de DA denominados Dranco, Kompogas, BRV e Valorga são exemplos desse tipo de sistema de biodigestão anaeróbia, que se mostraram confiáveis na França e na Alemanha.

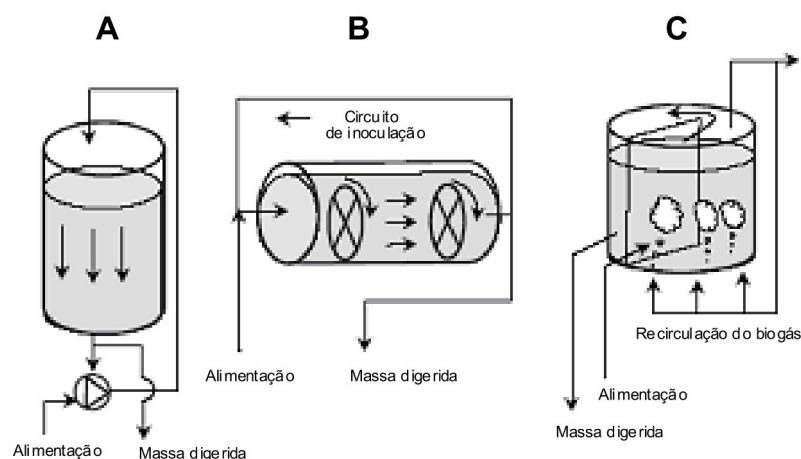
No processo Dranco (Figura 6.2 A), o resíduo fresco é introduzido no reator pela sua parte superior e o digerido é extraído pela parte inferior. Dentro do reator não há um processo específico de mistura. Ela ocorre com o fluxo do resíduo que é forçado para baixo. Parte da matéria extraída é reintroduzida misturada com o resíduo fresco entrante e o resto da matéria digerida é desidratado para produzir o composto orgânico resultante (VERMA, 2002).

O processo Kompogas (Figura 6.2 B) é similar ao Dranco, porém o movimento do resíduo em digestão ocorre num reator cilíndrico horizontal, que dispõe de um agitador e a concentração de sólidos totais é mantida em torno de 23% (VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE, 1999 *apud* VERMA, 2002).

No processo Valorga, o reator é um cilindro vertical dividido parcialmente por uma parede vertical (Figura 6.2 C e Figura 6.3). Sua

alimentação é próxima da parte inferior do reator. A massa em digestão se move lentamente em torno dessa parede vertical e sai do lado oposto à ela. Na superfície inferior do reator há um conjunto de bicos injetores que recirculam o biogás gerado criando, com as bolhas, um método pneumático de mistura do resíduo em digestão. Esses bicos injetores exigem manutenção periódica contra entupimentos (VERMA, 2002).

Figura 6.2 - Projetos de digestores de alta concentração:
A = Sistema Dranco; B = Kompogas; C = Valorga

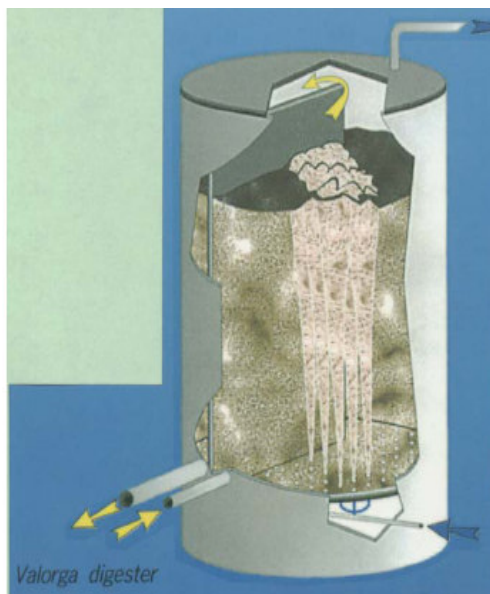


Fonte: VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE (s.d.).

Regra geral, os sistemas concentrados são sistemas mais robustos e flexíveis que os sistemas diluídos, pois a massa de resíduos que os alimenta pode conter pedras, vidro ou madeira, sem causar prejuízos ao processo. No entanto, utiliza equipamentos mais caros que os utilizados nos sistemas diluídos.

Como pré-tratamento, os resíduos orgânicos que alimentarão os digestores são submetidos à remoção das impurezas maiores que 40 mm. No processamento de OFMSW, usam-se baterias de peneiras. E no processamento de VFG, picadores (FRUTEAU DE LACLOSS; DESBOIS; SAINT-JOLY, 1997 *apud* VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d; BAERE; BOELENS, 1999; LEVASSEUR, 1999 *apud* VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

Figura 6.3 - O BIODIGESTOR VALORGA



Fonte: VERMA (2002).

Os materiais inertes e pesados como pedras e vidros que passarem pelas peneiras ou picadores do sistema de pré-tratamento não precisam ser removidos dos resíduos em digestão, como ocorre nos sistemas diluídos, o que torna o pré-tratamento dos sistemas concentrados mais simples e mais atrativos para o processamento de OFMSW que, em média, contém 25% em peso de inertes pesados.

Devido à alta viscosidade da massa formada pelos resíduos em digestão, seu fluxo é promovido por pistões na entrada dos reatores, um modo tecnicamente simples que não exige, necessariamente, a instalação de dispositivos mecânicos dentro do biodigestor.

A adequada inoculação da massa de resíduos entretanto é promovida por meios diversos, conforme o projeto.

No processo DRANCO, por exemplo, essa inoculação é feita com a mistura de material digerido, extraído da saída do reator, com o resíduo fresco entrante, na proporção de um para seis.

A inibição da acetogênese e da metanogênese não ocorre de modo acentuado nos sistemas concentrados, como indicam as taxas de

alimentação desses digestores, maiores nos sistemas concentrados que nos sistemas diluídos.

OLESZKIEWICS; POGGI-VARALDO (1997) *apud* VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE (s.d.) realizaram estudos sobre a robustez à inibição desses sistemas concentrados.

Esses sistemas são capazes de sustentar altas taxas de alimentação de resíduos para digestão com grande conteúdo de amônia (inibidor) desde que o valor da relação C/N (relação entre os conteúdos de Carbono e Nitrogênio) esteja em torno ou superior a 20. Diversos outros autores verificaram essa relação. Uma possível explicação para a robustez à inibição dos sistemas concentrados é que, neles, os microorganismos responsáveis pelas transformações bioquímicas são mais bem protegidos contra os agentes inibidores pois não se promove a mistura completa como nos sistemas diluídos (VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

Outro aspecto é a redução dos sólidos voláteis, que ocorre em níveis semelhantes aos sistemas diluídos. Dados da literatura apontam para 50% a 70% de destruição de sólidos voláteis com geração de biogás pouco superior aos sistemas diluídos, o que é esperado visto que nos concentrados não se retira da digestão nem a camada de pesados nem a de leves (VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

Na comparação entre diversos projetos de sistemas concentrados observa-se, entretanto, diferenças significativas quanto à máxima capacidade de reação (alimentação) sustentável, com números que apontam de 5 kg SV/m³ reator.dia até 15 kg SV/m³ reator.dia, mantidos por um ano. E as diferenças entre os sistemas diluídos e concentrados são relativamente pequenas do ponto de vista de custos de investimento e operacional. Os maiores custos com dispositivos robustos nos sistemas concentrados são compensados por um pré-tratamento mais barato, bem como reatores muito menores e, portanto, também mais baratos que nos sistemas diluídos.

Uma substancial diferença entre os sistemas concentrados e diluídos está no consumo de água, pois enquanto os sistemas diluídos consomem cerca de 1 m³ de água nova por tonelada de OFMSW, os concentrados

consomem cerca de um décimo disso (VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.). Uma vantagem adicional dos sistemas concentrados que operam na faixa termofílica é que apresentam completa higienização dos resíduos, gerando um composto final livre de patógenos (BAETEN; VERSTRAETE, 1993 *apud* VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

Tabela 6.2 – Vantagens e desvantagens dos sistemas concentrados de um estágio

Critério	Vantagens	Desvantagens
Técnico	<ul style="list-style-type: none"> - Sem partes móveis dentro do reator. - Robustez (inertes e plásticos não precisam ser removidos). - Não há curto circuito. 	<ul style="list-style-type: none"> - Resíduos aquosos (<20% ST) não podem ser tratados.
Biológico	<ul style="list-style-type: none"> - Menor perda de SV no pré-tratamento. - Maior taxa de alimentação. - Dispersão de transientes de concentrações de pico de inibidores limitada. 	<ul style="list-style-type: none"> - Pouca possibilidade de diluir substâncias inibidoras.
Econômico e Ambiental	<ul style="list-style-type: none"> - Pré-tratamento mais barato e reatores menores. - Higienização completa. - Uso de água muito pequeno. - Menor exigência de calor. 	<ul style="list-style-type: none"> - Equipamento de manipulação dos resíduos mais robusto e mais caro (compensado por reator menor e mais simples).

Fonte: VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE (s.d.).

6.2 Sistemas contínuos com mais de um estágio

O desenvolvimento de sistemas com mais de um estágio, em que as transformações bioquímicas próprias da biodigestão anaeróbia dos resíduos orgânicos ocorrem seqüencialmente em pelo menos dois reatores, tem o objetivo de possibilitar a otimização das transformações nos respectivos reatores e maximizar a produção de biogás. Pois as reações bioquímicas não compartilham, necessariamente, as mesmas condições ambientais ótimas (VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

A otimização das reações separadamente, em diferentes estágios (reatores) pode levar a uma melhoria da reação e da geração de biogás (GHOSH et al., 1999 *apud* VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

A partir dessa filosofia, foi desenvolvida grande variedade de tipos de sistemas (VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

Na prática, são utilizados sistemas com dois estágios. No primeiro estágio, ocorrem hidrólise, liquefação e acidificação. No segundo estágio ocorrem acetogênese e metanogênese. Teoricamente, os sistemas de dois estágios visam o controle sobre a carga ácida lançada na cultura de bactérias metanogênicas.

A hidrólise da celulose é o fator limitante das velocidades das reações no primeiro estágio (VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d; VERMA, 2002). Mas a utilização de certos recursos, como o estabelecimento de condições microaerófilas na região de anaerobiose (fornecimento de pequenas quantidades de oxigênio), permitiu superar essa limitação e aumentar a velocidade da hidrólise (VERMA, 2002; CAPELA et al., 1999 *apud* VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d; WELLINGER et al., 1999 *apud* VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

No segundo estágio, o fator limitante das velocidades das reações é o crescimento microbiano. (LIU; GHOSH, 1997 *apud* VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.; PALMOWSKI; MÜLLER, 1999 *apud* VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d).

E a utilização de dispositivos que permitam aumentar o tempo de retenção da biomassa microbiana (como sua fixação em meio inerte) tornou possível superar essa limitação e aumentar sensivelmente a velocidade da metanogênese (WEILLAND, 1992 *apud* VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.; KÜBLER; WILD, 1992 *apud* VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

Os desempenhos dos sistemas de um e de dois estágios, alimentados com resíduos orgânicos oriundos de mercados de frutas e vegetais (muito rapidamente hidrolisáveis), foram comparados (através de reatores de mistura completa, em instalações piloto). Enquanto o sistema de um estágio

falhou a 3.3 kg VS/m³.dia, o desempenho do sistema de dois estágios permaneceu estável até a taxa de alimentação de 7 kg VS/ m³.dia (PAVAN et al., 1999a *apud* VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

A principal vantagem dos sistemas de dois estágios não é sua alta taxa de reação, mas sua maior estabilidade no processamento de resíduos capazes de ocasionar desempenho instável em sistemas de um estágio (VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

Os sistemas de um estágio e baixa concentração podem ser tão estáveis e apresentar desempenho semelhante aos sistemas de dois estágios, desde que na entrada do sistema for assegurada mistura adequada e alimentação constante, na digestão de resíduos agroindustriais (altamente biodegradáveis) com relação C/N superior a 20 (WEILAND, 1992 *apud* VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d., e VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

A indústria tem preferido os sistemas de um só estágio, cujas plantas são mais simples (WEILAND, 2000 *apud* VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.). Hoje, os sistemas de dois estágios representam cerca de 10% da atual capacidade instalada (BAERE, 1999 *apud* VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

Para apresentar os sistemas de mais de um estágio, VERMA (2002) utiliza a mesma classificação utilizada nos sistemas de um só estágio: sistemas diluídos e sistemas concentrados. E aponta como justificativa inúmeras semelhanças entre eles, tais como: a concentração de sólidos, requisitos quanto ao pré-tratamento e uso de água.

Os sistemas de mais de um estágio são classificados por VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE (s.d.) como: sistemas sem dispositivos de retenção de biomassa e sistemas com dispositivos de retenção de biomassa no segundo reator. Sua justificativa é que a utilização de dispositivos de retenção de biomassa no segundo reator é uma variável importante na estabilidade do processo biológico desses sistemas.

A instabilidade do processo de digestão anaeróbia nesses sistemas pode ser causada tanto por variações na taxa de alimentação do reator,

como pela alimentação com resíduos que contenham grande quantidade de substâncias inibidoras, como o Nitrogênio (VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.). E somente os sistemas dotados de dispositivos com retenção de biomassa microbiana no segundo reator apresentam desempenho estável mesmo com resíduos excessivamente ricos em nitrogênio e outros agentes inibidores da anaerobiose. (WEILLAND, 1992 *apud* VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.)

Tabela 6.3 – Vantagens e desvantagens dos sistemas de dois estágios

Critério	Vantagens	Desvantagens
Técnico	- Flexibilidade de projeto.	- Complexidade.
Biológico	- Mais seguro para resíduos de cozinha, pobres em celulose. - Desempenho confiável para C/N <20 (com retenção de biomassa).	- Menor geração de biogás (sólidos não metanogenizados).
Econômico e Ambiental	- Menos metais pesados no composto (sólidos não metanogenizados).	- Maior investimento.

Fonte: VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE (s.d.).

A maioria dos sistemas comerciais a dois estágios é dotada de meios de retenção de biomassa no segundo reator (VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

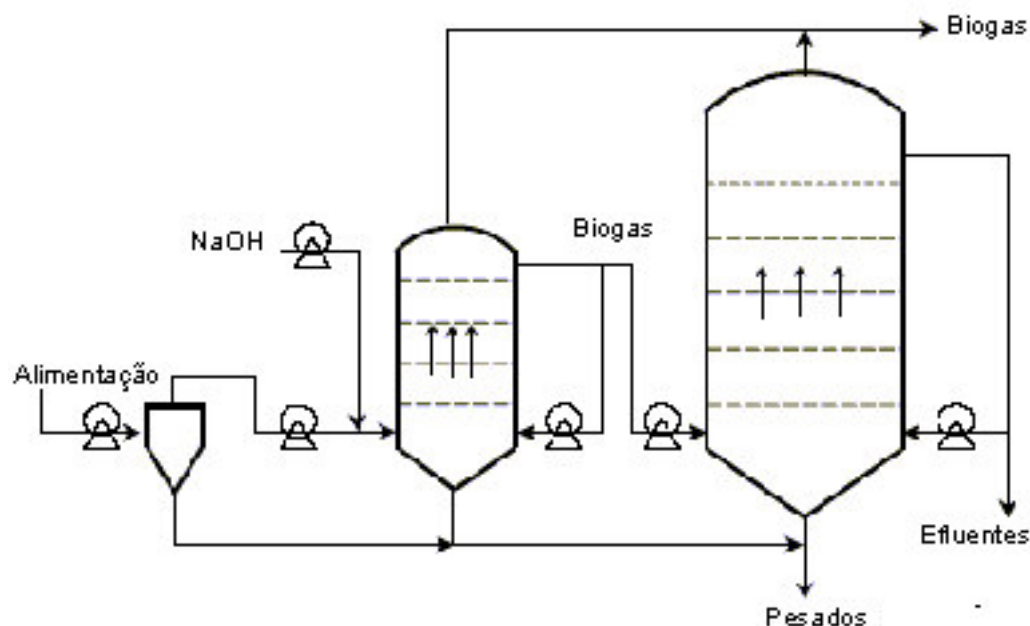
6.2.1 Sistemas sem retenção de biomassa

O projeto mais simples de um sistema de dois estágios é usado principalmente em investigações de laboratório: é uma ligação em série de dois reatores de mistura completa (PAVAN et al., 1992a *apud* VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.; SCHERER et al., 1999 *apud* VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE (s.d.). As características técnicas de cada reator são semelhantes às dos reatores de sistemas de um estágio e baixa concentração. Os resíduos orgânicos são picados e diluídos com

água de processo até cerca de 10% de sólidos totais, antes de entrar no primeiro biodigestor VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE (s.d.).

De um modo geral, os sistemas de mais de um estágio e baixa concentração de sólidos enfrentam problemas semelhantes aos de um estágio e baixa concentração, tais como o curto circuito da alimentação com a saída e a formação de camadas com diferentes densidades (a mais densa pode danificar os misturadores e a mais leve, espumante, atrapalha a efetiva mistura) que precisam ser periodicamente removidas e levam consigo material biodegradável, o que reduz o rendimento da geração de biogás. Além disso, apresentam um pré-tratamento caro e, como são tecnicamente mais complexos, exigem maior investimento inicial (VERMA, 2002).

Figura 6.4 – Diagrama do processo Schwarting-UHDE



Fonte: VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE (s.d.).

Foge a essa regra o processo Schwarting-Uhde (Figura 6.4). Nele, os resíduos a serem biodigeridos são finamente triturados, diluídos (cerca de 12% de Sólidos Totais) e injetados na parte inferior do reator através de bombas pulsantes, o que permite rápida subida da mistura através do sistema de placas horizontais perfuradas do reator (TRÖSCH; NIEMANN, 1999 *apud* VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE (s.d.)).

Esse processo assegura mistura adequada, não utiliza qualquer parte móvel interna aos reatores e funciona em condições termofílicas (garantindo completa higienização do material digerido, desde que não haja “curto circuito” entre entrada e saída). A possibilidade de entupimento dos orifícios das placas é que limita a aplicação do sistema à digestão de resíduos orgânicos selecionados na fonte (altamente biodegradáveis) VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE (s.d.)

O BRV, outro processo para a digestão de resíduos orgânicos selecionados na fonte (altamente biodegradáveis), utiliza concentração de sólidos totais de 34% e condições microaerofílicas, no primeiro estágio, para alavancar a hidrólise. Com a microaerobiose, perde-se cerca de 2% de COD da mistura, mas ganha-se na extensão e na velocidade da liquefação sob condições anaeróbias (WELLINGER et al, 1999 *apud* VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.; CAPELA et al, 1999 *apud* VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE (s.d.)

Depois de dois dias no primeiro reator (tempo de retenção), os resíduos pré-digeridos são empurrados, através de pistões horizontais, ao reator metanogênico. Nesse, a digestão dura 25 dias a 55° C e 22% de Sólidos Totais. Dada a alta concentração de sólidos na mistura, o sistema apresenta como vantagem o uso de reatores menores. O uso de fluxo a pistão permite a completa higienização dos resíduos (não necessita de uma etapa de pasteurização). Mas o fluxo horizontal exige a raspagem periódica das superfícies inferiores para eliminar o material pesado do reator e prevenir a formação de incrustações prejudiciais (VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE (s.d.).

Segundo TRÖSCH; NIEMANN, 1999 *apud* VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE (s.d.), as plantas descritas dos processos BRV (em Heppenheim) e a de Schwarting-Uhde são projetadas para taxas de alimentação de 8.0 kg SV/m³.d e 6 kg SV/m³.d, respectivamente, pouco diferentes dos sistemas de um estágio, em termos de produção de biogás e capacidade de digestão.

6.2.2 Sistemas com retenção de biomassa

O sucesso de qualquer processo anaeróbio, especialmente os de alta taxa, depende fundamentalmente da manutenção, dentro dos reatores, de uma biomassa adaptada, com elevada atividade microbiana, resistente a choques de substâncias inibidoras (CHERNICHARO, 1997).

Como a cultura de bactérias metanogênicas apresenta crescimento lento é necessário que as células microbianas do segundo estágio (metanogênese) tenham alta densidade para se chegar a sistemas de alta taxa de digestão e grande resistência às substâncias inibidoras (VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE (s.d.).

Um processo é considerado econômico se puder ser operado a baixos tempos de detenção hidráulica e tempos de retenção de sólidos suficientemente longos para permitir o crescimento dos microorganismos. Se for garantido o contato suficiente entre a biomassa microbiana e os compostos orgânicos, elevadas cargas podem ser aplicadas ao sistema (CHERNICHARO, 1997).

Como consequência das altas concentrações de biomassa, obtidas nos sistemas de dois estágios, pela retenção por adesão em material de suporte, grande resistência contra cargas inibidoras foi conseguida nos sistemas de dois estágios (VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE (s.d.).

Em estudo com reatores piloto com baixa concentração de sólidos, para o tratamento de resíduos agroindustriais (altamente biodegradáveis), enquanto o sistema de um estágio atingiu a taxa máxima de alimentação de 4 kg SV/m³.dia o sistema de dois estágios atingiu a taxa de 8 kg de SV/m³.dia, sem prejuízo da metanogênese. A estabilidade do sistema de dois estágios foi atribuída a elevada concentração de biomassa bacteriana obtida com o uso de dispositivo de retenção (WEILAND, 1992 *apud* VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

Foram reportados valores de taxa máxima de alimentação de 10 e 15 kg SV/m³, respectivamente, para os sistemas de dois estágios com retenção de biomassa BTA e Biopercolat (KÜBLER; WILD, 1992 *apud*

(VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.; WELLINGER et al., 1999) *apud* (VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.)).

Processo Pacques:

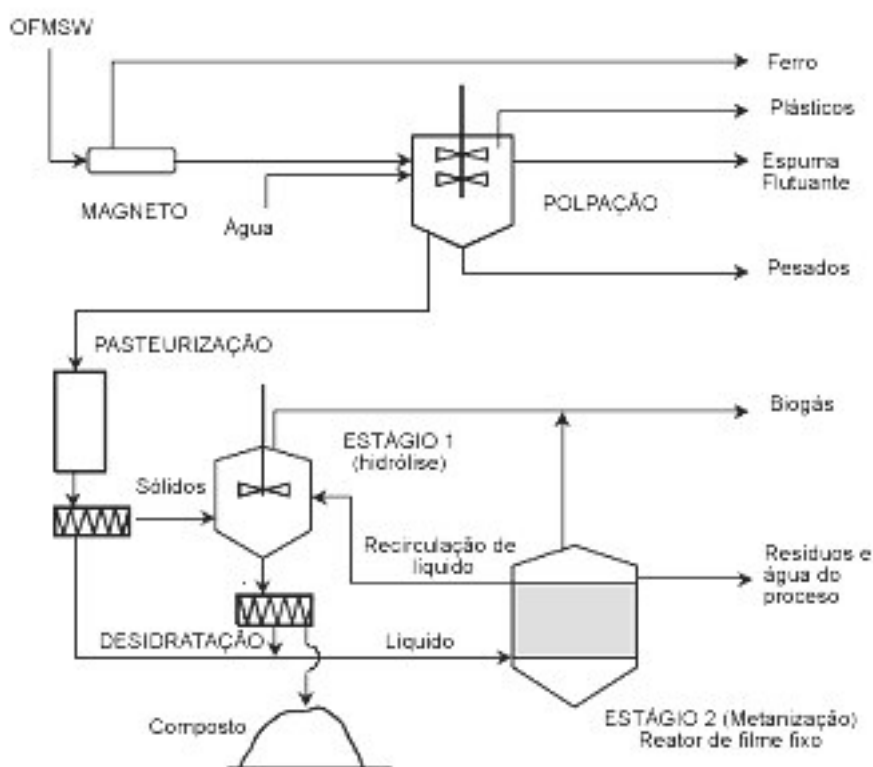
O processo Pacques (Holanda) utiliza dois reatores na temperatura mesofílica. O reator de entrada, para a hidrólise, é um reator de mistura completa a 10% de sólidos, onde se utiliza injeção de gás para promover a mistura. O segundo reator, onde ocorre a metanogênese, é um UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*). O processo foi desenvolvido para a digestão de resíduos de frutas e vegetais e depois ajustado para resíduos orgânicos separados na fonte. A alimentação do UASB é provida com o líquido retirado do material digerido pelo primeiro reator. Uma parcela do material digerido pelo primeiro reator é utilizada como inoculante dos resíduos entrantes. O restante do material digerido é enviado para a produção de composto (VERMA, 2002).

Processo BTA:

No processo BTA (Alemanha, Canadá), após o pré-tratamento do OFMSW (separação, trituração e mistura), há um estágio de pasteurização e desidratação dos resíduos (Figura 6.5). Como no processo Pacques, seus reatores operam na faixa mesofílica e o primeiro reator, de mistura completa, é mantido a 10% de sólidos (baixa concentração). Seu reator metanogênico, porém, é do tipo “leito fixo” (crescimento bacteriano aderido) e, para evitar entupimento do material de retenção bacteriana, é alimentado somente pela fração líquida do efluente do reator hidrolítico. Por vezes, a água de processo do reator metanogênico é utilizada para manter o pH do primeiro reator entre 6 e 7 (VERMA, 2002). O líquido extraído dos resíduos pasteurizados é enviado diretamente ao reator metanogênico (KÜBLER; WILD, 1992 *apud* (VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE (s.d.)). O bolo sólido é misturado com água de processo e injetado no primeiro reator (tempo de retenção hidráulica de 2 a 3 dias) e o efluente do primeiro reator é mais uma vez desidratado e sua fração líquida é enviada ao reator

metanogênico (VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE (s.d.). Este processo apresenta os mesmos problemas que os reatores de um estágio e baixa concentração de sólidos: possibilidade de “curto circuito” de entrada e saída, formação de camadas espumante e de materiais pesados, objetos duros atrapalhando as lâminas do triturador, obstrução de tubos com objetos longos e a perda de 10 a 30% dos sólidos voláteis dos resíduos entrantes pela remoção de material degradável no pré-tratamento (KÜBLER; WILD, 1992 *apud* VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

Figura 6.5 Processo BTA



Fonte: VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE (s.d.).

Processo Biopercolat:

O processo Biopercolat opera com alta concentração de sólidos. O primeiro reator (hidrólise e liquefação) é constantemente percolado com água de processo e utiliza condições microaerofílicas para acelerar a

liquefação (EDELHANN; JOSS; ENGELI, 1999 *apud* VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

O segundo reator (metanogênese) é um UASB com crescimento bacteriano aderido. Com a aeração no primeiro estágio e a reação de crescimento aderido no segundo obtém-se a completa digestão em tempo de retenção global de sete dias (VERMA, 2002).

O sistema é bastante inovador mas está em processo de validação na primeira planta da Alemanha. Para prevenir o tunelamento da percolação, comum em sistemas concentrados, a filtração utiliza um grande tambor de peneiras (1 mm de *mash*) que gira lentamente (1 rpm). No reator metanogênico, a entrada tem um fluxo pulsante para prevenir o entupimento, melhorar a transferência de massa do substrato ao biofilme e favorecer a saída do gás (GARCIA; SCHALK, 1999 *apud* VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

6.3 Sistemas em batelada

Os sistemas em batelada são como aterros sanitários “*in-a-box*” (VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

Os biodigestores são preenchidos com resíduos orgânicos, com ou sem material inoculante, e fechados, passando então por todas as fases da biodigestão, em ambiente de alta concentração de sólidos totais (30% a 40%).

Esses sistemas podem apresentar taxas de geração de biogás que chegam a 50 e até a 100 vezes as observadas nos aterros sanitários, tanto por causa da contínua recirculação do chorume percolado nos sistemas em batelada (que promove a dispersão de inoculantes, nutrientes e ácidos), como porque operam à temperaturas maiores que as dos aterros (que favorece as transformações bioquímicas). (VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

Os sistemas em batelada são os de mais simples projeto, controle e

operação, com menor agregação tecnológica, menor custo de investimento e apresentam grande estabilidade quanto a contaminantes. (VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

Os custos de investimento dos sistemas batelada são cerca de 40% menores que dos sistemas contínuos, mas a área de terra requerida (por tonelada de resíduos a digerir) é cerca de dez vezes maior. E seus custos operacionais parecem comparáveis aos dos outros sistemas (BRUMMELER, 1992 *apud* VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

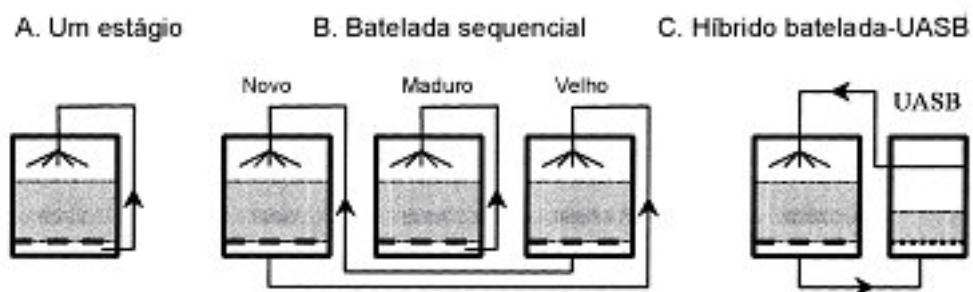
Uma característica desses sistemas é a rápida acidificação inicial, seguida da metanogênese, que ocorre mais lentamente.

Há três tipos de sistemas em batelada:

- de um só estágio
- seqüencial
- híbrido

Esses tipos são mostrados na Figura 6.6 e em cada um deles as fases de acidificação e metanogênese, ocorrem em locais distintos.

Figura 6.6 Recirculação do chorume em sistemas bateladas



Fonte: VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE (s.d.).

Tabela 6.4 - Vantagens e desvantagens dos sistemas em batelada

Critério	Vantagens	Desvantagens
Técnico	<ul style="list-style-type: none"> - Simples. - Pouca tecnologia agregada - Robusto (nenhum obstáculo significativo ao processo). 	<ul style="list-style-type: none"> - Entupimentos. - Necessidade de agente limitador da compactação. - Risco de explosão na operação de esvaziar os reatores.
Biológico	<ul style="list-style-type: none"> - Processo seguro devido a nichos e uso de vários reatores. 	<ul style="list-style-type: none"> - Baixa geração de biogás devido ao tunelamento do percolado. - Baixa taxa de alimentação.
Econômico e Ambiental	<ul style="list-style-type: none"> - Barato, recomendável a países em desenvolvimento. - Pequeno consumo de água. 	<ul style="list-style-type: none"> - Grande necessidade de área de terra (comparável a compostagem aeróbia).

Fonte: VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE (s.d.).

6.3.1 Sistema em batelada de um estágio

Neste sistema, o chorume produzido num reator é coletado na parte inferior desse reator (sob plataforma interna, dotada de furos, que suporta o substrato em digestão) e aspergido no seu topo (VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

Um problema técnico a ser evitado é o entupimento dos furos que pode bloquear a lixiviação pelo chorume. E a massa em digestão pode sofrer compactação por gravidade, formando blocos mais coesos e caminhos preferenciais para a percolação do chorume, diminuindo a produção de gás.

Pode-se minimizar o fenômeno da compactação pela limitação da altura da massa de resíduos dentro do reator e também pela mistura, no início da digestão, de material grosso, em geral oriundo de resíduos orgânicos já digeridos e desidratados.

Processo Biocel:

É um sistema em batelada de um estágio. Implementado em uma planta comercial completa em Lelystad, Holanda, utiliza quatorze reatores de concreto, cada um com 480 m³ de capacidade efetiva e trata 35.000 t/ano de resíduos orgânicos selecionados na fonte. (BRUMMELER, 1999 *apud*

VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.). Produz 70 kg biogás/t de resíduo digerido, cerca de 40% menor que o rendimento típico de sistemas contínuos de um estágio para o mesmo tipo de resíduo. (VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

Para diminuir a ocorrência de compactação, a altura da camada de resíduos mede quatro metros e mistura-se, por tonelada de resíduos a digerir, uma tonelada de resíduos digeridos e 100 kg de cavacos de madeira (BRUMMELER, 1999 *apud* VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

Recomenda-se observar procedimentos de segurança na operação de abertura para esvaziamento desses reatores, pois podem ocorrer condições explosivas por acúmulos localizados de gases (VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

6.3.2 Sistema em batelada seqüencial

Neste sistema, o chorume de um reator recém-carregado, com grande quantidade de ácidos orgânicos, é recirculado para outro, carregado há mais tempo (mais maduro) onde já ocorre a metanogênese.

Isso visa agilizar a conversão dos ácidos produzidos e assegurar um desempenho de processo mais estável e composição do biogás mais homogênea (O' KEEFE et al., 1992 *apud* VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.; SILVEY et al. 1999 *apud* VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

A recirculação do chorume de um terceiro reator, livre de ácidos, mas carregado de bicarbonatos (pH tamponado), para o novo reator elimina a necessidade de misturar material inoculante ao resíduo fresco.

Taxas de alimentação sustentáveis de 3,2 kg SV/m³.dia, correspondem a 80-90 % da geração de biogás possível em reatores piloto a 55 °C (O' KEEFE et al., 1992 *apud* VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.; SILVEY et al. 1999 *apud* VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

6.3.3 Sistema híbrido batelada -UASB

Esse sistema equivale a um sistema seqüencial, em que o reator mais maduro - onde a metanogênese acontece é mais intensamente - foi substituído por um reator de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*).

O reator UASB, que acumula a microflora anaeróbia em forma de grânulos, é o mais adequado para tratar efluentes líquidos com altos níveis de ácidos orgânicos e altas taxas de alimentação (ANDERSON; SAW, 1992 *apud* VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.; CHEN, 1999 *apud* VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

7 PANORAMA DA DIGESTÃO ANAERÓBIA

7.1 No Brasil

Há um número crescente de trabalhos acadêmicos ligados à digestão anaeróbia de resíduos sólidos (ver 1.1).

O 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental Promovido pela ABES, em setembro de 2003, apresentou alguns estudos relativos a aspectos da digestão anaeróbia de resíduos sólidos (Tabela 1.1).

O PROSAB (ver 1.1) tem apoiado o desenvolvimento de pesquisas e o aperfeiçoamento tecnológico nas áreas de águas de abastecimento, águas residuárias e tratamento de resíduos sólidos, especialmente nos últimos editais (<http://www.finep.gov.br/prosab/index.html>). Mas não conta ainda com nenhum projeto de instalações para biodigestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos em reatores.

Assim, em que pese que a digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos venha apresentando um interesse crescente por parte dos nossos pesquisadores e órgãos de fomento, ela ainda é discutida, aqui no Brasil, quase que somente no âmbito do tratamento de águas residuárias e de efluentes industriais. Não há notícias sobre instalações comerciais ou mesmo de plantas piloto para a biodigestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos. Por enquanto, experimentos laboratoriais.

7.2 Situação mundial

Em 1996 havia cerca de 90 plantas (Tabela 7.1) de digestão anaeróbia de resíduos sólidos em reatores (com capacidade superior a 2.500 t/ano em operação) e cerca de 30 em construção envolvendo perto de 40 empresas (Tabela 7.2) provedoras de tecnologias de processos (IEA, 1996 *apud* VERMA, 2002).

Em 1998, havia 130 plantas em operação (com capacidades entre 500 a 300.000 t/ano) e cerca de 45 empresas provedoras de tecnologias de

processo para digestão anaeróbia em reatores (Figura 7.1). Como se pode perceber, a maioria das instalações localizava-se na Europa (91%), algumas na Ásia (7%) e outras nos EUA (2%). A Alemanha concentrava 35% de todas as plantas, a Dinamarca (16%), e a Suécia, a Suíça e a Áustria, 8% cada (VERMA, 2002).

Em 1999, segundo VERMA (2002), relatório da agência de cooperação técnica alemã GTZ (*Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit*) informava a existência de cerca de 400 instalações de digestão anaeróbia em reatores de resíduos sólidos municipais e industriais em todo o mundo.

Tabela 7.1 Plantas de Digestão Anaerobia no mundo (1996)

País	Em operação	Em construção
Alemanha	30	9
Áustria	10	0
Bélgica	1	2
China	0	1
Dinamarca	21	1
Espanha	0	1
EUA	1	2
Finlândia	1	0
França	1	0
Holanda	4	0
Índia	0	4
Itália	4	2
Japão	0	1
Polônia	0	1
Reino Unido	0	1
Suécia	7	2
Suíça	9	1
Tailândia	0	1
Ucrânia	1	0

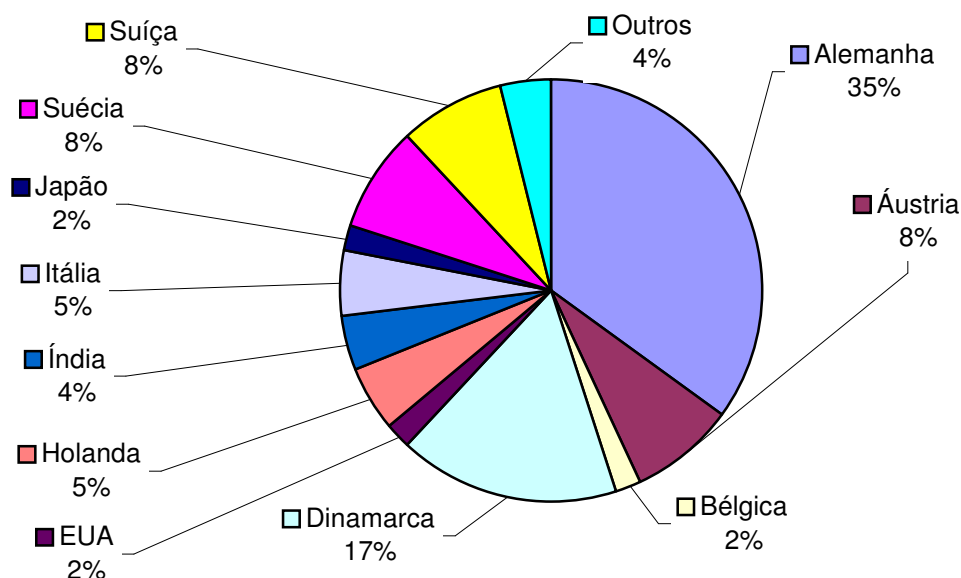
Fonte: IEA Bioenergy AD Activity 1997 Report, Systems & Markets *apud* VERMA (2002)

Tabela 7.2 Empresas fornecedoras de sistemas de DA (com capacidade maior que 2.500 t/ano)

Empresa	Em operação	Em construção
ANM (Alemanha)	1	0
Arge Biogas (Áustria)	2	0
Biocel/Heidermij Realisatie (Alemanha)	1	0
Bioplan (Dinamarca)	1	0
Bioscan (Dinamarca)	1	1
BKS Nordic (Suécia)	1	0
BRV Technologie Systeme, (Alemanha)	2	0
BTA,(Alemanha)	11	0
BWSC (Dinamarca)	3	0
C.G. Jensen (Dinamarca)	1	0
Citec (Finlândia)	1	1
D.U.T. (Alemanha)	1	0
DSD Gas und Tankanlagenbau (Alemanha)	2	0
Duke Engineering (EUA)	0	2
Ecotec (Finlândia)	1	7
Entech (Áustria)	7	4
Haase Energietechnik (Alemanha)	1	1
IMK BEG Bioenergie (Alemanha)	0	1
Ionics Italba (Itália)	1	0
Jysk (Dinamarca)	1	0
Kiklos (Itália)	2	0
Kompagas (Suíça)	10	0
Kruger (Dinamarca)	12	2
Linde-KCA (Alemanha)	1	0
NNR (Dinamarca)	6	0
NSR (Suécia)	1	0
OWS-Dranco (Bélgica)	4	1
Paques Solid Waste Systems (Alemanha)	3	1
Prikom/HKV (Dinamarca)	2	0
Projectror (Suécia)	2	0
Purac (Suécia)	1	0
R.O.M. (Suíça)	1	1
RPA (Itália)	1	0
Schwarting UDHE (Alemanha)	1	0
SPI (Itália)	1	0
Steinmuller Valorga, Sarl (French)	2	4
SWECO/VBB (Suécia)	0	1
TBW (Alemanha)	1	0
Unisyn Biowaste Technology (EUA)	1	0
WMC Resource Recovery (Reino Unido)	0	1

Fonte: IEA Bioenergy AD Activity 1997 Report, Systems & Markets Overview of AD *apud* VERMA (2002).

Figura 7.1 Distribuição mundial de plantas de digestão anaeróbia (em 1998)



Fonte: VERMA (2002)

7.2 Situação europeia

A capacidade instalada para a digestão anaeróbia de resíduos sólidos em reatores aumentou 750% entre 1990 e 1999, na Europa, subindo de 122.000 t/ano em 1990 para 1.037.000 t/ano em 1999, com 53 plantas de capacidade superior a 3.000 t/ano – consideradas as plantas em funcionamento e as que, em construção, tivessem previsão de entrar em funcionamento em meados de 2000 (BAERE 2000).

Houve, nos últimos 25 anos, uma notável evolução na atitude para com a digestão anaeróbia de resíduos sólidos em reatores. O ceticismo mudou para uma aceitação geral de que vários tipos de digestores estão funcionando de modo seguro em plantas comerciais (VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

Um panorama do avanço e da situação da digestão anaeróbia de resíduos sólidos em reatores na Europa é apresentado a seguir, baseado

em BAERE (2000).

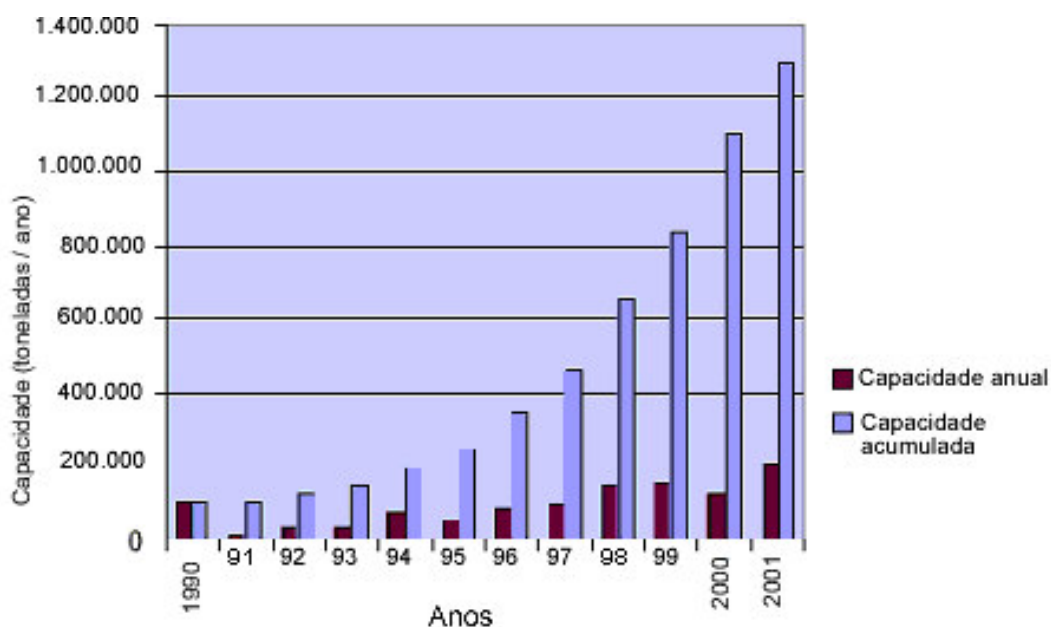
Capacidade de processamento:

A taxa de crescimento foi de 30.000 t/ano de 1990 até 1995, de 150.000 t/ano de 1996 até 2000, aumentando em 750% a capacidade instalada, Era previsto um acréscimo de 200.000 t em 2001 (BAERE, 2000).

A taxa de aumento do número de novas plantas por ano, no período estudado, subiu de 2,4 para 7,2 plantas/ano (No ano de 1998 foram agregadas 10 novas plantas). A maioria da plantas foi construída na Alemanha, onde 30 plantas agregaram 449.605 t/ano (média de 15.000 t/ano). Na Suíça foram construídas nove plantas, agregando 78.500 t/ano (média de 8.700 t/ano). As maiores plantas foram construídas na Bélgica, França e Holanda, agregando em média 30.000 t/ano (BAERE, 2000).

Há tendência de crescimento da capacidade dos novos projetos e do número de novas plantas (VERMA, 2002).

Figura 7.2 Capacidade anual e acumulada



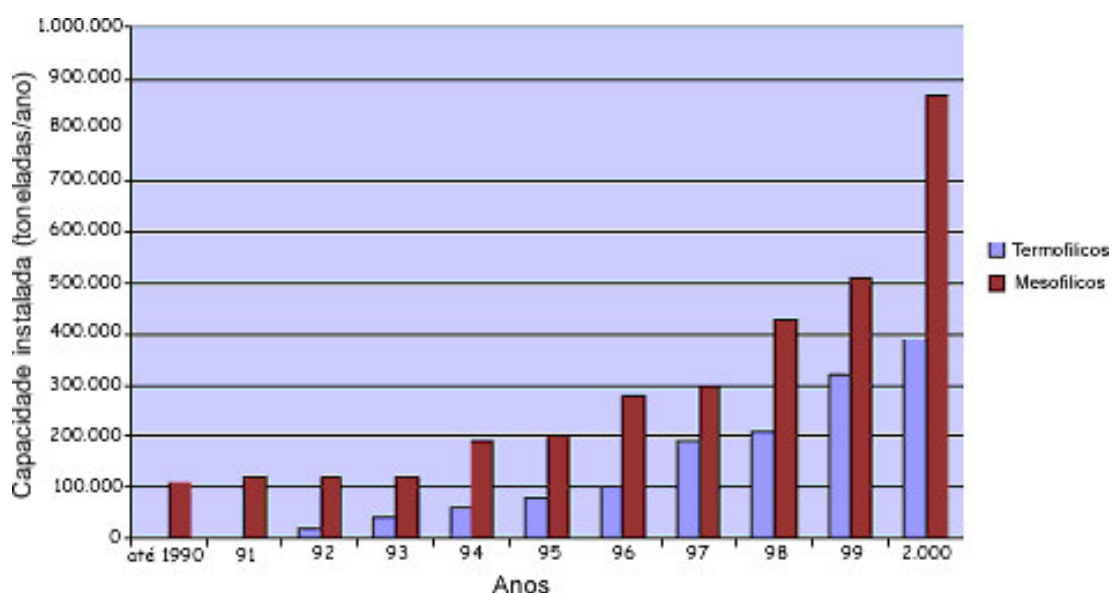
Fonte: BAERE (2000).

Faixa de temperatura de operação (mesofílica ou termofílica):

No passado, quase todas as plantas operavam na faixa mesofílica, dada a dificuldade de evitar temperaturas acima de 70°C, fatais para os microorganismos anaeróbicos. A disseminação dos sistemas termofílicos começou junto com os sistemas de alta concentração de sólidos. Os termofílicos favorecem a higienização dos resíduos pela eliminação dos patógenos e a diminuição do tempo de retenção e o aumento da produção de biogás (NATIONAL RENEWABLE ENERGY LABORATORY, 1992 *apud* VERMA, 2002).

A capacidade instalada dos sistemas mesofílicos cresceu 350.000 t de 1994 até 1999 (média de 70.000 t/ano), enquanto a dos termofílicos cresceu 280.000 t (média de 56.000 t/ano). Em alguns anos, mais plantas mesofílicas foram instaladas enquanto em outros, mais capacidade de sistemas termofílicos foi agregada. O sistema termofílico foi aceito como um modo seguro, sendo oferecido por um maior número de fornecedores. Mas não se pode afirmar a existência de uma tendência clara (BAERE, 2000).

Figura 7.3 Comparação entre operação mesofílica e termofílica



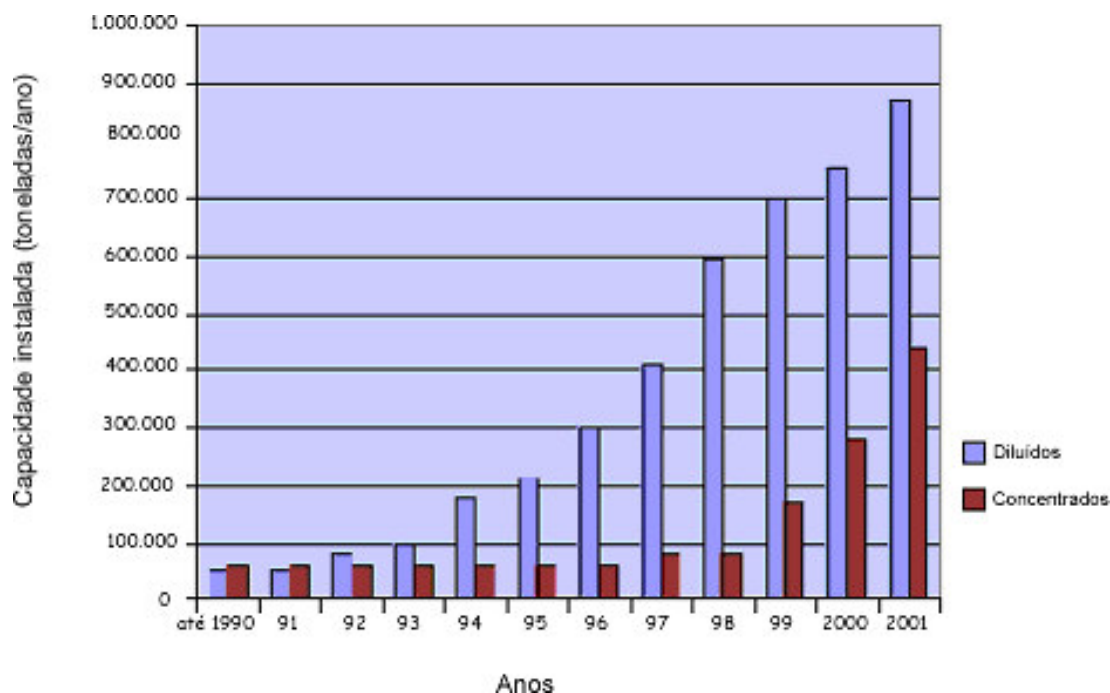
Fonte: BAERE (2000).

Concentração de sólidos (concentrados ou diluídos):

No início dos anos 90, a maior parte dos sistemas operava com baixa concentração de sólidos (até 15%). A partir de 1993, a maioria das novas plantas era para alta concentração, em 1998 mais de 60% da capacidade de instalada era para alta concentração, esperando-se 54% para o ano 2000. Ainda são construídas grandes plantas para sistemas com baixa concentração e não há uma tendência tecnológica clara (BAERE, 2000).

Uma vantagem dos sistemas de alta concentração reside na flexibilidade de processar OFMSW ou *biowaste* (VERMA, 2002). A definição do mercado dependerá do sucesso dos sistemas de baixa concentração em processar OFMSW e *biowaste* (BAERE, 2000).

Figura 7.4 Sistemas de alta e de baixa concentração de sólidos.



Fonte: BAERE (2000).

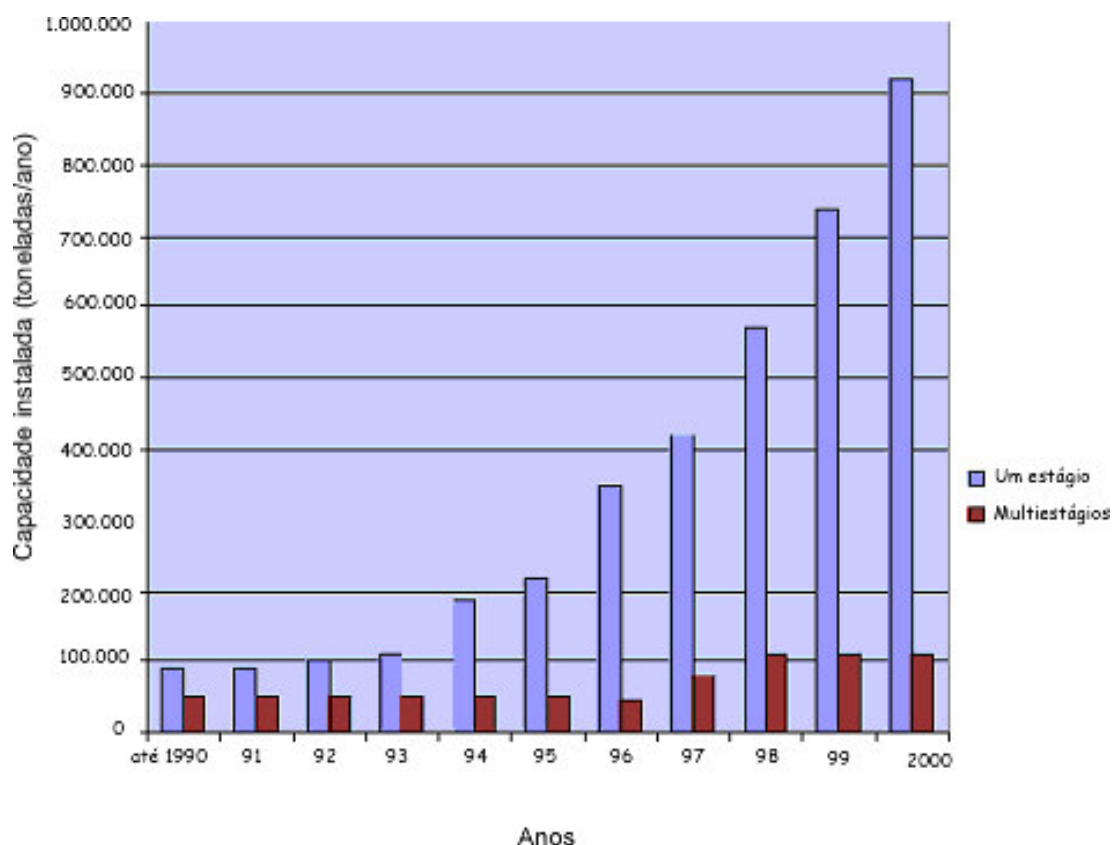
Número de estágios de operação:

Apenas 10,6% da atual capacidade disponível corresponde a sistemas de dois estágios (BAERE, 2000).

O mercado escolheu claramente os de um só estágio (VERMA, 2002).

As vantagens prometidas pelos sistemas de dois estágios, como incrementar as taxas de hidrólise e de metanogênese não foram provadas. E as taxas de digestão dos sistemas de um só estágio cresceram muito. O aumento da capacidade instalada dos sistemas de dois estágios cresceu apenas 60.000 t, indo de 50.000 t em 1990 a 110.000 t em 2000 (BAERE, 2000).

Figura 7.5 Sistemas de um estágio e de dois estágios



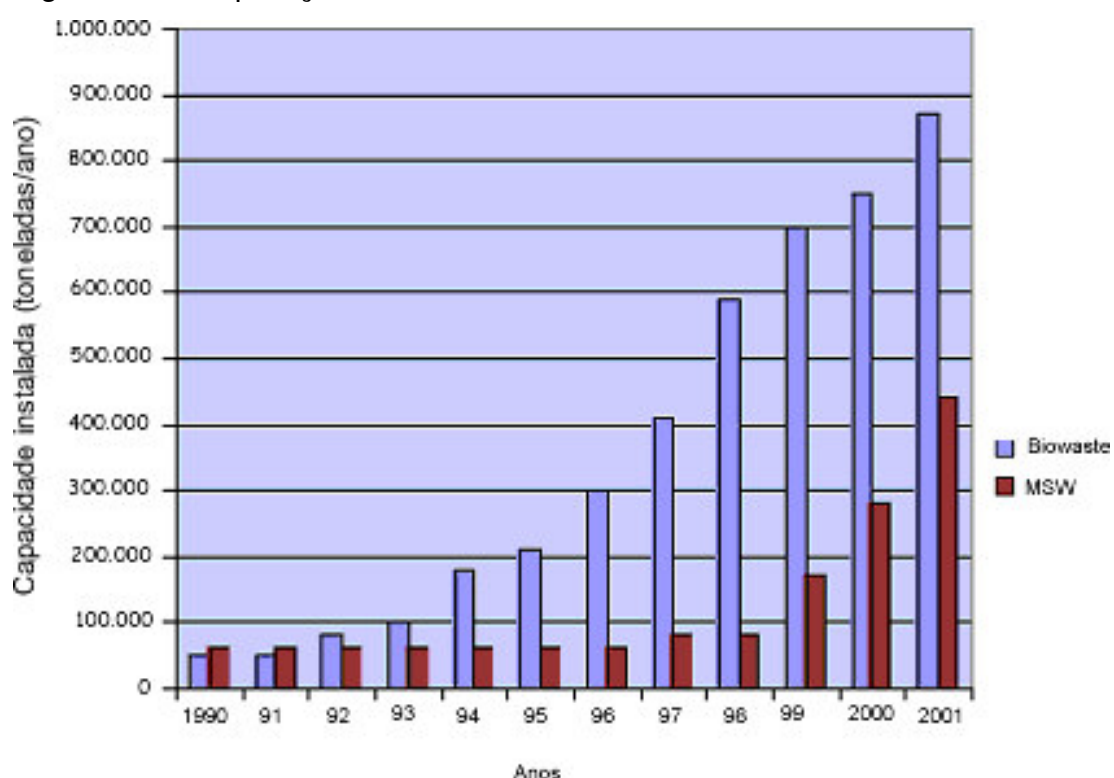
Fonte: BAERE (2000).

Resíduos misturados ou selecionados na fonte:

A capacidade instalada de biodigestão de *OFMSW* (lixo doméstico separado na planta), que permanecera estabilizada, aumentou à razão de 100.000 t/ano nos últimos anos. Subiu de 79.500 t/ano em 1998 até 374.500 t/ano em 2001 (BAERE, 2000).

As plantas do sistema DRANCO, por exemplo, de alta concentração de sólidos, mostraram a grande flexibilidade da digestão anaeróbia para tratar os diversos tipos de lixo, tratando desde os resíduos orgânicos coletados diretamente na fonte (limpos) até o chamado lixo misturado, cuja separação é feita na própria planta de processamento. Para isso, a concentração de sólidos variou de 17% até 47%, dependendo do tipo de lixo a ser processado (VERMA, 2002).

Figura 7.6 Comparação entre *Biowaste* e MSW



Fonte: BAERE (2000).

Comparação com a capacidade de compostagem aeróbia:

Em que pese o grande crescimento observado, a capacidade de digestão anaeróbia instalada na Europa ainda significa muito pouco em vista da capacidade total de compostagem. Em poucos países ela consegue chegar a marca de 10% (BAERE, 2000).

Tabela 7.3 Capacidade anaeróbia em alguns países da Europa

País	Digestão aeróbia (t /ano)	% da capacidade de compostagem
Alemanha	449.605	6 %
Bélgica	67.000	15,6 %
Holanda	197.000	11,9 %
Suíça	78.500	26,6 %

Fonte: BAERE (2000)

8 COMENTÁRIOS FINAIS, CONCLUSÕES, RECOMENDAÇÕES

As projeções do IPCC sobre mudanças climáticas incluem aumentos da temperatura superficial média da Terra, de chuvas, de precipitações pesadas e fortes, do nível do mar, de inundações, secas, ondas de calor e ciclones tropicais, etc. E as causas dessas mudanças são atribuídas às emissões antropogênicas de gases do efeito estufa. Essas emissões futuras dependem, entre outros fatores, do aumento da população, do crescimento econômico e de mudanças tecnológicas.

O comportamento dos povos do continente europeu tem levado muito em conta essas avaliações, revelando um forte compromisso em escrever uma história de futuro em que as piores previsões não se realizem.

O lixo é um dos mais graves problemas ambientais do mundo e sua produção tende a aumentar com a população e com a atividade econômica. DIAZ (2002) nota que vários países membros da União Européia (Alemanha, Áustria, Holanda) tiveram mudanças na legislação que mexeram direta ou indiretamente na gestão do lixo, e vários países da Europa Central tiveram avanços significativos na gestão de resíduos orgânicos.

As mais importantes dessas mudanças estabeleceram um percentual máximo para o aterramento de resíduos orgânicos e agregam taxas e custos na disposição em aterros, considerando despesas com seu fechamento e manutenção por 30 anos (DIAZ, 2002).

Outras iniciativas têm favorecido o uso das tecnologias de digestão anaeróbia, como a meta de 15% de energia renovável até 2010 e a prática do chamado preço verde, que estimula a produção de biogás para a geração de energia elétrica (VERMA, 2002).

A contribuição da DA para a energia renovável não é desprezível. As plantas de Brecht, Salzburg e Bassum geraram 165 kWh, 220 kWh e 245 kWh por tonelada, respectivamente, representando um valor de 14 a 21 Euros /t (BAERE, 2000).

E se a produção de energia é um parâmetro importante, embora os preços de energia tenham caído, o efeito estufa, o desenvolvimento

sustentável e a depleção da camada de ozônio também tem contribuído para que a digestão anaeróbia seja reconhecida como uma importante fonte de energia renovável (BAERE, 2000).

Os acordos internacionais de redução de emissões de gases de efeito estufa têm sido outro fator a estimular a recuperação de energia do lixo. Muitas empresas querem ganhar créditos por reduzir emissões. E as plantas de DA são muito atraentes para isso (VERMA, 2002).

Assim, a DA dos resíduos sólidos consolidou-se como uma tecnologia confiável na Europa, provou que suas vantagens são significativas e que sua escolha, como processo de tratamento, é justificada, mesmo levando-se em conta a necessidade de maior investimento inicial em comparação com a compostagem aeróbia. É previsto que a compostagem aeróbia seja deslocada pela digestão anaeróbia, nos próximos anos. (BAERE, 2000).

É surpreendente o desenvolvimento da utilização, na Europa, da DA para processamento de resíduos sólidos, na última década. A capacidade instalada aumentou em média 750%, e a previsão para o ano 2.000 era de aumento desse ritmo.

Além disso, os processos anaeróbios têm mostrado, atualmente, maior flexibilidade para tratar os diversos tipos de resíduos sólidos (VFG, OFMSW, etc.) e o desempenho dos processos tem melhorado (tempos de retenção menores e aumento das taxas de geração de gás por tonelada de resíduo processado). Um exemplo desta mudança é a redução de 28 para 14 dias no tempo de retenção dos resíduos, em uma das plantas do processo Valorga, ao passar a operar na faixa termofílica (VERMA, 2002).

E crescem as empresas especializadas em fabricar e aplicar tecnologias de digestão anaeróbia de resíduos sólidos (DIAZ, 2002).

A realidade brasileira é bastante diferente. Mas o país tem demonstrado - regra geral - um forte interesse em mudanças tecnológicas coerentes com um futuro melhor, mais sustentável.

Quanto à DA, o PROSAB, uma importante iniciativa que tem agregado nas suas redes de cooperação profissionais interessados no desenvolvimento de alternativas tecnológicas para a área de saneamento

básico, recentemente incorporou como tema a "Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos (inclui lodo proveniente de estações de tratamento e resíduos urbanos, entre outros) e aproveitamento de biogás". Em torno dele e das suas redes cooperativas estão participando dezenas de instituições de pesquisas. É algo respeitável e que, com certeza, estará frutificando dentro de alguns anos, com diversos projetos em DA em RSU.

No Brasil, segundo o PNSB 2000, houve uma melhora da destinação final do lixo e mais de 69% de todo o lixo coletado estaria indo para aterros adequados (sanitários ou controlados).

Há 13 municípios com mais de um milhão de habitantes e neles são coletados e destinados a aterros adequados 31,9% dos resíduos urbanos do país (cerca de 1,8% é destinado a lixões). Em algumas dessas metrópoles os aterros sanitários têm sido alvo de projetos de recuperação energética do biogás, nos termos do MDL.

Apesar de significativo, trata-se de poucas cidades frente aos mais de 5.500 municípios existentes. Desses, 4.026 tem até 20.000 habitantes e somam 12,8% dos resíduos urbanos no país. Desse percentual, 68,5% ainda é destinado a lixões e alagados, o que significa impactos negativos à saúde pública, às águas subterrâneas e ao meio ambiente em geral.

Na Europa, a digestão anaeróbia compete com a compostagem para plantas maiores que 20.000 t/ano (DIAZ, 2002).

Do ponto de vista financeiro estrito, nada compete com um lixão.

É difícil prever se a evolução da disposição do lixo urbano nos pequenos municípios brasileiros (73,1% do total) se dará sob o paradigma dos aterros sanitários ou de biodigestores anaeróbios de resíduos sólidos. Possivelmente se adotará uma solução desenvolvida para as condições brasileiras, sob a quase inexistência de verbas para investimento.

Para as cidades de maior porte e especialmente para as grandes metrópoles, os aterros tem apresentado crescentemente um sério problema logístico, pela distância cada vez maior que as enormes e crescentes quantidades de lixo precisam ser transportadas (face ao esgotamento da sua

capacidade e face à escassez de terras destináveis a novos aterros). Uma usina de biodigestão anaeróbia não enfrenta esse problema.

Como exemplo dos problemas que as grandes cidades podem enfrentar, pode-se citar o exemplo de Nova Iorque. Ela vive hoje um drama: *Fresh Kills*, seu aterro local por cerca de 50 anos, foi definitivamente fechado em março de 2001. A opção adotada para a disposição dos resíduos foi exportar diariamente o lixo para aterros sanitários em estados vizinhos (Nova Jérsei, Pensilvânia e Virginia), distantes até 500 km.

A exportação diária é realizada com cerca de 550 caçambas reboques (20 toneladas cada), perfazendo um comboio de 14 km de extensão, que congestionava o trânsito, estraga as estradas e polui a atmosfera.

Por isso, a cidade é obrigada a arcar com reclamações constantes das comunidades vizinhas, taxas crescentes de disposição de lixo e mudanças de legislação ameaçam restringir e encarecer mais essa opção.

A prefeitura local cogitou adotar a incineração de todo o lixo como alternativa, mas até a reciclagem de materiais como metais, vidros e plásticos, que chegou a atingir 18% dos resíduos, tem estado ameaçada por considerações orçamentárias (Los Angeles, Chicago, Seattle e Mineapolis reciclam bem mais de 40%).

VERMA (2002) apresenta cálculos comparando as alternativas disponíveis para a cidade de Nova Iorque: Incineração, compostagem e digestão anaeróbia.

Inicialmente, considera que a combustão é pouco energética, obtendo-se 5.350 kJ/kg de resíduo de comida e jardins, mas se perde 2.600 kJ/kg de água presente na mistura. Em seguida, pondera que a compostagem aeróbia gasta energia, algo como 261 MJ / t de resíduo.

Resumidamente, seguem seus cálculos para uma instalação de DA, com valores característicos do projeto:

Como a cidade produz 4,5 milhões de t/ano (55% é orgânico e 19,4% facilmente biodegradável), tem-se 873 mil t / ano para biodigerir.

Para isso são necessários 4 reatores Valorga de 4.500 m², similares aos que estão sendo instalados em La Coruña (Espanha), dos quais se

pode extrair 90 m³ de gás/t de resíduo, obtendo-se assim 78.570.000 m³ de gás metano/ano.

O custo estimado da instalação é de US\$ 500.062.500, com vida útil prevista para 20 anos e taxa de retorno do capital de 10% ao ano, significando um custo anual financeiro de cerca de US\$ 2.600.000 e custo anual de operação, proporcional à instalação existente em Tilburg (Holanda), em torno de US\$ 36.000.000. O custo total anual fica em US\$ 38.600.000.

Considerando a taxa da coleta de US\$ 90/t de resíduo orgânico, obtém-se US\$ 78.570.000. E com a venda do gás a US\$ 0,06 / m³, obtém-se US\$ 4.174.200. Assim, a receita anual é de US\$ 83.284.200.

Com isso, calcula-se um lucro de US\$ 44.684.200 ao ano.

O resultado é surpreendente.

A venda do gás significa apenas cerca de 10% do lucro e a taxa de retorno de investimento, de 10% ao ano, que é impensável no Brasil, também não determina esse resultado. Assim o empreendimento é essencialmente dependente da taxa de coleta.

Cabe, para finalizar, sonhar um pouco: - Propor a formação, aqui no IPT, de um grupo multidisciplinar com vistas a desenvolver capacitação tecnológica em torno do tema digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos. É um desafio claro.

Esse grupo deverá promover iniciativas e parcerias e se articular com outros grupos similares. Ainda, poderá ter como objetivo prático inicial a elaboração de um projeto de planta piloto de biodigestão anaeróbia dos resíduos orgânicos do restaurante, que gere metano.

Há no Instituto profissionais com larga experiência em digestão anaeróbia, uma grande motivação para a questão ambiental, um mestrado com alunos interessados, e ainda os resíduos orgânicos do restaurante. A iniciativa não se esgota em si mesma. Será necessário buscar parcerias técnicas, comerciais, sinergias enfim. Valerá a pena.

A melhor opção ambiental será a energia do lixo (VERMA, 2002).

O assunto é promissor.

REFERÊNCIAS

ALVES, J.W.S. 2000. **Diagnóstico técnico institucional da recuperação e uso energético do biogás gerado pela digestão anaeróbia de resíduos**. 151f. Dissertação (Mestre em Energia) – Programa Interunidades de Pós-Graduação em Energia da Universidade de São Paulo , São Paulo.

ALVES, J.W.S.; LUCON, O. dos S. 2001. Geração de energia elétrica com gás de lixo. **Ambiente Técnico**, CETESB/ASEC, v.1 , n.2, p. 1-3, nov.

ALVES, J.W.S.; VIEIRA, S.M.M. 1998. **Inventário nacional de emissões de metano gerado pelo manejo de resíduos**. São Paulo: CETESB. 88p.

ANDERSON, G.K.; SAW, C.B. 1992. Leach-bed two-phase anaerobic digestion of municipal solid waste. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION OF SOLID WASTE, 1992, Venice. **Proceedings...** *apud* VANDEVIVERE, P.; BAERE, L. de; VERSTRAETE, W. s.d.

ANAEROBIC digestion of solid wastes. s.d. **Waste Management Civil & Environmental Engineering**. Disponível em <<http://www.soton.ac.uk/~env/research/wastemanage/anaerobnic.htm>>

ARCHER, D.B. 1985. Microbiology and anaerobic digestion. In: SEMINAR THE BIOMASS INDUSTRIES: THE IMPACT OF BIOTECHNOLOGY, 1985, Wales. Biotechnology Centre Wales B.A.B.A. University College, Swansea. **Proceedings...** *apud* NOVAES, R.F.V. 1987.

BAERE, L. De 1999. Anaerobic digestion of solid waste: state-of-the art. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION SOLID WASTE, 2., 1999, Barcelona. **Proceedings...** *apud* VANDEVIVERE, P.; BAERE, L. de; VERSTRAETE, W. s.d.

BAERE, L. De. 2000. Anaerobic digestion of solid waste: state-of-the-art. **Water Science and Technology**, v.41, n.3, p.283-290.

BAERE, L. De; BOELEN, J. 1999. The treatment of grey and mixed solid waste by means of anaerobic digestion: future developments. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ANAEROBIC DIGESTION SOLID WASTE, 1999, Barcelona. **Proceedings...** *apud* VANDEVIVERE, P.; BAERE, L. de; VERSTRAETE, W. s.d.

BAETEN, D.; VERSTRAETE, W. 1993. In-reactor anaerobic digestion of MSW-organics. In: HOINTINK, H.A.J.; KEENER, H.M. (Eds.) **Science and engineering of composting: designs, environmental, microbiological and utilization aspects**. Worthington: Renaissance Pub. P.111-129. *apud* VANDEVIVERE, P.; BAERE, L. de; VERSTRAETE, W. s.d.

BARBIERI, J.C. 2001. **Desenvolvimento e meio ambiente**: as estratégias

de mudanças da Agenda 21. 4.ed. Petrópolis, RJ: Vozes. 159p.

BRUMMELER, E. ten. 1992. Dry anaerobic digestion of solid waste in the Biocel process with a full-scale unit. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION OF SOLID WASTE, 1992, Venice. **Proceedings...** *apud* VANDEVIVERE, P.; BAERE, L. de; VERSTRAETE, W. s.d.

BRUMMELER, E. ten. 1999. Full scale experience with the Biocel-process. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION SOLID WASTE, 2., 1999, Barcelona. **Proceedings...** *apud* VANDEVIVERE, P.; BAERE, L. de; VERSTRAETE, W. s.d.

BRUMMELER, E. ten. 2002. Full scale experience with the Biocel process. **Water Science and Technology**, v.41, n.3, p.299-304.

CAMPOS, J.R. 1987. Uso de outros tipos de reatores anaeróbios para efluentes líquidos. In: ENCONTRO ESTADUAL DE ESPECIALISTAS EM DIGESTÃO ANAERÓBIA, 1985., São Paulo. **Anais...** São Paulo: DCET. p.143-163.

CAPELA, I.F. et al. 1999. Effects of pre-treatment (composting) on the anaerobic digestion of primary sludges from a bleached kraft pulp mill. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION SOLID WASTE, 2., 1999, Barcelona. **Proceedings...** *apud* VANDEVIVERE, P.; BAERE, L. de; VERSTRAETE, W. s.d.

CATELLI, V.V. 1996. **Digestão anaeróbia de resíduos sólidos gerados em um restaurante universitário**. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo.

CECCHI, F. et al. 1988. State of the art of R & D in the anaerobic digestion process of municipal solid waste in Europe. **Biomass**, v.16, p.257-284.

CEREDA, M.P. et al. 1987. Avaliação de grupos de microrganismos em digestão anaeróbia. In: ENCONTRO ESTADUAL DE ESPECIALISTAS EM DIGESTÃO ANAERÓBIA, 1985., São Paulo. **Anais...** São Paulo: DCET. p.37-42.

CHEN, T.-H. 1999. Anaerobic treatment of poultry mortalities. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION SOLID WASTE, 2., 1999, Barcelona. **Proceedings...** *apud* VANDEVIVERE, P.; BAERE, L. de; VERSTRAETE, W. s.d.

CHERNICHARO, C.A. de L. 1997. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. In: _____. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. v.5.

CMMAD – COMISSÃO MUNDIAL SOBRE MEIO AMBIENTE. 1991. Nosso futuro comum. Rio de Janeiro: Ed.Fund.Getúlio Vargas. *apud* BARBIERI, J.C. 2001. **Desenvolvimento e meio ambiente: as estratégias de mudanças da Agenda 21**. 4.ed. Petrópolis, RJ: Vozes. 159p.

COELHO, S.T. 2001. **Geração de energia a partir do biogás gerado por resíduos urbanos e rurais**. Florianópolis: CENBIO – Centro Nacional de Referência em Biomassas. 12f. (Nota Técnica 7)

COZZOLINO, C.; BASSETTI, A.; RONDELLI, P. 1992. Industrial application of semi-dry anaerobic digestion process of organic solid waste. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION OF SOLID WASTE, 1992, Venice. **Proceedings...** *apud* VANDEVIVERE, P.; BAERE, L. de; VERSTRAETE, W. s.d.

CRAVEIRO, A.M. 1994. **Desempenho e estudos cinéticos de biodigestores híbridos com diferentes porcentagens de enchimento**. 252p. Tese (Doutorado em Engenharia) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo.

DIAS, G.F. 2002. **Pegada ecológica e sustentabilidade humana**. São Paulo: Gaia. 257p.

DIAZ, L.F. et al. 2002. Selective aspects of the treatment of biodegradable waste in the Europe Union. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM COMPOSITING AND COMPOST UTILIZATION, 2002, Columbus. **Proceedings...** Columbus: The Ohio State University; Biocycle; Compost Science and Utilization. p.429-441.

EDELMANN, W.; JOSS, A.; ENGELI, H. 1999. Two-step anaerobic digestion of organic solid wastes. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION SOLID WASTE, 2., 1999, Barcelona. **Proceedings...** *apud* VANDEVIVERE, P.; BAERE, L. de; VERSTRAETE, W. s.d.

ESPARTA, R.; MOREIRA, J.R. 2002. Principais conclusões do terceiro relatório de avaliação do painel intergovernamental sobre mudança do clima. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENERGIA, 9., 2002, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: SBPE; COPPE; UFRJ/Clube de Engenharia. 14p.

FARNETTI, A. et al. 1999. Semi-dry anaerobic digestion of OFMSW: the new full-scale plant of Verona(Italy). In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ANAEROBIC DIGESTION SOLID WASTE, 2., 1999, Barcelona. **Proceedings...** IAWQ. v.2, p.330-333. *apud* VANDEVIVERE, P. BAERE, L. De; VERSTRAETE, W. s.d.

FERNANDES, A. 2001. **Tecnologia e meio ambiente**. São Paulo. (notas de aula).

FIGUEIREDO, P.J.M. 1994. **A sociedade do lixo**. 2.ed. Piracicaba: Universidade Metodista de Piracicaba. 240p.

FORESTI, E. s.d. **Processos anaeróbios de tratamento de despejos**. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos. (notas de aula) *apud* CATELLI, V.V. 1996.

FORESTI, E. 1987a. Filtro anaeróbio: principais resultados obtidos em unidades de laboratório no tratamento de despejos de indústrias alimentícias. In: ENCONTRO ESTADUAL DE ESPECIALISTAS EM DIGESTÃO ANAERÓBIA, 1985., São Paulo. **Anais...** São Paulo: DCET. p.73-78.

FORESTI, E. 1987b. Tratamento anaeróbio de despejos de uma indústria de conservas alimentícias em unidade-piloto composta por reator de manta de lodo (UASB) e filtro anaeróbio. In: ENCONTRO ESTADUAL DE ESPECIALISTAS EM DIGESTÃO ANAERÓBIA, 1985., São Paulo. **Anais...** São Paulo: DCET. p.79-85.

FRUTEAU DE LACLOS, H.; DESBOIS, S.; SAINT-JOLY, C. 1997. Anaerobic digestion of municipal solid organic waste.: Valorga full-scale plant in Tilburg, The Netherlands. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON ANAEROBIC DIGESTION, 8., 1997., Sendai. **Proceedings...** *apud* VANDEVIVERE, P.; BAERE, L. de; VERSTRAETE, W. s.d.

GARCIA, J.L.; SCHALK, P. 1999. Biopercolat-procedure. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION SOLID WASTE, 2., 1999, Barcelona. **Proceedings...** *apud* VANDEVIVERE, P.; BAERE, L. de; VERSTRAETE, W. s.d.

GARDNER, N.; MANLEY, B.J.W.; PEARSON, J.M. 1993. Gas emissions from landfills and their contributions to global warming. **Applied Energy** , v.44, p.165-174. *apud* REINKE, D. 1998.

GHOSH, S. et al. 1999. Pilot-scale gasification of MSW by high-rate and two-phase anaerobic digestion. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION SOLID WASTE, 2., 1999, Barcelona. **Proceedings...** *apud* VANDEVIVERE, P.; BAERE, L. de; VERSTRAETE, W. s.d.

GORGATI, C.Q. 1994. **Fração orgânica de lixo urbano como substrato para biodigestor e como matéria-prima para compostagem e vermicompostagem**. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

GORGATI, C.Q.; LUCAS JR., J.de. 1999. Fração orgânica de lixo urbano como substrato para biodigestor. **Energia na Agricultura**, v.14, n.4, p.45-54.

HARPER, S.R.; POHLAND, F.G. 1986. Biotechnology report: recent development in hydrogen management during anaerobic biological wastewater treatment. **Biotechnology and Bioengineering**, v.28, p. 585-602. *apud* CRAVEIRO, A.M. 1994.

HUNGATE, R.E. 1969. A roll-tube method for cultivation of strict anaerobic. In: NORRIS, J.R.; RIBBONS, D.W. (Eds.) **Methods in microbiology**. New York: Academic Press. 3B, p.117-132. *apud* NOVAES, R.F.V. 1987.

HUNGATE, E.R. 1984. Biochemistry and microbiology of anaerobic digestion. **Revista Microbiologia**, v.15, n.4, p.278-292. *apud* QUARESMA, M.Y. do V. 1992.

IBGE - Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso: dezembro de 2000.

IEA - International Energy Agency, 1997. Bioenergy AD Activity 1997 Report, Systems & Markets Overview of AD – Bioenergy Report *apud* VERMA (2002).

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. 1996a. **Guidelines for national greenhouse gas inventories**: reference manual. v.3, Modulo 1. Disponível em: <<http://www.ipcc.ch/>> Acesso: maio de 2001.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. 1996b. **Guidelines for national greenhouse gas inventories**: reporting instructions. v.1. Disponível em:<<http://www.ipcc.ch/>> Acesso: maio de 2001.

IPCC – INTERGOVERNAMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. [2000] **Climate change 2001**: impacts, adaptation, and vulnerability. Geneva: IPCC; New York: US Global Research Information Office. 89p. (Summary for Policymakers and Technical Summary of the Working Group II Report. Part of the Working Group II Contribution to the Third Assessment Report of the IPCC). Disponível em <http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg2/001.thm>

IPCC – INTERGOVERNAMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. 2001. **Climate change 2001**: synthesis report: a contribution of Working Groups I, II and III to the Third Assessment Report of the IPCC). Cambridge: Cambridge University Press. 398p.

IPT - INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO. 2000. **Lixo municipal**: manual de gerenciamento integrado; coordenado por Maria Luiza Otero D’Almeida e André Vilhena. 2.ed. São Paulo: IPT/CEMPRE. 370p. (IPT Publicação, 2622)

IWA SPECIALIST GROUP ON ANAEROBIC DIGESTION; **Newsletter**, jan. 2003. Disponível em <http://www.iwahq.org.uk/pdf/AD_news_Jan_2003.pdf>

KANDEL, R. 1990. **A evolução dos climas**. Lisboa: Terramar. 136p. (Questões de Ciência)

KÜBLER, H.; WILD, M. 1992. The BTA-process high rate biomethanisation of biogenous solid wastes. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION OF SOLID WASTE, 1992, Venice. **Proceedings...** *apud* VANDEVIVERE, P.; BAERE, L. de; VERSTRAETE, W. s.d.

LEVASSEUR, J.-P. 1999. Anaerobic digestion of organic waste: from theory to industrial practice. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ANAEROBIC DIGESTION SOLID WASTE, 2., 1999, Barcelona. **Proceedings...** *apud* VANDEVIVERE, P.; BAERE, L. de; VERSTRAETE, W. s.d.

LEGGET, J. (Ed.) 1992. **Aquecimento global**; o relatório do Greenpeace; tradução de Alexandre Lissovsky e outros. Rio de Janeiro: FGV. 516p.

LEITE, V.D. 1997. **Processo de tratamento anaeróbio de resíduos sólidos urbanos inoculados com lodo de esgoto industrial**. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo.

LETTINGA, G.; HULSHOPPOL, L.W.; ZEEMAN, G. 1996. **Biological wastewater treatment; part 1: anaerobic wastewater treatment**. Wageningen: Wageningen Agricultural University. (Lecture Notes). *apud* CHERNICHARO, C.A. de L. 1997.

LIU, T.; GHOSH, S. 1997. Phase separation during anaerobic fermentation of solid substrates in an innovative plug-flow reactor. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON ANAEROBIC DIGESTION, 1997, Sendai. **Proceedings...** *apud* VANDEVIVERE, P.; BAERE, L. de; VERSTRAETE, W. s.d.

McINERNEY, M.J.; BRYANT, M.P. 1981. Review of methane, fermentation fundamentals. In: WISE, D.L. (Ed.) **Fuel gas production from biomass**. Florida, CRC Press. v.1, p.19-46. *apud* NOVAES, R.F.V. 1987.

MCT – MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA. s.d. **Efeito estufa e a convenção sobre mudança do clima**. Brasília: Departamento de Relações Internacionais, MCT. Disponível em: <www.mct.gov.br>. Acesso em: ago.2001.

NOVAES, R.F.V. 1980. **Microbiology of anaerobic digestion**. São Paulo: CETESB. 13p. *apud* QUARESMA, M.Y. do V. 1992.

NOVAES, R.F.V. 1987. Microbiologia e bioquímica da digestão anaeróbia. In: ENCONTRO ESTADUAL DE ESPECIALISTAS EM DIGESTÃO ANAERÓBIA, 1985., São Paulo. **Anais...** São Paulo: DCET. p.19-36.

NOVAES, W. 2001. **O desafio do lixo**. São Paulo: Departamento de Jornalismo da TV Cultura. 5 fitas de vídeo, VHS, son., color.

NREL - National Renewable Energy Laboratory 1992.. Data Summary of Municipal Waste Management Alternatives, Colorado, US. Volume X. *apud* VERMA 2002

O' KEEFE, D.M. et al. 1992 Sequential batch anaerobic composting. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION OF SOLID WASTE, 1992, Venice. **Proceedings...** *apud* VANDEVIVERE, P.; BAERE, L. de; VERSTRAETE, W. s.d.

OLESZKIEWICZ, J.A.; POGGI-VERALDO. 1997. High-solid anaerobic digestion of mixed municipal and industrial waste. **Journal Environment Eng.**, v.123, p.1087-1092. *apud* VANDEVIVERE, P.; BAERE, L. de; VERSTRAETE, W. s.d.

ORTH, M.H. de A. 2001. **Geração de eletricidade com gás de lixo em São Paulo**. Disponível em <<http://br.groups.yahoo.com/group/gasdeaterro/files/>> Acesso em: abr. 2003.

PALMOWSKI, L.; MÜLLER, J. 1999. Influence of the size reduction of organic waste on their anaerobic digestion. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION SOLID WASTE, 2., 1999, Barcelona. **Proceedings...** *apud* VANDEVIVERE, P.; BAERE, L. de; VERSTRAETE, W. s.d.

PAVAN, P. et al. 1999a. Two-phase anaerobic digestion of source-sorted OFMSW: performance and kinetic study. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION SOLID WASTE, 2., 1999, Barcelona. **Proceedings...** *apud* VANDEVIVERE, P.; BAERE, L. de; VERSTRAETE, W. s.d.

PERES, C.S.; FIGUEIREDO, M.G.; ALTERTHUM, F. 1987. Avaliação da população bacteriana em biodigestores. In: ENCONTRO ESTADUAL DE ESPECIALISTAS EM DIGESTÃO ANAERÓBIA, 1985., São Paulo. **Anais...** São Paulo: DCET. p.43-51.

PRADELLA, D.Z.A.; ALVES, J.W.S. Geração de energia com biogás: a hora da retomada. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENERGIA, 9., 2002, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: Disponível em: <http://ipccprojeto.org.br/upload/relatorio_sintese.pdf> Acesso em: out. 2002.

PROSAB – PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO. 1999. **Manual prático para a compostagem de biossólidos**. Rio de Janeiro: ABES. 84p.

QUARESMA, M.Y. do V. 1992. **Avaliação da eficiência e da qualidade dos resíduos gerados em biodigestores anaeróbios operados com cargas orgânicas crescentes e diferentes granulometrias de resíduos sólidos domésticos**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Fermentação) - Faculdade de Ciências Farmacêuticas, Universidade de São Paulo, São Paulo.

REINKE, D. 1998. **Design and construction of a pilot plant for digestion of municipal solid waste**. Australia. 54p. (Undergraduate Thesis Report, Department of Chemical Engineering)

SCHERER, P.A. et al. 1999. Development of a methanogenic process to degrade exhaustively municipal ' residual refuse' (MRR) and ' grey waste' under thermophilic and hyperthermophilic conditions. . In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION SOLID WASTE, 2., 1999, Barcelona. **Proceedings...** apud VANDEVIVERE, P.; BAERE, L. de; VERSTRAETE, W. s.d.

SILVEY, P. et al. 1999. Microbial ecology of the leach bed anaerobic digestion of unsorted municipal solid waste. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION SOLID WASTE, 2., 1999, Barcelona. **Proceedings...** apud VANDEVIVERE, P.; BAERE, L. de; VERSTRAETE, W. s.d.

SMA – SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE. 2002. **AGENDA 21 em São Paulo**; 1992-2002. São Paulo. 142p.

STEWART, G.R. s.d. **Energy**: warming the earth the atmosphere. Cap.3, p.62 apud ALVES, J.W.S. 2000.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S.A. 1994. **Gestión integral de residuos sólidos**; traducción y revisión técnica Juan Ignacio Tejero Monzon, José Luis Guil Diaz, Marcel Szanto Narea. Madrid: McGraw-Hill. 1107p.

TRÖSCH, W.; NIEMANN, V. 1999. Biological waste treatment using the thermophilic Schwarting-Uhde process. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION SOLID WASTE, 2., 1999, Barcelona. **Proceedings...** apud VANDEVIVERE, P.; BAERE, L. de; VERSTRAETE, W. s.d.

TSUTIYA, M.T. et al. (Eds.) 2001. **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP. 468p.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY. s.d. **Climate change**. Disponível em <<http://www.epa.gov>> Acesso em 2000.

UNESCO. 1984. **Análisis tecnológico de la generación de biogás**. Montevideo. 78p.

VANDEVIVERE, P.; BAERE, L. de; VERSTRAETE, W. s.d. Type of anaerobic digesters for solid wastes. In: BIOMETHANIZATION of MSW. part 4, 31p. Disponível em <http://www.iwahq.org.uk/pdf/AD_news_Jan_2003.pdf>

VANDEVIVERE, P.; BAERE, L. de; VERSTRAETE, W. 1999. Unpublished manuscript. *apud* VERMA, S. 2002.

VERMA, S. 2002. **Anaerobic digestion of biodegradable organic in municipal solid wastes**. 50p. Thesis (Master of Science degree in the Earth Resources Engineering) Foundation School of Engineering & Applied Science, Columbia University.

VISSER, A. 1995. **Anaerobic treatment of sulphate containing wastewater**. Wageningen: Wageningen Agricultural University. (Lecture Notes). *apud* CHERNICHARO, C.A. de L. 1997.

WEILLAND, P. 1992. One- and two-step anaerobic digestion of solid agroindustrial residues. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION OF SOLID WASTE, 1992, Venice. **Proceedings...** *apud* VANDEVIVERE, P.; BAERE, L. de; VERSTRAETE, W. s.d.

WEILAND, P. 1993. One-and two-step anaerobic digestion of solid agroindustrial residues. **Water Sciences and Technology**, v.27, n.2, p.145-151.

WEILAND, P. 2000. Cofermentation of organic wastes: concepts, processes and new developments. In: INTERNATIONAL MEETING CHEMICAL ENGINEERING, ENVIRON. PROTEC., BIOTECHNOL., 2000, Dechema. **Abstracts. of the lecture Group Environ. Technol.** p.192-194. *apud* VANDEVIVERE, P.; BAERE, L. de; VERSTRAETE, W. s.d.

WELLINGER, A.; WILDMER, C.; SCHALK, P. 1999. Percolation - a new process to treat MSW. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION SOLID WASTE, 2., 1999, Barcelona. **Proceedings...** *apud* VANDEVIVERE, P.; BAERE, L. de; VERSTRAETE, W. s.d.

WESTERGARD, R.; TEIR, J. 1999. The Waasa process integrated in the eco-cycling society. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ANAEROBIC DIGESTION SOLID WASTE, 2., 1999, Barcelona. **Proceedings...** *apud* VANDEVIVERE, P.; BAERE, L. de; VERSTRAETE, W. s.d.

ZEIKUS, J.G. 1980. Microbial population in digesters. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM NA ANAEROBIC DIGESTION, 1., 1979, Cardiff, University College. **Proceedings...** London: Applied Science. p.61-89. *apud* CRAVEIRO, A.M. 1994.

ZINDER, S.H. 1984. Microbiology of anaerobic conversion for organic wastes to methane: recent developments. **ASM News**, v.50, n.7, p.294-298. *apud* QUARESMA, M.Y. do V. 1992.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)