



REDE COOPERATIVA DE PESQUISAS

**Aproveitamento do Lodo Gerado
em Estações de Tratamento de Água e
Esgotos Sanitários, Inclusive com a
Utilização de Técnicas Consorciadas
com Resíduos Sólidos Urbanos**

INSTITUIÇÕES PARTICIPANTES

SANEPAR, UEL, UFRGS, UFPb, UNISINOS, UFSCar, UFES



Cleverson Vitório Andreoli
(coordenador)

Resíduos Sólidos do Saneamento: Processamento, Reciclagem e Disposição Final

Curitiba-PR
2001



Copyright © 2001 ABES – RJ

1ª Edição – tiragem: 1.300 exemplares

Projeto gráfico, revisão, editoração eletrônica e fotolitos:

RiMa Artes e Textos

Rua Conselheiro João Alfredo, 175 – Jd Paraíso

CEP 13561-110 – São Carlos-SP

Fone: (0xx16) 272-5269 Fax: (0xx16) 272-3264

www.rimaeditora.com.br e-mail: rmartes@terra.com.br

Coordenador

Cleverson Vitório Andreoli

As páginas coloridas deste livro foram financiadas pela UNISINOS.

T776 Resíduos sólidos do saneamento: processamento,
reciclagem e disposição final / Cleverson
Vitório Andreoli (coordenador). -- Rio de
Janeiro : RiMa, ABES, 2001.

282 p. : il.

Projeto PROSAB.

ISBN: 85-86552-19-4

1. Lodo. 2. Biossólidos. 3. Resíduos sólidos.
4. Disposição final. I. Andreoli, Cleverson
Vitório.



PROSAB 2 – TEMA IV

REDE COOPERATIVA DE PESQUISAS

Aproveitamento do Lodo Gerado em Estações de Tratamento de Água e Esgotos Sanitários, Inclusive com a Utilização de Técnicas Consorciadas com Resíduos Sólidos Urbanos

Coordenador Nacional da Rede
Cleverson Vitório Andreoli

Coordenadores de Projeto

Aureliano Nogueira da Costa – UFES
Cleverson Vitório Andreoli – SANEPAR
David Manuel Lelinho da Motta Marques – UFRGS
Fernando Fernandes – UEL
João Sérgio Cordeiro – UFSCar
Luciana Paulo Gomes – UNISINOS
Paula Frassinetti Feitosa Cavalcanti – UFPB

Grupo de Apoio à Coordenação
Andréia C. Ferreira (coordenação técnica)
Claudia R. Teles (coordenação técnica)
Marilene M. Lora (coordenação administrativa)

Organização
Cleverson Vitório Andreoli
Andréia Cristina Ferreira

Consultores
Marcelo Teixeira Pinto
Marcos Omir Marques



Apresentação

Esta publicação é um dos produtos da Rede de Pesquisas sobre o tema “*Aproveitamento do Lodo Gerado em Estações de Tratamento de Água e Esgotos Sanitários, Inclusive com a Utilização de Técnicas Consorciadas com Resíduos Sólidos Urbanos*”, do Programa de Pesquisas em Saneamento Básico – PROSAB, Edital 2, coordenada pelo prof. Dr. Cleverson Vitorio Andreoli, da SANEPAR.

O objetivo geral do Programa é desenvolver e aperfeiçoar tecnologias nas áreas de águas de abastecimento, águas residuárias e resíduos sólidos que sejam de fácil aplicabilidade, baixo custo de implantação, operação e manutenção e que resultem na melhoria da qualidade de vida da população brasileira, especialmente das camadas menos favorecidas.

Operacionalizado por intermédio de redes cooperativas e gerenciado pela Finep, o PROSAB já lançou três editais para a seleção de instituições capacitadas para desenvolver projetos em temas prioritários (1996, 1998 e 2000). Contando com o apoio da ABES, o financiamento do PROSAB é compartilhado pela Finep, pelo CNPq e pela CAIXA, que alocam recursos para projetos, bolsas de pesquisa e ações de avaliação e divulgação, respectivamente.

A execução das pesquisas de forma cooperada tem permitido a abordagem integrada das ações dentro de cada tema, otimizando a aplicação dos recursos e evitando a duplicidade e a pulverização de iniciativas. As redes integram os pesquisadores das diversas instituições, homogeneizam a informação entre seus integrantes e possibilitam a capacitação permanente de instituições emergentes. No âmbito de cada rede, os projetos das diversas instituições possuem interfaces e enquadram-se em uma proposta global de estudos, garantindo a geração de resultados de pesquisa efetivos e prontamente aplicáveis no cenário nacional. A atuação em rede permite, ainda, a padronização de metodologias de análises, a constante difusão e circulação de informações entre as instituições, o estímulo ao desenvolvimento de parcerias e a maximização dos resultados.

As redes de pesquisas são acompanhadas e permanentemente avaliadas pelos consultores, pelas agências financeiras e pelo grupo coordenador, por intermédio de reuniões periódicas, visitas técnicas e seminários anuais.

O PROSAB tem sido divulgado por meio de sua home page (www.finep.gov.br/prosab), das diversas publicações, da apresentação de trabalhos e da participação em mesas redondas nos principais eventos da área. Ao término de cada edital são elaborados livros, manuais e coletânea de artigos versando sobre as tecnologias desenvolvidas, os quais são distribuídos gratuitamente para prefeituras, concessionárias de serviços de saneamento e bibliotecas.

Ao longo dos últimos cinco anos, o PROSAB vem se destacando na área de saneamento como modelo de gestão de programa cooperativo e financiamento compartilhado, em função dos resultados já obtidos: desenvolvimento e aperfeiçoamento de diversas tecnologias, produtividade científica, formação e capacitação de recursos humanos especializados, modernização da infra-estrutura de pesquisa e desenvolvimento, consolidação de grupos de pesquisa emergentes, entre outros.



GRUPO COORDENADOR DO PROSAB

Jurandyr Povinelli – EESC

jpovinel@sc.usp.br

Cícero O. de Andrade Neto – UFRN

cicero@ct.ufrn.br

Deíza Lara Pinto – CNPq

dlara@cnpq.br

Marcos Helano Montenegro – ASSEMAE

mhfm@uol.com.br

Anna Virgínia Machado – ABES

annav@ax.apc.org

Sandra Helena Bondarowsky – CAIXA

sandra.bondarowsky@caixa.gov.br

Jeanine Ribeiro Claper – CAIXA

jeanine.claper@caixa.gov.br

Irene Guimarães Altafin – Finep

ialtafin@finep.gov.br

Elisabete Pinto Guedes – Finep

epgueudes@finep.gov.br

Célia Maria Poppe de Figueiredo – Finep

cmfigue@finep.gov.br

O PROSAB, Edital 2, foi parcialmente financiado com recursos do contrato Finep-BID 880-OC/BR.

As instituições do Estado de São Paulo (EESC-USP e Unicamp) contaram com recursos adicionais da Fapesp.



AUTORES DOS CAPÍTULOS

Adelaide de Fátima Santana da Costa – Profa... Dra. do Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural – INCAPER, Pesquisadora no PROSAB 2, Tema IV, na área de Fitotecnia.

*Endereço: Av. Nogueira da Gama, 720. Linhares, ES – CEP. 29.900-040
E-mail: aucosta@escelsa.com.br*

Adrianus Cornelius van Haandel – Prof. Ph.D do Departamento de Engenharia Civil (DEC) da Universidade Federal da Paraíba UFPB.

*Endereço: Rua Aprígio Veloso, 882 Campina Grande – Pb cep. 58109-970.
E-mail: prosab@cgnet.com.br*

Almir Sales – Prof. Dr. da Universidade Federal de São Carlos, Departamento de Engenharia Civil, Pesquisador do projeto de pesquisa da UFSCar no PROSAB, Tema IV.

*Endereço: Rod. Washington Luiz, km 235 São Carlos – SP CEP. 13565-905.
E-mail: almir@power.ufscar.br*

Ana Paula Silva – Engenheira Civil, Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento, Pesquisadora.

Endereço: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Av. Bento Gonçalves, 9500; Cx.P. 15020, CEP 91501-970; Porto Alegre, RS.

Andréia Cristina Ferreira – Enga. Agrônoma pela UFPR, MSc. em Ciência do Solo (UFPR), Bolsista DTI/RHAE, Pesquisadora pelo PROSAB 2 e 3, Tema IV e Integrante do Grupo Coordenador do Programa Interdisciplinar de Pesquisas em Reciclagem Agrícola do Lodo de Esgoto da SANEPAR/GECIP.

*Endereço: R. Eng.Rebouças, 1376 – Rebouças-Curitiba/PR CEP 80215-900.
E-mail: andreiacf@sanepar.pr.gov.br*

Aureliano Nogueira da Costa – Prof. Dr. do Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural – INCAPER, Pesquisador – Coordenador do projeto de pesquisa da UFES no PROSAB 2, Tema IV, na área de Solos e Nutrição de Plantas.

*Endereço: Av. Nogueira da Gama, 720. Linhares, ES – CEP. 29.900-040
E-mail: aucosta@escelsa.com.br*

Charles Carneiro – Eng.Agrônomo, MSc. em Ciência do Solo (UFPR), Bolsista DTI/RHAE, Pesquisador na SANEPAR pelo PROSAB 2 Continuidade, Tema IV
Endereço: R. Eng.Rebouças, 1376 – Rebouças-Curitiba/PR CEP 80215-900.
E-mail: ccc00@bol.com.br

Claudia Rodrigues Teles – Enga. Florestal, MSc. em Eng. Ambiental, ex-bolsista na SANEPAR, Prof. Assistente I no CEFET/PR.
Endereço: R. Sete de Setembro, 3165 – Centro – Curitiba/PR – CEP 80230-901.
E-mail: claudiat@cefetpr.br

Cleverson Vitório Andreoli – Eng. Agrônomo, Dr. em Meio Ambiente e Desenvolvimento (UFPR), Coordenador do Programa Interdisciplinar de Pesquisas em Reciclagem Agrícola do Lodo de Esgoto da Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR / Grupo Específico de Consultoria, Intercâmbio e Pesquisa – GECIP. Professor do Departamento de Solos da Universidade Federal do Paraná.

Endereço: R. Eng.Rebouças, 1376 – Rebouças – Curitiba/PR CEP 80215-900.
E-mail : c.andreoli@sanepar.pr.gov.br

Cristina Cherubini – Zootecnista, Mestranda em Ciência do Solo (UFPR), Bolsista de Aperfeiçoamento, Pesquisadora na SANEPAR pelo PROSAB 2 Continuidade, Tema IV.

Endereço: R. Eng.Rebouças, 1376 – Rebouças-Curitiba/PR CEP 80215-900.
E-mail : ccherubi@sanepar.pr.gov.br

Dalton Luis da Cunha Ramaldes – Eng. Mecânico pela Escola de Engenharia da Universidade Federal E. Santo, especialização em Saúde Pública pela UNEARP, pós-graduação em Sistema de Energia na UFES, mestrando em Engenharia Ambiental na UFES, Chefe da Divisão de Esgoto Sul – Companhia Espírito Santense de Saneamento – CESAN.

Endereço: Avenida Governador Bley, 186 – 3º andar, Edifício Banco Mineiro da Produção, Centro, Vitória (ES), CEP 29.010-150

David da Motta Marques – Biólogo, Doutor em Engenharia Ambiental, Pesquisador/Coordenador do projeto de pesquisa do IPH no PROSAB, Tema IV.
Endereço: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Av. Bento Gonçalves, 9500; Cx.P. 15020, CEP 91501-970; Porto Alegre-RS

E-mail : dmm@iph.ufrgs.

Diego Alfonso Erba – Prof. Dr. da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, Pesquisador no projeto de pesquisa da UNISINOS no PROSAB2, Tema IV, na área de Cartografia.

Endereço : Av. Unisinos, 950 São Leopoldo – RS CEP. 93022-000.
E-mail : diego@euler.unisinos.br

Fernando Fernandes – Eng. Civil pela UNICAMP, Dr. pelo Instituto Nacional Politécnico de Toulouse em Tratamento de Resíduos, Prof. adjunto na área de Saneamento do Centro de Tecnologia e Urbanismo da Universidade Estadual de Londrina.

Endereço: Campus Universitário Londrina/Centro de Tecnologia e Urbanismo. C.Postal 6001 CEP 86051-990 Londrina/PR

E-mail: fernando@uel.br

Fernando Fernandes – Eng. Civil pela UNICAMP, Dr. pelo Instituto Nacional Politécnico de Toulouse em Tratamento de Resíduos, Prof. adjunto na área de Saneamento do Centro de Tecnologia e Urbanismo da Universidade Estadual de Londrina.

Endereço: Campus Universitário Londrina/Centro de Tecnologia e Urbanismo – C.Postal 6001 CEP 86051-990 Londrina/PR

E-mail : fernando@uel.br

Francisco Bidone – Engenheiro Civil, Doutor em Hidráulica e Saneamento, Pesquisador.

Endereço: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Av. Bento Gonçalves, 9500; Cx.P. 15020, CEP 91501-970; Porto Alegre-RS

João Sérgio Cordeiro – Prof. Dr. da Universidade Federal de São Carlos, Departamento de Engenharia Civil, Coordenador do projeto de pesquisa da UFSCar no PROSAB, Tema IV.

Endereço : Rod. Washington Luiz, km 235 São Carlos – SP CEP. 13565-905.

E-mail : cordeiro@power.ufscar.br

Luciana Paulo Gomes – Profa... Dra. da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, Coordenadora e pesquisadora na área de Resíduos Sólidos e Geoprocessamento.*Endereço :* Av. Unisinos, 950 São Leopoldo – RS CEP. 93022-000.

E-mail : lugomes@euler.unisinos.br

Marcelo A. Teixeira Pinto – Eng. Químico, Mestrado em Saúde Pública e Engenharia de Controle Ambiental na University of Strathclyde (UK), Especialização em Engenharia de Sistemas de Esgotos no Japão, Atualmente Assessor de Qualidade de Serviços da Companhia de Saneamento do Distrito Federal – CAESB

Endereço: SCS QuaDra.04 bloco A, 67/97 Edifício CAESB. Brasília/DF 70300904

E-mail : marcelo.teixeira@persocom.com.br

Márcia Regina Pereira Lima – Engenheira Civil – UFES; pós graduada em Saneamento – CEFET – MG; MSc Engenharia Ambiental – UFES; Professora do Centro Federal de Educação Tecnológica do Espírito Santo.

Endereço: Coordenadoria de Meio Ambiente – Centro Federal de Educação Tecnológica do Espírito Santo, Av. Vitória, 1729 , Jucutuquara, Vitória (ES), CEP 29.040-333, Fone: (27) 331-2237

E-mail: marcialima@cefetes.br

Marcos Omir Marques – Prof. Adjunto da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP – "Campus" de Jaboticabal, *Departamento de Tecnologia*. Consultor do PROSAB 2, Tema IV.

Endereço: Via de Acesso Prof. Paulo Donato Castellane, km5. Jaboticabal – SP CEP. 14870-000.

E-mail : omir@fcav.unesp.br

Maurício Veronez – Prof. MSc. da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, Pesquisador no projeto de pesquisa da UNISINOS no PROSAB2, Tema IV, na área de Cartografia.

Endereço : Av. Unisinos, 950 São Leopoldo – RS CEP. 93022-000.

E-mail : veronez@euler.unisinos.br

Osmar Wöhl Coelho – Prof. Dr. da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, Pesquisador no projeto de pesquisa da UNISINOS no PROSAB 2, Tema IV, na área de Geologia/Solos e Geoprocessamento.

Endereço : Av. Unisinos, 950 São Leopoldo – RS CEP. 93022-000.

E-mail : osmar@euler.unisinos.br

Paula Frassinetti Feitosa Cavalcanti – Profa... MSc do Departamento de Engenharia Civil (DEC) da Universidade Federal da Paraíba UFPB

Endereço : Rua Aprígio Veloso, 882 Campina Grande – Pb cep. 58109-970.

E-mail : prosab@cgnet.com.br

Reynaldo Campos Santana – Prof. Dr. da Unilinhares no PROSAB 2, Tema IV, na área de Solos e Nutrição de Plantas.

Endereço : Rua Odette de Oliveira Lacourt, 358/201 Jardim da Penha, Vitória-ES CEP. 29060-050

E-mail : rcsantana@escelsa.com.br

Ricardo Franci Gonçalves – Engenheiro Civil e Sanitarista – UERJ, pós graduado em Engenharia de Saúde Pública – ENSP/RJ, DEA – Ciências do Meio Ambiente – Universidade Paris XII, ENGREF, ENC, Paris, Doutor em Engenharia do tratamento e Depuração de Águas – INSA de Toulouse, França, Professor Adjunto do DHS e do PEMEA – UFES, Prof. Adjunto I do Dept. de Hidráulica e Saneamento e do Programa de Mestrado Engenharia Ambiental/Universidade Federal do Espírito Santo.

Endereço: Departamento de Hidráulica e Saneamento – CT – Universidade Federal do Espírito Santo, C. P. 01-9011, CEP 29.060-970, Vitória (ES), fax/fone: (27) 335 2857

E-mail: franci@npd.ufes.br

Silvia Galvão de Souza – Eng. Eletricista, Mestre pela UFSC e doutoranda em automação industrial na UFSC. Professora adjunta na área de Engenharia Elétrica do centro de Tecnologia e Urbanismo da Universidade Estadual de Londrina.

Endereço: Campus Universitário Londrina/Centro de Tecnologia e Urbanismo – C.Postal 6001 CEP 86051-990 Londrina/PR

E-mail : Silvia@uel.br



EQUIPES DE PESQUISA

Projeto Universidade Federal da Paraíba – UFPb / PROSAB 2

TEMA IV

“Geração, estabilização e secagem de lodo de sistemas de tratamento biológico de esgoto municipal”

Paula Frassinetti Feitosa Cavalcanti – Coordenadora

Adrianus Cornelius van Haandel – Pesquisador

Jair Alves Dionísio – Pesquisador

Márcia Liane Freire Pereira – Bolsista DTI

Ruth Silveira do Nascimento – Bolsista DTI

Mabel Calina da França Paz – Bolsista DTI

Múcio Antonio da França Paz – Bolsista AT

Nélia Luna Leal – Bolsista AT

Projeto Universidade Estadual de Londrina – UEL / PROSAB 2

TEMA IV

“Parâmetros de estabilização, processo e projeto para usinas de compostagem de lodo e outros resíduos sólidos urbanos”

Sandra Márcia Cesário Pereira da Silva – Pesquisadora

Deise Dias Lopes – Pesquisadora

Claúdio Waldir Nunes –BolsistaRHAE/CNPq

Fabiana Yuri Izumi – Bolsista de iniciação científica – CNPq

Fernando César Barbosa de Castro – Estagiário

Gisele Cristina Barione – Pesquisadora

Halha Ostrenski Saridakis – Pesquisadora

Irene Domenes Zappanolli – Pesquisadora

Julio Kazuhiro Tino – Bolsista de iniciação científica – CNPq

Kellen Cristina Baratela – Pesquisadora

Maria Assima Bittar Gonçalves – Bolsista AP – CNPq

Marilúcia Santos Ludovico – Pesquisadora

Reinaldo Gonçalves Nogueira – Pesquisador

Ruberlei Gaino – Pesquisador

Silvia Galvão de Souza – Pesquisadora

Fernando Fernandes – Pesquisador

**Projeto Universidade Federal do Espírito Santo – UFES / PROSAB
2 TEMA IV**

**“Valorização do lodo de lagoas de estabilização anaeróbias
como fonte de matéria orgânica e de nutrientes no cultivo co-
mercial do mamoeiro no Estado do Espírito Santo”**

Aureliano Nogueira da Costa – Coordenador

Adelaide de Fátima Santana da Costa – Pesquisadora

Ricardo Franci Gonçalves– Pesquisador

Regina de Pinho Keller Gonçalves – Pesquisadora

Reynaldo Campos Santana – Pesquisador

Márcia Regina Pereira Lima- Pesquisadora

Fabiana R. F. Passamani– Bolsista DTI

Bethânia Franco E. de Andrade– Bolsista AT-NM

Eliane Geraldo– Bolsista AT-NM

Wellington B. Marre– Bolsista AT-NM

**Projeto Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR /
PROSAB 2 TEMA IV**

**“Operacionalização das alternativas de secagem, desinfecção e
disposição final de lodo de esgoto.”**

Cleverson Vitório Andreoli – Coordenador

Aderlene Inês de Lara – Pesquisadora

Andréia Cristina Ferreira – Bolsista DTI/RHAE

Charles Carneiro – Bolsista DTI/RHAE

Cinthya Hoppen – Pesquisadora

Claudia Rodrigues Teles – Pesquisadora

Cristina Cherubini – Bolsista AP

Deógenes Sereninski – Pesquisador

Diana de Medeiros Baptista- Estagiária

Eduardo Sabino Pegorini – Pesquisador

Eliseu Grzeszezyzen – Pesquisador

Haroldo Benedito Alves – Pesquisador

Luiz Ramos de Castro – Bolsista AT – NS

Otto Samuel Mader Netto – Estagiário

Ricardo G. Ilhenfeld – Pesquisador

Silvana Backes – Estagiária

Vanessa Galperin – Pesquisadora

Projeto Universidade Federal de São Carlos – UFSCAR / PROSAB

2 TEMA IV

“Remoção de água de lodo de ETAs através de leitos de secagem modificados e incorporação da fase sólida em matrizes de cimento inclusive com o reaproveitamento do entulho de construção”

João Sérgio Cordeiro – Coordenador

Almir Sales – Pesquisador

João Fernando Possato – Bolsista AT

Carlos Roberto da Costa – Bolsista AT

Francis Rodrigues de Souza – Bolsista IC

Cali Laguna Achon – Bolsista IC

Alexandre Marques Butler – Bolsista IC

Alexandre Alves Freitas – Bolsista IC

Projeto Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH / PROSAB 2

TEMA IV

“Lodos produzidos nas estações de tratamento de água (ETAs): desidratação em leitos de secagem e codisposição em aterros sanitários”

David da Motta Marques – Coordenador

Francisco Bidone – Pesquisador

Ana Paula Silva – Pesquisadora

Vanessa Becker – Bolsista de Apoio Técnico/CNPq

Karem de Oliveira – Bolsista de Apoio Técnico /CNPq

Projeto Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS / PROSAB 2 TEMA IV

“Critérios para seleção de áreas para disposição final e co-disposição de Resíduos Sólidos (Lodos de Estações de Tratamento de Esgotos – ETEs e de Estações de Tratamento de Água – ETAs e Resíduos Sólidos Urbanos – R.S.U) e valorização agrícola do lodo produzido em ETEs”

Luciana Paulo Gomes – Coordenadora

Osmar Wöhl Coelho – Pesquisador

Diego Alfonso Erba – Pesquisador

Maurício Veronez – Pesquisador

Agnes Fleck – Bolsista IC

Fernanda Wiebusch – Bolsista IC

Rose Marie Silveira – Bolsista IC

Marcelo de Oliveira Caetano – Bolsista IC

Aldrim Quadros de Vargas – Bolsista IC

Sumário

Introdução	XXI
Seção 1 – Processamento de Lodos de Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs)	1
Introdução	1
Capítulo 1 – Geração e Composição de Lodo em Sistemas de Tratamento de Esgotos Sanitários	3
1.1 Introdução	3
1.2 Aspectos Estequiométricos do Metabolismo Bacteriano	5
1.3 Aspectos da Cinética do Metabolismo Bacteriano	8
1.4 Produção e Composição de Lodo em Sistemas de Tratamento Anaeróbio	10
1.5 Produção e Composição de Lodo em Sistemas de Tratamento Aeróbio	21
1.6 Referências Bibliográficas	27
Capítulo 2 – Estabilização de Lodo de Esgoto	29
2.1 Introdução	29
2.2 Objetivos e Necessidade da Estabilização do Lodo de Esgoto	31
2.2.1 Microrganismos Patogênicos	32
2.2.2 Odores	33
2.3 Processos de Estabilização de Lodos	34
2.3.1 Processos Biológicos de Estabilização	34
2.3.2 Estabilização Química	48
2.3.3 Oxidação Úmida (AOP – Air Oxidation Process)	50
2.3.4 Pasteurização	50
2.3.5 Secagem Térmica	51
2.4 Parâmetros de Avaliação do Grau de Estabilização	51
2.5 Higienização como Fase Avançada da Estabilização	52
2.6 Referências Bibliográficas	55
Capítulo 3 – Desidratação de Lodo de Esgotos	57
3.1 Introdução	57
3.2 Condicionamento do Lodo	58

3.2.1	Coagulantes Sais Metálicos e Cal	58
3.2.2	Polímeros Orgânicos (Polieletrólico)	60
3.2.3	Fatores Que Afetam o Condicionamento	61
3.2.4	Testes de Laboratório para Seleção de Polímeros – TSC (Tempo de Sucção Capilar) Utilizando Lodo de Reator Tipo UASB Condicionado com Polímeros	62
3.3	Principais Processos Utilizados na Desidratação de Lodo	63
3.3.1	Leitos de Secagem	63
3.3.2	Centrífugas	75
3.3.3	Prensa Desaguadora	81
3.3.4	Filtro-prensa	84
3.3.5	Secagem Térmica	84
3.4	Referências Bibliográficas	86
Capítulo 4 – Higienização do Lodo de Esgoto		87
4.1	Introdução	87
4.2	Processos de Higienização	89
4.2.1	Caleação	90
4.3	Operacionalização dos Processos de Higienização Alcalina	99
4.3.1	Sistemas de Médio e Grande Porte	99
4.3.2	Sistemas de Pequeno Porte	100
4.4	Uso da Energia Solar e Biogás	105
4.4.1	Efeitos do Biogás na Higienização do Lodo	107
4.4.2	Efeito da Solarização na Higienização do Lodo	109
4.4.3	Efeitos da Estufa Plástica na Higienização do Lodo	111
4.4.4	Efeito do Revolvimento na Higienização do Lodo	112
4.5	Efeito da Compostagem na Eliminação de Patógenos do Lodo	113
4.5.1	Resultados da Compostagem em Leiras Revolvidas na Eliminação de Ovos de Helmintos	115
4.6	Referências Bibliográficas	116
Seção 2 – Processamento de Lodos de Estações de Tratamento de Água (ETAs)		119
Capítulo 5 – Processamento de Lodos de Estações de Tratamento de Água (ETAs)		121
5.1	Introdução	121
5.2	Aspectos Históricos sobre os Despejos de Decantadores de ETAs no Brasil	122
5.3	Origem, Características e Quantificação de Lodos de ETAs	125
5.3.1	Aspectos Legais Referentes ao Descarte de Lodos de ETAs	127
5.3.2	Quantificação	129
5.3.3	Leitos de Secagem	131
5.3.4	Transporte de Lodo	136

5.3.5 C custos dos Sistemas de Leitos de Drenagem/Secagem	137
5.3.6 Questões Operacionais nos Sistemas	139
5.4 Referências Bibliográficas	141

Seção 3 – Reciclagem e Disposição Final de Resíduos Sólidos . 143

Capítulo 6 – Critérios de Seleção de Áreas para Disposição Final de Resíduos Sólidos 145

6.1 Introdução	145
6.2 Geoprocessamento e Abordagem Metodológica	146
6.2.1 Inventário	148
6.2.2 Processamento	149
6.2.3 Análise	150
6.2.4 Previsão/Viabilidade	155
6.3 Estudo de Caso – Seleção de Áreas para Disposição Final de Resíduos no Município de São Leopoldo, RS	155
6.3.1 Caracterização do Município	155
6.3.2 Cartografia	155
6.3.3 Cartografia Temática	156
6.3.4 Considerações Específicas para o Município de São Leopoldo, RS	156
6.3.5 Resultados	156
6.3.6 Conclusões	160
6.5 Referências Bibliográficas	162

Capítulo 7 – Critérios de Seleção de Áreas para Reciclagem Agrícola de Lodos de Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) 165

7.1 Introdução	165
7.2 Aspectos Técnicos, Abrangência e Inter-relações da Reciclagem Agrícola do Lodo de ETEs	166
7.3 Dinâmica e Efeitos da Matéria Orgânica dos Solos	167
7.4 Abordagem do Problema	171
7.4.1 Inventário	173
7.4.2 Processamento e Análise	174
7.5 Estudo de Caso – Reciclagem Agrícola de Lodos de ETEs no Município de São Leopoldo, RS	180
7.5.1 Análise dos Resultados e Cenários Evolutivos	183
7.5.2 Cálculo da Dose de Lodo de Esgoto, de Acordo com o Potencial de Neutralização do Lodo e a Necessidade de Nitrogênio da Cultura	184
7.6 Referências Bibliográficas	186

Capítulo 8 – Estudo de Caso – Utilização de Lodo de Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) na Cultura do Mamoeiro no Norte do Estado do Espírito Santo	189
8.1 Uso do Lodo no Cultivo do Mamoeiro	189
8.2 Caracterização do Solo	190
8.2.1 Constituição do Solo	191
8.2.2 Estrutura e Espaço Poroso do Solo	191
8.2.3 Densidade	192
8.2.4 Adsorção e Troca Iônica	193
8.2.5 Soma de Bases (SB), Saturação por Bases (V) e por Alumínio (m)	193
8.2.6 Capacidade de Troca Catiônica (CTC)	194
8.2.7 Matéria Orgânica	194
8.2.8 Relação C/N	195
8.2.9 Classes de Solos	196
8.3 Manejo do Lodo no Cultivo do Mamoeiro	197
8.3.1 Caracterização do Lodo	197
8.3.2 Análise Físico-química do Lodo	198
8.3.4 Análises Microbiológicas do Lodo	198
8.3.5 Análises Microbiológicas do Lodo de Esgoto no Solo	198
8.3.6 Caracterização Físico-química do Lodo	199
8.3.7 Experimento de Campo	200
8.3.8 Uso do Lodo sem Higienização no Mamoeiro	202
8.3.9 Experimento 2: Uso do Lodo, Higienizado com Cal Virgem, na Cultura do Mamoeiro	207
8.4 Outras Variáveis Agronômicas	210
8.4.1 Avaliação de Doenças na Cultura do Mamoeiro	210
8.4.2 Avaliação do Sistema Radicial	210
8.4.3 Altura de Planta	211
8.4.4 Densidade do Solo	211
8.5 Referências Bibliográficas	212
Capítulo 9 – Lodos Produzidos nas Estações de Tratamento de Água (ETAs): Desidratação em Leitos de Secagem e Codisposição em Aterros Sanitários	215
9.1 Introdução	215
9.2 Os Lodos de ETAs	217
9.2.1 Geração	217
9.2.2 Características	217
9.2.3 Classificação Segundo a NBR 10004	219
9.2.4 Métodos de Tratamento e Disposição Final	220
9.3 Referências Bibliográficas e Bibliografia Consultada	240

Capítulo 10 – Imobilização da Fase Sólida de Lodos de Estações de Tratamento de Água (ETAs)	245
10.1 Introdução	245
10.2 Reciclagem de Resíduos da Construção no Brasil	245
10.2.1 Situação Atual	246
10.2.2 Conseqüências da Geração de Resíduos da Construção para o Meio Ambiente	247
10.3 Utilização da Fase Sólida dos Resíduos de Etas com Agregados Naturais e Reciclados	247
10.3.1 Estudo com Argamassas e Concretos	250
10.3.2 Resistência à Compressão para Concretos com Resíduos de ETAs e Entulho	250
10.3.3 Absorção de Água para Concretos com Resíduos de ETAs e Entulho	252
10.3.4 Outras Propriedades Que Podem Ser Consideradas em Investigações Futuras Relacionadas à Fabricação de Concretos com Resíduos de ETAs e Entulho	253
10.4 Considerações Gerais sobre a Aplicação da Imobilização de Resíduos Sólidos de ETAs	254
10.4.1 Aspectos Operacionais e Econômicos	254
10.4.2 Exemplo de Aplicação de Entulho e Lodo de ETAs em Argamassa e Comparação de Custo com Argamassa Tradicional	255
10.4.3 Aspectos Ambientais	256
10.5 Referências Bibliográficas	257

Introdução

Cleverson V. Andreoli e Marcelo A. Teixeira Pinto

O destino final dos resíduos produzidos nos sistemas de tratamento de água e esgotos é uma preocupação mundial.

Embora a maioria dos países desenvolvidos já tenha adequado seus sistemas para gerenciar os resíduos produzidos no processo de tratamento, atualmente, um grande número de estações de tratamento de água ainda lança esse material diretamente nos cursos d'água, principalmente nos países em desenvolvimento. Esta atividade acarreta impactos ambientais significativos que têm levado os órgãos ambientais a exigirem das operadoras a implantação de outras alternativas de disposição desse resíduo. A toxicidade potencial do lodo de ETAs depende, principalmente, das características da água bruta, dos produtos químicos utilizados no tratamento e das reações ocorridas no processo. Entre as alternativas de destinação final mais usadas nos países desenvolvidos estão a disposição em aterros sanitários, a aplicação controlada no solo e a reciclagem, em que os resíduos são reutilizados para gerar algum bem ou benefício à população.

Os sistemas de tratamento de esgoto também geram um resíduo sólido em quantidade e qualidade variável, denominado genericamente de lodo de esgoto. Este resíduo, a exemplo do lodo proveniente das estações de tratamento de água, exige também uma alternativa para destinação final segura em termos de saúde pública e ambientalmente aceitável. Embora a gestão do resíduo seja bastante complexa e represente entre 20% e 60% dos custos operacionais de uma estação de tratamento, o planejamento e a execução do destino final têm sido freqüentemente negligenciados nos países em desenvolvimento, incluindo o Brasil.

Muitas vezes, os projetos de estações de tratamento simplesmente ignoram a forma de destino desse material, que acaba sendo gerenciado em situação emergencial pelos operadores, com altos custos financeiros e ambientais, comprometendo, em alguns casos, os benefícios de todo o sistema de coleta e tratamento de esgotos.

O destino final do lodo é, portanto, uma atividade de grande importância e complexidade, pois freqüentemente extrapola os limites das estações de tratamento e exige a integração com outros setores da sociedade. Segundo a

legislação de diversos países, e mesmo a brasileira, a responsabilidade pelos problemas que podem ser causados pelo destino inadequado é sempre dos produtores do resíduo, que podem ser enquadrados na própria lei de crimes ambientais (Lei nº 9.605 de 12/02/98). Neste sentido, alguns órgãos ambientais estão exigindo o detalhamento da alternativa de disposição final no processo de licenciamento das ETEs, o que representa um grande avanço na gestão ambiental do nosso país.

Nos Estados Unidos, a produção de lodos no ano 2000 foi estimada em 7,1 milhões de toneladas, devendo chegar a 8,2 milhões em 2010 (EPA, 1999). Na Europa, a produção atual de 8,9 milhões de toneladas deverá alcançar 10,1 milhões já em 2005, decorrente dos grandes investimentos na expansão desses serviços (Davis & Hall, 1997).

Mais de 90% do lodo produzido no mundo tem sua disposição final por meio de três processos: incineração, disposição em aterros e uso agrícola. A forma predominante de disposição final desses resíduos é o chamado uso benéfico, predominantemente por intermédio do uso agrícola, adotado para aproximadamente 55,5% do lodo produzido nos Estados Unidos, devendo alcançar 61,5% até 2010 (EPA, 1999). Na Europa, a reciclagem e a disposição em aterros sanitários são as alternativas predominantes, onde são direcionados, para cada uma delas, cerca de 40% do lodo produzido (Davis & Hall, 1997)

A disposição em aterros requer cuidados especiais em relação à seleção de local, a características de projeto que evitem a percolação de lixiviado, à drenagem dos gases gerados e ao tratamento do chorume produzido, assim como a uma operação eficiente que evite a proliferação de vetores. A reciclagem agrícola implica a garantia de fornecimento de insumo de boa qualidade à agricultura, com seleção criteriosa, escolhendo áreas e culturas aptas com a orientação técnica adequada ao produtor rural e realizando o monitoramento ambiental. A rentabilidade do uso de biossólidos é uma forma de garantir o interesse contínuo dos agricultores e, consequentemente, a sustentabilidade do processo.

Assim, em todo o planeta, a alternativa com maior perspectiva de crescimento é a reciclagem agrícola, devido à necessidade de produção de alimentos em quantidades cada vez maiores. A quantidade de lodos lançados em aterro sanitário tende a se reduzir devido às exigências ambientais crescentes para utilização desta alternativa.

Atualmente, a produção de lodo no Brasil está estimada entre 150 mil e 220 mil toneladas de matéria seca por ano. Devido aos baixos índices de coleta e tratamento de esgoto ainda existentes no país e à pressão da sociedade por melhores condições ambientais, há uma potencial tendência de ocorrer um incremento substancial na quantidade de lodo a ser disposto na próxima década. A população urbana brasileira está estimada em 116 milhões de habitantes, porém apenas 32 milhões têm seu esgoto coletado, o qual, se fosse integralmente tratado, acarretaria uma produção de 325 mil a 473 mil toneladas por ano de lodo.

Para contribuir com o aprofundamento desta importante discussão, o presente trabalho tem por objetivo elaborar uma conceituação teórica desses temas, enfatizando os resultados obtidos nas pesquisas financiadas pelo PROSAB. Este documento está organizado em três seções: Processamento de Lodos de Estações de Tratamento de Esgotos, Processamento de Lodos de Estações de Tratamento de Água e Reciclagem e Disposição Final de Resíduos Sólidos.

A primeira seção, organizada em quatro capítulos, aborda a geração de lodo nos diferentes sistemas biológicos de tratamento de esgotos, caracterizando os mecanismos de produção deste material, características e composição e expressões para a previsão de produção. Em seguida, são discutidos a estabilidade do lodo, os processos de estabilização, bem como os métodos para avaliar o potencial de produção de odor e atração de vetores. No capítulo sobre secagem, são abordados os principais processos adotados e são apresentados os resultados das alternativas de desaguamento do lodo com uso de energia alternativa. Finalmente, são apresentadas alternativas de higienização do lodo, abordando a dinâmica do nitrogênio e do pH decorrentes dos métodos estudados, em que são apresentados os resultados da influência da secagem térmica no perfil sanitário e os sistemas simplificados de calagem para pequenos sistemas.

A segunda seção evidencia o problema dos lodos de ETAs, definindo a origem e as características desse resíduo e as alternativas de gestão do lodo de água; além disso apresenta alternativas de remoção de umidade utilizando leitos de secagem modificados. São apresentados os resultados das alternativas de reuso da água drenada e as características do material resultante da fase sólida.

A reciclagem e a disposição final dos resíduos sólidos dos sistemas de saneamento são discutidas na terceira seção, com a apresentação dos critérios de seleção de áreas para aterros sanitários e para a aplicação de lodo na agricultura. Este trabalho é desenvolvido com base em critérios ambientais para seleção de áreas, com apoio de sistema de informações geográficas. O município de São Leopoldo foi usado como estudo de caso para a aplicação do método e das ferramentas que foram desenvolvidas. Esta seção aborda também a co-disposição do lodo de ETAs com resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários, avaliando os riscos ambientais especialmente nos lixiviados. São apresentados também os resultados da alternativa de disposição de lodos de ETAs por meio da imobilização da fase sólida em matrizes de cimento. Finalmente, são apresentados os resultados da utilização de biossólidos como condicionador de solos na cultura de mamoeiro.

Pretende-se, com este trabalho, estimular a adoção de alternativas de disposição final dos biossólidos e do lodo de ETA, por intermédio da apresentação de tecnologias adaptadas às condições brasileiras. O mais relevante papel do desenvolvimento da ciência e tecnologia inicia-se no momento em que as informações ultrapassam as páginas das publicações e alcançam sua aplicação prática.

Referências Bibliográficas

- DAVIS, R.D.; HALL, J.E. (1997). Production, treatment and disposal of wastewater sludge in Europe from a UK perspective. *European water pollution control*, v.7, n.2, March.
- ESTADOS UNIDOS. Environmental Protection Agency. (1999). *Biosolids generation, use, and disposal in The United States*. (EPA 530-R-99-009).

SEÇÃO 1

Processamento de Lodos de Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs)

Cleverson V. Andreoli e Marcelo A. Teixeira Pinto

Introdução

Algumas questões relacionadas aos resíduos de saneamento são contempladas na Agenda 21, na qual as alternativas de minimização da geração, bem como sua disposição segura e ambientalmente aceitável, devem ser buscadas e adotadas.

O clima tropical predominante em nosso país proporciona condições muito favoráveis ao cumprimento dessas premissas, possibilitando a escolha de tecnologias de tratamento de esgotos que, além de produzir menor quantidade de resíduos, quando comparadas a sistemas convencionais, permitam a utilização de fontes de energia alternativa (biogás e sol) para a secagem e higienização desses resíduos.

Por outro lado, a higienização de lodos por meio de produtos alcalinos, associada à existência de solos predominantemente ácidos na maioria das regiões brasileiras, permite-nos também adotar esta prática, agregando valor ao biossólido produzido, o que pode substituir total ou parcialmente o uso de corretivos agrícolas. A rápida oxidação da matéria orgânica dos solos tropicais é mais uma evidência da grande vantagem do uso de biossólidos como condicionadores, capazes de melhorar as características físicas, químicas e biológicas do solo com grandes reflexos na produtividade agrícola.

Para definir quais estruturas, etapas, processos e equipamentos são necessários para promover a adequada estabilização, manuseio e gerenciamento desses resíduos é preciso identificar, primeiro, as alternativas mais adequadas

para a reciclagem e/ou disposição final. Por exemplo, a reciclagem agrícola exige baixos níveis de metais pesados e de patogênicos, enquanto a disposição em aterros sanitários é menos exigente quanto a esses parâmetros. Por outro lado, a umidade é um fator crítico quando é necessário o transporte dos resíduos para locais mais distantes.

Assim, para fazer esta identificação é necessário um estudo mais abrangente das condições da região onde será instalada a estação, incluindo seu potencial agrícola, a existência de aterros sanitários próximos, as características de ocupação do solo e a própria qualidade dos esgotos.

Uma vez que a quantidade e as características dos lodos produzidos são definidas pela qualidade dos esgotos e pela alternativa de tratamento de esgotos adotada, os mecanismos de gestão desses resíduos devem ser previstos já no período de concepção do sistema, de modo a evitar os transtornos e os impactos ambientais negativos relacionados à falta de planejamento e de estratégia para a utilização e/ou disposição desses resíduos.

Entretanto, constata-se que a maioria das estações de tratamento de esgotos em operação no País foi concebida sem as condições e/ou equipamentos necessários para gerenciar adequadamente a disposição final dos resíduos gerados. Quando muito, é previsto um simples sistema de secagem natural, sem que esteja definido o que deve ser feito com este lodo após estar seco.

Com base nos resultados obtidos pelas pesquisas desenvolvidas no âmbito do PROSAB 2, esta seção aborda as principais etapas do processamento de lodos em estações de tratamento de esgotos, de acordo com as exigências para destinação final, avaliando as especificidades da realidade brasileira, desde a geração até os processos de estabilização, secagem e higienização.

Capítulo 1

Geração e Composição de Lodo em Sistemas de Tratamento de Esgotos Sanitários

Adrianus van Haandel e Paula Frassinetti Feitosa Cavalcanti

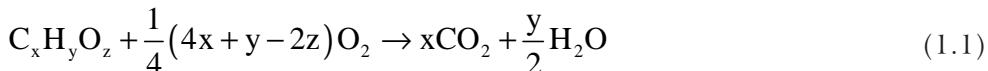
1.1 Introdução

Uma das finalidades do tratamento de esgoto doméstico é a remoção do material orgânico, que, quase invariavelmente, é feita por meio de processos biológicos, por serem estes naturais e, portanto, mais baratos e mais confiáveis do que outros. Em sistemas biológicos de tratamento de esgoto, normalmente as bactérias são as responsáveis pela degradação ou estabilização da matéria orgânica, sendo, em sua maioria, heterotróficas, o que significa que usam o material orgânico tanto como fonte material quanto, também, como fonte de energia.

Quando a bactéria usa o material orgânico como fonte material, este é transformado em massa celular, num processo chamado de anabolismo ou assimilação. O anabolismo não ocorre espontaneamente: seu desenvolvimento depende da disponibilidade de energia química para a bactéria. Essa energia é liberada quando a bactéria transforma material orgânico em produtos estabilizados. A natureza dos produtos estabilizados depende do tipo de bactéria e do ambiente prevalecente no sistema de tratamento. A transformação do material orgânico em produtos é chamada de catabolismo ou desassimilação.

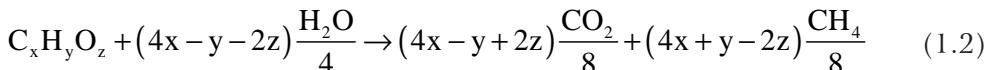
Quanto ao catabolismo, distinguem-se dois processos fundamentalmente diferentes: o processo oxidativo e o fermentativo. No primeiro, o material orgânico é oxidado por um oxidante extracelular presente no sistema de tratamento. Os produtos da oxidação do material orgânico são compostos inorgânicos estáveis, sendo o dióxido de carbono e a água os mais importantes. Os oxidantes naturalmente encontrados em sistemas biológicos de tratamento de esgotos são oxigênio, nitrato e sulfato.

Para representar a equação da reação desse processo – equação redox – imagina-se um composto orgânico com composição $C_xH_yO_z$. A reação de oxidação deste composto pelo oxigênio é dada por:



O catabolismo fermentativo pode ser interpretado como um processo que resulta na transferência intramolecular de elétrons (ao contrário da transferência intermolecular observada no catabolismo oxidativo), de tal maneira que o composto catabolizado se decompõe em pelo menos duas partes. Se os produtos resultantes do catabolismo forem diferentes, um será mais oxidado e outro, mais reduzido do que o composto original.

Dentre os processos fermentativos, a digestão anaeróbia é o de maior interesse para a engenharia sanitária e ambiental, tendo como produtos finais o metano e o dióxido de carbono. O metano não pode ser mais reduzido e o dióxido de carbono não pode ser mais oxidado. Neste sentido, a digestão anaeróbia pode ser considerada a última fermentação: os produtos da digestão anaeróbia são estáveis e não mais suscetíveis a outras fermentações. Para a fórmula geral $C_xH_yO_z$, a digestão anaeróbia pode ser expressa como:



A proporção entre a massa de material orgânico utilizada nos processos anabólico e catabólico depende da quantidade de energia liberada no catabolismo. O efeito energético do catabolismo oxidativo é muito mais expressivo do que o do catabolismo fermentativo, porque, neste último, grande parte da energia química originalmente presente no material orgânico fermentado permanece contida no metano. Por essa razão, a energia disponível para o processo anabólico é maior para as bactérias que usam o catabolismo oxidativo do que para as bactérias fermentativas.

A Figura 1.1 mostra esquematicamente o mecanismo do metabolismo bacteriano de utilização da matéria orgânica (MO).

A fim de que se possa fazer um balanço de massa (por exemplo, de DQO), nessa figura considera-se o decaimento bacteriano, em que uma parte da própria massa celular serve como fonte de material orgânico para o metabolismo bacteriano, ocorrendo, portanto, perda de massa celular. No metabolismo aeróbio, a oxidação da massa celular se chama respiração endógena, distinguindo-se da oxidação de material orgânico extracelular, que se chama respiração exógena. A parte da massa bacteriana decaída que não é biodegradável (e, portanto, não é oxidada) se chama resíduo endógeno, acumulando-se no sistema de tratamento.

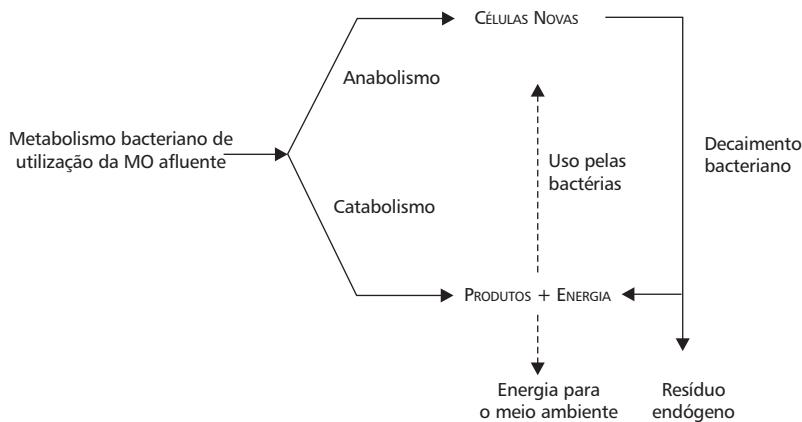


Figura 1.1 Representação esquemática do metabolismo de bactérias heterotróficas.

1.2 Aspectos Estequiométricos do Metabolismo Bacteriano

É importante observar que os processos metabólicos de utilização do material orgânico, em princípio, causam efeitos mensuráveis. O anabolismo causa um aumento da massa bacteriana que, normalmente em sistemas biológicos, está presente como uma suspensão de flocos macroscópicos ou biofilme – o lodo biológico. Se o catabolismo é oxidativo, a massa de material orgânico catabolizada ou oxidada pode ser determinada pela massa de oxidante consumido: por definição, para oxidar 1 g de DQO é necessário 1 g de oxigênio, independente da natureza do material orgânico. Semelhantemente, no caso de digestão anaeróbia (catabolismo fermentativo), como não há somente transformação e não remoção do material orgânico, a DQO do metano produzido é igual à DQO do material orgânico digerido. Como a DQO de metano é de 4 g DQO/g CH₄ (vide Equação 1.1, em que, para metano, x = 1, y = 4 e z = 0), conclui-se que para gerar 1 g de metano são digeridos 4 g de DQO.

Vê-se, também, na Figura 1, que para quantificar o metabolismo oxidativo e fermentativo é necessário responder às seguintes questões:

1. Qual é a proporção entre o anabolismo e o catabolismo?
2. Qual é a relação entre a massa de lodo biológico produzida em um sistema de tratamento e a massa de DQO metabolizada para esta produção?
3. No caso do catabolismo oxidativo: qual é o consumo de oxigênio?
4. No caso do catabolismo fermentativo: qual é a produção de metano?

Essas questões devem ser respondidas nos parágrafos que se seguem.

Para avaliar a proporção entre anabolismo e catabolismo é necessário determinar quantitativamente os efeitos dos dois processos: o anabolismo que causa aumento da massa de lodo (ou bacteriana) e o catabolismo que causa consumo

de oxigênio, no caso do mecanismo oxidativo, e produção de metano, no caso de digestão anaeróbia. O anabolismo pode ser medido diretamente pelo aumento da massa bacteriana, comumente expressa em termos de sólidos voláteis em suspensão (SVS). Vários pesquisadores estabeleceram que há uma proporcionalidade entre a massa de lodo gerada e a massa de DQO metabolizada, dada pela razão representada na Equação 1.3:

$$Y = \frac{\Delta X_v}{\Delta S_{met}} \quad (1.3)$$

em que:

Y = coeficiente de rendimento;

ΔX_v = massa bacteriana gerada (massa de lodo volátil); e

ΔS_{met} = massa de DQO (matéria orgânica ou substrato) metabolizada.

No caso de metabolismo em um ambiente aeróbio, os dados experimentais de muitos pesquisadores indicam que o valor do coeficiente de rendimento, com boa aproximação, é uma constante e não depende da natureza do material orgânico. Com base em pesquisas próprias e resultados de outros pesquisadores, Marais & Ekama (1976) sugeriram um valor para o coeficiente de rendimento em ambiente aeróbio (Y_{ae}) de $Y_{ae} = 0,45 \text{ g SVS/g DQO}_{met}$.

Em contraste, o valor do coeficiente de rendimento em ambiente anaeróbio (Y_{an}) depende da natureza do material orgânico. Isto porque a digestão anaeróbia é um processo complexo, desenvolvido em etapas e com várias populações de bactérias envolvidas. Se o material orgânico a ser digerido é particulado (macromoléculas), ele será inicialmente solubilizado em um processo denominado de hidrólise, por intermédio da ação de enzimas excretadas por bactérias. O material hidrolizado será então transformado em substâncias intermediárias (propionato, valerato, álcoois etc.) pela ação de bactérias denominadas acidogênicas. Essas substâncias intermediárias serão convertidas pelas bactérias acetogênicas em acetato e hidrogênio, os quais formarão o metano segundo reações mediadas, respectivamente, pelas bactérias metanogênicas acetotróficas e hidrogenotróficas. Durante a digestão haverá formação de compostos mineralizados como gás carbônico, metano, amônia e gás sulfídrico, os quais, juntamente com o metano, irão compor o biogás.

Na maioria das águas residuárias, em particular os esgotos sanitários, o material orgânico é uma mistura: uma parte (geralmente pequena) está presente como acetato, outra parte, como substâncias solúveis e o restante, como material particulado. Por essa razão, no caso da digestão anaeróbia, pode-se distinguir dois extremos: (1) se o material orgânico na água residuária se compõe apenas de acetato, haverá um aumento da população de bactérias metanogênicas, contudo, a um coeficiente de rendimento baixo: $Y_{an,min} = 0,02 \text{ g SVS/g DQO}_{met}$; (2) mas se o material orgânico se compõe de macromoléculas, todas as quatro populações (hidrolítica, acidogênica, acetogênica e metanogênica) irão se

desenvolver, sendo o coeficiente de rendimento muito maior: $Y_{an,max} = 0,12 \text{ g SVS/g DQO}_{met}$ (Henze & Harremoes, 1983). No caso específico de esgoto doméstico, vários pesquisadores encontraram, para o coeficiente de rendimento em ambiente anaeróbio, valores de $Y_{an} = 0,04 \text{ a } 0,06 \text{ g SVS/g DQO}_{met}$, adotando-se $Y_{an} = 0,05 \text{ g SVS/g DQO}_{met}$ como uma média.

A massa de lodo anabolizada, em um sistema de tratamento, não fornece diretamente o valor da massa de material orgânico afluente anabolizada. Contudo, existe uma proporção entre a massa de sólidos voláteis em suspensão em um lodo biológico e sua DQO (Marais & Ekama, 1976). Essa proporção foi denominada de fator de conversão da massa de lodo volátil em DQO do lodo (f_{cv}).

Foi determinado experimentalmente que o fator de conversão variava entre 1,3 e 1,7, podendo ser considerado um valor médio de aproximadamente $f_{cv} = 1,5 \text{ kg DQO do lodo/kg SVS}$. Portanto, a DQO de um lodo é um fator 1,5 vez maior que a massa expressa como SVS. Dessa forma, pode-se concluir que, no ambiente aeróbio, uma fração de $f_{cv} \cdot Y = 1,5 \text{ kg DQO do lodo/kg SVS} * 0,45 \text{ kg SVS/kg DQO}_{met} = 0,67$ do material orgânico metabolizado é anabolizada, isto é, convertida em massa bacteriana, sendo $(1 - f_{cv} \cdot Y) = 1 - 0,67 = 0,33$ a fração do material orgânico metabolizado que é catabolizada. No caso de digestão anaeróbia, a fração anabolizada varia entre um mínimo de $f_{cv} \cdot Y_{min} = 1,5 * 0,02 = 0,03$ e um máximo de $f_{cv} \cdot Y_{max} = 1,5 * 0,12 = 0,18$, adotando-se como média $f_{cv} \cdot Y = 1,5 * 0,05 = 0,07$ (a fração média catabolizada é, portanto, igual a 0,93).

A Figura 1.2 representa graficamente o metabolismo bacteriano de utilização do material orgânico, quantificado por unidade de massa de DQO.

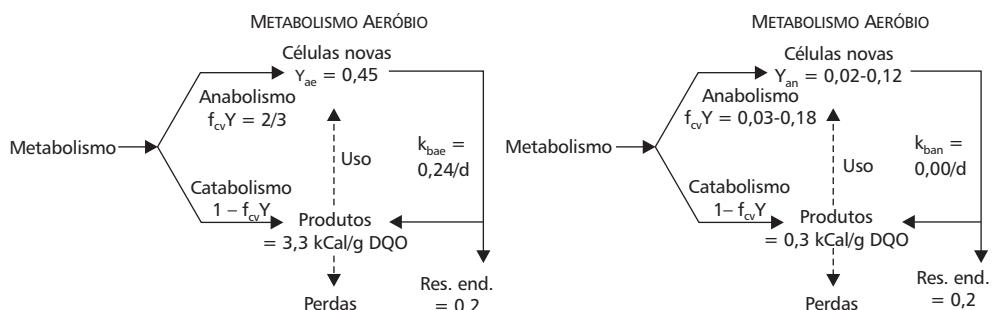


Figura 1.2 Frações da utilização do material orgânico pelo catabolismo e anabolismo bacteriano.

Tendo-se estabelecido as frações anabolizada e catabolizada por via oxidativa aeróbica (com utilização de oxigênio) e via fermentativa de digestão, pode-se calcular, com facilidade, o consumo de oxigênio no caso do catabolismo oxidativo e a produção de metano no caso de digestão anaeróbia. Por via aeróbica, o consumo de oxigênio para destruição de 0,33 kg de DQO será de $0,33 \text{ kg O}_2/\text{kg DQO}_{met}$. No caso de digestão anaeróbia, o equivalente em metano produzido a $0,935 \text{ kg de DQO destruída} / 4 = 0,23 \text{ kg CH}_4/\text{g DQO}_{met}$.

1.3 Aspectos da Cinética do Metabolismo Bacteriano

Para estimar a produção de lodo em sistemas de tratamento é de grande importância o conhecimento de dois aspectos cinéticos referentes à velocidade: (1) decaimento da massa bacteriana e (2) metabolismo pela massa bacteriana.

A cinética do decaimento bacteriano pode ser determinada experimentalmente observando-se o comportamento de uma batelada de lodo biológico (massa bacteriana viva, ou seja, ativa) quando este não é alimentado. No caso de lodo aeróbio, o decaimento pode ser determinado pelo consumo de oxigênio, associado à oxidação de massa celular ou à diminuição da própria concentração de sólidos voláteis em suspensão. Van Haandel & Marais (1999) apresentaram um modelo em que a taxa de decaimento é um processo de primeira ordem, sendo que uma grande parte da massa decaída é oxidada para produtos minerais, enquanto uma fração “f” do material decaído permanece como um sólido volátil não biodegradável: o resíduo endógeno. Assim, tem-se:

$$(dX_a/dt)_d = k_b X_a \quad (1.4)$$

e

$$(dX_e/dt) = -f (dX_a/dt)_d = fk_b X_a \quad (1.5)$$

em que:

$(dX_a/dt)_d$ = taxa de decaimento do lodo ativo, em mg SVS.l⁻¹.dia⁻¹;

(dX_e/dt) = taxa de aumento do resíduo endógeno, em mg SVS.l⁻¹.dia⁻¹;

X_a = concentração de massa bacteriana ativa, em mg SVS.l⁻¹;

X_e = concentração do resíduo endógeno, em mg SVS.l⁻¹;

k_b = constante de decaimento, em dia⁻¹; e

f = fração da massa bacteriana ativa que, ao decair, se transforma em resíduo endógeno.

A partir de resultados experimentais, vários pesquisadores apresentaram valores para as constantes k_b e f . Para lodo gerado em um ambiente aeróbio, Van Haandel & Marais (1999) apresentaram as seguintes equações:

$$k_{bae} = 0,24(1,04)^{(t-20)} \quad (\text{dia}^{-1}) \quad (1.6a)$$

e

$$f = 0,2 \quad (1.6b)$$

Segundo a Equação 1.6a, para uma temperatura de 20°C, o valor da constante é 0,24 por dia ou 0,01 por hora, ou seja, a massa bacteriana decai 1% por hora.

No caso de lodo anaeróbio, a taxa de decaimento é muito menor: lodo anaeróbio mantém sua capacidade metabólica mesmo após longos períodos (meses ou até anos) sem alimentação de material orgânico. Desta maneira, para efeitos práticos, o decaimento de lodo ativo anaeróbio em sistemas de tratamento pode ser considerado insignificante, mesmo sabendo-se que, nesses sistemas, a idade de lodo é longa (50 a 150 dias). Com boa aproximação, na prática, pode-se adotar:

$$k_{ban} \approx 0,00d^{-1} \quad (1.6c)$$

em que:

- t = temperatura em °C;
- k_{bae} = constante de decaimento de lodo aeróbio; e
- k_{ban} = constante de decaimento de lodo anaeróbio.

A eficiência na remoção do material orgânico, pelo metabolismo bacteriano, em sistemas de tratamento depende essencialmente da cinética do metabolismo bacteriano. Esta cinética é muito complexa, especialmente no caso da digestão anaeróbia, em que há várias populações interdependentes atuantes no processo metabólico. O estudo da cinética do metabolismo bacteriano está fora do escopo do presente texto. Todavia, nas próximas seções, são apresentadas equações empíricas que permitem calcular qual a eficiência de remoção do material orgânico pelo metabolismo bacteriano e a produção de lodo em sistemas de tratamento aeróbio e anaeróbio.

A eficiência da remoção do material orgânico é determinada, em parte, pelas características do lodo expressas nas constantes cinéticas. Todavia, uma outra variável também é importante: a massa de lodo disponível para o metabolismo ou, mais precisamente, a proporção entre o material orgânico biodegradável e a massa bacteriana presente no sistema de tratamento. Essa proporção é determinada pela principal variável operacional do sistema: a idade de lodo. A idade de lodo é o tempo de permanência médio de sólidos no sistema de tratamento, podendo ser determinada pela razão entre a massa de lodo presente no sistema e a massa de lodo dele descarregada diariamente, seja voluntária ou involuntariamente.

$$R_s = mX_v/mE_v = ME_v \quad (1.7)$$

em que:

- R_s = idade de lodo (dia);
- mX_v = massa de lodo volátil (SVS) presente no sistema por unidade de massa de DQO aplicada diariamente; e
- mE_v = massa de lodo volátil (SVS) descarregada diariamente do sistema por unidade de massa de DQO aplicada também diariamente.

Quanto maior a idade de lodo, maior será a população de bactérias atuantes no processo metabólico de utilização da matéria orgânica e, portanto, maior será a eficiência de remoção do material biodegradável. Por outro lado, quanto maior

custo de investimento. A essência da otimização de projetos de reatores biológicos de tratamento de águas residuárias é a escolha de uma idade de lodo que, ao mesmo tempo, permita uma remoção eficiente do material orgânico e tenha um baixo custo de construção.

1.4 Produção e Composição de Lodo em Sistemas de Tratamento Anaeróbio

Para estimar a produção e a composição de lodo biológico em sistemas de tratamento de águas residuárias é necessário avaliar a interação que se estabelece, no sistema, entre a massa bacteriana e o material orgânico afluente. A Figura 1.3 mostra, esquematicamente, esta interação para o caso de sistemas anaeróbios de tratamento.

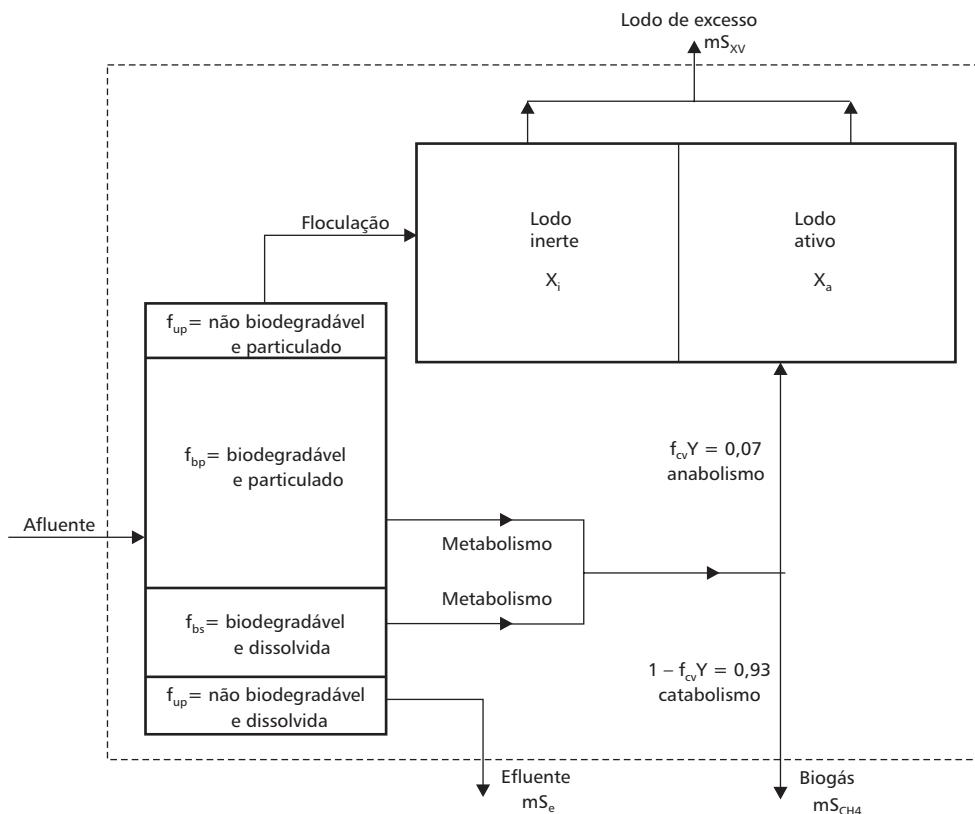


Figura 1.3 Interação entre o material orgânico afluente e o lodo, em sistemas anaeróbios.

Na maioria das águas residuárias, o material orgânico presente no afluente é uma mistura de muitos compostos que podem ser classificados em duas categorias principais: material biodegradável, que engloba os compostos que

podem ser utilizados pela massa bacteriana, e material não biodegradável, que é formado de compostos que não são afetados pela ação bioquímica das bactérias no período de permanência no sistema de tratamento. Cada uma dessas frações pode ser subdividida em uma fração solúvel, compreendendo os compostos dissolvidos e, portanto, de fácil acesso para o metabolismo bacteriano, e uma fração particulada, composta de material coloidal e macroscópico que precisa ser hidrolisado antes de ser utilizado. Deste modo, distinguem-se as seguintes quatro frações (Van Haandel & Marais, 1999):

- f_{us} ou fração solúvel e não biodegradável ($\pm 10\%$ em esgoto bruto);
- f_{up} ou fração particulada e não biodegradável ($\pm 8\%$ em esgoto bruto);
- f_{bs} ou fração solúvel e biodegradável ($\pm 20\%$ em esgoto bruto); e
- f_{bp} que é a fração particulada e biodegradável ($\pm 62\%$ em esgoto bruto).

Independente da atividade biológica do lodo, há uma importante ação físico-química do meio sobre o lodo: na maioria dos sistemas de tratamento, o intenso contato entre os flocos de lodo e as partículas de material orgânico do afluente faz com que essas partículas sejam floculadas e passem a fazer parte da fase sólida (o lodo), sendo posteriormente utilizadas pelas bactérias se forem biodegradáveis. As partículas não biodegradáveis irão se acumular no reator, formando a fração inerte do lodo, até que sejam descartadas como lodo de excesso.

Desconsiderando-se o decaimento da massa bacteriana, por ser um processo muito lento em sistemas de tratamento anaeróbio, tem-se que o lodo volátil se compõe de três frações: (1) a massa bacteriana propriamente dita ou o lodo ativo, que é gerado a partir do metabolismo (anabolismo) do material orgânico afluente; (2) o lodo inerte, que tem sua origem na floculação de material orgânico não biodegradável e particulado; e (3) o substrato particulado ou material orgânico biodegradável ainda não hidrolizado. A proporção entre as três frações básicas do lodo depende da composição do material orgânico do afluente (notadamente, da fração não biodegradável e particulada que forma o lodo inerte) e do tempo de permanência dos sólidos em suspensão ou da idade de lodo.

Na Figura 1.4a mostra-se que, em um sistema ideal de tratamento anaeróbio, no qual há remoção completa do material biodegradável, o material orgânico afluente pode sair do sistema de três formas diferentes: (1) como material solúvel e não biodegradável no efluente, (2) como lodo (inerte ou ativo) ou (3) como gás, após convertido em metano. Na Figura 1.4a observa-se a divisão, no reator biológico, do material orgânico afluente nessas três frações. A proporção entre as três frações pode ser facilmente estabelecida, considerando-se um sistema ideal: a fração do material orgânico não biodegradável no efluente se iguala à fração f_{us} ; a fração convertida em biogás, ou seja, a fração digerida, será $(1 - f_{cv}Y_{an})$ da fração do material orgânico biodegradável; e, finalmente, a fração no lodo será igual à fração do material orgânico particulado e não biodegradável " f_{up} " (lodo inerte) mais a fração anabolizada (lodo ativo) $f_{cv}Y_{an}$ da fração biodegradável. Assim, adotando-se, por exemplo, $f_{us} = 0,1$, $f_{up} = 0,08$, $Y = 0,05$ kg SVS/kg DQO_{met} e $f_{cv} = 1,5$ kg DQO/kg SVS, pode-se escrever:

$$mS_e = f_{us} = 0,1 \quad (1.8a)$$

$$\begin{aligned} mS_{CH_4} &= (1 - f_{cv} Y_{an}) * (1 - f_{us} - f_{up}) = (1 - 1,5 * 0,05) * (1 - 0,1 - 0,08) \\ &= 0,94 * 0,82 = 0,77 \end{aligned} \quad (1.8b)$$

$$mS_{xv} = f_{up} + f_{cv} Y(1 - f_{us} - f_{up}) = 0,1 + 0,07 * 0,82 = 0,16 \quad (1.8c)$$

em que:

mS_e = fração da DQO afluente descarregada no efluente;
 mS_{CH_4} = fração da DQO afluente convertida em metano;
 mS_{xv} = fração da DQO afluente convertida em lodo; e
 $(1 - f_{us} - f_{up})$ = fração do material orgânico biodegradável (Van Haandel & Marais, 1999).

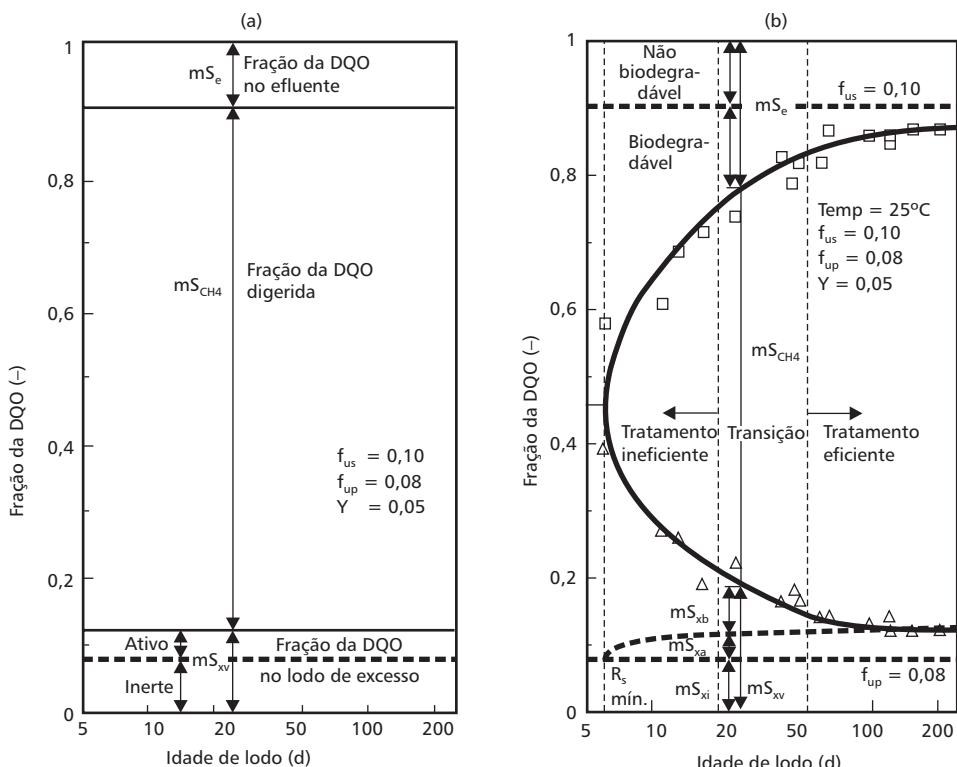


Figura 1.4 Frações do material orgânico afluente: digerida (mS_{CH_4}) e presentes no efluente (mS_e) e no lodo produzido (mS_{xv}) em um sistema ideal (1.4a) e determinadas num reator UASB (1.4b), operado a 25°C, em função da idade de lodo.

As frações mS_e , mS_{CH_4} e mS_{xv} , calculadas anteriormente, também podem ser determinadas experimentalmente a partir da DQO do efluente, da produção de metano e da produção de lodo, respectivamente. Todavia, quando se observam mS_e , mS_{CH_4} e mS_{xv} na prática, verifica-se que estas frações não são constantes quando varia a idade de lodo, como fica implícito nas expressões teóricas das Equações 1.8a a 1.8c. Isto se deve ao fato de a remoção do material orgânico biodegradável em sistemas reais não ser total. Desta maneira, tem-se tanto material orgânico biodegradável no efluente (solúvel ou coloidal) como no lodo (particulado).

A fração de material biodegradável no lodo de excesso produzido em sistemas de tratamento anaeróbio pode ser estimada da seguinte maneira: no metabolismo, a proporção entre a massa anabolizada e catabolizada é de $f_{cv}Y/(1 - f_{cv}Y)$. Portanto, se as frações de material orgânico descarregadas no efluente e no lodo são mS_e e mS_{xv} , então, a fração catabolizada é:

$$mS_{CH_4} = 1 - mS_e - mS_{xv} \quad (1.9)$$

e, portanto, a fração anabolizada é:

$$mS_{xa} = f_{cv}Y / (1 - f_{cv}Y)^* (1 - mS_e - mS_{xv}) \quad (1.10)$$

Usando-se a Equação 1.10, observa-se na Figura 1.4b que a fração da DQO do afluente se transforma em massa bacteriana, mS_{xa} , em função da idade de lodo. A fração da DQO transformada em lodo inerte, mS_{xi} , é constante e também está indicada. Observa-se, ainda, que, para os valores escolhidos de f_{us} , f_{up} e Y , a soma das frações $mS_{xa} + mS_{xi}$ é praticamente idêntica à fração que se converte em lodo no sistema, mS_{xv} , quando a idade de lodo é longa. Mas, na medida que a idade de lodo diminui, a fração mS_{xa} também diminui, como indica a Equação 1.10, porque a fração do material orgânico metabolizado diminui, uma vez que a massa anabolizada é proporcional à massa metabolizada.. Por outro lado, a fração mS_{xv} aumenta progressivamente quando a idade de lodo diminui, por causa da presença de material biodegradável não metabolizado, mS_{bpe} . Pode-se estimar a fração de material biodegradável no lodo a partir da Figura 1.4b, calculando-se:

$$f_{xb} = mS_{bpe}/mS_{xv} = (mS_{xv} - mS_{xi} - mS_{xa})/mS_{xv} \quad (1.11)$$

Na Figura 1.5a, observa-se o valor da fração biodegradável no lodo f_{xb} em função da idade de lodo.

Por outro lado, também é possível estimar a fração de material biodegradável no efluente: da fração de material orgânico do afluente que é descarregada no efluente, mS_e , uma parte, igual a f_{us} , é não biodegradável e o restante, $mS_{eb} = mS_e - f_{us}$, é biodegradável. Portanto, a fração de material biodegradável no efluente é dada por:

$$f_{eb} = mS_{eb}/mS_e = (mS_e - f_{us})/mS_e \quad (1.12)$$

Ao analisar a Figura 1.5a, observa-se que a fração f_{xb} do material orgânico biodegradável no lodo permanece baixa (< 15%), enquanto a idade de lodo é maior que 50-60 dias. Para valores menores que 50 dias, a fração f_{xb} , com boa aproximação, aumenta exponencialmente (a escala da abscissa é logarítmica). Sabe-se que, quanto maior a fração volátil no lodo, menor é seu grau de estabilidade e maior seu potencial de atrair vetores disseminadores de doenças. Também aumenta a dificuldade em separar a água dos sólidos.

Para disposição de lodo no solo, embora a EPA (1979) não regulamente o teor de SVS no lodo, ela estabelece que não deve haver mais que 38% de material biodegradável no lodo, isto é, em um teste de digestão (15 dias, a uma temperatura de 35°C), a perda de sólidos voláteis de uma amostra de lodo não deve exceder os 38%. Segundo a Figura 1.5a, a fração biodegradável no lodo de excesso seria menor que 40% para idades de lodo acima de 20 dias. Por esta razão, indicou-se esse valor como a idade de lodo mínima que deve ser aplicada em sistemas de tratamento anaeróbio.

Qualitativamente, a curva da fração do material orgânico biodegradável no esgoto f_{eb} , na Figura 1.5b, se comporta semelhantemente à do material biodegradável no lodo “ f_{xb} ” na Figura 1.5a: o valor é inversamente exponencial à idade de lodo, aproximadamente, para uma temperatura de 25°C.

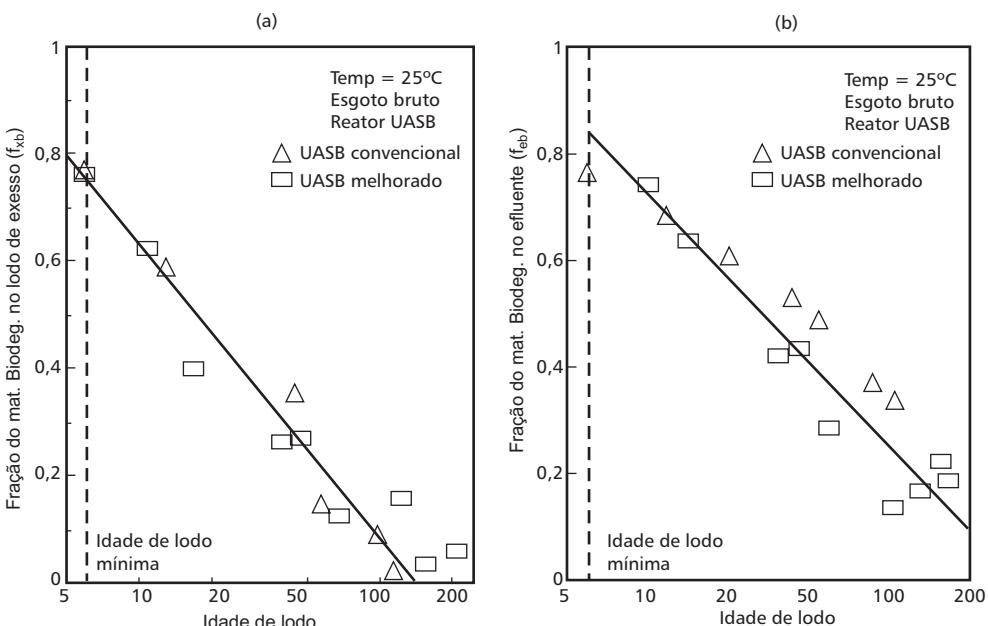


Figura 1.5 Fração de material orgânico biodegradável no lodo de excesso, f_{xb} , e no esgoto, f_{eb} , em função da idade de lodo calculada a partir dos dados da Figura 1.4b.

As Figuras 1.5a e 1.5b mostram claramente que o comportamento de sistemas de tratamento anaeróbio, na prática, desvia-se bastante do comportamento de um sistema ideal, no qual todo o material biodegradável é transformado em biogás. Tanto no efluente como no lodo de excesso há uma fração de material biodegradável bastante expressiva. A presença desse material biodegradável no efluente e no lodo de excesso é inevitável e não decorre apenas de eventuais falhas no projeto do sistema de tratamento anaeróbio; é resultado, também, da cinética da digestão anaeróbia, que resulta em processos metabólicos relativamente lentos e incompletos.

O aumento nos valores das frações mS_e e mS_{xx} é indesejável por várias razões:

1. A fração da DQO do afluente no efluente deve ser a mínima possível, uma vez que a remoção do material orgânico é justamente o objetivo principal de sistemas de tratamento anaeróbio; quanto maior a concentração de material biodegradável no afluente, maior será o custo de uma unidade de pós-tratamento.
2. O aumento de mS_{xx} é prejudicial porque leva automaticamente a um aumento no custo de tratamento e disposição final do lodo (normalmente, o lodo de excesso de reatores anaeróbios já sai estabilizado; uma diminuição da idade de lodo leva a uma diminuição de seu grau de estabilização).
3. O objetivo de sistemas anaeróbios é maximizar a digestão anaeróbia do material biodegradável, visando à produção de biogás que, ao menos em princípio, pode ser usado como combustível.

Infelizmente, ainda não se dispõe de expressões gerais relacionando valores de mS_e e mS_{xx} aos fatores que têm influência sobre esses parâmetros. Os dados da Figura 1.4b, obtidos na UFPB em um programa de pesquisa (PROSAB) sobre obtenção de parâmetros operacionais e de dimensionamento de reatores anaeróbios tipo UASB, limitam-se ao caso de tratamento anaeróbio de esgoto bruto a uma temperatura de 25°C. Os fatores mais importantes que têm influência sobre os valores de mS_e e mS_{xx} estão relacionados a:

- *Natureza do material orgânico biodegradável do afluente.* A composição do material orgânico depende da origem da água residuária: se houver uma fração elevada de material particulado, então, haverá uma tendência a ter mais material biodegradável e particulado no lodo, aumentando a produção de lodo e a fração de material biodegradável neste.
- *Parâmetros ambientais do sistema.* A temperatura é importante porque influencia diretamente a taxa de todos os processos biológicos que se desenvolvem, tendo-se uma taxa máxima na faixa de 30 a 37°C, sendo, porém, possível operar sistemas anaeróbios para temperaturas acima de 18°C.

Quando a temperatura é menor que a ótima, os processos metabólicos se desenvolvem mais lentamente, particularmente a hidrólise do material particulado. Sem a hidrólise, o material particulado se acumula no lodo, o que é indesejável. Até certo ponto, pode-se influenciar a temperatura do sistema de tratamento mediante o uso da energia química do metano gerado. Van Haandel & Lettinga (1994) mostraram que, no caso de esgotos municipais, a concentração de matéria orgânica é insuficiente para gerar energia em quantidade suficiente para elevar significativamente a temperatura do reator.

O pH deve ficar na faixa neutra para que a metanogênese não seja prejudicada. Van Haandel & Lettinga (1994) mostraram ainda que, quando se aplica a digestão anaeróbia a águas residuárias de baixa concentração de material orgânico (água diluída) como esgoto, normalmente a capacidade de tamponamento do pH é suficiente para manter um pH estável na faixa do neutro no sistema de tratamento. Águas residuárias industriais muitas vezes precisam de adição de alcalinidade e/ou remoção de acidez para manter o pH na faixa desejada.

- *A idade de lodo.* Quanto maior a idade de lodo, mais completa é a remoção do material orgânico biodegradável, como está bem indicado na Figura 1.4b. Todavia, uma idade longa de lodo significa que a massa de lodo acumulada terá de ser grande, e isto só pode ser realizado em um sistema com um dispositivo eficiente de retenção de lodo e um volume grande para acumulação do lodo retido. Portanto, a eficiência de retenção de lodo é um fator de primordial importância no projeto de sistemas de tratamento.
- *Contato entre o lodo e o material orgânico do afluente.* Independente da idade de lodo, é importante que haja uma boa intensidade de contato entre o material orgânico afluente e a massa bacteriana no sistema de tratamento, a fim de que o metabolismo possa de fato ocorrer. Embora esta condição pareça muito óbvia, na prática há muitos sistemas em que este contato é limitado (tanque séptico, lagoa anaeróbia) ou até mesmo impossível (tanque Imhoff).

Para que um sistema de tratamento anaeróbio real (representado na Figura 1.4b) se aproxime o máximo possível a situação ideal (Figura 1.4a), é necessário que se criem as condições favoráveis para o metabolismo, maximizando-se a eficiência de remoção do material biodegradável. Todavia, analisando-se os quatro fatores básicos que influenciam a eficiência e a remoção do material orgânico biodegradável, conclui-se que, na realidade, as opções de interferência são limitadas. No entanto, podem ser dadas algumas regras básicas, como será visto a seguir.

A composição do material orgânico do afluente, em princípio, é uma variável cujo valor é determinado principalmente pelos costumes da população (em especial hábitos alimentares, que determinam a fração de material particulado e principalmente a concentração de óleos e graxas). No futuro é esperado que se

apliquem enzimas para acelerar a solubilização de material particulado, usando a rede de esgoto como o reator para tal processo. Neste caso, o esgoto chegaria ao sistema de tratamento com uma alta fração de material rapidamente biodegradável, o que poderia aumentar sensivelmente a eficiência do sistema de tratamento.

Quanto à massa de lodo disponível para o tratamento e o contato entre a massa de lodo e o material orgânico afluente, estes são fatores que dependem basicamente da qualidade do projeto do sistema de tratamento. O contato entre o material orgânico do afluente e o lodo é um pré-requisito necessário para o funcionamento do sistema, que é favorecido em sistema de fluxo ascendente. Em adição, deve-se ter um mecanismo eficiente para retenção do lodo a fim de maximizar sua massa no sistema, isto é, a idade de lodo deve ser maximizada.

Por outro lado, a massa de lodo no sistema de tratamento é limitada, porque o próprio tamanho físico do sistema de tratamento é limitado por considerações econômicas. Assim, é preciso decidir qual é a melhor idade de lodo, ponderando-se que, por um lado, uma idade de lodo longa favorece uma maior eficiência de remoção do material orgânico e, por outro lado, uma idade de lodo curta viabiliza um volume pequeno do reator e, portanto, reduz o custo de construção do sistema de tratamento. A Figura 1.4b indica que, para uma temperatura de 25°C, a idade de lodo necessária para sistemas anaeróbios é de 20 a 50 dias. A idade de lodo de 20 dias corresponde em boa aproximação ao valor mínimo estabelecido para digestores de lodo por vários pesquisadores (Lin *et al.*, 1987; McCarty, 1964; WPCF, 1979). Van Haandel & Marais (1999), com base nos resultados desses pesquisadores, propuseram uma idade mínima de lodo, “ R_{di} ”, em sistemas anaeróbios de tratamento de lodo igual a:

$$R_{di} = 20 * (I,I)^{(20-t)} + 5 \quad (1.13)$$

Na ausência de dados específicos sobre a idade mínima de lodo em sistemas de tratamento anaeróbio, pode-se adotar a expressão empírica da Equação 1.13. Na prática, a tendência será sempre de aplicar uma idade de lodo maior que o valor mínimo e, assim, reduzir a presença de material biodegradável no efluente e no lodo de excesso. O valor a ser adotado dependerá de um processo de otimização, tendo-se, por um lado, o custo do sistema, que aumenta com o aumento da idade de lodo, e, por outro, o aumento da eficiência, que também tem seu valor incrementado quando aumenta a idade de lodo. A cinética do tratamento anaeróbio, para substratos complexos como o esgoto, não é desenvolvida o suficiente para permitir uma estimativa teórica da relação entre a idade de lodo e a eficiência de tratamento, de maneira que é preciso recorrer ao empirismo.

Na Figura 1.4, vê-se, ainda, que há uma idade de lodo mínima, abaixo da qual os processos metabólicos não se podem desenvolver porque a taxa de retirada de lodo é maior que sua taxa máxima de crescimento. Essa idade de lodo mínima depende essencialmente da temperatura. Na Figura 1.4b, observa-se, a partir da extrapolação dos dados experimentais, que a idade de lodo mínima da digestão anaeróbia de esgoto é de aproximadamente 6 a 7 dias para a temperatura de

25°C. Para uma idade de lodo menor que a mínima, o sistema entra em colapso: não há mais digestão anaeróbia e o material orgânico se divide entre uma fração no lodo (sem massa bacteriana) e uma no efluente. Isto significa que não se pode retirar mais que 1/6 a 1/7 (14% a 17%) do lodo por dia, porque esta é a taxa de crescimento máxima do lodo: uma descarga maior que a máxima fatalmente resultará no desaparecimento da massa bacteriana do reator, inviabilizando o sistema de tratamento. Na prática, a idade de lodo terá de ser bem maior que a mínima, uma vez que o objetivo é a transformação eficiente do material orgânico biodegradável em biogás e, ao mesmo tempo, a obtenção de um lodo bem estabilizado.

Quanto à temperatura, há, em princípio, a possibilidade de aumentá-la por meio da utilização da energia química do material orgânico digerido, queimando-se o metano e transferindo-se o calor de combustão para a água residuária. Todavia, Van Haandel & Lettinga (1993) demonstraram que, no caso de esgoto, o aumento da temperatura é pouco expressivo (< 1°C), porque a energia disponível no metano gerado é limitada. Conclui-se que, no caso de esgoto, esta opção não é realista. O esgoto deve ser tratado à temperatura à qual ele chega ao sistema de tratamento. Isso limita severamente a aplicabilidade da digestão anaeróbia em regiões de clima frio e temperado. Todavia, no Brasil, a experiência da Sanepar é que, mesmo na região Sul, a temperatura mínima de esgoto é suficiente para efetuar o tratamento anaeróbio com êxito e que os resultados médios no inverno e no verão são muito parecidos.

O controle do pH pode ser estabelecido com facilidade e deve ser implementado sempre que a capacidade de tamponação do sistema não for suficiente para manter um pH adequado, pois é vital que se estabeleça um valor de pH próximo à faixa neutra. Em contraste, em sistemas anaeróbios de tratamento de esgoto, a capacidade natural de tamponação da água assegura automaticamente o estabelecimento de um valor do pH na faixa ótima, de modo que não há necessidade de implantação de um sistema de controle.

Pelo exposto anteriormente, percebe-se que um ponto fundamental na otimização de sistemas anaeróbios de tratamento é a escolha da idade de lodo: esta deve ser longa o suficiente para que se tenha uma eficiência de remoção do material biodegradável essencialmente completa, mas, ao mesmo tempo, curta o suficiente para não haver custos excessivos de investimento.

Os sistemas de tratamento anaeróbio são projetados, normalmente, usando-se o tempo de permanência hidráulico como parâmetro fundamental e não a idade de lodo. Os dois parâmetros estão relacionados de forma indireta, como se mostra a seguir: à medida que o tempo de detenção hidráulica (TDH) aumenta, o volume disponível para armazenamento do lodo também aumenta, permitindo um aumento da idade de lodo. Todavia, a idade de lodo, além do volume, também depende da eficiência de retenção de lodo no sistema, que, por sua vez, depende do projeto físico do dispositivo de retenção.

Exemplo 1.1

Como exemplo de dimensionamento, determinam-se a produção e a composição de lodo de um sistema de tratamento anaeróbio para uma cidade com 50 mil habitantes, pressupondo-se uma contribuição per capita de 100 g DQO/dia e um volume de 120 L.hab⁻¹.dia⁻¹, e ainda frações de material não biodegradável de $f_{us} = 0,10$ e $f_{up} = 0,08$, conforme a Figura 1.4. Pede-se uma avaliação para duas idades de lodo: 20 e 50 dias.

A Figura 1.4b mostra os valores das frações de material orgânico (no efluente, mS_e , no lodo, mS_{xv} , e digerida, mS_{CH4}) em função da idade de lodo. A Tabela 1.1 fornece os valores numéricos para idades de lodo de 20 e 50 dias.

Tabela 1.1 Valores numéricos das frações de material orgânico no efluente, mS_e , no lodo, mS_{xv} , e digerida, mS_{CH4} , e da composição e produção de lodo para idades de lodo de 20 e 50 dias.

	$R_s = 20$ dias	$R_s = 50$ dias
Frações do material orgânico		
No efluente: mS_e	0,26	0,18
No lodo: mS_{xv}	0,21	0,15
Digeridas: mS_{CH4}	0,53	0,67
Composição do lodo		
Fração biodegradável	0,43	0,15
Fração biológica	0,038	0,048
Fração volátil	0,64	0,56
Produção de lodo		
Volátil per capita (g SVS.hab ⁻¹ .dia ⁻¹)	14	10
Fixo per capita (g SFS.hab ⁻¹ .dia ⁻¹)	8	8
Total per capita (g STS.hab ⁻¹ .dia ⁻¹)	22	18
Volátil (kg SVS/dia)	700	500
Fixo (kg SFS/dia)	400	400
Total (kg STS/dia)	1100	900

Quanto à composição do lodo, pode se calcular a fração de material orgânico transformado em material celular da massa bacteriana com auxílio da Equação 1.12.

$$\begin{aligned} mS_{xa} &= f_{cv}Y/(1 - f_{cv}Y) * (1 - mS_e - mS_{xv}) = \\ &= 1,5 * 0,045/(1 - 1,5 * 0,045) * (1 - mS_e - mS_{xv}) \end{aligned}$$

Para $R_s = 20$ d, calcula-se: $mS_{xa} = 0,072 * 0,53 = 0,038$, enquanto para $R_s = 50$ d: $mS_{xa} = 0,048$.

A fração de material biodegradável no lodo é calculada com auxílio da Equação 1.11:

$$\begin{aligned} f_{xb} &= mS_{bpe}/mS_{xv} = (mS_{xv} - mS_{xi} - mS_{xa})/mS_{xv} = \\ &= (0,21 - 0,08 - 0,038)/0,21 = 0,43 \text{ para } R_s = 20 \text{ dias} \\ \text{e} \\ &= (0,15 - 0,08 - 0,048)/0,15 = 0,15 \text{ para } R_s = 50 \text{ dias} \end{aligned}$$

A massa de lodo volátil é calculada como o produto da fração da DQO convertida em lodo (mS_{xv}) pela carga orgânica, que, por sua vez, é o produto da população contribuinte pela contribuição diária per capita, dividido pelo fator de conversão f_{cv} :

$$PX_x = mS_{xv} * N_{hab} * S_{hab} / f_{cv}$$

Para $R_s = 20$ dias:

$$\begin{aligned} PX_v &= 0,21 * 50.000 * 0,1/1,5 = 700 \text{ kg SVS/dia ou } 700/50.000 = \\ &= 14 \text{ g SVS . hab}^{-1}\text{dia}^{-1} \end{aligned}$$

Para $R_s = 50$ dias:

$$\begin{aligned} PX_v &= 0,15 * 50.000 * 0,1/1,5 = 500 \text{ kg SVS/dia ou } 500/50.000 = \\ &= 10 \text{ g SVS . hab}^{-1}\text{dia}^{-1} \end{aligned}$$

Para estimar a fração de lodo volátil no lodo é necessário conhecer a massa de lodo fixo. Esta massa depende da origem do esgoto (fração industrial), mas principalmente da natureza (separador ou não) e do estado de manutenção da rede de esgoto. Para efeito de cálculo, adota-se aqui uma massa de lodo fixo por habitante de 8 g/dia, ou seja, $8/120 = 67 \text{ mg/L}$ (uma proporção entre 8 g/dia de sólidos fixos em suspensão e 100 g/dia de material orgânico por habitante em esgoto bruto podem ser consideradas normais). Neste caso, calcula-se uma fração volátil de $14/(14 + 8) = 64\%$ para $R_s = 20$ dias e $10/(10 + 8) = 56\%$ para $R_s = 50$ dias. Essas frações estão na faixa usualmente encontrada no lodo de sistemas anaeróbios tratando esgoto bruto.

Para a idade de lodo de 20 dias, a massa de lodo a ser contida no sistema seria $MX_v = 700 * 20 = 14 \text{ t SVS ou } 14/0,64 = 22 \text{ t STS}$. No caso de $R_s = 50$ dias, a massa de lodo seria $500 * 50 = 25 \text{ t SVS ou } 25/0,56 = 45 \text{ t STS}$.

No caso do reator UASB, a concentração média de lodo está na faixa de 20 a 35 g STS/L, dependendo da qualidade dos dispositivos de retenção de lodo e de sua sedimentabilidade. Para um valor conservador de 20 g STS/L, calcula-se um volume de $22.000 \text{ kg STS}/20 \text{ kg STS/m}^3 = 1.100 \text{ m}^3$ ou 22 L/hab no caso da idade de lodo de 20 dias. No caso da idade de lodo de 50 dias, o volume do reator UASB seria estimado em $45.000/20 = 2.250 \text{ m}^3$ ou 45 L/hab. O tempo de permanência para o volume estimado de $120 \text{ L.hab}^{-1}\text{dia}^{-1}$ seria 4,4 horas para uma idade de lodo de 20 dias e 8,8 horas para uma idade de lodo de 50 dias. Conclui-se que, para manter a idade de lodo longa (50 dias), o volume do reator UASB teria de ser praticamente o dobro do valor para uma idade de lodo curta.

Na prática, pode-se considerar curto um tempo de permanência de 4,4 horas em um reator UASB, enquanto um valor de 8,8 horas pode ser considerado longo.

A conclusão básica do exemplo é que a idade de lodo é o parâmetro fundamental que determina o desempenho de reatores aeróbios e anaeróbios. O tempo de permanência do líquido em si não tem importância, mas ele sempre tem de ser suficiente para que a idade de lodo mantenha o valor adequado, em outras palavras, o tempo de permanência tem de ser suficiente para evitar carreamento excessivo de lodo.

1.5 Produção e Composição de Lodo em Sistemas de Tratamento Aeróbio

As considerações sobre produção e composição de lodo são bem mais complicadas em sistemas de tratamento aeróbio devido a três fatores:

1. O decaimento de lodo é expressivo, de maneira que têm de ser levadas em consideração a demanda de oxigênio para respiração endógena e a geração de resíduo endógeno no sistema de tratamento.
2. O lodo ativo é instável, morrendo pouco tempo depois de se interromper a aeração. Na prática, o lodo produzido em um sistema aeróbio é introduzido em um digestor (geralmente anaeróbio) para redução da massa bacteriana aeróbia.
3. São produzidos lodos de naturezas diferentes. Para diminuir a carga orgânica devido ao material particulado no reator aerado, muitas vezes se aplica sedimentação primária, obtendo-se lodo que recebe a denominação de lodo fresco ou primário, que será posteriormente levado para a unidade de estabilização (digestor de lodo). O lodo produzido no reator biológico é denominado lodo secundário ou biológico.

A Figura 1.6 mostra uma representação básica da interação entre o material orgânico do afluentes e o lodo em sistemas de tratamento aeróbio. Comparando com a Figura 1.2, há duas diferenças importantes: (1) no processo catabólico há oxidação do material orgânico em vez de digestão anaeróbia e (2) o decaimento de lodo é mais rápido e, por esta razão, forma-se uma quantidade significativa de resíduo endógeno, havendo, ao mesmo tempo, consumo expressivo de oxigênio para atender à demanda da respiração endógena. Van Haandel & Marais (1999) derivaram expressões para as frações de material orgânico nas três formas que se apresentam (inerte, mS_{xi} , ativo, mS_{xa} , e resíduo endógeno, mS_{xe}) em sistemas de tratamento aeróbio:

$$mS_{xi} = f_{up} \quad (1.14)$$

$$mS_{xa} = (1 - f_{us} - f_{up}) * f_{cv} Y / (1 + k_{bae} R_s) \quad (1.15)$$

$$mS_{xe} = fk_{bae} R_s * mS_{xa} \quad (1.16)$$

$$\begin{aligned} mS_{xv} &= mS_{xi} + mS_{xa} + mS_{xe} = \\ &= (1 - f_{us} - f_{up}) * f_{cv} Y * (1 + f k_{bae} R_s) Y / (1 + k_{bae} R_s) + f_{us} \end{aligned} \quad (1.17)$$

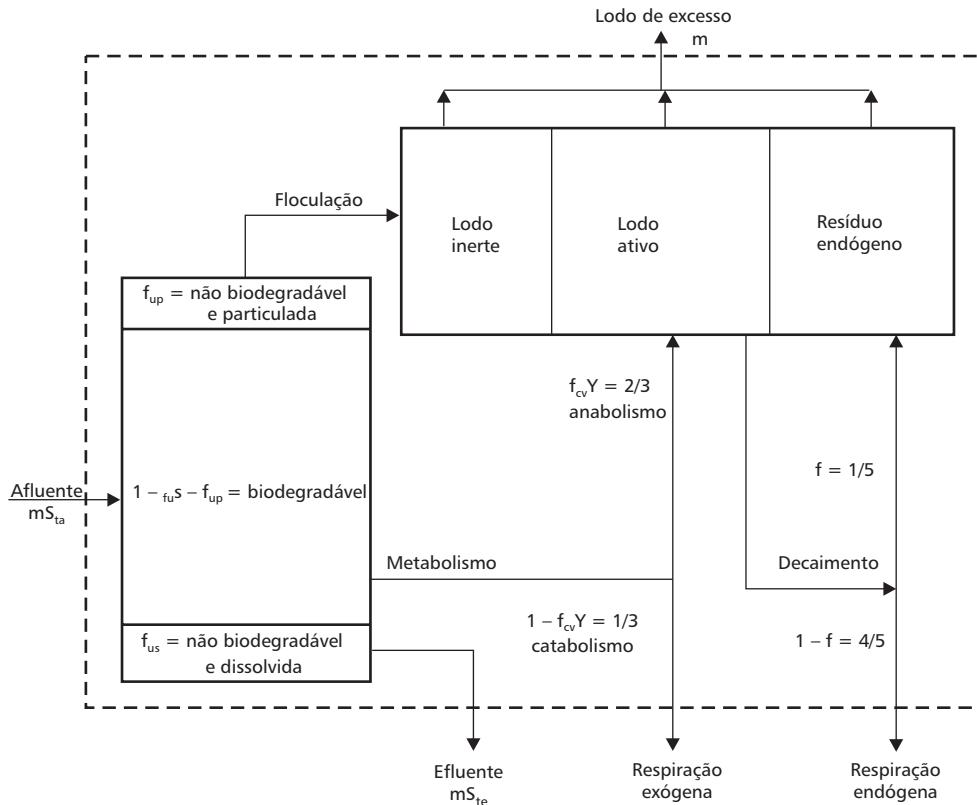


Figura 1.6 Representação esquemática da interação entre o material orgânico do afluente e o lodo, em sistemas de tratamento aeróbio.

A fração da DQO afluente, que não é descarregada no efluente (mS_e) e não está no lodo (mS_{xv}), é oxidada (mS_o) no sistema de tratamento aeróbio, podendo-se escrever:

$$\begin{aligned} mS_o &= 1 - mS_{xv} - mS_e \\ &= (1 - f_{us} - f_{up})(1 - f_{cv} Y + k_{bae} (1 - f) * f_{cv} * Y R_s / (1 + k_{ae} R_s)) \end{aligned} \quad (1.18a)$$

A Equação 1.18 também pode ser escrita em termos da fração da DQO afluente, que é oxidada durante a respiração exógena (catálise), mS_{ex} , e da fração da DQO afluente oxidada durante a respiração endógena, mS_{end} , ou durante o decaimento bacteriano:

$$mS_o = mS_{ex} - mS_{en} \quad (1.18b)$$

Na Figura 1.7a, observam-se as frações do material orgânico transformadas em lodo aeróbio, oxidadas ou descarregadas no efluente, em função da idade de lodo, em um sistema ideal, em que o metabolismo do material biodegradável é completo. Na mesma figura, indica-se, ainda, a fração oxidada pelos processos de respiração exógena e endógena. Observa-se, na Figura 1.7a, que a importância do decaimento do lodo ativo aumenta quando aumenta a idade de lodo: a demanda de oxigênio para a respiração endógena tende a exceder aquela para a respiração exógena.

Para uma idade de lodo longa (maior que 20 dias), a massa do resíduo endógeno excede aquela do lodo ativo.

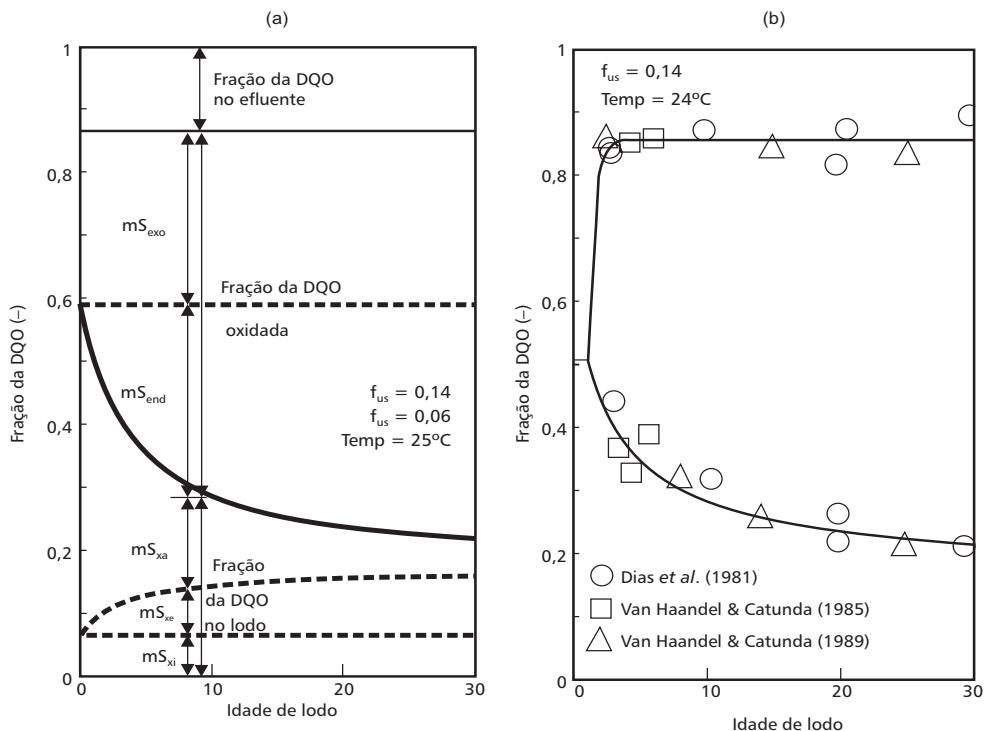


Figura 1.7 Divisão do material orgânico afluente entre as frações no efluente (mS_e), oxidada (mS_o) e no lodo de excesso (mS_{xv}), para o sistema aeróbio ideal (a) e o real (b).

A Figura 1.7a mostra a divisão do material orgânico em sistemas aeróbios ideais. Contudo, na prática, não se observa uma remoção de 100% do material orgânico biodegradável. Todavia, diferentemente de sistemas de tratamento anaeróbio, em sistemas de tratamento aeróbio há uma boa compreensão sobre a cinética do metabolismo bacteriano, o que permite calcular a eficiência de remoção

do material biodegradável em função da idade de lodo. Van Haandel & Marais (1999) mostraram que, com boa aproximação, a remoção de material orgânico biodegradável pode ser considerada completa, a não ser que a idade de lodo seja muito curta (menos de 2 dias a 20°C). Isso se deve ao fato de a capacidade metabólica de utilização do material orgânico ser maior no lodo aeróbio do que no lodo anaeróbio, resultando em uma maior eficiência de remoção ou utilização do material orgânico. Na Figura 1.7b, observa-se a simulação do valor das frações de material orgânico em função da idade de lodo, usando-se a cinética metabólica de lodo aeróbio apresentada por Van Haandel & Marais (1999). Observa-se que a Figura 1.7b é praticamente idêntica à figura do sistema ideal (Figura 1.7a), exceto para a faixa de idade de lodo muito curta. Na prática, nunca se operam sistemas de lodo ativo com idade de lodo muito curta, de modo que, com boa aproximação, a remoção do material orgânico pode ser considerada completa e as Equações 1.14 a 1.17 podem ser usadas para calcular as frações do material orgânico e a produção e composição de lodo aeróbio.

A massa de lodo volátil produzida por unidade de massa de DQO aplicada pode ser facilmente determinada, dividindo-se a fração de material orgânico convertido em lodo pelo fator de conversão f_{cv} :

$$mE_{xv} = mS_{xv}/f_{cv} \left(= 1 - f_{us} - f_{up} \right) Y(1 + fk_{bae} R_s)Y/(1 + k_{bae} R_s) + f_{us}/f_{cv} \quad (1.19)$$

Para calcular a produção de lodo total é necessário ainda que se adicione o lodo mineral:

$$mE_{xt} = mE_{xv} + mE_m = \left(1 - f_{us} - f_{up} \right) Y(1 + fk_{bae} R_s)Y/(1 + k_{bae} R_s) + f_{us}/f_{cv} + f_m \quad (1.20)$$

A fração de lodo volátil no lodo de excesso agora pode ser expressa em termos da fração de lodo volátil ou de lodo total.

Exemplo 1.2

Como exemplo de dimensionamento determinam-se a produção e a composição de lodo de um sistema de tratamento aeróbio para uma cidade com 50 mil habitantes, pressupondo-se uma contribuição per capita de 100 g DQO/dia, um volume de 120 L.hab⁻¹dia⁻¹ e, ainda, frações de material não biodegradável de $f_{us} = 0,14$ e $f_{up} = 0,06$, conforme a Figura 1.6. Pede-se uma avaliação para um sistema de lodo ativo de alta taxa (idade de lodo de 4 dias) e um de baixa taxa (idade de lodo de 20 dias).

A Figura 1.6b mostra os valores das frações de material orgânico (no efluente, mS_e , no lodo, mS_{xv} , e oxidada, mS_o) em função da idade de lodo. (Estes valores também podem ser calculados pelas Equações 1.14 a 1.17. A Tabela 1.2 fornece os valores numéricos para idades de lodo de 4 e 20 dias.

Para $R_s = 4$ dias tem-se:

$$mS_{xi} = f_{up} = 0,06$$

$$mS_{xa} = (1 - 0,14 - 0,06) * 1,5 * 0,45/(1 + 4 * 0,3) = 0,25$$

$$mS_{xe} = 0,2 * 0,3 * 4 * 0,25 = 0,06$$

$$mS_{xv} = 0,06 + 0,25 + 0,06 = 0,37$$

Portanto, a fração da DQO oxidada será:

$$mS_o = 1 - mS_e - mS_{xv} = 1 - 0,14 - 0,37 = 0,49$$

Semelhantemente, para uma idade de lodo longa de $R_s = 20$ dias, calcula-se:

$$mS_{xi} = 0,06$$

$$mS_{xa} = (1 - 0,14 - 0,06) * 1,5 * 0,45/(1 + 20 * 0,3) = 0,077$$

$$mS_{xe} = 0,2 * 0,3 * 20 * 0,077 = 0,092$$

$$mS_{xv} = 0,06 + 0,077 + 0,092 = 0,23$$

$$mS_o = 1 - 0,14 - 0,23 = 0,63$$

A fração de lodo ativo é calculada com facilidade como:

$$f_{av} = mS_{xa}/mS_{xv}$$

Tabela 1.2 Valores numéricos das frações de material orgânico no efluente, mS_e , no lodo, mS_{xv} , e digerida, mS_o , e da composição e produção de lodo para idades de lodo de 4 e 20 dias.

	$R_s = 4$ dias	$R_s = 20$ dias
Frações do material orgânico		
No efluente: mS_e	0,14	0,14
No lodo: mS_{xv}	0,37	0,23
Oxidadas: mS_o	0,49	0,63
Composição do lodo		
Fração ativa f_a	0,67	0,33
Fração volátil f_v	0,76	0,66
Produção de lodo		
Volátil per capita (g SVS.hab ⁻¹ dia ⁻¹)	25	15
Fixo per capita (g SFS.hab ⁻¹ dia ⁻¹)	8	8
Total per capita (g STS.hab ⁻¹ dia ⁻¹)	33	23
Volátil (kg SVS/dia)	1250	750
Fixo (kg SFS/dia)	400	400
Total (kg STS/dia)	1650	1150

Os valores calculados para $R_s = 4$ dias e para $R_s = 20$ dias são de $f_{av} = 0,25/0,37 = 0,67$ e $f_{av} = 0,077/0,23 = 0,33$, respectivamente. Para estimar a fração de lodo volátil é preciso saber a massa de lodo fixo que o sistema de tratamento produz. Adotando-se novamente 8 g SFS.hab⁻¹dia⁻¹ ou 67 mg SFS/L como no exemplo anterior e sabendo-se que para a idade de lodo de 4 dias a produção per capita de lodo volátil é de $0,37 * 100/1,5 = 25$ g SVS.hab⁻¹dia⁻¹, calcula-se uma produção total de $25 + 8 = 33$ g STS.hab⁻¹dia⁻¹ e, portanto, uma fração volátil de $25/33 = 76\%$. Semelhantemente, determina-se a fração volátil em 66% no caso da idade de lodo de 20 dias. A Tabela 1.2 mostra os valores das frações de material orgânico e da composição e produção de lodo para as condições especificadas.

No caso da idade de lodo de 4 dias, a massa do lodo a ser contida no sistema seria $mX_v = 1250 * 4 = 5$ t SVS ou $5/0,76 = 6,6$ t STS. No caso de $R_s = 20$ dias, a massa de lodo seria $750 * 20 = 15$ t SVS ou $15/0,66 = 23$ t STS.

No sistema de lodo ativo, a concentração de lodo geralmente está na faixa de 2 a 5 g STS/L, dependendo da sedimentabilidade do lodo e da taxa de recirculação. Para um valor conservador de 3 g STS/L, calcula-se um volume de $6.600 \text{ kg STS}/3 \text{ kg STS/m}^3 = 2.200 \text{ m}^3$, ou 44 L/hab, no caso da idade de lodo de 4 dias. No caso da idade de lodo de 20 dias, o volume do reator de lodo ativo seria estimado em $23.000/3 = 7.600 \text{ m}^3$ ou 150 L/hab. O tempo de permanência para o volume estimado de 120 L.hab⁻¹dia⁻¹ seria 8,8 horas para uma idade de lodo de 4 dias e 1,25 dias para uma idade de lodo de 20 dias.

Quando se comparam os resultados dos cálculos nos Exemplos 1.1 e 1.2, observa-se que, no que concerne à produção de lodo, os sistemas anaeróbios têm importantes vantagens em comparação aos sistemas aeróbios de tratamento:

1. A produção de sólidos voláteis é nitidamente inferior e, por isso, as unidades de processamento do lodo de excesso podem ser menores
2. No caso do reator UASB ou semelhante, a concentração do lodo é muito maior, uma vez que os sistemas anaeróbios operam com uma concentração de lodo bem mais elevada do que os sistemas de tratamento aeróbio.
3. A fração de material biodegradável no lodo aeróbio é muito maior, uma vez que o próprio lodo ativo (a massa bacteriana aeróbia) é putrescível. Em contraste, o material biodegradável no lodo de excesso de sistemas anaeróbios é resultado do material orgânico do afluente que ainda não foi metabolizado.

A consequência da alta fração de material biodegradável em lodo aeróbio é que há a necessidade de aplicar um sistema de estabilização de lodo. No próximo capítulo, a estabilização de lodo aeróbio será discutida com mais profundidade. Na prática, o sistema de estabilização freqüentemente será um digestor anaeróbio,

um reator fechado no qual a população de bactérias aeróbias é metabolizada por bactérias anaeróbias.

1.6 Referências Bibliográficas

- DIAS, M.C.; CATUNDA, P.F.C.; VAN HAANDEL, A.C. (1983). O sistema de lodo ativado parte I: O estado estacionário. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, Camboriú. *Anais*.
- HENZE, M.; HARREMOES, P. (1983). Anaerobic treatment of waste water in fixed film reactors – a literature review. *Wat. Sci. Techn.*, v.15, n.1.
- LIN, C.Y.; SATO, K.; NOIKE, T.; MATSUMOTO, J. (1987). Methanogenic digestion using mixed substrate of acetic, propionic and butyric acids. *Water Research*, n.20, p.385-394.
- MARAIS, G.V.R.; EKAMA, G.A. (1976). The activated sludge process part 1: steady state behaviour. *Water S.A.*, n.2, p.163-200 (Kaspar e Wuhrmann, 1983).
- MCCARTY, P.L. (1964). Anaerobic waste treatment fundamentals. Part II: environmental requirements and control. *Public Works*, n.95, p.123-126.
- VAN HAANDEL, A.C.; CATUNDA, P.F.C. (1985). O balanço de massa em sistemas de tratamento com lodo em suspensão. *Revista Engenharia Sanitária*, v.22, p.409-413.
- VAN HAANDEL, A.C.; CATUNDA, P.F.C. (1989). Determinação da sedimentabilidade de lodo ativado. 15º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Belém, PA. *Anais*.
- VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. (1994). *Tratamento anaeróbio de esgoto – Um manual para regiões de clima quente*. Campina Grande, PB, Ed. Epgraf, 225p.
- VAN HAANDEL, A.C.; MARAIS, G. (1999). *O comportamento do sistema de lodo ativado – Teoria e aplicações para projetos e operação*. Campina Grande, PB, Ed. Epgraf, 488p.
- WPCF (WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION) (1977). *Wastewater treatment plant design (Manual of practice n.8)* WPCF e ASCE, Lancaster Press Inc., Lancaster, Pensilvânia, EUA.

Capítulo 2

Estabilização de Lodo de Esgoto

Fernando Fernandes e Silvia Galvão de Souza

2.1 Introdução

Os processos de estabilização do lodo têm por objetivo atenuar duas características indesejáveis desse resíduo: odor e conteúdo de patógenos. Estes dois fatores têm importância variável, de acordo com o destino final previsto para o lodo. Portanto, no âmbito de um sistema de gestão do lodo produzido por Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs), a estabilização é uma das peças do sistema, devendo ser definida de forma articulada com o desaguamento, higienização e uso final do produto.

O lodo resultante dos sistemas de tratamento biológico de esgotos é constituído em boa parte por bactérias vivas. Como a eficiência dos processos biológicos está ligada à quantidade de células vivas atuantes no processo, os sistemas de tratamento mantêm o afluente em um meio rico em lodo: um processo biológico é considerado eficiente e econômico se puder ser operado com baixos tempos de detenção hidráulica e tempos de retenção de sólidos suficientemente longos para permitir o crescimento de microrganismos. O lodo é, portanto, matéria-prima para os processos de tratamento biológico de esgotos e seu excesso passa a ser considerado um resíduo. O momento e as condições em que o lodo deixa de ser matéria-prima para se transformar em resíduo dependem da tecnologia do sistema de tratamento de esgotos empregado e de sua operação.

Em qualquer situação, quanto mais o lodo se assemelhar à matéria orgânica “fresca”, maior será seu potencial de putrefação e produção de odores desagradáveis. Também, maior será seu teor em microrganismos patogênicos, já que os esgotos domésticos contêm esses microrganismos em alta concentração. A medida que o lodo “fresco” passa por processos de biotransformação, seus componentes orgânicos mais facilmente biodegradáveis são transformados e o lodo ganha características de lodo “estabilizado”, apresentando odor menos ofensivo e menor concentração de microrganismos patogênicos.

A necessidade de estabilização do lodo está ligada principalmente a duas características negativas do lodo fresco: seu potencial de produzir odores e seu conteúdo em microrganismos patogênicos, sendo que, na prática, um lodo pode ser “estabilizado” por outros métodos além dos processos de biodegradação.

O grau de estabilização do lodo ao deixar um sistema de tratamento de esgotos depende da tecnologia de tratamento utilizada. Nos sistemas convencionais (Figura 2.1), em que o esgoto passa por um decantador primário, seguido de tanque de aeração e decantador secundário, há geração de lodo primário, constituído por material de sedimentação e altamente instável, e lodo secundário, também denominado lodo ativado, também instável e que necessita passar por processos suplementares de estabilização.

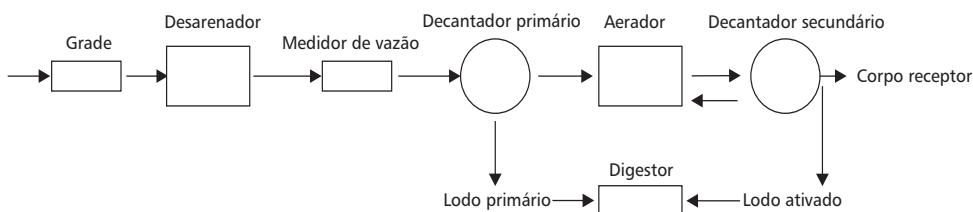


Figura 2.1 Fluxograma típico do sistema de lodos ativados.

As tecnologias mais recentes, principalmente as desenvolvidas no Brasil, que fazem uso de reatores anaeróbios de fluxo ascendente, tipo UASB (upflow anaerobic sludge blanket), retêm o lodo dentro do reator por 2-3 meses em média, realizando assim sua estabilização. Mesmo quando os reatores tipo UASB são seguidos por pós-tratamento aerado, o lodo produzido nessas unidades pode também retornar ao reator anaeróbio e ser aí digerido. Várias pesquisas estão em andamento com o objetivo de avaliar as consequências do retorno do lodo dos sistemas de pós-tratamento para o reator anaeróbio, e, embora os parâmetros de projeto e operação ainda não estejam bem definidos, esta é uma prática comum. Portanto, nestes casos, o próprio sistema de tratamento de esgotos realiza a estabilização do lodo (Figura 2.2).

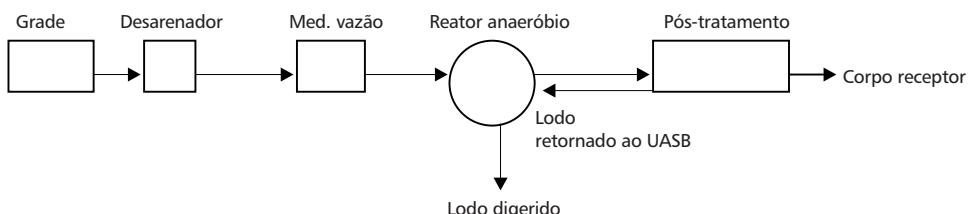


Figura 2.2 Fluxograma típico de um sistema UASB seguido de pós-tratamento.

Dos dois fluxogramas genéricos apresentados, do ponto de vista da gestão do lodo, no primeiro deles a ETE deve ser dotada de um sistema específico para a estabilização do lodo, enquanto no segundo caso o lodo é estabilizado no próprio sistema de tratamento de esgotos.

Nos dois casos, a estabilização significa biodegradação de parte da matéria orgânica, redução de odores e redução do nível de microrganismos patogênicos. Os processos biológicos são eficazes na redução de odores, porém o lodo continua com altos níveis de patógenos, como será detalhado adiante, e se o destino final escolhido for a reciclagem agrícola, será necessário um processo adicional de estabilização, também chamado de desinfecção, para tornar as características sanitárias do lodo compatíveis com o uso.

A gestão do lodo produzido por uma estação de tratamento de esgotos, em qualquer caso, é um dos maiores desafios para o sucesso técnico e operacional do sistema. É também um desafio econômico, já que alguns estudos mostram que o processamento da fase sólida pode representar até 60% dos custos operacionais da estação.

Portanto, é necessário que os objetivos da estabilização do lodo em um determinado sistema sejam definidos ainda na fase de projeto da estação e fixado de acordo com o destino final previsto para o lodo.

As fases de adensamento (quando necessária), estabilização e desidratação devem ser compatíveis entre si e coerentes com o destino final a ser dado ao lodo. Se o destino do lodo for o uso agrícola, o nível de patógenos e seu potencial de geração de odores são de extrema importância. Caso o destino final seja a incineração, as exigências serão muito menores. De acordo com a EPA (Environment Protection Agency), o grau de estabilização do lodo é:

- Muito importante para a reciclagem agrícola.
- Moderadamente importante para a disposição em aterro sanitário e transporte em geral.
- Sem importância quando o destino final é a incineração ou disposição oceânica.

A WEF (Water Environment Federation) sugere o termo *biossólido* para designar o lodo produzido pelos sistemas de tratamento biológico de esgotos, desde que seu destino final tenha uma finalidade útil. O termo biossólido é reservado para um produto estabilizado, caso contrário são empregados os termos torta, lodo ou sólidos.

2.2 Objetivos e Necessidade da Estabilização do Lodo de Esgoto

Os objetivos dos processos de estabilização do lodo de esgoto são:

- Reduzir seu conteúdo em microrganismos patogênicos.

- Inibir, reduzir ou eliminar o potencial de putrefação do lodo e, consequentemente, seu potencial de produção de odores.

2.2.1 Microrganismos Patogênicos

A origem da contaminação microbiológica do lodo é principalmente em razão do material fecal contido no esgoto (Tabela 2.1), portanto, dependente das características epidemiológicas da população local e dos efluentes lançados na rede coletora. No esgoto são encontrados vírus, fungos, bactérias e parasitas (protozoários e helmintos), e, embora a grande maioria desses organismos seja inofensiva, alguns grupos de patógenos são considerados perigosos pelo risco que representam para a saúde humana e animal.

Tabela 2.1 Valores médios dos principais grupos de microrganismos encontrados nas fezes humanas.

Tipo de microrganismo	Concentração em número/g peso úmido
Vírus	10^7 a 10^{11}
Bactérias	10^5 a 10^9
Ovos de helmintos	10^1 a 10^4
Cistos de protozoários	10^4 a 10^7

Fonte: Schwartzbrod (1996).

O conteúdo microbiológico das fezes é diluído no esgoto, que mesmo assim apresenta concentração elevada de microrganismos, como pode ser visto na Tabela 2.2, que mostra valores médios observados nos Estados Unidos.

Tabela 2.2 Concentração média de alguns microrganismos no esgoto bruto dos Estados Unidos.

Microrganismo	Concentração em número/ml de esgoto
Coliformes totais	10^5 a 10^6
Coliformes fecais	10^4 a 10^5
Estreptococos	10^3 a 10^4
Salmonella	0 a 10^2
Cistos de protozoários	10 a 10^3
Ovos de helmintos	10^{-2} a 10
Vírus entéricos	10 a 10^2

Fonte: Metcalf & Eddy (1991).

Naturalmente, ao serem lançados no esgoto, esses microrganismos não estarão em seu meio ideal e apresentarão tendência ao decaimento. O próprio sistema de tratamento de esgotos elimina muitos deles, fazendo com que haja

substancial diminuição na concentração de patógenos na fase líquida (Tabela 2.3) e migração para a fase sólida (lodo). Essa concentração se deve ao poder de adsorção dos flocos e ao peso específico mais alto de muitos microrganismos, o que provoca sua sedimentação juntamente com o lodo.

Tabela 2.3 Porcentagem de redução, no esgoto, de alguns tipos de patógenos, em alguns sistemas de tratamento.

Tratamento	Vírus entéricos	Bactérias	Cistos de protozoários	Ovos de helmintos
Decantação primária	0%-30%	50%-90%	10%-50%	30%-90%
Filtro biológico	90%-95%	90%-95%	50%-90%	50%-95%
Lodo ativado	90%-99%	90%-99%	50%-80%	50%-99%
Lagoas de estabilização*	99,99%-100%	99,99%-100%	100%	100%

*Três células, com tempo de detenção > 25 dias.

Fonte: EPA (1983).

A Tabela 2.4 mostra a concentração de alguns microrganismos no lodo bruto, primário e secundário, observados nos Estados Unidos.

Tabela 2.4 Concentração de bactérias no lodo bruto, observadas nos Estados Unidos, em número/g de peso seco.

Bactéria	Lodo primário bruto	Lodo secundário bruto
Coliformes totais	$1,2 \times 10^8$	$7,0 \times 10^8$
Coliformes fecais	$2,0 \times 10^7$	$8,3 \times 10^6$
Estreptococos	$8,9 \times 10^5$	$1,7 \times 10^6$
Salmonella	$4,1 \times 10^2$	$8,8 \times 10^2$

Fonte: EPA (1985).

Como pode ser observado na Tabela 2.4, o lodo bruto contém grande concentração de patógenos, cujos níveis podem ser baixados pelos vários processos de estabilização e desinfecção.

2.2.2 Odores

Nas estações de tratamento de esgotos, os odores constituem um problema do tratamento tanto da fase líquida como da fase sólida.

Os odores agressivos são causados por gases produzidos durante o processo de biodegradação do lodo. O lodo bruto, por conter alto teor de sólidos voláteis, possui alto potencial de putrefação e consequente produção de aminas, diaminas, gás sulfídrico, mercaptanas e amônia, principais gases responsáveis pelos odores desagradáveis.

Os maus odores provocam mais desconforto que os danos físicos. Em casos extremos podem provocar reações de rejeição por parte das populações afetadas. No caso da reciclagem agrícola, esse aspecto é fundamental para o sucesso de um programa de reciclagem.

2.3 Processos de Estabilização de Lodos

Com o objetivo de atenuar ou eliminar os inconvenientes do odor e da presença de patógenos no lodo, são empregados processos químicos, físicos e biológicos que, utilizando vários mecanismos de atuação, estabilizam o lodo.

2.3.1 Processos Biológicos de Estabilização

Na estabilização biológica, são utilizados os mecanismos naturais de biodegradação que transformam a parte mais putrescível do lodo. As vias podem ser anaeróbia ou aeróbia, sendo os principais processos:

- Digestão anaeróbia.
- Digestão aeróbia.
- Digestão aeróbia autotérmica.
- Compostagem.

2.3.1.1 Digestão Anaeróbia

A digestão anaeróbia do lodo é o método mais antigo de estabilização e, talvez, o mais utilizado, principalmente nas ETEs que empregam o sistema de lodos ativados. O processo consiste na solubilização e redução de substâncias orgânicas complexas pela ação de microrganismos, na ausência de oxigênio.

O lodo é colocado em digestores, normalmente tanques de concreto, e a biodegradação anaeróbia leva à produção de metano, dióxido de carbono, alguns outros gases e lodo estabilizado. A população microbiana responsável pelo processo pode ser dividida em três grupos: de solubilização, acidogênicas e metanogênicas. As proteínas, os lipídios, os carboidratos e outras moléculas complexas são solubilizados por hidrólise. Em seguida, esses produtos são convertidos em ácidos orgânicos de cadeias curtas, como os ácidos acético, propiônico e lático. Essas duas fases iniciais às vezes são referidas como fase acidogênica. Em seguida, esses ácidos são convertidos em metano, dióxido de carbono e outros gases pelas bactérias metanogênicas.

Em termos genéricos, uma amostra de 100 kg de lodo bruto, contendo 70 kg de sólidos voláteis e 30 kg de sólidos fixos, após a digestão anaeróbia, será transformada em 40 kg de gases, 30 kg de sólidos voláteis e 30 kg de sólidos fixos.

Quanto às tecnologias utilizadas, os sistemas mais antigos, também chamados de baixa taxa, são constituídos por reatores de alimentação contínua, sem mistura, que retêm o lodo por um período de 30 a 60 dias. Após os anos 50, várias modificações foram feitas no processo, incluindo mistura contínua, aden-

samento e aquecimento, o que levou aos sistemas chamados de alta taxa, com tempos de detenção menores, de até 15 dias.

Freqüentemente, os digestores de alta taxa são agrupados em série. Uma configuração muito usada nos países desenvolvidos é a digestão com estágio duplo, em que o primeiro tanque, dotado de sistema de aquecimento e misturadores, é usado para digestão, enquanto o segundo tanque tem a função de adensar o lodo digerido, permitindo a separação do sobrenadante. A Tabela 2.5 mostra a evolução de algumas características do lodo após a digestão anaeróbia.

Tabela 2.5 Características médias observadas no lodo bruto e digerido da ETE Bom Retiro, Londrina, em porcentagem de peso seco.

Tipo de lodo	pH	Sólidos fixos %	C %	N %	C/N	P %
Lodo primário	6,2	12	33,3	4,5	7,4	3,1
Lodo ativado	7,0	13	30,4	6,0	5,0	2,9
Lodo digerido	7,0	40	23,5	3,0	7,8	5,6

Fonte: Fernandes & Silva (1999), Fernandes *et al.* (1993).

Pode-se observar a elevação relativa do teor de sólidos fixos, como resultado do processo de biodegradação. Também há perdas de nitrogênio, devido à volatilização e pequena elevação da relação C/N. No que diz respeito à redução de patógenos, a Tabela 2.6 mostra alguns valores ilustrativos.

Tabela 2.6 Redução de alguns microrganismos após digestão anaeróbia do lodo em número/100 ml.

Patógeno	Lodo bruto	Lodo digerido
Vírus	380 a 7×10^4	ND a 10^3
Coliformes totais	$4,3 \times 10^9$ a $5,0 \times 10^9$	$3,0 \times 10^4$ a $7,0 \times 10^7$
Coliformes fecais	$1,4 \times 10^9$ a 10^9	ND a $7,8 \times 10^6$
Salmonella	3 a $4,6 \times 10^4$	3 a 62
Estreptococos	$2,3 \times 10^7$ a $1,5 \times 10^8$	ND a $2,2 \times 10^6$
Ovos de helmintos	20 a 700	30 a 70

Fonte: WEF (1995).

Em digestores anaeróbios bem operados, é típica a redução de duas ordens de magnitude para os coliformes fecais. Os cistos de protozoários são geralmente eliminados, enquanto os ovos de helmintos são mais resistentes.

Pode-se dizer que a digestão anaeróbia do lodo é um processo de estabilização eficiente para diminuir o problema do mau odor, porém a redução de patógenos

observada é pequena, o que impõe limites ao uso do biossólido por questões de segurança sanitária.

2.3.1.2 Digestão Aeróbia

Este tipo de digestão tem a mesma base conceitual dos sistemas de tratamento de esgotos do tipo aeração prolongada.

O mecanismo da estabilização é a biodegradação de componentes orgânicos pelos microrganismos aeróbios. A fase final do processo é caracterizada pela respiração endógena, que acontece quando o substrato disponível para a biodegradação é totalmente consumido e os microrganismos passam a consumir o próprio protoplasma microbiano a fim de obter energia para suas reações celulares.

Portanto, o processo de digestão aeróbia passa por duas etapas: a oxidação direta da matéria orgânica biodegradável e consequente aumento da biomassa bacteriana e, depois, a oxidação do material microbiano celular pelos próprios microrganismos:

Bactérias

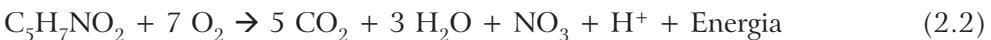
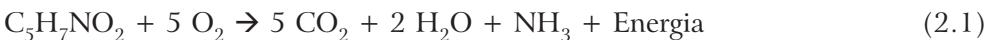


Bactérias



Devido à necessidade de manter o processo em respiração endógena, a digestão aeróbia é tipicamente utilizada para estabilizar lodos ativados, pois estes lodos têm grande massa bacteriana. A inclusão de lodos primários no sistema, devido a seu pequeno conteúdo de material celular, tende a incrementar a primeira reação, o que se reflete no aumento do período de detenção do lodo necessário para transformar o lodo primário em material celular.

Utilizando a fórmula $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$ como representativa do material celular dos microrganismos, o processo pode ser representado pelas equações:



A Equação 2.1 representa um sistema projetado para não atingir o estágio de nitrificação, enquanto na Equação 2.2 o processo realiza a nitrificação.

Teoricamente, 50% da alcalinidade consumida pela nitrificação é recuperada pela denitrificação. Caso haja queda excessiva de pH devido à nitrificação, o sistema pode passar por um período de denitrificação, desligando-se os aeradores ou adicionando-se cal ao lodo para restabelecer o pH.

Quando não ocorre a nitrificação, teoricamente, 1,5 kg de oxigênio é necessário para cada quilo de material celular. Se o sistema realiza a nitrificação, as necessidades teóricas são de 2 kg O_2/kg de material celular.

Os tempos de detenção médios do lodo no reator aeróbio são de 10 a 12 dias, operando na faixa de 20°C. O tempo de detenção mais preciso deve ser definido em função dos objetivos da estabilização, sendo que a redução da parcela biodegradável pode ser representada pela equação de primeira ordem:

$$\frac{dM}{dt} = K_d M$$

em que:

dM/dt = taxa de variação dos sólidos voláteis biodegradáveis por unidade de tempo;

K_d = constante da taxa de reação;

M = concentração de sólidos voláteis biodegradáveis restantes no tempo t ;

O processo pode ser realizado em duas configurações básicas:

- reatores de fluxo intermitente;
- reatores de fluxo contínuo.

No sistema de fluxo intermitente, o reator recebe lodo diretamente do decantador secundário ou do adensador. Após o período de biodegradação, os aeradores são desligados, o lodo sedimenta e o sobrenadante é drenado.

O sistema de fluxo contínuo opera sem interrupções. O recebimento de lodo, a aeração e a descarga são processos contínuos.

2.3.1.3 Digestão Aeróbia Autotérmica (ATAD – Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion)

Este processo é uma variante do sistema anterior, com a diferença de operar em fase termófila, o que, além de acelerar o ritmo de biodegradação da matéria orgânica, ainda tem a vantagem de destruir os microrganismos patogênicos do lodo.

Estudos nesta linha se iniciaram nos anos 60, porém os avanços decisivos aconteceram na década de 70. Atualmente, o processo é mais utilizado na Europa, especialmente na Alemanha, onde existem atualmente 35 sistemas em funcionamento.

O sistema normalmente utiliza reatores aeróbios de dois estágios que operam em fase termófila, sem fornecimento suplementar de energia. O primeiro reator trabalha a temperaturas próximas de 55°C, atingindo 60-65°C no segundo reator.

Com o fornecimento adequado de oxigênio, nutrientes e matéria orgânica biodegradável, os microrganismos podem produzir a digestão aeróbia autotérmica, degradando substâncias complexas em produtos finais estabilizados, com menor tempo de detenção do lodo. O fornecimento correto de oxigênio e a mistura contínua do lodo são aspectos fundamentais nessa tecnologia.

A produção típica de calor varia de 14.190 a 14.650 KJ/kg O₂. A demanda de oxigênio varia em torno de 1,42 kg O₂/kg de sólidos suspensos voláteis oxidados.

Os fundamentos comentados na digestão aeróbia convencional são igualmente válidos para essa tecnologia, porém com pequenas diferenças.

Operando a temperaturas superiores a 40°C, a nitrificação é inibida, portanto a Equação 2.1 é a que mais se aproxima das reações desse processo.

O tempo de detenção no reator varia de 5 a 6 dias para atingir de 30% a 50% de redução no teor de sólidos voláteis. O calor em excesso gerado durante o processo pode ser usado para pré-aquecer o lodo bruto na entrada do sistema, utilizando para isso um sistema de trocadores de calor.

Os melhores desempenhos foram observados quando o lodo apresenta teor de sólidos de no mínimo 3%.

Na Alemanha, o processo atende às exigências sanitárias regulamentares, que fixam limite de 1.000 enterobactérias/ml de lodo, tendo o status de método capaz de produzir “pasteurização do lodo”. Este status é semelhante ao descrito pela 40 CFR part 503, dos Estados Unidos, para a classificação como “Process to further reduce pathogens, PFRP”.

2.3.1.4 Estabilização na Fase Sólida: Compostagem

A compostagem pode ser definida como uma bioxidação aeróbia exotérmica de um substrato orgânico heterogêneo, no estado sólido, caracterizado pela produção de CO₂, água, liberação de substâncias minerais e formação de matéria orgânica estável.

Do ponto de vista operacional, uma das grandes diferenças da compostagem em comparação aos métodos de estabilização comentados anteriormente é que a compostagem se realiza em meio sólido.

Os componentes orgânicos biodegradáveis passam por sucessivas etapas de transformação sob a ação de diversos grupos de microrganismos, resultando em um processo bioquímico altamente complexo.

Por ser um processo biológico aeróbio, os fatores mais importantes que influem na degradação da matéria orgânica são a aeração, os nutrientes e a umidade. A temperatura também é um fator importante, principalmente no que diz respeito à rapidez do processo de biodegradação e à eliminação de patógenos, porém ela é consequência da atividade biológica e não um fator independente. Os nutrientes, principalmente carbono e nitrogênio, são fundamentais ao crescimento bacteriano. O carbono é a principal fonte de energia e o nitrogênio é necessário para a síntese celular. Fósforo e enxofre também são importantes, porém seu papel no processo é menos conhecido. Os microrganismos têm necessidade dos mesmos micronutrientes requeridos pelas plantas: Cu, Ni, Mo, Fe, Mg, Zn e Na são utilizados nas reações enzimáticas, porém os detalhes desse processo são pouco conhecidos. O processo de compostagem pode ser simplificadamente representado pelo esquema mostrado na Figura 2.3.



Figura 2.3 Esquema simplificado do processo de compostagem.

À medida que o processo de compostagem se inicia, há proliferação de complexas populações de diversos grupos de microrganismos (bactérias, fungos, actinomicetos), que vão se sucedendo de acordo com as características do meio. De acordo com suas temperaturas ótimas, estes microrganismos são classificados em psicrófilos (0-20°C), mesófilos (15-43°C) e termófilos (40-85°C). Na verdade, esses limites não são rígidos e representam bem melhor os intervalos ótimos para cada classe de microrganismo do que divisões estanques (Tabela 2.7).

Tabela 2.7 Temperaturas mínimas, ótimas e máximas para as bactérias, em °C.

Bactérias	Temperatura mínima	Temperatura ótima	Temperatura máxima
Mesófilas	15 a 25	25 a 40	43
Termófilas	25 a 45	50 a 55	85

Fonte: Institute for Solid Wastes of American Public Works Association (1970).

No início do processo há um forte crescimento dos microrganismos mesófilos. Com a elevação gradativa da temperatura, resultante do processo de biodegradação, a população de mesófilos diminui e os microrganismos termófilos proliferam com mais intensidade. A população termófila é extremamente ativa, provocando intensa e rápida degradação da matéria orgânica e maior elevação da temperatura, o que elimina os microrganismos patogênicos (Figura 2.4).

Quando o substrato orgânico é, em sua maior parte, transformado, a temperatura diminui, a população termófila se restringe, a atividade biológica global se reduz de maneira significativa e os mesófilos se instalam novamente. Nesta fase, a maioria das moléculas facilmente biodegradáveis foi transformada, o composto apresenta odor agradável e já teve início o processo de humificação, típico da segunda etapa do processo, denominada maturação.

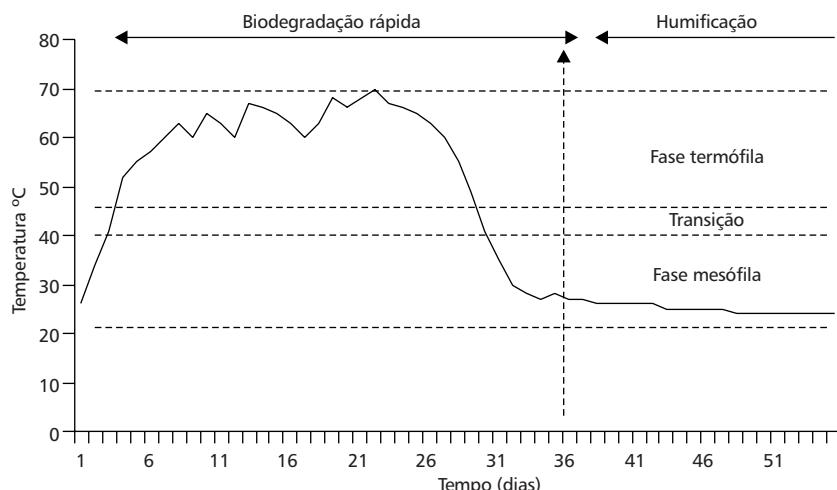


Figura 2.4 Exemplo genérico da evolução da temperatura de uma leira em compostagem.

Estas duas fases distintas do processo de compostagem são bastante diferentes entre si. Na fase de degradação rápida, também chamada de bioestabilização, há intensa atividade microbiológica e rápida transformação da matéria orgânica. Portanto, há grande consumo de O₂ pelos microrganismos, elevação da temperatura e mudanças visíveis na massa de resíduos em compostagem, pois ela se torna escura e não apresenta odor agressivo. Mesmo com tantos sinais de transformação, o composto não está pronto para ser utilizado. Ele só estará apto a ser disposto no solo após a fase seguinte, chamada de maturação.

Na fase de maturação, a atividade biológica é pequena, portanto a necessidade de aeração também diminui. O processo ocorre à temperatura ambiente e com predominância de transformações de ordem química: polimerização de moléculas orgânicas estáveis no processo conhecido como humificação.

Esses conceitos são importantes, pois se refletem na própria concepção das usinas de compostagem. Como na fase de biodegradação rápida ocorre uma redução de volume do material compostado, consequentemente a área necessária para a fase de maturação é menor.

Durante a maturação, alguns testes simples permitem definir o grau de maturação do composto e, portanto, a liberação para seu uso. Ele pode, então, se houver interesse, ser peneirado e acondicionado adequadamente para facilitar sua venda e transporte.

Mas para que o processo de compostagem se desenvolva de maneira satisfatória, é necessário que alguns parâmetros físico-químicos sejam respeitados, permitindo que os microrganismos encontrem condições favoráveis para se desenvolverem e transformarem a matéria orgânica.

Parâmetros Físico-químicos Fundamentais

Aeração

Como a compostagem é um processo aeróbio, o fornecimento de ar é vital à atividade microbiana, pois os microrganismos aeróbios têm necessidade de O₂ para oxidar a matéria orgânica que lhes serve de alimento.

Durante a compostagem, a demanda por O₂ pode ser bastante elevada e a falta desse elemento pode se tornar um fator limitante para a atividade microbiana e prolongar o ciclo de compostagem.

A circulação de ar na massa do composto é, portanto, de primordial importância para a compostagem rápida e eficiente. Essa circulação depende da estrutura e umidade da massa e também da tecnologia de compostagem utilizada.

A aeração também influí na velocidade de oxidação do material orgânico e na diminuição da emanação de odores, pois quando há falta de aeração o sistema pode se tornar anaeróbio.

Independente da tecnologia utilizada, a aeração da mistura é fundamental no período inicial da compostagem, na fase de degradação rápida, quando a

atividade microbiana é intensa. Na fase seguinte, a maturação, a atividade microbiana é pouco intensa, logo a necessidade de aeração é bem menor.

O lodo é um resíduo de granulometria fina e, quando está parcialmente desidratado, apresenta aspecto pastoso, o que dificulta a difusão do ar. Por esta razão, o lodo normalmente será misturado a outro resíduo, com granulometria mais grosseira, capaz de atuar como agente estruturante na mistura, permitindo assim a criação dos espaços vazios necessários à difusão do ar.

Temperatura

A compostagem aeróbia pode ocorrer em regiões tanto de temperatura termofílica (45 a 85°C) como mesofílica (25 a 43°C).

Embora a elevação da temperatura seja necessária e interessante para a eliminação de microrganismos patogênicos, alguns pesquisadores observaram que a ação dos microrganismos sobre a matéria orgânica aumenta com a elevação da temperatura até 65°C; acima deste valor, o calor limita as populações aptas, havendo um decréscimo da atividade biológica.

A temperatura é um fator indicativo do equilíbrio biológico, de fácil monitoramento e que reflete a eficiência do processo. Se a leira, em compostagem, registrar temperatura da ordem de 40-60°C no segundo ou terceiro dia, é sinal de que o ecossistema está bem equilibrado e de que a compostagem tem todas as chances de ser bem-sucedida. Caso contrário, é sinal de que algum ou alguns parâmetros físico-químicos (pH, relação C/N, umidade) não estão sendo respeitados, limitando, assim, a atividade microbiana.

Depois de iniciada a fase termófila (em torno de 45°C), o ideal é controlar a temperatura entre 55 e 65°C. Esta é a faixa que permite a máxima intensidade de atividade microbiológica. Acima de 65°C, a atividade microbiológica cai e o ciclo de compostagem fica mais longo.

Atualmente, a aeração também é usada como meio de controlar a temperatura. Em certos casos, o insuflamento de ar comprimido na massa do composto pode ser de 5 a 10 vezes maior do que o estritamente necessário à respiração microbiana, tendo assim a função de dissipar o calor liberado no processo.

Umidade

A água é fundamental para a vida microbiana. No composto, o teor ótimo de umidade, de modo geral, situa-se entre 50% e 60%. O ajuste da umidade pode ser feito pela criteriosa mistura de componentes ou pela adição de água. Na prática, verifica-se que o teor de umidade depende também da eficácia da aeração e das características físicas dos resíduos (estrutura, porosidade). Elevados teores de umidade (>65%) fazem com que a água ocupe os espaços vazios do meio, impedindo a livre passagem do oxigênio, o que poderá provocar aparecimento de zonas de anaerobiose. Se o teor de umidade de uma mistura é inferior a 40%, a atividade biológica é inibida, bem como a velocidade de biodegradação.

Porém, como há perdas de água devido à aeração, em geral, o teor de umidade do composto tende a diminuir ao longo do processo. O teor de umidade

é um dos parâmetros que deve ser monitorado durante a compostagem para que o processo se desenvolva satisfatoriamente.

Os lodos a serem compostados devem passar previamente por processo de desaguamento ou desidratação a fim de eliminar o excesso de água.

Relação C/N

Os microrganismos necessitam de carbono, como fonte de energia, e de nitrogênio para síntese de proteínas. É por esta razão que a relação C/N é considerada o fator que melhor caracteriza o equilíbrio dos substratos.

Teoricamente, a relação C/N inicial ótima do substrato deve se situar em torno de 30. Na realidade, constata-se que ela pode variar de 20 a 70 de acordo com a maior ou menor biodegradabilidade do substrato. Tanto a falta de nitrogênio quanto a falta de carbono limitam a atividade microbólica. Se a relação C/N for muito baixa, pode ocorrer grande perda de nitrogênio pela volatização da amônia. Se a relação C/N for muito elevada, os microrganismos não encontrarão N suficiente para a síntese de proteínas e terão seu desenvolvimento limitado. Como resultado, o processo de compostagem será mais lento. Independentemente da relação C/N inicial, no final da compostagem a relação C/N converge para um mesmo valor, entre 10 e 20, devido às perdas maiores de carbono que de nitrogênio no desenvolvimento do processo.

O lodo é um resíduo rico em nitrogênio, apresentando relação C/N entre 5 e 11. Ele necessita, portanto, de um resíduo complementar rico em carbono e pobre em nitrogênio para que a mistura, criteriosamente determinada, apresente relação C/N em torno de 20 ou 30.

Estrutura

Quanto mais fina é a granulometria, maior é a área exposta à atividade microbiana, o que promove o aumento das reações bioquímicas, visto que aumenta a área superficial em contato com o oxigênio.

Alguns autores obtiveram condições ótimas de compostagem com substratos apresentando de 30% a 36% de porosidade.

De modo geral, o tamanho das partículas deverá estar entre 25 e 75 mm, para ótimos resultados.

Como o lodo de esgoto normalmente apresenta granulometria muito fina, haveria dificuldade em realizar o processo de compostagem somente com este material, pois fatalmente apresentaria problemas relativos à aeração devido à falta de espaços intersticiais entre as partículas. Esta é uma das principais razões para combinar o lodo com outro resíduo de granulometria mais grossa, o que confere estrutura porosa à mistura a ser compostada.

pH

É fato conhecido que níveis de pH muito baixos ou muito altos reduzem ou até inibem a atividade microbiana.

Quando são utilizadas misturas com pH próximo da neutralidade, o início da compostagem (fase mesófila) é marcado por uma queda sensível de pH, variando de 5,5 a 6, devido à produção de ácidos orgânicos.

Quando a mistura apresenta pH próximo ou ligeiramente inferior a 5, há uma diminuição drástica da atividade microbiológica e o composto pode não passar para a fase termófila.

A passagem à fase termófila é acompanhada por rápida elevação do pH, que se explica pela hidrólise das proteínas e pela liberação de amônia. Assim, normalmente o pH se mantém alcalino (7,5-9), durante a fase termófila.

De qualquer forma, principalmente se a relação C/N da mistura for conveniente, o pH geralmente não é um fator crítico da compostagem.

Como o pH dos lodos de esgotos sanitários geralmente é próximo de 7, o processo de compostagem normalmente se desenvolve muito bem com esse material, mesmo quando misturado com bagaço de cana, resíduos de podas de árvores, cascas do processamento de algodão e outros.

Sistemas de Compostagem

Por ser um processo biológico de tratamento de resíduos, a compostagem obedece a princípios básicos que foram definidos anteriormente. Porém, as tecnologias de implantação do processo admitem alternativas que podem variar de sistemas simples e manuais até sistemas complexos, altamente tecnificados, em que todos os parâmetros do processo são monitorados e controlados com precisão.

O interessante da compostagem é que um bom composto pode ser obtido tanto por tecnologias simples como por tecnologias complexas, desde que os resíduos sejam adequados e o processo biológico ocorra em boas condições. A questão realmente importante a ser colocada é que a alternativa escolhida deve ser adequada à situação, do ponto de vista técnico e sócio-econômico.

Os processos de compostagem podem ser divididos em três grandes grupos:

- **Sistema de leiras revolvidas (*windrow*)**, em que a mistura de resíduos é disposta em leiras, sendo a aeração fornecida pelo revolvimento dos resíduos e pela convecção e difusão do ar na massa do composto. Uma variante desse sistema, além do revolvimento, utiliza a insuflação de ar sob pressão nas leiras (Figura 2.5).
- **Sistema de leiras estáticas aeradas (*static pile*)**, em que a mistura a ser compostada é colocada sobre uma tubulação perfurada que injeta ou aspira o ar na massa do composto, não havendo revolvimento mecânico das leiras (Figura 2.6).
- **Sistemas fechados ou reatores biológicos (*in-vessel*)**, em que os resíduos são colocados dentro de sistemas fechados, que permitem o controle de todos os parâmetros do processo de compostagem.

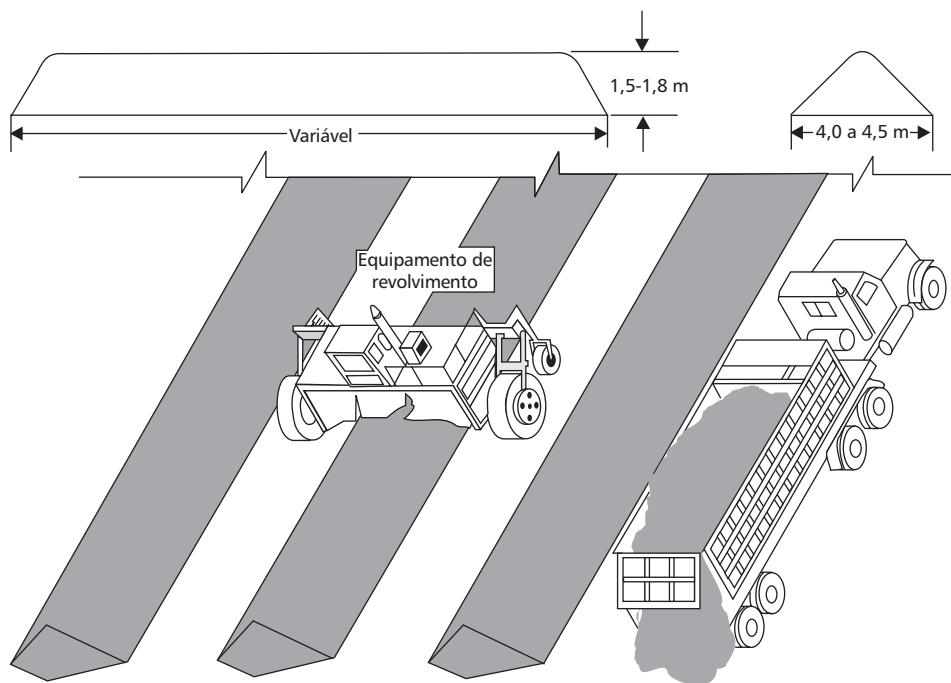


Figura 2.5 Exemplo do sistema de compostagem de leiras revolvidas.

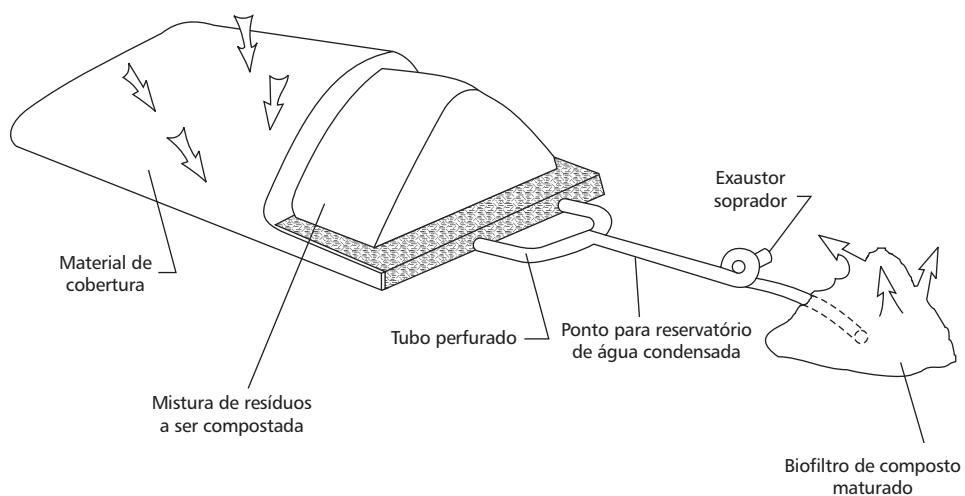


Figura 2.6 Exemplo de sistema de compostagem com leiras aeradas.

Sistema Piloto para Compostagem Acelerada em Reator Biológico (PROSAB)

O sistema de aeração é um ponto vital para o sucesso de um sistema de compostagem. Seu controle correto pode acelerar o processo, atingindo as temperaturas necessárias para a higienização, ou, se mal dimensionado, pode ser um fator limitante para a atividade microbiológica.

O sistema piloto desenvolvido no PROSAB edital 2 tem por objetivo o controle automatizado do processo de aeração e outros parâmetros importantes do processo (temperatura, revolvimento etc.), de modo a fornecer dados para o projeto de sistemas em escala real. Desta forma, o piloto é dotado de controles cuja sofisticação tecnológica não seria necessária nos sistemas em escala real, porém para os estudos piloto esses controles são extremamente interessantes.

O reator piloto consiste em um cilindro em aço inox de 80 cm de comprimento e 70 cm de diâmetro, construído em parede dupla, espaçada de 4 cm, espaço preenchido com lã de vidro para garantir a isolamento térmica da parte interna. O cilindro é montado sobre duas hastes de metal, com plataformas, que fixam o reator e ao mesmo tempo permitem que ele bascule, podendo ficar na posição inclinada para cima (carregamento), na horizontal (posição de serviço) e inclinada para baixo (descarga).

Na parte inferior interna estão fixados os difusores de ar e a sonda para medida da temperatura. Na parte frontal, uma tampa circular, dotada de borracha, permite fechar o reator hermeticamente.

O sistema do reator piloto é composto pelos seguintes equipamentos:

1. O Controlador Lógico Programável (CLP) utilizado é um equipamento composto por uma fonte de alimentação com 14 entradas e 10 saídas a relé digitais e um módulo de 4 entradas e 1 saída analógicas.
2. O software utilizado para programação que permite o desenvolvimento por meio de dois módulos de programação: listagem e blocos.
3. A supervisão do sistema permite a aquisição, a organização, a análise dos dados e a interface do processo por meio de uma tela de computador, em que são mostrados os valores on-line de todas as variáveis do processo.
4. A válvula de controle de vazão do sistema faz o controle proporcional da vazão, incrementando ou decrementando valores conforme a necessidade da reação biológica no interior do reator.
5. Acoplado à válvula tem-se um filtro regulador para suprimento de ar ao diafragma da válvula.
6. O medidor de temperatura utilizado é uma sonda com sensor de bulbo de platina, acompanhada de um processador.
7. O medidor de teor de oxigênio (oxímetro) proporciona a medida do teor de O_2 no ar por meio de uma célula bioquímica.
8. O medidor de vazão de ar.

9. Um *no-break* com autonomia de 2 horas e capacidade para manter todos os equipamentos em funcionamento, menos o motor responsável pelo revolvimento da mistura e o motor do compressor de ar.
10. Compressor de ar.
11. Manômetros para o controle de pressão no medidor de vazão e na válvula de controle de ar.
12. Filtros de umidade.

O CLP é um equipamento cuja tecnologia envolvida torna possível programar ações como ligar/desligar, temporizar, integrar, derivar, incrementar quantidades e muitas outras funções por intermédio de software. Desta forma, qualquer alteração no processo pode ser feita via software (Figura 2.7).

Os dados são armazenados em intervalos de 1 minuto durante todas as etapas do processo. O software que supervisiona o processo também permite a análise gráfica dos resultados.

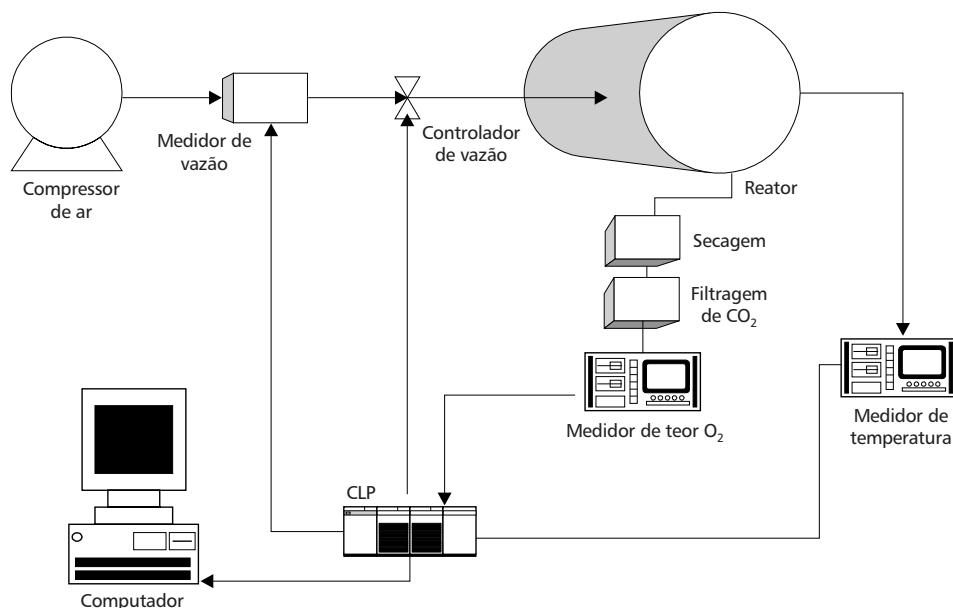


Figura 2.7 Esquema de ligação dos acessórios do reator piloto.

A temperatura é medida por meio de um termopar PT-100, que emite um sinal de tensão. Este sinal é transformado em um sinal de corrente de 4-20 mA, armazenado e monitorado on-line. Seu controle é feito por uma malha fechada. A entrada de ar é a variável a ser realimentada a fim de manter o equilíbrio da temperatura.

A variação de taxa de oxigênio é monitorada pelo oxímetro, que utiliza um sensor químico para detectar o teor de O_2 no ar. Esse equipamento também transforma a variação do teor de O_2 em um sinal elétrico com corrente de 4-20 mA.

A válvula de controle é a responsável pelo fornecimento do sinal de realimentação da malha de controle. Essa válvula, ao receber um sinal elétrico de tensão, abre ou fecha proporcionalmente a este sinal, sendo realimentada pelos sinais de temperatura e pela taxa de respiração, aumentando ou diminuindo a aeração quando necessário.

O processo pode ser descrito pelo diagrama de estados da Figura 2.8.

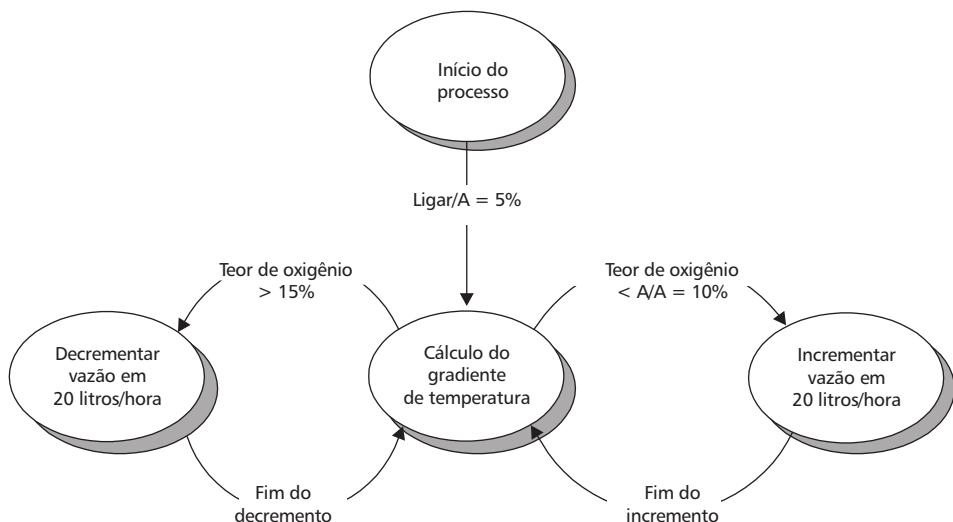


Figura 2.8 Diagrama de estados do processo.

No início do processo, o teor de oxigênio é de 20,9%. Ao iniciar a reação, as bactérias consomem oxigênio e produzem CO_2 . O teor de O_2 é monitorado até chegar ao valor de 5%. Ao atingir esse valor, a válvula de controle de ar é acionada, provocando um incremento de 20 litros/hora. A aquisição dos dados é feita a cada minuto. Após qualquer incremento ou decremento, a aquisição é temporizada em 10 minutos, permitindo o equilíbrio da reação antes da próxima aquisição. Os incrementos são realizados até o teor de oxigênio atingir 15%.

O teor de oxigênio em 15% será o limite superior durante toda a reação. Caso este limite seja ultrapassado, são feitos decrementos, também de 20 litros/hora. O novo limite inferior, após a subida do teor, passa a ser de 10%. O processo é monitorado e mantido entre esses dois limites.

A temperatura é monitorada durante todo o processo em concomitância ao monitoramento do teor de oxigênio. O comportamento natural da temperatura é

sua crescente elevação. Seu limite superior de 55°C é monitorado e, quando atingido, é acionada a válvula, permitindo o incremento de ar em 20 litros/hora. O final da reação é atingido quando ocorre uma queda espontânea de temperatura.

Os resultados obtidos até o momento mostram que a duração da fase termófila pode ser de 6-9 dias, em função da mistura utilizada, o que significa grande ganho de tempo, pois misturas similares de lodo e resíduos de podas de árvores apresentaram fase termófila de mais de dois meses no sistema de leiras revolvidas.

O sistema também apresentou grande eficiência na redução de patógenos, observando-se que, após o terceiro dia de fase termófila, os coliformes fecais tinham praticamente desaparecido.

2.3.2 Estabilização Química

Na estabilização química são adicionados ao lodo produtos que podem inibir a atividade biológica ou oxidar a matéria orgânica. O tratamento químico mais utilizado é a via alcalina, em que uma base, normalmente a cal, é misturada ao lodo, elevando seu pH e destruindo a maior parte dos microrganismos patogênicos.

O uso de outros produtos químicos, como cloro, ozônio, peróxido de hidrogênio e permanganato de potássio, também é possível, porém para pequena escala.

2.3.2.1 Estabilização Alcalina

Desde o final do século passado sabe-se que a adição de produtos alcalinos tem efeito estabilizante no lodo de esgoto. A cal é um dos produtos alcalinos mais baratos e mais utilizados no saneamento: ela é usada para elevar o pH nos digestores, remover fósforo nos tratamentos avançados de efluentes, condicionar o lodo para o desaguamento mecânico e estabilizar quimicamente o lodo.

Podem ser utilizadas a cal virgem, CaO, ou a cal hidratada, Ca(OH)₂. A cal virgem é mais utilizada a granel e para grandes quantidades, enquanto a cal hidratada é vendida em embalagens de até 20 kg e manipulada com maior facilidade. A cal virgem também libera calor em contato com a água, porém, ao ser misturada ao lodo, esta elevação de temperatura não é suficiente para eliminar os patógenos.

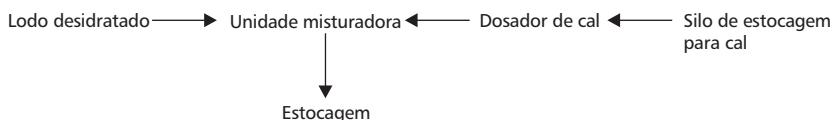
Recentemente, novas tecnologias de tratamento alcalino foram colocadas no mercado, como a estabilização alcalina avançada, conhecida comercialmente como processo “N-viro”.

O fundamento do processo é simples: consiste em adicionar a cal ao lodo até atingir pH 12 ou superior, cujo efeito é a destruição de microrganismos patogênicos, diminuição do odor gerado pelo lodo e fixação de metais pesados.

Algumas características físicas e químicas do lodo são alteradas pela adição da cal. Fisicamente, o lodo pode formar uma capa mais dura e branca ao ser exposto ao ar livre. Quimicamente, além da fixação dos metais pesados, pode haver insolubilização do fósforo e perdas de nitrogênio por volatilização da amônia.

Este tipo de tratamento, por sua simplicidade, baixo custo de instalação e eficiência na eliminação de patógenos, tem sido escolhido pelas primeiras estações de tratamento de esgotos brasileiras a tratarem seu lodo para reciclá-lo na agricultura. A ETE Belém, em Curitiba, já utiliza esse sistema há mais de três anos. A CAESB, em Brasília, está implantando sistema semelhante na ETE Norte.

O fluxograma de tratamento é simples:



No caso da ETE Belém, o silo para estocagem da cal é do tipo vertical e tem capacidade para estocar 50 t de cal. A cal é extraída por rosca sem fim, com velocidade regulável, o que permite variar a dosagem de cal. Ao sair da prensa desaguadora, o lodo é lançado no misturador, onde também é adicionada a cal. O misturador é do tipo canaleta inclinada, dotada de dois eixos paralelos, com estriadas. O lodo misturado com a cal é em seguida colocado em um contêiner e levado para a estocagem.

Além do pH acima de 12, outro fator importante é o tempo de contato, pois o efeito desinfetante da cal não é imediato.

O PROSAB, em pesquisas sobre a eficiência da caleação como método de desinfecção do lodo, testou doses de 30%, 40% e 50% de cal em relação ao peso seco de lodo (Tabela 2.8).

Tabela 2.8 Comparação das médias aritméticas dos porcentuais de remoção entre os tratamentos de caleação a 30%, 40% e 50% em relação ao peso seco de lodo.

Cal %	Coliformes totais	Coliformes fecais	Salmonellas	Estreptococos	Ovos de helmintos	Larvas de helmintos	Cistos de protozoários
30	99,40%	100%	100%	92,23%	75,33%	100%	100%
40	98,14%	100%	–	98,71%	81,00%	98,38%	100%
50	99,95%	100%	100%	100%	77,33%	100%	100%

Fonte: Fernandes *et al.* (1996).

Como pode ser constatado, a estabilização e a desinfecção com cal são bastante eficientes na eliminação de patógenos e indicadores. As salmonellas são facilmente destruídas com qualquer dosagem, assim como os cistos de protozoários. Os estreptococos são geralmente os mais resistentes aos tratamentos de desinfecção, e, no caso, são 100% eliminados com um tratamento a 50% de cal. As larvas de helmintos também desaparecem relativamente fácil; já os ovos são mais resistentes devido a sua proteção natural. Porém, os ovos remanescentes são inviáveis, o que mostra a eficiência do processo.

O tempo de contato também é muito importante para avaliação do método. No caso dos dados anteriores, as amostras foram coletadas 20 dias após a incorporação da cal. Porém, estudos posteriores mostraram que o tempo de três meses é o ideal para a melhor eficiência.

O período de contato tem reflexos sobre o dimensionamento das instalações, pois após a mistura o lodo deve ser estocado. Neste aspecto, como o tratamento com a cal geralmente visa à reciclagem agrícola do lodo, é importante considerar as peculiaridades da demanda agrícola local, pois a área de estocagem, independente do período de contato lodo-cal, é uma necessidade para regularizar o fluxo de distribuição do lodo.

2.3.3 Oxidação Úmida (AOP – Air Oxidation Process)

Trata-se de uma nova tecnologia, ainda em estudo, que só agora começa a ser disponibilizada nos países desenvolvidos.

A oxidação úmida é um processo de transformação da matéria orgânica que produz dióxido de carbono, água, ácidos orgânicos fracos e matéria mineral. O resultado deste processo é um produto estéril, com destruição de 95% a 97% do total de sólidos voláteis.

O lodo que alimenta o processo deve apresentar de 2% a 7% de sólidos. Inicialmente, ele passa por um moedor que deixa as partículas com diâmetro menor que 3 mm. A oxidação ocorre a altas pressões, por isso essa tecnologia emprega colunas enterradas em poços de grande profundidade (1.200 a 1.500 m), o que provoca altas pressões em sua parte inferior, onde, com a correta injeção de oxigênio, ocorrem as reações químicas.

Após a oxidação no reator, os gases são eliminados e não produzem odores. A fase líquida contém componentes orgânicos facilmente biodegradáveis, principalmente ácido acético, e retorna ao sistema de tratamento. A fase sólida é estéril, composta principalmente por minerais, e pode ser facilmente biodegradada.

2.3.4 Pasteurização

Uma técnica de pasteurização foi desenvolvida na África do Sul e processa o lodo líquido com 4% a 8% de sólidos.

O lodo é colocado em reatores, nos quais é realizada injeção de amônia anidra até elevação do pH a 11,5. Após uma hora, aproximadamente, há grande redução de microrganismos patogênicos, devido à presença de amônia livre (30%). Em seguida é adicionado ácido fosfórico e a reação exotérmica eleva a temperatura a 65-70°C por aproximadamente dois minutos. Esta reação também baixa o pH para 7. Em seguida, o lodo pode ser desidratado.

Há algumas variantes deste método, algumas ainda em fase de estudos.

2.3.5 Secagem Térmica

Trata-se de um método de secagem do lodo que alguns autores classificam também como uma forma de estabilização devido à eliminação térmica dos patógenos e ao bloqueio dos odores emanados pelo lodo.

A secagem térmica consiste na elevação da temperatura, o que provoca a evaporação da água. O lodo precisa ser desidratado até apresentar teor de sólidos na faixa de 20% a 45%. Após a secagem, o lodo pode adquirir aspecto granular e apresentar teor de sólidos de 90% a 95%. O processo é eficiente para bloquear a atividade biológica no lodo devido à secagem, porém, como não há mudanças substanciais na matéria orgânica, uma vez que o lodo se reidrata, no solo, por exemplo, a atividade biológica é retomada e podem ocorrer problemas de odores.

Os sistemas de secagem térmica podem ser classificados em dois grandes tipos:

- Secadores de contato direto, em que o ar quente fica em contato direto com o lodo, arrastando a umidade, eventuais gases e poeira.
- Secadores de contato indireto, em que o calor é transmitido por intermédio de uma placa trocadora de calor, plana ou cilíndrica.

Em cada grupo há várias tecnologias diferentes, com graus de complexidade e controle ambiental variáveis. O lodo seco pode ter várias alternativas de destino final, como a reciclagem agrícola, incineração e disposição em aterro.

Essa classificação não é absoluta, tendo em vista que, na maior parte dos casos, dois ou mais processos agem de maneira concomitante. Na compostagem, a biodegradação e o efeito físico da temperatura são simultâneos. Na oxidação úmida há transformação química e ação da temperatura, enquanto nos processos térmicos há pouca alteração na matéria orgânica: na secagem térmica, por exemplo, a evaporação da água bloqueia a atividade biológica no lodo, que pode ser retomada desde que haja reidratação do resíduo.

2.4 Parâmetros de Avaliação do Grau de Estabilização

A correta definição e determinação da estabilidade do lodo é uma questão que permanece em aberto. Em parte porque a estabilização se refere a características gerais do lodo e, portanto, provoca definições qualitativas e descritivas. Isto explica o motivo de as tentativas de relacionar a estabilização com alterações químicas e biológicas do lodo não serem muito bem-sucedidas.

Vários indicadores podem ser utilizados para avaliar o grau de estabilização do lodo:

- Odor.
- Nível de redução de patógenos.

- Nível de redução de sólidos voláteis.
- Toxicidade.
- Taxa de absorção de oxigênio.
- ATP (adenosina trifosfato).
- Atividade enzimática.
- DBO, DQO, COT.
- Teor de nitrogênio (amoniacial e nítrico).
- Teor de ortofosfato.
- Teor de carboidratos, proteínas, lipídios.
- Teor de cinzas.
- Aptidão à desidratação.
- Presença de protozoários e rotíferos.
- Viscosidade.
- Valor calorífico.
- Combinação de vários parâmetros.

A importância da estabilização está vinculada ao tipo de destino final do lodo. Na reciclagem agrícola, a estabilização está ligada diretamente a odores, atração de moscas e conteúdo de patógenos, portanto, à aceitabilidade do produto.

Na disposição em aterro sanitário, o grau de estabilização tem importância média, sendo principalmente ligado à facilidade de desidratação do lodo e, em menor escala, aos odores. Na incineração, o grau de estabilização também é importante, porém de forma inversa ao uso agrícola: um lodo muito estabilizado, que perdeu muito de sua fração orgânica, também perdeu muito de seu potencial calorífico.

2.5 Higienização como Fase Avançada da Estabilização

As várias tecnologias de estabilização apresentadas têm suas vantagens e desvantagens. Como foi mencionado anteriormente neste texto, a tecnologia de estabilização e o grau de estabilização desejado devem estar de acordo com:

- O sistema de tratamento de esgotos.
- A técnica de desidratação do lodo.
- O destino final previsto para o lodo.

Nos sistemas aeróbios tipo lodos ativados, a digestão anaeróbia, que é a tecnologia mais empregada no Brasil, é eficiente para eliminar o problema de odores, porém ainda permanece grande concentração de patógenos no lodo. Da mesma forma, os sistemas que utilizam os reatores anaeróbios de fluxo ascendente

(UASB), que digerem o lodo no próprio reator de tratamento de esgotos, apresentam lodo com mínimo odor, porém ainda com alta concentração de patógenos. O mesmo pode ser dito de sistemas de aeração prolongada, que também digerem aerobiamente o lodo durante o processo de tratamento de esgotos.

Em todos estes casos, se o destino final do lodo for a reciclagem agrícola, é necessário que o lodo ainda passe por um processo de estabilização mais avançado, também chamado de processo de desinfecção ou higienização, para que haja uma redução compatível da concentração de patógenos a fim de que o biossólido possa ser utilizado na agricultura sem riscos.

Estes lodos podem, após a fase de estabilização, ser higienizados por meio do tratamento com a cal ou a compostagem. Esses processos já mostraram sua eficiência na desinfecção do lodo, reduzindo os níveis de patógenos a patamares seguros.

Na França, é feita uma distinção entre lodo “tratado”, que significa lodo estabilizado (referindo-se principalmente ao lodo digerido), e lodo “higienizado”, referindo-se ao lodo que passou por processo específico, visando a grande redução em seu conteúdo de patógenos (caleação, compostagem).

No que diz respeito à normatização, este é um processo em discussão no Brasil. O Estado do Paraná, com base em vários projetos de pesquisa na área de reciclagem agrícola de biossólidos, adotou uma instrução normativa que fixa os seguintes parâmetros para a qualidade sanitária do lodo:

- Redução de sólidos voláteis maior ou igual a 40%.
- Ovos de helmintos viáveis, menor ou igual a 0,25 ovo/g de lodo seco.
- Coliformes fecais, menor ou igual a 10^3 NMP/g de lodo seco.

Esses limites pressupõem que o lodo tenha passado por processos convencionais de estabilização biológica, seguidos de processo de higienização.

Nos Estados Unidos, a EPA definiu a Norma 40 CFR part 503 (1993), que classifica os processos de tratamento do lodo em dois grupos:

a) PFRP – Process to Further Reduce Pathogens

- *Compostagem:* Para os processos aerados (reator biológico ou leiras estáticas aeradas), a temperatura deve ser superior ou igual a 55°C durante pelo menos 3 dias. Para a compostagem em leiras revolvidas, a temperatura deve ser igual ou superior a 55°C durante 15 dias, sendo que neste período deve haver no mínimo 5 revolvimentos.
- *Secagem térmica:* Para os processos de contato direto ou indireto com o ar, o teor de água no lodo seco deve ser igual ou menor que 10%. A temperatura do lodo deve ser superior a 80°C ou a temperatura dos gases na saída do sistema, superior a 80°C.
- *Tratamento térmico:* O lodo líquido deve ser aquecido a uma temperatura igual ou superior a 180°C, durante pelo menos 30 minutos.

- *Digestão aeróbia termófila*: O lodo deve ser misturado e aerado, mantendo condições aeróbias durante pelo menos 10 dias a 55-60°C.
- *Irradiação Beta*: O lodo deve ser irradiado com raios Beta fornecidos por acelerador capaz de proporcionar no mínimo 1 megrad à temperatura de 20°C.
- *Irradiação Gama*: O lodo deve ser irradiado com raios Gama fornecidos por isótopos, como Cobalto 60, Cesium 137, à temperatura de 20°C.
- *Pasteurização*: A temperatura do lodo deve ser mantida no mínimo a 70°C durante pelo menos 30 minutos.

b) PSRP – Process to Significantly Reduce Pathogens

- *Digestão aeróbia*: O lodo é misturado e recebe aeração, mantendo condições aeróbias por 40 dias a 20°C ou 60 dias a 15°C.
- *Secagem ao ar*: O lodo é disposto em leito de secagem, por 3 meses no mínimo, sendo que durante este período deve haver 2 meses com temperatura superior a 0°C.
- *Digestão anaeróbia*: O lodo é digerido na ausência de oxigênio, por pelo menos 15 dias, a uma temperatura de 35-55°C ou 60 dias a 20°C.
- *Compostagem*: A temperatura deve ser superior a 40°C por pelo menos 5 dias. Durante 4 horas, nestes 5 dias, a temperatura deve ser superior a 55°C.
- *Caleação*: O lodo deve receber cal até elevar seu pH 12, após 2 horas de contato.

A 40 CFR distingue também as classes de lodo:

Lodo classe A

Pode ser utilizado sem restrições, inclusive para horticultura. Ele deve apresentar as seguintes características sanitárias:

- Teor de coliformes fecais < 1.000 NMP/g de lodo seco.
- Teor de salmonella < 4 NMP/4 g de lodo seco.

Como exigências complementares:

- Vírus entéricos < 1 PFU/4 g de lodo seco.
- Ovos viáveis de helmintos < 1 ovo/4 g de lodo seco.

Lodo classe B

É de uso mais restrito, devendo ser aplicado em grandes culturas, reflorestamentos e outras situações em que o risco pode ser mais controlado. A exigência é:

- Coliformes fecais < $2 \cdot 10^6$ NMP/g de lodo seco.

Na França, até recentemente, o controle sanitário estava a cargo da Autoridade Local. A nova normatização (01/1998) torna obrigatório o tratamento de higienização para que o lodo seja usado na agricultura, fixando como limites:

- Salmonellas < 8 NMP/10 g de lodo seco.
- Enterovírus < 3 NMPUC/10 g de lodo seco.
- Ovos viáveis de helmintos < 3 ovos/10 g de lodo seco.

Os limites da normatização francesa são os limites de detecção dos processos analíticos.

2.6 Referências Bibliográficas

- EPA Environment Protection Agency (1985). *Health effects of land application of municipal sludge*. 78p.
- EPA Environmental Protection Agency (1983). *Land application of municipal sludge*. 320p.
- FERNANDES, F.; PIERRO, A.C.; YAMAMOTO, R.Y. (1993). Produção de fertilizante orgânico por compostagem do lodo gerado por estações de tratamento de esgotos. *Pesq. Agropec. Bras.* Brasília, v.28, n.5, p.567-574.
- FERNANDES, F.; ANDRAUS, S.; ANDREOLI, C.V.; BONNET, B.R.P.; BORGES, J.C.; CANTO, L.A.; MEDEIROS, M.L.B. (1996). *Eficiência dos processos de desinfecção do lodo da ETE Belém com vista a seu uso agrícola*. SANARE, v.5, n.5 p.46-58.
- FERNANDES, F.; SILVA, S.M.C.P. (1999). *Manual prático para a compostagem de biossólidos*. Rio de Janeiro, ABES-FINEP, 84p.
- Institute for Solid Wastes of American Public Works Association (1970). *Municipal refuse disposal public administration service*. 3.ed. Illinois, p.293-329.
- METCALF & EDDY (1991). *Watwater engineering: treatment, disposal and reuse*. Metcalf & Eddy INC., 3.ed. McGraw Hill, 1.334p.
- SCHWARTZBROD, J. (1996). *Seminário multidisciplinar sobre reciclagem agrícola do lodo de esgoto* (fotocópias). Curitiba, Nov.
- WEF – Water Environmental Federation (1995). *Waste water residuals stabilization – manual of practice FD-9*. Alexandria, USA, 244p.

Capítulo 3

Desidratação de Lodo de Esgotos

**Ricardo Franci Gonçalves, Maurício Luduvice, Márcia Regina Pereira
Lima, Dalton Luis da Cunha Ramaldes, Andréia Cristina Ferreira,
Claudia Rodrigues Teles e Cleverson Vitorio Andreoli**

3.1 Introdução

A desidratação de lodo é uma operação unitária que reduz o volume do lodo em excesso por meio da redução de seu teor de umidade. A capacidade de desidratação varia com o tipo de lodo. Um lodo ativado, por exemplo, é mais difícil de ser desaguado do que um lodo primário digerido anaerobicamente. Essa variação na capacidade de desidratação está diretamente relacionada ao tipo de sólido e à forma pela qual a água está ligada às partículas do lodo. As principais razões para realizar a desidratação são:

- Redução do custo de transporte para o local de disposição final.
- Melhoria nas condições de manejo do lodo, já que o lodo desaguado é mais facilmente transportado.
- Aumento do poder calorífico do lodo por meio da redução da umidade com vistas à preparação para incineração.
- Redução do volume para disposição em aterro sanitário ou reuso na agricultura.

A seleção de processo de desidratação depende do tipo de lodo e da área disponível. Para ETEs de pequeno porte localizadas em regiões onde não há restrição quanto à área, processos naturais como leitos de secagem são considerados a melhor alternativa. Da mesma forma, ETEs de médio e grande portes situadas em regiões metropolitanas utilizam a desidratação mecânica. Os principais processos utilizados para a desidratação natural ou mecânica em nosso país são:

- Leitos de secagem.
- Lagoas de lodos.
- Centrífugas.

- Prensas desaguadoras.
- Filtros-prensa.

Para aumentar a aptidão à desidratação e à captura de sólidos, lodos podem ser submetidos a uma etapa de condicionamento prévio à etapa de desidratação propriamente dita. O condicionamento pode ser realizado por intermédio do emprego de produtos químicos ou processos físicos, dentre os quais o mais comum é o aquecimento do lodo.

3.2 Condicionamento do Lodo

Lodos ativados ou lodos mistos (lodo primário + lodo ativado) de descarte dificilmente podem ser concentrados a teores de sólidos superiores a 4% ou 6% de ST sem a utilização de condicionadores.

O condicionamento é um processo composto por uma etapa de coagulação seguida de outra de flocação. A coagulação tem por objetivo desestabilizar as partículas por meio da diminuição das forças eletrostáticas de repulsão entre elas. Isto ocorre por intermédio da compressão da dupla camada elétrica que envolve superficialmente cada partícula, facilitando sua aproximação. A flocação permite a aglomeração dos colóides e dos sólidos finos por meio de baixos gradientes de agitação.

O tipo de condicionamento influencia diretamente a eficiência dos processos de desidratação. Por isso, a seleção de um determinado processo deve se basear em critérios de custos de capital, operação e manutenção do sistema como um todo. Custos relativos ao impacto da recirculação do sobrenadante nas outras etapas que compõem a planta, na qualidade do efluente e nas emissões atmosféricas devem ser integrados à análise.

Os principais coagulantes utilizados são os sais metálicos, a cal e os polímeros orgânicos (polieletrólitos). Os coagulantes inorgânicos mais comuns são:

- sulfato de alumínio;
- cloreto férrico;
- sulfato ferroso;
- sulfato férrico;
- cal virgem/hidratada.

Dentre esses, os mais utilizados são cloreto férrico e cal.

3.2.1 Coagulantes Sais Metálicos e Cal

Os coagulantes sais metálicos e cal são utilizados principalmente nos casos em que a desidratação é realizada por filtração a vácuo ou pressão.

3.2.1.1 Cloreto Férrico

A utilização de cloreto férrico para condicionamento de lodos geralmente é realizada em associação com cal, sendo esta adicionada posteriormente. O cloreto férrico é hidrolisado, formando complexos de ferro com cargas positivas que neutralizam as cargas de superfície negativas dos sólidos do lodo, proporcionando sua agregação.

O cloreto férrico também reage com a alcalinidade de bicarbonatos do lodo, formando hidróxidos que atuam como floculantes.

As soluções de cloreto férrico geralmente são empregadas nas concentrações recebidas do fornecedor (30% a 40%), porque a diluição pode resultar em hidrólise e precipitação de hidróxido férrico.

Outro aspecto importante relacionado ao uso de cloreto férrico é a corrosividade desse produto. Materiais resistentes à corrosão devem ser especificados, como epóxi, borracha, cerâmica, PVC e vinil, e equipamentos de proteção individual (EPIs) devem ser utilizados durante a manipulação do produto.

3.2.1.2 Cal

A cal hidratada é utilizada, em geral, com cloreto férrico. Embora a cal tenha pouco efeito sobre a desidratação de colóides, seu uso no condicionamento busca principalmente o controle do pH, o controle de odores e a desinfecção dos lodos. O carbonato de cálcio resultante da reação da cal com bicarbonatos consiste em uma estrutura granular que aumenta a porosidade do lodo e reduz sua compressibilidade.

A cal é encontrada no mercado sob duas formas secas: cal virgem (CaO) e cal hidratada ($\text{Ca}(\text{OH})_2$). A cal virgem deve inicialmente ser extinta com água, o que resulta em sua conversão para $\text{Ca}(\text{OH})_2$ antes de sua utilização no lodo. A cal hidratada é bem mais fácil de ser utilizada, uma vez que não requer extinção, mistura facilmente com a água (com baixa produção de calor) e não requer condições especiais de estocagem. Entretanto, é mais cara e menos disponível do que a cal virgem. Por isso, normalmente a aquisição de cal virgem para extinção “in loco” é a prática mais comum em plantas com demanda de cal superior a 1-2 toneladas por dia.

3.2.1.3 Dosagens Praticadas

O condicionamento químico aumenta a massa de lodo a ser gerenciada na planta. Um projetista deve estimar esse aumento na proporção de 1 tonelada adicional de lodo para cada tonelada de cal ou cloreto férrico adicionada, o que aumenta a quantidade de lodo a ser disposta e reduz o potencial de queima para a incineração. No entanto, o uso da cal é benéfico no sentido da estabilização do lodo. A Tabela 3.1 apresenta as dosagens utilizadas para diferentes tipos de lodo.

Tabela 3.1 Dosagens utilizadas de cloreto férrico e cal para diferentes tipos de lodo.

Tipo de lodo		Filtro a vácuo (kg/tonelada)		Filtro à pressão (kg/tonelada)	
		FeCl ₃	CaO	FeCl ₃	CaO
Bruto	Primário	20-40	80-100	40-60	10-140
	LA	60-100	0-160	70-100	200-250
	Primário + FP	20-40	90-120	–	–
	Primário + LA	25-60	90-160	–	–
	Primário + LA séptico	25-40	120-150	–	–
Digerido aerobicamente	Primário	25-40	0-50	–	–
	Primário + LA	30-60	0-75	–	–
Digerido anaerobicamente	Primário	30-50	100-130	–	–
	Primário + LA	30-60	150-210	–	–
	Primário + FP	40-60	125-175	–	–
Condicionado termicamente		Nada	Nada	Nada	Nada

3.2.2 Polímeros Orgânicos (Polieletrólito)

Os polímeros são compostos orgânicos sintéticos de alto peso molecular que podem ser usados como coagulantes ou auxiliares de flocação. Dependendo da carga superficial predominante, os polímeros, são classificados em catiônicos, aniônicos e não-iônicos.

Como normalmente no tratamento dos esgotos os sólidos apresentam cargas negativas, os polímeros mais utilizados são justamente os de carga oposta, ou seja, catiônicos. Este fato limita muito o uso de polímeros aniônicos. Esses polímeros têm sido utilizados para lodos primários com adição de cloreto férrico, a fim de aumentar a sedimentabilidade.

Os polímeros foram originalmente utilizados para condicionar lodos e facilitar a desidratação de misturas de lodos primários com lodos secundários por intermédio de filtros a vácuo e centrífugas (*solid bowl decanter centrifuges*). Melhorias na eficiência dos polímeros resultaram em sua utilização em todos os tipos de processos de desidratação.

Polímeros são encontrados no mercado sob forma de pó ou líquidos. Devido a sua elevada concentração, os polieletrólitos devem ser submetidos à diluição com água antes de ser utilizados. Embora a forma líquida seja melhor para diluir, seu custo é elevado, e o frete é alto. Entretanto, convém avaliar, também, o período necessário para a estocagem, sendo que após secos podem ser estocados por vários anos, enquanto a maioria dos produtos líquidos possui períodos de estocagem entre 6 e 12 meses, devendo ser protegidos de variações muito amplas de temperatura na estocagem.

Os polímeros apresentam diversas vantagens em relação aos condicionadores inorgânicos, podendo-se citar:

- O acréscimo na massa de lodo produzida é pequeno. Condicionadores químicos inorgânicos normalmente aumentam a massa produzida de 15% a 30%.
- Polímeros não reduzem a aptidão à combustão do lodo desidratado, caso este seja utilizado como combustível para incineração.
- As operações de manuseio de polímeros são mais limpas e seguras.
- Os polímeros reduzem problemas de operação e manutenção.

Nos últimos 20 anos, foram realizados importantes progressos no desenvolvimento e fabricação de polímeros para tratamento de águas residuárias. Deve ser ressaltado que esses produtos diferem substancialmente em sua composição química, na eficiência funcional e na relação custo-benefício.

A seleção do polímero adequado requer um trabalho conjunto entre o engenheiro projetista, os fornecedores de polímero, os fornecedores dos equipamentos e os operadores da estação de tratamento. Os testes devem ser realizados no local e, se possível, com o próprio lodo a ser condicionado. Uma vez que novos tipos de polímeros continuam a ser disponibilizados, os testes de seleção de polímeros devem fazer parte de um procedimento contínuo.

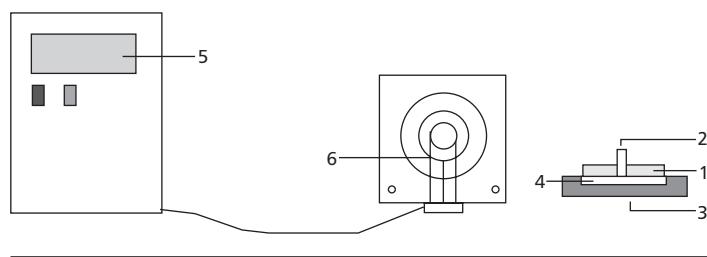
3.2.3 Fatores Que Afetam o Condicionamento

Tabela 3.2 Relação dos principais fatores que afetam o condicionamento do lodo.

Fator	Efeito sobre o condicionamento
Tamanho das partículas	É o principal fator de influência em sua desidratabilidade. Devido ao atrito ou ao misturamento, o tamanho médio das partículas diminui, resultando em um crescimento exponencial da relação superfície/volume e em um maior grau de hidratação, maior demanda de produtos químicos e aumento da resistência à desidratação.
Agitação excessiva	A agitação deve fornecer energia apenas para a dispersão do floclante no lodo, permitir a aproximação das partículas em suspensões coloidais e manter a integridade dos flocos. Caso o lodo seja submetido a uma agitação excessiva, poderá ocorrer a quebra dos flocos.
Quantidade de condicionador	O nível de hidratação e o conteúdo de partículas finas do lodo podem ser materialmente aumentados por meio de atrito, aquecimento ou estocagem. O transporte por tubulações até uma central de processamento, a estocagem durante um fim de semana e a estocagem por períodos prolongados modificam as características do lodo e aumentam a demanda de condicionadores previamente à desidratação.

3.2.4 Testes de Laboratório para Seleção de Polímeros – TSC (Tempo de Sucção Capilar) Utilizando Lodo de Reator Tipo UASB Condicionado com Polímeros

Este é um ensaio simples muito utilizado na seleção de polímeros para condicionamento de lodos. Consiste em medir o tempo exigido para o líquido filtrado de uma amostra de lodo escoar por capilaridade entre dois círculos concêntricos sobre um papel-filtro (Figura 3.1).



1 – Chapa superior quadrada em acrílico, de 11,1 cm de lado por 16 mm de espessura; 2 – reservatório de lodo constituído por um tubo de aço inox de 2,54 cm de comprimento e 1,91 cm de diâmetro; 3 – chapa inferior (de fundo) quadrada, acrílico, de 11,1 cm de lado por 16 mm de espessura; 4 – papel Whatman nº 17; 5 – cronômetro automático; 6 – eletrodos de cunha de platina que devem ser assentados nas chapas inferiores a cada círculo inscrito na superfície inferior da chapa superior e repousando sobre o papel-filtro.

Fonte: Adams Jr. et al. (1981).

Figura 3.1 Esquema da aparelhagem utilizada na medição do tempo de sucção capilar.

Metodologia

O procedimento descrito a seguir é recomendado por Adams Jr. et al. (1981).

1. Colocar uma folha de papel Whatman número 17 sobre a placa de fundo do aparelho, alinhando as fibras de papel na direção selecionada para o movimento do filtrado. Caso um registrador elétrico seja usado, as fibras do papel podem ser colocadas paralelas à linha de eletrodos de platina. O papel deve ser seco a fim de evitar interferências da unidade.
2. Colocar a placa superior acima da membrana filtrante sobre a placa de fundo. Quando o registrador elétrico estiver em uso, prensar a placa superior firmemente sobre a placa de fundo para posicionar o papel sobre os eletrodos de platina.
3. Colocar aproximadamente 6 ml de lodo condicionado no reservatório de amostra.
4. Registrar o tempo de movimento do filtrado entre duas marcas de referência na placa superior. Geralmente, um comprimento de 6,4 mm é suficiente.

5. Registrar o tempo de movimento como tempo de sucção capilar (TSC) e anotar a temperatura do lodo no reservatório. Determinações em duplicata deverão ser feitas.

Os resultados obtidos no exemplo em questão indicaram o melhor desempenho do polímero neutro sobre os outros dois tipos de polímeros. O polímero aniónico mostrou grande incompatibilidade com a desidratação, tendo ocorrido aumento do TSC à medida que se aumentou a dosagem.

O polímero catiônico apresentou bom desempenho para dosagens entre 200 e 400 mg/L, com registros de TSC inferiores a 50 s para as dosagens de 300 e 400 mg/L.

Doses de 150 e 200 mg/L resultaram nos menores TSC (< 50 s) nos ensaios com polímero neutro. Para doses maiores do que 200 mg/L de polímero neutro, os registros do TSC aumentaram proporcionalmente ao incremento das dosagens (Figura 3.2).

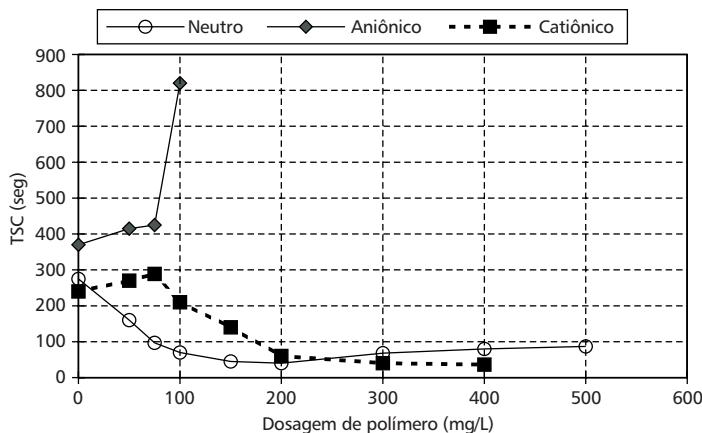


Figura 3.2 Resultados dos ensaios do TSC para lodo de reator tipo UASB condicionado com polímeros.

3.3 Principais Processos Utilizados na Desidratação de Lodo

3.3.1 Leitos de Secagem

Trata-se de uma das técnicas mais antigas utilizadas na separação sólido-líquido do lodo. No Brasil, a NB 570/1990 – Projeto de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário – ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas) regula os projetos de leito de secagem.

Leitos de secagem são indicados para comunidades de pequeno e médio portes, com ETEs tratando uma população equivalente de até 20 mil habitantes

localizada em áreas afastadas da zona urbana. As principais vantagens da utilização de leitos de secagem são:

- Baixo valor de investimento.
- Exigência de operador com baixo nível de qualificação devido à simplicidade operacional e ao baixo nível de atenção requerido.
- Baixo consumo de energia elétrica e produto químico.
- Baixa sensibilidade a variações nas características do lodo.
- Torta com alto teor de sólidos.

Entre as desvantagens podem ser destacados:

- Área requerida.
- Exigência de estabilização prévia do lodo.
- Influência significativa do clima no desempenho operacional do processo.
- Retirada da torta seca é um processo lento e requer muita mão-de-obra.
- Risco elevado de liberação de odores desagradáveis e proliferação de moscas.
- Risco de contaminação do lençol freático caso o fundo dos leitos e o sistema de drenagem não sejam bem executados.

Drenagem e evaporação atuam no processo de desidratação do lodo em um leito de secagem. Durante as primeiras 72 horas, a drenagem é a responsável pela eliminação da grande maioria do líquido; após esse período, o lodo adquire uma consistência pastosa e a perda de líquido passa a ocorrer basicamente pela evaporação superficial.

Os leitos de secagem caracterizam-se por um tanque geralmente retangular com paredes de alvenaria ou concreto e fundo de concreto. No interior do tanque são colocados dispositivos para possibilitar a drenagem da água presente no lodo. São eles: soleira drenante, camada suporte e sistema de drenagem (Figura 3.3) (NB 570, 1990). Geralmente, são divididos em unidades com 6 a 10 m de largura e comprimento variando entre 10 e 30 m. Cada leito é operado individualmente e deve receber todo o volume a ser desaguado de uma só vez. O líquido drenado é recolhido por gravidade em poço de sucção e recalculado para a entrada da ETE. Na Tabela 3.3 são apresentados os principais parâmetros para o dimensionamento de leitos de secagem.

Tabela 3.3 Parâmetros típicos para dimensionamento de leitos de secagem.

Tipo de lodo	Taxa de aplicação (kg ST/m ² .ano)	Área (m ² /1.000 hab. equiv.)
Anaeróbio primário	120-200	90-140
Anaeróbio prim. + ativado	60-100	160-275

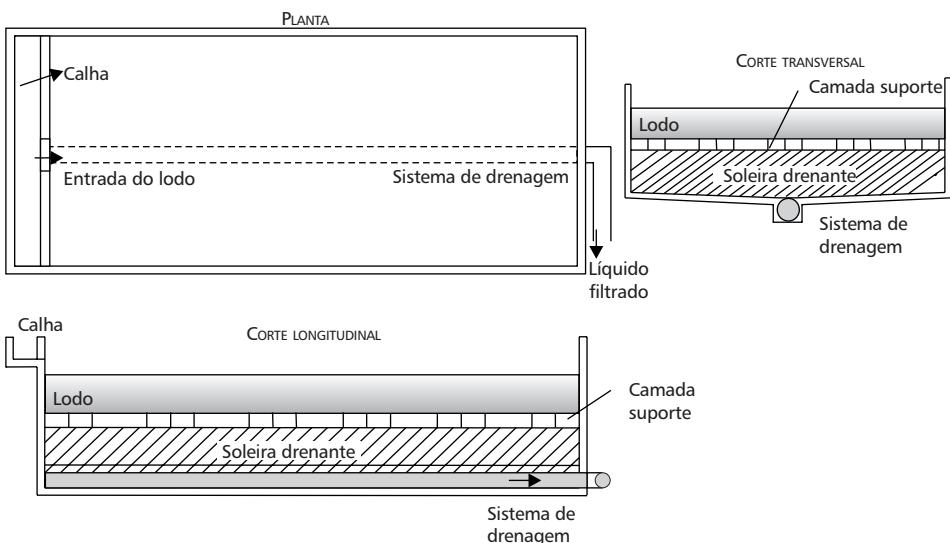


Figura 3.3 Esquema de um leito de secagem.

Durante a fase de projeto dos leitos de secagem devem ser previstas pistas de acesso em volta das diversas unidades, de forma a possibilitar a movimentação de caminhões que venham retirar o lodo após a secagem. Após atingir teores de sólidos em torno de 30%, o lodo deve ser retirado do leito de secagem o mais rápido possível, a fim de não dificultar sua remoção posterior. Além disso, a permanência prolongada do lodo nos leitos promove o crescimento de vegetação, que, além de mostrar indícios de mal planejamento de operação da ETE, atrapalha de forma considerável sua retirada.

Além das características físicas do lodo, as condições climáticas também influenciam o comportamento desse tipo de processo. A secagem natural do lodo pode promover, em determinadas situações, uma remoção considerável de organismos patogênicos devido à exposição prolongada do material ao sol, que eleva a temperatura do lodo (Van Haandel & Lettinga, 1994).

3.3.1.1 Resultados Referentes aos Testes com Leito de Secagem (Escala Piloto) Utilizando Lodo de Reator Tipo UASB

A metodologia experimental adotada foi desenvolvida por Van Haandel & Lettinga (1994) e apresenta-se em duas partes. Primeiramente, realizaram testes de percolação e, em seguida, testes de evaporação.

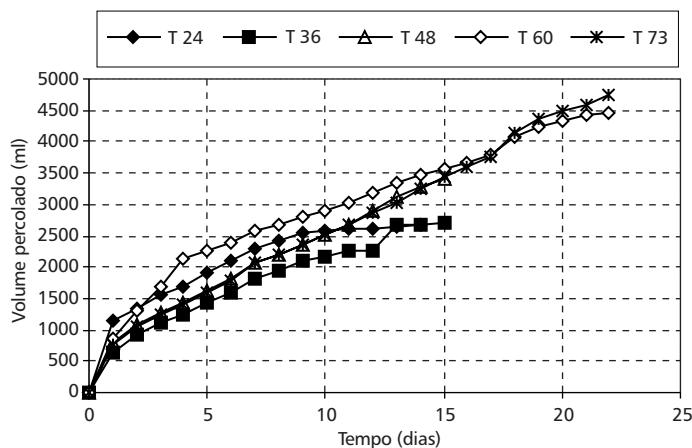
Teste de percolação: A Tabela 3.4 apresenta os volumes de lodo aplicados em cada leito para percolação em função das taxas adotadas e do teor de sólidos apresentado. Observa-se que as taxas adotadas neste experimento são superiores às recomendadas pela NB 570, que sugere 15 kg ST/m².

Tabela 3.4 Cálculo da taxa de sólidos totais aplicada nos testes de percolação.

Leito percol.	Altura inicial (cm)	Teor de sólidos (%) (1)	Volume (l) (2)	Massa ST (kg ST) (3) = [(1) × 10 ⁻² × (2) × 1,06]	Taxa de ST aplicada (Kg ST/m ²)
P1	25,46	9,0	2,0	0,191	24,32
P2	38,19	9,0	3,0	0,286	36,41
P3	50,92	9,0	4,0	0,381	48,51
P4	63,66	9,0	5,0	0,477	60,73
P5	76,39	9,0	6,0	0,572	72,89

Nota: Área dos leitos S = 0,007854 m².

A carga de sólidos aplicada tem influência direta sobre o tempo requerido para a percolação. Com o acompanhamento da variação diária do volume de líquido percolado, observou-se que, logo após o lançamento do lodo nos leitos, os volumes apresentados atingem valores elevados (Figura 3.4).



Nota: Os valores T 24, T 36, T 48, T 60 e T 73 se referem às taxas aplicadas (kg ST/m²).

Figura 3.4 Resultados dos volumes percolados durante os testes de percolação.

Levando-se em consideração o volume de lodo inicial, os resultados encontrados mostram a significativa redução deste, proporcionada pela percolação, por um período de aproximadamente 22 dias (Tabela 3.5).

Conforme a Tabela 3.5, a variação total na redução de volume ocorreu na faixa de 62% até 85%, para as taxas de 73 e 24 kg ST/m², respectivamente. Esses valores são compatíveis com os valores obtidos por Catunda (1998), ou seja, redução de volume na faixa de 50% a 80%.

Tabela 3.5 Resultados dos volumes percolados.

Taxa de aplicação (kg ST/m ²)	Volume inicial (ml)	Volume percolado (ml)	Redução de volume (%)
24	2000	1705	85,2
36	3000	1750	58,3
49	4000	2475	61,9
61	5000	3450	69,0
73	6000	3730	62,2

Nota: Os resultados apresentados levaram em consideração apenas os volumes de líquido percolado.

Ressalta-se que uma das restrições na avaliação da metodologia adotada para períodos longos de percolação é a existência do efeito da evaporação. No entanto, acredita-se que esse efeito não tenha sido significativo neste ensaio, haja vista alguns cuidados experimentais que foram adotados.

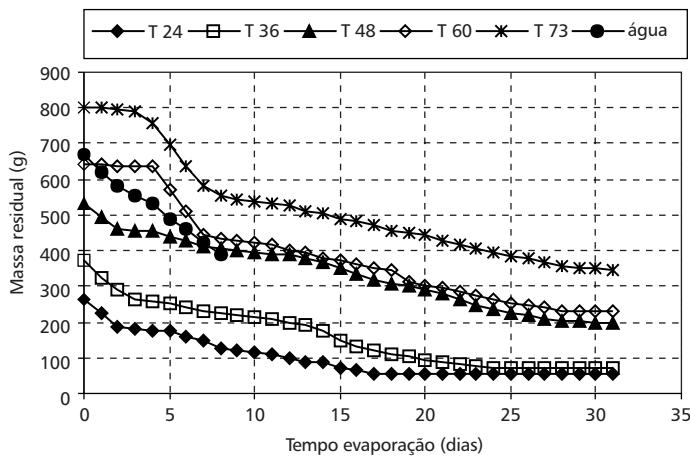
Teste de evaporação: Para o teste de evaporação foi utilizado o lodo submetido anteriormente à percolação. Esta massa foi misturada e homogeneizada e analisou-se a concentração de sólidos totais e voláteis, com resultados de 17,98% para ST e 7,2% para STV, ou seja, apresentou um teor de umidade em torno de 82%. Inicialmente, levando-se em consideração as cargas aplicadas, foram determinadas as massas de lodo a serem adotadas e as taras dos recipientes utilizados no experimento (Tabela 3.6).

Tabela 3.6 Massa inicial do lodo submetido ao teste de evaporação.

Parâmetro	E1	E2	E3	E4	E5
Massa de lodo (g)	263	371	533	641	803
Massas de sólidos (g ST)	47,75	71,49	95,22	119,24	143,08
Teor de umidade (%)	82	82	82	82	82
Carga aplicada (kg ST/m ²)	24	36,41	48,51	60,73	72,89
Área (cm ²)	19,63	19,63	19,63	19,63	19,63

Nota: Área dos recipientes 5 = 0,001963 m².

A variação da perda de massa ficou na faixa de 35% a 18% para as taxas de 24,37 a 72,89 kg ST/m², respectivamente. Foi analisada, também, a taxa de evaporação da água para o mesmo período de testes, com o objetivo de comparar com as apresentadas pelo lodo. Os resultados das perdas de massas na evaporação são mostrados na Figura 3.5.



Nota: Os valores T 24, T 36, T 48, T 60 e T 73 se referem às taxas aplicadas (kg ST/m²).

Figura 3.5 Resultados das perdas de massas pela evaporação.

Com os valores das massas residuais de lodo durante a evaporação e com suas respectivas taxas de aplicação, e supondo-se que a massa de sólidos não varia durante a evaporação, é possível determinar a umidade do lodo em função do tempo por intermédio da expressão:

$$Tu = Pa/(Ps + Pa) \quad (3.1)$$

$$Tu = 1 - (Ps/Pt) \quad (3.2)$$

em que:

TU = teor de unidade;

Pt = é o peso total da amostra;

Pa = é o peso da água na amostra; e

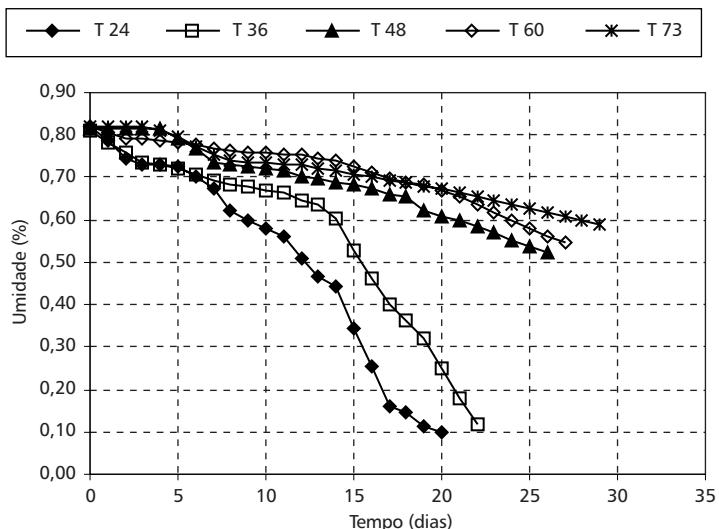
Ps = é o peso dos sólidos na amostra.

Com os resultados desses cálculos foi possível determinar a relação entre o tempo de evaporação necessário para atingir uma determinada umidade final em função da carga de sólidos aplicada. A Figura 3.6 apresenta essa relação.

Se compararmos o teor de umidade de 60% para a maior taxa de aplicação utilizada por Catunda e Van Handell, que foi de 41,5 kg ST/m², o período necessário para atingir esse teor de umidade foi de 27 dias. Nesta pesquisa, para a maior taxa de aplicação de 73 kg ST/m² ($> 41,5 \text{ kg ST/m}^2$), este valor foi de aproximadamente 27 dias. Este resultado indicou que as condições de evaporação foram bastante favoráveis para a região estudada (Grande Vitória).

Além dos resultados apresentados, efetuou-se um levantamento criterioso dos resultados obtidos por outros pesquisadores de diferentes regiões brasileiras, que utilizaram leito de secagem como processo de desidratação do lodo de esgoto. A partir desses dados foi possível determinar uma relação entre a taxa de aplicação

de lodo e o tempo requerido para a desidratação para diferentes valores finais de umidade (Figura 3.7). Os resultados utilizados foram os obtidos nesta pesquisa e os obtidos pelos seguintes pesquisadores: Catunda *et al.* (1998), Campina Grande, PB; Daltro (1994), Aracaju, SE; Lima *et al.* (1998), Vitória, ES; Alem Sobrinho & Samudio (1996), São Paulo, SP; Aisse & Andreoli (1998), Curitiba, PR.



Nota: Os valores T 24, T 36, T 48, T 60 e T 73 se referem às taxas aplicadas (kg ST/m^2).

Figura 3.6 Resultados finais dos teores de umidade na evaporação.

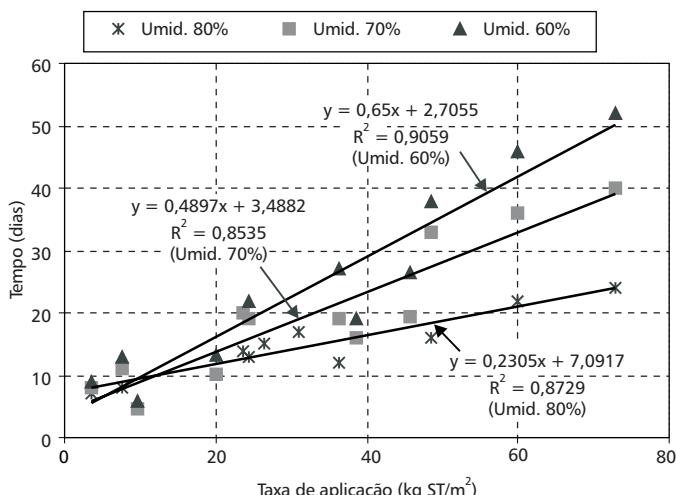


Figura 3.7 Relação entre a taxa de aplicação e o tempo necessário para obtenção de diferentes umidades utilizando dados de diferentes pesquisadores.

3.3.1.2 Leitos de Secagem com Aquecimento

O sistema de secagem natural por meio de leitos de secagem é influenciado por dois processos físicos diferentes, a evaporação e a drenagem, extremamente afetadas pelo clima e pela estação do ano. O processo pode ser controlado com o objetivo de maximizar a velocidade de secagem por meio de práticas como cobertura do leito, injeção de calor no sistema, elevação da temperatura e renovação do ar (úmido por seco), movimentação do ar e exposição da superfície mais úmida (fundo) por meio do revolvimento.

Estudos realizados na Estação de Tratamento de Esgoto da SANEPAR, no município de Colombo, mostram o efeito dessas práticas, introduzindo modificações nos processos para provocar a aceleração da secagem, incrementando o teor de sólidos do lodo. O experimento teve três descargas de lodo em quatro leitos de secagem, medindo $10,0 \times 5,0$ m, que foram subdivididos em duas partes iguais. Foram avaliados os seguintes tratamentos: testemunha, estufa com altura média de 2 m utilizando filme transparente de 100 UV, estufa com queima de biogás e leito coberto com filme plástico transparente diretamente sobre a camada do lodo, constituindo o tratamento de solarização. Cada um desses tratamentos foi avaliado com e sem revolvimento, totalizando oito tratamentos.

Os resultados da Tabela 3.7 apresentam os valores iniciais, finais e a porcentagem de incremento na concentração de sólidos nos oito tratamentos estudados, comparando as três descargas de lodo realizadas.

Uso de Estufas Plásticas em Leito de Secagem

Este procedimento de secagem é utilizado em alguns países europeus, não só para a secagem de lodo, mas também de produtos agrícolas e de madeira. Nesses países, a temperatura média é significativamente menor e a umidade relativa média é maior que as observadas em nossas condições tropicais. Assim, o uso de estufas plásticas pode ser uma solução prática e viável tanto em climas mais quentes quanto em subtropicais como no sul do Brasil.

Segundo Van Haandel & Lettinga (1994), a cobertura do leito serve para proteção contra chuva e as geadas ocorridas em climas frios. Ao cobrir o leito de secagem abre-se a possibilidade de usar a energia solar para aquecer o lodo durante a secagem, reduzindo, dessa maneira, a concentração de bactérias patogênicas. Esta “pasteurização solar” se torna particularmente importante se o lodo seco for utilizado na agricultura.

Os resultados da Tabela 3.6 demonstram que a estufa plástica sobre leito de secagem apresenta bons resultados de incremento de sólidos, atingindo um teor de sólidos desejável ao processo de reciclagem, considerando, fundamentalmente para o processo, as horas de insolação ocorridas durante os períodos de avaliação.

Tabela 3.7 Concentração (%) inicial, final e incremento de sólidos para as três descargas realizadas nos oito tratamentos estudados.

	Testemunha com revolvimento	Testemunha sem revolvimento	Estufa com revolvimento	Estufa sem revolvimento	Estufa com biogás com revolvimento	Estufa com biogás sem revolvimento	Solarização com revolvimento	Solarização sem revolvimento
1^a descarga								
Inicial	10,1	10,2	8,8	6,6	9,9	12,0	16,2	17,9
Final	73,8	63,0	74,6	81,2	80,4	52,1	31,5	44,2
Incremento (%)	63,6	52,8	65,8	74,6	70,6	50,1	15,3	26,3
2^a descarga								
Inicial	4,1	3,7	0,08	0,06	0,02	0,12	3,3	1,19
Final	38,6	40,5	60,4	54,3	79,9	84,4	25,7	22,5
Incremento (%)	34,4	36,8	60,3	54,4	79,9	84,3	22,4	21,4
3^a descarga								
Inicial	8,7	3,6	0,9	0,1	8,0	1,1	5,1	0,1
Final	36,6	32,4	39,8	54,3	68,3	59,4	30,1	24,2
Incremento (%)	27,9	28,8	38,9	54,2	60,3	58,3	25	24,1
Média de redução (%)	42,0	39,5	55,0	61,0	70,3	64,2	20,9	23,9

O fator insolação pode ser verificado comparando-se os dados das três descargas realizadas no experimento, ocorridas em diferentes meses do ano, em que o incremento de sólidos foi de 74,6%, 54,4% e 54,2% e a insolação ocorrida para os períodos foi de 165, 133,7 e 104,4 horas. Observa-se que a eficiência e o incremento de sólidos no lodo diminuíram à medida que a insolação total referente ao mês do experimento era menor.

Injeção de Calor na Secagem do Lodo

Os sistemas anaeróbios produzem biogás, que pode ser utilizado como energia alternativa, otimizando o processo de secagem do lodo de esgoto, canalizando-o a partir da tubulação do Ralf até o leito de secagem.

De acordo com Pierre & Quezada Doria (1995), o aproveitamento do biogás para a geração de energia é feito tradicionalmente na área rural, sendo aproveitados restos de cultura e esterco de diversos animais para tal fim. No Brasil, embora haja grande quantidade de sistemas anaeróbios, o aproveitamento de biogás raramente é adotado.

Além de incentivar a racionalização do uso dos recursos naturais, minimizando o consumo de matéria-prima e desenvolvendo mecanismos de redução da geração de resíduos, o aproveitamento do biogás gerado pelo tratamento anaeróbio visa otimizar a matriz energética, utilizando um combustível renovável e abundante.

Considerando os possíveis problemas de retorno do gás ao Ralf, gerando risco de explosão, buscou-se uma alternativa que oferecesse segurança à estação e que fosse economicamente viável. Como a instalação de uma válvula corta-chamas situada na canalização interna à estufa teria um custo muito elevado, optou-se pela construção do selo hídrico, que é capaz de evitar o retorno do gás ao Ralf de maneira econômica.

Dos tratamentos utilizados, a estufa com emprego de biogás foi a que demonstrou melhores resultados no processo de secagem e incremento de sólidos no lodo de esgoto. A utilização do biogás criou um diferencial na secagem quando comparada aos tratamentos que empregaram apenas estufa plástica.

Os resultados alcançados na primeira descarga foram iguais ou até inferiores aos tratamentos com estufa plástica, pois no mês do experimento as chamas permaneceram ligadas por aproximadamente 10 horas/dia, sendo desligadas no período da noite. Para a segunda descarga, após adaptações já mencionadas, o período de queima foi de aproximadamente 20 horas, o que proporcionou um melhor aquecimento dentro da estufa e transferência para a massa de lodo.

Para Mendonça (1999), estudos teóricos demonstraram que a queima do biogás produzido em reatores UASB é suficiente para aquecer o lodo gerado nesses reatores a uma temperatura mínima de 50°C. O experimento mostrou que a quantidade de gás em sistema normal de produção é suficiente para ser utilizada em um processo de aquecimento de lodo, porém é difícil manter as

chamas acesas constantemente, uma vez que a produção do biogás é bastante influenciada pelas chuvas.

Os resultados da segunda descarga para os tratamentos que utilizaram biogás mostraram-se mais eficientes, em decorrência da baixa precipitação atmosférica e da maior insolação do período correspondente, além das ótimas condições nos aspectos técnicos e operacionais resultantes das adequações realizadas no aparato experimental. Conforme apresentado na Tabela 3.8, a queima do biogás gerado nos reatores anaeróbios pode influenciar a desidratação do lodo, aumentando o teor de sólidos e reduzindo o tempo de secagem e o volume final.

Com a utilização do biogás no processo da secagem, ocorre uma minimização dos impactos ambientais ocasionados pela descarga gasosa na atmosfera, acelerando o processo de secagem e reduzindo o tamanho e o custo das instalações necessárias para a desidratação do lodo.

Efeito da Solarização na Secagem do Lodo

A solarização baseia-se no aproveitamento da energia solar por intermédio de um filme plástico transparente (Katan *et al.*, 1976), de espessura reduzida, que se coloca sobre a superfície do solo úmido, provocando uma elevação da temperatura e destruindo os agentes patogênicos e infestantes (Katan & De Vay, 1991). Atualmente, é um método ensaiado e aplicado ao solo em cerca de 38 países (Katan & De Vay, 1991), sendo utilizado em escala comercial nos Estados Unidos, Israel, Itália e Japão.

Um dos primeiros trabalhos com o uso do processo de solarização para a higienização de lodo foi realizado pela SANEPAR no âmbito do PROSAB 2.

Embora os resultados na redução de agentes patogênicos sejam promissores, o efeito desse processo tornou a secagem extremamente ineficiente, apresentando, ao final de 28 dias, teores finais médios, para as três descargas realizadas, de 26,3, 21,4 e 24,1 de %ST, sendo os menos eficientes no processo de secagem do lodo entre os tratamentos testados. Esses resultados podem ser explicados pela ação do filme plástico sobre o lodo, pois o plástico diretamente sobre a camada de lodo não permite a perda de água, por intermédio da evaporação, para a atmosfera.

O incremento no teor de sólidos no lodo, com esse processo, foi extremamente pequeno, sendo menor até mesmo que os leitos de secagem tradicionais, que não apresentam qualquer tipo de proteção, principalmente contra a precipitação, e que são largamente utilizados pelas estações de tratamento que tratam o esgoto por meio de reatores anaeróbios.

O lodo, por apresentar uma quantidade muito grande de água, dificulta até mesmo o processo de coleta das amostras, além de provocar fortes odores, principalmente nos dias mais quentes. Nos primeiros dias de experimento, juntamente com a perda de umidade, foi observada uma redução significativa da altura da camada do lodo, trazendo consequentemente uma redução de volume. Isso ocorreu, fundamentalmente, pela perda de água por intermédio da percolação, sendo que, a partir desse momento, a perda de umidade ocorre basicamente por

meio da evaporação natural da água, e é nesse ponto que o processo de solarização encontra dificuldades em manter a perda de água do lodo, pois o processo permite um acúmulo de toda a água presente que não consegue evaporar para a atmosfera.

Diante desses resultados, fica claro que o processo deve sofrer alterações a fim de que possa cumprir as duas funções propostas: higienizar e promover a secagem. Para isso, é necessária uma alternância das fases de secagem e solarização para que o mesmo apresente resultados mais eficientes.

Efeito do Revolvimento na Secagem do Lodo

O processo de revolvimento tem por função principal, dentro do sistema de secagem natural do lodo de esgoto, propiciar a exposição das massas mais profundas do perfil do lodo com maior umidade na superfície, com a finalidade de receber com maior intensidade a incidência da luz e, consequentemente, do calor proporcionado pelos raios solares, pelo efeito estufa, pelo biogás e pelo aquecimento por meio da solarização.

O processo de revolvimento deveria proporcionar a obtenção de um teor de sólidos maior que os tratamentos que não o utilizaram, justamente por proporcionar a exposição da massa úmida à superfície, porém, pelos resultados de incremento de sólidos, verificou-se uma tendência de menor eficiência para os tratamentos com revolvimento.

O processo não permite uma avaliação real do experimento, pois praticamente todos os tratamentos apresentaram outros fatores que induziram um incremento na concentração final de sólidos, porém, leitos com secagem natural do lodo, apenas com irradiação solar, poderiam explicar a influência do processo. A grande dificuldade na avaliação é que experimentos realizados em escala real tornam impossível o controle dos fatores ambientais, principalmente a precipitação.

Para a primeira descarga em leitos a céu aberto, os resultados apontam um incremento de aproximadamente 10% no teor de sólidos no tratamento que utilizou revolvimento, sendo o teor final do lodo revolvido em torno de 73,8% e não revolvido em 63%, mostrando uma leve tendência de eficiência para o tratamento. Deve-se considerar, portanto, as excelentes condições climáticas referentes ao índice pluviométrico, que foi de aproximadamente 46,6 mm, e insolação de 165 horas ocorrida no período de avaliação, totalmente favoráveis à secagem em leitos abertos. Porém, nas duas descargas subsequentes, os valores foram de 38,6% e 36,6% para os tratamentos com revolvimento e de 40,5% e 32,4% para o lodo não revolvido, apresentando ainda uma consistência pastosa ao lodo, não indicando eficiência conclusiva para a ação do revolvimento. O clima nos períodos de avaliação não foram propícios à secagem do material, pois apresentou um índice de chuva de 109,6 e 206,1 mm e uma insolação de 133,7 e 104,4 horas.

Para tratamentos que utilizaram estufa, biogás ou solarização, a ação do revolvimento não se mostrou conclusiva. Os resultados podem ser melhor

visualizados na Tabela 3.1, que apresenta os valores finais para cada tratamento e o incremento de sólidos que cada processo promoveu.

3.3.2 Centrífugas

O processo de separação sólido-líquido utilizando centrífugas segue os mesmos princípios encontrados em um adensador por gravidade. Em ambos os processos são utilizadas forças externas para separar o sólido da suspensão líquida. A grande diferença é que, em uma centrífuga, a força centrífuga aplicada é de 500 a 3.000 vezes superior à da força da gravidade.

As centrífugas são os únicos equipamentos utilizados indistintamente para adensamento e desidratação de lodo. O princípio de operação da centrífuga permanece o mesmo, sendo comum a instalação de centrífugas em série, a primeira para o adensamento do lodo e a segunda para desidratação. Estão disponíveis no mercado centrífugas com capacidade variando entre 2,5 m³/h (baby) e 180 m³/h (jumbo).

As centrífugas atualmente utilizadas em ETEs são do tipo “decanter”, com as partes móveis consistindo em decantador cônico horizontal (tambor) e rosca transportadora, construídos em aço inoxidável ou aço carbono. Os principais componentes de uma centrífuga são: base suporte, tambor, parafuso transportador, carcaça, conjunto redutor, motor principal e tubo de alimentação. A base normalmente fabricada em aço ou ferro fundido conta com isoladores de vibração para reduzir a transmissão de vibração. A caixa envolve toda a parte móvel da centrífuga, coletando o centrifugado e o lodo desaguado e auxiliando na redução de odor e ruído. O tambor apresenta desenho cilíndrico – cônico, com características variáveis de acordo com o fabricante. A relação comprimento : diâmetro do tambor varia entre 2,5 : 1 e 4 : 1, com diâmetros variando entre 230 e 1.800 mm. O conjunto redutor possibilita o diferencial de velocidade entre o tambor e o parafuso transportador.

O grau de adensamento do lodo depende do tipo de lodo e da concentração de sólidos inicial, entretanto, como regra geral pode-se afirmar que uma maior remoção de umidade é obtida quando o diferencial de velocidade entre o tambor e a rosca transportadora é reduzido.

As centrífugas são equipamentos relativamente compactos, exigindo apenas 40 m² de área para um equipamento de grande porte. Não emitem aerossol ou ruído excessivo e podem ser instaladas em galpões abertos. O consumo de energia elétrica e o custo de manutenção são razoavelmente elevados, limitando sua utilização em ETEs com vazão superior a 100 L/s ou onde a disponibilidade de área é fator limitante. A operação e a manutenção desse tipo de equipamento exigem profissionais especializados.

A eficiência da centrífuga na remoção de umidade está vinculada à concentração de sólidos voláteis no lodo. Quanto maior for o grau de estabilização do lodo a ser desaguado, melhor será o desempenho da centrífuga e, consequentemente, o teor de sólidos da torta produzida. A Tabela 3.8 apresenta o desempenho típico de centrífugas na desidratação de lodo.

Tabela 3.8 Desempenho típico de centrífugas na desidratação de lodo.

Tipo de lodo	Conc. da torta (%)	Captura de sólidos (%)	Dosagem de polieletrólico (g/kg)
Lodo bruto primário	28- 34	95	2-3
Lodo anaeróbio	35-40	95	2-3
Lodo ativado	14-18	95	6-10
Lodo misto* bruto	28-32	95	6-10
Lodo misto anaeróbio	26-30	95	4-6
Lodo aeróbio**	18-22	95	6-10

Nota: * lodo primário + ativado excedente.

** aeração prolongada ou ativado excedente.

3.3.2.1 Teste de Centrifugação em Escala de Laboratório Utilizando Lodo de Reator Tipo UASB Condicionado com Polímeros

A metodologia experimental para laboratório apresentada a seguir foi desenvolvida por Reali *et al.* (1999), da Escola de Engenharia de São Carlos (EESC). O procedimento pode ser resumido em centrifugações em quatro diferentes rotações, com concentrações diferentes de polímeros e medição do nível de líquido clarificado em diferentes tempos para cada cubeta. Posteriormente, calcula-se a concentração de SST para cada concentração de polímeros, obtendo-se uma relação direta de SST em relação ao tempo para as respectivas rotações.

A metodologia proposta foi desenvolvida com base nas seguintes hipóteses e considerações:

- O volume interno do frasco de centrifugação contendo a amostra de lodo é considerado um sistema fechado (sem perda de massa durante o ensaio).
- Todos os sólidos em suspensão presentes no lodo estarão contidos na torta final gerada durante a centrifugação de sólidos suspensos remanescentes no sobrenadante (líquido clarificado), após a centrifugação.

Portanto, com base nessas hipóteses, deduz-se a seguinte expressão:

$$SST_{\text{inicial}} = M_{t \text{ inicial}} / V_t \quad (3.3)$$

em que:

SST_{inicial} = concentração de sólidos suspensos totais iniciais (mg/L);

$M_{t \text{ inicial}}$ = massa total inicial de ST na torta resultante após centrifugação (mg);

V_t = volume total de suspensão (ml).

Além disso, também torna-se válida a expressão:

$$SST_{\text{final}} = M_{t \text{ final}} / V_c \quad (3.4)$$

em que:

SST_{final} = concentração de ST finais na torta (mg/L)

$M_{t \text{ final}}$ = massa total de ST na torta resultantes após centrifugação (mg);

V_c = volume resultante de torta após centrifugação (ml).

Como o sistema é considerado fechado, obtém-se:

$$SST_{\text{final}} = SST_{\text{inicial}} (V_t / V_c) \quad (3.5)$$

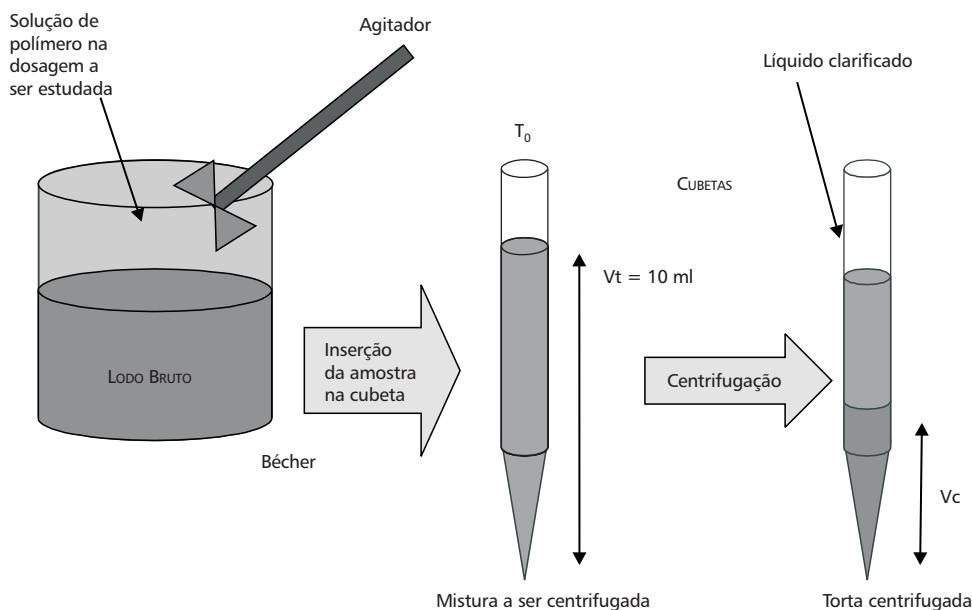
Metodologia

1. Efetuar a determinação dos sólidos suspensos totais presentes na amostra de lodo a ser estudada.
2. Preparar soluções de polímeros a serem investigadas com concentrações adequadas, compatíveis com a viscosidade dos polímeros e com a concentração de sólidos suspensos totais na amostra de lodo.
3. Pipetar volumes iguais de amostra de lodo e reservar em bêcheres. A quantidade de bêcheres deve ser compatível com as diferentes dosagens do polímero que se quer investigar.
4. Pipetar diferentes volumes de solução de polímeros, compatíveis com as dosagens de polímero a serem investigadas, e juntar com as amostras de lodo reservadas nos bêcheres (procedimento 3). As dosagens de polímeros usuais são expressas em gramas de polímero/kg de SST.
5. Com auxílio do Jarro Teste, promover a mistura do polímero com a amostra de lodo durante período de tempo adequado à completa dispersão da solução de polímero.
6. Calcular as novas concentrações de SST em cada bêcher, levando-se em consideração a diluição ocasionada pela adição da solução de polímero à amostra de lodo com o auxílio da Equação 3.6.

$$SST_{\text{mistura}} = SST_{\text{lodo}} (V_{\text{inicial lodo}} / (V_{\text{inicial lodo}} + V_{\text{solução polímero}})) \quad (3.6)$$

7. Transferir volumes iguais das misturas “lodo + solução de polímero” de cada bêcher (numerado) para as respectivas cubetas (com a mesma numeração dos bêcheres), alojando-as no interior da centrífuga.
8. Impor rotação de ensaio ao equipamento de centrifugação e escolher quatro ou mais intervalos de tempo de centrifugação (por exemplo, 10, 20, 40 e 60 minutos) para efetuar as leituras do volume ocupado pela fase sólida (torta) nas cubetas da centrífuga. Após cada intervalo de tempo, parar a centrifugação e efetuar as leituras em cada cubeta. Em seguida calculam-se as respectivas concentrações de sólidos suspensos totais (ou teor de sólidos na torta).

9. Repetir o procedimento anterior por mais duas vezes, impondo rotações diferentes à centrífuga.
10. Para cada rotação investigada, construir “Curva de Centrifugação” (uma curva para cada dosagem estudada), plotando-se os valores de teor de sólidos na torta no eixo das ordenadas e o respectivo tempo de centrifugação no eixo das abscissas.
11. Após o período de centrifugação, efetuar a leitura do volume ocupado pela fase sólida (torta) no interior de cada cubeta, ou seja, a cada dosagem estudada, conforme descrito no procedimento 8.
12. Pela comparação entre os diversos valores de SST obtidos, é possível avaliar a dosagem que forneceu maior grau de remoção de água do lodo.



Fonte: Reali *et al.* (1999).

Figura 3.8 Esquema da preparação e leitura nas cubetas.

Os resultados dos ensaios de centrifugação do lodo condicionado com polímeros aniônico, neutro e catiônico são mostrados nas Figuras 3.10, 3.11 e 3.12. A intensidade da força centrífuga do equipamento é expressa em termos de “números de vezes que a força centrífuga aplicada é maior que a força gravitacional”, designada por “G”. Sua variação foi na faixa de 100 a 1.800 vezes a aceleração da gravidade e seu valor foi obtido por meio da Equação 3.7.

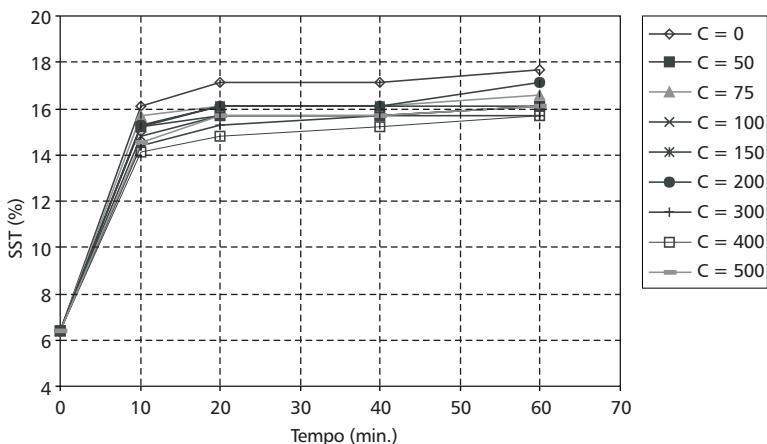
$$G = ac/g = (2 \pi f)^2 r/g = 4,024 f^2 r \quad (3.7)$$

em que:

r = raio de giro da centrífuga (no caso de centrífugas de laboratório) medido a partir do centro do equipamento até a região onde estarão depositadas as cubetas contendo amostras de lodo (m);

f = freqüência de rotações aplicadas à centrífuga em “rotações por segundo” (rps);
 g = aceleração da gravidade ($9,81 \text{ m/s}^2$).

A centrifugação das amostras de lodo condicionado com polímero aniónico não resultou em aumento da concentração de sólidos suspensos totais para o tempo de centrifugação de 60 minutos (Figura 3.9). O valor de SST obtido na amostra de testemunha sempre foi maior, indicando que, no caso do lodo estudado, o uso de polímero aniónico não é adequado para desidratação por centrifugação.



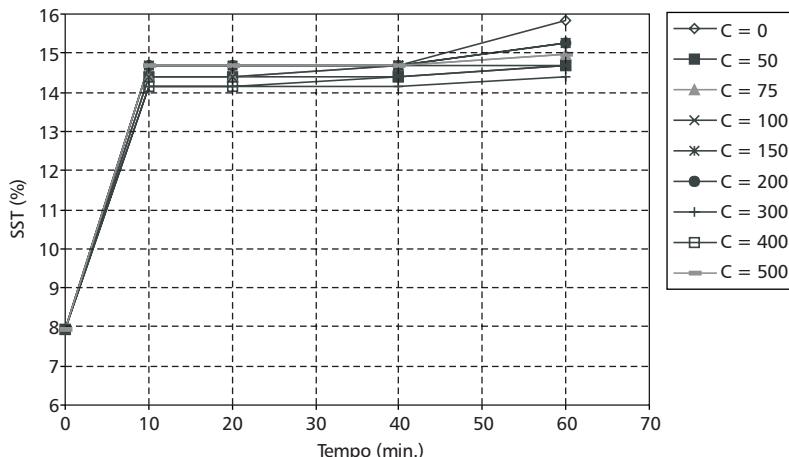
Nota: C = dosagem de polímero (mg polímero/litro de lodo).

Figura 3.9 Resultado típico do ensaio de centrifugação (polímero aniónico, 3.000 RPM, G = 1.720).

Para os ensaios com a rotação de 750 rpm (G = 107), utilizando polímero neutro como condicionador, ocorreu uma melhora na concentração de sólidos suspensos totais para o tempo de centrifugação de 60 minutos. Entretanto, para as rotações de 1.500 rpm (G = 427), de 2.250 rpm (G = 962) e de 3.000 rpm (G = 1.720) (Figura 3.10), não foi observado aumento na concentração de sólidos suspensos totais para o mesmo tempo de centrifugação.

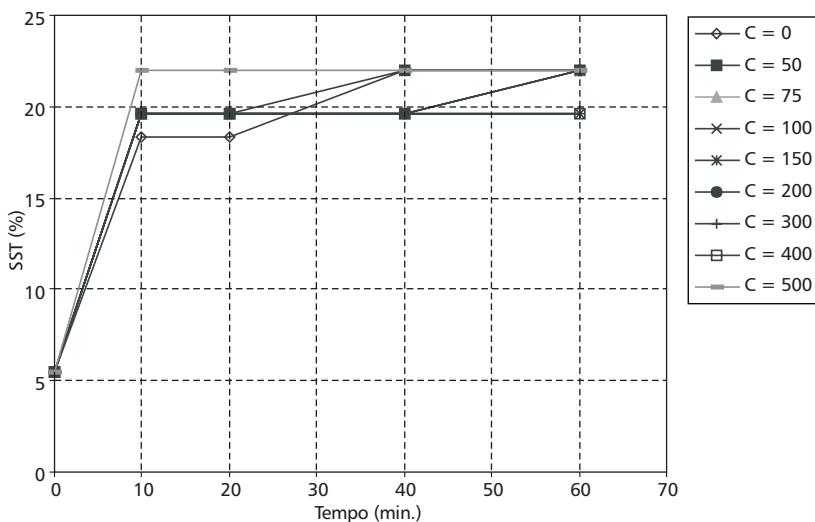
Os testes de centrifugação de lodo de UASB com polímero catiônico apresentaram um aumento na concentração de sólidos suspensos totais para o tempo de centrifugação de 60 minutos para as rotações de 750 rpm (G = 107), 1.500 rpm (G = 427), 2.250 rpm (962) e 3.000 rpm (G = 1.720). A concentração de ST para dosagem de 400 mg/L de condicionador foi superior à concentração de SST da testemunha para o tempo de centrifugação de 60 minutos. As concentrações máximas de SST, para o mesmo tempo de centrifugação,

corresponderam à dosagem de 500 mg de polímero por litro de lodo. Isso significa que, neste caso, o polímero catiônico apresentou melhores resultados para os testes de centrifugação (Figura 3.11).



Nota: C = dosagem de polímero (mg polímero/litro de lodo).

Figura 3.10 Resultado típico do ensaio de centrifugação (polímero neutro, 3.000 RPM, G = 1.720).



Nota: C = dosagem de polímero (mg polímero/litro de lodo).

Figura 3.11 Resultado típico do ensaio de centrifugação (polímero catiônico, 3.000 RPM, G = 1.720).

3.3.3 Prensa Desaguadora

O processo de operação da prensa desaguadora pode ser dividido em três etapas distintas: zona de separação por peneiramento, zona de baixa pressão e zona de alta pressão.

A zona de separação por simples peneiramento localiza-se na entrada da prensa, onde o lodo é aplicado sobre a tela superior e a água livre percola sob ação da gravidade através dos furos existentes na tela. A seguir, o lodo é encaminhado para a zona de baixa pressão, na qual o restante da água livre é removido e o lodo, suavemente comprimido entre as telas superior e inferior. Na zona de alta pressão, formada por vários roletes de diferentes diâmetros em série, o lodo é comprimido progressivamente entre as duas telas com o objetivo de liberar a água intersticial. Finalmente, o lodo desaguado é removido por meio de raspadores e as telas são lavadas com jatos de água a alta pressão. A água de lavagem das telas deve ter pressão mínima de 6 kg/cm² e vazão suficiente para retirar resíduos de lodo e polieletrólitos das telas.

Por ser um equipamento aberto, a prensa desaguadora tem como desvantagens a emissão de aerossol, o elevado nível de ruído produzido e a eventual emissão de odores desagradáveis (dependendo do tipo de lodo). Outra grande desvantagem das prensas desaguadoras é o elevado número de rolamentos (40-50), que exigem acompanhamento e substituição regulares. Apresenta como vantagens o baixo custo de aquisição e o consumo reduzido de energia elétrica. A prensa desaguadora é uma tecnologia relativamente nova que se popularizou durante a década de 80. O desenvolvimento das centrífugas tipo “decanter” tem provocado atualmente acirrada concorrência entre os fornecedores dos dois tipos de equipamento, com vantagens para a centrífuga, apesar do maior custo de aquisição.

Tabela 3.9 Desempenho típico de prensa desaguadora.

Tipo de lodo	Carga hidráulica (m ³ /h)	Carga de sólidos (kg/h)	Concentração de sólidos no afluente (% ST)	Concentração de sólidos na torta (% ST)	Captura de sólidos (%)
Anaeróbio*	6,4-15	318-454	3-5	18-24	95
Aeróbio**	7,3-23	181-318	1-3,0	14-18	92-95
Lodo ativado	10,4-23	136-272	0,5-1,3	14-18	90-95
Bruto primário	11,4-23	681-1.134	4-6	23-25	95
Bruto misto	9,1-23	454-681	3-5	23-28	95

Nota: * 50% primário; 50% de lodo ativado em peso.

** lodo ativado digerido aerobicamente.

Assim como os outros equipamentos de desidratação mecânica, as prensas desaguadoras exigem manutenção cuidadosa e devem ser completamente limpas ao final de cada turno de operação.

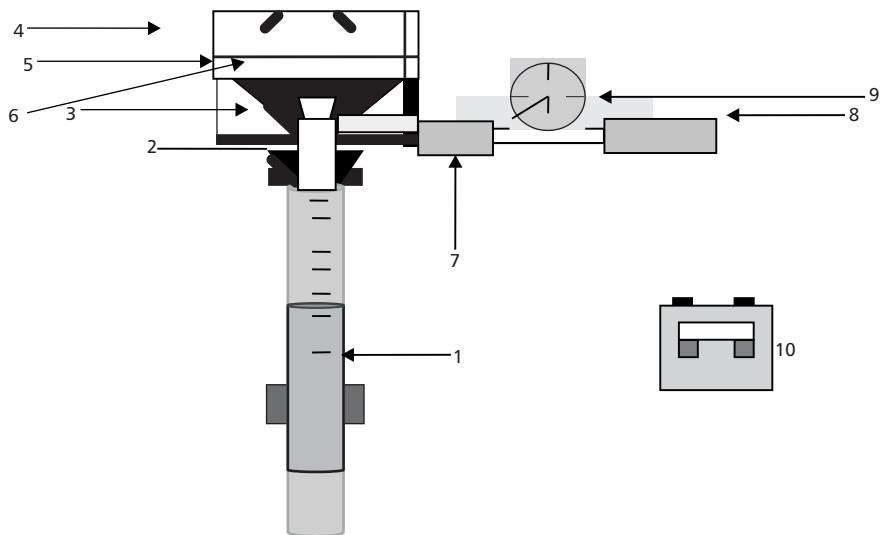
3.3.3.1 Teste do Funil de Buchner (Resistência Específica à Filtração) Utilizando Lodo de Reator Tipo UASB Condicionado com Polímeros

O teste do funil de Buchner é conduzido pela colocação de um volume conhecido de lodo dentro de um funil de Buchner contendo um papel-filtro e impondo um vácuo para o tempo zero (Figura 3.12). A quantidade de filtrado coletado para vários tempos é registrada até que um volume determinado seja alcançado ou uma quebra de vácuo ocorra. Em geral, o teste do funil de Buchner é simples e reprodutível. Os resultados dependem de fatores como volume de lodo usado, concentração de sólidos do lodo, temperatura, área de papel-filtro e pressão na qual o teste é desenvolvido, e indicará qual a resistência específica à filtração apresentada pelo material em estudo.

O procedimento adotado é recomendado por Adams Jr. *et al.* (1981) e encontra-se descrito a seguir:

1. Medir o teor de sólidos inicial.
2. Preparar o funil de Buchner usando uma tela e papel-filtro.
3. Molhar o papel-filtro com água e aplicar um vácuo para obter boa aderência.
4. Fechar a válvula e ajustar o vácuo para 15 ou 20 polegadas de Hg.
5. Colocar 100 ml de uma amostra de lodo no funil de Buchner e deixar por um intervalo de tempo suficiente para a formação da torta (geralmente cerca de 10 segundos).
6. Ligar a bomba a vácuo.
7. Anotar o volume filtrado até o vácuo cessar ou a taxa de coleta de filtrado cair para cerca de 1 ml por minuto.
8. Repetir do item 1 ao 7 usando várias concentrações de coagulantes ou polímeros.
9. Determinar a resistência específica para cada situação e então delinear as condições ótimas que geram o valor de “r” mínimo.

Para as soluções com polímero aniónico, a resistência à filtração foi elevada desde as primeiras até as últimas concentrações. Nos ensaios com diferentes dosagens das soluções catiônicas, as resistências à filtração permaneceram superiores à apresentada inicialmente, quando não se havia adicionado polímero (dose = 0 mg de polímero/litro de lodo), até a dosagem de 300 mg de polímero catiônico por litro de lodo (Figura 3.13). Entretanto, para as dosagens de 400 a 500 mg de polímero catiônico por litro de lodo, as resistências específicas ficaram menores que o valor inicial. Os resultados dos ensaios com o polímero neutro apresentaram resistências à filtração sempre menores que a inicial, ou seja, antes de adicionar o polímero, com redução acentuada de 200 a 300 mg de polímero por litro de lodo. A resistência específica mínima calculada nos testes com polímero neutro foi de $8,1 \times 10^8$ m/kg, correspondente à dosagem de 300 mg de polímero/litro de lodo.



1. Cilindro volumétrico de 250 ml em vidro borossilicato com gargalo de junta cônica padrão; 2. adaptador de vidro com armação lateral; 3. rolha de borracha para cilindro volumétrico com orifício para funil de Buchner; 4. funil de Buchner nº 2; 5. papel Whatman nº 42; 6. suporte de tela de aço para papel-filtro; 7. braçadeira de apertar; 8. bomba de vácuo de $\frac{1}{4}$ HP; 9. medidor de vácuo; 10. cronômetro.

Fonte: Adams Jr. et al.(1981).

Figura 3.12 Esquema da aparelhagem utilizada no teste da resistência específica à filtração.

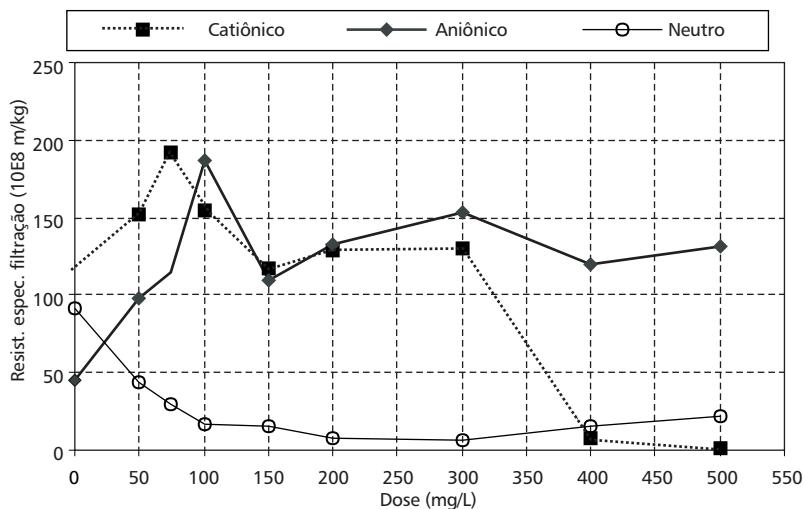


Figura 3.13 Resultados do ensaio de resistência específica à filtração.

3.3.4 Filtro-prensa

Os filtros-prensa foram desenvolvidos para uso industrial e em seguida sofreram adaptações para ser utilizados na desidratação de lodo. É um equipamento que opera em batelada e tem como característica principal seu alto grau de confiabilidade. As principais vantagens do filtro-prensa são:

- Torta com alta concentração de sólidos (35%), superior à dos outros equipamentos mecânicos.
- Elevada captura de sólidos.
- Qualidade do efluente líquido (clarificado).
- Baixo consumo de produtos químicos para condicionamento do lodo.

O ciclo de operação do filtro-prensa varia entre 3 e 5 horas, podendo ser dividido em três etapas básicas: a) enchimento, b) filtração sob pressão máxima e c) descarga de torta. Durante a fase de filtração, a pressão aplicada chega a atingir 17 atm (250 psi). A duração do tempo de cada batelada varia de acordo com a vazão da bomba de alimentação, tipo de lodo, teor de sólidos e filtrabilidade do lodo afluente e tipo, estado e grau de limpeza da tela.

Os filtros-prensa são largamente utilizados na Europa, principalmente na Inglaterra, e estão se tornando populares nos Estados Unidos. Atualmente, os filtro-prensa são automatizados, reduzindo sobremaneira a necessidade de mão-de-obra. O peso do equipamento, seu custo de aquisição e a necessidade de substituição regular das telas de filtração fazem com que o uso de filtro prensa seja limitado a ETEs de médio e grande porte.

Tabela 3.10 Desempenho típico de filtro-prensa.

Tipo de lodo	Teor de sólidos na torta (%)	Ciclo (h)
Primário	45	2,0
Primário + ativado	45	2,5
Lodo ativado	45	2,5
Primário anaeróbio	36	2,0
Anaeróbio + ativado	45	2,0

3.3.5 Secagem Térmica

O processo de secagem térmica é uma das mais eficientes e flexíveis formas de redução do teor de umidade de “tortas” oriundas da desidratação de lodos orgânicos domésticos e industriais disponíveis atualmente em uso. Pode ser utilizado em diferentes tipos de lodo, primário ou digerido, sendo recomendável na alimentação um teor de sólido entre 15% e 30%, obtido por meio de desidratação mecânica. A redução da umidade a ser atingida pode ser controlada

e o teor de sólido do produto final depende da rota de disposição escolhida. Lodos destinados à incineração necessitam de teor de sólido entre 30% e 35% a fim de garantir a operação autotérmica do incinerador; para disposição em aterros sanitários é aconselhável um teor de sólidos em torno de 65%, enquanto o produto destinado ao mercado agrícola por intermédio de venda no varejo (utilização irrestrita) necessita de teores de sólido acima de 90%.

Em condições ideais são necessários 2.744 kJ (655 kcal) de energia para evaporar 1 kg de água presente no lodo; em condições operacionais normais este valor costuma ser acrescido em até 100%. A demanda total de energia dependerá da eficiência do equipamento escolhido e do tipo de lodo processado; parte desta energia deverá vir de fontes externas, como óleo combustível, gás natural etc. Para o caso de lodos anaeróbios, pode-se utilizar o biogás gerado no digestor como fonte auxiliar de energia. Os principais benefícios da secagem térmica do lodo são:

- Redução significativa no volume de lodo.
- Redução no custo de transporte e estocagem (quando for o caso).
- Produto estabilizado facilmente estocado, manuseado e transportado.
- Produto final praticamente livre de patógenos.
- Preservação das propriedades agrícolas do lodo.
- Não necessita de equipamento especial para ser utilizado na agricultura.
- Pode ser incinerado ou disposto em aterro sanitário.
- Produto pode ser ensacado e distribuído pelo comércio varejista.

Historicamente, a secagem térmica tem sido adotada em ETEs existentes que estão sofrendo algum tipo de modernização e que já utilizam processos de estabilização biológica do lodo, principalmente digestão anaeróbia. O desenvolvimento da tecnologia tem despertado, principalmente na Europa, o interesse de projetistas e concessionárias na secagem térmica do lodo bruto. A exclusão da etapa de estabilização biológica reduz de forma significativa o custo de implantação, além de propiciar a produção de material com maior teor de matéria orgânica e poder calorífico. Essas características agregam valor ao produto, favorecendo sua utilização na agricultura ou como combustível.

O processo consiste no aquecimento do lodo em ambiente hermeticamente fechado com a consequente evaporação e coleta da umidade presente. O lodo sai do secador em forma de “pellets”, com diâmetro médio entre 2-5 mm e teor de sólidos acima de 90% (quando destinado à agricultura). O líquido evaporado é condensado e retornado à entrada da ETE para tratamento. Devido ao efeito da temperatura, o “pellet” produzido é livre de patógenos, estando habilitado para uso na agricultura sem restrição. O processo é compacto e completamente fechado, não permitindo a liberação de odores desagradáveis para a atmosfera. É indicado para ETEs de médio e grande porte com limitada disponibilidade de área e localizadas próximas a áreas residenciais.

3.4 Referências Bibliográficas

- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1990). Projetos de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário – NB 570.
- ADAMS Jr., C.E.; FORD, D.L.; ECKENFELDER Jr., W.W. (1981). Development of design and operational criteria for waste water treatment. CBI Publican Co, Inc.
- AISSE, M.M.; ANDREOLI, F.N. (1999). Estudo da desidratação do lodo anaeróbio, obtido em reator tipo Ralf, através do uso de leito de secagem e de centrífuga tipo decanter I. I SEMINÁRIO SOBRE GERENCIAMENTO DE BIOSSÓLIDOS DO MERCOSUL. Curitiba, PR.
- ALEM SOBRINHO, P.; SAMUDIO, E.M.M. (1996). Desidratação de lodo de reator UASB em leito de secagem. XXV AIDIS. Cidade do México.
- CATUNDA, P.F; VAN HAANDEL, A.C.; MEDEIROS, U.T.P. (1998). Um método experimental para o dimensionamento e a otimização de leitos de secagem de lodo. XXVI AIDIS. Peru.
- DALTRO, F. (1994). Desidratação de lodo em leito de secagem, na cidade de Aracaju, SE: resultados preliminares. VI SILUBESA. Florianópolis, SC.
- ECKENFELDER JR.. W.W. (1981). *Principles of water quality management*. Boston, Massachusetts, CBI Publishing Co., INC.
- LIMA, M.R.P.; MÜLLER, P.S.G.; GOLÇALVES, R.F. (1998). Desidratação de lodo de lagoas anaeróbias de estabilização em leitos de secagem na região sudeste do Brasil. I SEMINÁRIO SOBRE GERENCIAMENTO DE BIOSSÓLIDOS DO MERCOSUL. Curitiba, PR.
- REALI, M.A.P. et al. (1999). Proposição de métodos para ensaios de remoção de água de lodo por centrifugação. PROSAB – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico.
- VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. (1994). *Tratamento anaeróbio de esgoto – Um método experimental para o dimensionamento e otimização de leito de secagem*.
- VESLIND, P.A. (1994). *Treatment and disposal of Wasterwater Sludges*. Ann Arbor Science Publishers, Inc.
- WATER ENVIRONMENT RESEARCH FOUNDATION (1993). *Guidance Manual for Polymer Selection in Wasterwater Treatment Plants Polymers*. PROJECT 91 – ISP – 5.

Capítulo 4

Higienização do Lodo de Esgoto

Cleverson Vitorio Andreoli, Andréia Cristina Ferreira, Cristina Cherubini, Claudia Rodrigues Teles, Charles Carneiro e Fernando Fernandes

4.1 Introdução

A reciclagem agrícola do lodo de esgoto é uma prática popularmente consagrada entre os países desenvolvidos e representa uma alternativa particularmente interessante às regiões com agricultura intensiva e com extensas áreas de solos depauperados e baixos níveis de matéria orgânica. No entanto, para que o lodo seja utilizado com segurança, devem ser controlados alguns fatores que podem inviabilizar econômica, ambiental e agronomicamente sua disposição.

Do ponto de vista biológico, o lodo concentra a maioria dos organismos presentes no esgoto sanitário, podendo constituir significativa ameaça à saúde pública. A contaminação microbiológica do lodo é originada principalmente do material fecal contido no esgoto, portanto, dependente das características sanitárias da população que produz os efluentes lançados na rede coletora, refletindo dessa maneira o perfil de saúde da população atendida.

Os organismos existentes no esgoto se concentram no lodo durante o processo de sedimentação, pois grande parte dos agentes patogênicos co-precipita junto às partículas orgânicas. Dentre os microrganismos do lodo são encontrados vírus, fungos, bactérias e parasitos (protozoários e helmintos), muitos deles patogênicos, representando risco à saúde humana e animal.

Os diferentes graus de atividade biológica e as concentrações desses agentes patogênicos definem sua virulência, que, associada às condições do meio e à suscetibilidade dos hospedeiros, pode se refletir em algumas alterações na saúde das populações. Deve-se ressaltar, portanto, que o grau de contaminação da população estabelece a base potencial de disseminação das doenças. Portanto, as ações que melhorem o quadro sanitário trarão, também, reflexos positivos relativos à segurança do uso do lodo na agricultura.

Em relação aos patógenos presentes no lodo, estudos epidemiológicos têm mostrado que ovos de helmintos, cistos de protozoários e bactérias representam

maiores riscos à saúde humana e/ou animal, pois esses organismos apresentam ampla distribuição geográfica, grande tempo de sobrevivência, além de alta freqüência de parasitismo na população. Embora os cuidados em relação ao risco de contaminação pelo uso de lodo devam ser sempre observados, estudos epidemiológicos demonstram baixa correlação entre sua utilização e a incidência de doenças.

Dentre os patogênicos, os helmintos despertam grande interesse, pois o ambiente encontrado nos processos de tratamento de esgotos é propício ao embrionamento de seus ovos (Hays, 1977). Alguns gêneros como *Ascaris*, *Toxocara* e *Trichuris* extremamente resistentes a uma ampla variedade de condições físicas e químicas são capazes de sobreviver por vários anos no solo (EPA, 1992).

A avaliação para ovos de helmintos não deve ser apenas quantitativa, pois a viabilidade desses ovos adquire grande relevância do ponto de vista epidemiológico. Os ovos fertilizados que são eliminados pelas fezes do hospedeiro não são infecciosos até que se transformem, dentro do ovo, em larvas de segundo estágio. Somente esses ovos, ao ser ingeridos por um novo hospedeiro, liberam suas larvas no intestino delgado e continuam seus ciclos normais para formar parasitas adultos. Essa capacidade infectiva pode permanecer latente durante anos se as condições ambientais forem adequadas.

Os agentes patogênicos constituem um importante elemento de limitação ao uso do lodo na agricultura, porém é fator facilmente controlado por meio da adoção de soluções técnicas de higienização que levem à eliminação do patógeno. No Estado do Paraná, para fins de caracterização do perfil sanitário do lodo, foram estabelecidos os seguintes indicadores: contagem e viabilidade dos ovos de helmintos e coliformes fecais. Dentre os agentes patogênicos, os helmintos são os que apresentam maior capacidade de resistência às condições do meio, portanto, uma vez realizado o controle desses patógenos, os demais estarão automaticamente em níveis admissíveis, compatíveis com o uso agrícola, não proporcionando riscos aos usuários do produto e ao ambiente.

O uso do lodo de esgoto na agricultura deve, portanto, considerar alternativas de desinfecção, de forma a reduzir a quantidade de agentes patogênicos e correlacionar restrições de uso segundo a qualidade alcançada, a fim de permitir que as condições do meio garantam o uso seguro desse material. A higienização busca, dessa forma, eliminar ou reduzir a densidade de microrganismos patogênicos, constituindo-se em importante ferramenta para a ampliação do leque de opções seguras para manuseio e disposição do lodo no solo (Gonçalves & Ludovice, 2000).

O lodo não deve ser aplicado indiscriminadamente, mesmo apresentando o perfil sanitário prescrito pela norma. As características do solo, bem como as restrições de uso para determinadas culturas, devem ser respeitadas. Ainda devem ser observados os riscos associados ao transporte de elementos tóxicos por percolação e erosão, bem como à exposição de pessoas por contato direto ao lodo ou por águas contaminadas.

São muitos os processos disponíveis para a desinfecção do lodo. Entretanto, não há um processo universalmente aceito, que seja ideal para a maioria das situações, como há para a desinfecção da água ou do esgoto.

Nesse contexto, este trabalho contribui com resultados para minimizar os riscos de poluição ambiental e efeitos nocivos à saúde de seres humanos, animais e plantas, pela disposição do lodo no solo. Espera-se colaborar para a adoção de medidas seguras de disposição de lodo, visando à concepção e implantação de tecnologias alternativas para a higienização do lodo.

4.2 Processos de Higienização

A sanidade do lodo, caracterizada pela ausência de agentes patogênicos como ovos de helmintos, cistos de protozoários, colônias de bactérias, hifas de fungos e alguns vírus, é realizada por intermédio de métodos de higienização, que devem ser econômicos, seguros e de fácil aplicação prática.

Os processos de tratamento do lodo contribuem para a diminuição do risco de infecção humana e animal, permitindo a utilização do lodo como adubo orgânico. O limite desses organismos para utilização do lodo para a reciclagem agrícola no Estado do Paraná está especificado na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 Limite de patógenos presentes no lodo de esgoto para a reciclagem agrícola.

Parâmetros	Limites
Helmintos (contagem de ovos viáveis)	0,25 ovos/g MS
Coliformes fecais	10^3 NMP/g MS

Fonte: Fernandes *et al.* (1999).

Além do sistema de higienização, o gerenciamento da reciclagem deve considerar a possibilidade de definição de restrições de uso, que devem ser tanto mais rigorosas quanto pior for a eficiência do método selecionado. O solo é um meio inóspito para a maioria dos organismos existentes no lodo, em decorrência da existência de intensa atividade microbiológica, de seres bastante adaptados ao meio pedológico. Por esta razão, a maioria dos patógenos apresenta um curto período de sobrevivência no solo após a incorporação do lodo. Os ovos de helmintos são exceção a essa regra, por possuírem em seu ciclo biológico normal uma fase de sobrevivência no solo, portanto, devem ser o alvo principal de nossas preocupações.

O tratamento do lodo envolve uma série de processos, que podem ser físicos, biológicos e químicos, visando à redução de patógenos, em que se destacam: digestão aeróbia, digestão anaeróbia, compostagem, radiação beta e gama, pasteurização, tratamento térmico e caleação.

Neste programa de pesquisa, foram investigados três processos de higienização do lodo que constituem as alternativas mais econômicas: caleação, compos-

tagem e tratamento térmico utilizando energia alternativa. A caleação tem por princípio a elevação do pH a níveis iguais ou superiores a 12, o que inativa ou destrói a maior parte dos patógenos do lodo associada ao calor gerado pelas reações químicas de hidratação da cal. O princípio higienizador da compostagem é a eliminação ou redução dos microrganismos patogênicos pela elevação da temperatura obtida com o processo de biodegradação da matéria orgânica. O tratamento térmico associa a desidratação do lodo ao uso da energia solar e/ou ao calor proporcionado por outras fontes de energia, como, por exemplo, o biogás.

Entre os diversos agentes capazes de promover a desinfecção do lodo, três fatores se destacam como os mais indicados: a temperatura, o pH e a radiação solar, que também são os princípios para os três mecanismos de higienização citados. Esses fatores apresentam faixas nas quais os organismos se mantêm presentes ou em desenvolvimento no lodo e, quando ultrapassadas, os mesmos são eliminados. A intensidade e o tempo em que esses fatores são impostos à massa de lodo de esgoto determinam a eficiência da desinfecção.

O pH, ou a concentração hidrogeniônica, que define a acidez ou alcalinidade tanto do solo quanto do lodo também se constitui em um eficaz agente de desinfecção. Os organismos patogênicos expostos a níveis extremos de pH tendem a ser destruídos. Da mesma forma que a ação da temperatura, as alterações mais intensas do pH demandam um menor tempo de contato para a obtenção da higienização eficaz do material. É importante salientar que a caleação reduz a contagem de ovos de helmintos, porém, desde que respeitados os períodos de carência, que são inversamente proporcionais à dosagem da cal. Os ovos remanescentes não apresentam viabilidade biológica, ou seja, são ovos mortos que não apresentam potencial infectivo.

A compostagem e a caleação são métodos bastante difundidos, principalmente por apresentarem baixo custo e facilidade de aplicação, porém apresentam o inconveniente relacionado ao aumento da quantidade ou volume final do produto, pois esses dois processos de higienização implicam o aumento correspondente do peso final a ser disposto. Nesse sentido, a secagem térmica é um processo que alia eficiência na higienização com redução do volume do lodo, provocado pela perda de água, além de produzir lodo higienizado sem a cal, suprimindo os problemas de limitação de disposição na agricultura devido ao elevado pH do produto final. O processo de tratamento por intermédio da digestão anaeróbica, aliada ao tratamento térmico, mostra-se como um dos métodos mais flexíveis de aplicação e como solução para a melhor estabilização e desinfecção do lodo de esgoto.

4.2.1 Caleação

A caleação do lodo é um processo de higienização que consiste na mistura de cal virgem ao lodo em proporções que variam de 30% a 50% do peso seco do lodo. Neste caso, três fatores intervêm no processo de desinfecção: inicialmente a alteração da temperatura, a mudança do pH da massa resultante e, finalmente, a ação da amônia que será formada a partir do nitrogênio do lodo em condições de temperatura e pH elevados.

A cal, em contato com a água contida no lodo, resulta em uma reação exotérmica, ou seja, que gera calor. Assim, a temperatura se eleva durante alguns dias até a mistura se estabilizar. Evidentemente, este efeito depende da qualidade e da proporção da cal utilizada em relação à quantidade de lodo. Se o processamento da cal não for bem executado, parte do produto não é cal (CaO), mas sim calcário (CaCO_3), cuja velocidade de reação é bem mais lenta.

A caleação é um método com grande potencial de consolidação no processo de desinfecção e condicionamento do lodo para uso agrícola, embora os aspectos negativos de perda de nitrogênio e imobilização do fósforo durante a mistura da cal, bem como a limitação de seu uso em solos pouco ácidos, ainda se mostrem vantajosos pela eficiência na desinfecção, pela relativa facilidade no procedimento (se comparado à compostagem) e pelo baixo custo.

É importante destacar que, devido à acidez da maior parte dos solos brasileiros, é muito comum a adoção de práticas agrícolas de correção do pH dos solos por meio da aplicação de calcário. Dependendo da proporção de cal e das doses de uso, o lodo alcalino pode minimizar ou mesmo substituir essa operação, trazendo grandes vantagens ao produtor rural.

4.2.1.1 Aspectos Intervenientes da Caleação

Além dos calcários, os óxidos de cálcio e de magnésio podem ser usados como materiais corretivos do solo e são obtidos pela calcinação do calcário; são conhecidos também como cal virgem e se apresentam, por natureza, como pó bastante fino.

A cal, por ser um forte produto alcalino e normalmente ter baixo custo, é utilizada em diversas atividades relacionadas à melhoria das condições sanitárias e higiênicas de muitos produtos. Com a alcalinidade que a cal transmite ao meio ao qual é adicionada, a maioria dos microrganismos encontra condições ecológicas inadequadas para seu crescimento e sobrevivência e, assim, o ambiente fica desinfetado e livre de maus odores.

A cal virgem é adicionada ao lodo de esgoto com o principal objetivo de reduzir seu grau de contaminação, já que ele apresenta agentes patogênicos como ovos de helmintos, esporos de fungos e colônias de bactérias, e também melhorar a consistência do lodo e servir como corretivo no solo. A caleação é uma das alternativas mais econômicas de higienização do lodo de esgoto.

A cal virgem (óxido de cálcio) é um produto resultante do aquecimento do carbonato de cálcio; a cal hidratada é originada da reação do óxido de cálcio (cal virgem) com água.

A Tabela 4.2 ilustra os valores médios contidos nas caixas encontradas no mercado brasileiro, oferecidas por empresas de médio/grande porte.

O lodo anaeróbico alcalinizado apresenta um alto poder reativo no solo, representando um fator limitante nas dosagens. Em recentes pesquisas utilizando lodo caleado a 50% do peso seco, realizadas nos solos de Paranavaí (solos arenos-

sos), constatou-se que a dosagem limitante é da ordem de 2 t/ha por seu baixo poder tampão; para solos de textura média, a dosagem limitante está próxima a 12 t/ha.

Tabela 4.2 Valores médios contidos nas cales virgens encontradas no mercado brasileiro.

Composição	Cal virgem cárlica	Cal virgem dolomítica ou magnesiana
CaO (%)	90-98	51-61
MgO (%)	0,1-0,8	30-37
Insolúvel no HCl (%)	0,5-3,5	0,5-4,5
Fe ₂ O ₃ + Al ₂ O ₃ (%)	0,2-1	0,2-1
P.F. (%)	0,5-5	0,5-4,8
CO ₂ (%)	0,2-3,8	0,5-4,5
SO ₃ (%)	0,1-0,6	0,05-0,10
CaO + MgO base não volátil (%)	96-98,5	76-99
MgO não hidratado (%)	0,5-1,8	5-25

Fonte: ABPC (1998).

Um fator importante a ser observado no processo de caleação é a quantidade e o tipo de argila, o conteúdo de matéria orgânica e o pH do solo, pois estes constituem as características químicas fundamentais na determinação quali e quantitativa das dosagens de cal virgem, pois a matéria orgânica é responsável por cerca de 71% da capacidade de retenção de cátions (cálcio, magnésio, potássio, sódio e hidrogênio).

A cal, por ser um produto alcalino forte e de preço acessível, normalmente é utilizada na estabilização química do lodo de esgoto, processo que adiciona ao lodo elementos essenciais à agricultura, como o cálcio e o magnésio com capacidade de corrigir a acidez, podendo substituir total ou parcialmente a caleação. Durante a estabilização química, ocorre uma série de reações, gerando um sólido química, biológica e fisicamente estável, com baixo potencial para exalação de odores, reduzida quantidade de organismos patogênicos e metais pesados eventualmente presentes com sua mobilidade reduzida.

Essencialmente, o pH do lodo é aumentado, porém, características químicas e físicas do lodo também são alteradas por reações como hidrólises, saponificações, neutralização de ácidos etc. Algumas dessas alterações são:

- redução de sólidos voláteis (10%-35%), devido à perda de orgânicos voláteis para a atmosfera;
- aumento de sólidos totais, resultantes da adição de sólidos da cal e da precipitação de sólidos dissolvidos;

- redução nos níveis de fósforo solúvel devido à reação com ortofosfato para formar precipitado de fosfato de cálcio.

Os parâmetros determinantes da eficiência da caleação são o aumento do pH e da temperatura. A inertização do lodo pela adição de cal preconizada pela EPA (1992) envolve a adição de quantidades suficientes de cal para alcançar/ ultrapassar e manter o pH 12 pelo período mínimo de 2 horas.

Um sistema de caleação para o lodo de esgoto, adequadamente operado, deve ser capaz de:

- reduzir odores;
- eliminar/reduzir patógenos;
- melhorar as características de desaguamento do lodo;
- reduzir valores de nitrogênio, resultante da remoção da amônia;
- aumentar a alcalinidade total.

A principal desvantagem do uso da cal em relação aos outros métodos de desinfecção, como o térmico, é a agregação de volume (sólidos) e a limitação do uso do lodo tratado com a cal em solos com pH elevado.

4.2.1.2 Perdas de Nitrogênio

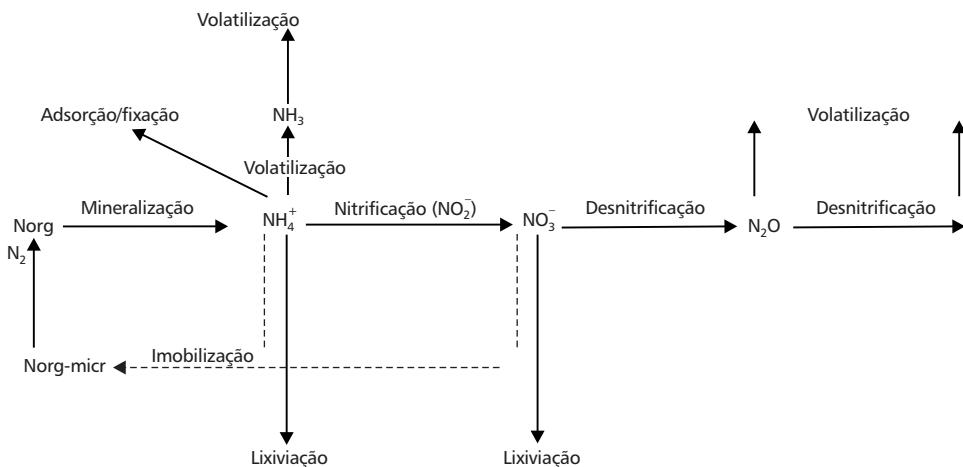
O nitrogênio (N) apresenta um acentuado e complexo dinamismo no sistema solo, caracterizado por sua alta mobilidade e diversas reações de transformação mediadas por microrganismos, muitas vezes ocasionando perdas sob a forma nítrica, por intermédio de lixiviação, e sob formas gasosas, por intermédio de volatilização.

O elevado dinamismo dificulta a disponibilização do N ao alcance das raízes, necessitando, muitas vezes, de adubações mais pesadas e fracionadas desse nutriente, o que encarece os custos de produção.

As formas orgânicas correspondem a aproximadamente 98% do N existente no solo, estruturalmente relacionadas a aminoácidos, proteínas, aminoacúcares, amidos, ácidos nucléicos e, ainda, associadas a polímeros. Segundo Tisdale *et al.* (1985), em torno de 50% da natureza química do N presente em formas orgânicas ainda é desconhecida. As formas minerais de N são amônio, nitrato e quantidades ínfimas e bastante instáveis de nitrito. Outra forma de N é o gás N₂, presente na atmosfera do solo. Este somente assume importância como fonte de N no solo por meio de processos de fixação biológica (Figura 4.1); (Vale *et al.*, 1997).

O uso de resíduos de esgotos como fonte de matéria orgânica no solo é uma prática cada vez mais comum, principalmente em áreas próximas a centros urbanos. A utilização criteriosa de lodo como fonte de N na agricultura, além do baixo custo como fomento à produção, é extremamente relevante do ponto de vista econômico e ambiental, pois representa uma possibilidade de solução para o problema de disposição final do biossólido no ambiente. Trabalhos recentes demonstraram altos teores de N (chegando a até 5% de N-total) no lodo de esgoto (Douglas & Magdoff; 1991; André, 1994; Fernandes & Andreoli, 1997).

O lodo de esgoto também pode se comportar como um condicionante de solo devido ao alto teor de matéria orgânica, e como fonte de vários outros nutrientes de interesse para a nutrição de plantas.



Fonte: Broadbent (1986).

Figura 4.1 Principais transformações de nitrogênio no solo.

Mineralização

A conversão de N orgânico a formas minerais geralmente acontece de forma rápida em solos com altos teores de matéria orgânica, obviamente influenciada por fatores climáticos, físicos e biológicos.

A caleação, como técnica de higienização do lodo, figura dentre estes fatores. Apesar do forte poder tampão exercido pela matéria orgânica, o uso de óxido de cálcio nos processos de higienização provoca reações que alteram o equilíbrio do meio, principalmente em relação ao pH e à temperatura.

De acordo com Mello *et al.* (1983), pelo fornecimento de prótons H⁺ ao solo, a matéria orgânica tende a acidificar o meio, embora o caráter de tamponamento conferido pela porção humificada promova uma baixa dissociação de íons H⁺ dos ácidos orgânicos e fenóis.

A taxa de mineralização é influenciada também pela relação C/N do material orgânico. Segundo Tisdale *et al.* (1985), em razões maiores que 30/1 ocorre imobilização de N; em razões entre 20 e 30 pode haver tanto imobilização como mineralização; e em razões menores que 20/1 usualmente ocorre mineralização.

A umidade é outro fator condicionante da quantidade mineralizada. Segundo Hirose & Kumada (1963), a taxa de mineralização aumenta com a elevação da umidade, observando limites entre 50% e 90% da capacidade de retenção.

O conteúdo de N-total em lodo de esgoto é extremamente variável, dependendo diretamente da composição química da matriz, do grau e do processo de digestão. Em trabalho conduzido por Magdoff & Amadon (1980), constatou-se que mais de 55% do N-orgânico adicionado foi mineralizado no primeiro ano após a aplicação. Magdoff & Chromec (1977) observaram que, após 13 semanas, em lodo digerido anaerobicamente houve mineralização de 14% a 25% do N-orgânico. Quando a fonte utilizada foi lodo digerido sob condições aeróbicas, a mineralização foi de 36% a 61%. Hsieh *et al.* (1981) observaram variações na taxa de nitrificação em função da umidade, quantidade de lodo, tipo de tratamento e tempo de incubação, constatando que a nitrificação aumenta significativamente a partir da segunda semana. Houve também maiores ganhos na quantidade de N mineralizado à medida que foram aumentadas as doses de lodo aplicado. Outro aspecto observado por Hsieh *et al.* (1981) foi a maior intensidade de mineralização no tratamento de lodo digerido em relação ao tratamento de lodo ativado.

As formas nítricas e amoniácais são as formas preferencialmente absorvidas pela maioria das plantas superiores. A habilidade de absorção apresentada pelas plantas, por uma ou outra forma de N, é diferenciada entre as espécies vegetais. Broadbent (1986) cita que as formas nítricas e amoniácais promovem respostas fisiológicas diferentes dentro da planta, além disso, a redução do nitrato dentro da planta promove gastos de energia.

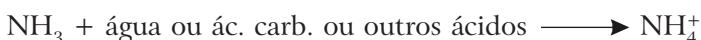
A decomposição é um processo dinâmico e intenso, no qual atuam vários grupos de microrganismos heterotróficos. Os produtos da atividade de um grupo de microrganismos são trabalhados posteriormente por outro grupo. Essas sucessivas decomposições acontecem enquanto as condições de ambiente permitem que tais processos se realizem.

Amonificação

O pH de lodo bruto geralmente apresenta-se em condições ácidas. Em tal faixa de pH, estão presentes em maior quantidade formas amínicas e amoniácais em relação às formas nítricas. Portanto, as formas amoniácais são os primeiros produtos da decomposição que são significativamente absorvidos pelas plantas.

A ammonificação é promovida por diversos organismos, entre eles bactérias, fungos e actinomicetos.

Segundo Clapp *et al.* (1986), a forma amoniácal ($\text{N}-\text{NH}_4^+$) corresponde a algo em torno de 30% do N presente em lodos produzidos anaerobicamente.



O íon amônio formado pode ser: i) convertido em nitrato; ii) absorvido por microrganismos ou plantas; iii) retido como íon trocável; iv) perdido do sistema solo; e v) fixado por argilas (principalmente 2:1) ou pela matéria orgânica.

Nitrificação

O processo caracteriza-se pela ação de bactérias nitrificantes, que promovem a transformação de amônia trocável em nitrato. Eventualmente, a nitrificação pode ser promovida por algumas espécies de fungos (*Aspergillus* sp.) ou, ainda, por processos fotoquímicos, estes, sobretudo, em regiões próximas aos trópicos (Mello *et al.*, 1983). O processo de nitrificação dependerá de condições favoráveis para sua realização, relacionadas à disponibilidade de oxigênio e pH próximo a 8,5. O processo é preferencialmente promovido por bactérias do gênero *Nitrosomonas* (fase A) e bactérias do gênero *Nitrobacter* (fase B), em condições de aerobiose (oxigênio molecular); isto exige boas condições de aeração do meio. Assim sendo, bioassídios com teores de umidade extremados (segura ou capacidade de campo) têm o processo de nitrificação dificultado.

A passagem do íon nitrito a nitrato acontece de forma bastante rápida, impedindo assim o acúmulo desse íon, visto que o nitrito é tóxico às plantas.



De acordo com Tisdale *et al.* (1985), os fatores que afetam a nitrificação são: i) suprimento de NH_4^+ ; ii) população de organismos nitrificantes; iii) pH do meio; iv) aeração; v) umidade; e vi) temperatura.

Proporcionalmente ao aumento de pH acontece o aumento da oxidação de N-NH_4 a N-NO_3 , alcançando um ótimo pH para nitrificação em torno de 8,5. Em trabalho de Williams *et al.* (1987), constatou-se maior presença de N-NO_3^- em solos com pH mais elevado tratados com bioassídio doméstico, comparados a solos tratados com bioassídio industrial, nos quais a acidez foi mais elevada e houve maior presença de N sob a forma NH_4^+ . O processo de higienização com CaO freqüentemente promove elevadas taxas de oxidação de N, devido à rápida elevação do pH. Em experimento com lodo caleado realizado por Anjos (1999), apesar de o bioassídio utilizado advir de tratamento anaeróbico, quase a totalidade do N (97%) estava sob a forma nítrica, evidenciando a influência do pH sobre a nitrificação. Segundo Brady (1989), o pH pode exercer influência sobre a nitrificação, alterando o processo em solos com abundância de bases trocáveis, mas é relativamente deficiente em solos mais ácidos.

Segundo Tisdale *et al.* (1985), as condições para ter uma maior nitrificação são: concentração de oxigênio no solo em torno de 20%, umidade com 1/3 da capacidade de campo e temperatura ótima entre 30 e 35°C.

A formação de nitrato acontece após a fase de intensa decomposição, tendo como destino a absorção por plantas superiores e microrganismos, ou desni-

trificação, ou, ainda, perdendo-se no solo principalmente por lixiviação. De acordo com Brady (1989), os nitratos não são adsorvidos pelos colóides de carga negativa, os quais dominam a maioria dos solos, ficando sujeitos à lixiviação. Mello *et al.* (1983) cita que a lixiviação promove perdas de NO_3^- , NH_4^+ e NO_2^- . No entanto, as duas últimas formas são desprezíveis, uma vez que o NO_2^- se apresenta em baixas concentrações e NH_4^+ mostra boa capacidade de retenção.

A nitrificação é um processo acidificante do solo, quer pela nitrificação das formas amoniacais provindas da decomposição da matéria orgânica, quer pela própria adição de adubos amoniacais passíveis de nitrificação (Tabela 4.3).

Tabela 4.3 Efeitos de fontes e doses de N sobre o pH do solo.

Aplicação de N (kg/ha)	Profundidade (cm)	pH devido ao emprego dos adubos		
		NaNO_3	$(\text{NH}_4)\text{SO}_4$	$\text{CO}(\text{NH}_2)$
0	0-20	6,11	5,85	5,76
50	0-20	6,59	4,99	5,47
100	0-20	6,88	4,22	5,39
150	0-20	7,18	4,00	5,15
200	0-20	7,56	3,87	4,89

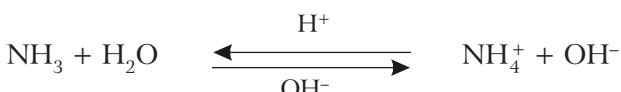
Fonte: Mello & Andrade (1973).

Volatilização

Perdas de N sob formas gasosas (NH_3 , NO , N_2O e N_2) podem eventualmente ocorrer no sistema solo-planta. A amônia (NH_3) é a forma pela qual são contabilizadas as maiores perdas.

Segundo Mello *et al.* (1983) e Henry *et al.* (1999), algumas condições favorecem volatilizações de amônia, como: i) concentrações elevadas de sais amoniacais próximos à superfície; ii) pH maior que 7; iii) temperatura elevada; iv) superfície de contato solo-atmosfera; v) déficit de saturação do ar em NH_3 ; vi) baixo teor de umidade; vii) rápida evaporação de água; viii) baixa CTC; ix) natureza do sal amoniacal; e x) forma de aplicação (incorporação e período).

Quando as condições do meio se tornam mais alcalinas, maiores quantidades de N podem ser perdidas por volatilização sob a forma de amônia (NH_3). No entanto, sob condições de acidez, praticamente toda amônia é convertida à forma iônica:



A forma gasosa amoniacal disponibilizada pelo processo de decomposição da matéria orgânica em condições normais tem relativamente pouca importância

econômica, principalmente em ambientes em que os processos de decomposição e nitrificação são intensos.

A amônia perdida por volatilização pode ser proveniente da mineralização da matéria orgânica, de processos de desnitrificação ou, ainda, de fertilizantes amoniacais aplicados.

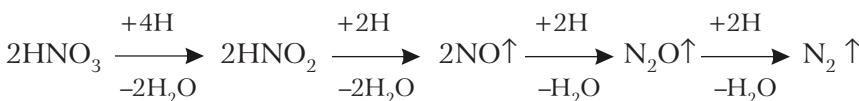
Em relação aos fertilizantes, as fontes amoniacais promovem maiores perdas de N por volatilização devido às fases intermediárias do processo de nitrificação, porém, estas perdas somente adquirem importância econômica em pH maiores que 7. Mesmo com incorporações em profundidade, pequenas perdas são observadas (Tabela 4.4).

Tabela 4.4 Nitrogênio perdido por volatilização de NH₃, em 7 dias, a partir de 200 mg de N aplicados/100 g de solo (com 25% da capacidade de retenção de umidade).

Solo	Meio	N perdido por volatilização (%)	
		Sulfato de amônio	Uréia
A	Laboratório	0,7	30,2
B	Laboratório	1,4	21,6
C	Laboratório	2,4	12,2
A	Campo	0,7	22,5
B	Campo	0,9	17,1
C	Campo	0,9	16,4

Fonte: Fassbender (1975).

Em condições específicas de anaerobiose, generalizada ou localizada, pode ocorrer desnitrificação (transformação de nitrato em nitrogênio elementar), causada por bactérias facultativas capazes de usar nitrato como acceptor de hidrogênio em lugar de oxigênio:



Alguns fatores podem afetar a taxa de desnitrificação, como: i) natureza da matéria orgânica presente; ii) teor de umidade; iii) pH do solo; iv) temperatura do solo; e v) nível e forma do N-inorgânico presente (Tisdale *et al.*, 1985).

No processo de desnitrificação, NO e N₂O também podem ser gerados e, então, perdidos por volatilização. Em biossólidos em que o teor de água é alto e, consequentemente, a aeração deficiente, ou mesmo em lodo produzido sob condições anaeróbias, o processo de desnitrificação passa a ter maior importância.

Há ainda outros processos menos expressivos em que N pode ser perdido do solo por volatilização. Entre eles, a reação entre ácido nitroso e aminas, sais de amônio ou amônia, em que o gás desprendido é N-elementar (N_2). E, ainda, a exsudação pelas plantas de compostos contendo N, em que há possibilidade de volatilização.

Considerando o uso do lodo de esgoto, algumas medidas podem minimizar as perdas por volatilização: i) utilização de formas mais líquidas, visto que promovem maior contato “fertilizante-solo”, facilitando a adsorção de NH_4^+ ; ii) impedimento da promoção de alcalinidade elevada; iii) manutenção de condições adequadas de umidade (próxima à capacidade de campo), aeração (< 20% de O_2) e temperatura (< 30°C); iv) incorporação da fonte-lodo ao solo; e v) promoção da retenção de gases voláteis de N e retorno destes ao meio por condensação.

4.3 Operacionalização dos Processos de Higienização Alcalina

4.3.1 Sistemas de Médio e Grande Porte

Consideramos, neste caso, estações de tratamento com capacidade acima de 50 mil habitantes, em que os equipamentos para caleação de lodo são fixos. A cidade de Curitiba, capital do Estado do Paraná, conta com duas estações de grande porte, a ETE Belém e a ETE Atuba Sul, tratando juntas o esgoto de 1.225.000 pessoas/dia. Os processos utilizados para o tratamento do esgoto nas duas estações são diferentes, pois a ETE Belém conta com um sistema de aeração prolongada tipo carrossel e a ETE Atuba Sul atualmente é constituída por 16 unidades de Reatores Anaeróbios de Lodo Fluidizado (Ralf).

O sistema aeróbio possui um adensador de lodo, com a finalidade de aumentar o teor de sólidos, passando posteriormente para a prensa desaguadora contínua, em que o material atinge um teor médio de 13% de sólidos e gera um lodo estabilizado aerobiamente com descarga contínua.

Para eliminar o risco associado aos patógenos, a higienização é realizada na própria estação, adotando sempre critérios e práticas seguros para a utilização agrícola desse lodo. Assim, a desinfecção na ETE Belém é feita pelo processo da caleação na proporção de 50% em relação ao peso seco do lodo, eliminando completamente a maioria dos microrganismos monitorados.

Para maior eficiência desse processo em estações que apresentam uma produção elevada e contínua de lodo, foi instalado e já está em funcionamento um sistema integrado de silo, dosador e misturador de cal. Assim, o lodo que sai da prensa desaguadora passa pelo sistema transportador e é misturado à cal em uma proporção de 50% do peso seco do lodo.

O processo aeróbio resulta em um lodo com 15% a 20% de sólidos, sendo conduzido até uma unidade misturadora de cal virgem com a finalidade de higienizar o lodo. Para alimentar o sistema de mistura lodo-cal, há um silo de cal virgem ao lado do prédio de secagem de lodos.

Essa mistura lodo-cal é armazenada em “pátio de cura” para garantir um período de contato adequado (entre 30 e 60 dias), a fim de produzir um material agrícola de melhor qualidade.

O tratamento com a cal também atua na estabilização química do lodo, reduzindo muito os problemas de odor, com odores menores que outros resíduos de origem animal.

4.3.2 Sistemas de Pequeno Porte

A otimização dos procedimentos de caleação em estações de tratamento de esgotos é necessária e imprescindível para que a prática da higienização seja incorporada às regras operacionais das estações de tratamento. A realização de testes de mistura do lodo com a cal por meio de equipamentos como a betoneira e o misturador de lodo móvel, desenvolvido no âmbito do PROSAB com o objetivo de desenvolver padronizações para o procedimento da caleação em estações de pequeno porte com produção descontínua de lodo, garante uma boa homogeneização da mistura, fator indispensável para a desinfecção.

O sistema de desaguamento comumente adotado para as estações de pequeno porte é o leito de secagem, que depende do uso intensivo de mão-de-obra. Para aumentar a racionalidade e a eficiência do uso da mão-de-obra, foi adaptada ao misturador móvel uma esteira mecânica que possibilita realizar a higienização na mesma operação de retirada do lodo do leito de secagem.

4.3.2.1 Caleação com Betoneira

No leito de secagem observa-se um processo de secagem diferencial em que a parte superior do perfil de lodo, mais exposta ao vento e aos raios solares, possui uma umidade significativamente menor que a parte inferior do perfil. A porção mais seca, ou todo o lodo com menos de 50% de umidade, quando introduzida na betoneira, tende a formar torrões que não se desfazem facilmente, não permitindo uma mistura adequada em seu interior e, portanto, dificultando o contato da cal com os agentes patogênicos.

A falta de contato da cal com o lodo permite a manutenção de consideráveis fontes de inóculo de diversos agentes patogênicos na massa. Em muitas situações em que a umidade média do lodo no leito se encontra no ponto ótimo de caleação, em torno de 60%-65% de umidade, a parte superior apresenta-se em torno de 45% e a inferior, em torno de 75% de umidade. Assim, a moagem é indispensável para garantir a boa homogeneização e a eficiente desinfecção.

O uso da betoneira para a mistura do lodo com a cal é mais indicado que a mistura manual, realizada de forma semelhante à confecção de argamassa na construção civil. Em uma betoneira média adiciona-se uma quantidade aproximada de 80 kg de lodo e cal, na proporção escolhida, que deve ocupar aproximadamente 40% do espaço interno da betoneira. A mistura deverá ser feita por um tempo mínimo de três minutos, ou quando a cal estiver visivelmente homogeneizada à massa. A coloração do lodo, inicialmente escura, passa a cinza

homogênea. Os resultados de análises parasitológicas do lodo caleado com betoneira, a 50% de peso seco, têm apresentado eficiência de 100% na desinfecção somente após um período de 60 dias.

Testes realizados pela SANEPAR mostram a ineficiência do uso de betoneira como sistema de mistura do lodo com a cal, pois o produto final apresentou grandes quantidades de torrões e mosqueados, não sendo considerado um parâmetro de sistema de homogeneização da mistura, pois a presença de torrões de lodo seco, com cujo interior a cal não teve contato, aumentou as chances de preservação dos patógenos, exigindo longos períodos de estocagem para o material alcançar níveis aceitáveis de higienização.

Assim, para a otimização do sistema de mistura, o lodo deve passar por um processo de moagem para que o contato com a cal se torne mais eficiente.

4.3.2.2 Caleação com Misturador

Protótipo Desenvolvido

Para otimizar e padronizar a caleação do lodo de esgoto, principalmente em estações de pequeno porte, as pesquisas do PROSAB desenvolveram dois protótipos, que são equipamentos alternativos adaptados de marombas empregadas no processamento da argila em olarias. O equipamento adaptado é fixado sobre uma carreta-engate a fim de facilitar o transporte por um caminhão de pequeno porte, resultando no aumento da eficiência do manuseio do lodo na caleação, otimização e redução de custos com equipamentos que poderão atender a diversas estações, garantia de boa homogeneização da mistura do lodo com a cal, melhoria da padronização do produto final e melhoria das condições operacionais para a proteção dos trabalhadores.

Os protótipos desenvolvidos são constituídos por um misturador de dois eixos com facas, responsáveis pelo destorroamento e pela mistura para homogeneizar o lodo com a cal.

O primeiro protótipo foi originalmente constituído por motor elétrico 20 CV, 1.750 rpm trifásico, que exigiu adaptações na parte elétrica da Estação de Tratamento de Esgotos para que o equipamento funcionasse perfeitamente, incluindo uma rede elétrica trifásica. Como os projetos elétricos das estações não são padronizados, o uso desse equipamento exigiria adaptações na maioria das ETEs. Por essa razão, foi necessário substituir o motor elétrico por um motor à gasolina, uma vez que a maioria das pequenas ETEs não possui sistema trifásico. A Figura 4.2 ilustra o protótipo em funcionamento, efetuando a caleação do lodo.

Para o processo de caleação do lodo, o leito de secagem de 50 m² (10 m × 5 m) foi dividido em quadrantes de 1 m², baseando-se nos seguintes parâmetros: teor de ST(%) – 50%, densidade do lodo (0,8 kg/L), volume de lodo no leito de secagem (2,5 m³), massa do lodo no leito (2.000 kg) e dosagem de cal virgem (50%). Assim, 20 kg/m² de cal virgem foram aplicados superficialmente em cada quadrante do leito de secagem. Após a aplicação da cal virgem, o lodo foi retirado

com pá, juntamente com a cal, para o carregamento do equipamento por meio da esteira transportadora.



Figura 4.2 Imagem do misturador, efetuando a mistura de cal e lodo.

O motor a combustão utilizado foi um VW 1.300, com aproximadamente 46 HP, suficiente para a operação do triturador e da tomada de força para a esteira. O sistema de refrigeração é a ar, dispensando o radiador, contudo a rotação de trabalho deve ser baixa a fim de reduzir o aquecimento e promover a economia de combustível.

A faixa de operação, com o motor e o sistema de redução usado, é a utilização de 1^a e 2^a marchas e, eventualmente, a 3^a marcha, se o material a ser processado for leve e se desejar um alto rendimento na operação da mistura (maior velocidade de mistura). Outro aspecto importante na mudança do sistema de redução, de roda-guia para caixa de redução, é a segurança dos operadores e trabalhadores.

Na adaptação do motor VW 1.300, foi necessária uma mudança no sistema de redução de velocidade entre o motor e os eixos do misturador, pois a rotação requerida para a operação de mistura é de 30 a 60 rpm dos eixos no misturador e a faixa de rotação de entrada na caixa de redução existente no misturador é de 95 a 190 rpm.

Neste primeiro protótipo ainda foram realizadas algumas alterações, como o aumento da abertura da caixa de saída do lodo e o rebaixamento do pára-choque para facilitar a saída do lodo já misturado com a cal.

O segundo protótipo foi desenvolvido utilizando-se o mesmo princípio de mistura (maromba de dois eixos com facas), fixado em uma carreta-engate a fim de facilitar o transporte do equipamento entre as ETEs. A força motriz do equipamento é um motor a diesel Agrale modelo M85 com 2.300 rpm e 6,7 KW, que foi reaproveitado de carretas “limpa-fossa” que estavam desativadas, assim, somente o motor e a carreta-engate do equipamento limpa-fossa foram utilizados, ao qual foi acoplada uma maromba igual à do primeiro protótipo, com o mesmo objetivo de misturar e homogeneizar o lodo com a cal.

Os testes do protótipo com motor a gasolina foram realizados em Guarapuava e, com motor a diesel, na Estação de Tratamento de Esgotos em Foz do Iguaçu, PR.

Parâmetros Avaliados

Tempo de Carregamento do Lodo no Equipamento

Considerando a participação de dois operários, a eficiência da mão-de-obra com esteira rolante para o primeiro protótipo, utilizando motor a gasolina, foi de aproximadamente 3 m³/h. Para o segundo protótipo, sem o uso da esteira rolante, a eficiência da mão-de-obra, considerando a participação de dois operários, foi de cerca de 2,6 m³/h. Este resultado, quando comparado ao do primeiro protótipo, demonstra o aumento da eficiência da mão-de-obra com o uso da esteira acoplada ao misturador.

Tempo de Mistura

Como demonstram os resultados apresentados na Tabela 4.5, a eficiência de homogeneização do primeiro protótipo, levando em consideração o tempo de mistura, foi de aproximadamente 2,3 m³/h.

A eficiência para o segundo protótipo foi de 9,23 m³/h. Observa-se um rápido processamento, porém uma baixa qualidade, na homogeneização da mistura. Essa baixa qualidade se deve à falta de uma placa de retenção de resíduos na parte traseira da caixa de mistura, o que possibilitaria um tempo maior de mistura do produto.

Homogeneização

Para os testes de homogeneização do material, foram realizadas avaliações de temperatura, pH, Ca, Mg, granulometria do material processado por meio de peneiras com diâmetro de 6 mm e verificação visual com a presença de torrões e mosqueados. Nos testes realizados com o primeiro protótipo com motor elétrico e, posteriormente, com motor a gasolina, a temperatura alcançada no lodo ficou em torno de 51°C, com baixa variação de temperatura, e o pH das amostras nos testes variaram entre 11,8 e 13, indicando uma boa homogeneização da mistura.

A avaliação visual não constatou a presença de torrões e mosqueados, e a granulometria apresentou uma média de 57,64% de peneirado a 6 mm com pequenas variações entre as amostras. As análises realizadas de Ca e Mg também apresentaram variações entre os testes, comprovando uma alta eficiência de mistura pelo equipamento.

Tabela 4.5 Avaliações dos parâmetros de carregamento e homogeneização do primeiro protótipo misturador, utilizando motor a gasolina.

Amostras	Parâmetros de carregamento		Parâmetros de homogeneização					
	Tempo (min.)	Tempo mistura (min.)	Visual	Temp. (°C)	pH	Ca mmol _c .kg ⁻¹	Mg mmol _c .kg ⁻¹	Granul. (6 mm) (%) peneirado
1	2	4	ST/SM	52	12,39	0,111	0,068	61,18
2	2	5	ST/SM	50	12,42	0,116	0,074	50,47
3	2	9	ST/SM	50	12,47	0,124	0,077	54,50
4	3	4	ST/SM	50	12,10	0,113	0,071	65,00
5	3	6	ST/SM	53	12,00	0,114	0,069	56,48
6	3	4	ST/SM	55	13,00	0,102	0,063	62,00
7	5	6	ST/SM	50	11,90	0,107	0,067	60,00
8	5	4	ST/SM	50	12,30	0,122	0,074	53,30
9	5	5	ST/SM	50	12,00	0,125	0,081	52,20
10	6	5	ST/SM	50	11,80	0,097	0,063	61,30
Média	3,6	5,20		51	12,24	0,113	0,071	57,64
CV		29,79		3,46	2,90	8,19	8,3	8,49

ST = Sem torrão.

SM = Sem mosquitoado.

Nos testes realizados utilizando-se o segundo protótipo, as análises de Ca e Mg e da própria granulometria apresentaram uma grande variação, justificando a necessidade de adaptação na placa de retenção traseira, fazendo com que o tempo de mistura do material seja aumentado, a fim de que haja a destruição dos torrões e, consequentemente, uma mistura mais homogênea.

A comparação entre os dois protótipos verificou um consumo médio de gasolina de 20 litros/dia e, para o motor a diesel, um consumo de apenas 1 litro/dia, representando em valores uma diferença aproximada de R\$ 1,7 por m³ de lodo processado, uma vez que os custos com manutenção e mão-de-obra seriam os mesmos para ambos.

O equipamento misturador a ser adotado definitivamente será aprimorado com base nos testes realizados com o primeiro protótipo, que apresentou um bom tempo de retenção do material, conferindo maior homogeneidade de mistura e garantindo uma melhor higienização do material, e o motor a diesel será adotado por ser mais econômico.

Procedimentos de Estocagem e Armazenamento do Lodo no Pátio

Após o processamento do lodo, alguns procedimentos deverão ser seguidos, como a estocagem do lodo em pátios adequados com leve declividade e um sistema de drenagem adequado. O lodo deverá ser coberto com uma camada fina de cal virgem e lona plástica preta, a fim de evitar problemas de odor e atração de vetores, reduzir as perdas de N por volatilização e, principalmente,

evitar o umedecimento do lodo pela precipitação atmosférica. O lodo deverá permanecer armazenado por um período entre 30 e 60 dias (em função da dosagem de cal), a fim de que se processem todas as reações químicas de estabilização e eliminação dos microrganismos patogênicos.

4.4 Uso da Energia Solar e Biogás

Para que uma espécie possa sobreviver e se multiplicar em dada situação necessita encontrar no meio todos os materiais e condições indispensáveis a sua fisiologia. De acordo com Rey (1991), para os helmintos, dentre os agentes físicos mais importantes como fatores limitantes, deve-se destacar a temperatura, a luz, o oxigênio e a água ou a umidade, estando esta diretamente relacionada à temperatura. A ação da temperatura (por meio do aquecimento solar ou outra fonte energética) é bastante eficaz contra os helmintos, pois a temperatura faz com que as enzimas, principalmente a albumina, que faz parte da constituição dos microrganismos, diminuam ou percam totalmente a capacidade funcional, pois sua estrutura é modificada pelo efeito térmico.

A umidade, associada à incidência solar e à temperatura, constitui importante fator limitante ao desenvolvimento fisiológico do microrganismo, pois o teor de água do meio pode interferir nos efeitos da temperatura sobre os organismos.

Em relação à umidade do lodo para o processo de higienização, pode-se considerar que cistos de protozoários, ovos e larvas de alguns helmintos pertencentes ao filo dos platelmintos mostram-se geralmente muito mais sensíveis à dessecação quando encontrados no meio exterior, identificando a inter-relação entre a falta de umidade e a inviabilização dos ovos (Rey, 1991).

A perda da umidade em processos que utilizam a temperatura eventualmente destrói ovos de helmintos e cistos de protozoários, mas algumas formas, particularmente *Ascaris* spp., são notavelmente resistentes à dessecação. Processos de estabilização química são parcialmente eficientes na eliminação dos ovos de helmintos, especialmente em relação aos ovos de *Ascaris* spp., que parecem ser os mais resistentes a esses processos. Com isso, o tipo de tratamento aplicado ao lodo digerido e os aspectos de gerenciamento na estação de tratamento, como a estocagem, ganham importância fundamental.

A presença da água, associada à temperatura, também pode promover a inviabilização dos ovos, pois, neste caso, há um aumento da temperatura da água que conduz o calor até a massa de lodo. Por outro lado, uma umidade alta requer quantidades elevadas de calor para alterar a temperatura.

Em relação às temperaturas mais apropriadas para eliminação de ovos de helmintos, sabe-se que temperaturas mesofílicas de até 34°C não são suficientes para a inviabilização dos ovos, que resistem também à dessecação em leitos de secagem, já as termofílicas, acima de 50°C, têm maior efeito sobre os ovos. A digestão termofílica tem provado ser um processo bom e estável na redução da quantidade gerada do excesso de lodo primário e biológico, com eliminação de

N e P, e na diminuição considerável do conteúdo de patógenos do lodo. O processo é muito estável dentro de faixas de temperatura de 50-55°C.

Assim, a temperatura e o tempo de exposição do lodo de esgoto estão diretamente relacionados à redução do número de ovos de helmintos viáveis, contribuindo para a melhoria das condições sanitárias do lodo. Na Tabela 4.6 são apresentados a temperatura e o tempo necessário para a destruição dos organismos patogênicos encontrados no lodo de esgoto.

Tabela 4.6 Temperatura e tempo de manutenção para a destruição de alguns organismos.

Organismo	Tempo (minuto)	Temperatura (°C)
<i>Salmonella typhosa</i>	Instantâneo 30	55 a 60 46
<i>Salmonella</i> spp.	15 a 30 60	60 55
<i>Shigela</i>	60	55
<i>Escherichia coli</i>	5 15 a 20 60	70 60 55
<i>Entamoeba histolytica</i> (cistos)	Instantâneo	68
<i>Taenia saginata</i>	5	71
<i>Trichinella spiralis</i> (larvas)	Instantâneo 60	62 a 72 50
<i>Necator americanus</i>	50	45
<i>Brucella abortus</i>	50	45
<i>Estreptococos</i> fecais	60	70
Coliformes fecais	60	70
<i>Ascaris</i> spp. (ovos)	60 7	55 60

Fonte: EPA (1985).

Em relação à quantidade ou ao volume final a ser disposto, um fator importante ligado ao processamento diz respeito ao processo de higienização. Alguns tratamentos como a compostagem implicam associar o lodo a outro resíduo. Mesmo levando-se em conta que, durante o processo de compostagem há uma perda de matéria orgânica, devido à biodegradação, o volume final do produto a ser disposto é maior que o volume inicial de lodo. O tratamento químico com a cal, normalmente misturado na razão de 50% em relação ao peso de lodo, implica aumento correspondente do peso final a ser disposto. Desta forma, a secagem térmica por energia solar alia alta eficiência na inibição dos ovos com redução do volume inicial do lodo, provocada pela perda de água (Aisse *et al.*, 1999).

4.4.1 Efeitos do Biogás na Higienização do Lodo

As fontes energéticas de baixíssimo custo em sistemas anaeróbios são: a queima dos gases gerados durante o tratamento do esgoto e a energia solar captada pelo efeito estufa. A colocação de filme plástico transparente, visando criar um efeito estufa, também protege os leitos das chuvas. É importante ressaltar que tanto a elevação da temperatura quanto a redução da umidade têm efeito desinfetante.

O biogás é um gás incolor, geralmente inodoro (se não contiver demasiadas impurezas), insolúvel, leve e com fraca densidade que tem o metano como seu principal constituinte energético, chegando a 65% do volume.

A concentração de metano na atmosfera tem aumentado nas últimas décadas, provavelmente por variações nas fontes ou nos reservatórios, porém, as emissões devido às fontes naturais têm se mantido razoavelmente constantes, enquanto as antropogênicas têm aumentado consideravelmente. O manejo de resíduos inclui, como fontes principais de emissão de metano, o tratamento de efluentes e a disposição de resíduos sólidos em aterros sanitários. O tratamento de esgotos domésticos contribui com 7% de metano e os aterros sanitários, com 8% na atmosfera brasileira.

Dentro do sistema de tratamento de esgotos ocorre a transformação de matéria orgânica em diversas substâncias químicas, no decurso da fermentação anaeróbia, processando-se por intermédio da cadeia de degradações sucessivas devido a diferentes tipos de bactérias. A presença da matéria orgânica nos esgotos sanitários é expressa em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), que é um fator determinante do potencial de geração de metano.

A recuperação desse subproduto poluidor liberado pelas Estações de Tratamento de Esgoto, além de incentivar a racionalização do uso dos recursos naturais, minimizando o consumo de matérias-primas e desenvolvendo mecanismos de redução da geração de resíduos, visa otimizar uma matriz energética hoje desperdiçada, conduzindo o biogás para a utilização no próprio sistema, utilizando-o como energia alternativa para o processo de higienização do lodo e canalizando-o até os leitos de secagem.

Estudos realizados pela SANEPAR, na ETE Guaraituba, região metropolitana de Curitiba, mostrou que leitos de secagem utilizando estufa plástica e biogás obtiveram excelentes resultados na higienização do lodo. No aparato experimental, foram colocadas estufas plásticas do tipo “Túnel Hermano” sobre o leito de secagem, foi canalizado o biogás do reator anaeróbio, onde é produzido, até o leito e foram instalados três conjuntos de fogareiro-chapéu sobre duas tubulações de biogás no centro do leito a 0,5 m da superfície do lodo, para queima dos gases gerados no processo de tratamento do esgoto, com o objetivo de aumentar a temperatura interna da estufa.

Porém, para apresentar resultados satisfatórios, o sistema deve estar em perfeito funcionamento na estufa, fazendo com que as chamas permaneçam acesas o maior número de horas possível, o que é fator condicionante à eficiência do

processo. Para a reutilização do biogás em leitos de secagem, a estufa deve receber um reforço em sua estrutura física, pois as temperaturas podem chegar a 90°C, comprometendo a estrutura.

A temperatura atingida no lodo por esse processo pode chegar à 40°C. Evidentemente são valores ainda baixos e insuficientes para inviabilizar todos os ovos presentes no lodo, porém é uma alternativa que favorece a utilização do biogás como fonte energética, além de fazer seu reaproveitamento e impedir sua liberação para a atmosfera. A Tabela 4.7 mostra os resultados obtidos pela SANEPAR utilizando o biogás.

Tabela 4.7 Número de ovos viáveis de helmintos em leito de secagem com estufa e biogás, considerando três descargas realizadas.

Estufa com biogás	
1^a descarga	Nº de ovos viáveis de helmintos/g(MS)
Inicial	13,5
Final	4,93
Redução (%)	63,48
2^a descarga	
Inicial	49,82
Final	3,99
Redução (%)	91,99
3^a descarga	
Inicial	58,43
Final	17,37
Redução (%)	70,27
Média de redução (%)	75,25

Os resultados demonstram uma redução de 63,48% nos ovos viáveis presentes nas amostras para a primeira descarga. Já o resultado da segunda descarga foi bem superior ao da primeira, chegando a 91,99% de redução de ovos, que pode ser explicada pelas ótimas condições de funcionamento do sistema de biogás dentro da estufa, já que as chamas permaneceram ligadas praticamente por um período de 24 horas/dia, com diferenças apenas na intensidade e na quantidade de chamas acesas. Na primeira descarga, as chamas permaneceram ligadas por um período de 10 horas/dia, o que impossibilitou um acúmulo maior de calor dentro da estufa, permitindo seu resfriamento no período da noite. Na terceira descarga, a eficiência caiu para 70,27% de redução de ovos viáveis, que pode ser explicada pelas adaptações das canalizações (aumento do diâmetro), fazendo com que a eficiência diminuisse.

É importante salientar que o biogás apresenta uma produção permanente, porém, em quantidades variáveis, pois é dependente da condição climática, mais especificamente da precipitação. Assim, sua utilização entra no processo aliando fatores econômicos, por intermédio do aproveitamento para recuperação de uma fonte energética pela otimização do processo de higienização, e ambiental, promovendo a diminuição de uma fonte poluidora na atmosfera.

A redução de ovos observada em experimentos usando o biogás, embora não alcance os níveis exigidos pelas normatizações, diminui consideravelmente o risco de contaminação, podendo ser associado a uma caleação com redução significativa na quantidade de cal.

4.4.2 Efeito da Solarização na Higienização do Lodo

Não há relatos na literatura nacional ou internacional sobre a higienização do lodo utilizando um filme plástico diretamente sobre a camada do lodo em leitos de secagem.

O objetivo da cobertura plástica transparente é promover a elevação da temperatura do lodo pela energia solar. Usam-se os mesmos princípios de solarização em solo, considerando que sempre há um gradiente de temperatura no perfil do lodo e, quanto maior a profundidade, menores serão as temperaturas atingidas pelo material em exposição.

A inativação térmica dos diversos patógenos segue, de modo geral, o modelo exponencial, de forma que, quanto menor a temperatura, maior deverá ser o tempo de exposição para ocorrer a inativação das estruturas do patógeno situadas nas camadas mais profundas do material. Parte da população do patógeno morre por efeito direto da elevação da temperatura, especialmente das estruturas localizadas na superfície, onde as maiores temperaturas são atingidas. Assim, recomenda-se realizar o tratamento de solarização durante o período de maior intensidade de radiação solar.

O experimento realizado pela SANEPAR, usando a solarização como mecanismo de higienização do lodo, mostrou que esta pode ser uma técnica de fácil aplicação e custo bastante reduzido como forma de diminuir o potencial de contaminação do lodo. As temperaturas atingidas pela massa de lodo nesse processo mostraram-se superiores aos tratamentos convencionais, empregando apenas leito de secagem. Os resultados se aproximaram muito dos do experimento que utilizou o biogás. O grande inconveniente desse sistema é a quantidade de água acumulada no lodo, pois o plástico colocado diretamente sobre a camada de lodo impede a evaporação da água e sua dispersão na atmosfera. Assim, a quantidade de água remanescente no lodo, ao final dos 28 dias de experimento, ficou em torno de 76%, muito além do valor usualmente utilizado para a reciclagem agrícola. Essa umidade, além de dificultar o transporte, onera ainda mais o processo.

A Tabela 4.8 mostra os resultados obtidos na Estação de Tratamento de Esgoto Guaraituba com o processo da solarização.

Tabela 4.8 Número de ovos viáveis de helmintos, em leito de secagem com solarização, considerando três descargas realizadas.

Solarização	
1 ^a descarga	Nº de ovos viáveis de helmintos/g(MG)
Inicial	13,5
Final	1,44
Redução (%)	89,33
2 ^a descarga	
Inicial	49,82
Final	6,54
Redução (%)	86,87
3 ^a descarga	
Inicial	58,43
Final3	7,91
Redução (%)	86,46
Média de redução (%)	87,55

Os valores atingidos pela massa de lodo foram mais elevados que o tratamento convencional ou somente com estufa, pois a presença do filme plástico diretamente sobre o lodo não permite a perda de água através da evaporação e conserva o calor acumulado pelas horas de insolação. Além disso, a água, ao contrário do lodo, apresenta uma boa transmissão de calor. A umidade dentro do leito propicia que a água aqueça mais rapidamente o lodo, distribua e conserve o calor.

Em relação aos valores gerais de redução de ovos de helmintos, o emprego da solarização foi mais eficiente que a utilização do biogás. Os resultados mostram que esse processo apresentou uma tendência elevada de inviabilizar os ovos de helmintos. Apesar de a quantidade de ovos ainda estar elevada na segunda e terceira descargas, a porcentagem de redução praticamente se igualou à primeira. Este fato ocorre, provavelmente, porque as descargas apresentam uma quantidade inicial de ovos viáveis muito diferente umas das outras, o que pode ser explicado pelo índice de infestação da população associado à sazonalidade de parasitismo em relação ao próprio ciclo do parasita.

4.4.3 Efeitos da Estufa Plástica na Higienização do Lodo

Há alguns relatos do uso de leitos de secagem com cobertura plástica, principalmente em países europeus, mas o objetivo de sua utilização é impedir a entrada da água das chuvas, para evitar o umidecimento do lodo, e acelerar o processo da secagem. Porém, sua utilização possibilita ainda o uso da energia solar para aquecer o lodo, reduzindo dessa maneira a concentração dos agentes patogênicos.

O mesmo experimento realizado pela SANEPAR, na ETE Guaraituba, também testou a eficiência de estufas plásticas sobre os leitos de secagem como forma de higienização do lodo. Os resultados estão expressos na Tabela 4.9 e podem ser comparados aos leitos que receberam a influência direta da energia solar, definidos aqui como testemunha.

Tabela 4.9 Número de ovos viáveis de helmintos em leito de secagem com estufa plástica considerando três descargas realizadas.

	Estufa plástica	Testemunha
1ª descarga	Nº de ovos viáveis de helmintos/g(MS)	
Inicial	13,5	13,5
Final	5,12	5,71
Redução (%)	62,07	57,70
2ª descarga		
Inicial	49,82	49,82
Final	15,13	9,75
Redução (%)	69,63	80,43
3ª descarga		
Inicial	58,43	58,43
Final	29,09	21,11
Redução (%)	50,21	63,87
Média de redução (%)	60,64	67,33

A estufa plástica sem associação com outro fator de tratamento não demonstrou aumento da eficiência na inviabilização dos ovos de helmintos e também não se mostrou muito diferente dos resultados obtidos pelo experimento em leito de secagem convencional, usando apenas insolação direta. Esses resultados podem ser explicados pelas condições climáticas durante os períodos de avaliação dos tratamentos, que foram favoráveis às condições de sobrevivência dos patógenos. É importante salientar que o leito de secagem sem nenhuma outra forma de acúmulo de calor já é considerado um mecanismo de desinfecção do lodo de esgoto e isso pode ser comprovado pelo bom desempenho dos mesmos na inviabilização dos ovos de helmintos, chegando a 80,43% na segunda descarga.

A temperatura média interna à estufa não ultrapassou 40°C e a temperatura máxima atingida pelo lodo foi de 30°C. Essas temperaturas no ambiente e no lodo tornam-se totalmente favoráveis à sobrevivência dos patógenos, assim como a umidade e o oxigênio presente no lodo. Assim, como mostra a Tabela 4.9, a viabilidade dos ovos foi maior até mesmo no tratamento testemunha que não apresentava cobertura.

Como a temperatura dentro da estufa atingiu altos índices, o lodo também procedeu da mesma maneira, demonstrando a resistência que este apresenta, em aquecer e transmitir o calor.

A elevação da temperatura e o consequente aumento da evaporação resultaram no aumento da umidade relativa no interior da estufa, que foi reduzida com o manejo da mesma por intermédio da abertura das cortinas laterais, para que houvesse a renovação do ar.

4.4.4 Efeito do Revolvimento na Higienização do Lodo

O objetivo do revolvimento, considerando o fator patógeno, é expor as camadas inferiores do perfil do lodo, mais protegidas, à superfície, onde estarão mais suscetíveis ao calor proporcionado pela exposição solar, estufa plástica, solarização e queima de biogás. Estas tecnologias foram utilizadas no experimento realizado pela SANEPAR na Estação de Tratamento de Esgotos Guaraituba.

A finalidade deste estudo foi avaliar o uso do calor na desinfecção do lodo aliado ao processo de revolvimento. Porém, ao mesmo tempo em que esse processo expõe o lodo úmido ao calor, proporciona uma oxigenação da massa de lodo, o que favorece o desenvolvimento dos ovos de helmintos, pois os mesmos sobrevivem em ambiente anaeróbio por longos períodos.

Organismos aeróbios vivendo em um meio pobre em oxigênio, como leitos de secagem sem revolvimento, podem reduzir a densidade da população. Assim, mesmo estando exposto a condições mais amenas de temperatura, os tratamentos sem revolvimento mostram-se muitas vezes mais eficientes na inviabilização dos ovos, uma vez que o ambiente anaeróbio é mais intenso.

Em leitos de secagem convencionais, a energia solar é a única fonte de energia tanto para secagem quanto para higienização, ficando, dessa forma, muito suscetível às condições climáticas da região. Esses leitos não apresentaram resposta ao revolvimento, sendo menos eficientes na inviabilização dos ovos, pois a oxigenação proporcionada pelo revolvimento produziu condições mais apropriadas e favoráveis à sobrevivência dos ovos.

No leitos com estufa plástica, a redução de ovos viáveis chegou a 54,72% com revolvimento e a 60,64% sem revolvimento. Esse resultado pode ser explicado pela exposição superficial dos patógenos a temperaturas ótimas de sobrevivência destes. Essas condições adequadas se devem ao microclima criado pela estufa, pois a temperatura interna média foi de 37°C e a temperatura média do lodo foi de 30°C, além da alta umidade proporcionada pela evaporação da água do lodo após seu aquecimento.

Em leitos com queima de biogás, a média de redução de ovos viáveis em lodo revolvido foi de 79,63% e no lodo sem revolvimento foi de 75,25%. Essa leve tendência no aumento da eficiência do sistema pode ser explicada pelas temperaturas atingidas pelo lodo, proporcionadas pela ação do biogás, chegando a 42°C. Embora as temperaturas do lodo revolvido fossem menores, a temperatura interna à estufa chegou a 90°C, com média de 78°C, portanto, o fator temperatura apresentou ação mais favorável à redução dos ovos que o fator oxigenação. Quando as massas mais úmidas são expostas ao calor proporcionado pelo biogás, mesmo havendo oxigenação (favorável ao microrganismo), o processo apresenta maior eficiência devido ao gradiente térmico criado na massa de lodo, em que as temperaturas superiores são relativamente mais elevadas que as inferiores. Testes isolados de temperatura no perfil do lodo comprovam esse gradiente, pois as camadas superficiais são mais influenciadas pelo calor gerado pela energia solar, biogás e efeito estufa.

Na solarização, o processo de revolvimento não apresentou diferenças quando comparado ao lodo não revolvido, alcançando uma redução de ovos viáveis de 87,71% e 87,55%, respectivamente. Esse fato pode ser explicado pela homogeneidade da temperatura da massa de lodo, da superfície até a camada mais profunda do perfil.

4.5 Efeito da Compostagem na Eliminação de Patógenos do Lodo

O principal mecanismo de eliminação de patógenos do processo de compostagem tem por base a relação dos parâmetros temperatura/tempo de exposição. A própria atividade microbiológica durante a compostagem determina uma elevação natural da temperatura do meio, que, de acordo com a tecnologia empregada, pode atingir 50-60°C em poucos dias.

A elevação da temperatura é também um dos indicadores de que a massa em compostagem está bem equilibrada, de acordo com os limites fixados pelos principais parâmetros físico-químicos que regulam o processo: aeração suficiente, umidade na faixa de 55%-65%, relação C/N entre 20 e 30 e granulometria que permita a circulação do ar na massa em processo de transformação.

A rigor, quanto mais elevada a temperatura, mais rápida será a eliminação de patógenos. Porém, para o processo de compostagem, várias pesquisas mostraram que, acima de 60°C, a atividade microbiológica global do composto tende a cair, reduzindo-se muito por volta dos 70°C, momento em que o meio se torna excessivamente limitante, mesmo a muitos grupos de bactérias termofílicas. Na prática, a temperatura mantida em torno de 60°C parece conciliar a eficiência na eliminação de patógenos com alto nível de atividade microbiológica global.

Outro fator importante a ser considerado é a tecnologia de compostagem empregada. No sistema de leiras revolvidas há um gradiente de temperatura na leira, sendo que na parte externa a temperatura não atinge os níveis letais, pelo contrário, apresenta temperatura favorável a que vários microrganismos voltem

a crescer. Estudos comparativos entre os sistemas de leiras revolvidas e leiras estáticas aeradas mostraram que a segunda alternativa é mais eficaz na eliminação de patógenos. Esta constatação se reflete na Norma EPA 40 CFR part 503, que preconiza temperatura mínima de 55°C por pelo menos três dias para o processo de leiras estáticas aeradas e 55°C por pelo menos 15 dias, com no mínimo 5 revolvimentos nesse período, para o processo de leiras revolvidas.

A fase termófila pode durar de 4 a 5 dias em reatores biológicos (compostagem acelerada) ou até 50 dias em sistemas de leiras revolvidas. A tecnologia de compostagem empregada tem papel fundamental na eficácia do processo para eliminar patógenos. Em sistemas estáticos forma-se um gradiente de temperatura na massa do composto, gerando regiões de maior temperatura que outras, enquanto nos sistemas em que há revolvimento as várias partes da mistura são continuamente misturadas.

De acordo com os critérios da EPA (40 CFR part 503), a compostagem em leiras revolvidas deve apresentar temperatura superior a 55°C por pelo menos 15 dias, devendo haver nesse intervalo pelo menos 4 revolvimentos para que o composto produzido seja classificado como PFPR. Para a técnica de leiras aeradas, esse período fica reduzido a 3 dias, a fim de que o processo possa receber a mesma classificação.

A elevação da temperatura acima de 55°C é fundamental para a boa eliminação de patógenos: a 60°C, a eliminação de coliformes fecais é seis vezes mais rápida que a 55°C. Pelos dados disponíveis na literatura, a temperatura de 60°C alia boa eficiência de eliminação de patógenos à alta taxa de biodegradação da matéria orgânica. Vários estudos comprovaram que, acima de 65°C, a atividade microbiológica tende a decrescer, pois muitos grupos de microrganismos termófilos são inibidos nessa faixa de temperatura.

Outros fatores secundários, porém também importantes na eliminação de patógenos durante a compostagem, dizem respeito à competição entre microrganismos durante a fase de maturação do composto. Embora a compostagem seja altamente eficiente na eliminação dos patógenos primários do lodo de esgoto, também é importante assinalar que durante a maturação pode ocorrer a reinfestação de alguns microrganismos patogênicos ou o crescimento de patógenos ditos secundários, como fungos do tipo *Aspergillus niger*, que representam um risco sanitário aos operários que manipulam o composto já maduro. Neste aspecto, alguns levantamentos realizados nos Estados Unidos mostraram que os alimentos e os cigarros eram as rotas de contaminação mais comum dos operários de estações de compostagem eventualmente contaminados com esses fungos. O uso de EPIs e boa higiene pessoal parecem ser suficientes para eliminar o risco.

4.5.1 Resultados da Compostagem em Leiras Revolvidas na Eliminação de Ovos de Helmintos

Os ovos de helmintos são um dos maiores riscos ligados à utilização agrícola do lodo de esgoto. Em experimentos realizados com misturas de lodo de esgoto anaeróbio e resíduos de podas de árvores na região de Londrina, empregando-se a tecnologia de leiras revolvidas, foi observada a evolução de inviabilização de ovos de helmintos mostrada na Tabela 4.10.

Tabela 4.10 Evolução da porcentagem de ovos de helmintos viáveis em função do tempo, em três leiras de composto.

Dia	Leira 1	Leira 2	Leira 3
	Nº de ovos viáveis de helmintos/g(MS)		
0	37	43	43
7	37	15	22
14	16	15	3
21	5	13	0
28	0	7	0
42	0	0	0
77	0	0	0

Nas três leiras, só após 10 dias a temperatura ultrapassou o patamar de 50°C, mantendo-se depois disso na faixa de 55-60°C por mais de 60 dias. Pode-se observar que na primeira semana houve redução substancial nas leiras 2 e 3, mas a leira 1 não apresentou oscilação.

Até o dia 21 completam-se os 15 dias preconizados pela EPA para que o processo seja classificado como PFRP. A eliminação dos ovos não é total, mas está dentro dos limites estabelecidos pela Norma. Só a partir de 48 dias de compostagem é que a inviabilização de ovos de helmintos é total, o que confere ao composto uma qualidade excepcional.

4.5.1.1 Efeitos da Compostagem Acelerada em Reator Biológico na Eliminação de Coliformes

Em reatores biológicos (*in-vessel*), a eficiência de eliminação de patógenos é maior, pois o meio fica mais homogêneo, sendo submetido de forma mais uniforme às temperaturas da fase termófila. No PROSAB 2 foi desenvolvido um reator piloto com 200 litros de capacidade pela Universidade de Londrina, no qual se observou grande rapidez de eliminação de patógenos durante a fase termófila, com mistura de lodo de esgoto aeróbio e serragem de madeira, como mostra a Tabela 4.11.

Tabela 4.11 Exemplo da elevação da concentração de alguns patógenos no reator piloto PROSAB 2.

Dia	Coliformes fecais	Total de mesófilos	<i>Enterococcus faecalis</i>	Outros microrganismos encontrados
0	5×10^7	$4,8 \times 10^5$	$> 1,6 \times 10^7$	<i>Klebsiella</i> sp. <i>Enterobacter</i> sp. <i>Citrobacter</i> ss.
3	Negativo	$5,5 \times 10^7$	7×10^8	<i>Klebsiella</i> sp. <i>Enterobacter</i> sp.
5	Negativo	$2,1 \times 10^8$	1×10^7	<i>Klebsiella</i> sp. <i>Enterobacter</i> sp.
7	Negativo	$1,4 \times 10^8$	1×10^7	Negativo

Os resultados apresentados são ainda preliminares e não permitem conclusões definitivas, porém são indicadores de que em um meio bem controlado e com temperatura relativamente uniforme, já no terceiro dia do processo, é possível observar a eliminação total dos coliformes fecais.

Embora a compostagem em reator tenha desempenho variável de acordo com a tecnologia empregada, pelo menos em sistemas semelhantes ao piloto testado, espera-se maior eficácia e rapidez na eliminação de patógenos que nos sistemas abertos.

4.6 Referências Bibliográficas

- ABPC – Associação Brasileira dos Produtores de Cal (1998). *Informativo*. Editora Pini.
- AISSE, M.M.; ANDREOLI, F.N. de (1999). *Estudo da desidratação do lodo anaeróbio, obtido em reatores tipo RALF, através do uso de leito de secagem e de centrífuga tipo decanter*. Sanare, v.11, n.11, p.37-43.
- ANDRÉ, E.M. (1994). *Atividade biológica do solo e disponibilidade de nutrientes e metais pesados para a cultura do sorgo granífero em solo acrescido de lodo de esgoto*. Jaboticabal, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Unesp, Trabalho de Graduação.
- ANJOS, A.R.M. dos (1999). *Lixiviação de espécies químicas em latossolos sucessivamente tratados com biossólido e disponibilidade de metais pesados para plantas de milho*. Piracicaba. Tese (Doutorado). ESALQ – Escola Superior de Agric. Luiz de Queiroz.
- BRADY, N.C. (1989). *Natureza e propriedades dos solos*. 7ed. Rio de Janeiro.
- BROADBENT, F.E. (1986). Effects of organic matter on nitrogen and phosphorus supply to plants. In: CHEN, Y.; AVNIMELECH, Y. eds. *The role of organic matter in modern agriculture*. Holanda, 306p.
- CLAPP, C.E.; STARK, S.A.; CLAY, D.E. (1986). Sewage sludge organic matter and soil properties. In: CHEN, Y.; AVNIMELECH, Y. *The role of organic matter in modern agriculture*. Nethearlands, Martinus Nijhoff, p.209-253.

- DOUGLAS, B.F.; MAGDOFF, F.R. (1991). An Evaluation of Nitrogen Mineralization Indices for Organic Residues. *J. Environ. Qual.*, v.2, p.368-372. April-Jun.
- ESTADOS UNIDOS. Environmental Protection Agency (1992). *Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge under*. Washington, DC. (EPA, n.40, CFR part 503).
- ESTADOS UNIDOS. Environmental Protection Agency (1985). *Health effects of land application of municipal sludge*. Washington, DC. (EPA, n.1-85/015).
- FASSBENDER, H.W. (1975). *Química de Suelos*. IICA, Turrialba, 398p.
- FERNANDES, F.; ANDREOLI, C.V. (1997). *Manual técnico para utilização agrícola do lodo de esgoto no Paraná*. Curitiba.
- FERNANDES, F.; LARA, A.I.; ANDREOLI, C.V.; PEGORINI, E.S. (1999). Normatização para a reciclagem agrícola do lodo de esgoto. In: *Reciclagem de Biossólidos: Transformando problemas em soluções*. Curitiba, SANEPAR, FINEP.
- GONÇALVES, R.F.; LUDOVICE, M. (2000). Alternativas de minimização da produção e desaguamento de lodo de esgoto. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. orgs. *Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto*. Campinas, SP, EMBRAPA Meio Ambiente, p.25-44.
- HAYS, B.D. (1977). Potential for parasitic disease transmission with land application of sewage plant effluents and sludge. *Water, Res., Onon*, v.11, p.583-595.
- HENRY, C.; SULLIVAN, D.; RYNK, R.; DORSEY, K.; COGGER, C. (1999). *Managing nitrogen from biosolids*. Washington. Northwest Biosolids Management Association.
- HIROSE, S.; KUMADA, K. (1963). Mineralization of native organic nitrogen. *Journal Soil Sci*, Tokyo, v.34, p.339-344.
- HSIEH, Y.P.; DOUGLAS, L.A.; MOTTO, H.L. (1981). Modeling sewage sludge decomposition in soil: II. Nitrogen transformations. *Journal Environ. Qual.*, v.10, n.1, p.59-64.
- MAGDOFF, F.R.; AMADON, J.F. (1980). Nitrogen availability from sewage sludge. *Journal Environ. Qual.*, v.9, p.451-455.
- MAGDOFF, F.R.; CHROMEC, F.W. (1977). Nitrogen mineralization from sewage sludge. *Journal Environ. Sci. Health.*, v.A12, p.191-201.
- MELLO, F.A.F.; BRASIL SOBRINHO, M.O.C.; ARZOLLA, S.; SILVEIRA, R.I.; NETTO, A.C.; KIEHL, J.C. (1983). *Fertilidade do solo*. 2.ed. Piracicaba.
- MELLO, F.A.F; ANDRADE, R.G. (1973). *Revista Agrícola*. p.48-49.
- REY, I. (1991). *Parasitos e doenças parasitárias do homem nas Américas e na África*. 2.ed. Rio de Janeiro, RJ, Guanabara Koogan S.A., 731p.
- TISDALE, S.L.; NELSON, W.L.; PEATON, J.D.; HAVLIN, J.L. (1985). *Soil fertility and fertilizers*. 5.ed. New York.
- VALE, F.R.; GUILHERME, L.R.G.; GUEDES, G.A. de A.; FURTINI NETO, A.E. (1997). *Fertilidade do solo: dinâmica e disponibilidade dos nutrientes de plantas*. UFLA/FAEPE, 171p.
- WILLIAMS, D.E.; VLAMIS, J.; PUKITE, A.H.; COREY, J.E. (1987). Metal movement in sludg-amended soils: a nine year study. *Soil Science*, v.143, n.2, p.124-131.

SEÇÃO 2

Processamento de Lodos de Estações de Tratamento de Água (ETAs)

João Sérgio Cordeiro

Os sistemas de tratamento de água de abastecimento possuem características que os identificam em qualquer indústria na qual determinada matéria-prima é trabalhada, por intermédio de diversas operações e processos, resultando em um produto final. Esses sistemas geram resíduos em diversas etapas, os quais podem possuir as mais diferenciadas características, relacionadas à matéria-prima, aos produtos químicos adicionados, ao layout da estação, às etapas definidas no projeto, às condições de operação etc.

Tradicionalmente, no Brasil, a maior preocupação tem sido em relação aos resíduos gerados em estações de tratamento de esgoto (ETEs), e pouco tem sido discutido em relação aos rejeitos gerados em estações de tratamento de água de abastecimento (ETAs). Ressalta-se que, segundo dados da ABES, existem cerca de 7.500 estações de ciclo completo ou convencionais das mais diversas capacidades. Esses sistemas geram rejeitos nos decantadores e filtros. Em função de questões operacionais e de projeto, os resíduos gerados nos decantadores possuem maior concentração de sólidos. Esses caracterizam-se por possuírem grande umidade, maior que 95%, estando, geralmente, sob forma fluida. Um dos objetivos de trabalhar com esse lodo é a redução de seu volume, a fim de que ele possa ser disposto de forma adequada, reduzindo custos de transporte e disposição final e, obviamente, os riscos de poluição do meio ambiente.

Além desses aspectos, esse material é classificado pela série de normas NBR 10.004 como resíduos sólidos, não sendo permitido seu lançamento *in natura* em coleções de águas superficiais. No entanto, em nosso país essa prática é realizada pela maioria esmagadora dos sistemas de tratamento de águas, promovendo impactos ambientais, algumas vezes intensos.

As Leis 9.433, de 8 de janeiro de 1997 – “Política Nacional de Recursos Hídricos”, e 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 – “Crimes Ambientais”, trazem em seus conteúdos condições que deverão exigir nova postura dos gerentes dos sistemas de tratamento de águas diante dos resíduos gerados e sua disposição no meio ambiente. Um dos problemas mais sérios nesse contexto é a redução do volume de lodo produzido ou a diminuição dos volumes a serem dispostos. Em função da quantidade excessiva de água presente nesses rejeitos, a remoção desta é imperativa na solução do problema.

Vários são os métodos que podem ser utilizados nessa tarefa, podendo ser aplicados sistemas naturais ou mecânicos, como: lagoas de lodo, leitos de secagem, filtros-prensa, centrífugas, prensa desaguadora e filtros a vácuo. A recuperação de coagulantes também é aplicada em vários países.

A introdução das séries de normas ISO 9000 e ISO 14000 tem propiciado discussões com foco na melhoria dos serviços prestados à população. Nesse aspecto, o gerenciamento adequado dos sistemas de tratamento de águas de abastecimento será fundamental para que estes não prejudiquem o meio ambiente. Para tanto, os responsáveis por essa gestão devem estar devidamente preparados para equacionar os problemas que exigem ampla visão do funcionamento dos sistemas operados.

Dessa forma, a conscientização sobre o tema e a busca de soluções adequadas tornam-se fundamentais no processo de gerenciamento. As condições de cada ETA, dos mananciais, dos produtos químicos, da limpeza dos decantadores e de sua disposição nos cursos d’água devem ser analisadas com critério pelos responsáveis. A partir daí é importante que sejam estabelecidas políticas de médio e longo prazos a fim de que a questão seja solucionada.

Nesta seção são apresentados resultados de pesquisa, utilizando-se leitos de secagem modificados que possibilitam aplicações de remoção de água livre de lodos gerados em decantadores em locais com disponibilidade de áreas. Esses leitos podem ser construídos de forma simples e as questões operacionais podem ser minimizadas, quando comparados com os sistemas convencionais.

Capítulo 5

Processamento de Lodos de Estações de Tratamento de Água (ETAs)

João Sérgio Cordeiro

5.1 Introdução

A qualidade ambiental tem sido estudada e mostra que o processo de desenvolvimento pode trazer consequências negativas. A urbanização e o crescimento populacional ocorridos nos últimos 30 anos têm sido responsáveis por demandas crescentes de bens de consumo, energia e água para abastecimentos público e industrial, gerando grandes volumes dos mais variados resíduos.

Nos centros urbanos, o abastecimento de água torna-se cada dia mais centrado na qualidade do produto a ser distribuído à população, mas, em contrapartida, as quantidades disponíveis estão mais distantes em função de descuidos do próprio setor responsável pela área sanitária nos municípios. O saneamento ambiental atualmente exige ações abrangentes e holísticas de integração entre: abastecimento de água, coleta e destinação adequada de resíduos sólidos e líquidos, organização coerente das águas pluviais e gerenciamento ambiental integrado ao uso e ocupação do solo. Essa visão somente poderá surtir efeito com mudança efetiva no gerenciamento integrado do setor.

As estações de tratamento de água de abastecimento têm sido projetadas seguindo um padrão em que a preocupação se atém ao produto final a ser distribuído à população. Esse é sem dúvida o objetivo desses sistemas. No entanto, na operação de uma planta de tratamento estão envolvidos outros fatores que devem ser observados pelos responsáveis.

A qualidade da água bruta, os produtos químicos empregados no tratamento, a concepção e o projeto da ETA e as condições operacionais são de fundamental importância para que o funcionamento dos sistemas seja ambientalmente correto. A água foi considerada um dos pontos fundamentais do ano 2000 e a constatação de sua possível escassez, em alguns pontos do Brasil, torna mais evidente a necessidade de discussões mais profundas sobre o tema.

Esse panorama faz com que a questão gerencial dos sistemas exija uma visão mais abrangente do papel e das consequências futuras da forma operacional das ETAs tradicionais existentes no País. Os mananciais superficiais têm sido cada vez mais castigados com lançamentos de despejos diversos, decorrentes do crescimento populacional e da ocupação desordenada das áreas de proteção. Assim, a qualidade da água bruta piora, exigindo que maiores concentrações de produtos químicos sejam aplicadas no tratamento. Como consequência, observa-se o acréscimo na geração de rejeitos nas ETAs, podendo ser citados: lodos gerados em decantadores e água de lavagem dos filtros.

No Brasil, existem cerca de 7.500 ETAs, chamadas de convencionais ou tradicionais, que empregam a coagulação/flocação/sedimentação e filtração. Esses sistemas geram rejeitos nos decantadores e nos filtros e os lançam diretamente em cursos d'água, agravando a questão ambiental.

A legislação ambiental brasileira tornou-se mais restritiva no final dos anos 90 e a promulgação das Leis 9.433 e 9.605, “Recursos Hídricos” e “Crimes Ambientais”, respectivamente, provocou mudança de postura dos gerentes e órgãos de fiscalização diante do problema. Dentro desse contexto, os responsáveis pela gerência de sistemas de tratamento podem ser enquadrados nessas leis.

Alguns trabalhos realizados no Brasil evidenciam o potencial poluente dos resíduos gerados nos decantadores de ETAs convencionais. Cordeiro (1993), Cordeiro & Campos (1999) e Barbosa (2000) mostraram que a disposição desses resíduos em corpos d'água pode provocar alterações prejudiciais ao meio ambiente.

5.2 Aspectos Históricos sobre os Despejos de Decantadores de ETAs no Brasil

No Brasil, existem cerca de 7.500 estações de tratamento com este modelo, evidenciando a extensão do problema. No Estado de São Paulo, a Cetesb tem procurado fiscalizar essa disposição, mas as ações ainda são muito tímidas.

Fazendo uma análise histórica em relação ao desenvolvimento dos estudos sobre esse assunto elaborados no Brasil, verifica-se que os primeiros trabalhos publicados sobre o tema foram apresentados por Almeida (1975) e Cordeiro (1977), no 8º e no 9º Congresso da ABES, respectivamente. No início da década de 80, Cordeiro apresentou, na Escola de Engenharia de São Carlos, USP, a dissertação de mestrado “Disposição, Tratabilidade e Reúso de Lodos de ETAs” e Cordeiro & Hespanhol (1981) apresentaram trabalho sobre o tema no 11º Congresso da ABES.

Em 1987, a Sabesp contratou a empresa Serec para o desenvolvimento de estudos sobre os lodos de ETAs gerados na Região Metropolitana de São Paulo, RMSP, sendo que seus resultados finais foram publicados na *Revista DAE* (1987). Vidal, por intermédio da Cetesb (1990), elaborou trabalho sobre os resíduos de três ETAs situadas em Piracicaba, SP.

Grandin (1992) elaborou um trabalho de pesquisa na Escola Politécnica, USP, aplicando a remoção de água de lodos de ETAs com o uso de filtros-prensa. O Departamento Municipal de Águas e Esgotos de Porto Alegre, DMAE, formou uma comissão interna para discutir o problema dos resíduos das ETAs, avaliando o desempenho de filtros a vácuo, prensa desaguadora e centrífugas na remoção de água desses resíduos. Cordeiro (1993) elaborou tese de doutorado na EESC/USP sobre o problema da geração desses rejeitos.

No XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola (CONBEA), realizado em 1994, Cordeiro apresentou trabalho sobre aplicação do lodo como condicionante de solo. No Congresso ECO URBS/95, realizado em 1995, no Rio de Janeiro, Cordeiro & Campos discutiram o problema. Piotto (1995) estudou a recuperação de sulfato de alumínio de lodos de ETAs. Em 1996, Cordeiro & Campos apresentaram dois trabalhos no 18º Congresso da ABES, abordando a questão da remoção de água de lodos utilizando filtros-prensa e leitos de secagem.

Alguns estudos foram realizados em programas de pós-graduação, como os de Patrizzi (1996) e Scalize (1997), que pesquisaram o lodo em diversas situações.

Yuzhu & Morita (1998) estudaram as condições de condicionamento de lodos de decantadores da ETA, Guaraú, RMSP, diante das características físicas: resistência específica. Foram estudados vários polímeros e chegou-se à conclusão de que a resistência específica diminuía com o aumento das dosagens de polímeros e o polímero catiônico de alta densidade apresentou melhores resultados para o condicionamento.

No 19º Congresso da ABES, em 1999, no Rio de Janeiro, houve uma seção com trabalhos sobre rejeitos de ETAs, apresentados por Ferreira Filho (1999), Castro *et al.* (1999), Bidoni *et al.* (1999), Gonçalves *et al.* (1999), Sartori & Nunes (1999) e Reali *et al.* (1999).

Apesar de todas essas ações e estudos, percebe-se que, ao longo do tempo, quase nada de concreto foi implantado, uma vez que os gerentes de sistemas de abastecimento de água desconhecem o tema. Exemplos conhecidos de sistemas implantados são:

- ETA Taiaçopeba na RMSP, que possui sistema de lagoas para remoção de água de lodo que não funciona adequadamente.
- ETA, Rio Claro, SP, efetua a disposição dos lodos em lagoas e o sobrenadante gerado é decantado e removido pela parte superior da lagoa. Os sólidos sedimentados são deixados para secar e, posteriormente removidos.

Dessa maneira, devem ser realizadas experiências que possibilitem a implantação de sistemas simples que permitam que estações de tratamento de pequeno e médio portes possam buscar alternativas de disposição adequada e possível reúso desses rejeitos.

A limpeza dos decantadores tradicionais é realizada como mostra a seqüência de fotografias da Figura 5.1. Observa-se que o volume de rejeito chega a ocupar parte considerável do tanque, exigindo esforços operacionais para a remoção do resíduo até a limpeza final do mesmo.



Figura 5.1 Lavagem dos decantadores tradicionais em ETAs.

A descarga desses resíduos tem sido realizada em cursos d'água próximos às ETAs, não sendo cumprida a legislação vigente. A ETA da cidade de Rio Claro, SP, lança os resíduos em lagoas e os sólidos são dispostos após secagem, como mostra a Figura 5.2.

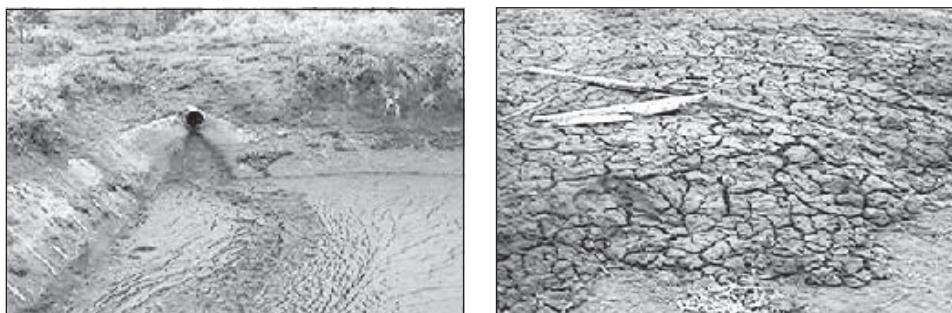


Figura 5.2 Disposição do lodo da ETA de Rio Claro, SP, em lagoas.

5.3 Origem, Características e Quantificação de Lodos de ETAs

Os lodos gerados nos decantadores das ETAs são resultados dos processos e operação de coagulação/flocação e sedimentação das partículas presentes na água bruta. Essas partículas sofrem ação de reações químicas e operação física de formação de flocos que se tornam propícios para a operação de sedimentação ou de flotação. O material removido da água bruta é retido em tanques por um certo tempo e disposto, quase sempre, em cursos d'água.

O sistema de remoção dos lodos dos decantadores ou flotadores é responsável por parte das características finais dos mesmos, principalmente no que se refere à concentração de partículas. A lavagem dos decantadores tradicionais é realizada conforme mostrado na seqüência das fotografias da Figura 5.1.

As características tradicionais do saneamento ambiental são fundamentais na definição estrutural dos rejeitos de ETAs, no entanto devem ser inseridos parâmetros não tradicionais que permitam visão mais abrangente do resíduo. Assim, os valores de sólidos, DQO, metais e pH devem ser determinados. Além deles, deverão ser avaliados a resistência específica, o tamanho das partículas e as estruturas dos sólidos no lodo, a fim de permitir a tomada de decisões na forma de remoção de água dos rejeitos.

Os rejeitos de ETAs são compostos basicamente de partículas do solo, material orgânico carreado para água bruta, subprodutos gerados da adição de produtos químicos e água. As partículas presentes na água a ser tratada são basicamente colóides que conferem à mesma cor e turbidez. Os colóides têm tamanho que varia de 1 nm ($1 \text{ nm} = 10^{-6} \text{ mm}$) a 1 mm ($1 \text{ mm} = 10^{-3} \text{ mm}$). Essa característica dificulta a remoção da água livre dos lodos.

Na água superficial normalmente estão presentes metais, como: alumínio, ferro e outros carreados através do escoamento superficial. Além disso, os produtos químicos empregados no tratamento podem conter pequenas concentrações de impurezas que serão transpostas para o resíduo do decantador. A somatória desses aspectos confere aos rejeitos características que devem ser analisadas mais profundamente.

Segundo Hsieh & Raghu (1997), a água presente nos rejeitos de ETAs pode ser classificada em quatro categorias:

- *Água livre* – parcela de água que se move livremente por gravidade. Essa água pode ser removida com relativa facilidade por meio de sistemas mecânicos ou, naturalmente, por drenabilidade. Também poderá ser utilizada a evaporação. É importante lembrar que o tempo de remoção dessa água é o fator decisivo para definição da forma a ser adotada.
- *Água do flocô* – essa parcela está intimamente ligada à partícula floculada. Para remoção dessa parcela é necessária uma quantidade relativa de energia.

- *Água capilar* – a água capilar está fortemente ligada à partícula sólida por intermédio de pontes de hidrogênio. A diferença entre esta parcela e a do floco é que esta está livre para se mover, enquanto a capilar se move com a partícula. Assim, para a remoção dessa parcela há a necessidade de aplicação de força mecânica, se o floco for quebrado.
- *Água absorvida* – parcela ligada quimicamente à partícula sólida coloidal. A remoção dessa água só será possível com aplicação de altas temperaturas ou com aplicação de elevada quantidade de energia elétrica.

As características do rejeito podem ser divididas em função de sua importância e do objetivo do estudo. Assim pode-se classificar as características em:

- *Ambientais* – para que as questões ambientais sejam analisadas, principalmente quanto à disposição, os seguintes parâmetros são importantes: pH, sólidos, metais, DQO, biodegradabilidade, toxicidade, presença de pesticidas e fertilizantes, compostos orgânicos voláteis, entre outros.
- *Geotécnicas* – esta caracterização é necessária para evidenciar possíveis formas de remoção de água e de futuras utilizações para os sólidos resultantes. Alguns desses parâmetros são: tamanho e distribuição das partículas, limite de plasticidade e limite de liquidez, resistência específica, respostas ao aquecimento e resfriamento e sedimentabilidade.

A determinação desses parâmetros é condição fundamental para o equacionamento da questão dos lodos, seja para definição de condições de lançamento, seja para projetos de sistemas de remoção de água. A remoção da água livre pode ser realizada por meios naturais ou mecânicos, como discutido por Reali (1999). Na Tabela 5.1 são apresentados alguns valores de parâmetros em três ETAs estudadas no PROSAB 2 – Tema 4. Dentre eles estão: pH, DQO, sólidos e metais de lodos gerados em ETAs situadas no centro do Estado de São Paulo. É preciso lembrar que esses valores representam dados pontuais que expressam as condições no momento da coleta. No entanto, pode-se perceber que há variabilidade, principalmente quanto à operação de limpeza dos decantadores.

As três estações estudadas diferenciam-se por meio do sistema operacional. Na ETA de Araraquara, o lodo é removido até três vezes ao dia, não sofrendo acúmulo nos tanques. Já as ETAs de São Carlos e de Rio Claro efetuam a limpeza dos decantadores da forma mostrada na Figura 5.1, acarretando o aumento na concentração de sólidos.

As concentrações de metais são mais elevadas nos sistemas que efetuam limpezas em grandes intervalos de tempo, como as de São Carlos e de Rio Claro, evidenciando o prejuízo que o acúmulo de lodos nos tanques de decantação pode acarretar quando descartados.

Tabela 5.1 Variáveis físico-químicas para o lodo das ETAs de São Carlos, Araraquara e Rio Claro.

Variáveis	Características do lodo bruto		
	Araraquara	Rio Claro	São Carlos
Concentração de sólido em %	0,14	5,49	4,68
pH	8,93	7,35	7,2
Cor (uC)	10.650	-	-
mg L ⁻¹			
<i>Turbidez</i> (uT)	924	-	-
DQO	140	5.450	4.800
<i>Sól. totais</i>	1.620	57.400	58.630
Sól. suspensos	775	15.330	26.520
Sól. dissolvidos	845	42.070	32.110
Alumínio	2,16	30	11.100
Zinco	0,10	48,53	4,25
<i>Chumbo</i>	0,00	1,06	1,60
Cádmio	0,00	0,27	0,02
Níquel	0,00	1,16	1,80
Ferro	214	4.200	5.000
Manganês	3,33	30	60,00
Cobre	1,70	0,91	2,06
Cromo	0,19	0,86	1,58

Observação: Os valores de turbidez e de cor para lodos mais concentrados não têm sentido.

Fonte: Cordeiro (2000) – Relatório PROSAB.

Dentre as características geotécnicas dos lodos, pode-se analisar as condições do tamanho e da distribuição das partículas dos lodos das três cidades por meio das Figuras 5.3 e 5.4.

5.3.1 Aspectos Legais Referentes ao Descarte de Lodos de ETAs

A questão dos lodos de ETAs, diante dos aspectos legais vigentes, deve ser analisada criteriosamente, uma vez que as características desses rejeitos ainda são pouco conhecidas e difundidas. No entanto, alguns aspectos devem ser verificados.

A Lei nº 6.938 de 31 de agosto de 1981, que “Dispõe sobre Política Nacional de Meio Ambiente”, em seu artigo 2º diz: ... “tem por objetivo a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental própria à vida, visando assegurar ao País condições

de desenvolvimento sócio-econômico, aos interesses de segurança nacional e de proteção da dignidade da vida humana”.

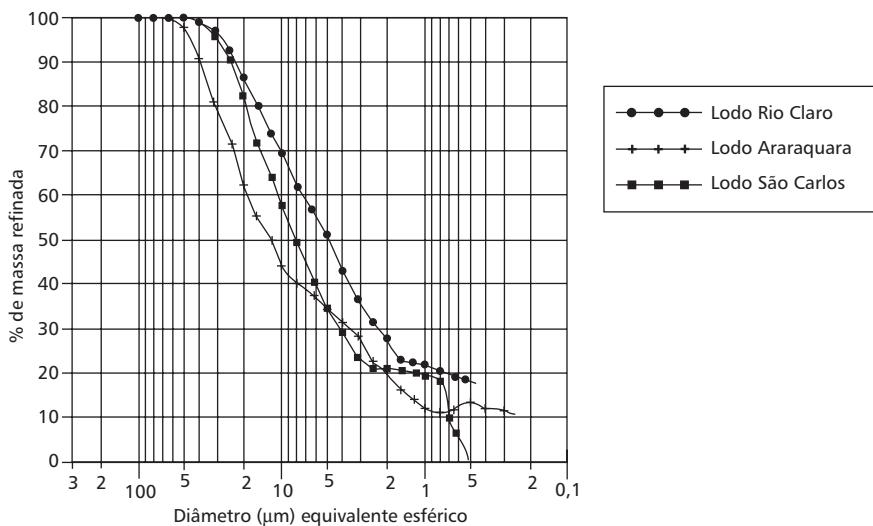


Figura 5.3 Distribuição das partículas dos lodos de Rio Claro, São Carlos e Araraquara.

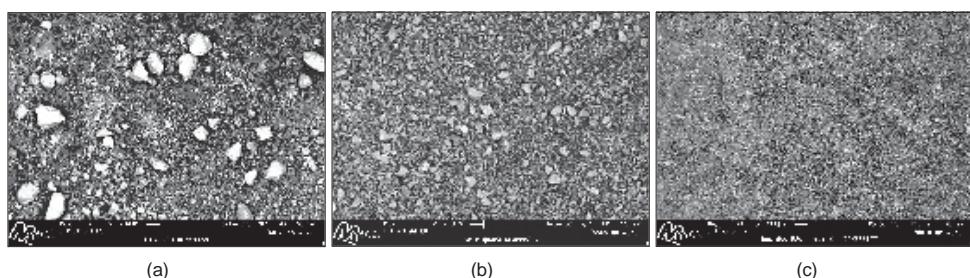


Figura 5.4 Aspectos de tamanho e distribuição de partículas dos lodos de Rio Claro (a), Araraquara (b) e São Carlos (c) obtidos em microscópio eletrônico.

Por intermédio dessa lei foi criado o Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama) e os órgãos estaduais e municipais de meio ambiente.

Em 12 de fevereiro de 1998 foi promulgada a Lei nº 9.605, chamada de “Lei da Vida” ou dos “Crimes Ambientais”, que em seu Capítulo V, “Dos Crimes Contra o Meio Ambiente”, na Seção III, “Da Poluição e Outros Crimes Ambientais”, no artigo 54: “Causar poluição de qualquer natureza que resultem ou possam resultar danos à saúde humana, ou que provoque a morte de animais ou a destruição significativa da flora”. No parágrafo 2º, inciso V, se o crime:

ocorrer por lançamento de resíduos sólidos, líquidos ou gasosos... em desacordo com as exigências estabelecidas em leis ou regulamentos. A pena prevista é de reclusão de um a cinco anos.

Levando-se em conta esses aspectos, os responsáveis pelos serviços de água poderão, em um futuro próximo, ser enquadrados nessa lei e ter de responder criminalmente pelo lançamento desses rejeitos em coleções de água.

Reforçando essa premissa, pode-se analisar em São Paulo a Lei Estadual nº 997 de 31 de maio de 1976, que nas questões de poluição diz em seu Capítulo I: “Fica proibido o lançamento ou liberação de poluentes nas águas, no ar ou solo”. Já o Decreto-lei 8.468, de 8 de setembro de 1976, nos artigos 3º e 4º estabelece as condições gerais sobre poluição. No artigo 19-B desse decreto, parágrafo único, consta: “*Os lodos provenientes do tratamento das fontes de poluição industrial, bem como o material proveniente de limpezas de fossas sépticas, poderão, a critério e mediante a autorização expressa da entidade responsável pela operação do sistema, ser recebidos pelo sistema público de esgotos, proibida sua disposição em galerias de águas pluviais ou em corpos de água*” (grifo do autor).

Por outro lado, os rejeitos dos decantadores são definidos pela NBR 10004 como *resíduos sólidos* e, portanto, devem estar sujeitos a todas as regulamentações especificadas por essa norma.

Analizando-se o que ocorre em outros países em relação a esses rejeitos, percebe-se que os Estados Unidos, com o estabelecimento do “Clean Water Act” Lei (PL-92-500), estabeleceu que estações de tratamento de água para abastecimento são classificadas como *indústrias* e, portanto, devem ter seus rejeitos tratados e dispostos convenientemente. Após essa definição, várias outras regulamentações surgiram, estabelecendo condições de tratamento e disposição de rejeitos de ETAs em coleções de águas e no solo.

5.3.2 Quantificação

A quantidade de lodo produzida em determinada ETA dependerá de fatores como: partículas presentes na água bruta, que conferem turbidez e cor à mesma; concentração de produtos químicos aplicados ao tratamento; tempo de permanência do lodo nos tanques; forma de limpeza dos mesmos; eficiência da sedimentação; entre outros.

O esquema da Figura 5.5 mostra o balanço de massa dos sólidos gerados nos decantadores de ETAs tradicionais.

A entrada de sólidos no sistema é fornecida pelas partículas presentes na água bruta e nos produtos químicos adicionados ao processo. Assim, os parâmetros determinados em uma ETA são:

- vazão de entrada (L/s);
- turbidez (uT);
- cor (uC);

- dosagem de coagulante (mg/L);
- dosagem de cal (mg/L);
- dosagem de auxiliares de coagulação/flocação (mg/L).

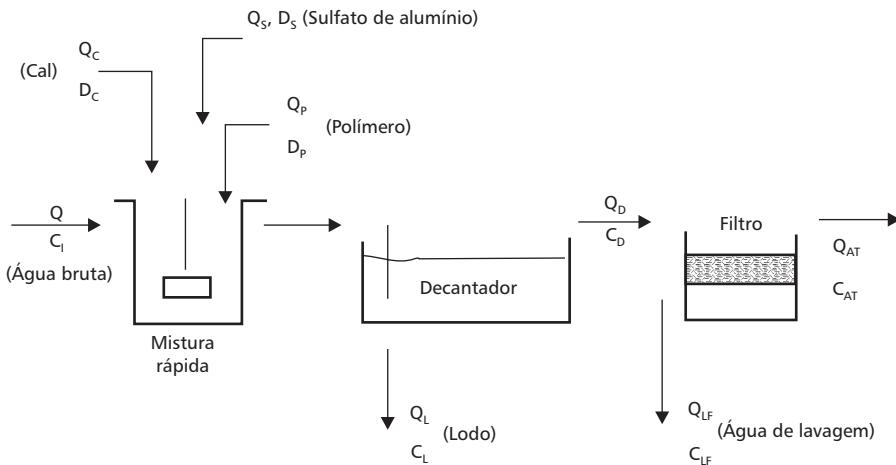


Figura 5.5 Fluxograma de ETA tradicional, com vazões e concentrações afluentes e efluentes.

No esquema da Figura 5.6 pode-se analisar como ficaria o balanço de sólidos retidos no decantador.

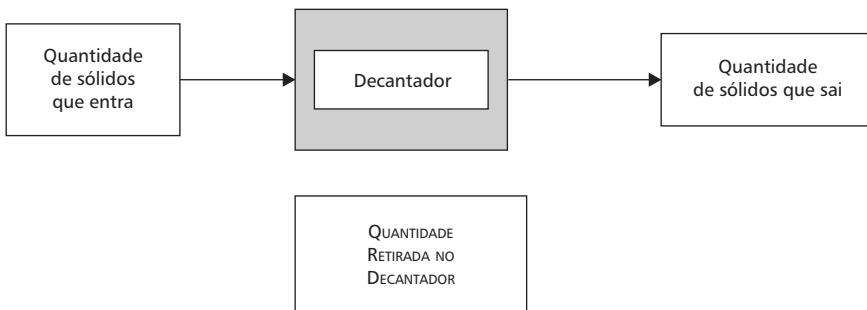


Figura 5.6 Esquema do balanço de massa retida no decantador.

Segundo Cornwell *et al.* (1987), a concentração de sólidos que entra no decantador pode ser relacionada à turbidez da água bruta, sendo multiplicada por valor que pode variar de 1,5 a 2,2. Dessa forma, a concentração de partículas que entra no decantador pode ser dada por:

$$C_e = 1,5 \cdot T \quad (5.1)$$

em que:

C_e = concentração de partículas que entra no decantador;

T = turbidez da água bruta.

Em relação à dosagem de coagulante, considerando-se que seja aplicado o sulfato de alumínio, estequiométricamente cerca de 44% da dosagem utilizada fica sob a forma de sólido. Assim, Cornwell *et al.* (1987) mostra a equação que melhor representa o balanço de produção de sólidos em decantadores, dada por:

$$W = 0,0864 \cdot Q \cdot (0,44 \cdot D + 1,5 \cdot T + A) \quad (5.2)$$

em que:

W = quantidade de lodo (kg/d);

Q = vazão de adução de água (L/s);

D = dosagem de sulfato de alumínio (mg/L);

T = turbidez da água bruta (uT);

A = dosagem de “auxiliares” ou outros produtos adicionados (mg/L).

5.3.3 Leitos de Secagem

A tecnologia dos leitos de secagem tem sido utilizada para remoção de água de rejeitos de diversos tipos de tratamento de águas residuárias e de abastecimento desde o início do século XX (1900), praticamente sem mudanças consideráveis em sua estrutura física. Cerca de 2/3 dos sistemas de tratamento de lodos de estações de tratamento de esgotos sanitários removem água desses resíduos em leitos de secagem.

Nos Estados Unidos, segundo Murray & Dillon (1994), a utilização de leitos de secagem na remoção de água de lodos de decantadores de estações de tratamento de águas (ETAs) de abastecimento é de cerca de 10% em 500 sistemas estudados. Nesses sistemas sempre foram utilizados os chamados sistemas convencionais, como mostrado no Capítulo 3.

As evoluções ocorridas nesse campo podem ser citadas, como os sistemas: leitos de secagem a vácuo, leitos de secagem de tela em cunha, leitos tradicionais e leitos pavimentados, segundo Reali (1999).

Outros arranjos têm sido descritos, como os leitos solares utilizados no sul e no sudoeste dos Estados Unidos em virtude das características climáticas, favoráveis à evaporação de parte da água livre. Esses sistemas foram mostrados por Cornwell & Vandermeyden (1998).

Nos sistemas tradicionais, a estrutura básica é formada por camada suporte, meio filtrante e sistema drenante. Estes são mantidos e a forma de funcionamento é fundamentalmente a mesma. A possibilidade de mudança nos arranjos físicos dos leitos não tem sido avaliada de forma mais efetiva.

O tempo de drenagem da água livre é um dos principais fatores a serem atingidos na operação de remoção da água, pois, assim, as etapas posteriores são facilitadas. A rápida remoção desta permite que a massa sólida inicie sua retração, formando sulcos profundos que possibilitam a passagem de água de chuva durante precipitações.

A remoção de água dos lodos gerados em decantadores torna-se importante para o reúso de sólidos e de água livre componentes desse resíduo. Reali (1999) aponta diversas opções que podem ser utilizadas nessa operação. As vantagens e desvantagens de cada uma delas depende de diversos fatores ligados ao preço da terra, custo de energia, custo operacional, tempo de drenagem, entre outros.

Pode ser considerável a quantidade de água livre presente no lodo, dependendo da forma de limpeza dos tanques de sedimentação. Quando essa limpeza é feita diariamente, a concentração de sólidos pode atingir 1% (cerca de 1.000 mg/L), o que faz com que esse despejo tenha predominância de água livre. Mesmo quando o despejo do lodo é realizado de forma intermitente (após determinado número de dias de sedimentação nos tanques), a quantidade de água livre também é considerável, cerca de 3% (30.000 mg/L), possibilitando a recuperação da mesma. A Tabela 5.1 mostra dados que confirmam essas observações. A água livre deve ser removida no menor tempo possível, a fim de que seja viável a recuperação e o reúso. A estrutura dos sólidos presentes nos lodos de ETAs é muito complexa, pois o tamanho das partículas é fator decisivo na operação de separação.

Esse fato é provocado pela rápida sedimentação das partículas, que passam a ocupar os vazios da massa sólida, dificultando a passagem da água livre. Assim, se isso ocorrer, o gradiente de passagem de água através das partículas de lodo e do meio filtrante diminui, elevando o tempo de drenagem.

O tempo de remoção de água dos lodos é fator fundamental para que se possa equacionar adequadamente a questão. Nos processos tradicionais de leitos de secagem, em que o meio filtrante é constituído por areia de granulometria específica, apoiada sobre camada suporte de brita, o tempo de remoção de água constitui-se na somatória do tempo de drenagem e de evaporação da água. Dessa forma, as condições de drenagem têm tanta influência quanto as condições climáticas, que proporcionarão a remoção da água remanescente por meio da evaporação. A estrutura dos leitos de secagem tradicionais pode ser observada na Figura 5.7, na qual se percebe que as camadas de suporte e drenante podem atingir espessura de aproximadamente 40 cm (caso a).

Dessa forma, Cordeiro (1993, 2000) estudou a possibilidade de modificação dessa estrutura e observou que a colocação de manta de geotêxtil sobre a camada filtrante do leito, como mostra o esquema da Figura 5.7, possibilitava a remoção mais efetiva da água livre dos lodos, mesmo utilizando areia de construção como meio filtrante. Nesse estudo, os leitos foram consumidos com areia de construção (grossa e fina) adquirida no mercado. A areia foi lavada e os leitos foram testados

com espessura de areia de 10 e 5 cm. Os resultados obtidos nessa pesquisa evidenciaram que nem a areia nem a espessura da camada filtrante eram decisivas na remoção de água livre (caso b). Os estudos evoluíram e, no PROSAB 2 – Tema IV, foi desenvolvida a proposta modificada 2, mostrada na Figura 5.7, em que a areia foi removida e o leito, constituído por uma camada de brita 01 de 5 cm e, sobre esta, uma manta geotêxtil.

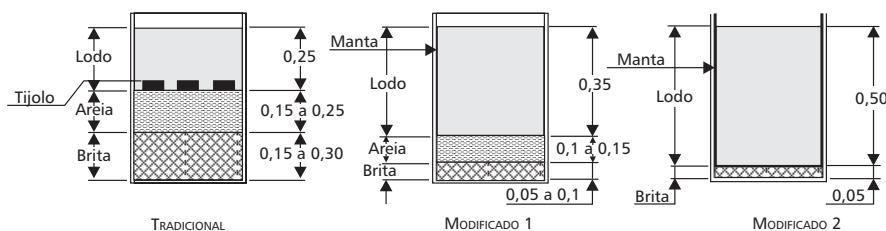


Figura 5.7 Esquemas ilustrativos dos sistemas de leitos de secagem tradicionais e modificados por Cordeiro (1993) e (2000).

Essa evolução permitiu perceber que o tempo de drenagem da água livre diminuía bruscamente com o novo arranjo (modificado 2). A Figura 5.8 apresenta as condições de remoção de água livre, por drenagem, entre os arranjos modificados 1 e 2, podendo-se verificar que o arranjo 2 foi muito mais efetivo. Esse fato levou à realização de estudos, verificando as condições de funcionamento com mantas geotêxteis diversas.

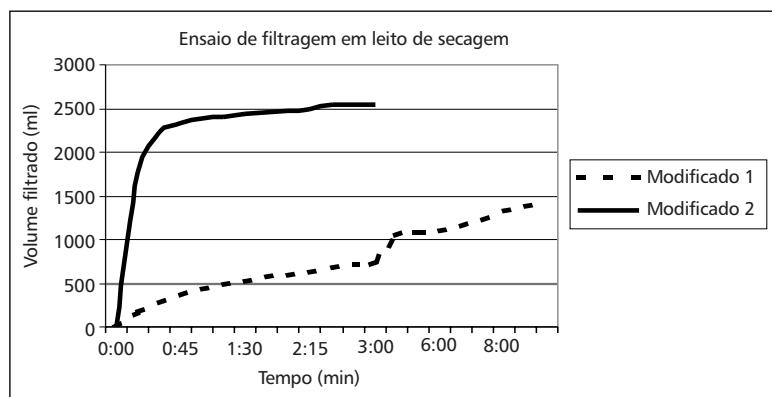


Figura 5.8 Curvas de remoção de água de sistemas, modificado por Cordeiro (1993) e remodelado em 2000.

Foram testadas quatro mantas geotêxteis existentes no mercado, cujas características podem ser verificadas na Tabela 5.2. Essas mantas são comercializadas em rolo com largura de 2,15, 3,70 e 4,30 metros.

Tabela 5.2 Características das mantas geotêxteis.

Características	Unidades	OP-15	OP-20	OP-50	OP-60
Espessura	mm	1,5	2	4,1	4,5
Densidade superficial	g/m ²	150	200	500	600
Porosidade	%	>90	>90	>90	>90
Permeabilidade normal	cm/s	3×10^{-1}	3×10^{-1}	3×10^{-1}	3×10^{-1}
Abertura	μm	150	130	70	60
Peso	kg/m ²	0,15	0,20	0,50	0,40

Fonte: Bidin (2000).

Um fato fundamental na proposta do novo leito é que, em função de sua resposta à drenagem, resolveu-se chamá-lo de leito de *drenagem*.

Os dados de qualidade da água de drenagem dos leitos podem ser analisados na Tabela 5.3. Pode-se observar que a remoção dos sólidos do lodo é efetiva e a possível utilização/reúso ou disposição no meio ambiente é extremamente fácil.

Tabela 5.3 Características da água drenada nos leitos modificados 2.

ETA São Carlos	Manta OP-60			
	Lodo bruto	Água drenada		
Concentração sólidos (%)	Sólidos totais (mg/L)	Cor (uC)	Turbidez (uT)	Sólidos totais (mg/L)
1,79	14.700	790	70	190
2,97	26.300	650	45	60
4,38	31.270	380	50	50

5.3.3.1 Projeto dos Leitos de Drenagem

Os projetos dos leitos de drenagem modificados devem levar em conta aspectos como: definição da área de implantação dos leitos, transporte do lodo dos decantadores aos leitos de secagem, construção do leito, definição da utilização do drenado, definição da utilização ou disposição dos sólidos resultantes e operação de limpeza das mantas.

Os materiais utilizados na construção de sistemas de leitos de secagem são basicamente: concreto e alvenaria para construção dos tanques, brita 01 para ser utilizada como camada suporte, manta de geotêxtil que será utilizada como meio filtrante e tubulações para remoção da água drenada.

Definição da Área de Implantação

A definição da área de implantação dos leitos de secagem deve levar em conta aspectos como:

- distância da ETA aos leitos;
- cotas relativas das áreas da ETA e do leito;
- proximidade de loteamentos e ocupações de áreas;
- acessos e disponibilidade de energia (importantes).

Para implantação dos leitos de secagem, a definição da área necessária é de fundamental importância. Em locais onde há a disponibilidade de áreas próximas às ETAs, o sistema será de mais fácil solução, uma vez que as questões de transporte e de retorno da água drenada para a ETA não terão custo elevado.

Seria interessante que as áreas de possível implantação estivessem situadas em cotas mais baixas que os decantadores, pois isso evitaria o bombeamento do lodo bruto, que deveria ser realizado com bombas específicas, dependendo da concentração de sólidos presente no lodo. O esquema da Figura 5.9 mostra a possível condição de transporte do lodo, sendo que devem ser evitadas áreas sujeitas a inundações e terrenos com elevado nível freático. Outro aspecto que deve ser levado em conta no projeto é o local de lavagem e limpeza das mantas. Nesse caso, a água de limpeza pode retornar ao leito de secagem, sem problema algum.

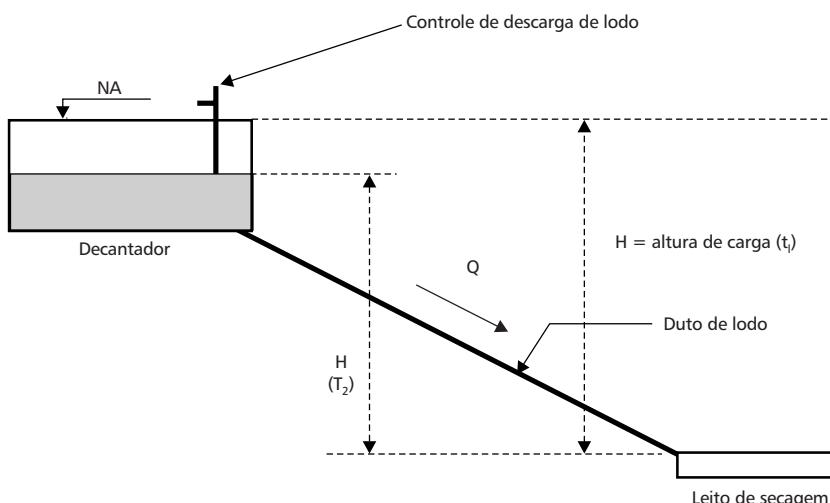


Figura 5.9 Esquema de implantação dos leitos de secagem.

5.3.4 Transporte de Lodo

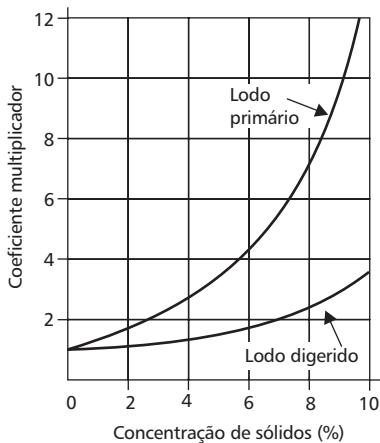
O transporte dos lodos de ETAs dos decantadores aos locais de remoção de água deve ser realizado através de tubulações. Estas devem ser dimensionadas, de modo a evitar sedimentação dos sólidos nos tubos e manter a perda de carga em limites não prejudiciais ao escoamento.

É preciso lembrar que a descarga dos lodos dos decantadores é realizada com o fechamento das comportas, e o sistema funciona como conduto forçado, pois a carga sobre o ponto de descarga é a diferença entre o NA do decantador e o ponto de despejo. Com o tempo de limpeza, a carga diminui e as condições de escoamento se modificam.

Assim, devem ser levados em conta parâmetros como: velocidade, concentração de sólidos no lodo, perda de carga na tubulação, entre outros.

Segundo Muñoz (1994), os limites de velocidade deverão permanecer entre 1,0 m/s e 2,4 m/s, e o limite mínimo deve ser mantido a fim de evitar deposição de sólidos nas tubulações. As perdas de carga dependerão basicamente da natureza do lodo, da velocidade e da concentração de partículas. Estas devem ser calculadas como se o transporte fosse de água limpa, multiplicadas por um coeficiente K_p que pode variar de acordo com a concentração de sólidos presentes no lodo.

Essa condição é utilizada para transporte de lodos gerados em ETEs. Como ainda não há definição sobre a forma de transporte de lodos gerados em ETAs, pode-se assumir esses valores como uma primeira aproximação. Na Figura 5.10 apresenta-se um gráfico que permite avaliar o coeficiente de perda de carga em função da concentração de partículas no lodo, geradas em ETEs.



Fonte: Muñoz (1994).

Figura 5.10 Determinação do coeficiente de perda de carga, K_p , para transporte de lodo.

5.3.5 Custos dos Sistemas de Leitos de Drenagem/Secagem

Uma das questões a ser analisada no projeto diz respeito aos custos envolvidos na implantação dos sistemas de secagem por meio dos leitos de secagem modificados. Esses custos devem envolver:

- projeto;
- construção;
- operação;
- manutenção.

Os custos de projeto deverão evidenciar o tempo de dedicação do profissional, o diagnóstico da ETA estudada, todo o sistema de localização etc. Esses custos não são objeto deste trabalho, uma vez que, no atual estágio, o importante é que os custos de implantação e operação sejam mais discutidos.

Os custos de construção dos leitos de drenagem/secagem levam em conta:

- material de consumo;
- mão-de-obra;
- insumos.

Os materiais de construção desse item são especificados na Tabela 5.4.

Tabela 5.4 Materiais envolvidos na construção dos leitos de drenagem/secagem.

Material	Unidade
Cimento	saco
Brita 01	m^3
Areia-padrão	m^3
Manta OP-60	m^2
Acessórios	peça
Tubo (150 mm)	m

Levando-se em consideração os dados obtidos na pesquisa, o projeto proposto pode ser definido como mostra a Figura 5.11. No esquema apresentado verifica-se que os leitos são constituídos por um tanque com laje de fundo em concreto magro, com inclinação de 2% a 3% para os pontos de coleta. As paredes laterais em alvenaria têm 0,60 m de altura. A inclinação do fundo permitiria o escoamento da água drenada até o ponto de captação protegido por grelhas que encaminham a

água drenada aos dutos. Estes podem ser de tubos de PVC com diâmetro de 100 a 150 mm, dependendo da quantidade de lodo disposta no leito. Sobre a laje deve ser colocada uma camada de brita 01, com 5 cm de espessura. Sobre a brita é estendida uma manta de geotêxtil tipo OP-60, ou similar, que cobre as câmaras. A entrada de lodo é feita com tubos e canaletas de concreto que deverão ser dispostas de forma que o lodo possa ser espalhado convenientemente sobre o leito.

As mantas deverão ser estendidas de acordo com sua largura, sempre considerando que os panos a serem dispostos para dois operadores possam carregá-las até o ponto de lavagem e limpeza. Cada sistema poderá definir qual é a melhor estratégia para fixar essa operação

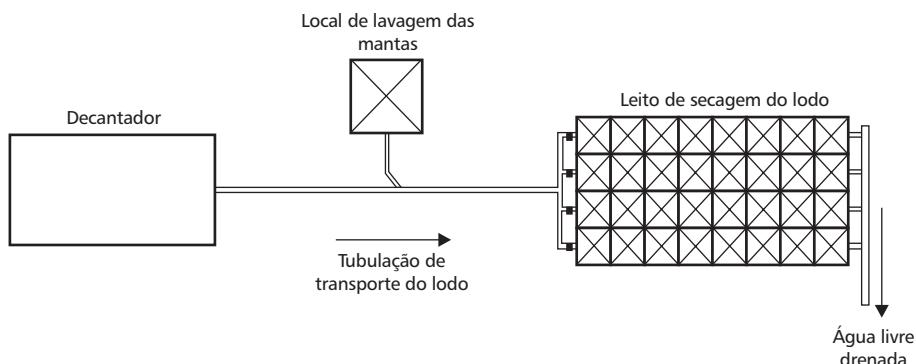


Figura 5.11 Esquema geral do sistema de leitos de drenagem/secagem moficados.

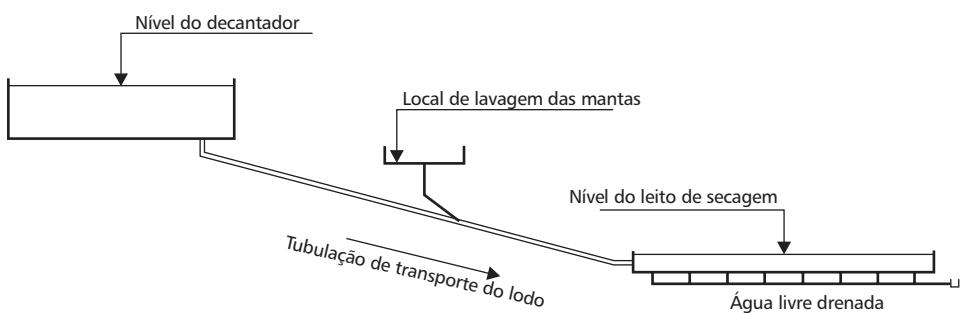


Figura 5.12 Esquema de corte lateral do sistema.

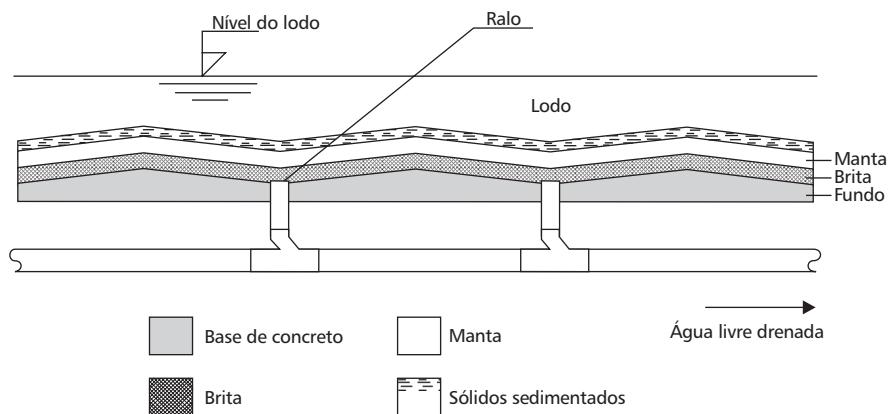


Figura 5.13 Detalhe do leito de drenagem/secagem.

5.3.6 Questões Operacionais nos Sistemas

O funcionamento do sistema, utilizando as mantas como meio filtrante, mostrou flexibilidade operacional, pois após a remoção da água livre os sólidos se retraem e permitem a evaporação da água intersticial. Se houver necessidade de remover esses sólidos para aplicação de outra carga de lodo, as mantas podem ser removidas com os sólidos, os quais podem ser colocados para secar em baías de fundo de concreto magro.

Após o uso, as mantas podem ser lavadas com hidrojateamento, por meio de máquinas domésticas existentes no mercado, conforme mostrado na Figura 5.14.



Figura 5.14 Detalhe da limpeza das mantas com jato de água de alta pressão.

Os resultados operacionais evidenciaram algumas questões sobre a aplicação da técnica mostrada que devem ser discutidas. Uma das questões é a utilização de mantas com baixa densidade de fios (150 G/m^2 ou 200 G/m^2). Essas mantas

podem ser desfiadas durante a lavagem, não permitindo seu uso posterior. A ação do jato de água sob pressão pode então deteriorar as mesmas, como mostrado na Figura 5.15 e 5.16.

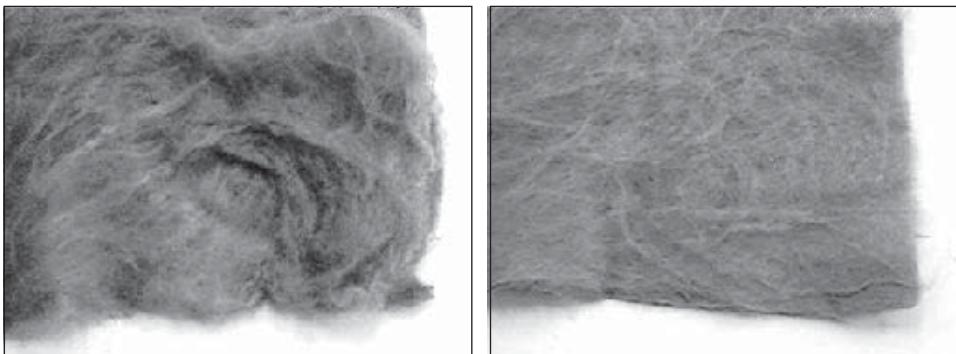


Figura 5.15 Detalhe da ação do jato de água sobre as mantas de pequena espessura: à esquerda, manta OP-15; à direita, manta OP-20.

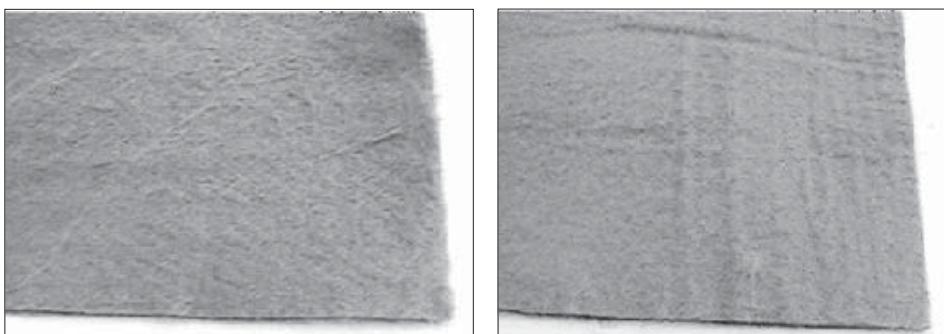


Figura 5.16 Detalhe da ação do jato de água sobre as mantas de grande espessura: à esquerda, manta OP-30; à direita, manta OP-60.

No caso de utilização dessas mantas mais finas e menos densas, poderia ser analisado um outro tipo de limpeza que pudesse ser realizada com pressões menores, evitando, assim, a perda da manta.

Após a lavagem, as mantas podem ser reutilizadas sem maiores problemas. Recomenda-se que sejam elaborados sistemas com mantas cujos panos possam ser removidos por um ou dois operários.

5.4 Referências Bibliográficas

- ALMEIDA, H. (1975). Comunicação sobre ensaios realizados visando à utilização de lodo decantado como auxiliar de tratamento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 6., Salvador, ABES.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1987). *NBR 10004 – Resíduos sólidos*. São Paulo. 63p.
- BARBOSA, R.M. (2000). *Avaliação do impacto de efluentes (lodos) de ETAs à biota aquática através de testes de toxicidade*. São Carlos, 199p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- BIDONI, F.R.A.; CASTRO, C.M.B.; ABOY, N. (1999). Monitoramento de parâmetros físico-químicos de lodos de ETAs durante a sua desidratação em leitos de secagem com diferentes espessuras de leito drenante. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 18., Rio de Janeiro. *Anais*. ABES.
- BRASIL, Leis etc. (1998). Lei 9605. Dispõe sobre sanções para crimes contra o meio ambiente. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 13 fev.
- CASTRO, A.A.; DIAS A.M.V.; RENÓ, C.R.A. CESAR, L.A.S.; DEMATTOS, M.; MONTEIRO, T.A.S. (1999). Soluções para tratamento de resíduos de estação de tratamento de água – proposta para unidade de tratamento de resíduos (UTR) do Rio das Velhas na RMBH. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 18., Rio de Janeiro. *Anais*. ABES.
- CORDEIRO, J.S. (1977). Recuperação e utilização de lodos de estações de tratamento de águas. In: CONGRESSO ABES, 9., Belo Horizonte.
- CORDEIRO, J.S.; HESPAÑOL, I. (1981). Reúso de lodos de ETAs. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 11., Fortaleza, ABES.
- CORDEIRO, J.S. (1981). *Disposição, tratabilidade e reúso de estações de tratamento de águas*. São Carlos, 166p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- CORDEIRO, J.S. (1993). *O problema dos lodos gerados em decantadores de estações de tratamento de águas*. São Carlos, 342p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- CORDEIRO, J.S.; CAMPOS, J.R. (1995). The management of sludges generated in water treatment plants – WTP. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL SOBRE PROBLEMAS AMBIENTAIS EM CENTROS URBANOS, 3., Rio de Janeiro. *Anais*. p.7.
- CORDEIRO, J.S.; CAMPOS, J.R. (1995). A remoção de água de lodos de ETAs em leitos de secagem não convencionais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 17., Salvador. *Anais*. ABES.
- CORDEIRO, J.S.; CAMPOS, J.R. (1995). Aplicações de ensaios de filtro-prensa na remoção de água de lodos de ETAs. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 17., Salvador. *Anais*. ABES.

- CORDEIRO, J.S. (1995). A indústria da água de abastecimento e o impacto causado pelos resíduos gerados. In: JORNADA DE MEIO AMBIENTE, 1., Grupo Montevidéu, Montevidéu, Uruguai.
- CORDEIRO, J.S.; CAMPOS, J.R. (1996). A remoção de águas de lodos em leitos de secagem não convencionais. *Revista Saneamento Ambiental*, ano VI, n.39, p.30-35.
- CORDEIRO, J.S.; CAMPOS, J.R. (1999). O impacto ambiental provocado pela indústria da água. *Revista Saneamento Ambiental*, São Paulo, ano X, n.50, março/abril, p.52-57.
- CORNWELL, D.A.; BISHOP, M.M.; GOULD, R.R.; VANDERMEYDEN, C. (1987). *Handbook on water treatment plant wastes management*. Denver, AWWA Research Foundation. 461p.
- CORNWELL, D.A.; VANDERMEYDEN, C. (1998). *Nonmechanical dewatering of water plant residuals*. Denver, AWWA Research Foundation. 163p.
- FERREIRA FILHO, S.S. (1999). Pré-condicionamento de lodos de estações de tratamento de água visando o seu adensamento por gravidade. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 18., Rio de Janeiro. *Anais*. ABES.
- GONÇALVES, R.F.; PIOTTO, Z.C.; RESENDE, M.B. (1999). Influência dos mecanismos de coagulação da água bruta na reciclagem de coagulante sem lodos de estações de tratamento de água. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 18., Rio de Janeiro. *Anais*. ABES.
- GRANDIN, S.R. (1992). *Desidratação de lodos produzidos nas estações de tratamento de águas*. São Paulo, 465p. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.
- HSIEH, H.N.; RAGHU, D. (1997). *Criteria dewatering for water treatment plant residual monofill*. Denver, AWWARF. 199p.
- MUÑHOZ, A.H. (1994). *Depuración de aguas residuales*. Madrid, Universidad Politecnica de Madrid. 987p.
- MURRAY, K.; DILLON, G. (1994). *Wareworks residuals management comparition of US and UK practices*, Washington, proc.
- PATRIZZI, L.J. (1998). *Redução de volume de lodo gerado em decantadores e ETAs tradicionais, utilizando espaçamento por flotação e por gravidade seguidos de centrifugação*. São Carlos, 235p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- REALLI, M.A.P. (1999). Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de águas. Rio de Janeiro, ABES. PROSAB. 250p.
- PIOTTO, Z.C. (1995). *Regeneração do potencial de coagulação de iodos químicos de ETA para reutilização no tratamento físico-químico de diferentes tipos de águas residuárias*. Vitória, 103p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Espírito Santo.
- SABESP (1987). Recuperação de águas de lavagens, tratamento e disposição de resíduos sólidos das ETAs da RMSP. *Revista DAE*, São Paulo, v.47, n.150, p.216-219, dez.
- SARTORI, H.J.F.; NUNES, M.F. (1999). Caracterização geotécnica de lodos provenientes de estações de tratamento de água e esgotos sanitários. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 18., Rio de Janeiro. *Anais*. ABES.

SEÇÃO 3

Reciclagem e Disposição Final de Resíduos Sólidos

Todos os capítulos desta seção abordam exemplos de aplicação prática das tecnologias discutidas nas seções anteriores, mantendo estreitos cuidados com a questão ambiental, pelo monitoramento das características do meio onde é feita a reciclagem e/ou disposição final dos resíduos sólidos.

A utilização do geoprocessamento na análise de áreas para disposição final de resíduos sólidos e valorização agrícola de solos com a aplicação de lodos de ETEs é mostrado nos Capítulos 6 e 7, tendo o município de São Leopoldo, RS, como estudo de caso. Contudo, a metodologia desenvolvida é aplicável a outros municípios, sendo poucos os ajustes necessários para cada caso (basicamente, legislação municipal e características ambientais da região).

A utilização de lodos de ETEs na cultura do mamoeiro no norte do Estado do Espírito Santo é avaliada no Capítulo 8. O estudo aborda as características da cultura do mamão e suas correlações com os solos da região de estudo. São tratadas as formas de manejo e aplicação do lodo no cultivo do mamoeiro, confirmando que a reciclagem agrícola de lodos de ETEs é uma alternativa viável economicamente e que traz diversos benefícios ao solo, tanto do ponto de vista microbiológico como físico-químico. Por outro lado, o estudo apresenta também os requisitos mínimos para que essa alternativa seja empregada de forma segura, evitando impactos ao meio ambiente. O capítulo finaliza com recomendações práticas para a adoção dos resultados pelo setor produtivo.

A disposição final de lodos de ETAs, com altas concentrações de alumínio, em aterros sanitários é discutida no Capítulo 9. São apresentadas as interferências causadas no processo de digestão anaeróbia dos resíduos sólidos, além de indicar proporções adequadas de mistura de lodos de ETAs e resíduos sólidos urbanos, bem como o controle e o tratamento do percolado gerado nesses sistemas.

A reutilização do lodo de ETAs é abordada no Capítulo 10, com a proposição de imobilização da fase sólida desses resíduos em matrizes de argamassa e concreto. Também são estudados, para o mesmo uso, os agregados artificiais advindos da reciclagem dos resíduos de construção e demolição. A utilização conjunta desses materiais propiciou uma melhoria das características mecânicas dos concretos, indicando a utilização em contrapisos, argamassas de assentamento e blocos de concreto para vedação.

Capítulo 6

Critérios de Seleção de Áreas para Disposição Final de Resíduos Sólidos

*Luciana Paulo Gomes, Osmar Wöhl Coelho,
Diego Alfonso Erba e Maurício Veronez*

6.1 Introdução

Ao longo dos tempos, a humanidade intensificou o processo de urbanização e o desenvolvimento industrial, sem se preocupar, entretanto, com o uso racional dos recursos naturais. A indiferença em relação ao tipo de material consumido gerou a “era do descartável”, o que resultou em um dos maiores problemas da atualidade. O gerenciamento do lixo é visto como uma importante questão ambiental a ser solucionada, na medida em que sua má operação traz constantes riscos à saúde pública e ao meio ambiente. Somam-se a isso a falta de processos de tratamento e a falta de critérios na escolha de locais adequados para a disposição final dos resíduos gerados.

De acordo com o censo de 1996 do IBGE, 76% dos resíduos sólidos urbanos gerados eram descartados a céu aberto, 13% dos resíduos eram colocados em aterros controlados, 10%, em aterros sanitários, 0,9% ia para usinas de reciclagem e compostagem e 0,1% era incinerado. De lá para cá, infelizmente, o quadro é ainda pior, demonstrando a gravidade da situação.

Neste capítulo será tratada a questão da disposição final de resíduos sólidos. O processo de seleção de áreas para disposição final de resíduos sólidos é regulado pelo órgão ambiental estadual, o qual estabelece critérios técnicos a serem utilizados para este fim. Esses critérios são normalmente dirigidos para a avaliação de questões como: legislação de uso do solo, distâncias de cursos d’água, de manchas urbanas e de rodovias, profundidade das águas subterrâneas, declividade do terreno, tempo de utilização do aterro (vida útil) e seus usos futuros. Todos esses parâmetros se modificam ao longo do tempo, principalmente em função do crescimento demográfico e consequente expansão urbana, sendo que, paralelamente, as diversas atividades antrópicas alteram consideravelmente as características naturais.

Definir critérios técnicos para uma seleção segura de áreas para disposição final de resíduos sólidos foi o primeiro objetivo do projeto de pesquisa executado pelo Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas da Unisinos na segunda edição do PROSAB, Tema IV.

Neste capítulo apresenta-se uma abordagem crítica do problema, avaliando a adequação dos critérios atuais em relação às características ambientais, normalmente distintas de lugar para lugar, bem como da evolução e resultados da aplicação dos mesmos ao longo do tempo.

A partir dos resultados obtidos, propõem-se critérios para a seleção de áreas, incorporando técnicas de geoprocessamento com vistas à análise, à avaliação e ao gerenciamento do problema dos resíduos sólidos em âmbito municipal, exemplificado pelo estudo de caso do município de São Leopoldo, RS.

6.2 Geoprocessamento e Abordagem Metodológica

A NBR-10004 define resíduos sólidos como resíduos nos estados sólido e semi-sólido que resultam de atividades da comunidade – de origem industrial, doméstica, de serviços de saúde, comercial, agrícola, de serviços e da varrição –, além de lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, lodos gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição e determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpo d’água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível. Daí agrupam-se tanto resíduos sólidos urbanos (lixo), lodos de ETAs e lodos de ETEs. Esse material, doravante denominado apenas de resíduos sólidos, é a base dos estudos aqui detalhados.

É corrente o emprego dos 3Rs no gerenciamento de resíduos sólidos. Assim, trabalha-se com a Redução das quantidades geradas de resíduos, depois procura-se o Reaproveitamento desses materiais e finalmente busca-se a Reciclagem. Processos que visam a essa forma de gerenciamento podem ser enquadrados em sistemas de tratamento de resíduos. Para todo o material sem possibilidade de tratamento, os ditos rejeitos, é necessária a disposição final dos mesmos no meio ambiente.

Dentro das etapas do gerenciamento de resíduos sólidos, a coleta e o transporte estão razoavelmente resolvidos nas zonas urbanas das grandes cidades. Contudo, em termos de disposição final, observam-se problemas relativos à falta de critérios técnicos de projeto, operação e monitoramento para a seleção de áreas e implantação desses sistemas.

A área de conhecimento denominada geoprocessamento utiliza na manipulação de informação georreferenciada diferentes técnicas, instrumentos, hardware e software, de forma a coletar, armazenar e processar dados geocodificados.

A ferramenta de maior destaque dentro do geoprocessamento é o SIG (Sistema de Informação Geográfica), e provavelmente por essa razão muitas vezes os termos são utilizados como sinônimos, sendo que, na verdade, o segundo está

contido no primeiro. O SIG é protagonista, pois tem a capacidade de armazenar e processar dados provenientes de diferentes fontes e combiná-los para gerar informações relevantes, seja por meio de relatórios, gráficos ou cartografia temática. O SIG tem-se tornado essencial para a caracterização e análise dos fenômenos ocorrentes no espaço geográfico. Particularmente, atividades complexas, como o planejamento e a tomada de decisão, foram favorecidas pela possibilidade de processamento simultâneo de grandes quantidades de dados georreferenciados. A seleção de áreas para disposição final de resíduos sólidos é exemplo de atividade em que, com o emprego do geoprocessamento, se observa contundente melhora na qualidade dos resultados e facilidades em toda a operação.

A estratégia básica para utilização do SIG consiste na elaboração de um modelo abstrato do mundo real, o qual deve ser suficiente para permitir a avaliação dos fenômenos ou processos desejados. O processo baseia-se na coleta dos dados espaciais ou atributos necessários, os quais são armazenados e inter-relacionados de forma a constituir o modelo desejado. A resposta fornecida pelos modelos assim elaborados é então utilizada para o planejamento, a tomada de decisão e o monitoramento ambiental no âmbito municipal. A utilização bem-sucedida dessa ferramenta depende da seleção e da qualidade dos dados, de sua organização e inter-relação, da construção adequada do modelo e dos critérios utilizados para sua interpretação.

Embora relativamente recente no Brasil, a utilização do SIG abrange uma faixa diversificada de aplicações ambientais, como o estabelecimento de indicadores e modelo preditivo de erosão do solo (Pinto, 1998), detecção de conflitos de extração mineral em áreas urbanas (Pires & Santos, 1998) e determinação de indicadores de degradação ambiental (Brollo *et al.*, 1998), entre outras.

Especificamente quanto ao tema de seleção de áreas para disposição de resíduos sólidos, a utilização conjunta de critérios ambientais e institucionais, os quais são característicos de cada localidade em particular, tem caracterizado os trabalhos realizados. Alguns autores analisam a interação dinâmica de processos ambientais com a ação antrópica, como Brollo *et al.* (1998), que analisam de forma conjunta processos ambientais, como risco de erosão, escorregamento e inundação, associados ao uso atual do solo determinado por meio de imagens de satélite e da legislação vigente.

O modelo conceitual proposto neste trabalho comprehende a percepção do problema, disposição final de resíduos sólidos, estudado a partir de três pontos distintos de abordagem: o meio ambiente, o uso atual do solo e o contexto institucional, os quais estão relacionados a ele como fatores geradores do problema, ou então são diretamente afetados por ele.

Da análise equilibrada e inter-relação dos fatores ambientais, institucionais e antrópicos envolvidos no problema surgirão as alternativas para a alocação coerente de áreas para disposição dos resíduos sólidos e para sua gestão no âmbito municipal, integrando os métodos tradicionais com as novas tecnologias de caracterização e análise ambiental e utilizando ferramentas de geoprocessamento. A Figura 6.1 apresenta o modelo conceitual adotado.

A primeira etapa do processo de definição de critérios para seleção de áreas para disposição final de resíduos sólidos é identificar aquelas que são potencialmente aptas, tomando por base as características físicas e químicas dos resíduos e do meio ambiente. Os resultados deste estudo preliminar combinados com outras informações físicas e de legislação permitirão efetuar uma análise integrada da qual resultará a escolha final das áreas prioritárias para disposição dos resíduos.

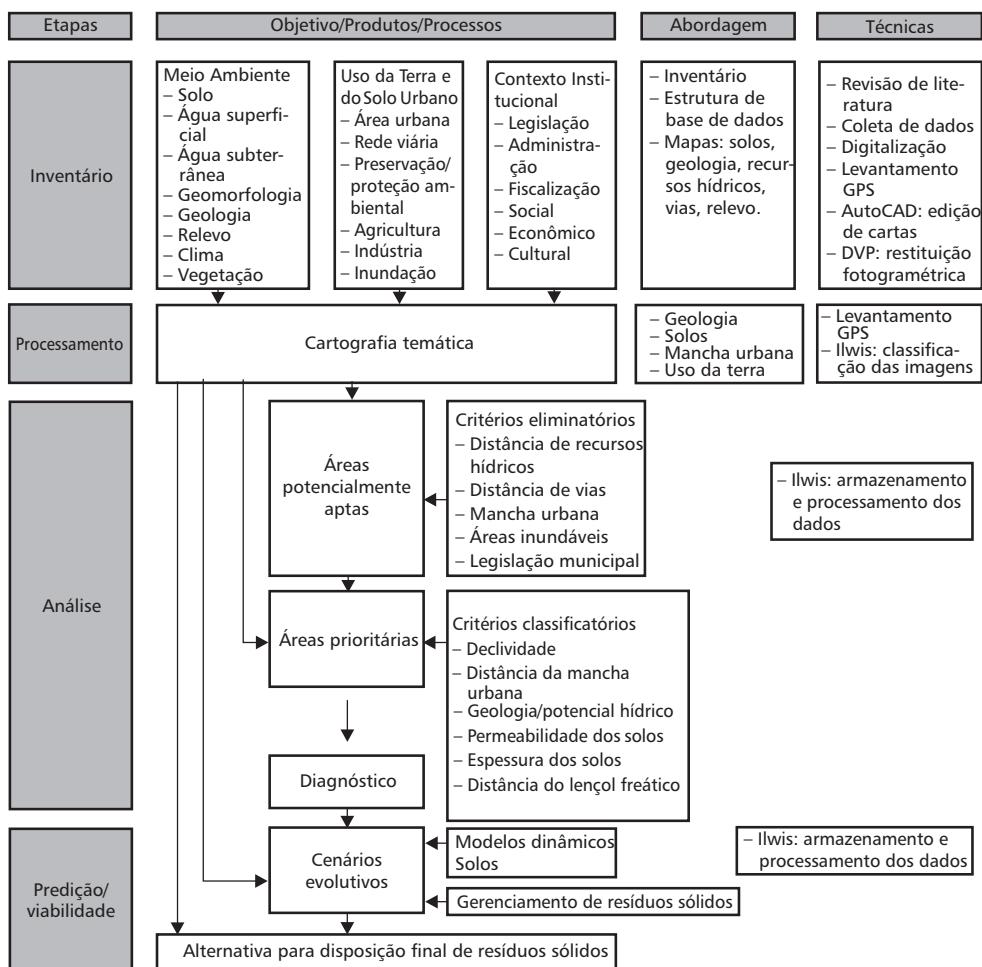


Figura 6.1 Abordagem metodológica – disposição final de resíduos sólidos.

6.2.1 Inventário

O primeiro passo é coletar, compilar e organizar os dados alfanuméricos e cartográficos referentes ao meio ambiente e aos resíduos a serem depositados (inventário).

Técnicas já consolidadas permitem gerar documentos cartográficos básicos que constituem os registros gráficos dos SIGs. Entre elas podem ser mencionadas: a topografia, utilizada nos casos em que as áreas são suficientemente reduzidas para que a curvatura terrestre não influencie o levantamento; a fotogrametria, que parte de aeroftogramas e elabora os documentos por meio de restituições; e a geodésia, que permite amarrar os levantamentos a um determinado sistema de referência preestabelecido (atualmente baseia-se de forma exclusiva na tecnologia do Sistema de Posicionamento Global – GPS).

O sistema de referência adotado oficialmente pelo Brasil para a elaboração de bases cartográficas é definido pela projeção UTM (Universal Transverso de Mercator) associada ao elipsóide de referência internacional SAD-69 (South American Datum). Entre as vantagens do sistema podem ser citadas: a propriedade de conformidade (a forma das áreas representadas não se altera) e a facilidade de interpretação e medição de distâncias (devido ao fato de as mesmas serem expressas em metros).

A base cartográfica digital pode ser estruturada a partir da digitalização das cartas correspondentes ao mapeamento sistemático brasileiro na escala 1:50.000, discriminando-se os seguintes níveis de informação: vias, recursos hídricos, vegetação e relevo. Os arquivos vetoriais assim gerados podem ser facilmente importados para o ambiente do SIG.

Determinados elementos que não constam freqüentemente da base cartográfica, como poços artesianos, áreas de uso atual do solo, usinas, pontos de amostra de solos etc., podem ser facilmente incorporados a ela a partir de sua identificação e georreferenciamento a campo, utilizando equipamento GPS.

O GPS é composto de três segmentos: 1. o segmento espacial, constituído pelos satélites; 2. o segmento de controle, constituído por uma estação “máster” e cinco estações terrestres; e 3. o segmento do usuário, que compreende o conjunto de usuários civis e militares do sistema GPS.

6.2.2 Processamento

Todos os dados de caracterização e posicionamento são registrados no banco de dados espacial do SIG.

Outra ferramenta muito utilizada no geoprocessamento é o sensoriamento remoto, o qual comprehende um conjunto de técnicas que utilizam sensores para captar e registrar a energia refletida ou emitida por objetos, sem ter contato direto com os mesmos. Atualmente, inúmeros satélites transportam a bordo sensores que têm a capacidade de gerar diferentes tipos de imagens, cada uma com aplicações específicas.

Na área de meio ambiente, as imagens mais utilizadas no Brasil são as produzidas pelos satélites da série LANDSAT e SPOT. Quando se pretende mapear o uso da terra em nível municipal (como no caso do estudo de áreas para disposição final de resíduos e valorização agrícola de solos com a aplicação de lodos de ETEs),

as resoluções geométrica e espectral do LANDSAT são apropriadas, apresentando também uma boa relação de custo-benefício.

No caso específico do mapeamento do uso da terra a partir da imagem LANDSAT, as bandas mais apropriadas são: a 3, pois nesta faixa do espectro eletromagnético a vegetação verde apresenta grande absorção (portanto, fica escura), permitindo delimitar claramente as manchas urbanas; a banda 4, pois neste intervalo espectral os corpos d'água absorvem muita energia e ficam escuros, somada à sensibilidade a morfologia do terreno, permitindo a obtenção de informações sobre geomorfologia, solos e geologia; e a banda 5, pois apresenta sensibilidade ao teor de umidade das plantas. A imagem é processada no ambiente do SIG, gerando-se a carta de uso da terra mediante o processo de classificação supervisionada.

6.2.3 Análise

6.2.3.1 Identificação de Áreas Potencialmente Aptas

Vários são os critérios eliminatórios empregados, a maioria com o objetivo de cumprir a Legislação Ambiental vigente, obtendo-se a localização das áreas potencialmente aptas à disposição de resíduos sólidos. O método aqui proposto analisa cinco critérios eliminatórios: distância de recursos hídricos, distância de vias, mancha urbana, áreas inundáveis e legislação municipal.

Distância de Recursos Hídricos

No que se refere à proximidade de recursos hídricos foi tomada por padrão a distância mínima de 200 metros. Essa metragem se baseia no critério de distanciamento que atende à Portaria nº 124 de 20/8/80 do Ministério do Interior, a qual estabelece que “quaisquer indústrias potencialmente poluidoras, bem como as construções ou estruturas que armazenam substâncias capazes de causar poluição hídrica, devem ficar a uma distância mínima de 200 metros de coleções hídricas ou cursos d'água mais próximos”. Paralelamente, a NBR 8419 de 3/84 cita a necessidade de avaliação da bacia e sub-bacia hidrográfica onde se localizará um aterro sanitário. Já o artigo 6º da Lei Estadual nº 9.921/93, que dispõe sobre resíduos sólidos no Estado do Rio Grande do Sul, indica que devem ser tomadas medidas de proteção das águas superficiais, sub-superficiais e subterrâneas, obedecendo às normas e critérios técnicos estabelecidos pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental (Fepam). Um desses critérios é o distanciamento mínimo de 200 metros entre o local de deposição dos resíduos sólidos e a cota máxima de inundação. Observa-se que as leis municipais de várias localidades brasileiras incluem esse critério específico, reforçando ainda mais seu uso.

Distância de Vias

Em relação à distância de vias foi adotado o valor de 100 metros do eixo de rodovias federais e estaduais, tomando por base os estudos de Vieira *et al.* (1999) e as disposições de Metroplan (1998).

Mancha Urbana

A mancha urbana foi identificada na classificação da imagem de satélite LANDSAT TM5, considerando-se apenas aquelas com área maior que 0,5 hectare. Este valor corresponde à área mínima usualmente empregada para a adoção de sistemas de tratamento e/ou disposição final de resíduos sólidos.

Áreas Inundáveis

Segundo o Código Estadual do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul, áreas sujeitas a inundações são aquelas que equivalem às várzeas, as quais chegam à cota máxima de extravasamento de um corpo d'água quando ocorre máxima vazão em virtude de grande pluviosidade. Essas áreas são impróprias à disposição de resíduos sólidos em virtude da possibilidade de contaminação dos recursos hídricos pelos líquidos gerados nos sistemas de aterramento.

No SIG, identificaram-se essas áreas a partir das curvas de nível segundo uma equidistância vertical de 1 metro, representadas na cartografia existente da Prefeitura Municipal proveniente de uma restituição aerofotogramétrica na escala de 1:2.000, junto ao dado de cheia máxima na região.

Legislação Municipal

Critérios referentes à legislação do município em estudo deverão ser analisados. As especificidades de cada município implicarão posicionamentos diferenciados no que diz respeito às questões ambientais. Este fato não se torna um problema em termos de operacionalização da metodologia proposta, já que no SIG os parâmetros são facilmente modificáveis de acordo com as necessidades.

A Tabela 6.1 resume os critérios eliminatórios utilizados, os quais resultaram na definição das áreas potencialmente aptas à disposição final de resíduos sólidos.

Tabela 6.1 Critérios eliminatórios para disposição final de resíduos sólidos.

Critério	Faixa de avaliação para consideração de área potencialmente apta
1. Distância de recursos hídricos	\geq 200 metros
2. Distância de vias	\geq 100 metros
3. Mancha urbana	Classificação da imagem de satélite
4. Áreas inundáveis	\geq cota de cheia
5. Legislação municipal	Específica para cada município

6.2.3.2 Identificação de Áreas Prioritárias

Tendo sido selecionadas as áreas potenciais, procede-se à definição das áreas prioritárias a partir das restrições decorrentes dos seguintes critérios: declividade do terreno, distância aos centros urbanos, geologia/potencial hídrico, permeabilidade e

espessura dos solos e profundidade do lençol freático. Para cada caso foi atribuído um peso diferente, cada um deles devidamente justificado a seguir.

Declividade

A carta de declividades pode ser realizada manualmente, utilizando a carta de curvas de nível e um ábaco, ou mediante as ferramentas disponíveis no SIG. Neste último caso, é necessário gerar, em primeira instância, o MDT (Modelo Digital do Terreno) a partir de um arquivo de pontos cotados e/ou das curvas de nível. Esses dados planialtimétricos provêm de levantamentos topográficos e/ou GPS, restituições fotogramétricas ou digitalização das cartas-base correspondentes ao mapeamento sistemático brasileiro.

A importância desse critério pode ser verificada em termos de preservação do solo, pois, além de ser um fator restritivo do uso para a disposição de resíduos sólidos urbanos, limita o transporte do material até o local. Foi feita a divisão desse parâmetro nas seguintes classes: Alta: > 30%, Média: 20%-30%, Baixa: 10%-20%, Muito baixa: 3%-10% e Plana: < 3%. As notas atribuídas foram 1 a 5, respectivamente, pois considerou-se a classe Plana a mais adequada ao uso pretendido, em função das facilidades de implantação dos sistemas de disposição final de resíduos. O peso dado a esse critério foi 1, em uma escala que variou de 1 a 3.

A característica principal considerada na avaliação foi a facilidade de implantação do sistema de disposição final de resíduos sólidos.

Distância aos Centros Urbanos

Adotaram-se cinco valores de distanciamento para a mancha urbana (100, 250, 500, 1.000 e 2.000 metros), a partir dos quais se procedeu à seleção de áreas. Orth & Mota (1999), em trabalho desenvolvido na região metropolitana de São Paulo, indicam a distância mínima de 500 metros de núcleos populacionais como característica “desejável”, não sendo, desse modo, considerada obrigatória ou restritiva à implantação de um aterro sanitário. Já Araújo *et al.* (1999) indicam como aceitável um distanciamento mínimo de 2 quilômetros do perímetro urbano, considerando distâncias menores inadequadas à instalação de aterros sanitários. Em Vieira *et al.* (1999) também foram adotados três valores (500, 1.000 e 2.000 metros) para distanciamento de mancha urbana, os mesmos utilizados em Metroplan (1998). O peso atribuído para esse critério foi 3 (máximo).

Geologia – Potencial Hídrico

As unidades geológicas foram agrupadas de acordo com seu potencial hídrico, considerando-se a crescente preocupação com a escassez de água. A característica de potencialidade hídrica de uma unidade geológica é inversamente proporcional à potencialidade da área em receber resíduos sólidos para disposição final. Para esse critério foi atribuído o peso 3.

Solos

São duas as etapas iniciais para a elaboração de um mapa de solos (normalmente inexistente nos municípios): interpretações de aerofotografias e reambulação a

campo. Desses processos resulta a carta preliminar de solos do município. O próximo passo trata da descrição de perfis de solos a campo, coleta de amostras e estabelecimento da legenda preliminar do levantamento de solos, segundo metodologia de Lemos & Santos (1996). Para as análises físicas e químicas das amostras coletadas empregou-se o método da Embrapa (1997). A partir desses dados e do ajuste da fotointerpretação elabora-se a carta definitiva de solos do município.

Dentro do espectro de variáveis que caracterizam os solos, foram considerados com especial atenção a permeabilidade e a espessura das camadas.

Permeabilidade do Solo: Para o uso avaliado, disposição final de resíduos sólidos, classificou-se a permeabilidade [parâmetro que mede a maior ou menor facilidade com que a água percola através de um meio poroso, Azevedo & Albuquerque Filho (1998)] em cinco faixas: permeabilidade $\geq 10^{-3}$ cm/s – infiltração alta; permeabilidade entre 10^{-3} e 10^{-4} cm/s – média infiltração; permeabilidade entre 10^{-4} e 10^{-5} cm/s – baixa infiltração; permeabilidade entre 10^{-5} e 10^{-7} cm/s – infiltração muito baixa; e permeabilidade $\leq 10^{-7}$ cm/s – praticamente impermeável. Em termos de notas, pontuaram-se as classes de permeabilidade em 1, 2, 4, 5 e 5, respectivamente. O peso adotado para esse critério foi 2.

Espessura do Solo: Este critério justifica-se pela relevância que essa variável tem na implantação e, principalmente, na operação em relação à disponibilidade, no local, de material de empréstimo para cobertura das células de resíduos (no caso de aterro sanitário). O custo de transporte é atualmente um fator preponderante, logo a existência, no local, de solo passível de boa compactação classifica positivamente determinada área.

Adotou-se nota 0 (zero) para solos com horizonte B menor que 0,5 metro; nota 1 para aqueles nos quais essa faixa varia entre 0,5 e 1 metro; nota 3 para os solos em que o horizonte B está entre 1 e 2 metros; e nota 5 quando o horizonte B apresenta espessura maior que 2 metros. O peso desse mapa também foi adotado como 2.

A escolha do horizonte B para esse critério se deve ao fato de que a camada A normalmente é retirada nas etapas iniciais de movimentação de terra e obras de infra-estrutura.

Profundidade do Lençol Freático

Embora este dado seja fundamental para a avaliação pretendida, infelizmente poucos são os levantamentos de cotas do lençol freático e dificilmente os municípios dispõem desses valores.

Para esse critério adotou-se a seguinte pontuação: nota = 0 para lençol freático a menos de 1 metro de profundidade, nota = 1 para profundidades entre 1 e 2 metros, nota = 4 para profundidades entre 2 e 4 metros e nota = 5 para lençol freático a mais de 4 metros do nível do terreno. O peso desse critério foi 3, pela importância em garantir a qualidade das fontes de abastecimento de água para a comunidade. A Tabela 6.2 resume os critérios classificatórios adotados neste trabalho.

Tabela 6.2 Critérios classificatórios e faixas de pontuação.

Critério	Faixa de avaliação	Nota	Peso
1. Declividade (em função de facilidade de implantação)	Alta: > 30% Média: 20%-30% Baixa: 10%-20% Muito baixa: 3%-10% Plana: < 3%	1 2 3 4 5	1
2. Distância da mancha urbana	100-250 m 250-500 m 500-1.000 m 1000-2.000 m > 2.000 m	1 2 3 4 5	3
3. Geologia – potencial hídrico	Alto: Botucatu Médio: Quaternário Baixo: Sanga do Cabral	0 2 4	3
4. Permeabilidade do solo	Infiltração alta: $\geq 10^{-3}$ cm/s Infiltração média: 10^{-3} - 10^{-4} cm/s Infiltração baixa: 10^{-4} - 10^{-5} cm/s Infiltração muito baixa: $< 10^{-5}$ cm/s	1 2 4 5	2
5. Espessura do solo	< 0,5 m 0,5-1 m 1-2 m > 2 m	0 1 3 5	2
6. Profundidade do lençol freático	< 1 m 1-2 m 2-4 m > 4 m	0 1 4 5	3

Além da análise para definição das áreas prioritárias é possível a avaliação de questões específicas de interesse ambiental, como, por exemplo, a determinação da vulnerabilidade de aquíferos. A carta de vulnerabilidade do aquífero é obtida a partir da utilização dos critérios “permeabilidade do solo”, “espessura do solo”, “distância do lençol freático” e “declividade do terreno”. Todas as classes anteriormente definidas valem agora à exceção da “declividade”. Esse critério deve ser avaliado como fator condicionante da maior ou menor infiltração de água e dos líquidos gerados no sistema de disposição final de resíduos (chorume), pois quanto maior a declividade, menor a infiltração de água no solo, com maior escorrimento superficial. Assim, classificaram-se as áreas planas com a menor nota (nota = 1) e, em ordem crescente, até nota = 5 para as áreas de alta declividade. O peso de cada critério avaliado foi o mesmo citado nas etapas anteriores.

6.2.4 Previsão/Viabilidade

A análise da vida útil e dos usos futuros dessas áreas complementam o diagnóstico obtido com a verificação dos critérios anteriormente estudados. Pode-se ainda indicar futuros critérios, parâmetros e pontos de amostragem das áreas selecionadas, com vistas ao monitoramento e reavaliação do projeto do sistema de disposição final de resíduos sólidos a ser implantado. Essa etapa se justifica na medida em que continua e complementa os dados anteriores, servindo de base para adoção de medidas corretivas e de redirecionamento do projeto como um todo e para aplicação no município estudado. De forma prática, essa etapa ocorrerá quando o município estudado efetivamente colocar em uso a metodologia aqui sugerida.

6.3 Estudo de Caso – Seleção de Áreas para Disposição Final de Resíduos no Município de São Leopoldo, RS

6.3.1 Caracterização do Município

O município de São Leopoldo possui área de 100,5 km² e inclui-se na região metropolitana de Porto Alegre. Apresenta altitude média de 26 metros acima do nível do mar e ocupa 2,95% da área da bacia de drenagem do Rio dos Sinos, onde está inserido. O clima predominante é o subtropical, em que a temperatura média é de 19,8°C. A região apresenta índices pluviométricos com médias anuais próximas a 1.600 mm. O município tem população de 193.403 habitantes (IBGE, dados preliminares do censo de 2000) e sua economia é baseada na indústria, principalmente coureiro-calçadista. São Leopoldo limita-se ao norte com Estância Velha, ao sul com Sapucaia do Sul, ao leste com Novo Hamburgo e a oeste com o município de Portão.

6.3.2 Cartografia

A base cartográfica foi estruturada a partir da digitalização das folhas MI-2970/4 e MI-2970/2, correspondentes ao mapeamento sistemático brasileiro na escala 1:50.000, utilizando-se mesa digitalizadora e aplicativo CAD. Algumas cartas em escalas maiores existentes na prefeitura municipal encontravam-se georreferenciadas ao sistema de projeção cartográfica Gauss-Kruger, o qual exigiu efetuar sua transformação para UTM.

Detalhes complementares, como a localização da usina de reciclagem e compostagem de resíduos sólidos domésticos, os pontos de apoio para a restituição fotogramétrica e os pontos de amostragem de solos, foram medidos mediante par de receptores GPS topográficos e incorporados à base cartográfica. Todos os levantamentos realizados no projeto da Unisinos empregaram receptores GPS com aplicação do método relativo estático. Foi utilizado como base o ponto fixo localizado no Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas da Unisinos, denominado RN-01.

6.3.3 Cartografia Temática

Quanto à cartografia temática, a carta de solos foi elaborada por restituição digital utilizando-se o sistema DVP (Digital Vídeo Plotter), partindo de aerofotogramas na escala 1:60.000.

A carta geológica foi elaborada na escala 1:50.000 a partir da carta desenhada por Zeltzer *et al.* (1992), complementando-a com dados de Lavina (1999).

A carta de declividades foi elaborada a partir das curvas de nível, digitalizada mediante o aplicativo AutoCAD e importada para o ambiente do sistema Ilwis.

A carta de uso da terra foi elaborada por interpretação supervisionada da imagem LANDSAT TM 5, sendo que a chave de interpretação foi estruturada no sistema SIG e elaborada a partir de dados obtidos em campo.

6.3.4 Considerações Específicas para o Município de São Leopoldo, RS

Na lei de parcelamento do solo urbano, em São Leopoldo, a distância mínima exigida para a construção na beira de vias municipais é de 15 metros, menos restritiva do que o critério do método proposto: distância mínima de 100 metros.

Para o município de São Leopoldo, os outros critérios eliminatórios do método proposto são mais restritivos que a legislação municipal. O único ponto considerado, ainda não abordado pelo estudo, foi a proteção a topos de morros com inclinação superior a 30° (Lei 2134 – Parcelamento do solo urbano, 2/jan./1981).

Em termos de unidades geológicas, observa-se em São Leopoldo a Formação Botucatu, com alto potencial hídrico, adotando-se uma nota baixa (0) para a disposição de resíduos na região do referido aquífero. A classe “Quaternário” (predominantemente composta por materiais com baixas porosidade e permeabilidade) foi considerada de médio potencial hídrico, com nota 2. Finalmente, para a Formação Sanga do Cabral, com baixo potencial hídrico, a pontuação foi 4.

O mapa de solos de São Leopoldo identificou a ocorrência das seguintes classes de solo no município: Solo 1: gleissolos e planossolos háplicos, Solo 2: argissolos amarelos eutróficos, Solo 3: argissolos vermelhos distróficos típicos ou abrupticos e Solo 4: nitossolos vermelhos distróficos argissólicos. Essa classificação taxonômica segue os padrões do sistema brasileiro de classificação de solos (Embrapa, 1999).

6.3.5 Resultados

A carta de uso da terra é apresentada em formato “raster” e indicada na Figura 6.2.

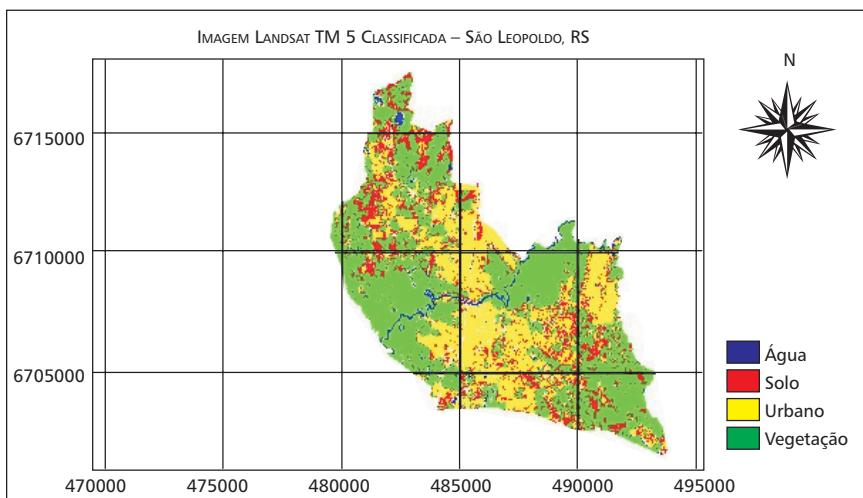


Figura 6.2 Carta de uso da terra.

A Figura 6.3 exemplifica a carta com resultados da avaliação de um dos critérios eliminatórios: distância de recursos hídricos. A Figura 6.4 indica a carta com o somatório dos cinco critérios eliminatórios propostos neste trabalho para o caso do município de São Leopoldo, RS.

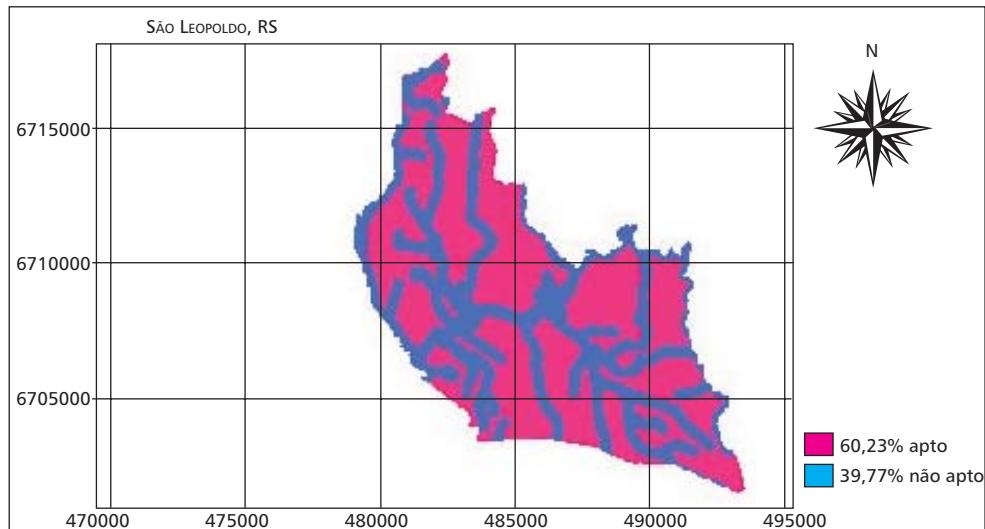


Figura 6.3 Critério eliminatório – distância dos recursos hídricos.

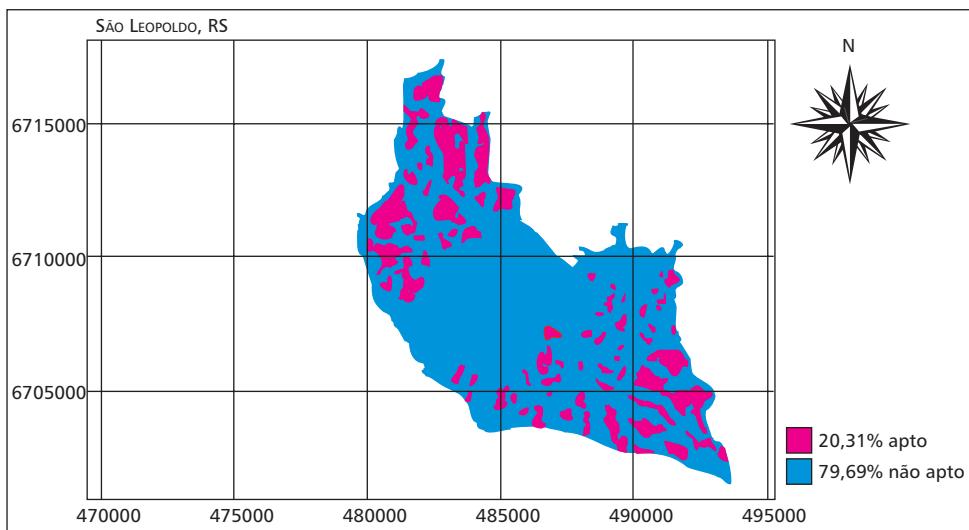


Figura 6.4 Áreas potencialmente aptas para disposição de resíduos sólidos no município de São Leopoldo, RS.

Outros resultados possíveis de ser visualizados e que foram empregados no SIG são apresentados nas Figuras 6.5 e 6.6, carta geológica e de solos do município de São Leopoldo, respectivamente. Finalmente, a Figura 6.7 apresenta as áreas aptas para disposição final de resíduos sólidos no município estudado.

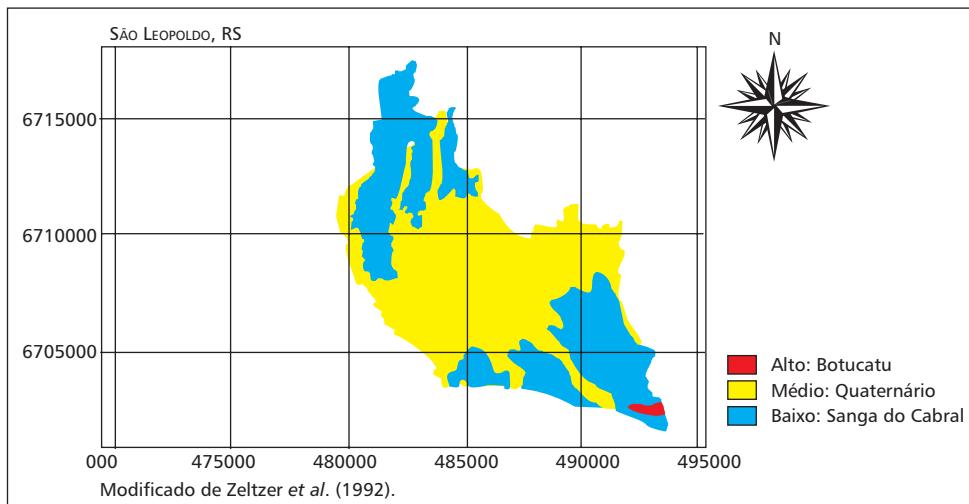


Figura 6.5 Carta geológica.

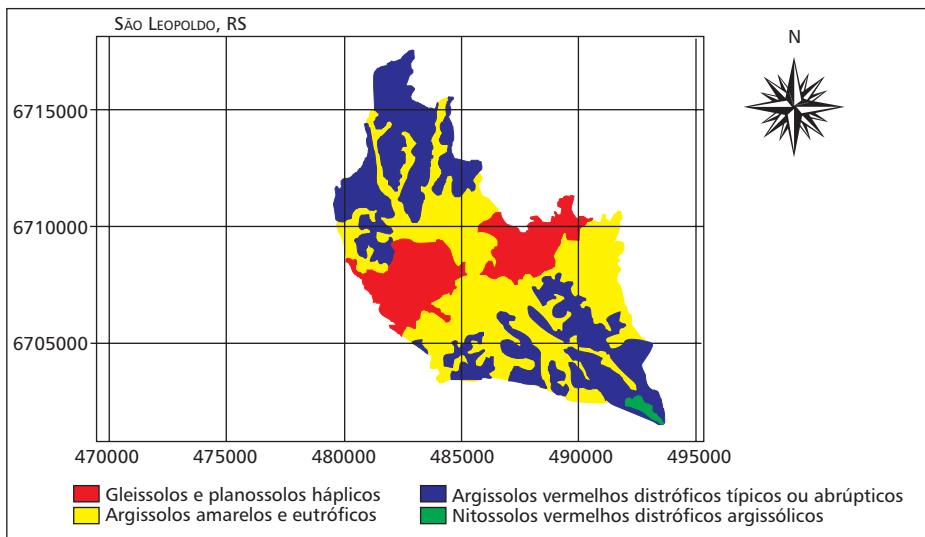


Figura 6.6 Carta de solos.

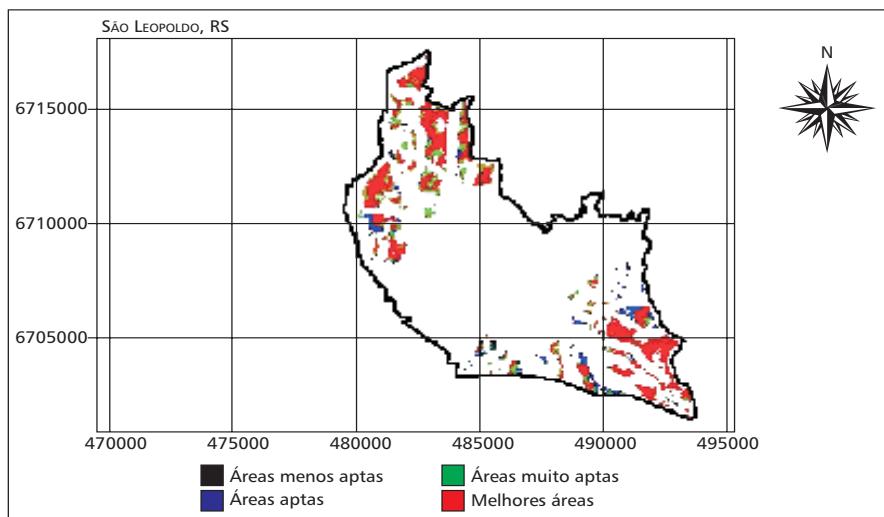


Figura 6.7 Áreas aptas para disposição de resíduos sólidos no município de São Leopoldo, RS.

Uma aplicação imediata, referente ao município estudado, é indicada na Figura 6.8. Com os resultados obtidos, a localização da ampliação da usina de reciclagem e compostagem de resíduos sólidos poderá ser reavaliada, considerando-se os critérios ora apresentados. A área próxima à atual usina, ao norte desta, é compatível com os critérios estudados, bastando neste momento o estudo específico de implantação e projetos técnicos do aterro sanitário e sistemas de tratamento de chorume na área selecionada.

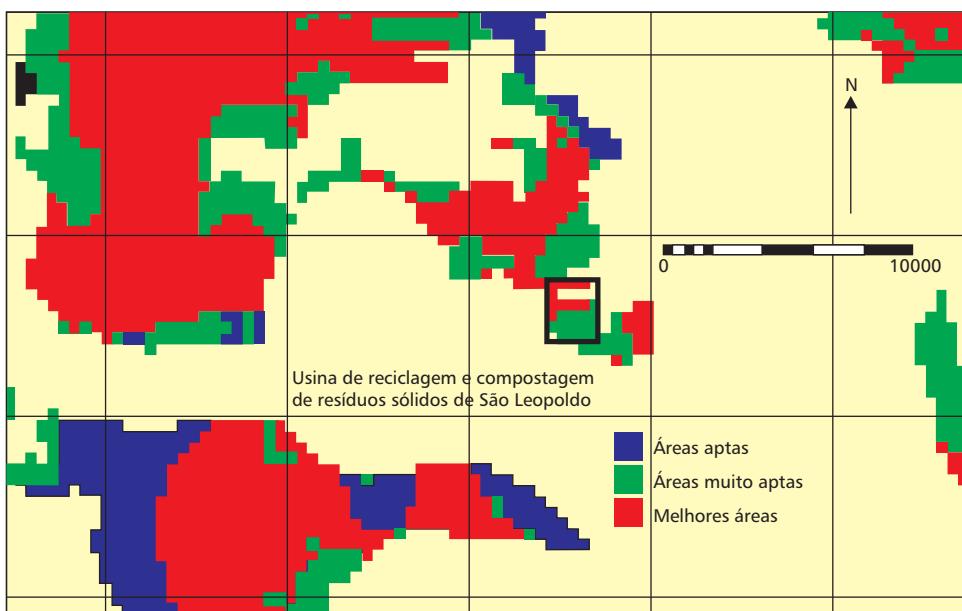


Figura 6.8 Ampliação da área da atual usina de reciclagem e compostagem de lixo de São Leopoldo, RS.

6.3.6 Conclusões

A etapa inicial de levantamento de dados é fundamental para a obtenção de resultados aceitáveis. A boa relação entre o órgão público (prefeitura) e a universidade (executora do projeto) deve ser considerada nesse momento, com o repasse de todas as informações disponíveis. Dados existentes na forma de cartas (cartas do exército, escala 1:50.000), mapas, fotos aéreas e outros dados de gerenciamento de resíduos e uso da terra e do solo urbano, incluindo a legislação, deverão ser considerados como condição preliminar mínima para a execução de trabalhos desse porte e que apliquem a tecnologia do geoprocessamento.

Adotou-se a escala 1:50.000 como escala de trabalho em função da facilidade de obtenção de dados nessa ordem de grandeza nos municípios. Dados de detalhe nem sempre estão disponíveis nas prefeituras, o que dificultaria a aplicação dessa metodologia por uma grande parcela dos municípios brasileiros.

No caso de São Leopoldo, existem dados na escala 1:2.000 (hidrografia e topografia), portanto, foi possível a comparação com os resultados encontrados na escala adotada de 1:50.000. Observaram-se diferenças nos resultados finais da ordem de aproximadamente 50%, ou seja, houve uma diminuição na metade das áreas aptas à disposição de resíduos sólidos no município. Em termos práticos, trabalhar com a hidrografia em escala de detalhe pode eliminar áreas adequadas que poderiam ser utilizadas se houvesse o emprego de algum sistema de engenharia para proteção dos pequenos arroios. A análise com a escala 1:50.000 fica condicionada a verificações em campo das áreas prioritárias, com a execução de determinações físicas no local (permeabilidade, sondagens etc.) para confirmação da escolha. O ganho com o emprego do geoprocessamento está no indicativo preliminar de, para o caso de São Leopoldo, apontar áreas que equivalem a 11,3% ou 11 km² do município ou, ainda, 24,2% da área rural do município, facilitando sobremaneira a solução do problema.

Consideram-se importantes o cadastramento e a fiscalização dos órgãos municipais e estaduais sobre a localização de poços rasos (para o caso de obtenção de características do lençol freático) e de poços artesianos (para análise dos aquíferos). Observa-se essa preocupação com a inclusão dessa questão no recente Código Estadual do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul (Diário Oficial do Estado, 3/agosto/2000, Lei 11520), o qual cita:

- A vulnerabilidade dos lençóis d'água subterrâneos será prioritariamente considerada na escolha da melhor alternativa de localização de empreendimentos de qualquer natureza, potencialmente poluidores das águas subterrâneas.
- Nas regiões de recursos hídricos escassos, a implantação de loteamentos, projetos de irrigação e colonização, distritos industriais e outros empreendimentos que impliquem intensa utilização de águas subterrâneas ou impermeabilização de significativas porções de terreno deverá ser feita de forma a preservar ao máximo o ciclo hidrológico original, a ser observado no processo de licenciamento.
- Na elaboração de Planos Diretores e outros instrumentos de planejamento urbano deverão ser indicados:
 - a posição dos lençóis de águas subterrâneas vulneráveis;
 - as áreas reservadas para o tratamento e o destino final das águas residuárias e dos resíduos sólidos, quando couber.

O geoprocessamento aplicado ao uso estudado está disponível para a prefeitura conveniada (São Leopoldo). Futuras adequações no sistema, à medida que os dados de entrada sofrerem modificações, poderão ser implementadas. A aplicação dos resultados, em São Leopoldo, depende apenas do interesse da prefeitura em colocar em prática os dados disponibilizados com essa pesquisa.

Outros municípios poderão empregar a metodologia desenvolvida, sendo bem poucos os ajustes necessários a cada caso. Basicamente referem-se à legislação municipal e às características ambientais do município. Os critérios indicados na metodologia servirão de base para a utilização em qualquer sistema de informações geográficas.

Já se utiliza a metodologia aqui desenvolvida, com sucesso, nos municípios de Santo Antônio da Patrulha, Igrejinha e Presidente Lucena, todos no Rio Grande do Sul, além de estar previsto seu uso para o município de Goiânia, GO.

6.5 Referências Bibliográficas

- ARAÚJO, P.C.; RIEDEL, P.S.; BROLLO, M.J.; VEDVELLO, R. (1999). Aplicação do método multicritério em sistemas de informação geográfica na escolha de locais para a disposição de resíduos sólidos no município de Americana, SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA, 9., São Paulo, 1999. *Anais*. São Paulo: ABGE. p.30-42.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1987). *NBR 10004 – Resíduos Sólidos*. Rio de Janeiro.
- AZEVEDO, A.A.; ALBUQUERQUE FILHO, J.L. (1998). Águas subterrâneas. In: OLIVEIRA, A.M.S.; BRITO, N.A. eds. *Geologia de engenharia*. São Paulo, ABGE. p.110-130.
- BROLLO, M.J.; VEDOVELLO, R.; HOLL, M.C. (1998). O estudo de áreas degradadas em cartografia geotécnica voltada ao planejamento ambiental: a experiência do Instituto Geológico. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CARTOGRAFIA GEOTÉCNICA, 3., Florianópolis, 1998. *Anais*. Florianópolis, ABGE, CD-ROM.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (1997). *Manual de métodos de análise de solo*. 2.ed. Rio de Janeiro. 212p.
- EMBRAPA (1999). *Sistema de classificação de solos*. Brasília. 412p.
- IBGE, Censo 2000 – Dados preliminares. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em 10 mar. 2001.
- LAVINA, E. (1999). *Comunicação pessoal*.
- LEMOS, R.C.; SANTOS, R.D. (1996). *Manual de Descrição e Coleta de Solos no Campo*. 3.ed. Campinas, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo/Centro Nacional de Pesquisa em Solo. p.83.
- METROPLAN (1998). *Seleção de áreas para tratamento e disposição final de resíduos sólidos na região metropolitana de Porto Alegre, RS: etapa 2*. Porto Alegre, CPRM. 67p.
- ORTH, M.H. de A.; MOTA, F.S. (1999). A situação dos aterros sanitários na Grande São Paulo. In: RESID'99 – SEMINÁRIO SOBRE RESÍDUOS SÓLIDOS, São Paulo, *Anais*. São Paulo, 1999. ABGE. p.97-110.
- PINTO, S. dos A.F. (1998). Geoprocessamento aplicado à caracterização de indicador da erosão do solo: exemplo da bacia hidrográfica do Ribeirão Claro (SP). In: SIMPÓSIO NACIONAL DE CONTROLE DA EROSÃO, 6., Presidente Prudente, 1998. *Anais*. Presidente Prudente, ABGE, CD-ROM.

- PIRES, J.L.; SANTOS, G.T. (1998). Mapeamento e cadastramento de áreas degradadas pela extração mineral no município de São José. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CARTOGRAFIA GEOTÉCNICA, 3., Florianópolis, 1998. *Anais*. Florianópolis, ABGE, CD-ROM.
- RIO GRANDE DO SUL. Código Estadual do Meio Ambiente. Lei nº 11520, de agosto de 2000. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente do RS. *Diário Oficial do Estado*, Porto Alegre, 3/agosto/2000.
- VIEIRA, S.J.; LAPOLLI, E.M.; LAPOLLI, F.R. (1999). Escolha de áreas para o tratamento e disposição final de resíduos sólidos: Florianópolis, SC. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., Rio de Janeiro, 1999. *Anais*. Rio de Janeiro, ABES, CD-ROM.
- ZELTZER, F.; PAULA, C.C.; NOWATSKY, C.H. (1992). *Mapa geológico da folha de São Leopoldo, RS: escala 1:50000*. Estudos Tecnológicos. Acta Geológica Leopoldensia: série mapas, São Leopoldo, Unisinos.

Capítulo 7

Critérios de Seleção de Áreas para Reciclagem Agrícola de Lodos de Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs)

Luciana Paulo Gomes, Osmar Wöhl Coelho, Aureliano Nogueira da Costa e Marcos Omir Marques

7.1 Introdução

A valorização agrícola de solos com a aplicação de lodos de ETEs, segunda parte do projeto da Unisinos, não se restringe apenas ao descarte ambientalmente adequado desse resíduo, devendo seu uso ser direcionado à recuperação de solos com possibilidades de retorno econômico positivo para a atividade agrícola.

Essa abordagem do problema é distinta do enfoque tradicionalmente utilizado no descarte de resíduos, uma vez que, além da legislação vigente e dos critérios de proteção ambiental, também devem ser considerados os atributos dos solos em relação a seu uso agrícola. Essa visão é mais abrangente do que o simples descarte, já que implica o conhecimento do meio físico no espaço geográfico do município, inserindo a disposição do lodo no contexto sócio-econômico e no planejamento municipal.

A reciclagem de lodos de ETEs, visando à valorização de solos, representa uma alternativa técnica, econômica e ambientalmente segura. O material orgânico presente nesses resíduos aumenta a resistência dos solos à erosão, além de ser excelente fonte de nutrientes, principalmente de nitrogênio e fósforo, constituindo-se em boa alternativa para regiões agrícolas, especialmente aquelas caracterizadas pelo uso intensivo do solo ou onde há a proposição de técnicas de reflorestamento.

Essa questão é amplamente abordada neste capítulo, considerando tanto critérios técnicos de engenharia e a legislação vigente quanto critérios de proteção ambiental e de aptidão agrícola dos solos.

A análise do problema, em relação ao planejamento e à gestão da disposição do lodo, é conduzida com a utilização conjunta de métodos tradicionais e de

técnicas de geoprocessamento, como o sensoriamento remoto e sistemas de informação geográfica.

O estudo de caso realizado em São Leopoldo, RS, é aqui apresentado com o objetivo de verificar a adequação da metodologia preconizada, avaliando-se, ao final do capítulo, os resultados obtidos e os cenários evolutivos da utilização agrícola do lodo no espaço geográfico municipal.

7.2 Aspectos Técnicos, Abrangência e Inter-relações da Reciclagem Agrícola do Lodo de ETEs

Questões referentes à geração e ao tratamento de lodos de ETEs e os conseqüentes impactos ambientais advindos da utilização agrícola dos mesmos foram amplamente discutidos nos capítulos anteriores. Cabe, entretanto, ressaltar que não são muitas as alternativas técnicas adequadas para a disposição final desse tipo de resíduo. Uma delas é o emprego de aterros sanitários, onde seriam dispostos os lodos em co-disposição com os resíduos domésticos.

Nesses aterros é feita a co-disposição dos lodos e dos resíduos domésticos, o que pode significar aumento da área inicial necessária para a disposição apenas dos resíduos sólidos urbanos.

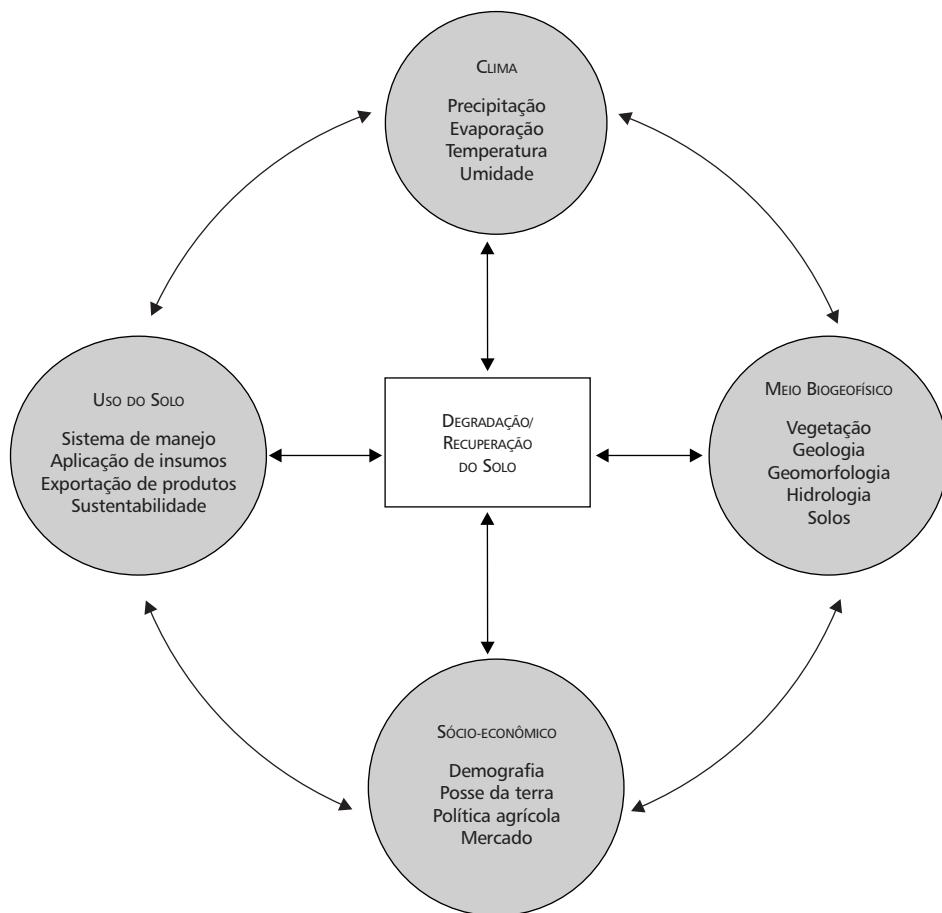
A incineração é outra alternativa, embora, para a maioria dos casos brasileiros, em função dos altos custos, seja considerada inviável.

A valorização agrícola do lodo de ETEs, por intermédio de sua aplicação nos solos, não se restringe apenas ao descarte ambientalmente adequado desse resíduo, devendo seu uso ser direcionado à recuperação de solos com possibilidades de retorno econômico para a atividade agrícola.

Com este objetivo, a disposição final do lodo deve ter um enfoque mais amplo, transcendendo os critérios técnicos usuais e passando a incorporar fatores ambientais, sociais e econômicos envolvidos na questão. Neste contexto, a tomada de decisão, o planejamento e a gestão da disposição do lodo tornam-se uma tarefa de maior abrangência e complexidade, uma vez que o tipo de uso do solo tem reflexos nos meios sócio-econômicos e biogeofísicos conforme apresentado no diagrama da Figura 7.1.

Além da legislação vigente e dos procedimentos de engenharia sanitária inerentes à reciclagem agrícola do lodo de ETEs, a disposição final desse resíduo na natureza envolve ainda aspectos ambientais, haja vista a modificação no comportamento dos solos, condicionando, em última instância, a magnitude e as características de processos naturais, como a infiltração das águas superficiais, filtragem e depuração das águas subterrâneas, retenção de umidade, evaporação, escorramento superficial e erosão.

Os aspectos sociais e econômicos da disposição do lodo de ETEs estão relacionados ao aumento da fertilidade dos solos por intermédio do incremento da matéria orgânica, melhorando a capacidade de retenção de água no solo para as plantas e a capacidade de aeração das raízes. O aumento da produtividade agrícola, desde que atingida a viabilidade econômica do empreendimento, tem efeitos sociais positivos na região de influência dessa atividade.



Fonte: Lal & Stewart (1990).

Figura 7.1 Interdependência dos fatores de degradação/recuperação do solo.

7.3 Dinâmica e Efeitos da Matéria Orgânica dos Solos

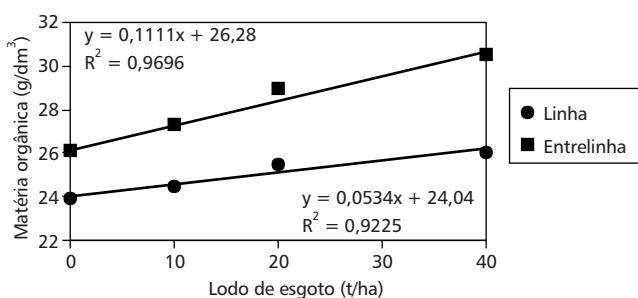
Há consenso de que o incremento de matéria orgânica melhora a qualidade dos solos, sugerindo a adequação da aplicação de lodos com elevada carga orgânica para que esse propósito seja atingido.

Embora se saiba que a matéria orgânica tem papel importante na estabilização dos agregados minerais, na redução da erosão e na ciclagem dos nutrientes, muitos problemas encontram-se ainda pendentes quanto à dinâmica da matéria orgânica do solo, sendo que seu processo de redução normalmente é lento, o que o torna pouco perceptível em curtos espaços de tempo.

Experimentos de longo prazo, idealizados e iniciados em Rothamsted, Inglaterra, entre 1843 e 1856, por John Bennet Laws, tiveram seus resultados analisados e reproduzidos por Logan (1990). Esses resultados mostram que, não havendo reposição externa, o carbono orgânico declinou a uma taxa média de 0,04 t/hectare/ano em um período de 130 anos de cultivo/pousio. No mesmo período, para uma aplicação de estrume da ordem de 35.000 L/hectare/ano, verificou-se uma taxa de acréscimo de 0,4 t/hectare/ano.

Ainda quanto à dinâmica da matéria orgânica dos solos, experimentos de curto prazo têm sido realizados no sentido de determinar as taxas de adição e decomposição da mesma em diferentes solos e tipos de culturas.

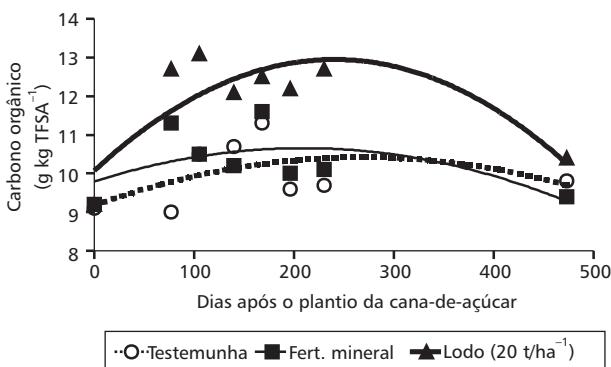
A adição anual de matéria orgânica, em relação ao volume de lodo aplicado, tem sido pesquisada por diversos autores. Estudos conduzidos por Marques (1997) em latossolo vermelho-escuro, textura média, cultivado com cana-de-açúcar SP 70-1143, após um ano de incorporação de doses crescentes de lodo de esgoto, mostraram acréscimos anuais de matéria orgânica do solo da ordem de 0,05 g/dm³ a 0,12 g/dm³ por tonelada de lodo aplicado por hectare em área total, respectivamente, na linha e entrelinha (Figura 7.2).



Fonte: Marques (1997).

Figura 7.2 Adição anual de matéria orgânica do solo à cultura de cana-de-açúcar em relação ao volume de lodo de esgoto aplicado à área total.

Em menores intervalos de tempo, a dinâmica da matéria orgânica tem sido estudada ao longo de cultivos anuais, buscando-se determinar suas variações entre as várias fases de desenvolvimento das culturas. Estudos realizados por Melo *et al.* (1994) em cultura de cana-de-açúcar, conforme apresentado na Figura 7.3, mostram que a adição de lodo (20 t/ha) provoca um aumento significativo do carbono orgânico do solo no período de 80 a 220 dias após o plantio, o qual declina após esse período, atingindo aos 480 dias valores 12% superiores aos originais.



Fonte: Melo *et al.* (1994).

Figura 7.3 Níveis de carbono orgânico em latossolo vermelho-escuro, textura média, antes e após o plantio da cana-de-açúcar.

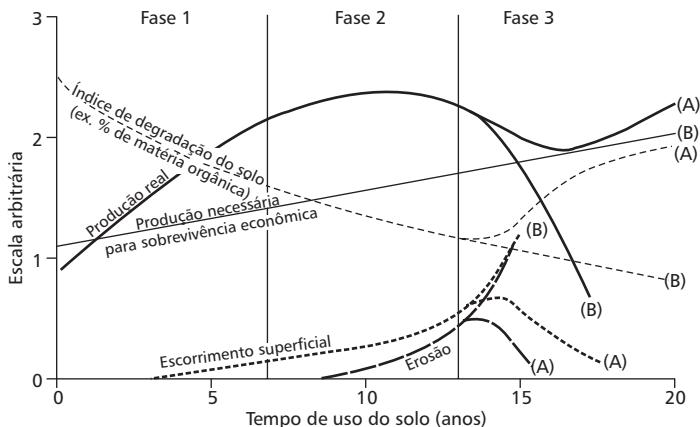
Os efeitos do acréscimo de matéria orgânica no solo devido à aplicação de lodo, tanto a longo como a médio e a curto prazos, estão relacionados à produtividade agrícola e aos processos ambientais relacionados ao solo como elemento da paisagem.

A matéria orgânica é a principal responsável pela capacidade de troca catiônica dos solos (CTC), atuando como reservatório de nutrientes para as plantas (Seki, 1995), como cálcio, magnésio, potássio e enxofre.

Os cátions atraídos pelas cargas negativas da matéria orgânica estão em equilíbrio com a concentração dos mesmos na solução do solo. A medida que os cátions da solução são retirados, por lixiviação ou absorção das raízes, novos cátions são liberados para a solução pela matéria orgânica, estabelecendo-se, assim, novo estado de equilíbrio. A matéria orgânica exerce de fato um efeito tampão, evitando bruscas variações da disponibilidade de nutrientes.

Como fator ambiental, a matéria orgânica melhora o estado de agregação das partículas do solo (Bernardes, 1982), aumentando a infiltração e reduzindo, portanto, o escorramento superficial. A matéria orgânica é ainda responsável pelo aumento da capacidade de retenção de água (Barreto, 1995) e incremento da atividade biológica (Volpe, 1995), o que favorece o desenvolvimento vegetal.

Algumas formas de modelamento do comportamento da matéria orgânica do solo têm sido propostas na literatura especializada. Alguns desses modelos são voltados para a maximização da produção e desempenho ambiental, como proposto por Doran & Parkin (1994), enquanto outros relacionam o sistema de manejo e a produtividade agrícola aos processos de degradação dos solos, como o modelo proposto por Mullins *et al.* (1994) (Figura 7.4).



Fonte: Mullins *et al.* (1990).

Figura 7.4 Modelo de comportamento da matéria orgânica no solo.

O modelo de Mullins *et al.* (1990), baseado em sua experiência em solos australianos, tem caráter evolutivo e indica que o manejo sustentável dos solos pode ser atingido ao longo do tempo, desde que medidas corretivas, como a aplicação de matéria orgânica, sejam executadas com vistas a reverter os processos de degradação e a manter a viabilidade técnica e econômica do empreendimento. A escala de tempo adotada nesse modelo não é absoluta, devendo variar com o clima, a fragilidade do solo e a disparidade existente entre o manejo sustentável do mesmo e o realmente praticado pelos agricultores.

A abordagem proposta por Mullins *et al.* (1990) deve ser suportada por modelos que descrevam quantitativamente a dinâmica da matéria orgânica do solo, de forma que esta possa ser utilizada como indicador de qualidade ambiental. No modelo do comportamento da matéria orgânica, Lal & Stewart (1990) consideram que, embora a degradação de solos possa ser estudada em alto nível de complexidade, é pouco provável que esses estudos aprofundados resultem em modelos realistas que forneçam soluções práticas para o problema. Por outro lado, Aronoff (1995), estudando aplicações de geoprocessamento, sugere que o modelo mais adequado é o mais simples, o qual consegue predizer o fenômeno estudado.

O modelo mais simples para a previsão do comportamento da matéria orgânica do solos é o unicompartmental proposto por Henin & Dupuis (1945), apresentado a seguir. Esse modelo é, na realidade, um balanço anual de entradas e saídas orgânicas no sistema solo, sem levar em conta a cinética intra-anual:

$$\frac{dC}{dt} = -K_2 C + K_1 A \quad (7.1)$$

em que:

dC/dt = taxa anual de variação do carbono orgânico do solo em t/ha;

A = quantidade de carbono orgânico adicionado anualmente em t/ha;

K_1 = coeficiente de humificação, ou seja, porcentual de carbono adicionado anualmente que passa a constituir o carbono orgânico do solo;

C = quantidade de carbono orgânico do solo em t/ha;

K_2 = coeficiente anual de perda do carbono orgânico do solo por oxidação.

Tanto o incremento ($K_1 A$) como a perda anual da matéria orgânica humificada ($K_2 C$) variam de acordo com o tipo de solo, sistemas de culturas agrícolas e sistemas de manejo utilizados, como apresentado na Tabela 7.1.

Tabela 7.1 Taxas de adição e decomposição da matéria orgânica de alguns solos brasileiros.

	Autor/solo		
	Bayer, 1996	Bayer, 1996	Wöhl Coelho, 1999
Classe de solo	Podzólico vermelho-escuro	Latossolo roxo	Latossolo vermelho-escuro
a) Teor de argila total no horizonte Ap			
	22%	68%	28% a 40%
b) Adição anual de matéria orgânica humificada no solo ($K_1 A$ em t/ha/ano) até 0-17,5 cm			
Sistemas de culturas			
Aveia/milho	1,49	-	-
Trigo/soja	-	1,12	-
Aveia/soja ou milho	-	-	1,26
c) Taxas de decomposição anual da matéria orgânica do solo (K_2)			
Sistemas de manejo			
Plantio convencional	0,054	0,014	-
Preparo reduzido	0,039	-	-
Plantio direto	0,029	0,012	-
Convencional + direto	-	-	0,027

Observação: O aporte orgânico promovido pela disposição final do lodo de ETEs representa neste modelo uma majoração do coeficiente “A” (adição anual de carbono orgânico).

7.4 Abordagem do Problema

A abordagem da reciclagem agrícola de lodos de ETEs deve permitir que profissionais de áreas diversas possam vir a avaliar os efeitos sociais, econômicos e ambientais decorrentes das alternativas de engenharia.

Neste sentido, os critérios de avaliação são estabelecidos, em um primeiro momento, com base em uma visão conceitual ampla da abordagem do problema. A necessidade de avaliação e tomada de decisão dentro do espaço geográfico municipal, bem como de acompanhamento de sua evolução e resultados obtidos ao longo do tempo pela aplicação do lodo, sugere a exigência de instrumentos adequados para avaliação e tomada de decisão, como o geoprocessamento.

A abordagem metodológica proposta (Figura 7.5) tem o objetivo de promover o descarte ambientalmente seguro do lodo de ETEs na natureza, com o progressivo incremento da produtividade agrícola até que seja atingida a viabilidade econômica dessa atividade. Com esse objetivo podem ser estabelecidos, em princípio, critérios de avaliação relativos aos aspectos legais (legislação), aptidão ambiental (proteção), capacidade ambiental (assimilação) e viabilidade econômica (produção).

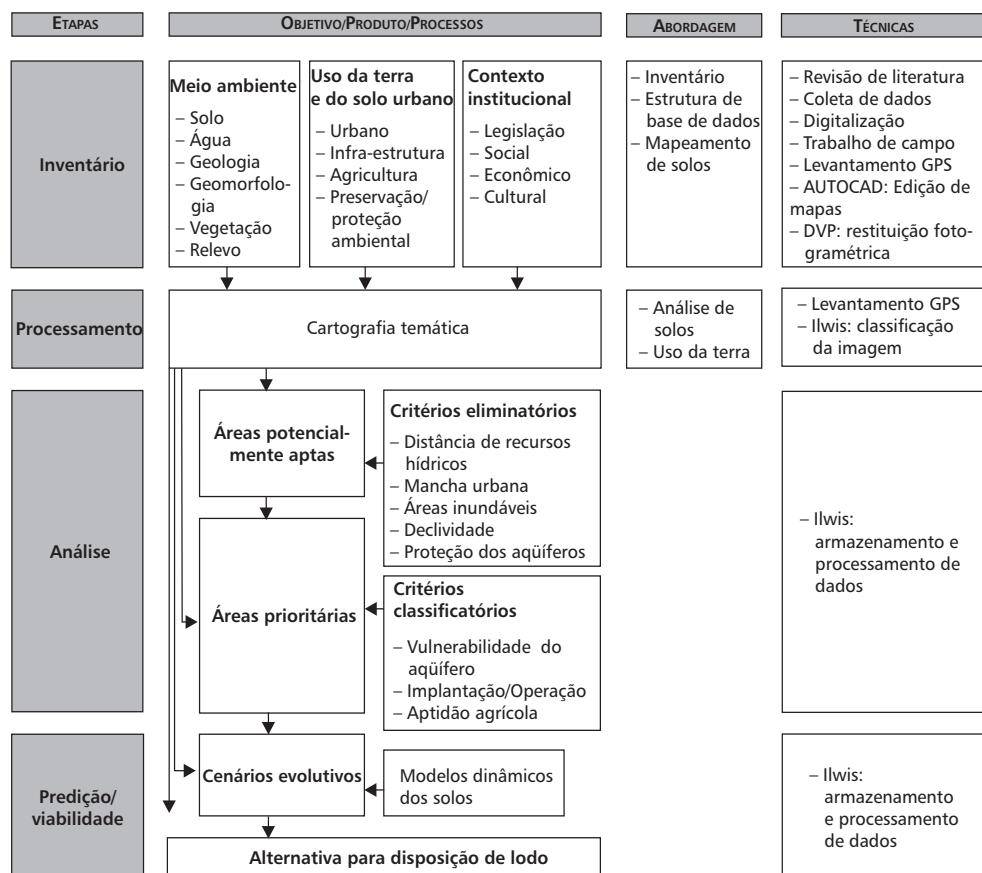


Figura 7.5 Abordagem metodológica – valorização agrícola de solos com aplicação de lodos de ETEs.

A aplicação agrícola de lodos de ETEs é considerada nesta proposta a partir de três grupos de parâmetros:

- *Parâmetros de controle ambiental*: teores de metais pesados admissíveis no lodo de ETEs e no solo e eficiência dos métodos de higienização e pós-tratamento do lodo.
- *Parâmetros econômicos*: viabilidade econômica do uso agrícola do lodo.
- *Parâmetros operacionais*: recomendações agronômicas, dosagem ideal e limite, época e formas de incorporação e culturas recomendadas.

A concepção metodológica idealizada visou atingir tanto o objetivo imediato de seleção de áreas agrícolas para disposição do lodo de ETEs como também permitir o acompanhamento da dinâmica ambiental e a resposta das culturas à aplicação do lodo. Conforme o fluxograma apresentado na Figura 7.5, optou-se pela utilização do geoprocessamento para o monitoramento e a gestão da disposição do lodo no espaço geográfico municipal, o que permite o acesso e a análise multidisciplinar da questão.

São descritas, a seguir, as etapas de trabalho desenvolvidas, quais sejam: inventário, processamento, análise e predição/viabilidade.

7.4.1 Inventário

O inventário consta do levantamento de dados ambientais (solo, água, geologia, geomorfologia e vegetação), uso atual do solo rural e urbano e contexto institucional (legislação).

Ao inventário segue-se a localização das áreas potencialmente aptas à reciclagem de lodos, obtida pela eliminação das áreas incompatíveis com os atributos ambientais necessários e os requisitos de legislação. Para isso foram consideradas a *distância de recursos hídricos*, a *mancha urbana*, as *áreas inundáveis* e a *declividade do terreno*, as quais são apresentadas resumidamente na Tabela 7.2.

Tabela 7.2 Critérios eliminatórios para valorização agrícola de solos com a aplicação de lodos de ETEs.

Critério	Faixas de avaliação para áreas potencialmente aptas
1. Distância de recursos hídricos	≥ 200 metros
2. Mancha urbana	Classificação da imagem de satélite
3. Áreas inundáveis	\geq cota de cheia
4. Declividade	$\leq 16\%$
5. Proteção de aquíferos	Permeabilidade $\geq 10^{-3}$ Espessura de solo $\geq 0,5$ metro Profundidade do Lençol Freático ≥ 2 metros

7.4.2 Processamento e Análise

Inicialmente, propõem-se critérios definidos como eliminatórios, já que o emprego deles significará a decisão sobre quais áreas são preliminarmente adequadas para receberem lodos de ETEs. Estes critérios são detalhados a seguir. Com o processamento dessas informações no SIG obtém-se o mapa de áreas potencialmente aptas à disposição de lodos de ETEs.

Distância de Recursos Hídricos

Tendo em vista a preservação dos recursos hídricos superficiais, conforme a legislação ambiental vigente, foi observada a distância de 200 metros aos cursos d'água.

Mancha Urbana

A mancha urbana foi obtida a partir da classificação da imagem de satélite Landsat TM-5 em uma composição colorida das bandas 3, 4 e 5, optando-se pela não utilização de lodos de ETEs na área urbana do município, por questões operacionais.

Áreas Inundáveis

Por motivos operacionais, optou-se pela não utilização de lodos de ETEs nas áreas inundáveis do município.

Declividade

A declividade do terreno foi considerada critério eliminatório para o uso de lodos de ETEs em solos devido a questões operacionais e em função da erosão associada a este parâmetro. Consideraram-se apropriadas as áreas com declividade de até 16%.

Proteção de Aqüíferos

Tendo em vista a preocupação ambiental com a proteção das fontes subterrâneas de água, adotou-se a avaliação de três parâmetros para monitoramento ambiental desta questão. Considerou-se área não apta à disposição de lodos aquela com solos com permeabilidade $\geq 10^{-3}$. Solos rasos (espessura menor que 0,5 metro) e lençol freático posicionado a menos de 2 metros de profundidade também foram características consideradas indesejáveis para a área.

A partir das áreas potencialmente aptas anteriormente definidas, passou-se à classificação das mesmas, de forma a obter as áreas aptas para valorização agrícola de solos com uso de lodos de ETEs. Na seqüência, para cada critério, detalham-se e justificam-se as faixas de pontuações adotadas.

Vulnerabilidade dos Aqüíferos

De forma a estimar a possibilidade de impactos ambientais nas águas subterrâneas, construiu-se um mapa de vulnerabilidade dos aqüíferos, utilizando-

se critérios de *permeabilidade e espessura do solo, profundidade do lençol freático ou artesiano e geologia/potencial hídrico*.

O peso final da carta de vulnerabilidade considerado foi 3, quando somado aos outros critérios classificatórios.

Permeabilidade do Solo: Classificou-se a permeabilidade, K (cm/s), em cinco faixas:

- K entre 10^{-3} e 10^{-4} cm/s: média infiltração, nota 3.
- K entre 10^{-4} e 10^{-5} cm/s: baixa infiltração, nota 4.
- K menor do que 10^{-5} cm/s: infiltração muito baixa ou praticamente impermeável, nota 5.

Espessura do Solo: A espessura e a permeabilidade dos solos superficiais permitem avaliar a facilidade de infiltração e percolação das águas superficiais até a rocha subjacente. Adotou-se a espessura do horizonte B de acordo com os critérios apresentados a seguir:

- Horizonte B entre 0,5 e 1 metro: nota 1.
- Horizonte B entre 1 e 2 metros: nota 3.
- Horizonte B > 2 metros: nota 5.

Profundidade do Lençol Freático: Quanto mais próximo da superfície estiver o lençol freático, considerando constante a permeabilidade do meio, maior sua vulnerabilidade a fontes superficiais de contaminação. Adotou-se a seguinte pontuação:

- Profundidade do lençol freático entre 2 e 4 metros: nota 4.
- Profundidade do lençol freático superior a 4 metros: nota 5.

Geologia/Potencial Hídrico: As unidades geológicas foram agrupadas de acordo com seu potencial hídrico, de forma análoga ao uso anteriormente estudado (disposição final de resíduos sólidos), inclusive no que diz respeito às notas e aos pesos atribuídos a esse critério.

Implantação/Operação: Quanto à implantação e à operação, foram considerados importantes fatores como a *declividade do terreno* e a *distância dos pontos geradores*, os quais são analisados a seguir. O peso dado a este critério foi 1, em uma escala que variou de 1 a 3.

Facilidade de Implantação/Operação: Em função das facilidades de operação para aplicação de lodos de ETEs, foram consideradas as seguintes classes de declividade:

- Baixa (declividade: 10-16%): nota 3.
- Muito baixa (declividade: 3-10%): nota 4.

- Plana (declividade: < 3%): nota 5.

Distância dos Pontos Geradores de Lodos: Os pontos geradores de lodos, Estações de Tratamento de Esgotos, foram referenciados por meio de equipamento GPS, de forma a localizá-los nas imagens, cartas e mapas.

Os distanciamentos adotados foram de 500, 1.000 e 2.000 metros, a partir dos quais se procedeu à seleção de áreas para aplicação do lodo.

Aptidão Agrícola

A aptidão agrícola dos solos foi avaliada a partir dos níveis de fertilidade atual, de sua capacidade de recuperação física e química por adição orgânica, além do risco de erosão dos mesmos. Como indicadores desses atributos dos solos foram utilizados: a *declividade do terreno (avaliação do potencial de erosão)*, o *conteúdo de matéria orgânica* e o *teor de argila dos solos*. O peso deste conjunto de critérios foi considerado igual a dois.

Declividade: A Tabela 7.3 resume as faixas de declividade em função das culturas estudadas.

Tabela 7.3 Faixas de declividade como fator limitante para as culturas (erosão).

Tipos de culturas		Faixas de declividade mais adequadas para as culturas			
		Plana (0%-3%)	Suave (3%-8%)	Suave a moderada (8%-12%)	Moderada (12%-16%)
Anuais	Soja	×	×		
	Milho	×	×		
	Sorgo	×	×		
	Cana-de-açúcar	×	×		
	Arroz não irrigado	×	×		
	Arroz irrigado	×	×		
Permanentes	Café	×	×		
	Cacau	×	×		
Pastagens		×	×		
Frutíferas		×	×		
Silvicultura	Eucalipto	×	×	×	×

Fonte: Modificado de Sys *et al.* (1993).

Conteúdo de Matéria Orgânica: A dinâmica do sistema solo é fortemente influenciada pela matéria orgânica, responsável pelo fornecimento de nutrientes por meio do processo de mineralização ou decomposição da matéria orgânica e pela estabilidade dos agregados do solo, e por sua capacidade de fornecer substâncias orgânicas que envolvem fisicamente os microagregados do solo, formando e estabilizando os macroagregados (Tisdall & Oades, 1978), responsáveis pelo aumento na estabilidade dos agregados (Oades, 1984).

Foram adotados valores mínimos de matéria orgânica do solo como indicadores da fertilidade para cada tipo de cultura (Tabelas 7.4 e 7.5).

Tabela 7.4 Faixas de teor de matéria orgânica.

Faixa	% matéria orgânica
Muito baixa	< 0,5
Baixa	0,5-1
Moderadamente baixa	1-1,5
Média	1,5-2,5
Moderadamente alta	2,5-3,5
Alta	3,5-4,5
Muito alta	> 4,5

Fonte: Modificado de Sys *et al.* (1993).

Tabela 7.5 Faixas mínimas de matéria orgânica como fator limitante para as culturas.

Tipos de culturas	Faixas de matéria orgânica				
	Muito baixa a baixa	Moderadamente baixa	Média	Moderadamente alta a alta	Muito alta
Anuais	Soja			×	
	Milho			×	
	Sorgo			×	
	Cana-de-açúcar			×	
	Arroz não irrigado			×	
	Arroz irrigado				×
Permanentес	Café				×
	Cacau				×
Pastagens			×		
Fruítiferas				×	
Silvicultura	Eucalipto			×	

Fonte: Modificado de Sys *et al.* (1993).

O teor de matéria orgânica do solo fornece informações mais importantes sob o ponto de vista qualitativo do que quantitativo. Se o solo é rico ou pobre em matéria orgânica é possível estabelecer vários critérios que auxiliarão no manejo físico e químico do solo.

Os solos que atendem aos requisitos mínimos estipulados para cada tipo de cultura teriam menor prioridade quanto à utilização do lodo. Entretanto, aqueles solos com teores de matéria orgânica imediatamente abaixo do mínimo estabelecido são prioritários para a disposição do lodo, uma vez que poderão atingir os valores mínimos de fertilidade com um menor volume total de aplicação desse resíduo.

Essa metodologia, além da recuperação dos solos, otimização e minimização das taxas de aplicação do lodo, favorece ainda o monitoramento das respostas das culturas em sistemas SIG.

Teor de Argila: Os teores de argila em função das culturas estudadas são indicados nas Tabelas 7.6 e 7.7.

Tabela 7.6 Faixas de teores de argila.

Faixa	% argila
Muito baixa	0-15
Baixa	15-22
Média	22-35
Média a elevada	35-45
Elevada	> 45

Fonte: Modificado de Sys *et al.* (1993).

Tabela 7.7 Teores de argila como fator limitante para as culturas.

Tipos de culturas		Faixas de % argila				
		Muito baixa	Baixa	Média	Média a elevada	Elevada
Anuais	Soja			×	×	
	Milho			×	×	
	Sorgo			×	×	
	Cana-de-açúcar			×	×	
	Arroz não irrigado			×	×	
	Arroz irrigado				×	×
Permanentes	Café		×	×		
	Cacau		×	×		
Pastagens		×	×	×		
Frutíferas		×	×	×		
Silvicultura	Eucalipto	×	×	×		

Fonte: Modificado de Sys *et al.* (1993).

A Tabela 7.8 resume os critérios classificatórios adotados neste trabalho.

Tabela 7.8 Critérios classificatórios e faixas de pontuação.

Critério	Faixa de avaliação	Nota	Peso
1. Vulnerabilidade do aquífero			3
Permeabilidade do solo	Infiltração média: 10^{-3} - 10^{-4} cm/s Infiltração baixa: 10^{-4} - 10^{-5} cm/s Infiltração muito baixa: $< 10^{-5}$ cm/s	3 4 5	
Espessura do solo	0,5-1 m 1-2 m > 2 m	1 3 5	
Profundidade do lençol freático	2-4 m > 4 m	4 5	
Geologia/potencial hídrico	Alta: Botucatu Média: Quaternário Baixa: Sanga do Cabral	0 2 4	
2. Implantação/operação			1
Facilidade de implantação/operação	Plana (< 3%) Muito baixa (3%-10%) Baixa (10%-16%)	5 4 3	
Distância dos pontos geradores	500-1.000 m 1.000-2.000 m > 2.000 m	5 4 3	
3. Aptidão agrícola			2
Declividade (erosão)	<i>Para culturas anuais, permanentes, pastagens e frutíferas</i> Suave a moderada (8%-16%) Suave (3%-8%) Plana (0%-3%) <i>Para silvicultura</i> Moderada (12%-16%) Suave a moderada (8%-12%) Suave (3%-8%) Plana (0%-3%)	0 5 5 5 5 5 5	
% matéria orgânica (fertilidade)	<i>Para culturas anuais e pastagens</i> < 1% 1%-1,5% 1,5%-2% 2%-2,5% > 2,5% <i>Para culturas permanentes, frutíferas e silvicultura</i> < 1% 1%-2% 2%-2,5% 2,5%-3% > 3%	3 5 1 0 0 0 3 5 1 0	
% argila (erosão e recuperação dos solos)	<i>Para culturas anuais</i> De muito baixa (0%-15%) até baixa (15%-22%) Elevada (> 45%) De média (22%-5%) até média a elevada (35%-45%) <i>Para pastagens, silvicultura e frutíferas</i> De média a elevada (35%-45%) até elevada (> 45%) De muito baixa (0%-15%) até média (22%-35%) <i>Para culturas permanentes</i> Muito baixa (0%-15%) Elevada (> 45%) De baixa (15%-22%) até média a elevada (35%-45%)	0 0 5 0 5 0 0 5	

7.5 Estudo de Caso – Reciclagem Agrícola de Lodos de ETEs no Município de São Leopoldo, RS

São Leopoldo é um município com 193.403 habitantes (IBGE, dados preliminares do censo 2000) em uma área total de 100,5 km², grande parte dos quais convertidos em área urbana (30,7%) até janeiro de 1997, conforme obtido por classificação de imagem de satélite Landsat TM-5 dessa mesma época. A área rural remanescente é utilizada para sítios de lazer, recreação, preservação, silvicultura, olericultura e agricultura.

A aplicação dos critérios eliminatórios mostra a disponibilidade de áreas potencialmente aptas no município (aproximadamente 22%) para aplicação de lodos de ETEs como forma de disposição final (Figura 7.6).

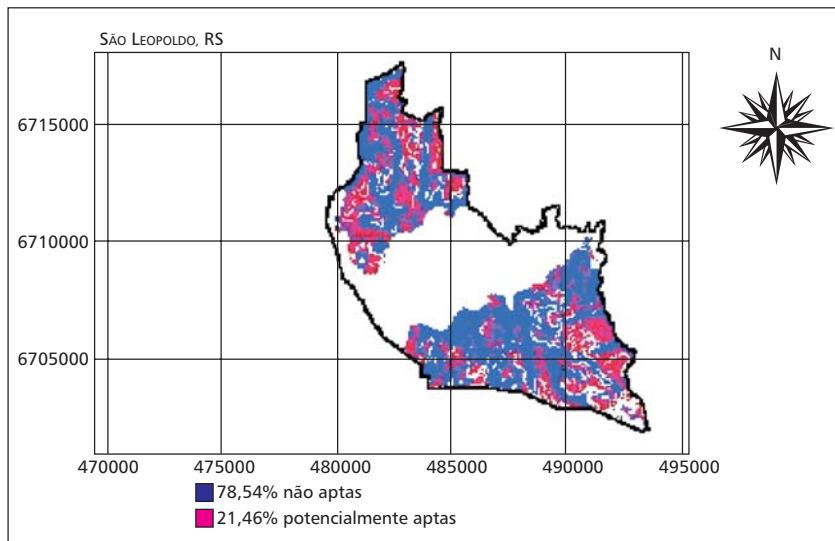


Figura 7.6 Carta de áreas potencialmente aptas à disposição final de lodos de ETEs.

A seguir, realizando-se o refino no tratamento dessas áreas potencialmente aptas, avaliaram-se os critérios classificatórios detalhados na seção anterior. Os critérios classificatórios Vulnerabilidade do aquífero e Implantação/Operação foram somados (computados os pesos apresentados na Tabela 7.8) ao critério Aptidão agrícola, em relação a culturas anuais, permanentes, pastagens, frutíferas e silviculturas.

Na Figura 7.7, carta de vulnerabilidade do aquífero, observa-se que as áreas em tons de azul têm menor pontuação, portanto são as mais vulneráveis a impactos às águas subterrâneas, ao contrário do que ocorre nas áreas avermelhadas. A carta

apresenta todo o município apenas porque a visualização das áreas é melhor do que a carta já sem as áreas impróprias para a disposição dos lodos de ETEs. As observações anteriores são válidas também para a Figura 7.8, carta de implantação e operação.

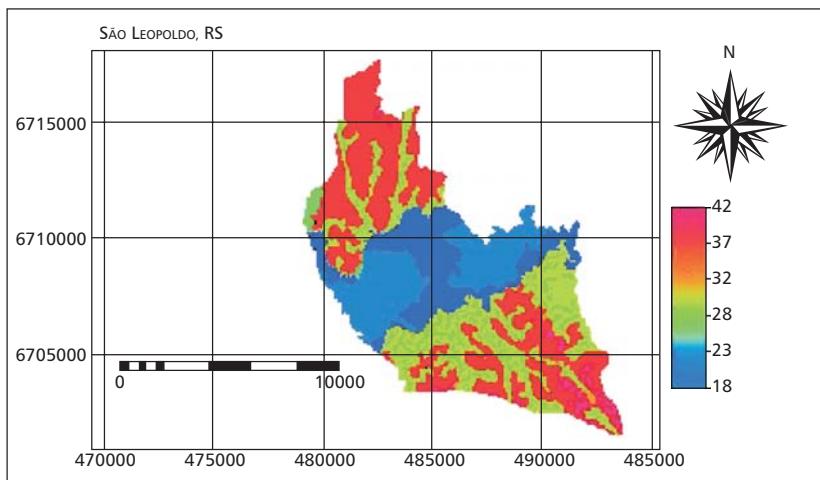


Figura 7.7 Carta de vulnerabilidade do aquífero.

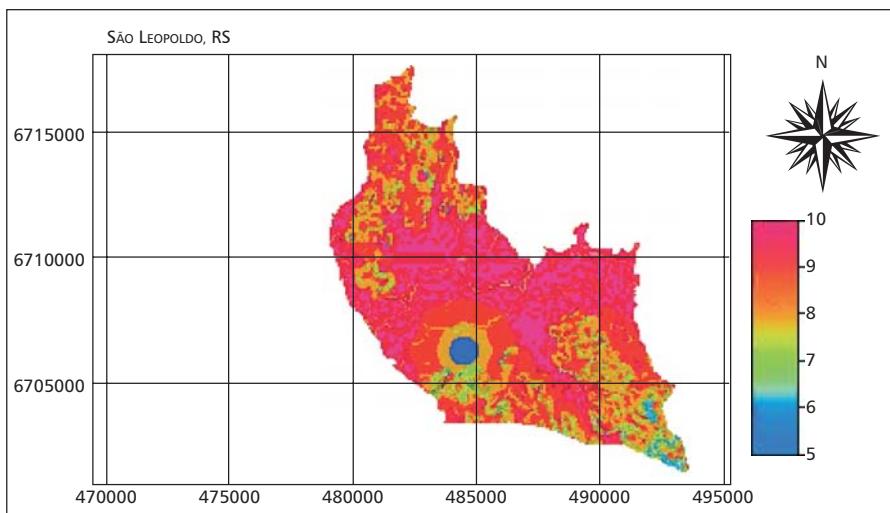


Figura 7.8 Carta de implantação/operação.

Outro tipo de resultado que o sistema gerado proporciona refere-se à avaliação de um tipo específico de cultura (dentre as classes estudadas). A Figura 7.9 exemplifica a questão com o caso de culturas anuais. A carta apresenta a

classificação das áreas para esse tipo de cultura, em que, novamente, as áreas em tons de vermelho são as melhores e as com menor pontuação referem-se às áreas em azul.

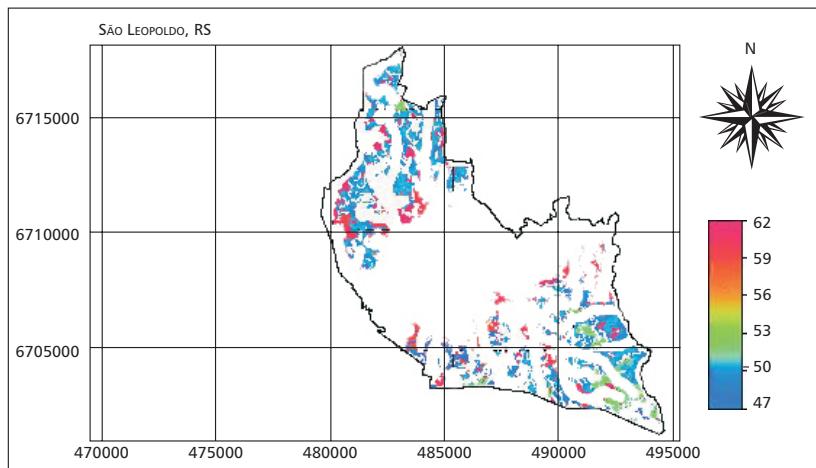


Figura 7.9 Avaliação para culturas anuais.

Finalmente, a Figura 7.10 apresenta o resultado geral do estudo, com a avaliação de todas as culturas estudadas. Quando as aptidões agrícolas diferenciadas por culturas são sobrepostas, observa-se o predomínio, para o município de São Leopoldo, de hortaliças nas áreas planas. No restante do município, a cultura mais adequada é a silvicultura.

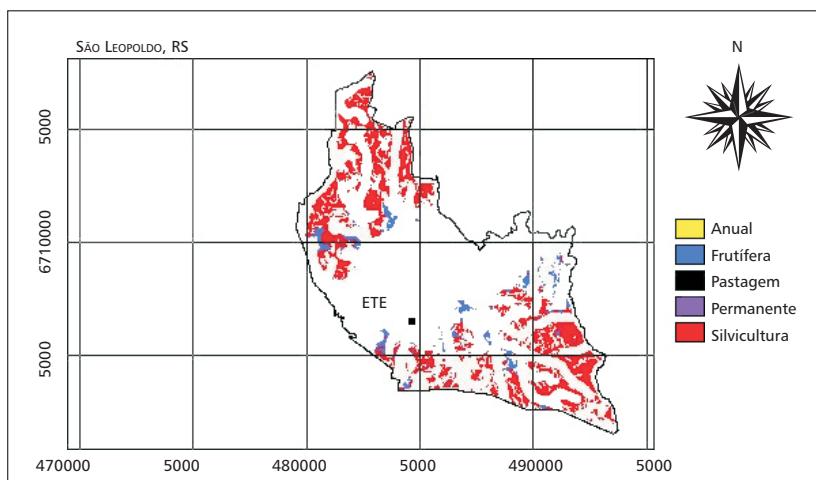


Figura 7.10 Áreas prioritárias para aplicação de lodos de ETEs em função das culturas estudadas.

7.5.1 Análise dos Resultados e Cenários Evolutivos

Os resultados obtidos pela aplicação dos critérios eliminatórios mostram que apenas 21,5% da área de 100,5 km² do município de São Leopoldo é potencialmente apta à aplicação do lodo com objetivo agrícola. A continuidade da análise dos dados, realizada com a utilização de critérios classificatórios para os diferentes usos agrícolas, apresentou restritas áreas aptas às seguintes culturas preferenciais:

- Frutíferas – 300 ha
- Silvicultura – 1.860 ha

A elaboração de um prognóstico sobre os efeitos da utilização agrícola do lodo deve considerar os seguintes aspectos:

- Estoque atual de matéria orgânica (MO) dos solos agrícolas.
- Níveis mínimos de matéria orgânica para a viabilização econômica do empreendimento.
- Disponibilidade e carga orgânica do lodo de ETEs no município.
- Análise evolutiva com base em modelo quantitativo da dinâmica da matéria orgânica nos solos.

O estoque atual de matéria orgânica no horizonte superficial dos solos de São Leopoldo ainda não foi avaliado. Adotou-se, no presente projeto, um teor médio de 1,5% de matéria orgânica na camada arável (20 cm), o que fornece, considerando a densidade do solo como 1,2 t/m³, um valor de 21,0 t/ha de carbono orgânico até essa profundidade. A elevação do estoque de matéria orgânica da camada arável do solo para patamares de 2%, 2,5% e 3% implica a fixação adicional total na forma húmica de 7 t/ha, 10,5 t/ha e 14 t/ha de carbono orgânico, respectivamente.

Quanto à disponibilidade do lodo de ETEs, o Reator Anaeróbio de Leito Fluidificado (RALF) utilizado em São Leopoldo tem uma geração de lodo aproximada de 0,09 m³/hab/ano (Andreoli *et al.*, 1999). Conforme análises de laboratório executadas com lodo do reator da ETE de São Leopoldo, este apresenta 9% de resíduo seco, e deste resíduo apenas 30% de carbono orgânico. Com estes dados, chega-se ao valor de geração total da ordem de 470 t/ano de carbono orgânico para o município de São Leopoldo.

Em termos de aplicação de lodo para o melhoramento de solos agrícolas, Deschamps & Favaretto (1999) citam que a dosagem de 9 t/ha (base seca) de lodo de esgoto, ou seja, 2,4 t/ha de carbono orgânico, forneceu resultados semelhantes aos da fertilização mineral recomendada para as culturas de milho, arroz e soja. Considerando a disponibilidade estimada de lodo para São Leopoldo, poderia ser atendida uma área total de 174 ha com essa taxa de aplicação para esses tipos de culturas. Entretanto, como nesse município os melhores resultados indicam a utilização de lodo para silvicultura e frutíferas, os teores mínimos de

aplicação de lodo provavelmente serão menores e, consequentemente, maior a área agrícola beneficiada.

Prognósticos da evolução, a longo prazo, da matéria orgânica dos solos beneficiados pela aplicação anual do lodo de ETEs, conforme o modelo de Henin & Dupuis (1945), são apresentados na Tabela 7.9.

Tabela 7.9 Tempo de aplicação de lodo para a recuperação de solos com MO = 1,5%.

Taxa anual de aplicação de lodo em base seca (t/ha)	Teor final de matéria orgânica do solo recuperado		
	MO = 2%	MO = 2,5%	MO = 3%
4,5	7,5	11,3	15,0
9,0	6,0	9,1	12,0
13,5	4,9	7,4	9,9
18,0	4,2	6,4	8,5

Conforme o modelo de Mullins *et al.* (1990) (Figura 7.4), os custos da atividade agrícola diminuem à medida que aumenta o teor orgânico do solo, devendo ser determinado o valor ideal desse parâmetro e o tempo necessários para que seja atingida a viabilidade econômica dessa atividade. A resposta agrícola ao processo poderá ser monitorada por produtos de sensoriamento remoto por meio de sistemas de informação geográfica.

Verifica-se, portanto, que a matéria orgânica do solo é um indicador da sustentabilidade econômica da exploração agrícola, o qual pode ser melhorado e monitorado pela aplicação do lodo de ETEs acompanhado por SIG.

Este parâmetro, de vital importância para a agricultura, é também indicador da sustentabilidade ambiental, uma vez que está relacionado a inúmeros processos naturais, como infiltração, escorramento superficial e erosão, cujo estudo específico, entretanto, foge ao escopo deste capítulo.

7.5.2 Cálculo da Dose de Lodo de Esgoto, de Acordo com o Potencial de Neutralização do Lodo e a Necessidade de Nitrogênio da Cultura

Outra forma de visualizar o problema é a definição das áreas aptas a receber lodo de esgoto com base nos critérios eliminatórios e classificatórios, ficando em aberto a quantidade de lodo a ser aplicada. Essa quantidade, por sua vez, variará de acordo com o potencial de neutralização do lodo (avaliado pela construção da curva de neutralização do solo com doses crescentes do lodo, em laboratório) ou com base no fornecimento, pelo lodo, do total de nitrogênio necessário à cultura.

Em relação ao potencial de neutralização do lodo, a grande preocupação ocorre nos casos em que se adota a caleado como processo de higienização, nas fases finais do tratamento dos esgotos. Nesses casos, é comum o emprego de cal virgem na proporção de 1:1, ou seja, cerca de 50%, em peso, do lodo higienizado é composto por cal virgem. Dessa forma, a aplicação de doses mais elevadas de lodo pode aumentar o pH do solo além dos limites desejáveis do ponto de vista da nutrição mineral das plantas.

O aumento do pH do solo para a faixa 6,5-7,0 é desejável por promover a redução da disponibilidade de elementos como cobre, ferro, manganês, zinco e alumínio, além de outros elementos, principalmente metais pesados, que são problemáticos por promoverem, mesmo em baixos teores, efeitos tóxicos nas plantas. Por outro lado, promove maior disponibilidade às plantas destes elementos: boro, cálcio, cloro, enxofre, fósforo, magnésio, molibdênio, nitrogênio e potássio.

Especificamente em relação ao fósforo, essa maior disponibilidade é decorrente da menor freqüência de fenômenos de fixação pelos óxidos de ferro e alumínio do solo, que praticamente inexistem quando o pH se encontra próximo da neutralidade.

Para os demais elementos, a maior disponibilidade fica por conta da maior solubilidade na solução do solo, quando nessa faixa de pH. Em solos de regiões de clima tropical, os efeitos da correção da acidez mais marcantes para as culturas são a precipitação do alumínio e a eliminação dos efeitos tóxicos que se verificam nas plantas, decorrentes de sua presença na forma solúvel. Esses efeitos variam desde a inibição do crescimento do sistema radicular e da parte aérea até o amarelecimento de folhas, baixa produtividade, podendo conduzir a planta, nos casos mais extremos, à falência completa de suas funções vitais.

De outra forma, o aumento excessivo do pH pode levar à indisponibilidade total de elementos exigidos em pequenas quantidades pelas plantas (micronutrientes).

Além de outras considerações não menos importantes, como teor de metais pesados, capacidade do lodo de esgoto em aumentar o pH do solo e quantidade de metais pesados acumulados no solo, é fundamental quantificar o teor de nitrogênio disponível presente no lodo de esgoto.

Sabendo-se a quantidade de nitrogênio recomendada para a cultura, expressa em kg/ha, e o teor de nitrogênio disponível no lodo, pode-se calcular a quantidade de lodo de esgoto a ser aplicada (TLH), expressa em t/ha.

$$TLH = \frac{N_{\text{recomendado}} (\text{kg / ha})}{N_{\text{disponível}} (\text{kg / t})} \quad (7.2)$$

A quantidade de nitrogênio recomendada varia de acordo com a cultura, podendo ser obtida em boletins técnicos de adubação das culturas, publicados por diversos centros de pesquisa do país.

Por outro lado, a quantidade de nitrogênio do lodo de esgoto que estará disponível às plantas pode ser estimada por meio da seguinte expressão:

$$N_{\text{disponível}} = 0,01FM(N_k - N_{\text{am}}) + (N_{\text{nitra}} + N_{\text{nitri}}) \quad (7.3)$$

em que:

$N_{\text{disponível}}$ = nitrogênio do lodo que permanecerá no solo, disponível às plantas, no primeiro ano após a aplicação;

FM = % do nitrogênio total do lodo que será mineralizado no solo (estimativa realizada pelo método proposto por Beauchamp *et al.*, 1986);

N_k = teor de nitrogênio do lodo, determinado pelo método de Kjeldahl;

N_{am} = teor de nitrogênio amoniacial no lodo de esgoto;

N_{nitra} = teor de nitrogênio, na forma de nitrato, contido no lodo de esgoto;

N_{nitri} = teor de nitrogênio, na forma de nitrito, contido no lodo de esgoto.

Antes da aplicação do lodo nos solos, é importante o conhecimento da curva de neutralização do solo e da disponibilidade de nitrogênio do lodo. Assim, é possível prever a quantidade máxima de lodo que pode ser aplicada sem que o pH do solo ultrapasse a faixa de 6,5-7,0, ou, ainda, a quantidade máxima de lodo que fornece o nitrogênio necessário às plantas, de tal forma que não haja excesso. No caso da ocorrência de excedente, o mesmo pode sofrer o processo de nitrificação, o que poderia levar à contaminação de águas superficiais e subsuperficiais com nitratos. Isso possibilitaria sua inserção na cadeia alimentar, o que não é desejável, uma vez que o nitrato, durante o trato digestivo, pode ser reduzido a nitrito, sendo esta forma precursora das nitrosaminas, que são substâncias reconhecidamente carcinogênicas.

Recomenda-se proceder ao cálculo pelos dois procedimentos, adotando a menor dose calculada. Se a menor dose for fornecida pela curva de neutralização, deve-se proceder à suplementação com nitrogênio na forma mineral. Por outro lado, se a menor dose for obtida pelos cálculos com base no nitrogênio disponível, deve-se proceder à aplicação de calcário para atingir a saturação por bases mais favoráveis para a cultura.

7.6 Referências Bibliográficas

- ANDREOLI, C.; LARA, A.; FERNANDES, F. (1999). *Reciclagem de biossólidos – transformando problemas em soluções*. Curitiba, SANEPAR, FINEP. 288p.
- ARONOFF, S. (1995). *Geographic Information Systems: A management perspective*. Ottawa, Canada, WDL Publications. 294p.
- BARRETO, M.C.V. (1995). *Degradação da fração orgânica de diferentes resíduos e efeitos em algumas propriedades químicas e físicas de dois solos*. Piracicaba. 106p. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, USP.

- BEAUCHAMP, E.G.; REYNOLDS, W.D.; BRASCHE-VILLENEUVE, D.; KIRKBY, K. (1986). Nitrogen mineralization kinetics with different soil pretreatments and cropping histories. *Soil Science Society American Journal*, v.50, p.1478-1483.
- BERNARDES, L.F. (1982). *Efeitos da aplicação de lodo de esgoto nas propriedades físicas do solo*. Jaboticabal, FCAV/Unesp. 50p. (Trabalho de Graduação).
- DESCHAMPS, C.; FAVARETTO, N. (1999). Efeito do lodo de esgotos na produtividade e desenvolvimento das culturas. In. *Reciclagem de biossólidos: Transformando problemas em soluções*. SANEPAR – Companhia de Saneamento do Estado do Paraná. 300p.
- DORAN, J.W.; PARKIN, T.B. (1994). Defining and assessing soil quality. Soil Science society of America, Madison, USA. Special publication, v.35, p.3-21.
- HENIN, S.; DUPUIS, M. (1945). Essai du bilan de la matière organique du sol. *Annales Agronomiques*, Paris, v.15, p.17-29.
- LAL, R.; STEWART, B.A. (1990). Need for action: research and development priorities. *Advances in soils science*. *Soil degradation*, v.11, p.331-357.
- LOGAN, T.J. (1990). Chemical soil degradation. *Advances in soil science*. *Soil degradation*, v.11, p.187-216.
- MARQUES, M.O. (1997). *Incorporação de lodo de esgoto em solo cultivado com cana-de-açúcar*. Jaboticabal. 111p. Tese (Livre Docência) – FCAV.
- MELO, W.J.; MARQUES, M.O.; SANTIAGO, G.; CHELLI, R.A.; LEITE, S.A.S. (1994). Efeito de doses crescentes de lodo de esgoto sobre frações da matéria orgânica e CTC de um latossolo cultivado com cana-de-açúcar. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.18, p.449-455.
- MULLINS, C.E.; Mac LEOD, D.A.; NORTHCOTE, K.H.; TISDALL, J.M.; YOUNG, I.M. (1990). Hardsetting soils: Behaviour, occurrence and management. *Advances in soil science*. *Soil degradation*, v.11, p.37-99.
- OADES, J.M. (1984). Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant Soil*, v.76, p.319-337.
- SEKI, L.T. (1995). *Estudo da aplicação de doses de calcário e de lodo de esgoto na cultura da aveia branca (Avena Sativa L.) cv. UFRGS-7, cultivada em latossolo vermelho-escuro*. Jaboticabal. 63p. FCAV/UNESP (Trabalho de Graduação).
- SYS, C.; VAN RAMST, E.; DEBVEYE, J.; BEERNAERT, F. (1993). Land Evaluation – Crop Requirements – Part III. *Agricultural Publications*, n.7. International Training Centre for Pos-Graduate Soil Scientists, University of Ghent, Belgium.
- TISDALL, J.M.; OADES, J.M. (1978). Stabilization of soil aggregates by the root systems of ryegrass. *Aust. J. Soil Res.*, v.16, p.9-17.
- VOLPE, A. (1995). *Absorção de NPK por azevém e atividade enzimática de um latossolo tratado com lodo de esgoto contaminado com cádmio*. Jaboticabal. 74p. Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (Trabalho de Graduação).

Capítulo 8

Estudo de Caso – Utilização de Lodo de Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) na Cultura do Mamoeiro no Norte do Estado do Espírito Santo

Aureliano Nogueira da Costa, Adelaide de Fátima Santana da Costa, Marcos Omir Marques e Reynaldo Campos Santana

8.1 Uso do Lodo no Cultivo do Mamoeiro

A geração de resíduos orgânicos tem aumentado, anualmente, em nível mundial. O conhecimento da dinâmica da matéria orgânica, presente ou adicionada ao solo, tem sido o enfoque prioritário em razão da possibilidade de reaproveitamento dos resíduos urbanos (Selbach & Camargo, 2000). Entre os principais resíduos urbanos, destaca-se o lodo de Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs). Sua aplicação no solo é uma tendência mundial, utilizada em muitos países como fonte de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, e como fonte de matéria orgânica, com efeitos benéficos ao crescimento e desenvolvimento das culturas (EPA, 1995; Berton *et al.*, 1997; Marciano, 1999), sendo ainda de uso restrito no Brasil. A reciclagem agrícola do lodo de esgoto é uma prática que vem sendo adotada, dentro de certos critérios de segurança, em razão de técnicas de aplicação que visam garantir a saúde dos seres humanos e que evitam danos ao meio ambiente (EPA, 1995; Fernandes *et al.*, 1996a; Andreoli *et al.*, 1997), sendo um insumo de baixo custo.

A taxa de acumulação média de lodo em lagoas de estabilização não mecanizadas em operação no Estado do Espírito Santo é de, aproximadamente, 6,5 cm ano⁻¹ ou 0,025 L hab⁻¹ dia⁻¹ (Gonçalves *et al.*, 1997). Na Europa, a geração de lodo nas ETEs foi estimada em 82 g dia⁻¹ de sólidos secos *per capita* (Vincent &

Critchley, 1984) e nos Estados Unidos, a produção anual é de 5,4 milhões de toneladas de matéria seca; deste total, 33% é aplicado ao solo, sendo 67% desse porcentual aplicado em terras agricultáveis (EPA, 1995).

A destinação final do lodo é um problema que precisa ser abordado sob o ponto de vista técnico, econômico, sanitário e agrícola, por se tratar de um resíduo rico em matéria orgânica e nutrientes. A disposição final em áreas agricultáveis é ainda considerada problemática em função da escassez de informações em relação à capacidade de suporte do solo. Desse modo, a aplicação do lodo de ETE em áreas cultivadas com fruteiras tropicais, como a cultura do mamoeiro, deve ser avaliada de forma criteriosa, sendo fundamental o conhecimento do impacto causado no meio ambiente por sua utilização, bem como o desenvolvimento de tecnologias que permitam a inserção do lodo nos sistemas agrícolas adequados a seu uso. Como um dos principais problemas do cultivo do mamoeiro nas regiões produtoras do Brasil é a baixa disponibilidade de matéria orgânica para o plantio e condução das lavouras comerciais, o uso do lodo de ETE nessa cultura poderá minimizar este problema, além de abordar, de maneira inovadora, sua utilização na fruticultura, abrindo fronteiras para a gestão racional do lodo na agricultura.

Neste capítulo serão abordados os efeitos do uso do lodo de lagoa anaeróbica-facultativa nas propriedades físicas, químicas e microbiológicas do solo e sua influência na nutrição e produtividade do mamoeiro.

O mamoeiro é uma planta tropical de rápido crescimento, apresentando florescimento e frutificação simultâneos a partir do terceiro mês após o plantio, sendo altamente exigente em nutrientes, não tolerando solos adensados sujeitos a encharcamento. A região norte do Estado do Espírito Santo apresenta condições climáticas adequadas para seu cultivo, sendo considerada a principal região produtora de mamão do Estado. Sua produção concentra-se nas Planícies de Tabuleiros Terciários e nas Planícies Costeiras Quartenárias. Os solos originados na área de influência dessas planícies, de modo geral, apresentam boas condições físicas para o crescimento dessa cultura. As principais restrições ao crescimento do mamoeiro são atribuídas, de modo geral, aos baixos teores de matéria orgânica e à baixa fertilidade natural desses solos (Costa, 1996). Consequentemente, a aplicação de fertilizantes e resíduos orgânicos é considerada de fundamental importância para a sustentabilidade da produção do mamoeiro no Estado.

8.2 Caracterização do Solo

O solo é um sistema tridimensional de natureza física, química e mineralógica variável, sendo normalmente dividido em três fases: a fase sólida ou matriz do solo, constituída pelas partículas minerais e orgânicas; a fase líquida ou a água do solo, que contém substâncias dissolvidas e por esta razão é denominada de solução do solo; e a fase gasosa, denominada de atmosfera do solo. O solo é considerado um meio para o crescimento das comunidades de organismos vivos.

Submetido a constantes trocas gasosas que ocorrem entre a atmosfera acima e abaixo da superfície, as quais são influenciadas pelas condições climáticas, pelos ciclos hidrológicos e pelas técnicas de manejo agrícola adotadas, o solo desempenha importante papel nas condições ambientais que influenciam as reações bio-físico-químicas da decomposição de materiais orgânicos e reciclagem de nutrientes para o contínuo processo de desenvolvimento biológico (Hall, 1998), além de servir de suporte para o crescimento do sistema radicular dos vegetais. Para maior compreensão das inter-relações entre a cultura do mamoeiro e o solo, serão abordadas, de forma resumida, algumas das importantes propriedades dos solos.

8.2.1 Constituição do Solo

O solo é formado pela parte sólida e pelo espaço poroso, o qual pode estar ocupado pela água e/ou pelo ar. A fração sólida do solo é formada pela fração mineral, resultante da transformação da rocha matriz, e pela fração orgânica. Tal fração é formada por partículas de composição química variada, com diferentes tamanhos, formas e orientação, que contêm substâncias amorfas, particularmente a matéria orgânica, a qual é responsável pela fixação das partículas minerais, uma às outras, formando os agregados do solo. A estrutura da matriz do solo é influenciada pelas características geométricas dos espaços porosos, onde a água e o ar do solo, que apresentam composição variada, se deslocam e são retidos. A proporção relativa entre as frações do solo altera-se continuamente em função das condições climáticas, vegetação e manejo do solo. A proporção considerada ideal entre as três frações é de, aproximadamente, 50% (em volume) ocupado pela fração sólida e o 50% restante dividido eqüitativamente entre a água e o ar do solo.

Na maioria dos solos, a fração mineral corresponde a, aproximadamente, 95%-98% dos componentes sólidos do solo. As frações minerais do solo são resultantes dos processos físico-químicos (intemperismo) responsáveis pela fragmentação da rocha, gerando partículas de diferentes tamanhos e formas. Estas podem apresentar desde dimensões coloidais, como argilas muito finas, até vários centímetros, como os cascalhos. A matriz do solo pode apresentar infinitas combinações entre partículas de diferentes tamanhos, e, para fins de determinações quantitativas de partículas individuais, o solo é dividido em diferentes classes de diâmetro, denominadas de frações granulométricas, que ao serem expressas como proporção relativa constituem a textura do solo. Em geral, os solos com textura média e bem drenados possuem boas condições físicas e maior eficiência produtiva para o cultivo do mamoeiro e de outras culturas.

8.2.2 Estrutura e Espaço Poroso do Solo

A estrutura é o resultado da agregação entre partículas minerais e orgânicas, formando unidades maiores denominadas agregados. Este processo é altamente dependente das propriedades físicas e químicas da matéria orgânica (MO) e da atividade biológica, o que resulta na organização natural da matéria sólida constitutiva dos horizontes componentes do perfil de solo. De modo geral, os

solos que apresentam maior quantidade de MO possuem uma estrutura mais desenvolvida. Os espaços existentes entre os agregados do solo são denominados de espaço poroso, o qual é classificado, em função do tamanho, como macroporos (porosidade de aeração) e como microporos (porosidade de retenção de umidade).

A água contida nos macroporos é drenada livremente pela ação da força da gravidade, o que reduz sua disponibilidade para absorção pelos vegetais. Por outro lado, a água contida nos microporos é considerada disponível para as plantas e outros organismos vivos, graças à ação das forças capilares que retêm a água nos microporos, evitando que a mesma seja drenada pela força da gravidade, o que a deslocaria para longe da área explorada pelo sistema radicular das plantas.

A água no sistema solo contém substâncias orgânicas e minerais em formas que podem ser, ou não, absorvíveis pelas plantas. Por essa razão, a água do solo é denominada de solução do solo, que é extremamente importante para a nutrição das plantas, pois é nela que ocorre o deslocamento de íons até a superfície das raízes, condição necessária para que ocorra a absorção de nutrientes pelos vegetais.

8.2.3 Densidade

Os solos apresentam dois tipos distintos de densidade, a densidade de partículas e a densidade do solo.

A densidade de partículas depende da composição química e da estrutura cristalográfica da partícula mineral, sendo calculada pela relação entre a massa e a unidade de volume dos sólidos do solo. Na maioria dos solos minerais, essa densidade varia entre $2,6\text{-}2,7 \text{ mgm}^{-3}$; essa pequena variação ocorre porque os quartzos, os feldspatos e os silicatos são, quantitativamente, os principais constituintes da maioria dos solos minerais.

A densidade do solo envolve a massa das partículas e o espaço poroso, sendo calculada pela relação entre a massa de solo seco e o volume total do solo (sólidos mais espaços porosos). Obviamente, a densidade do solo é sempre menor do que a densidade de partículas, pois normalmente os poros representam a metade do volume dos solos. A densidade do solo, de modo geral, varia entre $1,1\text{-}1,6 \text{ mgm}^{-3}$ (Hillel, 1970), dependendo das condições locais. Os solos com elevada proporção de espaços porosos em relação aos sólidos apresentam densidades menores. Solos argilosos e siltosos possuem, normalmente, densidades menores do que solos arenosos. Para um mesmo tipo de solo, quanto maior for o teor de matéria orgânica, menor será sua densidade, ou seja, maior será a porosidade, o que favorece o desenvolvimento radicular e, consequentemente, a absorção de água e nutrientes pelas plantas. A densidade do solo é fortemente influenciada pelas práticas de manejo do solo. Assim, um manejo inadequado poderá levar à compactação do solo, ocasionando redução da produtividade das culturas; por outro lado, a utilização de práticas de manejo adequadas associadas à adição de matéria orgânica ao solo, como, por exemplo, o lodo de ETE, poderá favorecer a produtividade.

8.2.4 Adsorção e Troca Iônica

Os processos de adsorção e troca iônica dependem grandemente do sistema coloidal, o qual é constituído por partículas diminutas (entre 1 mm e 1 nm), minerais ou orgânicas, ou organominerais, como fase dispersa na solução (ou no ar) do solo. Nesse sistema ocorrem reações químicas, físico-químicas e microbiológicas da maior importância no estudo dos solos e nutrição de plantas, e é nessa fase dispersa que se encontram as argilas.

As partículas coloidais do solo apresentam: grande superfície específica; cargas elétricas negativas e positivas que podem adsorver, por diferença de carga, tanto cátions como ânions presentes na solução do solo; e cinética, ou seja, o movimento de partículas por difusão e por ação da força gravitacional. A troca iônica ocorre entre a fase sólida e a fase líquida do solo; à medida que a raiz absorve os íons (nutrientes) presentes na solução, estes são repostos por outros que estão adsorvidos na fase sólida. O Ca^{2+} , o Mg^{2+} , o Al^{3+} , o H^+ , o K^+ , o Na^+ e o NH_4^+ são os principais cátions envolvidos quantitativamente nesse processo. Alguns micronutrientes também estão sujeitos ao mesmo fenômeno, porém em quantidade muito menor do que a dos macronutrientes (Ribeiro *et al.*, 1995). A capacidade de troca iônica representa, portanto, a troca gradual de nutrientes entre as fases sólida e líquida dos solos, favorecendo a manutenção da fertilidade por um longo tempo e, também, podendo minimizar os efeitos tóxicos que ocorrem nos vegetais devido à aplicação excessiva de fertilizantes ao solo (Tomé Jr., 1997).

8.2.5 Soma de Bases (SB), Saturação por Bases (V) e por Alumínio (m)

A soma de bases é calculada pela soma dos teores de Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ e NH_4^+ trocáveis. Entretanto, o teor de NH_4^+ trocável, normalmente, é muito reduzido em solos ácidos de regiões tropicais, como a maioria dos solos onde o mamoeiro é cultivado no Estado do Espírito Santo. A SB fornece um indicativo do número de cargas negativas dos colóides que está ocupado por bases.

A saturação por bases (%) é a proporção das bases no complexo sortivo do solo. Esse cálculo fornece uma idéia da proporção do total de cargas negativas existentes que está ocupada pela SB, e é dada pela seguinte expressão:

$$\text{V\%} = \frac{\text{SB}}{\text{T}} \times 100$$

A saturação por bases é utilizada como indicativo das condições gerais de fertilidade dos solos, podendo ser classificados em dois grupos: quando $\text{V\%} > 50\%$, os solos são classificados como eutróficos, ou seja, solos férteis; quando $\text{V\%} < 50\%$, os solos são classificados como distróficos, ou seja, solos pouco férteis.

A saturação por alumínio ($m\%$) denota a proporção da CTC_{efetiva} ocupada por alumínio, obtida por meio da seguinte equação:

$$m\% = \frac{\text{Al}^{3+}}{\text{SB} + \text{Al}^{3+}} \times 100$$

Quando $m\% > 50\%$, o solo é classificado como álico (pobre em bases), o que sugere a necessidade de aplicação de calcário para algumas culturas, como o mamoeiro.

8.2.6 Capacidade de Troca Catiônica (CTC)

A CTC é a capacidade de troca de cátions da fração argila dos solos, que é representada por T quando a CTC é determinada em pH7 (calculada pela soma das bases e da acidez total; SB + H + Al) e por t quando a CTC é determinada no pH do solo, e neste caso é denominada de CTC_{efetiva} (calculada pela soma das bases com a acidez trocável; SB + Al³⁺). O valor T é utilizado para definir se a fração argila dos solos apresenta alta ou baixa atividade. Quando o valor T for igual ou superior a 24 cmol_c dm⁻³, a fração argila será considerada de alta atividade (Ta); quando for inferior, será considerada de baixa atividade (Tb).

8.2.7 Matéria Orgânica

Geralmente, os plantios de mamão cultivados na região norte do Estado do Espírito Santo são implantados em áreas com elevado nível de degradação, principalmente pelo uso sistemático de práticas agrícolas inadequadas ao longo de vários anos, como a queima de restos de cultura e o preparo excessivo do solo. Diversos trabalhos constataram o efeito dos diferentes sistemas de uso e manejo do solo em suas propriedades físicas. Em geral, ocorre um aumento da densidade do solo e uma diminuição da porosidade, da infiltração e da condutividade hidráulica quando os solos são submetidos a diferentes sistemas de manejo em relação a seu estado natural (Machado & Brum, 1978; Centurion & Demattê, 1985; Silva *et al.*, 1986). O uso inadequado associado ao baixo teor original de matéria orgânica dos solos dessa região reduz, ainda mais, o teor de MO do solo e, consequentemente, dos nutrientes nela contidos.

A fração orgânica (matéria orgânica), embora ocorra em proporções relativamente pequenas (2%-5% da fração sólida dos solos) na maioria dos solos, assume importante papel qualitativo nas propriedades físicas dos mesmos, agindo como condicionador do solo e exercendo forte influência na porosidade, na retenção de água, na densidade e nas propriedades químicas, sendo também a principal fonte de energia para os microrganismos do solo. De maneira geral, destaca-se como boa fonte de fósforo e enxofre e excelente fonte de nitrogênio para os vegetais que não possuem a capacidade de fixação biológica do nitrogênio atmosférico, como ocorre com o mamoeiro.

A matéria orgânica apresenta grande capacidade de retenção de cátions devido a suas propriedades coloidais com a presença de cargas negativas em

seus sítios de troca iônica. As superfícies de troca da fração sólida do solo (mineral ou orgânica) funcionam como reservatório de nutrientes para as plantas. Os cátions adsorvidos pelas cargas negativas da superfície dos colóides podem ser trocados por outros cátions que se encontram na solução do solo, os quais podem ser absorvidos pelas plantas. À medida que os cátions são retirados das superfícies de troca por absorção pelas plantas ou por lixiviação, estabelece-se um novo equilíbrio por meio da liberação de íons da superfície de adsorção para a solução. Da mesma forma, quando os íons são adicionados ao solo, como, por exemplo, pela adição de fertilizantes, parte dos nutrientes é absorvida pelas plantas e parte fica armazenada como reserva nos sítios de troca.

A resposta do mamoeiro à adição de nutrientes depende das condições do clima, das características físicas e químicas do solo e do tipo de práticas agrícolas adotadas. A matéria orgânica destaca-se por sua capacidade tampão no solo, o que evita as bruscas variações na disponibilidade dos nutrientes, sendo responsável por mais de 50% do valor da Capacidade de Troca Catiônica (CTC) do solo.

Altos teores de MO, valores acima de 25 gdm^{-3} ($> 2,5\%$), indicam que o solo possui: alta capacidade de retenção de cátions; maior poder tampão com menor variação do pH, maior resistência à insolubilização de micronutrientes devido à aplicação de elevadas doses de calcário; altos teores de nitrogênio, maior disponibilidade de nutrientes e menor fixação do fósforo aplicado; e elevada capacidade de formação de complexos com metais presentes na solução, que normalmente são tóxicos à nutrição das plantas quando em quantidades excessivas (Al, Mn e Fe). Valores entre 15 e 25 gdm^{-3} (1,5% a 2,5%) são considerados médios, enquanto valores inferiores a 15 gdm^{-3} ($< 1,5\%$) são freqüentes em solos que apresentam baixa CTC total e CTC efetiva, que possibilita aumentar a lixiviação de bases (Ca, Mg e K), e baixo poder tampão, o que aumenta o risco de efeitos tóxicos de adubos com alto poder salino, elevando a probabilidade de ocorrência de deficiência de macro e micronutrientes que possuem como principal fonte a mineralização da matéria orgânica.

8.2.8 Relação C/N

A decomposição da matéria orgânica no solo é um processo relativamente lento, dependente da relação C/N do material em decomposição, que deve estar próxima de 10. Relações C/N muito acima ou muito abaixo de 10 podem trazer problemas ao mamoeiro, que vão desde sintomas de deficiências nutricionais até a redução da produção e morte das plantas, nos casos mais extremos. Também podem ocorrer perdas de nutrientes no solo, por meio de fenômenos de imobilização e volatilização. A composição química dos lodos de esgoto é variável de acordo com o tipo de processo empregado (lodo de ETEs, primário, secundário ou ativado, ou lodo de lagoas), com o tipo de esgoto tratado (doméstico ou industrial) ou ainda para uma mesma estação conforme a época do ano, diversificação da rede coletora em relação à classe social da população geradora do esgoto ou mesmo conforme a época.

Em relação ao teor de matéria orgânica, é de se esperar um teor muito menor em lodos de lagoas anaeróbias em comparação aos teores verificados em lodos de ETEs, considerando-se que, em decorrência do maior tempo de retenção (em média 10-15 anos), os lodos de lagoas se apresentam em estágio mais avançado no processo de degradação (mineralização) da matéria orgânica.

Assim, a disposição de lodo de esgoto nos solos promoverá, além do aumento dos teores de matéria orgânica nos solos (Abrahão, 1992; Marques, 1997), elevação da CTC (Melo *et al.*, 1994) e aumento da atividade biológica do solo (Bertoni *et al.*, 1997).

8.2.9 Classes de Solos

As planícies de tabuleiros terciários são caracterizadas como terraços litorâneos, planos ou levemente ondulados, estando instaladas sobre os sedimentos de formação barreiras. As planícies costeiras quartenárias são constituídas de sedimentos litorâneos arenosos e depósitos areno-argilosos fluviais. Como o mamoeiro é cultivado em solos localizados nessas planícies, estão predominantemente inseridos em duas classes de solo, os latossolos amarelos e os podzólicos amarelos (Rezende, 2000).

A presença dos horizontes coesos (duros) no perfil do solo afeta as relações entre drenagem, água disponível, aeração, temperatura, penetração radicular e absorção de nutrientes, com reflexos negativos na produção do mamoeiro. Os solos coesos são muito vulneráveis ao regime climático, passando do estado excessivamente úmido, no período chuvoso, para o estado excessivamente seco, nos períodos de estiagem (Cintra *et al.*, 1997).

Além dos problemas associados à coesão, a acidez ativa e trocável desses solos aumenta ao longo do perfil, ou seja, o pH varia de moderadamente ácido, na superfície, a fortemente ácido, nos horizontes subsuperficiais. Essa redução do pH ao longo do perfil inibe o crescimento radicular do mamoeiro e a atividade microbiana (Rezende, 2000). As consequências desses efeitos sobre o crescimento radicular do mamoeiro cultivado na região norte do Estado do Espírito Santo são observadas na Figura 8.1. Tais efeitos levam à limitação do crescimento radicular em profundidade, concentrando-o nos primeiros 30 cm do solo. Assim, observa-se pequena quantidade de raízes finas (responsáveis pela absorção de água e nutrientes) na camada superficial do solo e praticamente ausência dessas raízes nas camadas mais profundas. A superficialidade do sistema radicular afeta negativamente a nutrição do mamoeiro, por ser esta a região mais influenciada pelas variações de umidade e temperatura do solo.

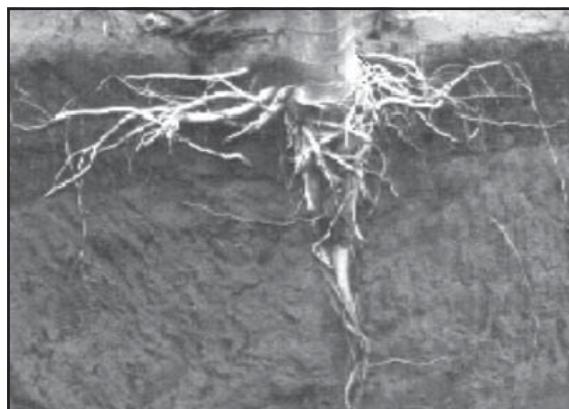


Figura 8.1 Sistema radicular do mamoeiro, cultivado em solos de tabuleiros costeiros no Estado do Espírito Santo.

8.3 Manejo do Lodo no Cultivo do Mamoeiro

A exploração comercial do mamoeiro é uma atividade agrícola de alta rentabilidade e de grande importância econômica para o Espírito Santo. A produtividade atual da cultura está em torno de 50 t/ha/ano, destinados ao abastecimento do mercado interno e externo, sendo atualmente exportado para a Europa e os Estados Unidos. O mamoeiro responde bem à adubação orgânica, que traz vantagens na melhoria das condições físicas, químicas e biológicas do solo (Frupex, 1994).

A reciclagem agrícola, quando realizada dentro de critérios seguros, é uma alternativa adequada para a disposição final do lodo de esgoto, que tem crescido muito, principalmente em países industrializados. Outras formas de disposição apresentam limitações, como a escassez de áreas aptas à construção de aterros sanitários e problemas associados à poluição atmosférica da incineração (Lue-Hing *et al.*, 1994).

A eficiência dos processos de desinfecção do lodo com a cal foi investigada por Fernandes *et al.* (1996b), que observaram uma significativa redução no número de patógenos e parasitas para as amostras tratadas com maiores porcentuais de cal, 50% de seu peso seco.

8.3.1 Caracterização do Lodo

O lodo de esgoto utilizado no cultivo do mamoeiro foi coletado na lagoa anaeróbia da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) do conjunto habitacional de Eldorado, localizado no município da Serra, na região da Grande Vitória, operada pela Companhia Espírito-Santense de Saneamento (CESAN). A referida ETE,

composta por uma lagoa anaeróbia e uma lagoa facultativa, trata esgotos de origem predominantemente doméstica.

8.3.2 Análise Físico-química do Lodo

As análises físico-químicas do lodo indicam um avançado estágio de mineralização, demonstrado pelos seguintes parâmetros: 18,3% de sólidos totais (ST) no fundo da lagoa, sólidos voláteis em torno de 37,2% ST, 1,9% de nitrogênio total Kjeldahl (NTK/ST), 2% de fósforo (Ptotal/ST) e pH em torno de 7,5, apresentando um lodo em estágio avançado de mineralização.

8.3.4 Análises Microbiológicas do Lodo

O lodo foi caracterizado microbiologicamente quanto à densidade de bactérias do grupo coliformes fecais e quanto à contagem, à identificação e à viabilidade dos ovos de helmintos, conforme apresentado na Tabela 8.1.

Tabela 8.1 Caracterização microbiológica do lodo de esgoto da ETE de Eldorado, município da Serra, ES.

	Coliformes fecais	Ovos de helmintos	Ovos viáveis
	NMP/100g	Ovos/gMS	Ovos/gMS
Lodo	$2,7 \times 10^3$	89,8	1,2

8.3.5 Análises Microbiológicas do Lodo de Esgoto no Solo

A análise microbiológica do solo com o uso de lodo de esgoto foi realizada nas amostras coletadas três meses após o plantio, ocasião em que as plantas entraram em início de florescimento na projeção da copa do mamoeiro, a fim de avaliar a densidade de bactérias do grupo coliformes fecais e os aspectos parasitológicos por intermédio da contagem e da identificação de ovos e larvas de helmintos e sua viabilidade. Os resultados da colimetría do experimento que utilizou o lodo sem higienização estão expressos na Tabela 8.2.

Tabela 8.2 Caracterização microbiológica do solo.

	Coliformes fecais	Ovos de helmintos	Ovos viáveis
	NMP/100 g	Ovos/gMS	%
Solo	< 2,0	ND*	ND

* ND = não detectado.

8.3.6 Caracterização Físico-química do Lodo

A caracterização físico-química do lodo da lagoa anaeróbia de Eldorado foi realizada para a porcentagem de sólidos totais, sólidos voláteis, pH, NTK (mg/g) e4m peso seco e fósforo total (P) em mg/g em peso seco. Os resultados são mostrados na Tabela 8.3, destacando-se que o elevado tempo de residência do lodo na lagoa, equivalente a 16 anos, contribuiu para o avançado estágio de mineralização, em que os teores de sólidos voláteis foram superiores a 35% ST e sólidos totais, superiores a 9%.

Tabela 8.3 Características físico-químicas, para amostras compostas, do lodo da lagoa anaeróbia de Eldorado, Serra, ES.

Amostra	Sólidos		pH	NTK	P _{Total}
	Totais	Voláteis			(Peso seco)
	%	% ST		mg g ⁻¹	
ETE Eldorado	18,3	37,2	7,5	19	2

Os resultados para os teores médios de metais pesados encontrados no lodo da lagoa anaeróbia de Eldorado são mostrados na Tabela 8.4, sendo as concentrações de metais pesados no lodo da lagoa de Eldorado consideradas abaixo das normas europeias e americanas.

Tabela 8.4 Resultados para os teores médios de metais pesados no lodo.

Cu	Co	Cr	Ni	Cd	Pb	Mn	Zn	Fe
mg kg ⁻¹								
88,5	8,5	34,5	24,5	1	73	133,5	584	36,85

Os resultados das análises químicas do lodo bruto e do lodo higienizado com cal indicam que a adição de cal virgem promoveu uma redução nos teores de nitrogênio (N) e fósforo (P), ocasionada pelo aumento de volume devido à adição da cal no lodo, promovendo a diluição. Outro fator que, provavelmente, contribuiu para a redução do N foi sua perda por volatilização ocasionada pela elevação do pH e da temperatura promovida pela adição de cal virgem. A cal virgem proporcionou o aumento do teor de cálcio no lodo higienizado por esse processo (Tabela 8.5).

Tabela 8.5 Composição química do lodo sem higienização e do lodo higienizado com cal virgem no cultivo do mamoeiro.

	Lodo sem higienização	Lodo higienizado com cal virgem
dagkg ⁻¹		
N	1,89	1,33
P	0,57	0,35
K	0,05	0,06
Ca	0,83	3,65
Mg	0,25	0,21
S	0,57	0,54
mgkg ⁻¹		
Fe	32400	22650
Zn	655	525
Cu	140	160
Mn	149	325

8.3.7 Experimento de Campo

O experimento de campo foi conduzido no Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural (INCAPER), localizado na região norte do Estado do Espírito Santo, considerada representativa no cultivo comercial do mamoeiro e o maior pólo exportador de mamão do país.

A área selecionada para o cultivo do mamoeiro foi preparada respeitando-se as recomendações gerais para a cultura, com aração seguida de gradagem. A abertura do sulco foi feita com sulcador mecânico com 50 cm de largura e 40 cm de profundidade, para distribuição da matéria orgânica.

A cultura do mamoeiro foi conduzida no sistema de plantio em fileiras simples, no espaçamento de 1,80 m entre plantas por 3,60 m entre fileiras.

O plantio foi realizado com três mudas por cova, para garantir a seleção da planta hermafrodita na sexagem. Foram eliminadas as plantas femininas, deixando-se apenas uma planta hermafrodita por cova.

8.3.7.1 Cálculo da Quantidade de Lodo

Além de outras considerações não menos importantes, como teor de metais pesados, efeito do lodo de esgoto no pH do solo e quantidade de metais pesados acumulados no solo, o teor de nitrogênio disponível no lodo de esgoto é fundamental. Deste modo, a base de cálculo é a quantidade de nitrogênio recomendada para o mamoeiro, expressa em kg ha⁻¹, e o teor de nitrogênio disponível no lodo, com a quantidade de lodo de esgoto a ser aplicada expressa em tha⁻¹ (T/ha), de acordo

com a Equação 8.1 – necessidade de aplicação de lodo, em toneladas por hectare, na cultura do mamoeiro:

$$T/ha = N_{\text{recomendado}} (\text{kgha}^{-1}) / N_{\text{disponível}} (\text{kgt}^{-1}) \quad (8.1)$$

A determinação da quantidade de nitrogênio recomendada para a cultura do mamoeiro foi baseada no boletim técnico de recomendação para a cultura no Estado do Espírito Santo.

A quantidade de nitrogênio no lodo de esgoto que estará disponível às plantas poderá ser estimada pela Equação 8.2 – nitrogênio disponível:

$$N_{\text{disponível}} = 0,01 FM (N_K - N_{\text{am}}) + (N_{\text{nitra}} = N_{\text{nitri}})$$

em que:

$N_{\text{disponível}}$ = nitrogênio do lodo que permanecerá no solo, disponível às plantas, no primeiro ano após a aplicação;

FM = % do nitrogênio total do lodo que será mineralizado no solo;

N_K = teor de nitrogênio do lodo, determinado pelo método de Kjeldahl;

N_{am} = teor de nitrogênio amoniacal no lodo de esgoto;

N_{nitra} = teor de nitrogênio, na forma de nitrato, contido no lodo de esgoto;

N_{nitri} = teor de nitrogênio, na forma de nitrito, contido no lodo de esgoto.

A matéria orgânica utilizada no tratamento 1 foi o esterco bovino e o cálculo foi realizado com base na aplicação de 54 g de nitrogênio por planta. Nos tratamentos de 2 a 7, utilizaram-se doses crescentes de lodo, enquanto no tratamento 8 a fonte empregada foi um formulado comercial que contém uma proporção de N semelhante à do tratamento 1. O tratamento 9 foi a testemunha sem aplicação de lodo. As doses de N equivalentes para cada tratamento com o uso do lodo de ETE sem higienização e higienizado com cal virgem na cultura do mamoeiro no Estado do Espírito Santo são apresentadas na Tabela 8.6.

Tabela 8.6 Composição dos tratamentos com o uso do lodo no cultivo do mamoeiro.

Trat.	Nitrogênio	Esterco	Lodo com cal	Lodo sem cal	Químico*
	g	kg cova ⁻¹			
1	54	5	–	–	–
2	54	–	23	16	–
3	80	–	34	24	–
4	108	–	45	32	–
5	135	–	57	40	–
6	160	–	68	48	–
7	187	–	80	56	–
8	54	–	–	–	0,25
9	0	–	–	–	–

8.3.7.2 Delineamento Experimental

O delineamento experimental utilizado foi em blocos casualizados, com nove tratamentos em três repetições. Os tratamentos foram constituídos pelas diferentes doses de matéria orgânica nas parcelas experimentais formadas por quatro plantas úteis em três repetições, com quatro plantas de bordadura entre os tratamentos.

A recomendação de matéria orgânica para o mamoeiro, segundo Marin *et al.* (1995), é feita com base no teor de matéria orgânica do solo, variando de 5 a 16 kg/cova, ou 8,5 a 25,5 toneladas de esterco/ha para uma densidade de 1.700 plantas . ha⁻¹.

8.3.7.3 Classificação Textural

A classificação textural do solo, nas profundidades de 0-20 e 20-40 cm, se enquadra em franco arenoso, com os resultados mostrados na Tabela 8.7.

Tabela 8.7 Resultados da análise granulométrica do solo da área experimental.

Profundidade cm	Areia		Silte	Argila	Classificação textural
	Grossa	Fina			
	dag kg ⁻¹				
0-20	68	14	5	13	Fraco arenoso
0-40	61	18	6	15	Fraco arenoso

8.3.7.4 Adubação de Manutenção

A adubação mineral utilizada no mamoeiro foi aplicada a partir do quarto mês após o plantio, período suficiente para a manifestação de sintomas visuais de deficiência nutricional e para a avaliação da capacidade de suporte do lodo no fornecimento de nutrientes para a cultura.

As adubações de manutenção foram realizadas por meio do monitoramento do estado nutricional realizado pelo sistema integrado de diagnose e recomendação de adubação (DRIS) para o mamoeiro (Costa, 1995). O DRIS é um método que utiliza a diagnose foliar para identificar, por meio de índices, o equilíbrio nutricional das plantas, fornecendo a seqüência de deficiência ao excesso de nutriente com base na diagnose foliar.

8.3.8 Uso do Lodo sem Higienização no Mamoeiro

Análise química do solo para os tratamentos com lodo sem higienização: os resultados da análise química para os teores de matéria orgânica, pH, CTC e Al trocável, no solo, com o uso do lodo de ETE, sem higienização, são mostrados nas Tabelas 8.8 e 8.9, respectivamente, para três e nove meses de cultivo. O teor de matéria orgânica antes do cultivo foi considerado muito baixo, entretanto, observou-se aumento nesses teores na avaliação realizada três meses após o plantio.

Tabela 8.8 Teores de matéria orgânica, pH, CTC e Al trocável para os tratamentos com o uso de lodo de ETE, sem higienização, no cultivo do mamoeiro, três meses após o plantio.

Tratamentos	Matéria orgânica	pH	Saturação de bases (V)	CTC	Al _{trocável}
	%		%	cmol _c .kg ⁻¹	
Antes do cultivo	0,8	5,9	53	4,0	0,0
1	1,36	5,4	57	12,4	0,2
2	1,43	4,9	46	13,8	0,7
3	1,33	4,9	43	14,0	0,5
4	1,50	5,0	45	14,6	0,5
5	1,66	4,9	45	14,9	0,5
6	1,45	5,0	49	13,3	0,4
7	1,86	4,9	56	16,2	0,5
8	1,26	5,0	48	14,6	0,5
9	1,30	5,3	57	12,6	0,2

As doses de lodo, sem higienização, foram baseadas no teor de N no lodo, que foi de 1,90% com 79% de umidade, base seca.

A atividade microbiana no solo com a adição de matéria orgânica é inicialmente alta, mas tende a diminuir com o tempo, em razão da mineralização que proporciona a disponibilidade de nutrientes para as plantas.

Os teores de matéria orgânica, após nove meses de cultivo, aproximaram-se dos valores observados inicialmente antes do cultivo. Esse fato se deve à decomposição da matéria orgânica e uniformização também do solo. Outro aspecto a ser ressaltado é a não expectativa em obter aumentos significativos nos teores de matéria orgânica do solo com uma ou algumas aplicações de lodo de esgoto em doses agronômicas. Estas são calculadas de maneira a fornecer o nitrogênio exigido pelas culturas e, nessas circunstâncias, as quantidades de matéria orgânica são insuficientes para promover alterações significativas em seus teores no solo. Além disso, o tipo de solo e as condições climáticas, que no Brasil são tipicamente tropicais, podem contribuir para aumentar a velocidade de queda de seus teores.

Tabela 8.9 Teores de matéria orgânica, pH, CTC e Al trocável para os tratamentos com o uso de lodo de ETE, sem higienização, no cultivo do mamoeiro, nove meses após o plantio.

Tratamentos	Matéria orgânica	pH	Saturação de bases (V)	CTC	Al _{trocável}
	%		%	cmol _c .kg ⁻¹	
Antes do cultivo	0,8	5,9	53	4,0	0,0
1	0,9	4,8	38	5,9	0,2
2	1,0	4,9	45	5,9	0,1
3	0,9	4,5	36	6,1	0,4
4	1,0	4,7	34	6,4	0,2
5	1,0	4,7	43	6,4	0,2
6	1,1	4,9	42	6,5	0,1
7	1,1	5,1	46	6,7	0,1
8	1,0	5,0	42	6,1	0,2
9	1,0	5,0	38	6,4	0,2

O decréscimo dos teores de matéria orgânica para os níveis próximos dos teores originais enfatiza a importância do manejo do solo, no sentido de preservar a matéria orgânica, tendo em vista que é muito difícil recuperar os teores de matéria orgânica no solo.

8.3.8.1 pH e Acidez Potencial

A importância do pH na fertilidade do solo refere-se a sua relação com a disponibilidade e/ou indisponibilidade de elementos químicos, nutrientes ou não, às plantas. Assim, o aumento do pH do solo para a faixa 6,5-7,0 promove a indisponibilidade de elementos como cobre, ferro, manganês, zinco e alumínio, além de outros elementos, principalmente os metais pesados. Por outro lado, promove a maior disponibilidade, às plantas, dos seguintes elementos: boro, cálcio, cloro, enxofre, fósforo, magnésio, molibdênio, nitrogênio e potássio.

Os tratamentos que receberam doses de lodo apresentaram valores de pH inferiores a 5,5, ou seja, abaixo do recomendado para o cultivo do mamoeiro, com aparecimento de Al³⁺, que inibe o crescimento radicial e dificulta a absorção dos nutrientes.

Especificamente em relação ao fósforo, essa maior disponibilidade é decorrente da menor freqüência dos fenômenos de fixação pelos óxidos de ferro e alumínio do solo, que praticamente inexistem quando o pH se encontra próximo da neutralidade.

Para os demais elementos, a maior disponibilidade fica por conta da maior solubilidade dos elementos na solução do solo, quando nessa faixa de pH. Em solos de regiões de clima tropical, o efeito mais marcante da correção da acidez para as culturas é a precipitação do alumínio e a eliminação dos efeitos tóxicos que se verificam nas plantas, decorrentes de sua presença na forma solúvel. Esses efeitos variam desde a inibição do crescimento do sistema radicial e da parte aérea até o amarelecimento de folhas e a baixa produtividade, podendo conduzir a planta, nos casos mais extremos, à falência completa de suas funções vitais.

A tendência de acidificação do solo foi observada com o aumento das doses de lodo no solo, fato este explicado pela decomposição da matéria orgânica, com liberação de ácidos que tendem a diminuir o pH, acidificando o solo. Os valores de pH do solo, após três meses de cultivo do mamoeiro, não atingiram valores abaixo de 5,5, os quais são considerados inadequados para o cultivo comercial do mamoeiro.

Os valores de pH observados aos nove meses de cultivo foram semelhantes aos valores iniciais, ou seja, aos três meses após o plantio. Isso indica uma certa estabilidade para essa variável, atribuída, provavelmente, ao poder tampão da matéria orgânica no solo.

8.3.8.2 Capacidade de Troca Catiônica e Alumínio Trocável

A CTC foi menor para os tratamentos com adição de matéria orgânica (Tabelas 8.8 e 8.9) e promovida pela acidificação com liberação de íons H^+ e Al^{3+} , em função da decomposição ou mineralização da matéria orgânica.

Quanto ao alumínio trocável, para os diversos tratamentos ocorreu um aumento em função da adição de matéria orgânica, fato este atribuído também ao processo de mineralização com liberação de Al^{3+} .

8.3.8.3 Saturação por Bases

A saturação por bases, nove meses após o plantio, foi inferior aos valores observados no início do cultivo do mamoeiro. Esses resultados destacam a capacidade de extração do mamoeiro pelas bases trocáveis (K, Ca e Mg), tendo em vista que, até o quarto mês, a única fonte de nutrientes para o mamoeiro foi a matéria orgânica.

8.3.8.4 Produção do Mamoeiro

A capacidade de suporte da matéria orgânica foi avaliada no terceiro mês após o plantio, quando se prolongou ao máximo o início da seleção da planta hermafrodita, a fim de possibilitar a observação dos sintomas visuais de deficiências minerais no mamoeiro. Nesse sentido, foi enorme a diferença visual nesse período, com aparecimento de manchas amareladas nas folhas mais velhas, indicando a deficiência de N, principalmente nos tratamentos que não receberam o lodo como fonte de matéria orgânica. Os tratamentos que receberam as maiores doses de lodo (tratamentos 6 e 7) só manifestaram o sintoma de deficiência de N no final do quarto mês após o plantio. Isso indica que o lodo apresenta uma capacidade

de suporte para a cultura do mamoeiro, mantendo por um período mais prolongado os nutrientes minerais disponíveis para a planta.

A dose de 54 g de N fornecida via esterco, que é a fonte de matéria orgânica tradicionalmente utilizada no cultivo comercial do mamoeiro, não diferiu da produção do tratamento que recebeu a mesma dose de N fornecida via lodo. Entretanto, quando se comparou a dose de N (54 gramas . planta⁻¹) fornecida, respectivamente, via esterco e lodo, verificou-se diferença com o tratamento 8, em que os nutrientes foram fornecidos exclusivamente via adubação química. A condução do mamoeiro somente com adubação química, sem lodo, não apresentou diferença do tratamento-testemunha (conduzido sem adição de matéria orgânica e de adubo).

Esses resultados destacam a importância da matéria orgânica na produtividade das culturas, fato este atribuído à maior capacidade de retenção de umidade e nutrientes que a matéria orgânica proporciona.

A curva de produção do mamoeiro, em função das doses crescentes de matéria orgânica, é apresentada na Figura 8.2, destacando o aumento da produção com o aumento da dose de lodo.

O modelo de regressão que melhor se ajustou à estimativa da produção do mamoeiro em função da dose de lodo, sem higienização, foi a Equação 8.3, com um coeficiente de determinação ajustado (R^2) de 0,97.

$$\text{Produção} = 28,8388 + 1,4852 \text{ Dose}^{0,5**} \quad R^2 = 0,97 \quad (8.3)$$

** significativo a 1% de probabilidade.

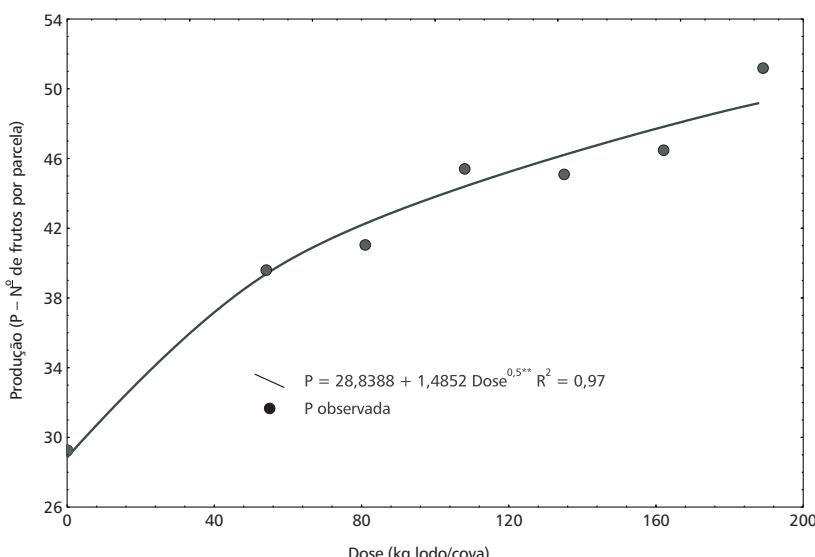


Figura 8.2 Representação gráfica do modelo de regressão para a produção do mamoeiro em função da dose de lodo, sem higienização.

A representação gráfica do modelo para a regressão da produção do mamoeiro em função da dose é mostrada na Figura 8.2. Os resultados obtidos permitem estimar a produtividade em função das doses de lodo de ETE utilizadas, e deste modo verifica-se que as doses mais elevadas do lodo sem higienização não chegaram a promover uma redução na produtividade do mamoeiro. Entretanto, a quantidade utilizada nas maiores doses foi muito superior à quantidade recomendada, deste modo, o solo pode tornar-se uma grande opção para disposição desse resíduo sólido, desde que sejam tomados os devidos cuidados em sua aplicação.

8.3.9 Experimento 2: Uso do Lodo, Higienizado com Cal Virgem, na Cultura do Mamoeiro

Os teores de matéria orgânica, pH, CTC e Al trocável no solo, com aplicação do lodo de ETE higienizado com cal virgem, são mostrados nas Tabelas 8.10 e 8.11, respectivamente, para três e nove meses após o plantio. Verifica-se que, de maneira geral, ocorreu um aumento nos teores de matéria orgânica no início do cultivo, ou seja, com três meses após o plantio, e que esses valores foram maiores do que os observados para todos os tratamentos com o uso do lodo sem higienização, devido à decomposição mais lenta quando se utiliza a cal.

As doses de lodo higienizado com cal virgem utilizadas basearam-se no teor de N no lodo, que foi de 1,33% com 79% de umidade.

A adição da cal ao lodo elevou o pH para 12,2 por ocasião do processo de higienização com cal virgem, valor este que limita a atividade microbiana. Após esse período, três meses pós-plantio, verificou-se que os valores de pH foram reduzidos para valores próximos de 7 (Tabela 8.10) e diminuíram ainda mais aos nove meses, atingindo valores próximos a 5,5, ou seja, valores de pH semelhantes aos valores observados antes do cultivo ($\text{pH} = 5,9$) (Tabela 8.11). O efeito do uso do lodo higienizado com cal tem seu diferencial, em razão do pH, na saturação de bases (V) e no Al trocável. Com a elevação do pH, a mineralização da matéria orgânica foi mais lenta, contribuindo, desse modo, para a manutenção da matéria orgânica no solo.

O aumento na produção do mamoeiro em função das doses crescentes de lodo higienizado com cal virgem é apresentado na Figura 8.3.

O modelo de regressão que melhor se ajustou à estimativa da produção do mamoeiro em função da dose de lodo, sem higienização, foi a Equação 8.4, com um coeficiente de determinação ajustado (R^2) de 0,92.

$$\text{Produção} = 34,7513 + 1,3669 \text{ Dose}^{0,5} \quad R^2 = 0,92 \quad (8.4)$$

** significativo a 1% de probabilidade.

O modelo observado para a produção em função da dose de lodo de ETEs permite a estimativa das dosagens do lodo de esgoto para disposição final na cultura do mamoeiro.

Tabela 8.10 Teores de matéria orgânica, pH, CTC e Al trocável, para os tratamentos com o uso de lodo de ETE higienizado com cal virgem, no cultivo do mamoeiro, três meses após o plantio.

Tratamentos	Matéria orgânica	pH	Saturação de bases (V)	CTC	Al _{trocável}
	%		%	cmol _c .kg ⁻¹	
Antes do cultivo	0,8	5,9	53	4,0	0,0
1	2,3	6,0	77	14,7	0,0
2	2,1	6,9	92	17,6	0,0
3	2,4	7,3	91	16,5	0,0
4	2,3	7,1	90	17,5	0,0
5	2,3	7,3	91	17,0	0,0
6	2,2	7,3	91	16,0	0,0
7	2,5	7,5	94	19,5	0,0
8	1,3	6,0	76	13,1	0,0
9	1,1	6,1	75	10,2	0,0

Tabela 8.11 Teores de matéria orgânica, pH, CTC e Al trocável, para os tratamentos com o uso de lodo de ETE higienizado com cal virgem, no cultivo do mamoeiro, nove meses após o plantio.

Tratamentos	Matéria orgânica	pH	Saturação de bases (V)	CTC	Al _{trocável}
	%		%	cmol _c .kg ⁻¹	
Antes do cultivo	0,8	5,9	53	4,0	0,0
1	1,5	5,1	56	8,1	0,0
2	1,2	5,0	51	6,9	0,0
3	1,3	5,2	56	6,7	0,0
4	1,5	5,5	61	7,2	0,0
5	1,2	5,5	59	6,9	0,0
6	1,1	5,4	51	5,8	0,0
7	1,1	6,0	62	6,4	0,0
8	1,0	5,0	43	5,9	0,0
9	1,1	5,1	52	6,8	0,0

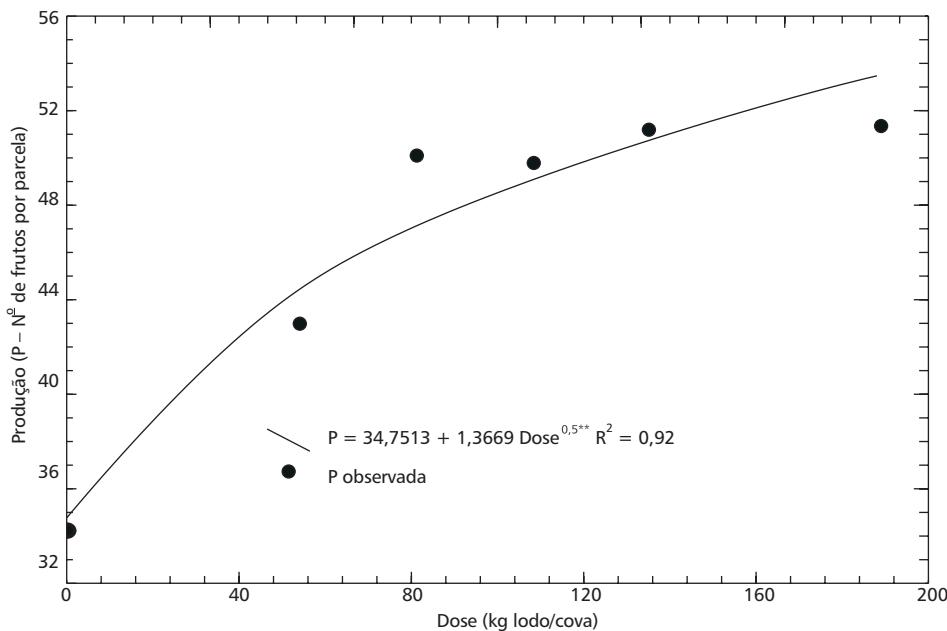


Figura 8.3 Representação gráfica do modelo de regressão para a produção do mamoeiro em função da dose de lodo higienizado com cal virgem.

A pesquisa com a utilização do lodo de ETEs no mamoeiro é uma abordagem inédita, principalmente por se tratar de uma cultura comercial de grande expressão no Estado do Espírito Santo, e que está sendo cultivada em solos de tabuleiros que são, em sua maioria, arenosos, com baixos teores de matéria orgânica e pobres em nutrientes, destacando-se, desse modo, a importância da incorporação de matéria orgânica nesse sistema de cultivo.

O estudo da viabilidade técnica do uso de lodo de esgoto, juntamente com o monitoramento das alterações ocasionadas pelo uso do lodo, comprova, cientificamente, os efeitos do lodo no sistema agrícola, resultados estes fundamentais para a recomendação e disposição final do lodo na agricultura.

Os modelos observados para o experimento com o uso do lodo sem higienização e para o experimento com o uso do lodo higienizado com cal virgem permitem verificar que o experimento com lodo higienizado com cal apresentou maior produtividade. Essa constatação, aparentemente contraditória em função da elevação do pH para valores acima de 7, pode ocasionar a lixiviação dos micronutrientes, além de limitar o desenvolvimento da planta pelo desequilíbrio entre os nutrientes no solo. No entanto, na prática, a planta respondeu com produtividade maior. Esse fato pode ser atribuído, provavelmente, ao efeito da cal virgem na precipitação do Al trocável. Comparativamente com a área experimental onde se utilizou lodo sem higienização, foram constatados problemas devido à presença do alumínio.

8.4 Outras Variáveis Agronômicas

8.4.1 Avaliação de Doenças na Cultura do Mamoeiro

Avaliaram-se a incidência e a severidade da doença fúngica denominada varíola (*Asperisporium caricae* (Spey) Maubl.), que é muito comum na região produtora de mamão, em ambos os experimentos, por meio da contagem de lesões presentes no limbo foliar do mamoeiro.

A severidade da doença foi determinada considerando o número de lesões por área foliar de $4,5 \text{ cm}^2$ e 2 mm como o diâmetro médio de lesão. Foi considerado 0% de severidade a inexistência de lesões e 100% de severidade a ocorrência de 71,65 lesões/ $4,5 \text{ cm}^2$ de área foliar, avaliada na sexta folha contada a partir do ápice da planta (sendo considerada como a primeira folha, aquela que apresenta o limbo expandido), não tendo sido observadas diferenças entre os tratamentos.

8.4.2 Avaliação do Sistema Radicial

Utilizou-se o método de trincheira, aplicando-se jato de água para remoção das raízes, de forma a recuperá-las o máximo possível. Em seguida, o sistema radicial foi seco em estufa com circulação forçada de ar para obtenção do peso seco. Os tratamentos que receberam o lodo higienizado com a cal virgem proporcionaram maior valor para o peso seco da raiz em relação aos tratamentos que receberam o lodo sem higienização, ou seja, sem a cal virgem (Figura 8.4). Esse efeito pode ser atribuído à importância do cálcio no crescimento do sistema radicial, bem como na precipitação do Al.

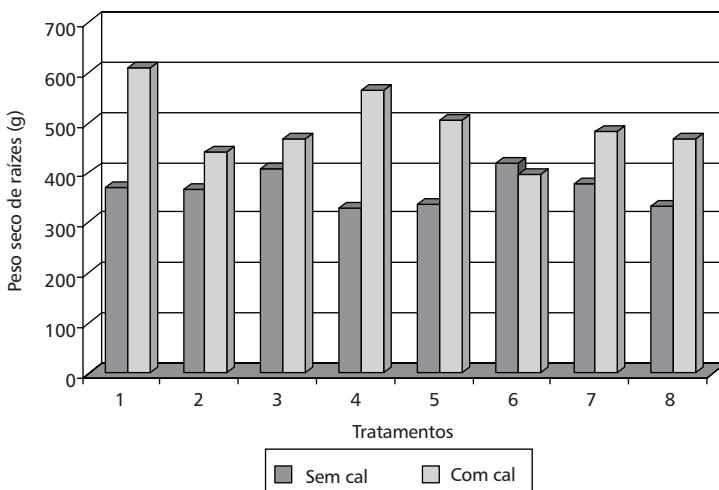


Figura 8.4 Peso seco da raiz, em grama, em função dos diferentes tratamentos com adição de matéria orgânica.

8.4.3 Altura de Planta

A altura do mamoeiro, para os diversos tratamentos, nos experimentos com o uso de lodo sem higienização e higienizado com cal foi semelhante (Figura 8.5).

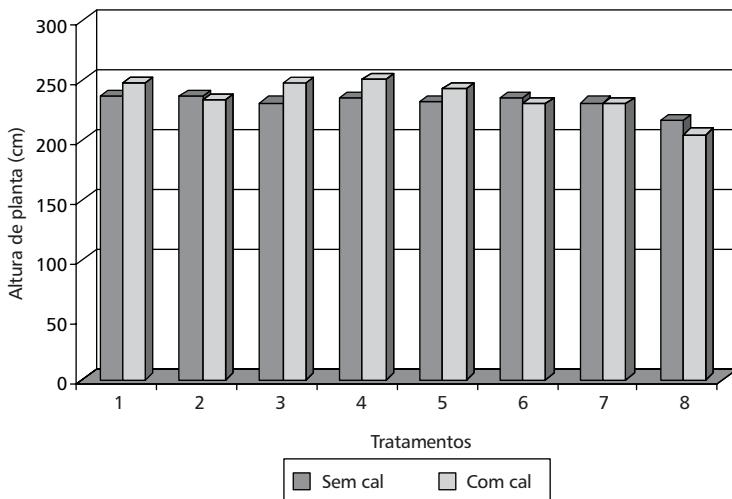


Figura 8.5 Altura de planta, em cm, em função dos diferentes tratamentos com adição de matéria orgânica.

8.4.4 Densidade do Solo

A densidade do solo foi avaliada em duas profundidades, sendo a primeira de 0 a 20 cm e a segunda de 20 a 40 cm. Uma das práticas culturais muito comum no mamoeiro é a amontoa, que consiste na operação de distribuição de terra na base do mamoeiro, por ocasião da capina, para proteger o tronco e evitar o tombamento do mamoeiro. Desse modo, verifica-se uma alteração na densidade do solo em função da adição da matéria orgânica, principalmente na profundidade de 20 a 40 cm, quando se utilizou lodo sem higienização (Figura 8.6). Na prática, coincide com a profundidade em que foi distribuída a matéria orgânica por ocasião do plantio.

De maneira geral, a densidade do solo para o experimento com lodo sem higienização e com lodo higienizado com cal, para as duas profundidades, foi considerada elevada, ou seja, foi maior que $1,6 \text{ Mgm}^{-3}$. Esses resultados indicam o elevado grau de compactação do solo cultivado com o mamoeiro, e, considerando a importância da matéria orgânica nas características físico-químicas e biológicas do solo, o efeito do uso do lodo como fonte de matéria orgânica deve ser observado a longo prazo e com mais de uma aplicação.

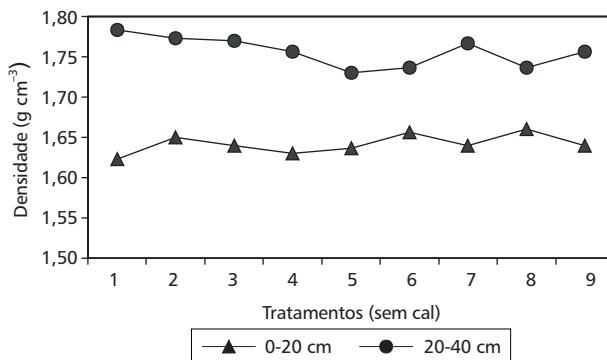


Figura 8.6 Densidade do solo em função dos diferentes tratamentos com o uso de lodo, sem higienização, na cultura do mamoeiro.

Na Figura 8.7, verifica-se que o uso de lodo higienizado com cal virgem promoveu a redução da densidade do solo, característica esta muito importante, pois solos com alta densidade são indicativos de compactação promovida, principalmente, pela reduzida concentração de matéria orgânica.

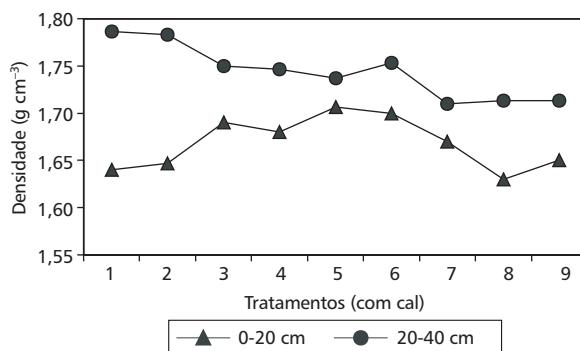


Figura 8.7 Densidade do solo em função dos diferentes tratamentos com o uso de lodo, higienizado com cal virgem, na cultura do mamoeiro.

8.5 Referências Bibliográficas

ABRAHÃO, E.C. (1992). *Efeito de doses de lodo de esgoto sobre a fertilidade, atividade de amilase e celulase de um latossolo vermelho-escuro, textura média*. 110 f. Trabalho de Graduação – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual de São Paulo, Jaboticabal.

ANDREOLI, C.V.; DOMASZK, S.; FERNANDES, F.; LARA, A.I. (1997). *Proposta preliminar de regulamentação para a reciclagem agrícola do lodo de esgoto no Paraná*. Sanare, Curitiba, v.7, n.7.

- BERTON, R.S.; VALADARES, J.M.A.S.; CAMARGO, O.A.; BATAGLIA, O.C. (1997). Peletização do lodo de esgoto e adição de CaCO₃ na produção de matéria seca e absorção de Zn, Cu e Ni pelo milho em três latossolos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v.21, n.4, p.685-691.
- CENTURION, J.F.; DEMATTÉ, J.L.I. (1985). Efeito de sistemas de preparo nas propriedades físicas de um solo sob cerrado cultivado com soja. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v.9, n.3, p.263-266.
- CINTRA, F.L.D.; LIBARDI, P.L.; SILVA, A.P. da (1997). Tabuleiros Costeiros do Nordeste do Brasil: Uma análise dos efeitos do regime hídrico e da presença de camadas coesas dos solos. *Boletim Informativo da SBCS*, Campinas, n.18, p.81-95.
- COSTA, A.N. da (1995). *Uso do Sistema Integrado de Diagnose e Recomendação (DRIS), na Avaliação do Estado Nutricional do Mamoeiro (Carica papaya L.) no Estado do Espírito Santo*. 94 f. Tese (Doutorado em solos e nutrição de plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- COSTA, A.N. da (1996). Uso do Sistema Integrado de Diagnose e Recomendação (DRIS) no Mamoeiro. In: MENDES, L.G.; DANTAS, J.L.L.; MORALES, C.E.G. *Mamão no Brasil*. Cruz das Almas, EUFBA/EMBRAPA-CNPMF, p.49-55.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA) (1995). *Process Design Manual: Land Application of Sewage Sludge and Domestic Septage*. Cincinnati-Ohio. EPA/625/R-95/001.
- FERNANDES, F.; ANDREOLI, C.V.; DOMASZAK, S.C. (1996a). *Caracterização preliminar dos principais tipos de lodo do Paraná para um programa de reciclagem agrícola*. Sanare, Curitiba, v.6, n.6, p.15-21.
- FERNANDES, F.; ANDRAUS, S.; ANDREOLI, C. V. (1996b). *Eficiência dos processos de desinfecção do lodo da ETE-Belém com vistas a seu uso agrícola*. Sanare, Curitiba, v.5, n.5, p.46-58.
- FRUPEX (1994). *Mamão para exportação: aspectos técnicos da produção*. OLIVEIRA, A.M.G. et al.; Ministérios da Agricultura, do Abastecimento e da Reforma Agrária, Secretaria de Desenvolvimento Rural, Programa de Apoio à Produção e Exportação de Frutas, Horticulas, Flores e Plantas Ornamentais, Brasília, EMBRAPA-SPI, 52p. (Série Publicações Técnicas FRUPEX, 9).
- GONÇALVES, R.F.; NASCIMENTO, C.G.; FERRARI, G.F.; MULLER, P.S.G. (1997). *Lodo de lagoas de estabilização em operação no Espírito Santo: Formação e Características*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., Foz do Iguaçu, 1997. *Anais*, Rio de Janeiro, ABES, p.427-437.
- HALL, J.E. (1998). *Standardising and the management of the biosolids international experience*. In: SEMINÁRIO SOBRE GERENCIAMENTO DE BIOSSÓLIDOS DO MERCOSUL, 1. Curitiba, 1998. *Anais*, Curitiba, ABES, p.113-122.
- HILLEL, D. (1970). *Solo e água: Fenômenos e princípios*. 1.ed. Porto Alegre, Departamento de Solos, UFRGS, 231p.
- LUE-HING, C.; PIETZ, R.I.; GRANATO, T.C.; GSCHWIND, J.; ZENZ, D.R. (1994). Overview of the past 25 years: operator's perspective. In: *Sewage sludge: land utilization and environmental*. p.7-16. Madison, SSSA Misc, Publication.

- MACHADO, J.A.; BRUM, A.C.R. (1978). Efeito de sistemas de cultivo em algumas propriedades físicas do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v.2, n.2, p. 81-84.
- MARCIANO, C.R. (1999). *Incorporação de resíduos urbanos e as propriedades físicas-hídricas de um latossolo vermelho-amarelo*. Piracicaba, 93f. Tese (Doutorado em solos e nutrição de plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.
- MARIN, S.L.D.; GOMES, J.A.; SALGADO, J.S.; MARTINS, D.S.; FULLIN, E.A. (1995). *Recomendações para a cultura do mamoeiro dos grupos Solo e Formosa no Estado do Espírito Santo*. 4.ed. rev. e ampl. Vitória, EMCAPA, 57p. (EMCAPA. Circular Técnica, 3).
- MARQUES, M.O. (1997). *Incorporação de lodo de esgoto em solo cultivado com cana-de-açúcar*. 111f. Tese (Livre-docência) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual de São Paulo, Jaboticabal.
- MELO, W.J.; MARQUES, M.O.; SANTIAGO, G.; CHELLI, R.A.; LEITE, S.A.S. (1994). Efeito de doses crescentes de lodo de esgoto sobre frações da matéria orgânica e CTC de um latossolo cultivado com cana-de-açúcar. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v.18, p.449-455.
- REZENDE, J. de O. (2000). *Solos Coesos dos Tabuleiros Costeiros: limitações agrícolas e manejo*. Salvador, SEAGRI-SPA, 117p.
- RIBEIRO, A.C.; MELLO, J.W.V.; NOVAIS, R.F. (1995). *Propriedades Dísio-Químicas do Solo de Fertilidade e Manejo do Solo*. Viçosa, ABEAS/UFV, 55p.
- SEBALCH, P.A.; CAMARGO, F.A.Q. (2000). Resíduos orgânicos: fontes de nutrientes e contaminantes. In: fertibio2000, Santa Maria. *Anais*, em CD.
- SILVA, A.P.; LIBARDI, P.L.; CAMARGO, D.A. (1986). Influência da comparação nas propriedades físicas de dois latossolos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. Campinas, v.10, n.2, p.91-95.
- TOMÉ Jr., J.B. (1997). *Manual para interpretação de análise de solo*. Guaíba, Agropecuária, 247p.
- VICENTINA, A.J.; CRITCHLEY, R.F. (1984). *A review of sewage sludge treatment and disposal in Europe*. In: BRUCE, A. ed. *Sewage Stabilization and Desinfection*. Chichester, U.K., p.550-580.

Capítulo 9

Lodos Produzidos nas Estações de Tratamento de Água (ETAs): Desidratação em Leitos de Secagem e Codisposição em Aterros Sanitários

Francisco Bidone, Ana Paula Silva e David da Motta Marques

9.1 Introdução

Como uma etapa do processo de potabilização da água, a coagulação/flocação com sulfato de alumínio é um dos processos mais utilizados no Brasil para proceder à clarificação da água em ETAs, tendo como inconveniente a produção de dois tipos de resíduos principais (Viessman Jr. & Hammer, 1998): o *lodo sedimentado no fundo dos decantadores*, que contém materiais inertes, materiais orgânicos e precipitados químicos, incluindo hidróxidos de alumínio em grande quantidade; e a *água de lavagem dos filtros*, que contém pequenos flocos formados pela aglomeração de colóides e hidróxidos de alumínio. Esses lodos são constituídos por resíduos orgânicos e inorgânicos provenientes da água bruta, por hidróxidos de alumínio resultantes da adição de produtos coagulantes e, eventualmente, por polímeros condicionantes do processo. Possuem baixa concentração de sólidos— uma vez que para sua descarga é utilizada grande quantidade de água— e alta concentração de alumínio.

A Norma Técnica nº 01/89 da Secretaria da Saúde e do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul (Rio Grande do Sul, 1989) fixa em 10 mg/L de Al (III) a concentração máxima permitida para lançamento de efluentes e, dependendo do uso a que se destina um corpo d'água, a Resolução do Conama nº 20, de 1986 (Brasil, 1992), fixa limites para o Al (III) em termos de concentração máxima: 0,1 mg/L para as águas de classe especial e 1,5 mg/L para as águas de classe 5.

Bidone *et al.* (1997), ao procederem à caracterização do lodo bruto da ETA São João/Navegantes, Porto Alegre, encontraram a concentração de 1,500 mg/L

para o cátion Al (III). Já que a NBR 10004 (ABNT, 1987a) inclui na definição de resíduos sólidos os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, o mesmo lodo foi submetido aos testes de lixiviação e solubilização (ABNT, 1987b, 1987c), aceitos como critérios para proceder à classificação de resíduos. Constatou-se que o lodo pode ser enquadrado como resíduo classe II – não inerte (Aboy, 1999). Esse lodo é descartado no próprio manancial (lago Guaíba), assim como os lodos das demais ETAs de Porto Alegre.

As alterações das condições naturais do ambiente aquático, do solo e dos organismos que habitam os corpos receptores de resíduos produzidos em ETAs ainda não são suficientemente conhecidas. Sengupta & Shi (1992) citam certas pesquisas em que se verificou a toxicidade de espécies livres e complexadas de alumínio em peixes e outros organismos, mostrando que essas espécies têm a capacidade de se acumular em certos órgãos de animais, inclusive o homem, com a comprovação de o elemento ser um precursor do mal de Alzheimer. Reiber *et al.* (1995) questionam a biodisponibilidade e a probabilidade de o alumínio presente na água potável ser mais facilmente assimilado do que outras formas do elemento, baseando-se em conceitos de solubilidade e de prováveis transformações químicas que ocorrem no interior do corpo humano. Ressalte-se que o sulfato de alumínio ($\text{Al}_2\text{SO}_4^3-$) é menos solúvel que outros sais e os hidróxidos de alumínio são tidos como insolúveis. Cordeiro (1999) aborda a questão dos impactos dos resíduos de ETAs, citando estudos de impactos físicos, químicos e biológicos em rios, toxicidade do alumínio em peixes e sua influência no corpo humano, ressaltando, porém, que a abundância do elemento no mundo dificulta a determinação precisa dos efeitos prejudiciais decorrentes de tal prática de descarte.

Como as hipóteses apresentadas até o momento são contraditórias, são necessários estudos complementares para um conhecimento mais detalhado das interações e influências do elemento no ambiente e nos organismos vivos.

Atualmente, não existem leis ambientais no País estabelecendo parâmetros de controle para o tratamento e disposição final dos lodos de ETAs. Métodos de tratamento e de disposição final utilizados em outros países não são adotados no Brasil basicamente devido ao alto custo referente a sua implementação e operação, de modo que a prática mais usualmente adotada é o descarte dos resíduos nos corpos d'água.

Neste contexto, o aterro sanitário apresenta-se como uma alternativa ainda viável para o tratamento e a disposição final de lodos de ETAs no Brasil, devido à disponibilidade de áreas economicamente acessíveis nas cidades de pequeno e médio porte. Nos Estados Unidos, dentre as práticas de disposição de lodos, o aterro municipal é adotado em 20,7% das cidades com 100 mil habitantes (Murray & Dillon, *apud* Cordeiro, 1999).

Evidentemente, resta o exame da questão da interação do alumínio com os resíduos de origem predominantemente doméstica, caracterizando a cognominada codisposição. A codisposição de resíduos sólidos tem sido pesquisada em todo o

mundo nos últimos anos. Está fundamentada na possibilidade de atenuação de metais e componentes tóxicos ou perigosos, geralmente oriundos de resíduos industriais, exercida pelos resíduos urbanos, cuja natureza é predominantemente orgânica (Pohland & Gould, 1986; Cetesb, 1993b). Para a consecução de tal procedimento, no entanto, é necessário que sejam compatibilizadas algumas variáveis, como é o caso principalmente da umidade, de modo a não ocorrer excesso de água no aterro, acentuada acidogênese e decorrente comprometimento da metanogênese. A redução de umidade exige, naturalmente, a desidratação prévia dos lodos, que pode ser conseguida com a incorporação, aos blocos hidráulicos de ETAs, de leitos de secagem, que são unidades de baixo custo e elevada eficiência, com construção e operação simples e mais econômicas do que outros métodos, para as condições climáticas brasileiras.

Pretende-se, portanto, neste capítulo, explorar/sugerir alguns aspectos que justifiquem a codisposição de lodos ao alumínio – principalmente os originados nas ETAs – com resíduos sólidos urbanos como alternativa de disposição final desses efluentes, após prévia desidratação em leitos de secagem.

9.2 Os Lodos de ETAs

9.2.1 Geração

Para a água coletada nos mananciais ser potável é necessário remover impurezas coloidais e em suspensão existentes na forma de materiais inertes como a areia e outros solos, pedaços de vegetais, organismos vivos e partículas dissolvidas desses materiais, responsáveis pela cor e turbidez da água.

A adição de sulfato de alumínio com alto grau de agitação proporciona a dispersão do agente coagulante e a desestabilização das partículas coloidais e em suspensão. A agregação e formação de flocos ocorre devido à mistura lenta da água; posteriormente, por mecanismos de arraste e aumento de tamanho e densidade, ocorre a sedimentação dos flocos formados.

A dosagem de sulfato de alumínio depende das características da água bruta e influencia o volume, a composição e as características do lodo gerado. Além disso, a adição de alcalinidade e de polieletrolitos afeta diretamente as características do lodo, bem como as variações no tratamento e operação da ETA, ou seja, o tipo de decantador, a forma de descarte do lodo, a recirculação e as características da água de lavagem dos filtros.

9.2.2 Características

Segundo Albrecht (1972), o lodo de ETAs é uma substância não-newtoniana, extremamente gelatinosa e tão compressível que resiste à passagem de água através dele, devido à estrutura de formação dos flocos durante o processo de coagulação-flocação. O lodo é resistente ao adensamento, principalmente quando a água bruta possui baixa turbidez. É composto por hidróxidos de alumínio, partículas inorgânicas como argila e areia, colóides de cor e microrganismos, incluindo plâncton

e outros materiais, orgânicos e inorgânicos, removidos da água que está sendo tratada. Pode ser composto por sedimentos dos clarificadores, lavagem de filtros, lodo da recuperação da água de lavagem ou uma combinação desses elementos. Geralmente, apresenta um baixo conteúdo de sólidos, da ordem de 3.000 a 15.000 mg/L. Os sólidos suspensos representam de 75% a 90% dos sólidos totais, enquanto os sólidos voláteis totais representam de 20% a 35%. O lodo é prontamente sedimentável, porém em uma concentração inadequada ao manuseio conveniente e à disposição subsequente em aterro, pois considera-se para tal situação uma concentração mínima de sólidos totais de 20%. Seu pH varia de 5 a 7, sendo insolúvel na faixa natural de pH da água. O nível de DBO₅ geralmente é da ordem de 30 a 100 mg/L. Uma alta DQO correspondente, de 500 a 10.000 mg/L, mostra que, embora o lodo seja pouco biodegradável, ele é prontamente oxidável.

Aboy (1999), no entanto, apresentou os resultados da análise do lodo bruto retirado de um sedimentador com manta de lodos tipo superpulsator, na ETA São João/Navegantes, em Porto Alegre, em que o conteúdo de sólidos voláteis totais da amostra indica a presença de matéria orgânica biodegradável no lodo bruto (Tabela 9.1).

Tabela 9.1 Características do lodo bruto no momento de sua disposição nos leitos de secagem (Aboy, 1999).

Parâmetros	Valores observados
Umidade (%)	96,50
Sólidos totais (%)	3,50
Sólidos fixos totais (%)	2,48
Sólidos voláteis totais (%)	1,02
Al (III) (%)	5,90
Al (III) (mg/L)*	1.500

* Com exceção de para o Al (III) (mg/L), os demais resultados foram expressos em base seca de 105-110°C.

Compilando valores da literatura mundial, Elliott & Dempsey (1991) apresentam algumas características do lodo de ETA. Novamente, há a presença de uma fração biodegradável nos lodos, indicada pelo carbono orgânico total e pela DBO₅ (Tabela 9.2).

Castro *et al.* (1997a) estudaram a composição quantitativa dos lodos da ETA do Sistema Rio das Velhas, região metropolitana de Belo Horizonte, onde a vazão de lodo mais a água de lavagem de filtros varia de 1% a 3% da vazão tratada, sendo que apenas 10% desse valor constitui a parcela da descarga dos decantadores. O descarte de resíduos na ETA do Sistema Rio das Velhas apresenta porcentuais que variam de 1,83% a 3,88% em relação à vazão de água bruta. A

variação das porcentagens de vazão de lavagem de filtros, 88% a 25%, e da descarga dos decantadores, 12% a 75%, em relação à vazão afluente, pode ser explicada pela variação da qualidade da água bruta. As concentrações de sólidos oscilaram entre 14.900 mg/L e 60.794 mg/L.

Tabela 9.2 Características dos lodos de tratamento de água (Elliott & Dempsey, 1991).

	Média	Variação
Alumínio (porcentagem em peso seco)	21,2	2,8-30
Cálcio (porcentagem em peso seco)	2,7	0,3-5
Ferro (porcentagem em peso seco)	3,2	1,2-6,6
Potássio (porcentagem em peso seco)	1,7	0,04-5
Magnésio (porcentagem em peso seco)	0,45	0,24-8
Silício (porcentagem em peso seco)	20	-
Fósforo (porcentagem em peso seco)	0,35	-
pH	7	5,1-8
Carbono orgânico total (porcentagem em peso seco)	3,1	0,85-6,5
DBO ₅ (mg/L)	45	2-104
DQO (mg/L)	500	100-10.000
Nitrogênio total Kjeldahl (porcentagem em peso seco)	0,68	0,44-1
Equivalentes em carbonato de cálcio (porcentagem)	15	10-20
Coliformes (número/g)	< 20	-

9.2.3 Classificação Segundo a NBR 10004

Resíduos sólidos, segundo definição da NBR 10004 (ABNT, 1987a), são os resíduos nos estados sólido e semi-sólido que resultam de atividades da comunidade de origem: industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. São incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis diante da melhor tecnologia disponível.

A NBR 10004 (ABNT, 1987a) classifica os resíduos sólidos em três classes:

- resíduos classe I – perigosos;
- resíduos classe II – não-inertes;
- resíduos classe III – inertes.

Um resíduo é enquadrado na classe I se apresentar periculosidade ou uma das seguintes características: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade. Dentre os critérios citados na norma para caracterizar

um resíduo como tóxico, é comumente utilizada a comparação dos resultados obtidos no ensaio de lixiviação de resíduos – NBR 10005 (ABNT, 1987b) com a Listagem nº 7 da NBR 10004 (ABNT, 1987a), em que constam os limites máximos de concentração para alguns poluentes. Se o extrato contiver qualquer um dos poluentes em concentrações superiores aos valores da Listagem nº 7, o resíduo será classificado como tóxico.

São enquadrados na classe III – inertes quaisquer resíduos que, quando amostrados de forma representativa, segundo a NBR 10007 – Amostragem de resíduos (ABNT, 1987d), e submetidos a um contato estático ou dinâmico com água destilada ou deionizada à temperatura ambiente, conforme teste de solubilização, segundo a NBR 10006 – Solubilização de resíduos (ABNT, 1987c), não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água, conforme Listagem nº 8 da NBR 10004 (ABNT, 1987a), excetuando-se os padrões de aspecto, cor, turbidez e sabor.

Os resíduos classe II – não-inertes são aqueles que não se enquadram nas classificações de resíduos classe I – perigosos ou de resíduos classe III – inertes, nos termos da NBR 10004 (ABNT, 1987a). Os resíduos classe II – não-inertes podem ter propriedades como combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água.

Aboy (1999) realizou alguns ensaios recomendados pela NBR 10004 (ABNT, 1987a) para classificar os lodos de ETAs, e concluiu que eles são resíduos sólidos Classe II – não-inertes.

9.2.4 Métodos de Tratamento e Disposição Final

À medida que a descarga direta dos lodos resultantes do tratamento da água nos corpos receptores começou a ser proibida em muitos países, foram sendo desenvolvidos e aplicados métodos para reduzir os volumes a serem dispostos e recuperar o alumínio e técnicas alternativas de utilização do lodo.

Entre os métodos mais comumente utilizados para melhorar as condições dos lodos para disposição final, podem ser citados a desidratação natural em lagoas e leitos de secagem e o adensamento mecânico em centrífugas, concentradores por gravidade de dupla célula, filtros a vácuo, filtros-prensa de placas ou de esteiras e leitos de secagem a vácuo.

Aboy (1999) relatou que em seus experimentos realizados em leitos de secagem foram obtidas baixas cargas e concentrações de Al (III) no líquido drenado de três leitos com espessuras diferentes. Dessa forma, o lançamento aos corpos d'água receptores da água de drenagem não deve causar danos maiores ao meio ambiente. A espessura dos leitos influenciou mais significativamente no tempo de drenagem, na quantidade, na cor e na turbidez do líquido drenado, sendo que a espessura maior de camada drenante (30 cm) foi a situação mais favorável. A influência do uso de mantas geotêxteis também não foi significativa.

As lagoas de congelamento, uma possibilidade de desidratação para regiões de clima frio, também requerem adensamento prévio e acondicionamento.

A incineração prescinde de um teor maior de sólidos, obtido por processos mecânicos e acondicionamento, e, geralmente, não é viável em termos de custos.

A recuperação do Al (III) do lodo por acidificação, para reutilização como coagulante, apresenta as vantagens de tornar o lodo mais concentrado (menor volume), facilitar a posterior desidratação e possibilitar a utilização do Al (III) também para a remoção de fósforo no tratamento de efluentes domésticos. Apesar disso, em condições extremamente ácidas, a matéria orgânica coloidal e alguns metais pesados, como cádmio, cobre, chumbo e outros, podem ser recuperados com o alumínio e, após sua reutilização como coagulante, esses materiais tendem a aumentar a formação de trihalometanos na água tratada e, muitas vezes, os custos operacionais inviabilizam o processo. Sengupta & Shi (1992) obtiveram resultados de alta eficiência de recuperação de Al (III) do lodo, utilizando membranas seletivas compostas trocadoras de íons, sem recuperar conjuntamente matéria orgânica, metais pesados ou manganês.

Albrecht (1972) verificou a viabilidade da recuperação de Al (III) do lodo via ácida, concluindo que a acidificação facilita a desidratação do lodo por flotação e por filtração a vácuo. A mistura de lodo com esgoto bruto, na proporção de 1:2, só favoreceu o processo de sedimentação do esgoto quando as parcelas foram floculadas previamente por 10 minutos. Já para o lodo resultante da acidificação, a sedimentação não foi ideal, pois a liberação das bolhas de gás formadas na acidificação causou a suspensão dos flocos e a presença de cor remanescente no sobrenadante.

Alguns tipos de lodos têm sido pesquisados para ser utilizados como material de construção. Sartori & Nunes (1997) procederam à caracterização do lodo do decantador e do lodo da água de lavagem dos filtros da ETA do Rio das Velhas mediante ensaios utilizados pela mecânica dos solos, verificando que as características de ambos possibilitam que se enquadrem na categoria de siltos e argilas. No lodo sedimentado do decantador em uma lagoa predomina a fração argilosa e, no lodo extraído diretamente da descarga do decantador, tal fração é menor. Os lodos apresentaram características de materiais plásticos, com pesos específicos entre 27 e 28 kN/m³, altos valores de umidade ótima e valores de peso específico aparente seco de 1,33 g/cm³ e 1,28 g/cm³, para o ensaio de compactação Proctor Normal. Em virtude de suas características, esses lodos podem servir para a fabricação de solo-cimento, materiais cerâmicos, pigmentos para argamassas e revestimentos ou como aditivo para agregados, sendo necessário dar prosseguimento às pesquisas, no sentido de viabilizar tais formas de utilização. No Japão, utilizam-se as cinzas da incineração do lodo na fabricação de artefatos de concreto e tijolos, bem como condicionante de solos (Kawamura & Trussell, 1991).

A aplicação controlada de lodos de ETAs por espargimento no solo, para fins agrícolas ou para recuperação de áreas degradadas por atividades de mineração, constitui alternativa que foi pesquisada nos últimos anos. Deve ser considerada a presença de metais pesados no lodo, já que podem causar impactos ambientais nos sistemas solo-planta. Conforme mostrado na Tabela 3.2, a capacidade fertilizante dos lodos de ETAs é menor que a dos lodos de esgoto,

que possuem um índice N:P:K equivalente a 4:2,5:1. A composição dos lodos de ETAs pode modificar a retenção de água e as propriedades estruturais dos solos, obstruindo os vazios destes, se disposto dessa forma.

Em sua maioria, as alternativas apresentadas requerem pesquisa e desenvolvimento de técnicas que as tornem economicamente atrativas para a realidade brasileira, visto que mesmo os sistemas mais simples de tratamento não são utilizados correntemente. No presente trabalho, será dada ênfase aos leitos de secagem como pré-acondicionamento dos lodos de ETAs, para posterior encaminhamento e disposição final em aterros sanitários.

9.2.4.1 Desidratação de Lodos de ETAs em Leitos de Secagem

No IPH/UFRGS, foi observado o comportamento do lodo produzido no tratamento de água quando disposto em seis leitos de secagem montados em escala piloto e em completa exposição à intempéries, com o controle quantitativo do líquido drenado. O experimento foi conduzido durante 10 dias, utilizando-se o lodo coletado em uma estação de tratamento de água em Porto Alegre, RS. As análises realizadas para caracterizar o lodo foram: pH, conteúdo de sólidos, densidade de partículas, DQO, macronutrientes, micronutrientes e metais pesados, além dos ensaios de lixiviação e solubilização recomendados pela NBR 10004. No líquido drenado dos leitos foram analisados pH, turbidez, cor aparente, alumínio total e DQO. Em relação ao alumínio, após a ocorrência de chuvas intensas, foram verificadas altas concentrações no líquido drenado, embora as cargas lixiviadas ao longo do tempo tenham se mostrado extremamente baixas, ratificando o potencial atenuador que a componente orgânica do lodo exerce sobre o metal.

Os seis leitos de secagem foram construídos em alvenaria, com dimensões internas de 2,00 m × 2,00 m, com 20 cm de altura média (Figuras 9.1 e 9.2), sem meios filtrante/drenante. No fundo e nas paredes dos leitos foi utilizada uma manta geotêxtil Bidim OP-20, visando facilitar a desidratação. A drenagem do líquido dos leitos ocorreu naturalmente por uma tubulação de PVC de Ø 38 mm, sendo utilizados recipientes plásticos para armazenamento.

As coletas foram realizadas três vezes ao dia no início do experimento e, depois, duas vezes ao dia, dependendo do volume acumulado nos recipientes. A concentração de alumínio total do líquido drenado dos leitos foi a análise mais importante realizada, e, adicionalmente, foram analisados pH, turbidez e cor aparente das amostras. A DQO foi analisada no início e no final do experimento.

A desidratação do lodo de ETA, mesmo nas condições de início de inverno no Rio Grande do Sul, representou uma redução de 9,9% da umidade do lodo (sólidos totais do lodo fresco igual a 13,5% e concentração média de sólidos totais do lodo retirado dos leitos igual a 23,4%).

Na Tabela 9.3 são apresentados outros resultados obtidos nos experimentos de desidratação dos lodos.

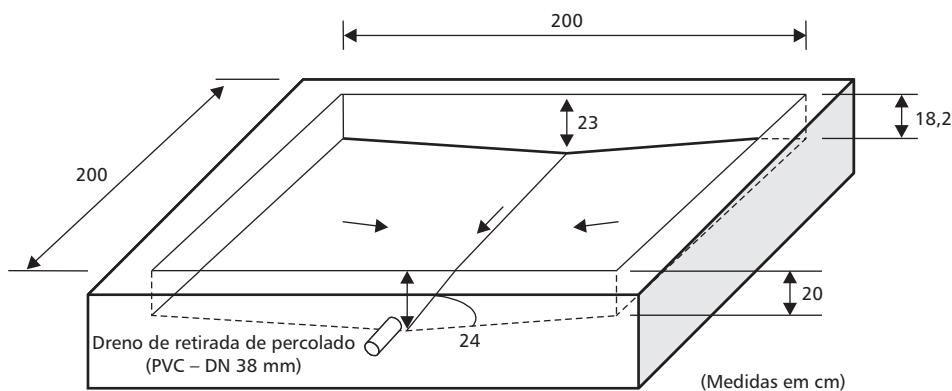


Figura 9.1 Desenho esquemático de um leito de secagem.

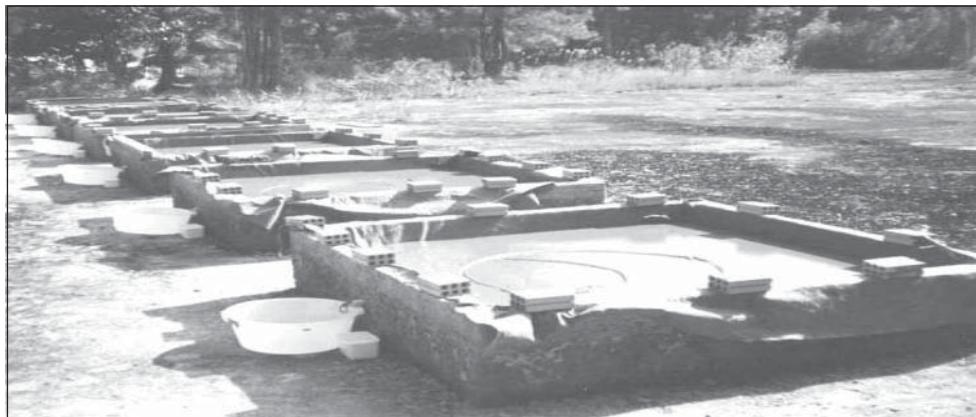


Figura 9.2 Aspecto geral do experimento, construído no IPH/UFRGS.

Nos leitos de secagem, as porcentagens de lixiviação de alumínio foram muito baixas (menores que 2,7%), comprovando a capacidade atenuadora própria do lodo de ETA e a não-solubilidade dos hidróxidos de alumínio em água. Saliente-se que o pH do percolado dos leitos de secagem que apresentaram altas concentrações de alumínio era mais baixo (pH 6 no leito 3).

Os efluentes de leitos de secagem, em períodos de chuvas, podem apresentar altas concentrações de alumínio, muitas vezes maiores que o padrão de emissão fixado pela Norma Técnica nº 01/89 da SSMA (10 mg/L), em termos de concentração máxima, e também alterações físicas no corpo receptor, como mudança de cor e acúmulo de sólidos no ponto de lançamento, embora esses efeitos sejam mais tênues do que aqueles decorrentes do descarte do lodo de ETA diretamente da operação de limpeza dos decantadores.

Tabela 9.3 Resumo dos resultados obtidos na desidratação do lodo de ETAs nos leitos de secagem.

	Leito 1	Leito 2	Leito 3	Leito 4	Leito 5	Leito 6	Média
Carga de Al no lodo (g)	2.676	2.183	2.818	2.114	2.556	2.259	2.434
Carga total de Al lixiviada (g)	37	26	39	29	24	61	36
% de lixiviação	1,38	1,21	1,37	1,35	0,93	2,71	1,49
Variação do pH	6,1 a 7,7	6,4 a 7,8	6 a 7,3	6,1 a 7,9	6,1 a 7,3	6,2 a 7,7	6,2 a 7,6
Variação da turbidez (UNT)	28 a >1.000	42 a >1.000	63 a >1.000	10 a >1.000	60 a >1.000	49 a >1.000	42 a >1.000
Variação da cor aparente (mg Pt/L)	480 a >15.000	550 a >15.000	875 a >15.000	250 a >15.000	750 a >15.000	500 a >15.000	568 a > 15.000
DQO inicial (mg O ₂ /L)	598	582	439	510	478	590	533
DQO final (mg O ₂ /L)	171	178	176	106	252	118	167

Do exposto, emergem circunstâncias extremamente importantes, balizadoras de procedimentos de baixo custo, que visam ao acondicionamento de lodos de ETAs para posterior disposição final:

- É interessante a incorporação de leitos de secagem aos blocos hidráulicos das ETAs convencionais, visando à desidratação do lodo ao alumínio e respectiva redução de seu volume.
- Nas condições climáticas do Rio Grande do Sul, em um período de desidratação de apenas 10 dias (ao início do inverno), conseguiu-se uma redução de umidade da ordem 10%. É razoável admitir que, para períodos maiores de tempo, essa redução seja marcadamente mais significativa e eficiente.
- Para as cargas de Al (III) aplicadas aos leitos de secagem, o maior valor acumulado observado foi de 2,7%, sugerindo grande capacidade atenuadora do elemento pela fração orgânica do próprio lodo (efeitos adsorptivo e quelante).
- Paralelamente à atenuação do Al (III), os leitos de secagem são importantes na remoção da matéria orgânica, conforme valores observados para as DQOs.

Projeto, Construção e Operação dos Leitos de Secagem

São muito escassas as informações sobre leitos de secagem projetados visando à desidratação de lodos de ETAs. Sugere-se, no entanto, em função da similitude nas concentrações de sólidos que estes apresentam enquanto brutos com os lodos de ETEs (algo ao redor de 96%), que possam ser concebidos dentro dos critérios adotados para os lodos de ETEs – com camada suporte, meio filtrante e sistema

adequado de drenagem e, naquelas espessuras, com a composição normalmente adotada para os leitos destinados à secagem de lodos de esgotos – colocando-se adicionalmente sobre a camada mais superficial manta geotêxtil Bidim OP-20. À luz dos resultados obtidos nos trabalhos desenvolvidos do IPH/UFRGS, a camada drenante anteriormente referida é dispensável, mantendo-se, no entanto, como indispensável a manta geotêxtil Bidim OP-20 (Aboy, 1999).

A altura dos leitos recomendada como útil deve ser de 30 cm, tomando-se por base os resultados obtidos no Rio Grande do Sul; o fundo destes deve ser projetado com declividade não inferior a 1% das paredes laterais para o centro (declividades transversais), e também longitudinalmente.

Os dispositivos de entrada dos leitos (descarga de lodo) e de saída do líquido drenado podem ser concebidos dentro dos critérios normalmente destinados aos lodos de esgotos.

O número de leitos de secagem deve ser capaz de receber, de uma só vez, a descarga de todo o lodo acumulado no(s) decantador(es), com uma folga que permita, durante a secagem do lodo de decantadores, a secagem das águas de lavagem dos filtros. Após o carregamento, visando-se estabelecer condições mais conservadoras do que as observadas no IPH/UFRGS, sugere-se que o lodo seja deixado em secagem por um período não inferior a 25 dias, devendo ser removido manualmente quando as análises de umidade mostrarem que esta se encontra na faixa de 70%.

Finalmente, com base nos resultados observados nos experimentos desenvolvidos, sugere-se que, para a altura útil de 30 cm, fixada como ideal, sejam adotadas taxas de aplicação superficial entre 0,20 e 0,30 m³ de lodo bruto (lodo com 3% a 5% de sólidos) para cada metro quadrado de leito.

9.2.4.2 Codisposição em Aterros Sanitários

Quando os lodos contendo metais ou resíduos perigosos são codispostos em aterros sanitários, sofrem um processo de estabilização e sua fração orgânica pode ser degradada. Assim como certos resíduos industriais, tais lodos exercem influência no processo de estabilização dos aterros sanitários.

Fundamentos do Processo

O aterro sanitário é um método de tratamento e disposição final de resíduos sólidos que apresenta vantagens sobre outros métodos, como a incineração ou a compostagem, que exigem grandes investimentos para sua construção, operação e manutenção (Schalch & Campos, 1992).

Muitos aterros sanitários municipais atualmente operam como aterros de codisposição, recebendo, intencionalmente ou não, quantidades variadas de materiais perigosos e não perigosos, sendo que os primeiros também atuam no processo normal de conversão e estabilização. Essa sobreposição de efeitos físicos, químicos e bioquímicos faz dos aterros de codisposição mais do que um local de conversão e estabilização. Portanto, é necessário conhecer a natureza dos resíduos

codispostos e as substâncias tóxicas presentes para identificar e avaliar as interações decorrentes (Pohland & Gould, 1986).

Conforme definiram Cantanhede & Ferreira (1989), *codisposição* é a disposição de resíduos industriais perigosos com lixo doméstico em aterros sanitários, com condições preestabelecidas a fim de que a capacidade de assimilação do efeito de contaminação seja garantida pelo meio. Essa técnica fundamenta-se no fato de que muitos resíduos perigosos poderão ser diluídos e dispersos na massa total do aterro. Seus contaminantes atingirão concentrações que, embora elevadas, não alterarão as reações biológicas de decomposição e estabilização dos resíduos domésticos. Adicionalmente, espera-se que o líquido lixiviado não sofra alterações significativas em qualidade e quantidade devido à adição e mistura de resíduos industriais perigosos (De Deus, 1996).

Fases da Estabilização

Conforme Pohland & Gould (1986), o processo de estabilização dos resíduos em aterros pode ser descrito em cinco fases, mais ou menos distintas. São elas:

- Fase 1 – *Ajustamento inicial* – A umidade é acumulada até atingir quantidade suficiente para estimular a reação e produzir volumes, de gás e lixiviado, possíveis de ser medidos. Desde que não haja substâncias inibidoras no meio, a mediação microbiana a partir da utilização dos nutrientes presentes propicia a conversão e a estabilização. No decorrer do processo, pode haver uma sobreposição de fases, dificultando a interpretação dos fenômenos que estão ocorrendo no aterro.
- Fase 2 – *Transição* – A capacidade de campo (capacidade de retenção de água na massa dos resíduos) é atingida e as condições do meio, inicialmente aeróbias, passam por uma transição para condições anóxicas ou anaeróbias.
- Fase 3 – *Formação de ácidos voláteis* – Predomina a formação de ácidos voláteis, com queda do pH, elevadas concentrações de DQO no lixiviado e alta mobilidade de espécies iônicas.
- Fase 4 – *Metanogênese* – Há conversão de compostos intermediários a metano e dióxido de carbono; os valores de DQO e potencial redox no percolado são mais baixos, ocorrendo complexação acelerada e redução de espécies iônicas.
- Fase 5 – *Maturação final* – A degradação dos substratos é estacionária devido à menor quantidade de nutrientes disponíveis; a produção de gases diminui e os constituintes orgânicos e inorgânicos do lixiviado apresentam características de pós-estabilização.

As Fases 3 e 4 têm um papel importante no processo global de estabilização de resíduos em aterros e sua duração é previsível. As outras fases são menos decisivas, sendo muito influenciadas pelas condições específicas locais, como as características dos resíduos, a taxa de acumulação de umidade nas duas primeiras

fases, a quantidade suficiente de nutrientes e o potencial de inibição de substâncias tóxicas presentes, e pelas condições operacionais do aterro, como grau de compactação, velocidade de preenchimento do aterro, entre outras. A geração de lixiviado, principalmente em termos de volume, depende da infiltração das águas de chuva, superficiais e subterrâneas. Os diversos processos que ocorrem no interior da massa do resíduo e nos extratos geológicos vizinhos contribuem para reduzir o potencial poluidor do lixiviado gerado (Cetesb, 1993b).

Microbiologia

A digestão anaeróbia é um processo fermentativo natural que ocorre nos aterros sanitários, no qual as bactérias anaeróbias produzem metano e dióxido de carbono a partir de materiais orgânicos complexos (Novaes, 1986).

No primeiro estágio da degradação, a hidrólise, os compostos orgânicos complexos são hidrolisados pela ação das enzimas produzidas pelas bactérias hidrolíticas fermentativa, resultando em compostos menores. No segundo estágio, a acidogênese, ocorre a formação de hidrogênio (H_2), dióxido de carbono (CO_2), acetato e ácidos orgânicos maiores que o acetato devido às atividades das mesmas bactérias. O terceiro estágio, a acetogênese, é aquele em que os ácidos orgânicos produzidos são convertidos em hidrogênio e acetato pelas bactérias acetogênicas, e uma parte do hidrogênio e do dióxido de carbono disponíveis é convertida em acetato pelas bactérias homoacetogênicas. O quarto e último estágio, a metanogênese, envolve o grupo das bactérias metanogênicas, capazes de reduzir o dióxido de carbono e descarboxilar o acetato para formar metano (CH_4).

Fatores Interferentes

O aterro é um ecossistema complexo, cujas interações internas dependem de inúmeras variáveis ou fatores de influência, dos quais alguns podem servir como parâmetro de controle do processo, pois apresentam comportamentos semelhantes para aterros com características diferentes (Bidone, 1996).

A importância de cada parâmetro é relevante para a escolha da metodologia a ser adotada na disposição dos resíduos em aterros e para o controle da operação, e, portanto, também para experimentos em laboratório.

A composição física dos resíduos sólidos, ou seja, os tipos de materiais que os constituem, sua heterogeneidade e as proporções de diferentes compostos e elementos químicos, depende basicamente das condições de geração. Além da geração, o modo de coleta, a construção e a operação do aterro influenciam as características físicas dos resíduos. O tamanho das partículas depende do grau de Trituração e afeta a ação das bactérias, sendo que, quanto menores as partículas, maior será a área de contato para as reações. A densidade da massa de resíduos aterrada depende do grau da compactação executada. O processo pode ser acelerado em aterros com a recirculação de lixiviado ou, no caso de reatores, com a inoculação por lodos de esgoto.

Na digestão anaeróbia em aterros, alguns fatores interferentes, citados a seguir, são variáveis ao longo do tempo e servem como parâmetros de controle

do processo. São eles: temperatura, teor de nutrientes, pH e alcalinidade, potencial de óxido-redução, umidade e sólidos totais.

Como substâncias inibidoras da digestão aneróbia podem ser citados: ácidos voláteis em concentrações superiores a 8.000 mg/L para faixas de pH fora do intervalo 6,6 e 7,4 [Gebara (1985)]; cianetos (em concentrações superiores a 40 mg/L, podem prejudicar a metanogênese); metais alcalinos e alcalinos terrosos, podendo inibir a formação de metano; sulfetos que conferem alta toxicidade quando em concentrações superiores a 200 mg/L; metais pesados que podem ser tóxicos quando solúveis; oxigênio (letal para algumas bactérias anaeróbias); nitrogênio amoniacal (depende do pH e, quando predomina em concentrações superiores a 150 mg/L de gás NH₃ dissolvido, inibe a digestão anaeróbia); e matéria orgânica tóxica, como álcoois, solventes e ácidos graxos de cadeia longa, que podem inibir o processo, diminuindo a velocidade e o rendimento da produção de gás.

Mecanismos de Atenuação de Metais

Os mecanismos de atenuação de metais pelos resíduos, aspectos importantes na presente abordagem, podem ser inseridos em três grandes grupos (Cetesb, 1993b):

- Os *processos físicos*, como absorção, adsorção, filtração, diluição e dispersão, que influenciam a velocidade de migração do lixiviado e, portanto, a oportunidade de ocorrerem outros processos de atenuação.
- Os *processos químicos*, que influenciam a imobilização ou alteração química dos compostos, sendo importantes a solubilização de compostos a baixo pH, a precipitação e co-precipitação com redução da mobilidade de compostos e a complexação de íons metálicos em pH mais altos.
- Os *processos biológicos*, que dependem da população microbiana existente, que por sua vez está relacionada ao tipo e à idade do aterro, à profundidade, ao grau de compactação do resíduo, ao teor de umidade e à densidade do resíduo.

Pohland & Gould (1986) afirmam que, na totalidade, a capacidade assimilativa do aterro para metais pesados envolve a combinação de:

- mobilização por lixiviação, particularmente sob condições ácidas;
- precipitação com sulfetos, carbonatos ou hidróxidos, imobilização realçada por condições redutivas e uma oportunidade para filtração e sorção durante o reciclo de lixiviado;
- mobilização ou remobilização por meio de reações com substâncias húmicas.

A Importância do Inóculo na Aceleração do Processo

Algumas alternativas interessantes para aterros sanitários são a realização de inoculação do lixo com lodo primário de esgoto e a biodigestão do chorume

gerado via recirculação (Schmidell *et al.*, 1986), procedimentos utilizados com a intenção de acelerar o processo.

O lodo resultante das fases de tratamento primário, secundário e avançado de efluentes domésticos é uma lama líquida com um teor de sólidos da ordem de 0,25% a 12%, de conteúdo predominantemente orgânico. A adição de lodo como inóculo fornece ao sistema em digestão duas contribuições principais: microrganismos que contribuem para a decomposição e estabilização da matéria orgânica e nutrientes (Catelli, 1996).

Conforme comentários de Leite (1997), ainda não há a definição de uma relação ótima de porcentagem de inóculo a ser adicionada à fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos para a aceleração do processo de digestão anaeróbia. O autor menciona algumas tentativas para estabelecer essa proporção ideal. Nos Estados Unidos, o Institute of Gas Technology, Chicago, desenvolveu durante longo período o estudo de um sistema integrado de tratamento utilizando 80% de lixo e 20% de lodo, base seca. Craveiro (citado por Leite, 1997) verificou que as porcentagens de 5% e 10% de lodo são suficientes para manter a eficiência em valores elevados, próximos dos obtidos quando se utiliza 20% de lodo.

Em estudo para determinar a proporção entre a fração orgânica de lixo e de lodo de esgoto primário a ser digerida em reatores agitados e operados de forma contínua, Schmidell *et al.* (1986) variaram de 5% em 5% as proporções dos resíduos, em termos de sólidos totais, desde 100% de lixo e 0% de lodo até 0% de lixo e 100% de lodo. Os resultados obtidos demonstraram que não é necessário manter uma elevada proporção de lodo de esgoto na mistura, uma vez que apenas 5% da quantidade total de sólidos voláteis totais introduzidos como lodo de esgoto permitiu a obtenção de valores bastante aceitáveis para a porcentagem de metano no gás produzido (60%), redução de sólidos voláteis totais (45%) e carbono (40%). Se fosse utilizado apenas o lixo, a porcentagem de metano no gás produzido seria superior a 65%, porém, a redução de sólidos voláteis totais seria de 30% e de carbono, inferior a 30%. Para proporções entre 5% e 20%, a redução de sólidos voláteis totais ficou entre 50% e 55%.

Experiências de Codisposição

A grande maioria dos aterros sanitários municipais brasileiros recebe para disposição, diariamente, uma variedade de resíduos sólidos de origem industrial e lodos de diversas origens, na maior parte das vezes sem que sejam conhecidas as características dos resíduos a serem codispostos. Cantanhede & Ferreira (1989) citam o caso do município do Rio de Janeiro, em que a Comlurb (Companhia Municipal de Limpeza Urbana) recebia e fazia, em aterros sanitários, a codisposição de grande quantidade de resíduos sólidos industriais, que, devido às características potencialmente perigosas e à ausência ou ineficiência de medidas de impermeabilização da área do aterro, drenagem, tratamento do lixiviado etc., provavelmente estariam causando sérios problemas ambientais.

Experiências de codisposição realizadas na Inglaterra, utilizando resíduos industriais com concentrações de metais duas vezes maiores do que aquelas encontradas em resíduos domésticos, concluíram que não causam alterações significativas na qualidade dos líquidos percolados. Sendo assim, acredita-se que não ocorrerá um comprometimento do sistema de tratamento de percolados, nem os níveis de poluição do lençol subterrâneo serão mais elevados que os dos resíduos domiciliares (De Deus, 1996).

Para avaliar os efeitos da codisposição de resíduos municipais e de lodo metálico industrial, Pohland & Gould (1986) operaram, durante dois anos, colunas de aço contendo uma mistura dos resíduos, simulando a chuva que precipita sobre o aterro e com recirculação de lixiviado. Foram identificadas as fases de início da produção de lixiviado, estabilização por mediação microbiana, parada na produção de lixiviado, retorno à produção e estabilização final, por meio de mudanças verificadas nos parâmetros analisados. Observou-se certa inibição do processo normal de estabilização dos resíduos para as cargas de lodo mais elevadas, embora no sistema simulado do aterro ocorresse um ajuste natural e gradativo, possibilitando a atenuação dos metais pesados por precipitação, sorção, compensação, mobilização competitiva e desintoxicação. Da análise comparativa entre as concentrações de cádmio e zinco no lixiviado e as hidroxilas aromáticas, verificou-se a possibilidade de imobilização dos metais pesados pelas substâncias húmicas presentes na fração orgânica dos resíduos municipais.

Cantanhede & Ferreira (1989) investigaram a codisposição, em células de concreto, de lodo proveniente de um tratamento de efluentes líquidos de uma indústria eletroeletrônica, composto principalmente por metal pesado e lixo doméstico aterrado por 2 anos e estabilizado. Nos primeiros 12 meses de operação, em nenhuma das células a concentração de cádmio, chumbo, cobre, cromo, níquel e zinco ultrapassou os padrões de lançamento de metais e pH de percolados de aterro em corpos d'água receptores, fixados pelo órgão fiscalizador estadual, a Feema.

Com o objetivo de estudar a capacidade de retenção de compostos orgânicos por um aterro sanitário, Reinhadt *et al.* (citados por De Deus, 1996) conduziram um experimento de codisposição em laboratório, com condições de operação controladas, e elaboraram um modelo matemático otimizado em que foi verificada a baixa mobilidade de compostos hidrofóbicos e a migração de compostos hidrofílicos.

Um estudo técnico realizado pela Cetesb (1993b) avaliou a capacidade de atenuação de metais pesados pelos resíduos domésticos, por intermédio de dois experimentos de codisposição em lisímetros, com lodo de galvanoplastia e borra de reprocessamento de óleo usado. Devido à variação nas interações entre os resíduos e em função do tipo de resíduo e dos metais presentes, foram recomendadas a avaliação prévia dos resíduos que podem ser codispostos e a segregação para efetuar a codisposição, a fim de viabilizar o processo. Apesar de

o experimento não ter passado da fase ácida, que é a mais favorável à mobilidade iônica, observou-se que o resíduo domiciliar apresentou uma razoável capacidade de fixação dos metais nele contido. Para o lodo de galvanoplastia, o processo foi eficiente para os metais níquel e chumbo e ineficiente para o cromo e o zinco. E para a borra de óleo contendo chumbo e cromo, o processo mostrou-se eficiente para o chumbo, mas não para o cromo.

Em suma, para estimar as quantidades de resíduos industriais que podem ser dispostas conjuntamente e sem interferir nos processos naturais de degradação biológica da matéria orgânica do lixo doméstico, é necessária a execução de testes com os resíduos de diversas origens para determinar as condições de disposição que causem o menor dano ao meio ambiente. O primeiro passo é a classificação dos resíduos. No caso de resíduos industriais, se o resíduo for classificado como não perigoso, ou seja, constituído predominantemente por substâncias biodegradáveis ou combustíveis e por materiais inertes, poderá ser disposto em qualquer tipo de aterro, sendo dada preferência para os aterros sanitários convencionais, em face dos custos envolvidos. Determinados resíduos inertes podem ser utilizados como cobertura. Entretanto, se o resíduo for classificado como perigoso, deverá ser disposto em aterros convencionais ou em aterros industriais, dependendo do tipo e da quantidade produzida (De Deus, 1996).

9.2.4.3 Experiências de Codisposição de Lodos de ETAs com Resíduos Sólidos Orgânicos no IPH/UFRGS

A Figura 9.3 mostra o experimento montado para o estudo da codisposição de lodos de ETAs com resíduos sólidos orgânicos, no IPH/UFRGS.



Figura 9.3 Células experimentais de codisposição.

No IPH/UFRGS, a codisposição dos resíduos foi feita em células experimentais construídas em PVC, simulando, em escala de laboratório, a situação de um aterro sanitário convencional. Cada célula tinha 400 mm de diâmetro, 1 m de altura, capacidade nominal de 125 L e era provida de dispositivos de simulação de precipitação pluviométrica e coleta de percolado e de gás. A aplicação de água simulando o efeito da chuva sobre o aterro ocorreu somente de segunda a sexta-feira e, considerando a precipitação pluviométrica média da região metropolitana de Porto Alegre, de aproximadamente 1.200 mm/ano, e a área transversal das células, o volume aplicado semanalmente correspondeu a 3.000 ml. A parte superior das células foi aparafusada, possuindo vedação por anéis de borracha para garantir a condição anaeróbia em seu interior.

Operação do Experimento

O experimento foi operado durante 6 meses, com controle do percolado e análise semanal do percolado e da composição do gás produzido. Inicialmente, os resíduos foram misturados homogeneamente e codispostos em sete células, com variação de peso nas porcentagens de lodo de ETAs, conforme é mostrado na Tabela 9.4.

Tabela 9.4 Porcentagens de mistura dos resíduos sólidos codispostos nas células.

Célula 1	Célula 2	Célula 3	Célula 4	Célula 5	Célula 6	Célula 7
0% LETA (0 kg)	4,9% LETA (5 kg)	19,6% LETA (20 kg)	34,4% LETA (35 kg)	49,5% LETA (50 kg)	64,0% LETA (65 kg)	78,3% LETA (80 kg)
80% RSO (80 kg)	74% RSO (75 kg)	58,8% RSO (60 kg)	44,2% RSO (45 kg)	29,6% RSO (30 kg)	14,7% RSO (15 kg)	0% RSO (0 kg)
20% LI (20 kg)	21,1% LI (21,4 kg)	21,6% LI (22 kg)	21,4% LI (21,8 kg)	20,9% LI (21,2 kg)	21,3% LI (21,7 kg)	21,7% LI (22,2 kg)

LETA = lodo de ETA; RSO = resíduo sólido orgânico; LI = lodo anaeróbio/inóculo; porcentagens de mistura em termos de massa.

Os resíduos utilizados no preparo das misturas codispostas nas células apresentaram as características mostradas na Tabela 9.5.

O percolado das células foi analisado ao longo dos seis meses de observação. A Tabela 9.6 mostra os resultados observados ao final dos seis meses (final da experimentação) e após 23 meses de implantação das células, ainda não desmontadas e gerando biogás.

A composição porcentual do gás produzido foi analisada semanalmente em cada célula, a partir da 6^a semana de observação até a 24^a semana, quando se encerrou o período previsto para o desenvolvimento do projeto e obtenção dos primeiros resultados, expressos em termos de metano, nitrogênio e dióxido de carbono, conforme mostra a Tabela 9.7. As misturas codispostas nas células foram analisadas no início e no final da experimentação, findos os seis meses originalmente previstos de observação para o acompanhamento do projeto. Os resultados são mostrados na Tabela 9.8.

A Tabela 9.9 mostra a lixiviação de alumínio e a produção de ácidos graxos voláteis em relação à quantidade de resíduo sólido orgânico inicial.

Tabela 9.5 Características dos resíduos utilizados no preparo das misturas.

	LETA	RSO	LI
pH ¹	6,7	3,8	7,9
Potencial redox – Eh (mV)	Não det.	Não det.	-280
Sólidos totais (%) ²	22,6	17,2	5,6
Sólidos fixos totais (%) ³	20	4,3	2,7
Sólidos voláteis totais (%)	2,6	12,9	2,8
SVT/ST (%)	11,5	74,9	50,7
Densidade das partículas (g/cm ³) ²	2,38	1,27	1,59
Densidade úmida (g/cm ³)	1,15	1,04	1,02
DQO (mg O ₂ /kg) ²	50.000	183.000	108.000
Carbono orgânico (mg/kg)	57.000	510.000	280.000
Nitrogênio (mg/kg)	4.300	17.000	33.000
Enxofre (mg/kg)	9.600	11.000	40.000
Fósforo (mg/kg)	2.200	2.000	4.400
Potássio (mg/kg)	563	6.525	1.020
Cálcio (mg/kg)	161	806	4.844
Magnésio (mg/kg)	1.223	1.248	2.199
Alumínio (mg/kg)	49.574	< 33	6.820
Cobre (mg/kg)	< 33	< 33	92
Zinco (mg/kg)	76	49	446
Ferro (mg/kg)	38.791	39	29.637
Manganês (mg/kg)	627	< 6	204
Sódio (mg/kg)	161	8.596	829
Cádmio (mg/kg)	< 33	< 33	< 33
Cromo (mg/kg)	37	< 33	112
Níquel (mg/kg)	37	< 33	61
Chumbo (mg/kg)	< 33	< 33	< 33

¹ Amostra in natura; ² base seca 105°C; ³ calcinação a 500 ± 50°C; demais análises:
base seca 65°C.

LETA = lodo de ETA; RSO = resíduo sólido orgânico; LI = lodo anaeróbio/inóculo;
porcentagens de mistura em termos de massa.

Tabela 9.6 Análise das amostras de percolado das células do experimento de codisposição.

	Data	Célula 1	Célula 2	Célula 3	Célula 4	Célula 5	Célula 6
Potencial redox (mV)	6 meses*	-7	-90	16	62	79	-106
	23 meses**	4	27	-19	-4	-127	-11
pH	6 meses*	4	3,9	4	4,9	4,9	6,8
	23 meses**	3,8	3,6	4,8	4,0	7,1	7,3
Acidez (mg CaCO ₃ /L)	6 meses*	9.950	11.445	16.014	8.534	3.556	79
	23 meses**	27.480	25.830	15.900	34.110	***	***
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ /L)	6 meses*	****	****	****	2.655	1.154	458
	23 meses**	****	****	****	****	1.460	633
Ácidos graxos voláteis (mg HAc/L)	6 meses*	6.779	6.294	10.431	11.794	5.175	354
	23 meses**	12.516	12.225	12.829	18.843	3.910	5.259
Alumínio (mg/L)	6 meses*	43	418	1.632	234	5	2
	23 meses**	68	204	1.387	102	0,9	<0,2
DQO total (mg O ₂ /L)	6 meses*	56.202	49.745	48.973	35.777	14.063	718
	23 meses**	76.210	71.530	66.760	31.180	1.155	928
Sólidos totais (mg/L)	6 meses*	28.542	24.802	34.060	18.500	5.687	1.104
	23 meses**	37.864	38.498	46.850	21.156	1.908	1.086
Sólidos voláteis totais (mg/L)	6 meses*	22.468	16.569	22.935	9.823	2.394	582
	23 meses**	33.078	31.696	33.276	12.120	1.120	684
NTK (mg N/L)	6 meses*	1.588	714	432	302	175	112
	23 meses**	2.238	849	937	496	420	185
N amoniacal (mg NH ₃ -N/L)	6 meses*	78	58	30	59	56	50
	23 meses**	586	223	152	266	426	174

* Média entre as campanhas dos dias 20/nov/1998 a 11/dez/1998 (após 6 meses de disposição dos resíduos nas células); ** campanha de 23/maio/2000 (após 23 meses de disposição dos resíduos nas células); *** a análise é feita em amostras com pH < 7; **** a análise é feita em amostras com pH > 4,5, mas, no caso da amostra da célula 3 (23 meses), uma gota de ácido causou diminuição do pH para valores bem abaixo de 4,5.

Tabela 9.7 Porcentagens de nitrogênio, metano e dióxido de carbono no gás coletado das células.

Semana e data	Gás na mistura (% em massa)	Célula 1	Célula 2	Célula 3	Célula 4	Célula 5	Célula 6	Célula 7
6 5/8/98	N ₂ CH ₄ CO ₂ Soma	45,341 0,020 54,617 99,978	59,391 0,030 40,579 100,000	12,818 0,021 87,103 99,942	14,572 0,786 84,606 99,964	32,463 1,826 65,703 99,992	24,836 13,851 60,609 99,296	33,908 53,282 12,810 100,000
7 12/8/98	N ₂ CH ₄ CO ₂ Soma	49,719 0,018 50,245 99,982	46,204 0,027 53,769 100,000	17,744 0,013 82,205 99,962	12,191 0,727 87,026 99,944	16,736 2,293 80,958 99,987	26,807 16,201 56,570 99,578	39,524 48,331 12,145 100,000

Tabela 9.7 Porcentagens de nitrogênio, metano e dióxido de carbono no gás coletado das células (*continuação*).

Semana e data	Gás na mistura (% em massa)	Célula 1	Célula 2	Célula 3	Célula 4	Célula 5	Célula 6	Célula 7
8 21/8/98	N ₂ CH ₄ CO ₂ Soma	46,456 0,051 53,371 99,878	44,316 0,034 56,649 100,999	51,899 0,047 48,029 99,975	14,326 0,679 84,945 99,950	61,537 0,887 37,000 99,424	24,554 23,117 52,273 99,944	42,398 46,801 10,801 100,000
9 26/8/98	N ₂ CH ₄ CO ₂ Soma	64,134 0,000 35,581 99,715	48,074 0,027 51,900 100,001	52,766 0,000 47,195 99,961	14,247 0,667 85,038 99,952	44,161 1,650 54,189 100,000	18,269 27,389 54,341 99,999	46,097 42,803 11,100 100,000
10 3/9/98	N ₂ CH ₄ CO ₂ Soma	49,328 0,020 50,623 99,971	54,336 0,023 45,641 100,000	53,412 0,000 46,484 99,896	14,850 0,642 84,474 99,966	48,493 2,220 49,287 100,000	20,417 30,979 48,603 99,999	48,278 39,886 11,836 100,000
11 10/9/98	N ₂ CH ₄ CO ₂ Soma	50,540 0,016 49,414 99,970	55,965 0,021 44,014 100,000	45,413 0,000 55,442 100,855	16,246 0,563 83,172 99,981	53,980 2,416 43,604 100,000	12,534 37,315 50,152 100,001	54,960 34,049 10,992 100,001
12 16/9/98	N ₂ CH ₄ CO ₂ Soma	96,404 0,000 3,590 99,994	58,160 0,015 41,825 100,000	80,085 0,007 19,851 99,943	17,016 0,000 82,460 99,476	95,303 0,266 4,431 100,000	98,123 0,802 1,075 100,000	66,020 31,557 2,423 100,000
13 24/9/98	N ₂ CH ₄ CO ₂ Soma	6,653 56,145 37,132 99,930	65,345 0,011 34,551 99,907	35,637 0,000 64,195 99,832	16,279 0,517 83,204 100,000	67,737 2,435 29,827 99,999	13,905 44,998 41,062 99,965	65,700 26,263 7,938 99,901
14 1/10/98	N ₂ CH ₄ CO ₂ Soma	57,275 0,012 42,690 99,977	61,201 0,011 38,788 100,000	31,217 0,000 68,617 99,834	17,826 0,433 81,741 100,000	67,167 2,585 30,248 100,000	15,683 41,047 43,270 100,000	67,481 24,259 8,261 100,001
18 28/10/98	N ₂ CH ₄ CO ₂ Soma	43,087 0,000 56,913 100,000	16,587 0,000 83,413 100,000	17,649 0,000 82,351 100,000	14,668 0,000 85,332 100,000	37,340 3,450 59,210 100,000	14,737 41,826 43,436 99,999	60,033 25,682 14,285 100,000
19 5/11/98	N ₂ CH ₄ CO ₂ Soma	45,782 0,000 54,218 100,000	25,550 0,000 74,450 100,000	25,579 0,000 74,421 100,000	23,918 0,223 75,859 100,000	43,813 3,621 52,566 100,000	24,576 38,732 36,692 100,000	65,709 20,864 13,428 100,000
20 12/11/98	N ₂ CH ₄ CO ₂ Soma	29,397 0,000 70,603 100,000	10,298 0,000 89,702 100,000	17,383 0,000 82,617 100,000	13,898 0,277 85,825 100,000	34,983 3,681 61,337 100,000	18,213 42,566 39,221 100,000	59,865 25,441 14,694 100,000
21 19/11/98	N ₂ CH ₄ CO ₂ Soma	26,205 0,000 73,795 100,000	14,263 0,000 85,737 100,000	23,270 0,000 76,730 100,000	20,210 0,289 79,500 100,000	31,138 3,017 65,845 100,000	18,708 41,852 39,440 100,000	56,821 26,848 16,331 100,000
22 26/11/98	N ₂ CH ₄ CO ₂ Soma	21,425 0,000 78,575 100,000	12,547 0,000 87,453 100,000	29,650 0,000 70,350 100,000	18,589 0,364 81,047 100,000	64,238 1,566 34,196 100,000	15,222 45,203 39,575 100,000	51,173 30,999 17,828 100,000

Tabela 9.7 Porcentagens de nitrogênio, metano e dióxido de carbono no gás coletado das células (*continuação*).

Sete semana e data	Gás na mistura (% em massa)	Célula 1	Célula 2	Célula 3	Célula 4	Célula 5	Célula 6	Célula 7
20 12/11/98	N ₂ CH ₄ CO ₂ Soma	29,397 0,000 70,603 100,000	10,298 0,000 89,702 100,000	17,383 0,000 82,617 100,000	13,898 0,277 85,825 100,000	34,983 3,681 61,337 100,000	18,213 42,566 39,221 100,000	59,865 25,441 14,694 100,000
21 19/11/98	N ₂ CH ₄ CO ₂ Soma	26,205 0,000 73,795 100,000	14,263 0,000 85,737 100,000	23,270 0,000 76,730 100,000	20,210 0,289 79,500 100,000	31,138 3,017 65,845 100,000	18,708 41,852 39,440 100,000	56,821 26,848 16,331 100,000
22 26/11/98	N ₂ CH ₄ CO ₂ Soma	21,425 0,000 78,575 100,000	12,547 0,000 87,453 100,000	29,650 0,000 70,350 100,000	18,589 0,364 81,047 100,000	64,238 1,566 34,196 100,000	15,222 45,203 39,575 100,000	51,173 30,999 17,828 100,000
23 03/12/98	N ₂ CH ₄ CO ₂ Soma	21,247 0,000 78,753 100,000	12,928 0,000 87,072 100,000	16,205 0,000 83,795 100,000	17,245 0,418 82,337 100,000	22,728 3,735 73,537 100,000	15,523 45,868 38,608 100,000	47,851 32,955 19,194 100,000
24 10/12/98	N ₂ CH ₄ CO ₂ Soma	13,988 0,000 86,012 100,000	9,862 0,000 90,138 100,000	11,620 0,000 88,380 100,000	13,101 0,547 86,352 100,000	18,867 4,642 76,491 100,000	10,240 50,723 39,037 100,000	46,387 32,903 20,710 100,000

Observações: Quando a soma não totalizou 100%, havia um gás cujo tempo de retenção não permitiu sua identificação.

Até a semana 5 foi testado o sistema para medir a produção de gás nas células.

A análise de gases não foi feita nas semanas 15, 16 e 17 devido a problemas com o cromatógrafo.

Tabela 9.8 Caracterização das misturas de resíduos codispostas nas células – início e final do experimento.

	Célula 1	Célula 2	Célula 3	Célula 4	Célula 5	Célula 6	Célula 7
Lodo de ETA = LETA	0%	4,9%	19,6%	34,4%	49,5%	64%	78,3%
Resíduo sólido orgânico = RSO	80%	74%	58,8%	44,2%	29,6%	14,7%	0%
Lodo anaeróbio – inóculo = LI	20%	21,1%	21,6%	21,4%	20,9%	21,3%	21,7%
Início do experimento							
pH	4,2	4,7	7	6,1	6,3	6,5	6,6
Sólidos totais (%)	14,9	16,4	8,8	17,3	17,2	20,7	20,1
Sólidos fixos totais (%)	2	3,4	3	10,7	7,6	15,4	18,8
Sólidos voláteis totais (%)	12,9	13	5,8	6,5	9,6	5,2	1,3
SVT / ST (%)	86,4	79,4	66,1	37,9	55,7	25,4	6,7
DQO (mgO/kg)	392.000	554.000	204.000	281.000	381.000	154.000	38.500
Carbono orgânico (mg/kg)	380.000	340.000	320.000	260.000	350.000	180.000	66.000
Nitrogênio (mg/kg)	22.000	16.000	30.000	13.000	15.000	8.800	7.200
Enxofre (mg/kg)	13.000	13.000	37.000	16.000	11.000	13.000	14.000
Fósforo (mg/kg)	2.400	2.100	3.800	2.500	2.400	2.200	2.400
Potássio (mg/kg)	5.888	5.981	2.820	3.625	3.469	1.511	587
Cálcio (mg/kg)	687	482	4.590	425	687	354	326
Magnésio (mg/kg)	916	772	2.656	1.208	949	1.286	1.338
Alumínio (mg/kg)	1.145	7.235	7.934	24.820	17.048	39.871	44.698
Cobre (mg/kg)	33	33	46	33	33	39	33

Tabela 9.8 Caracterização das misturas de resíduos codispostas nas células – início e final do experimento (*continuação*).

	Célula 1	Célula 2	Célula 3	Célula 4	Célula 5	Célula 6	Célula 7	LD
Lodo de ETA = LETA	0%	4,9%	19,6%	34,4%	49,5%	64%	78,3%	–
Resíduo sólido orgânico = RSO	80%	74%	58,8%	44,2%	29,6%	14,7%	0%	–
Lodo anaeróbio – inóculo = LI	20%	21,1%	21,6%	21,4%	20,9%	21,3%	21,7%	–
Início do experimento								
Zinco (mg/kg)	141	93	282	134	118	119	127	3
Ferro (mg/kg)	2.715	5.788	34.426	21.228	15.052	40.514	35.237	20
Manganês (mg/kg)	33	96	311	327	173	611	718	6
Sódio (mg/kg)	6.837	8.650	3.607	3.886	3.109	1.254	196	3
Cádmio (mg/kg)	33	33	33	33	33	33	33	33
Cromo (mg/kg)	33	33	72	33	33	33	33	33
Níquel (mg/kg)	33	33	33	33	33	33	33	33
Chumbo (mg/kg)	33	33	43	33	33	42	33	33
Final do experimento (seis meses após o início da experimentação)								
pH	3,6	3,7	4,1	4,6	5,2	6,6	6,7	–
Sólidos totais (%)	23,1	19,1	19,5	18,6	11,7	22,6	21,9	–
Sólidos fixos totais (%)	0,9	2	7,1	9,6	7,3	18	20,1	–
Sólidos voláteis totais (%)	22,2	17	12,4	9	4,4	4,7	1,7	–
SVT/ST (%)	96,3	89,3	63,7	48,4	37,8	20,6	7,8	–
DQO (mg O ₂ /kg)	379.000	401.000	302.000	244.000	193.000	79.500	83.900	–
Carbono orgânico (mg/kg)	490.000	480.000	340.000	290.000	220.000	110.000	71.000	400
Nitrogênio (mg/kg)	24.000	19.000	27.000	19.000	13.000	7.600	6.800	170
Enxofre (mg/kg)	2.200	2.400	4.100	2.500	3.200	3.100	3.700	11
Fósforo (mg/kg)	1.600	1.600	2.700	2.800	2.400	2.400	2.400	15
Potássio (mg/kg)	791	1.299	1.917	1.698	2.098	746	649	1
Cálcio (mg/kg)	988	666	566	588	814	519	714	9
Magnésio (mg/kg)	231	333	817	947	1.002	1.233	1.623	7
Alumínio (mg/kg)	988	4.329	16.342	27.106	30.692	46.723	53.554	33
Cobre (mg/kg)	33	33	33	33	33	65	65	33
Zinco (mg/kg)	231	200	220	196	157	162	195	3
Ferro (mg/kg)	692	2.198	9.679	1.437	22.737	31.408	43.168	20
Manganês (mg/kg)	33	33	94	131	438	389	747	6
Sódio (mg/kg)	823	1.399	1.257	947	1.409	357	162	3
Cádmio (mg/kg)	33	33	33	33	33	33	33	33
Cromo (mg/kg)	33	33	63	98	125	195	227	33
Níquel (mg/kg)	33	33	33	33	33	33	33	33
Chumbo (mg/kg)	33	33	33	33	33	65	65	33
Carga inicial de Al (mg)	17.061	120.315	71.216	437.115	296.744	839.360	918.195	–
Carga lixivuada de Al (mg)	4.429	60.786	101.913	31.549	6.548	1.409	16	–
% de lixiviação ocorrida	26	50,5	–	7,2	2,2	0,2	0,002	–

Observação: % mássicas; DQO: base seca 105°C; macronutrientes, micronutrientes e metais: base seca 65°C; LD = limite de detecção.

Tabela 9.9 Lixiviação de alumínio e produção de ácidos graxos voláteis em relação à quantidade de resíduo sólido orgânico inicial.

	Quantidade de resíduo (kg)			Razão LETA RSO	PH médio do percolado	Produção de AGV (g HAc)	Lixiviação de Al (g Al)	Produção AGV/RSO (g HAc/kg RSO)	Lixiviação Al/RSO (g Al/kg RSO)
	LETA	RSO	LI						
Célula 1	0	80	20	0	3,6	245	4,43	3,06	0,055
Célula 2	5	75	21,4	0,07	3,6	250	60,8	33,4	0,811
Célula 3	20	60	22	0,33	4	356	102	5,93	1,700
Célula 4	35	45	21,8	0,78	4,9	579	31,5	12,9	0,701
Célula 5	50	30	21,2	1,67	5	257	6,55	8,55	0,218
Célula 6	65	15	21,7	4,33	4,9	415	1,41	27,7	0,094
Célula 7	80	0	22,2	-	6,7	70	0,016	-	-

Observação: Ácidos graxos voláteis (AGV), expressos como equivalente em ácido acético (HAc).

Interpretação dos Resultados Obtidos

Em relação à caracterização das misturas no início e no final do experimento, conclui-se que a fase acidogênica do processo desenvolveu-se intensamente, resultando em diminuição do pH no meio e proporcionando a lixiviação de macronutrientes e micronutrientes, incluindo o Al (III), nas células 1 a 5.

A hidrólise dos compostos orgânicos constituintes dos resíduos foi favorecida pela incorporação de água (que simulava a precipitação pluviométrica), possibilitando a dissociação dos ácidos, principalmente o acético, aumentando a concentração de íons de hidrogênio no meio e, portanto, reduzindo o pH das células.

Por meio da análise do percolado, também verificou-se que a fase acidogênica do processo anaeróbio predominou nas células 1 a 5, com intensa produção de ácidos graxos voláteis e pH médio menor que 5, causando inibição à metanogênese, embora os valores de potencial redox, predominantemente negativos, indicassem a anaerobiose do meio. A célula 6 acompanhou a tendência das células 1 a 5, porém, com desenvolvimento da fase metanogênica. A célula 7 apresentou os menores valores de ácidos graxos voláteis – foi a única célula a apresentar alcalinidade a bicarbonatos, com um pH médio de 6,7 e valores de potencial redox negativos em 98% das amostras analisadas – e, assim como a célula 6, apresentou produção regular de metano na mistura de gases durante o período de operação do experimento.

A análise global do experimento, desenvolvido basicamente na fase acidogênica do processo anaeróbio, explorou a situação mais desfavorável para a lixiviação de metais. As células 3, 2 e 4, nessa ordem, apresentaram as maiores cargas totais lixiviadas de Al (III), 101,9 g, 60,8 g e 31,5 g, respectivamente. Nas células 6 e 7 ocorreram os menores valores de lixiviação de Al (III) (1,4 g e 16 mg). A resistência do lodo de ETA à passagem de água diminuiu o efeito da hidrólise fermentativa sobre a matéria orgânica, concluindo-se que a incorporação do lodo de ETA permitiu a manutenção do pH a valores próximos à faixa neutra,

condição propícia ao desenvolvimento das bactérias metanogênicas. Ressalte-se que essas células apresentaram baixas concentrações de matéria orgânica na mistura, e que a produção de metano se deveu, em parte, à incorporação do lodo inóculo.

Reatores com alta capacidade de lixiviação ($Al/RSO \geq 0,7$ e $\leq 1,7$, Tabela 9.9) mostraram as maiores concentrações de alumínio solubilizado e lixiviado, havendo uma migração do Al (III) no perfil de todas as células, no sentido topo/fundo.

A codisposição de lodos de ETAs e resíduos sólidos estritamente orgânicos em altas proporções (como é o caso das células 3 e 4) foi a condição mais favorável à possível lixiviação do Al (III), propiciada pelas altas concentrações de ácidos graxos voláteis no meio.

No entanto, a codisposição de lodos de ETAs em células com baixo conteúdo de resíduos orgânicos, condição simulada nas células 6 e 7, apresentou-se como uma possibilidade de tratamento para o resíduo, sem riscos de lixiviação potencial de Al (III) para o ambiente.

Em função da falta de perspectivas para a alteração das práticas correntes na produção de água para abastecimento público, é de se esperar que a produção de lodo de estações de tratamento de água venha a aumentar. Assim, permanece o problema básico da disposição e reaproveitamento desses resíduos.

Com base neste cenário, é pertinente vislumbrar que ainda há um longo caminho a percorrer para esgotar o tema de codisposição de resíduos dessa natureza com materiais orgânicos oriundos de outras atividades da sociedade.

Implantação de Células de Codisposição

Contrariamente aos resultados absolutamente conclusivos obtidos com a secagem prévia dos lodos, em que foi possível inclusive estabelecer diretrizes para a elaboração de projetos, recomenda-se cautela ao codispor resíduos sólidos ou lodos que contenham metais pesados ou elementos tóxicos ou perigosos em aterros sanitários, pois, dependendo das características do material e das porcentagens de mistura com a fração orgânica, pode ocorrer uma lixiviação significativa desses contaminantes.

Resíduos sólidos orgânicos (RSO) facilmente degradáveis podem gerar quantidades elevadas de ácidos orgânicos a partir de sua fermentação. A seleção do resíduo sólido para a codisposição é uma etapa importante na operação de aterros sanitários para a codisposição de lodos de estações de tratamento de água (ETA). Se a codisposição for considerada como opção para o destino de lodos de ETA, é necessário optar por RSO de degradação lenta e baixa produção de ácidos graxos, utilizando-se, particularmente, lixo urbano ou materiais inertes a fim de se aproximar da situação real.

A proporção entre diferentes resíduos sólidos codispostos fornece um mecanismo operacional de controle do processo de lixiviação do alumínio contido na mistura. A diminuição da quantidade de resíduo sólido orgânico na mistura

mostrou uma redução do alumínio no lixiviado. Verificou-se que a razão LETA/RSO = 4 apresentou os melhores resultados em termos de alumínio lixiviado ($Al/RSO = 0,218 \text{ g Al/kg RSO}$) e uma situação crítica quando ocorre uma razão LETA/RSO = 0,33 ($Al/RSO = 1,7 \text{ kg Al/kg RSO}$).

A colocação da manta geotêxtil sobre a camada drenante é importante, pois evita a obstrução desta última e limita os volumes de efluentes coletados.

A permanência de aterros sanitários é um dos problemas mais sérios desse tipo de opção para gestão de resíduos sólidos. O comportamento dos resíduos codispostos ao longo do tempo é ainda uma incógnita no que se refere à especiação nas fases líquida e sólida em constante mudança. Além disso, problemas construtivos de aterro podem se manifestar na intrusão de água no sistema. O potencial de lixiviação e solubilização do resíduo, em condições drásticas, foi considerado muito elevado, indicando, portanto, que o tempo e problemas construtivos são questões a serem consideradas na implantação de codisposição de resíduos sólidos em aterro sanitário. Projetos bem feitos e executados, portanto, com fiscalização, garantem a não ocorrência desses problemas.

9.3 Referências Bibliográficas e Bibliografia Consultada

- ABOY, N. (1999). *Secagem natural e disposição final de lodos de estações de tratamento de água*. Porto Alegre, 101p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- ALBRECHT, A.E. (1972). Disposal of alum sludges. *Journal American Water Works Association*. Lancaster, v.64, n.1, p.46-52, Jan.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1987a). *NBR 10004 – Resíduos sólidos: classificação*. Rio de Janeiro, 63p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1987b). *NBR 10005 – Lixiviação de resíduos*. Rio de Janeiro, 10p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1987c). *NBR 10006 – Solubilização de resíduos*. Rio de Janeiro, 2p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1987d). *NBR 10007 – Amostragem de resíduos*. Rio de Janeiro, 63p.
- BALDOCHI, V.N.Z. (1997). *Resíduos sólidos urbanos: aspectos básicos das transformações de compostos orgânicos em sistemas anaeróbios mesofílicos com elevada concentração de sólidos totais*. São Carlos, 136p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- BIDONE, F.R.A. (1996). *Tratamento e disposição final de resíduos sólidos domésticos*. Porto Alegre, IPH/UFRGS, 52p. (Apostila de curso de extensão).
- BIDONE, F.R.A.; CASTRO, C.M.B.; ABOY, N. (1997). Monitoramento de parâmetros físico/químicos de lodos de ETAs durante a sua desidratação em leitos de secagem com diferentes espessuras de leito drenante. In: CONGRESSO

- BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19. Foz do Iguaçu, 1997. *Anais*. Rio de Janeiro, ABES. Tema II, n.28, p.1205-1218.
- BISOGENIN, J.L.M. (1998). *Desaguamento de lodo de ETA em leito de secagem convencional*. Campo Grande, 35p. Monografia (Especialização) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
- BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE. INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (1992). *Resoluções Conama: 1984 a 1991*. 4.ed. Brasília, Conselho Nacional do Meio Ambiente, 245p.
- CANTANHEDE, A.L.G.; FERREIRA, J.A. (1989). Codisposição de resíduos perigosos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 15., Belém, 1989. *Anais*. Rio de Janeiro, ABES, v.2, t.2, p.557-579.
- CASTRO, A.A. et al. (1997a). O problema da caracterização qualitativa e quantitativa dos efluentes gerados nas estações de tratamento de água – o caso da proposta para a unidade de tratamento e recuperação de resíduos (UTR) do Sistema Rio das Velhas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., Foz do Iguaçu, 1997. *Anais*. Rio de Janeiro, ABES. Tema II, n.59, p.1423-1431.
- CASTRO, A.A. et al. (1997b). Soluções para o tratamento de resíduos de estação de tratamento de água – proposta para a unidade de tratamento de resíduos (UTR) do Rio das Velhas na RMBH. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., Foz do Iguaçu, 1997. *Anais*. Rio de Janeiro, ABES. Tema II, n.57, p.1399-1410.
- CATÁLOGO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL (1992/1993). Rio de Janeiro, ABES, n.17, 550p.
- CATELLI, V.V. (1996). *Digestão anaeróbia de resíduos sólidos gerados em um restaurante universitário*. São Carlos, 101p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- CAUDURO, F.A.; DORFMAN, R. (1990). *Manual de ensaios de laboratório e de campo para irrigação & drenagem*. Porto Alegre, Pallotti. 216p.
- CETESB (1993a). *Resíduos sólidos industriais*. 2.ed. São Paulo. 234p.
- CETESB (1993b). *Tratamento e disposição de resíduos perigosos de origem industrial*. São Paulo, Cetesb (Relatório final de estudo técnico).
- CORDEIRO, J.S. (1981). *Disposição, tratabilidade e reúso dos lodos de estações de tratamento de água*. São Carlos, 155p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- CORDEIRO, J.S. (1993). *O problema dos lodos gerados nos decantadores em estações de tratamento de água*. São Carlos, 341p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- CORDEIRO, J.S. (1999). Importância do tratamento e disposição adequada dos lodos de ETAs. In: REALI, M.A.P., coord. *Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água*. Rio de Janeiro, ABES. Cap.1, p.1-19.
- CORDEIRO, J.S.; CAMPOS, J.R. (1995). Remoção de água de lodos de estações de tratamento de águas em leitos de secagem não convencionais. In: CONGRESSO

- BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 18., Salvador, 1995. *Anais em disquete*. Rio de Janeiro, ABES. Tema II, n.19.
- DE DEUS, A.B.S. (1996). *Codisposição de resíduos domésticos e industriais perigosos*. Porto Alegre, IPH/UFRGS. 26f.
- ELLIOTT, H.A.; DEMPSEY, B.A. (1991). Agronomic effects of land application of water treatment sludges. *Journal American Water Works Association*, Denver, v.83, n.4, p.126-131.
- EATON, A.O.; CLESERI, L.S.; GREENBERG, A.E. (1995). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19 ed. Washington, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation.
- FINGER, J.L. (1995). *Diagnóstico de funcionamento da ETA do Menino Deus*. Porto Alegre, IPH/UFRGS. 19p.
- FORESTI, E. (1988). *Efeitos da concentração inicial de substrato no desempenho de reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo*. São Carlos. Tese (Livre Docência) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- GEBARA, D. (1985). *Estudo da decomposição do lixo em um modelo de célula de aterro sanitário*. São Carlos, 89p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- GOMES, L.P. (1989). *Estudo da caracterização física e da biodegradabilidade de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários*. São Carlos, 160p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- GONÇALVES, M. (1996). Processo Institucional 610187/94-5 – Processo Individual 360538/94-0 (Relatório CNPq/RHAE).
- GRĀ-BRETANHA DEPARTMENT OF THE ENVIRONMENT (1995). *Landfill design, construction and operational practice*. London, HMSO. 289p. (Waste Management paper 26B).
- INDÚSTRIAS QUÍMICAS CUBATÃO LTDA. (1989). Sulfato de Alumínio. São Paulo, Unipress Editorial. 28p. (Catálogo sobre sulfato de alumínio).
- KAWAMURA, S.; TRUSSELL, R.R. (1991). Main features of large water treatment plants in Japan. *Journal. American Water Works Association*. Denver, v.83, n.6, p.56-62, Jun.
- KIEHL, E.J. (1980). *Análises de lixo e composto: Métodos de amostragem, preparo da amostra, análises, cálculos e interpretação dos resultados analíticos*. Piracicaba, USP/Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. 55p.
- LEITE, V.D. (1997). *Processo de tratamento anaeróbio de resíduos sólidos urbanos inoculados com lodo de esgoto industrial*. São Carlos, 251p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- LIMA, L.M.Q. (1988). *Estudo da influência da reciclagem de chorume na aceleração da metanogênese em aterro sanitário*. São Carlos, 241p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- LIMA, L.M.Q. (1995). *Lixo: tratamento e biorremediação*. 3.ed. São Paulo, Hemus. 265p.

- MCBRIDE, M.B. (1995). Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulation protective? *J. Environ. Qual.*, v.24, p.5-18, jan-fev.
- McNAIR, H.M.; BONELLI, E.J. (1969). *Basic gas chromatography*. 5.ed. Palo Alto, Varian. 306p.
- NOVAES, R.F.V. (1986). Microbiology of anaerobic digestion. In: INTERNATIONAL SEMINAR ON ANAEROBIC DIGESTION IN TROPICAL COUNTRIES. São Paulo, 1986 *Papers*. São Paulo, Cetesb.
- POHLAND, F.G.; GOULD, J.P. (1986). Codisposal of municipal refuse and industrial waste sludge in landfills. In: INTERNATIONAL SEMINAR ON ANAEROBIC DIGESTION IN TROPICAL COUNTRIES. São Paulo, 1986. *Papers*. São Paulo, Cetesb.
- PORTO ALEGRE. DEPARTAMENTO MUNICIPAL DE ÁGUA E ESGOTOS (1992). *Plano diretor de abastecimento de água de Porto Alegre*. Porto Alegre, DMAE. 170p.
- PROVECTO SISTEMAS ANALÍTICOS LTDA. (1998). *Método para digestão de amostras*. São Paulo, 216p. (Manual de fabricante do forno microondas da Provecto).
- REIBER, S.; WALTER, K.; STANDISH-LEE, P. (1995). Drinking water aluminum and bioavailability. *Journal American Water Works Association*, Denver, v.87, n.5, p.86-100, May.
- RIO GRANDE DO SUL. SECRETARIA DA SAÚDE E DO MEIO AMBIENTE. (1989). *Norma Técnica SSMA n.01/89*. Porto Alegre, SSMA. 2p.
- ROCCA, A.C.C. (1993). *Resíduos sólidos industriais*. 2.ed. São Paulo, Cetesb. 234p.
- SALVADOR (S.N.T.) ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE METAIS (S.N.T.). *Espectrometria de fluorescência de raios X*. São Paulo, Associação Brasileira de Metais. 91p.
- SARTORI, H.J.; NUNES, M.S. (1997). Caracterização geotécnica de lodos provenientes de estações de tratamento de água e de esgotos sanitários. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19. Foz do Iguaçu, 1997. *Anais*. Rio de Janeiro, ABES. Tema II, n.22. p.1151-1156.
- SAWYER, C.N.; McCARTY, P.L. (1978). *Chemistry for sanitary engineers*. 2.ed. New York, McGraw-Hill Book Company. 518p.
- SCHALCH, V.; CAMPOS, R. (1992). Digestão anaeróbia e recuperação de materiais presentes nos resíduos sólidos urbanos. In: SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1. Rio de Janeiro, 1992. *Anais*. Rio de Janeiro. v.2, t.2, p.3-10.
- SCHMIDELL, W. (1986). Digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos. In: INTERNATIONAL SEMINAR ON ANAEROBIC DIGESTION IN TROPICAL COUNTRIES. São Paulo, 1986. *Papers*. São Paulo, Cetesb.
- SENGUPTA, A.K.; SHI, B. (1992). Selective alum recovery from clarifier sludge. *Journal, American Water Works Association*, Lancaster, Oct. v.64, n.10, p.96-103.
- SILVA, A.P. (1999). Simulação da codisposição de lodos de estações de tratamento de água em aterros sanitários. Porto Alegre, 101p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

- SKOOG, D.A. (1985). *Principles of instrumental analysis*. 3.ed. Philadelphia, Saunders College Publishing. 876p.
- TAYLOR, D.W. (1956). *Fundamentals of Soil Mechanics*. 9.ed. New York, John Wiley & Sons. 700p.
- TEDESCO, M.J.; VOLKWEISS, S.J.; BOHEN, H. (1985). *Análises de solo, plantas e outros materiais*. Porto Alegre, Faculdade de Agronomia/UFRGS. 188p. (Boletim Técnico, n.5).
- TEIXEIRA, E.N. (1997). *Efeito inibidor da recirculação direta de chorume na decomposição anaeróbia de resíduos sólidos*. São Carlos, 388p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- TOMÉ Jr., J.B. (1997). *Manual para interpretação de análise de solo*. Guaíba Agropecuária. 247p.
- TWORT, A.C.; HOATHER, R.C.; LAW, F.M. (1974). *Water supply*. 2.ed. London, Cox & Wyman. 478p.
- UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL – INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS (1998). Subprojeto 1 – Codisposição de lodos ao AI com resíduos sólidos orgânicos especiais utilizando lodo anaeróbio como inóculo. Porto Alegre, UFRGS-IPH (Projeto de pesquisa do Edital 02/97 do PROSAB, Tema IV).
- UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL – INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS (1999). Subprojeto 1 – Codisposição de lodos ao AI com resíduos sólidos orgânicos especiais utilizando lodo anaeróbio como inóculo. Porto Alegre, UFRGS-IPH. (Relatório parcial de atividades do projeto de pesquisa do Edital 02/97 do PROSAB, Tema IV).
- VARIAN 4270/4290 INTEGRATOR USERS GUIDE (1986). Califórnia, Varian Association. 178p. (Manual do fabricante do aparelho integrador do cromatógrafo gasoso).
- VIESSMAN Jr., W.; HAMMER, M.J. (1998). *Water supply and pollution control*. 6.ed. Menlo Park, Addison Wesley Longman. 827p.

Capítulo 10

Imobilização da Fase Sólida de Lodos de Estações de Tratamento de Água (ETAs)

Almir Sales e João Sérgio Cordeiro

10.1 Introdução

Neste capítulo serão tratados os assuntos relacionados à pesquisa com imobilização da fase sólida de resíduos de ETAs em matrizes de argamassa e concreto. Além disso, coloca-se a possibilidade da utilização conjunta de agregados artificiais advindos da reciclagem dos resíduos de construção e demolição, os quais também afetam de maneira significativa o meio ambiente.

Dessa forma, a possibilidade de reunir os dois rejeitos para estudar formas de utilização conjunta em aplicações na construção civil pode ser uma estratégia interessante sob os pontos de vista ambiental e econômico, no sentido de solucionar este problema atual.

10.2 Reciclagem de Resíduos da Construção no Brasil

As atividades relacionadas à construção civil estão inseridas em uma cadeia produtiva que apresenta importantes impactos ambientais. O enorme peso do macrocomplexo da construção civil na economia pode ser entendido em função de este setor ser responsável por 40% da formação bruta de capital, além da enorme massa de emprego, fazendo com que qualquer política mais abrangente tenha de necessariamente considerá-lo.

Além disso, pode-se afirmar que a construção civil é uma das maiores consumidoras de matérias-primas naturais. Estima-se que esse setor utilize algo entre 20% e 50% do total de recursos naturais consumidos pela sociedade (Saito, 1994).

Salienta-se, também, que, durante a vida útil de um edifício, as manutenções necessárias poderão consumir recursos em volume aproximadamente igual aos despendidos na fase de produção, o que também gera poluição (John, 1997).

Neste contexto, outro aspecto pode ser destacado tanto na produção como na manutenção das edificações: a geração de entulho. O processo construtivo tradicional utilizado em nosso país faz uso de uma quantidade significativa de recursos minerais não renováveis, principalmente agregados naturais como areia e brita, necessários à produção de argamassas e concretos. Paradoxalmente, é incipiente a utilização de recursos florestais renováveis, seja pela tradição ibérica na construção com materiais cerâmicos ou mesmo pelo preconceito social na utilização de materiais alternativos como a madeira, considerados pela população como de baixa durabilidade e com finalidade de habitação provisória e socialmente inferior.

10.2.1 Situação Atual

A reciclagem de resíduos de construção e demolição em escala significativa é prática recente no Brasil, iniciada na década de 80 com o uso de pequenos moinhos em construção de edificações, por meio dos quais se reaproveitavam resíduos de alvenaria para a produção de argamassas para aplicação em emboço (Pinto, 1994).

A implantação de usinas recicladoras iniciou-se na década de 90 pelas administrações de municípios das regiões Sul e Sudeste. No entanto, só recentemente a oportunidade de negócio na operação de centrais de reciclagem de resíduos de construção começou a chamar a atenção do setor privado. Este fato está ligado às diversas barreiras a serem vencidas para a introdução de novos produtos contendo resíduos: legais e regulamentares, educação e informação, tecnológicas, econômicas, geográficas e de mercado (John, 2000).

Nos municípios onde a reciclagem de entulho foi implantada são geradas quantidades significativas de agregado reciclado. Parte do material é aplicada na produção de concreto e argamassa e na fabricação de componentes para alvenaria e infra-estrutura urbana (blocos, briquetes etc.) (Lima, 1999).

Salienta-se que o entulho é constituído por restos de muitos materiais de construção, sendo o maior volume formado por argamassas e concretos endurecidos, areia, cerâmicas, pedras e tijolos. Na Tabela 10.1 é apresentada a análise qualitativa da fração mineral de entulho recolhido em dois locais distintos.

Tabela 10.1 Composição média da fração mineral do entulho (%).

Material	Pinto (1997)*	Zordan (1997)**
Argamassa	64,4	37,6
Concreto	4,8	21,2
Material cerâmico	29,4	23,4
Pedras	1,4	17,8

* Cidade de São Carlos, SP.

** Cidade de Ribeirão Preto, SP.

De maneira geral, a reciclagem de resíduos de construção tende a avançar, pois esse tipo de resíduo é gerado em quantidades cada vez maiores, além de

demandar grandes áreas para sua disposição. Além disso, esse tipo de reciclagem pode gerar economia de recursos, inerentes ao transporte e à deposição, o que se torna mais um fator de incentivo à implementação de políticas voltadas ao aproveitamento desses resíduos.

10.2.2 Conseqüências da Geração de Resíduos da Construção para o Meio Ambiente

De maneira geral, na maioria das cidades brasileiras, o entulho de construções é depositado clandestinamente. Normalmente, os entulhos são lançados em terrenos baldios e até em margens de cursos d'água próximos aos centros urbanos, tornando-se um dos grandes problemas enfrentados pelas prefeituras.

Os aterros clandestinos têm obstruído córregos e sistemas de drenagem, colaborando com enchentes, além de favorecer a proliferação de mosquitos e outros vetores nocivos à saúde, responsáveis por diversas doenças, como, por exemplo, a dengue, que é responsável pelo aporte substancial de recursos do poder público. Muitas vezes, a deposição irregular provoca a interdição parcial de vias, degradando o ambiente urbano.

Em função disso, boa parte das prefeituras acaba despendendo uma grande quantidade de recursos públicos em sua retirada, recursos estes que poderiam ser utilizados em ações sociais de maior impacto na comunidade.

O entulho de construção, de maneira geral, pode ser enquadrado pela NBR 10004 (Resíduos Sólidos – Classificação) como resíduo inerte, porém é preciso verificar se há elementos que o tornem não-inerte ou mesmo perigoso, como, por exemplo, a presença de amianto.

A situação atual é preocupante, principalmente se forem analisados, em conjunto, a necessidade de novas habitações e o sistema de construção praticado no país. Estima-se que, para cada tonelada de material utilizado em uma construção, pode-se gerar de 1 a 1,5 tonelada de entulho. Obviamente, há a necessidade de trabalhar com a racionalização das construções para que essa realidade melhore. No entanto, sempre haverá necessidade de dispor os resíduos de construção e demolição de forma adequada e com redução de desperdícios.

10.3 Utilização da Fase Sólida dos Resíduos de ETAs com Agregados Naturais e Reciclados

A remoção natural de água livre de lodos gerados em decantadores de ETAs é utilizada há alguns anos. Em regiões onde as condições climáticas se mostram favoráveis e existe a disponibilidade de área física, a aplicação desse processo pode reduzir o volume de despejos e possibilitar o reuso da água livre.

No Brasil, os resíduos das ETAs ainda são lançados em cursos d'água, próximos às estações de tratamento, podendo provocar alterações significativas no meio ambiente. Estudo realizado por Cordeiro (1993) mostrou que esses resíduos são classificados como “resíduos sólidos”, devendo então estar alinhados com as considerações da NBR 10004. Além desse aspecto, a pesquisa mostrou que esse lançamento pode estar infringindo a Lei nº 6938 em seu artigo 3º, incisos II e III, e as agências de saneamento podem ser enquadradas como “poluidoras”, artigo 3º, inciso IV.

Considerando a existência de cerca de 7.500 ETAs no país, os rejeitos gerados nesses sistemas podem provocar grande impacto ambiental, tanto do ponto de vista de despejo destes em cursos d'água como em relação ao desperdício causado pela necessidade de lavagem desses decantadores sem o reaproveitamento da água utilizada.

Dessa forma, a possibilidade de reunir os rejeitos advindos do lodo de ETAs em conjunto com os resíduos de construção, no intuito de estudar formas de utilização dos mesmos, poderá ser uma interessante estratégia no sentido de minimizar o impacto ambiental gerado por esses dois setores.

Os experimentos da pesquisa foram realizados com resíduos resultantes de três estações convencionais ou tradicionais de tratamento de água. Essas estações, situadas na região central do Estado de São Paulo, têm vazões de produção ligeiramente próximas, em torno de 500 L/s. Os sistemas estudados foram os das cidades de São Carlos, Araraquara e Rio Claro. Desse modo, os resultados obtidos permitiram avaliar com maior abrangência as possibilidades de aplicação dos mesmos em ETAs que utilizem formas de processamento e operação similares.

Os sólidos resultantes do processo de secagem do lodo foram destorreados e peneirados até atingirem granulometria adequada.

O entulho coletado na região de São Carlos foi separado em resíduos de material cerâmico (proveniente de restos de telhas, blocos e lajotas cerâmicas) e de material proveniente de argamassas e concretos endurecidos. Em seguida, o entulho separado foi moído com o auxílio de um moinho do tipo mandíbula, até atingir granulometria condizente com as aplicações propostas.

Dando continuidade à reciclagem do entulho, procurou-se separar os resíduos moídos em frações similares às faixas granulométricas de um agregado natural utilizado como referência. Para o agregado miúdo, utilizou-se a areia de rio classificada como média, e para o agregado graúdo, a brita número 1 com dimensão máxima característica de 19 milímetros.

Em seguida, esses materiais foram misturados com a adição de cimento Portland, em dosagens estudadas no sentido de verificar a viabilidade técnica-econômica da utilização desses resíduos como agregados na confecção de argamassa e concreto não-estruturais. Na produção das argamassas com resíduos manteve-se a mesma consistência do traço de referência, seguindo-se o mesmo procedimento para os traços de concreto. Salienta-se que no presente estudo foram utilizados

traços usuais relacionados às aplicações não-estruturais de argamassas e concretos, sendo 1:3 e 1:2:3 em massa para argamassa e concreto, respectivamente.

Foram realizados ensaios de resistência à compressão e à absorção conforme a normalização utilizada para argamassas e concretos, buscando-se comparar os valores obtidos com os valores de argamassas e concretos compostos de agregados naturais sem adições.

Em função dos resultados obtidos, pode-se analisar a viabilidade técnica das possíveis formas de aproveitamento da reciclagem conjunta desses dois resíduos, destacando-se as seguintes aplicações: concreto para contrapiso, argamassa de assentamento não-estrutural e blocos de concreto não-estrutural.

A Figura 10.1 apresenta um esquema ilustrativo da metodologia aplicada na presente pesquisa.

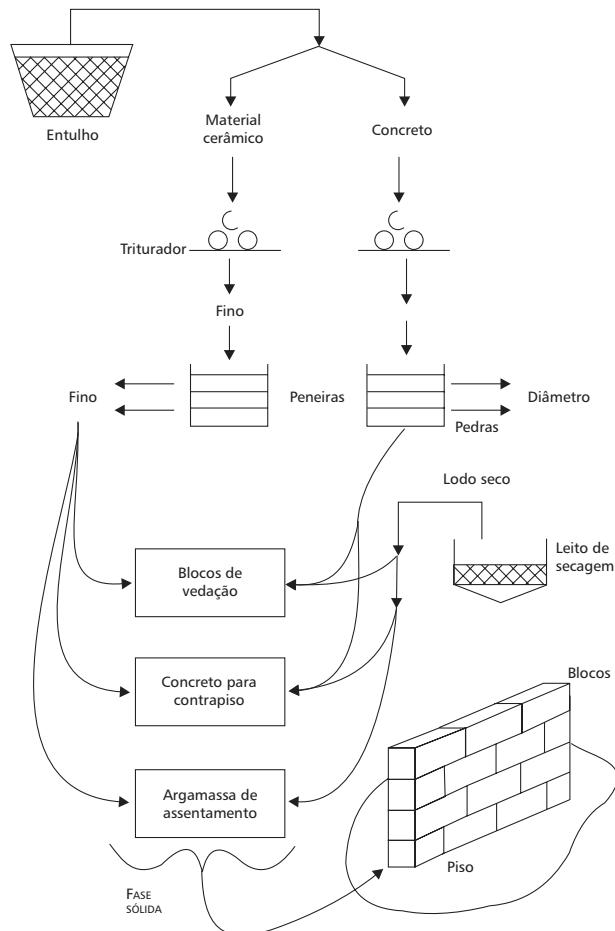


Figura 10.1 Esquema ilustrativo da metodologia aplicada na pesquisa.

10.3.1 Estudo com Argamassas e Concretos

O estudo relativo à imobilização do lodo em matrizes de argamassa e concreto iniciou-se pelo estudo de argamassas com adições de lodo nas frações de 5% e 50% em relação à massa do agregado miúdo. Essas mesmas adições foram empregadas tanto para misturas com agregado miúdo natural como para misturas com a substituição total do agregado natural (areia) por agregado reciclado a partir de entulho cerâmico e de concreto. Esses resíduos de construção foram moídos de maneira a obter a mesma faixa granulométrica da areia natural. Utilizou-se como referência o concreto constituído por agregados naturais (areia do Rio Mogi e brita 1) sem adição de lodo.

Como resultados preliminares, o uso de entulho de material cerâmico em conjunto com o lodo seco revelou aspectos negativos para a resistência de argamassas e concretos. Isto pode estar relacionado à presença de materiais cerâmicos polidos, que induziram à ocorrência de superfícies de ruptura em suas faces lisas, devido à aderência insuficiente entre essas faces e a pasta de cimento, enfraquecendo, consequentemente, a zona de transição. Os resultados preliminares também permitiram aferir que as adições de lodo com melhor desempenho localizavam-se na faixa de adição entre 1% e 5% de lodo seco em relação ao agregado miúdo.

Na continuidade da experimentação, moldaram-se corpos de prova de concreto com as mesmas proporções empregadas tanto para misturas com agregados miúdo e graúdo naturais como para misturas com a substituição total do agregado natural (areia e brita 1) por agregado reciclado, a partir de entulho de concreto. Esses resíduos de construção foram moídos de forma a obter a mesma faixa granulométrica da areia natural e da pedra. Utilizou-se como referência a argamassa constituída por agregado natural (areia do Rio Mogi) sem adição de lodo, de maneira a possibilitar comparações posteriores em relação à resistência mecânica e absorção, parâmetros estes importantes para a verificação dos requisitos mínimos relativos ao desempenho estrutural e à durabilidade, respectivamente.

Finalizando a experimentação, foram realizados ensaios de resistência à compressão e à absorção para lodos provenientes de outras ETAs, utilizando os mesmos traços de concreto estudados. O intuito foi verificar a variabilidade deste tipo de resíduo em relação a sua origem.

10.3.2 Resistência à Compressão para Concretos com Resíduos de ETAs e Entulho

Em relação aos valores obtidos com o concreto referência, utilizando agregados naturais, o concreto com adição de 3% de lodo (em relação à massa do agregado miúdo) apresentou uma redução insignificante dos valores aos 7 e 28 dias de cura. Por isso, em termos de resistência mecânica, a adição de 3% de lodo em relação ao agregado miúdo natural possibilita a obtenção de concretos com características mecânicas similares às do concreto usual.

A substituição dos agregados naturais por reciclados de entulho de concreto permitiu um ganho de resistência significativo, conforme pode ser observado na Figura 10.2. A possível atividade pozolânica por parte dos finos do entulho pode ter sido um fator que permitiu melhorar a resistência do concreto.

Deste modo, a utilização do lodo seco em conjunto com os agregados de entulho propiciou uma melhoria das características mecânicas dos concretos estudados.

O gráfico da Figura 10.2 permite avaliar o efeito da incorporação do lodo em relação aos valores da resistência à compressão, relativamente às amostras elaboradas sem a utilização dos resíduos.

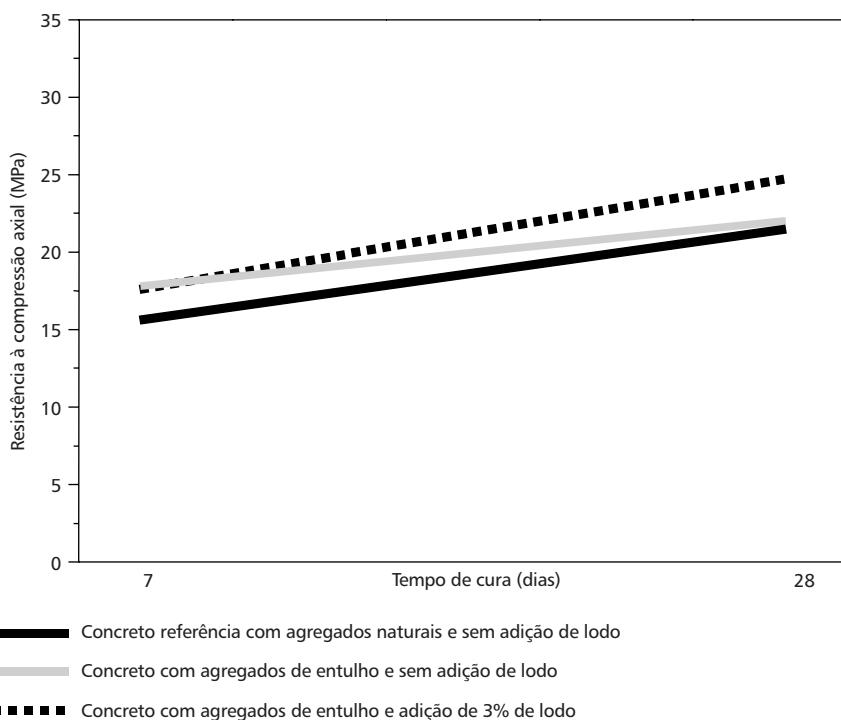


Figura 10.2 Gráfico da resistência à compressão para os concretos contendo agregados naturais e reciclados com e sem adição de lodo.

Os resultados obtidos para a resistência à compressão de concretos com lodo de diferentes ETAs evidenciaram a não influência da variação do tipo de lodo na resistência mecânica dos traços estudados. Além disso, ratificou-se a proporção de 3% de adição de lodo em relação ao agregado miúdo como o valor otimizado para a obtenção de melhores características mecânicas.

10.3.3 Absorção de Água para Concretos com Resíduos de ETAs e Entulho

Em relação aos valores obtidos com o concreto referência utilizando agregados naturais, o concreto com adição de 3% de lodo apresentou um pequeno aumento na absorção, como mostra a Figura 10.3. Porém, esse nível de absorção está dentro das tolerâncias recomendadas para concretos sem finalidade estrutural.

A substituição dos agregados naturais por reciclados de entulho de concreto levou a valores de absorção similares, permitindo-se concluir que a utilização do lodo seco em conjunto com os agregados de entulho não eleva os valores de absorção em níveis que poderiam prejudicar a aplicação de concretos assim produzidos.

O gráfico a seguir permite avaliar o efeito da incorporação do lodo em relação aos valores da absorção de água, relativamente às amostras elaboradas sem a utilização dos resíduos.

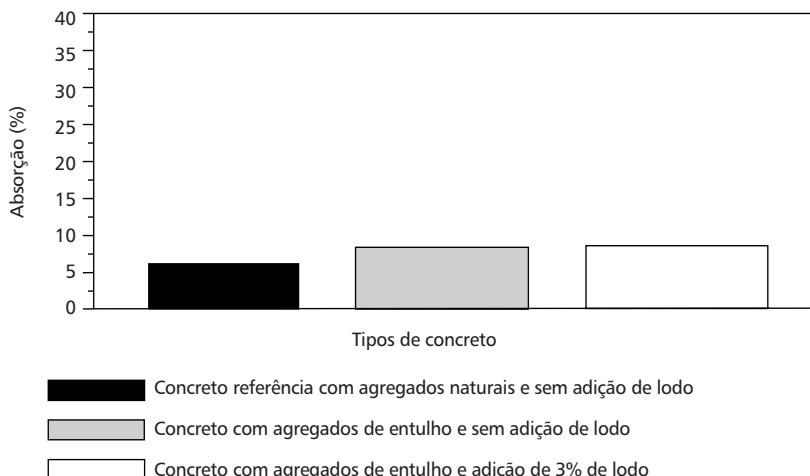


Figura 10.3 Gráfico da absorção de água para os concretos contendo agregados naturais e reciclados com e sem adição de lodo.

Observou-se que os valores da relação a/c nas misturas com resíduos, mantida a mesma consistência do traço referência, são bem maiores que os comumente empregados na confecção das misturas de referência. Tal fato decorre da grande capacidade de absorção do entulho, bem superior à do agregado tradicional, devido tanto à sua grande porosidade quanto à maior quantidade de finos existente nos resíduos, inclusive no lodo seco utilizado.

A variação do tipo de lodo não alterou de modo significativo a absorção dos concretos estudados, dentro das mesmas composições, tanto com agregados naturais como com agregados reciclados. Além disso, ratificou-se a proporção de

3% de adição de lodo, em relação ao agregado miúdo, como sendo o valor otimizado para a obtenção de melhores características de absorção.

10.3.4 Outras Propriedades Que Podem Ser Consideradas em Investigações Futuras Relacionadas à Fabricação de Concretos com Resíduos de ETAs e Entulho

Entre as propriedades que podem ser investigadas de modo a embasar tecnicamente novas aplicações aos concretos com resíduos de ETAs e entulho estão a permeabilidade e a espectroscopia de impedância eletroquímica. Essas técnicas permitem avaliar a durabilidade em relação à corrosão de armaduras utilizadas em concretos estruturais.

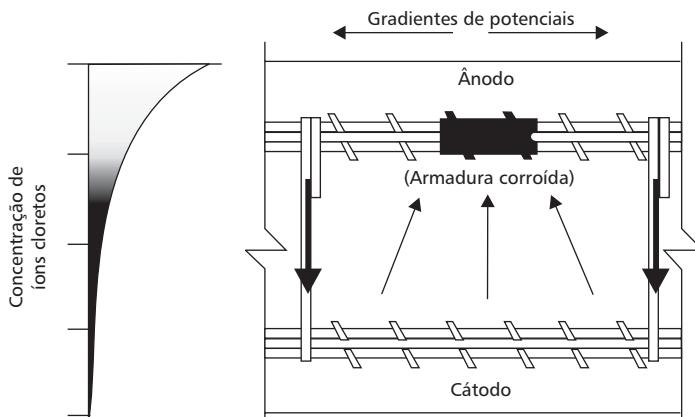
A permeabilidade indica a facilidade que um fluido (água) tem ao passar através da estrutura interna de um determinado corpo. No concreto, essa propriedade é medida pelo volume de água que passa através de corpos de prova. A permeabilidade e a absorção são parâmetros importantes, devido a suas relações com elementos agressivos que podem causar danos às armaduras contidas no concreto (Mehta & Monteiro, 1993).

A permeabilidade pode ser diretamente associada ao processo de secagem. Esta propriedade pode ser utilizada como ferramenta de previsão da vida útil de concretos armados, pois a resistência que o concreto apresenta à penetração do agente corrosivo depende da permeabilidade do mesmo. Para reduzir a corrosão é desejável que o concreto seja o menos permeável possível aos agentes corrosivos, mas permeável o suficiente para permitir a eliminação de água durante a secagem. Essa característica torna-se imprescindível no caso de aplicação de concretos em peças aparentes localizadas no exterior.

Para determinar a permeabilidade geralmente utilizam-se corpos de prova cilíndricos de relação altura/diâmetro igual a 1, sendo que o método consiste em percolar água sob pressão suficiente para forçar o líquido, através dos espaços vazios, da superfície exposta para a superfície livre (Equipe Furnas, 1997).

Por meio da espectroscopia de impedância eletroquímica é possível verificar a concentração de íons cloretos e, consequentemente, a predisposição à corrosão das armaduras contidas nos concretos. Essa técnica permite estabelecer uma previsão da resistência à corrosão do concreto com resíduo de ETAs e entulho comparativamente aos concretos convencionais, de modo a estabelecer parâmetros para a utilização desses concretos em peças armadas. Na Figura 10.4 está esquematizado o sentido da concentração de íons cloretos que provocam o surgimento do fenômeno de corrosão em armaduras de concreto.

Portanto, com o estudo da permeabilidade e da impedância eletroquímica, será possível prever a velocidade de corrosão de metais no interior das peças, o que permite verificar a viabilidade de utilização de armaduras em concretos com esses resíduos, prevendo-se os riscos relacionados à ocorrência de corrosão.



Fonte: Monge (2000).

Figura 10.4 Esquema do sentido de concentração de íons cloretos em uma peça de concreto.

10.4 Considerações Gerais sobre a Aplicação da Imobilização de Resíduos Sólidos de ETAs

A imobilização de resíduos sólidos de ETAs em matrizes de argamassa e concreto, em conjunto com agregados reciclados de entulho, pode ser viável em diversas aplicações na construção civil, conforme denotam os resultados obtidos na presente pesquisa. Deve-se também considerar a importância dos aspectos operacionais, econômicos e ambientais que perpassam a totalidade do processo de reciclagem desses resíduos.

10.4.1 Aspectos Operacionais e Econômicos

Os valores obtidos para a resistência à compressão axial e para a absorção nos diversos traços estudados com adição de lodo sugerem a possibilidade de utilização desses concretos e argamassas para diversas aplicações não-estruturais na construção civil, permitindo o atendimento dos requisitos mínimos inerentes ao desempenho mecânico e à durabilidade.

Entre as aplicações dos concretos e argamassas com adição de lodos que podem ser utilizadas na construção civil é possível citar: produção de contrapisos, produção de argamassas para assentamento de componentes e confecção de blocos de concreto não estrutural. Outras aplicações em que não se exijam resistências elevadas também podem ser indicadas, como guias, sarjetas e componentes de drenagem, entre outros elementos de infra-estrutura urbana.

É preciso observar os limites econômicos para a obtenção de argamassas, concretos e componentes que possam ser utilizados em habitações de interesse

social. A viabilidade financeira é certamente fundamental em todas as etapas do processamento desses resíduos. A avaliação econômica deve considerar o valor de mercado do produto, com os custos do processo de reciclagem mais o custo da disposição em aterro, sendo necessário o desenvolvimento de metodologias específicas.

A crescente aplicação de programas de qualidade na indústria da construção civil poderá contribuir significativamente para a redução do volume de entulho gerado. Todavia, resíduos continuarão a ser produzidos por um período considerável e, por mais que se racionalizem os processos construtivos, sempre haverá um montante de entulho inevitavelmente produzido. Somando-se ao crescente aumento do volume de lodo proveniente de ETAs, será obtido um volume expressivo de materiais a serem reciclados. Desse modo, o estudo de inovações tecnológicas que permitam a reutilização do entulho conjuntamente com o lodo de ETAs, inexoravelmente, contribuirá para amenizar o problema urbano dos depósitos clandestinos de resíduos e a poluição de cursos d'água com os lodos de decantadores. Essa iniciativa não só introduzirá novos materiais com grande potencialidade de uso como também proporcionará melhorias do ponto de vista ambiental.

10.4.2 Exemplo de Aplicação de Entulho e Lodo de ETAs em Argamassa e Comparação de Custo com Argamassa Tradicional

Utilizando como exemplo a argamassa de assentamento de cimento, conforme ilustrado na Figura 10.5, é possível comparar o custo relativo aos materiais necessários para a confecção de argamassa com entulho e adição de lodo de ETAs (Tipo A) e o custo para produzir argamassa tradicional (Tipo B).

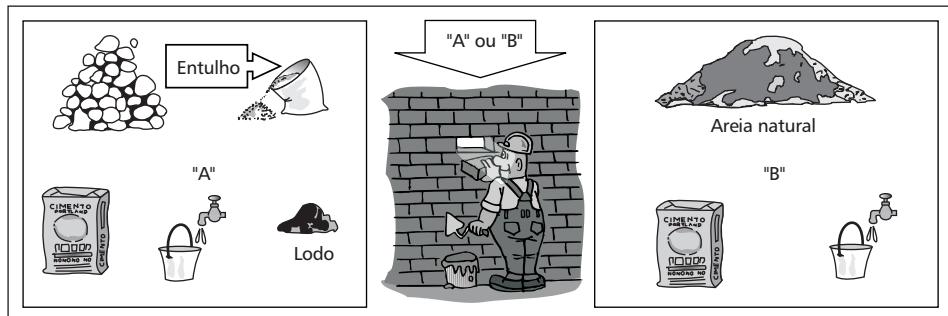


Figura 10.5 Esquema ilustrativo da composição das argamassas tipo “A” e “B”.

Os custos foram levantados na região de São Carlos, SP, em janeiro de 2000 e referem-se apenas aos materiais. A proporção das misturas utilizadas para os dois traços foi 1:3, conforme descrito na Seção 10.3.

Tabela 10.2 Comparação de custos entre a argamassa de assentamento tradicional e a argamassa com entulho e lodo de ETAs.

Componente	Tipo	Proporção		Custo do componente		Custo do m ³ de argamassa (R\$)	Relação entre custos (%)
		Traço	Em peso (kg) ou m ³	Unitário (R\$)	Total (R\$)		
Cimento Portland	B	1	325,0 kg	0,216/kg	70,20	88,35	100
Areia		3	0,75 m ³	24,20/m ³	18,15		
Cimento Portland	A	1	325,0 kg	0,216/kg	70,20	70,20	79
Entulho moído		2,7	0,675 m ³	0	0		
Lodo de ETAs		0,3	0,025 m ³	0	0		

Observando os valores apresentados na Tabela 10.2, pode-se verificar que a produção da argamassa do tipo “A”, contendo resíduos, acarreta uma redução de custo da ordem de 21% em relação à confecção de argamassa de assentamento tradicional. Essa redução é possível considerando o custo zero para os resíduos, principalmente se estes forem utilizados no próprio local de sua geração por meio de coleta seletiva, ou mesmo pela ação das prefeituras no sentido de implantar usinas de reciclagem que produzam agregados utilizando os recursos atualmente dispendidos na deposição do entulho de construção. Vale salientar que a remoção e deposição desses resíduos produz considerável impacto financeiro nos municípios, provocando a degradação de paisagens, promoção ou agravamento de enchentes, proliferação de vetores nocivos à saúde, entre outros já descritos.

Além disso, na análise comparativa dos custos apresentados não foram considerados os custos da redução da poluição do meio ambiente, provenientes da diminuição no emprego de agregados naturais minerais e do não lançamento do lodo de ETAs em rios e córregos, custos estes de mensuração complexa.

10.4.3 Aspectos Ambientais

De maneira geral, a reciclagem pode reduzir o consumo de energia na produção de materiais. A produção de agregados naturais para a produção de argamassas e concretos incorpora uma acentuada parcela de gastos relativos ao transporte da matéria-prima (areia e brita). Atualmente, o custo do transporte desses materiais da fonte até o local de aplicação é superior ao da própria extração, principalmente nos grandes centros. Dessa forma, a utilização de agregados artificiais, que podem ser produzidos em usinas próximas ao local de aplicação, reduziria significativamente estes custos. O mesmo raciocínio pode ser utilizado para a reciclagem do lodo proveniente de ETAs, instalando os secadores de resíduo próximos aos decantadores.

Além disso, reduz-se a necessidade de matérias-primas naturais, como a areia e a pedra britada, cuja extração produz intenso impacto ambiental em rios e

mananciais, muitas vezes provocando o assoreamento de rios e córregos e contribuindo para a ocorrência de enchentes.

Salienta-se, ainda, que o resíduo reciclado é produtivo e não ocupa espaço em depósitos clandestinos e aterros sanitários.

Com a aplicação dos conhecimentos produzidos em pesquisas desta natureza, será possível, em um futuro próximo, proceder à seleção de materiais para construção civil com base não só em critérios econômicos e estéticos, mas também condicionada ao contexto do impacto ambiental de sua deposição e das possibilidades de reciclagem com outros resíduos.

10.5 Referências Bibliográficas

- CORDEIRO, J.S. (1993). *O problema dos lodos gerados em decantadores de estações de tratamento de águas*. São Carlos, 342p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- EQUIPE FURNAS (1997). In: *Concretos, massa, estrutural, projetado e compactado com rolo – ensaios e propriedades*. 1.ed., São Paulo, Pini, cap.14, p.1-17.
- JOHN, V.M. (1997). Reciclagem na construção civil: alternativa econômica para proteção ambiental. In: RECICLAGEM NA CONSTRUÇÃO CIVIL, ALTERNATIVA ECONÔMICA PARA PROTEÇÃO AMBIENTAL, 1., São Paulo. 1997. Anais. São Paulo, Epusp. p.67-76.
- JOHN, V.M. (2000). *Reciclagem de resíduos na construção civil: Contribuição para metodologia de pesquisa e desenvolvimento*. São Paulo, 342p. Tese (Livre-docência) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.
- LIMA, J.A.R. (1999). *Proposição de diretrizes e elaboração de textos básicos para normalização de resíduo de construção reciclado e de suas aplicações em argamassas e concretos*. São Carlos, 237p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- MEHTA, P.K.; MONTEIRO, P.J.M. (1993). In: *Concrete: structure, properties and materials*. 2.ed., Englewood Cliffs, N.J., Prentice-Hall, cap.5, p.123-128.
- MONGE, C.A. (2000). Detectando a corrosão no concreto armado e protendido. *Recuperar*, Rio de Janeiro, v.1, n.37, p.13-14, set.
- PINTO, T.P. (1994). Reciclagem de resíduos de construção e possibilidades de uso de resíduos reciclados em obras públicas. In: SEMINÁRIO RECICLAGEM DE RESÍDUOS PARA REDUÇÃO DE CUSTOS NA CONSTRUÇÃO HABITACIONAL, 1., Belo Horizonte, 1994. Anais. Belo Horizonte, UFMG. p.49-55.
- PINTO, T.P. (1997). Reciclagem de resíduos da construção urbana no Brasil. Situação atual. In: RECICLAGEM NA CONSTRUÇÃO CIVIL, ALTERNATIVA ECONÔMICA PARA PROTEÇÃO AMBIENTAL, 1., São Paulo, 1997. Anais. São Paulo, Epusp. p.1-10.
- SAITO, L.M. (1994). Incorporação de resíduo em tijolos de cerâmica. *Revista Ambiente*, v.8, p.23-27.
- ZORDAN, S.E.; PAULON, V.A. (1997). *A utilização do entulho como agregado na confecção do concreto*. Campinas, 237p. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Saneamento e Meio Ambiente da Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas.