



6

LODO DE FOSSA SÉPTICA

Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final

Coordenador Cleverson Vitório Andreoli

Dedicamos este livro ao Engenheiro Milton Tomoyuki Tsutiya,
em reconhecimento à sua contribuição ao saneamento em nosso País.

Rede Cooperativa de Pesquisas

**"Lodo de fossa séptica: caracterização,
tecnologias de tratamento, gerenciamento e
destino final"**

Instituições Participantes

EESC/USP, UFRN, UFPA, UNB/CAESB, UNIFAE/SANEPAR



Apresentação

Esta publicação é um dos produtos da Rede de Pesquisas sobre o tema " Lodo de fossa séptica: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final" do Programa de Pesquisas em Saneamento Básico – PROSAB - Edital 05, coordenada pelo Prof. Cleverson Vitório Andreoli da UNIFAE e da SANEPAR.

O PROSAB visa ao desenvolvimento e aperfeiçoamento de tecnologias nas áreas de águas de abastecimento, águas residuárias (esgoto), resíduos sólidos (lixo e biossólidos), manejo de águas pluviais urbanas, uso racional de água e energia, que sejam de fácil aplicabilidade, baixo custo de implantação, operação e manutenção, bem como visem à recuperação ambiental dos corpos d'água e à melhoria das condições de vida da população, especialmente as menos favorecidas e que mais necessitam de ações nessas áreas.

Até o final de 2008 foram lançados cinco editais do PROSAB, financiados pela FINEP, pelo CNPq e pela CAIXA, contando com diferentes fontes de recursos, como BID, Tesouro Nacional, Fundo Nacional de Recursos Hídricos (CT-HIDRO) e recursos próprios da Caixa. A gestão financeira compartilhada do PROSAB viabiliza a atuação integrada e eficiente de seus órgãos financiadores que analisam as solicitações de financiamento em conjunto e tornam disponíveis recursos simultaneamente para as diferentes ações do programa (pesquisas, bolsas e divulgação), evitando a sobreposição de verbas e tornando mais eficiente a aplicação dos recursos de cada agência.

Tecnicamente, o PROSAB é gerido por um grupo coordenador interinstitucional, constituído por representantes da FINEP, do CNPq, da CAIXA, das universidades, da associação de classe e das companhias de saneamento. Suas principais funções são: definir os temas prioritários a cada edital; analisar as propostas, emitindo parecer para orientar a decisão da FINEP e

do CNPq; indicar consultores ad hoc para avaliação dos projetos; e acompanhar e avaliar permanentemente o programa.

O Programa funciona no formato de redes cooperativas de pesquisa formadas a partir de temas prioritários lançados a cada Chamada Pública. 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 tem 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 por consultores, pelas agências financiadoras e pelo Grupo Coordenador, através de reuniões periódicas, visitas técnicas e o Seminário de Avaliação Final.

Os resultados obtidos pelo PROSAB estão disponíveis através de manuais, livros, artigos publicados em revistas especializadas e trabalhos apresentados em encontros técnicos, teses de doutorado e dissertações de mestrado publicadas. Além disso, várias unidades de saneamento foram construídas nestes últimos anos por todo o país e, em maior ou menor grau, utilizaram informações geradas pelos projetos de pesquisa do PROSAB

A divulgação do PROSAB tem sido feita através de artigos em revistas da área, da participação em mesas-redondas, de trabalhos selecionados para apresentação em eventos, bem como pela publicação de porta-fólios e folders e a elaboração de maquetes eletrônicas contendo informações sobre os projetos de cada edital. Todo esse material está disponível para consulta e cópia no portal do Programa (www.finep.gov.br/prosab/index.html).

Grupo Coordenador do PROSAB:

período do Edital 5

Jurandyr Povinelli EESC

Cícero O. de Andrade Neto UFRN

Deíza Lara Pinto CNPq

Marcos Helano Montenegro MCidades

Sandra Helena Bondarovsky CAIXA

Jeanine Claper CAIXA

Luis Carlos Cassis CAIXA

Anna Virgínia Machado ABES

Ana Maria Barbosa Silva FINEP

Célia Maria Poppe de Figueiredo FINEP

O edital 5 do PROSAB foi financiado pela FINEP, CNPq e CAIXA com as seguintes fontes de recursos: Fundo Setorial de Recursos Hídricos e Recursos Ordinários do Tesouro Nacional do Fundo Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico e Caixa Econômica Federal.

Copyright © 2009 ABES RJ

1ª Edição tiragem: 1000 exemplares

Coordenador

Cleverson Vitório Andreoli

Revisão

xxxx

Impressão

J. Sholna

Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final / Cleverson Vitório Andreoli (coordenador). Rio de Janeiro: ABES, 2009

388p.: il

Projeto PROSAB

ISBN: 978-85-7022-166-7

1. Fossa 2. tanque séptico 3. Limpa-fossa 4. gestão 5. Tratamento; I. Andreoli, Cleverson Vitório

Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final

Cleverson Vitório Andreoli

coordenador

Editora ABES



Curitiba, PR 2009

Coordenadores de Projeto:

Cleverson Vítório Andreoli UNIFAE/SANEPAR

José Almir Rodrigues Pereira UFPA

José Roberto Campos EESC/USP

Marco Antônio Almeida de Souza UNB/CAESB

Maria del Pilar Durante Inguza UFRN

Consultores

Eduardo Pacheco Jordão Poli/UFRJ

Pedro Além Sobrinho EPUSP

Autores

Aline Christian Pimentel Almeida Santos

Ana Julia Soares Barbosa

André Luis Calado Araújo

Bernardo Souza Cordeiro

Carlos Daidi Nakazato

Christian Luiz da Silva

Cícero Onofre de Andrade Neto

Cinthia Monteiro Hartmann

Cleverson V. Andreoli

Daniel Zonneveld Coltro.

Eduardo Pacheco Jordão

Fabio Yamada

Giancarlo Lupatini

Guilherme Samways

José Almir Rodrigues Pereira

José Roberto Campos

Marco Antonio Almeida de Souza

Maria Del Pilar Durante Ingunza

Miguel Mansur Aisse

Nayara Batista Borges

Raquel Pinheiro Pompeo

Rodrigo Azevedo Castro

Sayonara Andrade de Medeiros

Sérgio Tadeu Gonçalves Muniz

Silvia Cláudia Semensato Povinelli

Thiago Edwiges

Equipes dos projetos de pesquisa

FAE/SANEPAR

Coordenador

Cleverson Vitório Andreoli

Equipe

Charles Carneiro

Cinthia Monteiro Hartmann

Giancarlo Lupatini

Miguel Mansur Aisse

Christian Luiz da Silva

Marcus Santos Lourenço

Sérgio Tadeu Gonçalves Muniz

Beatriz Monte Serrat

Edgard Faust Filho

Eduardo Sabino Pegorini

Fernanda Armelinda Cardoso

Haroldo Benedito Alves

Marcos Lopes de Souza

Maurício Bergamini Scheer

Rodrigo Azevedo Castro

Guilherme Samways

Patrícia Bilotta

Raquel Pinheiro Pompeo

Luiz Augusto Martins Kleinmayer

Thiago Edwiges

Giselle de Fátima Alvez

Leana Carolina Ferreira

Mariana Schaedler

Tamara Vigolo Trindade

Franciele da Silva Maria

Francis Helen Baggio

Marilene Maria Lora

Adalton Aparecido Rodrigues

Aretha Rodrigues da Costa

Emerson Hoshsteiner de

Vasconcelos Segundo

Gustavo Trombini Mendes

Simone Bittencourt

Juliana Seixas Pilotto

Tatiana Silva Tironi

UFPA

Coordenador

José Almir Rodrigues Pereira

Equipe

Aline Christian Pimentel Almeida Santos

Ana Júlia Soares Barbosa

Maria de Lourdes Souza Santos

Valdinei Mendes da Silva

Daniel Mescoito Gomes

Marise Teles Condurú

Débora Suely Anjos da Cunha

Rosiane do Rosário de Souza

Aldenor de Jesus Queiroz Júnior

Andrea Leal da Silva

Antonio Rodrigues Maués Júnior

Gisely de Nazaré Freitas da Silva

Gleiciane Costa Moraes

João Henrique Macedo Sá

Karina Ferreira Castro

Luciano Louzada do Couto

Marcus Vinicius Tavares de Miranda

Rodrigo Santos de Sá

Rodrigo Silvano Silva Rodrigues

Silvana do Socorro Veloso Sodré

Larrisa de Carvalho Santos

UnB/CAESB

Coordenador

Marco Antonio Almeida de Souza

Equipe

Lucilene Ferreira Batista

Mauro Roberto Felizatto

Ariuska Karla Barbosa Amorim

Carlos Daidi Nakazato

Carlos Eduardo Borges Pereira

Cristina Célia Silveira Brandão

Edna Maria Teodoro

Karina Bassan Rodrigues

Ricardo Silveira Bernardes

Romino Barreto Ornelas

Flavia Ferreira Amorim

Mariana Sousa Freitas

Marina de Castro Rodrigues

Camila Guimarães Gondin de Sousa

Flávia Pereira Rodrigues dos Santos

Bernardo Souza Cordeiro

UFRN/LARHISA

Coordenadora

Maria del Pilar Durante Ingunza

Equipe

André Luis Calado Araújo

Cícero Onofre de Andrade Neto

Araceli Neide Farias Alves Ratis

Daniel Dantas Viana Medeiros

Yannice Tatiane da Costa Santos

Dayana Melo Torres

Jaidnara Alves de Carvalho

Marcella de Sá Leitão Assunção

Carlindo Pereira de Melo Filho

Fernanda Lima Cavalcante

Sayonara Andrade de Medeiros

EESC/USP

Coordenador

José Roberto Campos

Equipe

Silvia Cláudia Semensato Povinelli

Valdir Schalch

Clovis W. O. de Souza

Camila Prado Gonçalves

Fábio Yamada

Nayara Batista Borges

Vitor Tosetto

Daniel Zoneveld Coltro

Priscila Marconi

Maria Cecília Scansani Marques

Luciene Aparecida Custódio

Márcia Magro Campos

Valderes Aparecida Picon Terroni

Antonio Wagner Lamon

Júlio Cesar Trofino

Maria Aparecida Peres Viudes

Paulo Fragiácomo

Valdecir Aparecido de Arruda

Alcino de Paula

Edson Bernardo Aguirre

Sumário

- 1** Introdução
 - Referências bibliográficas
- 2** Definições, histórico e estimativas de geração de lodo séptico no Brasil
 - 2.1 Fossas e tanques sépticos: definições, tipos, características e aplicabilidade
 - 2.2 Disposição de esgoto em fossas e tratamento em tanque séptico no Brasil: histórico e situação atual
 - 2.3 Dados de geração de lodo séptico no Brasil
 - Referências bibliográficas
- 3** Caracterização física, química e microbiológica do lodo de fossa séptica
 - 3.1 Introdução
 - 3.2 Experiências do PROSAB na caracterização do lodo de fossa séptica
 - 3.3 Resíduos de fossa séptica
 - Referências bibliográficas

- 4 Tratamento de lodo de fossa/tanque séptico**
 - 4.1 Introdução
 - 4.2 Panorama das alternativas para tratamento de lodo de fossa/tanque séptico
 - 4.3 Aplicabilidade do tratamento isolado
 - 4.4 Experiência do Prosab 5 no tratamento de lodo de fossa/tanque séptico
 - Referências bibliográficas

- 5 Tratamento combinado de lodo de tanque séptico e de fossas com esgoto sanitário**
 - 5.1 Introdução
 - 5.2 Centrais de recebimento de lodo
 - 5.3 Impactos em ETEs
 - 5.4 Monitoramento e controle de sistemas de tratamento de esgoto que recebem lodo de tanques sépticos
 - 5.5 Resultados de pesquisa no âmbito do PROSAB sobre tratamento combinado de lodos de tanques sépticos e de fossas com esgoto sanitário
 - 5.6 Novos projetos de ETEs e a problemática do recebimento de lodo de tanques sépticos e de fossas
 - Referências bibliográficas

- 6 Gestão do lodo de fossa séptica**
 - 6.1 Situação atual
 - 6.2 Propostas de gestão de lodo de fossa/tanque séptico
 - 6.3 Recomendações e considerações finais
 - Referências bibliográficas

- 7 Avaliação multiobjetivo e multicritério de alternativas de gestão de lodo de fossa – tanque/séptico**
 - 7.1 Introdução
 - 7.2 Formas de abordagem do problema
 - 7.3 Construção de cenários
 - 7.4 Análise de decisão com múltiplos objetivos e múltiplos critérios
 - 7.5 Alternativas de gestão de lodo de fossa/tanque séptico
 - 7.6 Definição de atores para o problema multiobjetivo
 - 7.7 Estabelecendo objetivos para a gestão de lodo de fossa/tanque séptico
 - 7.8 Critérios de avaliação da gestão de lodo de fossas/tanques sépticos

- 7.9 Metodologias de apoio à decisão de escolha de um sistema de gestão de lodo de fossa/tanque séptico
- 7.10 Descrição de um exemplo de aplicação da metodologia de apoio da UnB: estudo de caso da cidade de Formosa-GO
- 7.11 Conclusão
 - Referências bibliográficas

8 Lodo de fossas sépticas – uma análise crítica

- 8.1 Introdução
- 8.2 Geração e destino do lodo
- 8.3 Caracterização e tratamentos especiais
- 8.4 Tratamento por meio de lagoas
- 8.5 Tratamento combinado com esgoto sanitário
- 8.6 Conclusões
 - Referências bibliográficas

1 Introdução

Cleverson V. Andreoli, Raquel Pinheiro Pompeo

Desde o período do Planasa, nos anos 1970, o Brasil não investe tanto em saneamento, apoiado pelo programa de aceleração da economia. Não obstante, os índices de atendimento de serviços de coleta de esgoto beneficiam cerca de 57,4% da população urbana, e apenas 5,3% da população rural. Estima-se que 37,68% da população urbana (68 milhões de habitantes) e 63,72% da população rural (12 milhões de habitantes), o que representa um total de cerca de 80 milhões de habitantes no Brasil, tenham seus esgotos tratados por fossas ou tanques sépticos (IBGE, 2007). Mesmo considerando o atual nível de investimentos, as projeções revelam que esta situação deverá persistir, o que faz com que a meta da universalização dos serviços continue como um sonho distante. Desta forma, o aprofundamento do tema é de grande importância pela sua abrangência e pelo fato de prejudicar justamente a parcela da população que deveria ter maior atenção dos governos.

Como a população brasileira terá que conviver com o problema da carência de redes de coleta, torna-se necessário aprofundar o diagnóstico sobre esta situação, identificando qual o perfil das populações que não dispõe deste serviço e como elas vêm tratando o problema sanitário. Vários municípios e localidades simplesmente não dispõem de redes coletoras de esgoto, mas geralmente nas cidades onde a infraestrutura está parcialmente implantada, essas redes se concentram nas regiões densamente povoadas e nos bairros de nível socioeconômico mais elevado. Mesmo assumindo o erro inerente à generalização, pode-se afirmar que, via de regra, a falta da infraestrutura

recai principalmente sobre a população menos favorecida, que acaba sendo obrigada a adotar as alternativas possíveis para o destino dos esgotos produzidos.

Nos locais onde há galerias de águas pluviais, esse é o destino mais comum para o esgoto, e neste caso será transportado até o corpo receptor, que responderá a este impacto segundo seu poder de autodepuração. É importante destacar que os rios são também o destino da parcela do esgoto coletado e não tratado, pela inexistência de estações de tratamento de esgoto ou por problemas na rede, que é um dos principais desafios do saneamento no Brasil, e que raramente é considerado de forma adequada. Por esta razão, a grande maioria dos rios urbanos brasileiros, especialmente aqueles que não têm uma grande vazão, apresentam péssimas condições de qualidade, e é comum que não atendam nem mesmo aos critérios de qualidade mais permissíveis (rios classe 4) definidos pela Legislação Brasileira.

Nas regiões das cidades onde não há infraestrutura hidráulica e sanitária, restam as alternativas do lançamento dos esgotos nas valetas de drenagem a céu aberto (usadas para drenagem de águas pluviais e de solos saturados) ou na sua infiltração no solo, desde que haja boas condições de percolação. As valetas a céu aberto expõem as populações a riscos sanitários e problemas ambientais que afetam as suas condições de saúde e qualidade de vida. O uso de tanques sépticos e sumidouros pode ser uma forma adequada para a gestão dos efluentes, contudo esta opção tecnológica requer a retirada sistemática do lodo e alternativas para o destino do lodo retirado destes sistemas, o que raramente é observado na prática.

O presente estudo mostra que há grandes variações no padrão do tratamento de esgoto domiciliar, generalizado pelo termo fossa séptica. Na verdade, sob a cobertura desta terminologia genérica, encontramos uma grande variação de tecnologias, com destaque para os tanques sépticos, sumidouros, fossas negras etc., conforme será detalhado no Capítulo 2. Esses equipamentos são geralmente construídos pelos proprietários/moradores de forma empírica, mas mesmo com as limitações construtivas e operacionais, prestam um importante serviço ambiental na redução do potencial poluidor dos esgotos gerados. Em uma estimativa conservadora, considerando-se um abatimento 30% do potencial poluidor, esses sistemas são responsáveis por uma redução de carga orgânica da ordem de 1,3 milhão de kg de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) por dia. A indefinição de alternativas técnicas para a adequada disposição final do lodo proveniente nestes sistemas compromete, contudo, parte dos benefícios potenciais desta remoção de carga orgânica, pois muitas vezes o lodo retirado é inadequadamente lançado em cursos d'água. Destaca-se, ainda, que há um grande espaço para otimização tecnológica desses sistemas que poderia ser aproveitado pelo aprimoramento das normas, pela melhoria dos equipamentos que são comercializados pelo

mercado e por uma regulamentação municipal capaz de considerar as peculiaridades das diferentes regiões do país.

A operação destes sistemas domiciliares é realizada geralmente para solucionar problemas de odor, entupimento ou extravasamento. Esta operação de retirada de lodo é geralmente acompanhada da limpeza da caixa de gordura. Após a retirada do lodo da fossa, é comum a abertura das torneiras e descargas para a limpeza das tubulações e do próprio reservatório, em alguns casos aumentando muito a diluição do material retirado. Neste contexto, destacam-se as empresas chamadas "limpa fossa", comumente empresas privadas que são contratadas diretamente pelos usuários para realizar a retirada do lodo que se concentra no sistema e proceder à sua disposição final. Se considerarmos os custos da retirada do lodo em relação ao seu transporte, a logística é considerada o principal fator de custo desses procedimentos.

O destino final do lodo proveniente das fossas representa um grave problema que ainda não foi adequadamente equacionado. As estimativas de produção, apresentadas no Capítulo 2, estima a produção de cerca de 80.000 m³/dia de lodo séptico úmido no Brasil. O lodo representa um passivo e há uma grande resistência de praticamente todos os envolvidos em assumir a responsabilidade de sua gestão, embora haja uma tendência de que este material seja recebido nas estações de tratamento de esgoto. É importante destacar que o lançamento do lodo nas estações de tratamento de esgoto (ETE) pode ser uma alternativa adequada, desde que seu projeto contemple a possibilidade de tratamento da carga orgânica adicional e que seja prevista uma estrutura específica para o recebimento do lodo. Essa estrutura deve considerar as manobras dos caminhões, a descarga do lodo de forma controlada e sistemas de pré-tratamento específicos para o lodo. Em alguns locais, as próprias empresas que coletam o lodo das fossas são responsáveis pelo seu tratamento e, em outros, as prefeituras. Esta indefinição tem em sua origem o fato de que o tratamento do lodo apresenta custos e não há uma definição de quem seria responsável pela operação e pelo pagamento destes custos.

Como já mencionado, são as populações mais marginalizadas as que são obrigadas a gerenciar os esgotos produzidos, e este procedimento geralmente é uma alternativa que apresenta altos custos, pois, dado o teor de umidade do lodo, o seu transporte apresenta custos significativos. Esta população que já paga a retirada e o transporte do lodo deveria ser também responsabilizada por pagar seu tratamento? Por outro lado, como o prestador de serviços de saneamento pode viabilizar os recursos necessários para a gestão do lodo de limpa-fossa, considerando que estes serviços geralmente não compõem os contratos de concessão e as planilhas de custo? Qualquer que seja a definição do sistema de gestão, é imprescindível que haja uma definição de respon-

sabilidade e que a origem dos recursos financeiros envolvidos neste processo sejam claramente definidos.

A rede de Pesquisa do Prosab 5 tema 6 "Lodo de fossa séptica: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final" abordou este problema de forma sistemática, caracterizando uma contribuição técnica e acadêmica de grande importância para embasar o debate necessário deste assunto, que tem sido muito negligenciado em nosso país, embora seja caracterizado como uma das mais importantes atividades de melhoria das condições sanitárias nacionais em função da sua abrangência.

Como o tema tem sido pouco abordado, o livro é iniciado com um capítulo que esclarece o que são tanques e fossas sépticas, considerando-se as suas principais variantes, apresenta um quadro nacional sobre a abrangência da adoção destas tecnologias e algumas estimativas preliminares da produção de lodo séptico no Brasil.

O ponto de partida do projeto de pesquisa é a identificação e caracterização do lodo séptico, tema abordado no Capítulo 3. Como houve participação de universidades de todas as regiões do país, realizou-se um extensivo trabalho de caracterização para diferentes tipos de sistemas nas cinco regiões do Brasil, e os dados foram intensivamente trabalhados por métodos estatísticos, de forma a fornecer informações sobre as características químicas, físicas e biológicas deste material. Os resultados mostram que há uma grande variabilidade no lodo séptico para praticamente todos os seus constituintes, como umidade, matéria orgânica, macro e micronutrientes e contaminantes químicos e biológicos. Conforme a técnica de remoção dos lodos das fossas e tanques, há muita diluição do material sedimentado, que nestes casos apresenta as características de um esgoto concentrado. Há também uma grande variação da estabilidade do material, que varia principalmente em relação ao tempo de detenção.

Duas linhas de pesquisa dedicaram-se ao estudo de alternativas de tratamento do lodo de fossa: em estruturas específicas para este fim e aproveitando as estações de tratamento já existentes. No Capítulo 4, são apresentados os resultados de tecnologias para tratar o lodo em sistemas próprios. Estas tecnologias foram desenvolvidas para serem aplicadas em locais onde não existem estações de tratamento de esgotos, em situações em que as ETE existentes não têm capacidade para o recebimento de novas cargas ou, ainda, em locais em que há uma grande quantidade de lodo séptico que justifique por razões econômicas ou tecnológicas a adoção de sistemas específicos. Neste capítulo, foram avaliadas as seguintes alternativas tecnológicas para o tratamento do lodo: pré-tratamento por flotação, alternativas de desaguamento, compostagem em mistura com resíduos sólidos urbanos e provenientes de podas, disposição em *land farmig* e, finalmente, o seu tratamento com a utilização de lagoas de estabilização.

O Capítulo 5 avalia a utilização de ETE já existentes para o recebimento do lodo séptico. O capítulo aborda a estruturação necessária à estação de tratamento, para a adequada operação de recebimento de cargas dos caminhões, como unidade de recepção, sistemas para regularização de vazão e pré-tratamento do lodo antes do seu recalque à estação de tratamento. Os estudos conduzidos no âmbito do projeto de pesquisa simularam o lançamento de lodo séptico em diferentes proporções em relação à vazão de esgoto, avaliando-se os impactos no sistema, especialmente em relação à eficiência de remoção de matéria orgânica. Foram também conduzidos experimentos que consideraram o lançamento do lodo em bateladas, simulando o descarregamento de cargas de lodo por caminhões em ETE, avaliando a sua influência na eficiência do sistema.

A gestão de lodo séptico é avaliada no Capítulo 6, no qual é apresentada a situação atual, avaliando-se o papel dos diferentes atores envolvidos no processo, e se discutem as diferentes alternativas de gestão, considerando a questão legal, as alternativas técnicas, a definição de responsabilidades, técnicas de controle e os indicadores de desempenho que podem ser adotados no processo.

Uma ferramenta de apoio à decisão, pela avaliação multiobjetivo e multicritério, compõe o Capítulo 7 que, a partir da definição dos objetivos e de parâmetros técnicos e econômicos, apoia a seleção de alternativas através de métodos que foram desenvolvidos e avaliados no âmbito da pesquisa.

O trabalho é concluído com uma análise crítica elaborada pelos consultores da Finep, dois dos maiores nomes do Brasil na área de tratamento de esgoto, Prof. Dr. Pedro Alem Sobrinho e Prof. Dr. Eduardo Pacheco Jordão, que participaram da concepção das pesquisas e acompanharam, criticaram e orientaram todo o desenvolvimento do trabalho, destacando as principais contribuições do livro e considerando as suas limitações. Nesta análise, também serão apresentadas as perspectivas de como os trabalhos futuros de pesquisa poderão preencher as lacunas existentes.

Este livro representa o primeiro trabalho sistematizado sobre o problema do lodo séptico em nosso país e, portanto, deve ser compreendido como uma abordagem preliminar de um tema de grande importância para o saneamento ambiental. Talvez a principal contribuição deste livro seja ampliar o debate sobre o assunto e dar algumas pistas preliminares sobre as alternativas de gerenciamento, que podem orientar políticas públicas que considerem esta alternativa, dentro do panorama do saneamento brasileiro. Certamente, através da análise crítica deste trabalho, será possível aprimorar as alternativas consideradas, especialmente pela comunidade acadêmica e pelos usuários das tecnologias desenvolvidas.

2

Definições, histórico e estimativas de geração de lodo séptico no Brasil

*Cynthia Monteiro Hartmann, Cleverson V. Andreoli,
Thiago Edwiges, Giancarlo Lupatini, Cícero Onofre de Andrade Neto*

Apesar da utilização, pela maioria das pessoas, do termo "fossa" para os sistemas locais e estáticos para tratamento de efluentes, sabe-se que, na prática, existem diversos sistemas implantados que se diferenciam substancialmente em sua concepção, construção e forma de operação. A utilização desses sistemas representa um potencial de geração da ordem de 7 milhões de metros cúbicos de lodo séptico digerido por ano.

Ao longo deste capítulo, os autores apresentarão as características dos sistemas mais comumente utilizados, na tentativa de conceituar e diferenciar tais estruturas do ponto de vista técnico.

Serão apresentados, ainda, os aspectos operacionais e de manutenção destes sistemas, apontando-se a importância dos esgotamentos periódicos para seu correto funcionamento. Serão relacionadas as principais características do material retirado das "fossas" e a problemática da sua disposição inadequada.

2.1 Fossas e tanques sépticos: definições, tipos, características e aplicabilidade

Consultando dicionários da língua portuguesa, encontram-se os seguintes significados para fossa: 1) Cova, buraco, cavidade. 2) Cavidade mais ou menos larga e profunda no solo. 3) Cavidade subterrânea para depósito de imundícies. 4) Cavidade subterrânea onde se despejam dejetos. 5) Escavação igual à de um poço, para a qual se canalizam

as dejeções e as águas servidas das habitações onde não há rede de esgoto.

Tanque séptico é definido na NBR 7229 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 1993), como "unidade cilíndrica ou prismática retangular de fluxo horizontal para tratamento de esgotos por processos de sedimentação, flotação e digestão".

O que mais diferencia uma fossa de um tanque séptico é o fato de o tanque séptico ser uma unidade de tratamento de esgotos, com efluente a ter um destino final, que em sistemas de disposição local de esgotos geralmente é a infiltração no solo através de sumidouro ou valas de infiltração, enquanto a fossa é utilizada para disposição final dos esgotos. Ou seja, são funcionalmente bastante distintos. Ademais, não há dúvidas quanto aos aspectos construtivos de um tanque e de uma fossa, de acordo com a etimologia dessas palavras na língua portuguesa.

Classificação dos tipos de sistemas

Os sistemas de disposição local de excretas e esgotos, também conhecidos como sistemas estáticos ou sistemas individuais, podem ser classificados em sistemas sem transporte hídrico e com transporte hídrico, sendo que, evidentemente, no primeiro caso não se utiliza água e servem para disposição de excretos ("*on site excreta disposal systems*") enquanto nos sistemas com transporte hídrico se dispõem esgotos ("*on site sewage disposal systems*") mais ou menos concentrados se há separação das águas cinza e das águas negras, ou não.

A terminologia para os sistemas de disposição local de esgotos consolidou-se a partir da classificação (*Generic Classification of Sanitation Systems*) proposta em publicações do Banco Mundial na década de 1980 (THE WORLD BANK, 1980; KALBERMATTEN; JULIUS; GUNNERSON, 1980; MARA, 1982). Posteriormente, a ABNT (1993) consagrou o termo Tanque Séptico para diferenciá-lo das fossas.

Nos sistemas sem transporte hídrico, são usualmente aplicadas para disposição de excretas: a fossa seca de buraco (simples ou ventilada); a fossa seca tubular; a fossa seca com tubo de dejeção inclinado (*reed odorless earth closet*); a fossa estanque; as fossas de fermentação (em lotes ou de humificação contínua); a fossa química; e a privada com receptáculo móvel. Estas soluções estão, de forma geral, ultrapassadas culturalmente no Brasil e somente continuam a ser aplicadas em alguns assentamentos rurais com dificuldades de abastecimento de água.

Nos sistemas de disposição local de esgotos, são usualmente aplicados: a fossa absorvente, ou poço absorvente; a fossa estanque; a fossa química; e o tanque séptico, com disposição do efluente geralmente no solo, através de sumidouros ou valas de infiltração, ou em corpos d'água após um tratamento complementar.

O Quadro 2.1 descreve as principais características de alguns dos sistemas citados, sendo que os sistemas para disposição de esgotos serão mais bem detalhados ao longo deste capítulo.

Quadro 2.1 > Alternativas para sistema local de disposição de esgoto e excretas

DISPOSIÇÃO DE EXCRETAS	
Fossa seca de buraco	<p>Simples</p> <p>Constituída por um buraco no solo e elementos acessórios, sendo que ao atingir um determinado nível estabelecido (de 0,50 a 1,0 metros abaixo da superfície do terreno), o espaço livre é preenchido por terra e a fossa é desativada.</p>
Fossa seca tubular	<p>Ventilada</p> <p>É um tipo otimizado de fossa seca pela introdução de um tubo de ventilação vertical externo, com tela na extremidade, localizado até 50 cm acima do telhado. Esta tubulação de ventilação possibilita um controle melhor do odor e da presença de insetos.</p>
Fossa estanque	<p>Variante da fossa seca, porém com um buraco menor (cerca de 0,40 cm de diâmetro).</p> <p>É um tanque impermeável onde são dispostas as excretas até sua remoção</p>
Fossas de fermentação/ Privada de compostagem	<p>Contínua</p> <p>Instalação onde usuário deposita os excretas que, em condições ambientais adequadas, propiciam a compostagem dos dejetos.</p> <p>Intermitente</p> <p>O processo utilizado é o mesmo que na fermentação contínua, porém realizado em lotes.</p>
Fossa química	<p>É uma fossa estanque onde é adicionado um produto químico para desinfecção dos dejetos.</p>
Privada com receptáculo móvel	<p>Consiste em um recipiente metálico, colocado sob o assento, para receber dejetos que são retirados e esvaziados temporariamente.</p>
DISPOSIÇÃO DE ESGOTO	
Fossa absorvente/Poço absorvente	<p>É uma escavação semelhante a um poço, onde são dispostos os esgotos, podendo ou não ter paredes de sustentação. Permitem a infiltração do efluente no solo.</p>
Fossa estanque	<p>Tanque impermeável que acumula esgoto até sua frequente remoção.</p>
Fossa química	<p>É uma fossa estanque na qual se adiciona um produto químico para desinfecção dos dejetos.</p>
Tanque séptico	<p>Unidades hermeticamente fechadas que tratam o esgoto por processos de sedimentação, flotação e digestão. Produzem um efluente que deverá ser destinado.</p>

FONTE: ADAPTADO DE PHILIPPI JÚNIOR (1988) E DE HELLER E CHERNICHARO (1996).

A **fossa absorvente**, ou **poço absorvente**, é a mais usual na maioria das cidades brasileiras, com algumas exceções, e a que mais se aproxima do significado da palavra 'fossa' como descrito nos dicionários. Ou seja, é realmente uma escavação semelhante a um poço, no qual se dispõem os esgotos.

Dentre as fossas absorventes, encontram-se desde as mais rudimentares, que são nada mais que simples buraco no solo, até construções mais bem elaboradas, com paredes de sustentação em alvenaria de tijolos ou anéis de concreto, sempre com aberturas e fendas que permitem a infiltração dos esgotos, e devidamente cobertas, geralmente com laje de concreto. Podem ser estruturas retangulares, mas geralmente são cilíndricas, e as paredes de sustentação mais usuais são em alvenaria de tijolos, que utilizam tijolos vazados com os furos no sentido radial (exceto na parte superior e algumas fiadas de amarração) ou tijolos maciços com fendas entre os tijolos na maioria das fiadas da parede. Geralmente não têm o fundo revestido, para permitir a infiltração da água, mas em algumas há uma camada de brita que constitui a base do fundo.

Para Heller e Chernicharo (1996), a fossa absorvente consiste em uma unidade que associa, em um único dispositivo, os mecanismos que ocorrem nos tanques sépticos e nos sumidouros.

A **fossa estanque**, como o nome indica, é um tanque impermeável, no qual são dispostos os esgotos ali acumulados até sua remoção frequente. Pode ser construída em alvenaria de tijolos, mas modernamente são mais utilizadas as pré-moldadas em concreto, em plástico, em resinas estruturadas com fibra de vidro, etc. Existem diversos modelos.

Quando as fossas absorventes têm o solo completamente colmatado, geralmente após vários esgotamentos, e não mais propiciam a infiltração dos esgotos, transformam-se também em fossas estanques, mesmo não tendo sido construídas com este propósito. O mesmo pode acontecer com o sumidouro quando o tanque séptico que o antecede não é esgotado por longo período, o lodo escapa para o sumidouro e o solo colmata completamente, exigindo alguns esgotamentos não só do tanque séptico, mas também do próprio sumidouro, visto que o processo de colmatação é cumulativo.

A **fossa química** é, na verdade, uma fossa estanque na qual se adiciona um produto químico para desinfecção dos dejetos. Atualmente, são bastante utilizadas em situações que exigem diversos gabinetes sanitários para utilização temporária, como grandes festas e outros eventos que aglomeram muita gente. São também aplicadas em meios de transporte, como aviões e ônibus. Atualmente, outros produtos químicos têm substituído a soda cáustica com desinfetante mais usual.

Os **tanques sépticos** são unidades que tratam o esgoto por processos de sedimentação, flotação e digestão. Sendo hermeticamente fechadas, produzem um efluente que deverá ser destinado.

Na superfície do tanque, fica acumulada a espuma, formada a partir de sólidos flotáveis, como óleos e graxas, enquanto o lodo sedimenta no fundo do tanque, compreendendo de 20 a 50% do volume total do tanque séptico quando esgotado. Um tanque séptico usualmente retém de 60 a 70% dos sólidos, óleos e graxas que passam pelo sistema (USEPA, 1999).

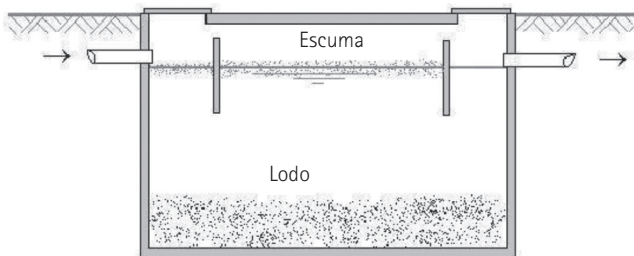
Uma parte dos sólidos é removida do esgoto e armazenada no tanque enquanto outra parte é digerida. Acima de 50% dos sólidos retidos no tanque se decompõe, enquanto o remanescente se acumula como lodo no fundo do tanque e deve ser periodicamente removido por bombeamento (USEPA, 2000).

Tipos de tanques sépticos

Tanques sépticos são, basicamente, tanques simples ou divididos em compartimentos horizontais ou verticais, utilizados com o objetivo de reter por decantação os sólidos contidos nos esgotos, propiciar a decomposição dos sólidos orgânicos decantados no seu próprio interior e acumular temporariamente os resíduos, com volume reduzido pela digestão anaeróbia, até que sejam removidos em períodos de meses ou anos.

Os tanques sépticos podem ser de câmara única, de câmaras em série ou de câmaras sobrepostas, e podem ter forma cilíndrica ou prismática retangular. As Figuras 2.1, 2.2 e 2.3, mostram desenhos esquemáticos dos três modelos (ANDRADE NETO *et al*, 1999).

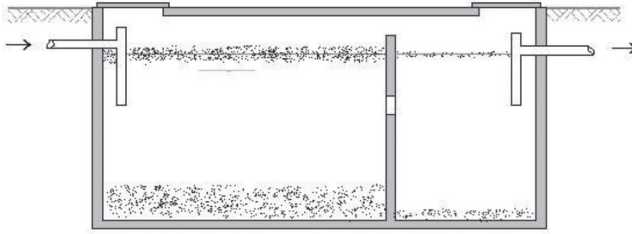
Como o próprio nome sugere, o tanque séptico de câmara única é constituído por um único compartimento, onde ocorrem processos de sedimentação e de flotação e



FONTE: ANDRADE NETO *ET AL*, 1999.

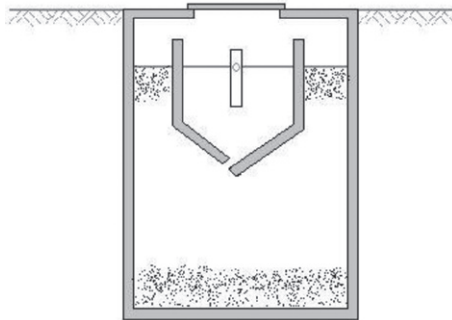
Figura 2.1

Tanque séptico de câmara única (corte longitudinal)



FONTE: ANDRADE NETO *ET AL*, 1999.

Figura 2.2 Tanque séptico de câmaras em série (corte longitudinal)



FONTE: ANDRADE NETO *ET AL*, 1999.

Figura 2.3 Tanque séptico de câmaras em série (corte transversal)

digestão da espuma na parte superior, enquanto na parte inferior ocorrem processos de acúmulo e digestão de lodo sedimentado.

O tanque séptico de câmaras em série é constituído de uma única unidade dividida em dois ou mais compartimentos por uma parede vazada que interliga as câmaras em série sequencialmente no sentido do fluxo. De acordo com as instruções da NBR 7229/1993, a primeira câmara deve ter aproximadamente o dobro do volume da segunda câmara. Dessa forma, uma maior quantidade de lodo acumulará na primeira câmara, que também terá a digestão favorecida. Esta configuração de tanque séptico é bastante utilizada quando é necessário que o efluente tenha um baixo teor de sólidos suspensos.

O tanque séptico com câmaras sobrepostas possui uma configuração composta por divisões internas que separam verticalmente o tanque em duas câmaras. As placas in-

clinadas que fazem a separação das câmaras possibilitam a separação das fases sólida, líquida e gasosa, fazendo com que os sólidos que sedimentam na câmara superior sejam encaminhados para a câmara inferior, e os gases formados pela digestão do lodo na câmara inferior sejam desviados da câmara superior pelas placas inclinadas.

Dentre os modelos de tanque séptico, os de câmaras em série propiciam melhor eficiência do que os de câmara única, com as mesmas facilidades de construção e operação. Em relação aos modelos de câmaras sobrepostas, além da maior simplicidade construtiva, apresentam a vantagem de propiciar menos profundidade. Os reatores de menor altura são vantajosos pelo fato de o custo de escavação aumentar muito com a profundidade (ANDRADE NETO *et al*, 1999).

Embora tenham sido mais aplicados para pequenas vazões, os tanques sépticos prestam-se, também, para tratar vazões médias e grandes, principalmente quando construídos em módulos. O fato de continuar a ser utilizado há mais de cem anos e de ser a unidade de tratamento de esgotos mais utilizada ainda hoje, revela a aplicabilidade generalizada do tanque séptico.

É uma tecnologia simples, compacta e de baixo custo. Não apresenta alta eficiência, principalmente na remoção de patogênicos e de substâncias dissolvidas, mas produz um efluente razoável, que pode ser encaminhado mais facilmente a um pós-tratamento ou ao destino final.

Na verdade, as grandes vantagens dos tanques sépticos, em comparação a outros reatores anaeróbios, e de resto com todas as opções de tratamento de esgotos, estão na construção muito simples, na operação extremamente simples e eventual e nos custos. Para vazões pequenas e médias, os custos e a simplicidade construtiva e operacional são incomparáveis.

A eficiência dos tanques sépticos depende de vários fatores: carga orgânica, carga hidráulica, geometria, compartimentos e arranjo das câmaras, dispositivos de entrada e saída, temperatura e condições de operação. Portanto, a eficiência varia bastante em função da competência de projeto. Normalmente situa-se entre 40 e 70% na remoção da demanda bioquímica (DBO) ou química (DQO) de oxigênio e 50 a 80% na remoção dos sólidos suspensos. Logicamente, os reatores mais bem projetados e operados apresentam resultados melhores.

Os dispositivos de entrada e saída (tês, septos, chicanas ou cortinas) são mais importantes para a eficiência do tanque séptico do que geralmente se imagina. O dispositivo de entrada diminui a área relativa de turbulência, favorecendo a decantação, e o de saída permite a tomada do efluente no nível em que o líquido é mais clarificado, além de reter a espuma.

A construção ou implantação de tanques sépticos é extremamente simples e não requer detalhes especiais. Exige apenas que o construtor execute o projeto com fidelidade, obedecendo às especificações técnicas, que normalmente seguem procedimentos usuais da construção civil.

Na prática, sabe-se que existem vários tipos diferentes de tanques sépticos, que não estão necessariamente de acordo com a norma e as boas práticas de projeto e construção. São configurações não padronizadas, definidas de acordo com as situações observadas em campo.

Implantação, operação e manutenção

Para um correto funcionamento de um tanque séptico, recomenda-se que sejam precedidos por unidades de retenção da gordura proveniente da cozinha da residência. Estas unidades são denominadas **caixas de gordura** e têm a função de acumular a maior parte possível da gordura presente no efluente da pia de cozinha. A entrada do esgoto nestas caixas é feita pela região superior através de uma tubulação. Para a saída do efluente, é necessário que a tubulação interna de saída da caixa esteja posicionada com a abertura para baixo, próxima à base da caixa. Isto impede que o material flutuante saia da caixa de gordura junto com o esgoto efluente. Periodicamente a caixa de gordura deve ser limpa, para garantir uma boa operação de todo o sistema de fossa séptica. O material retirado da caixa de gordura deve ser acondicionado adequadamente em sacos plásticos e encaminhado juntamente com os resíduos sólidos não recicláveis da residência ao caminhão de coleta de lixo. O material poderá também ser enterrado no solo ou então aproveitado como matéria-prima pelas indústrias de sabão e glicerina (JORDÃO; PESSÔA, 1995).

Sabe-se que a implantação de tanques sépticos independe do tipo de solo e do nível do lençol do local onde será construído, pois são unidades hermeticamente fechadas, ocupam áreas relativamente pequenas e são de fácil operação e manutenção (SANEPAR, 2005).

A operação de um tanque séptico, além de muito simples, é eventual. Consiste basicamente em remoção do lodo na frequência prevista no projeto (tempo de esgotamento), geralmente períodos de meses ou anos. O tempo de esgotamento previsto no projeto pode ser corrigido se um desejável monitoramento (análise de DQO e sólidos suspensos, no mínimo) indicar necessidade de modificação em função da qualidade necessária do efluente.

Quando não há dispositivo de descarga do lodo, ele deve ser esgotado mecanicamente (por bombeamento, sucção ou sifonamento) e conduzido ao local adequado. O lodo que resta, aderido às paredes e depositado no fundo em pequena quantidade, não deve ser removido, porque este será importante para o desenvolvimento mais rápido

da nova população bacteriana. Em outras palavras, não se deve raspar ou lavar o reator quando se procede ao esgotamento.

Esta operação, embora muito simples, não pode ser negligente ou descuidada, sobretudo quanto à data de esgotamento. Se no tempo adequado o lodo não for removido, o espaço destinado à decantação será ocupado por sólidos e o reator não terá qualquer função eficaz no tratamento dos esgotos (ANDRADE NETO *et al*, 1999).

O destino do lodo deve ser determinado antes do início da operação de esgotamento, verificando-se se há algum empecilho temporário.

A disposição inadequada e insalubre de lodo séptico no meio ambiente implica diretamente na contaminação do solo e dos recursos hídricos, visto que o lodo produzido pelos sistemas de fossa séptica contém significativas concentrações de nutrientes, matéria orgânica, poluentes inorgânicos e organismos patogênicos. Esta contaminação, além de interferir na qualidade do solo e das águas, favorece a criação de locais adequados para a proliferação de vetores e, assim, a disseminação de doenças.

Este lodo pode causar, ainda, efeitos poluidores cumulativos se os sistemas de tratamentos por fossas sépticas tornarem-se maiores ou se a densidade de pequenos sistemas de tratamento aumentar, causando o aumento do potencial para efeitos hidrológicos adversos como, por exemplo, a elevação do nível do lençol freático. Os impactos podem se estender ainda na coleta e destinação final do lodo produzido, pois este material, mesmo já tratado pelo sistema de fossa séptica, necessita de tecnologias adequadas quanto à sua incorporação no meio ambiente, seja através de tratamento em conjunto em estações de tratamento de esgoto ou na aplicação em sistemas alternativos de pós-tratamento, como serão discutidos com profundidade nos Capítulos 4 e 5 deste livro. No Capítulo 3, as características físico, química e microbiológicas do lodo séptico serão apresentadas com mais detalhes.

Nos últimos anos, o Brasil tem concentrado esforços operacionais e científicos para o gerenciamento do lodo de esgoto produzido nas estações de tratamento, ao passo que pouca atenção tem sido voltada para o gerenciamento de lodo dos sistemas de saneamento *in situ* (fossas sépticas, poços absorventes, etc.).

Nesse sentido, devido à ausência de orientações e de alternativas técnicas e gerenciais confiáveis, tanto por parte da iniciativa privadas, quanto do setor público, a gestão do lodo proveniente das fossas/tanques sépticos é, em geral, realizada de forma inadequada. Em algumas regiões, este lodo é lançado nas próprias Estações de Tratamento de Esgoto, se existentes, que aceitam este tipo de resíduo. A maioria do lodo produzido, no entanto, é disposta sem qualquer critério técnico – no solo, em rios e até mesmo como adubo na agricultura – colocando em risco a saúde da população e a qualidade ambiental (ANDREOLI *et al*, 2007).

Pós-tratamento de efluentes de tanques sépticos

De acordo com a ABNT (NBR 7229/1993), um sistema de tanque séptico é um conjunto de unidades que se destinam a tratar e a dispor o esgoto, através da utilização de tanques sépticos como tratamento preliminar, seguido por unidades complementares de tratamento e/ou de disposição final de efluentes e lodo.

Assim, existem diversas alternativas de sistemas de tratamento de esgoto para pequenos municípios que podem ser utilizadas de forma individual ou coletiva. De acordo com a NBR 13969/1997, que dispõe sobre projeto, construção e operação de unidades complementares de tratamento e de disposição final de efluentes líquidos, as alternativas disponíveis para tratamento complementar, ou seja, após o esgoto receber um pré-tratamento em tanque séptico, são: filtro anaeróbio de leito fixo com fluxo ascendente; filtro aeróbio submerso; valas de filtração e filtros de areia; lodo ativado por batelada; e lagoa com plantas aquáticas. As alternativas para disposição final citadas pela norma são: vala de infiltração; canteiro de infiltração e de evapotranspiração; sumidouro.

O sumidouro assemelha-se a um poço absorvente, mas tem essa denominação quando recebe o efluente do tanque séptico ou outra unidade de tratamento para infiltração no solo, e não o esgoto bruto. Contudo, essa denominação não é consensual, e em algumas regiões do Brasil o sumidouro que recebe efluentes tratados pode ser chamado de poço absorvente e também, em casos mais raros, a fossa que recebe esgoto bruto é denominada de sumidouro. Advogamos que seria mais adequado reservar o termo "sumidouro" para quando o poço absorvente recebe efluentes de unidades de tratamento.

Evidentemente, não são apenas estas alternativas indicadas pela NBR 13969 as únicas viáveis para pós-tratamento de tanques sépticos. Os tanques sépticos podem anteceder os mais variados reatores para tratamento de esgotos quando conveniente, principalmente os de media e grande dimensão. Os filtros anaeróbios são sem dúvida uma das associações mais vantajosas para pós-tratamento dos efluentes dos tanques sépticos, mas não precisam ser necessariamente com fluxo ascendente, tampouco devemos remeter apenas aos modelos de filtros constantes na NBR 13969. Há de se considerar que as normas da ABNT sobre tanque séptico e disposição de seus efluentes já têm mais de dez anos e estão há tempo necessitando de uma revisão.

2.2 Disposição de esgoto em fossas e tratamento em tanque séptico no Brasil: histórico e situação atual

Não há dados confiáveis dos percentuais de uso de fossas absorventes e tanques sépticos no Brasil, embora se saiba que ambas alternativas são muito utilizadas em fun-

ção dos baixos índices de cobertura com rede de esgotos. No âmbito das pesquisas do PROSAB, encontrou-se em Natal uma indicação ainda não confirmada de que para cada tanque séptico se têm três ou quatro fossas, mas a estimativa realizada pelo PNAD (Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios) (IBGE, 2007) avalia que existem mais tanques sépticos do que fossas rudimentares entre as soluções de disposição local de esgotos.

Não se pode precisar quando se utilizou a primeira fossa absorvente para disposição de dejetos e despejos, mas certamente remonta aos primórdios da civilização. Os portugueses trouxeram a prática do uso de fossas absorventes para o Brasil na colonização, mas essa prática só difundiu-se com o advento das vilas e cidades mais populosas, no século 18. Igualmente, não se sabe quando começou a utilização das fossas químicas, mas sem dúvidas esta é uma alternativa bem mais moderna do que as fossas absorventes, e provavelmente só se popularizou na segunda metade do século 20. Quanto ao tanque séptico, há registros históricos bem precisos.

O tanque séptico foi concebido em 1872, na França, por Jean Louis Mouras. O invento de Mouras consistia em um tanque hermético no qual os esgotos entravam e saíam através de tubulações submersas na massa líquida, ambas na parte superior. Seu intuito era reter a matéria sólida contida nos esgotos, evitando que ela fosse obstruir o sumidouro ou colmatar e impermeabilizar o solo, dificultando a infiltração dos líquidos. Mouras percebeu que o volume de sólidos acumulado no tanque de alvenaria que havia idealizado e construído era muito menor do que ele havia imaginado. Mouras patenteou seu invento em 1881, depois que empreendeu uma série de experiências com a colaboração do abade Moigne. Provavelmente, o abade conhecia as então recentes descobertas de Pasteur, que já permitiam saber que a redução da matéria era devido à atividade bacteriana que produzia a liquefação e gaseificação dos sólidos orgânicos (ANDRADE NETO, 1997).

No Brasil, a aplicação pioneira parece ter sido um grande tanque construído em Campinas (SP) para o tratamento dos esgotos urbanos em 1892. Mas os tanques sépticos começaram a ser difundidos amplamente a partir da década de 1930.

Depois de 1963, no Brasil, a utilização de tanques sépticos tem sido orientada por normas da ABNT (NB 41-63, NBR 7229-82). Em 1989, iniciou-se uma revisão na NBR 7229-82. A comissão de revisão da ABNT decidiu pela ampliação e desmembramento da norma em três, tratando separadamente do tanque séptico, do pós-tratamento dos efluentes e da disposição de lodos. A primeira (NBR 7229, válida a partir de novembro de 1993), recebeu o título "Projeto, Construção e Operação de Sistemas de Tanques Sépticos". A segunda (NBR 13969, de setembro de 1997), tem como título "Tanques Sépticos - Unidades de Tratamento Complementar e Disposição Final dos Efluentes

Líquidos - Projeto, Construção e Operação". A terceira nova norma, a ser elaborada, abordará o tratamento e a disposição dos sólidos de tanques sépticos.

Antes da revisão das normas em 1989, referia-se ao tanque séptico como "fossa séptica", mas foi exatamente para diferenciar das fossas que ficou decidido que, a partir da revisão, as normas da ABNT denominariam "tanque séptico" para diferenciar a unidade de tratamento de esgotos de uma fossa. Ao longo deste livro, quando for citado "fossa/tanque séptico", entende-se como todos os tipos de sistema de fossa já descritos neste capítulo e, ainda, os tanques sépticos definidos pela norma NBR 7229/1993 da ABNT.

2.3 Dados de geração de lodo séptico no Brasil

De acordo com dados do IBGE, a população total brasileira estimada em 2007 era de 189,82 milhões de habitantes, com 83% desta população localizada em áreas urbanas, enquanto 17% restantes localizados na área rural.

Segundo levantamento, 42% dos domicílios brasileiros utilizam fossa/ tanque séptico como alternativa de tratamento dos seus efluentes, sendo aproximadamente 23% de tanques sépticos e 19% de fossas rudimentares. Este percentual corresponde a uma população aproximada de 79 milhões de pessoas.

Na área urbana, 57,4% da população já dispõe de rede coletora, sendo os índices mais elevados na região Sudeste, onde a cobertura com rede de coleta está na faixa de 83%. Da população não atendida com redes coletoras, 23,6% utilizam tanque séptico, o que corresponde a mais de 37 milhões de pessoas.

Já na região rural, apenas 5,3% da população residem em domicílios que dispõem de rede de coleta de esgoto, e 18,4% utilizam tanque séptico como solução para tratamento de esgoto. Do restante da população rural, 54,3% recorrem a soluções inadequadas para destinação dos efluentes domésticos, como fossas rudimentares, valas e despejo diretamente em corpos receptores, e os 22% restantes residem em moradias sem nenhum tipo de sistema de coleta e/ou tratamento de esgoto.

Tabela 2.1 >Estimativa da população atendida por tanques sépticos e fossas nas áreas urbana e rural

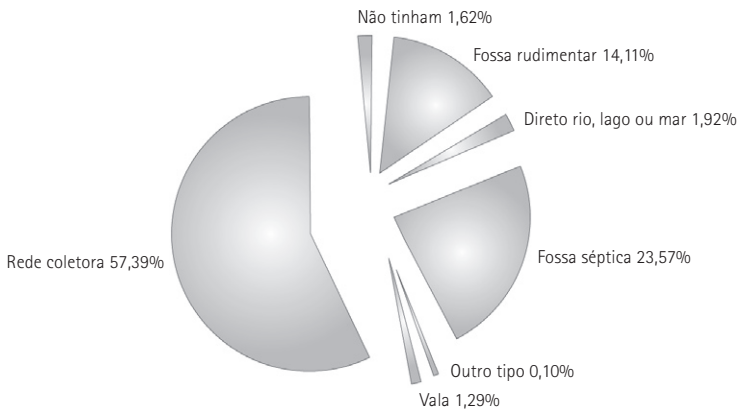
LOCAL	POPULAÇÃO (X 1.000)	TANQUES SÉPTICOS	POPULAÇÃO ATENDIDA POR TANQUES SÉPTICOS	FOSSAS RUDIMENTARES	POPULAÇÃO ATENDIDA POR FOSSAS RUDIMENTARES	POPULAÇÃO ATENDIDA POR TANQUES SÉPTICOS + RUDIMENTARES	TANQUE SÉPTICO + RUDIMENTAR
Urbana	158.453	23,57%	37.347.372	14,11%	22.357.728	59.705.090	37,68%
Rural	31.368	18,40%	5.771.712	45,32%	14.215.978	19.987.690	63,72%
Brasil	189.820	22,72%	43.119.084	19,27%	36.573.696	79.692.780	41,99%

FONTE: ADAPTADO DE IBGE (2007).

As Figuras 2.4A e 2.4B ilustram esses percentuais.

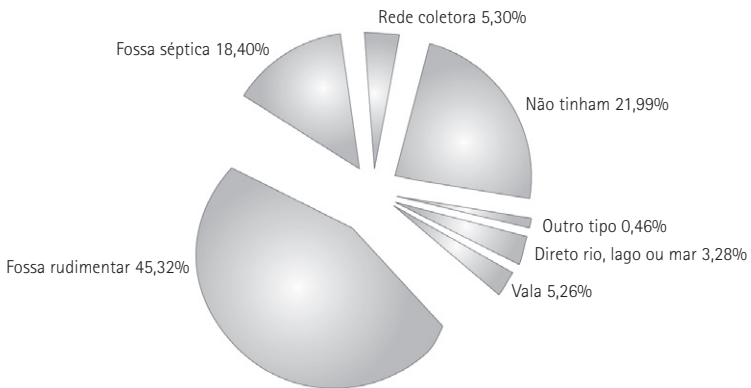
A utilização de fossas varia consideravelmente de região para região. A região Sudeste, que apresenta a maior cobertura por rede coletora de esgoto na área urbana, apresenta índices bem inferiores do que as demais regiões brasileiras para utilização de fossas sépticas e rudimentares, conforme ilustrado graficamente nas Figuras 2.5A e 2.5B.

Para o cálculo da estimativa da produção de lodo no Brasil, faz-se necessário considerar alguns dados adicionais constantes na NBR 7229/1993 e NBR 13969/1997, conforme Tabela 2.2.



FONTE: ADAPTADO DE IBGE (2007).

Figura 2.4A Tipologia do esgotamento sanitário na área urbana



FONTE: ADAPTADO DE IBGE (2007).

Figura 2.4B Tipologia do esgotamento sanitário na área rural

Tabela 2.2 > Contribuição diária de esgoto, lodo fresco e de carga orgânica de resíduo séptico

PRÉDIO	UNIDADE	CONTRIBUIÇÃO DE ESGOTO L.dia ⁻¹	CONTRIBUIÇÃO DE LODO FRESCO (L.dia ⁻¹)	CARGA ORGÂNICA DBO (g.d ⁻¹)
Ocupantes permanentes				
Residência				
Padrão alto	Pessoa	160	1,00	50
Padrão médio	Pessoa	130	1,00	45
Padrão baixo	Pessoa	100	1,00	40
Hotéis (exceto cozinha e lavanderia)	Pessoa	100	1,00	30
Alojamentos provisórios	Pessoa	80	1,00	30
Ocupantes temporários				
Fábricas em geral	Pessoa	70	0,30	25
Escritórios	Pessoa	50	0,20	25
Edifícios públicos ou comerciais	Pessoa	50	0,20	25
Escolas, Externatos e locais de longa permanência	Pessoa	50	0,20	20
Restaurantes e similares	Refeição	25	0,10	25
Cinemas, teatros e locais de curta permanência	Pessoa	2	0,02	1
Sanitários públicos *	Bacia sanitária	480	4,0	120

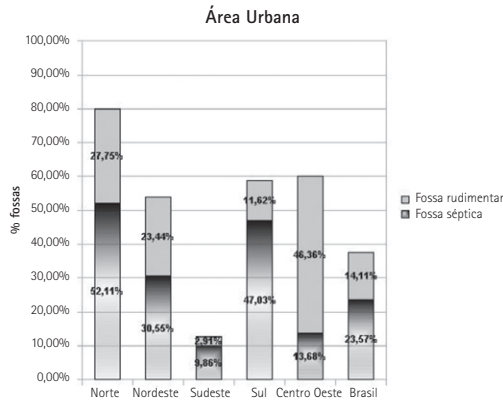
* APENAS DE ACESSO ABERTO AO PÚBLICO (ESTAÇÃO RODOVIÁRIA, FERROVIÁRIA, LOGRADOURO PÚBLICO, ESTÁDIO DE ESPORTES, LOCAIS PARA EVENTOS, ETC.).

FONTE: ADAPTADO DE ABNT (1993; 1997).

Considerando a população total brasileira e os dados apresentados na Tabela 2.2, calcula-se que a produção de lodo fresco é de aproximadamente 43 milhões de litros por dia, ou 43.000 m³ por dia. Se adicionarmos neste cálculo o volume de lodo produzido pelas fossas rudimentares, este valor sobe para 79.000 m³ por dia.

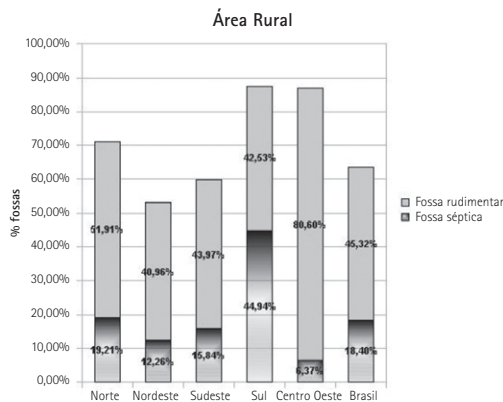
Deve-se ainda observar o valor indicado pela NBR 7229/1982 para o coeficiente de redução de volume por digestão, igual a 0,25, ou seja, o lodo digerido que se acumula na porção inferior da fossa séptica possui um volume quatro vezes menor do que o volume produzido de lodo fresco.

Existem algumas discussões a respeito deste valor para o coeficiente de redução de volume por digestão. Oliveira (1983 *apud* ANDRADE NETO *et al*, 1999) chegou a valores bem inferiores ao indicado pela norma. Em regiões de clima quente, seria possível considerar valores da ordem de 0,15, o que indica uma maior redução do volume por uma maior atividade microbiana.



FONTE: ADAPTADO DE IBGE (2007)

Figura 2.5A Porcentagem de fossas por região: Área Urbana



FONTE: ADAPTADO DE IBGE (2007)

Figura 2.5B Porcentagem de fossas por região: Área Rural

O cálculo para a produção de lodo, se considerarmos o volume de lodo digerido, o coeficiente de redução do volume igual a 0,25, e o lodo total produzido pelas fossas (séptico e rudimentar) resulta em uma produção diária de lodo igual a 19,75 mil m³ ou 7,2 milhões de m³ por ano.

Esta é a produção de lodo digerido na fossa. Sabe-se que, de uma forma geral, nas residências não é feito o esgotamento das fossas anualmente, principalmente nas áreas rurais e mais afastadas dos centros urbanos, onde, na maioria das vezes, se torna mais

fácil finalizar a atividade da fossa e construir outra fossa, especialmente no caso de fossas rudimentares.

Se considerássemos que todos estes usuários esgotassem o material da fossa anualmente, a geração de lodo digerido seria de 7,2 milhões de m³. Sabe-se, ainda, que, quando é realizado o esgotamento, todo o conteúdo é removido, deixando-se apenas uma pequena quantidade de lodo para a continuidade da ação das bactérias na digestão do lodo. A quantidade de lodo digerido, para o período de um ano, corresponde a aproximadamente 30% do volume total de uma fossa de tamanho mínimo sugerido pela NBR 7229/1993, de 1 m³. Assim, o volume que seria esgotado seria muito maior do que o valor calculado.

Referências bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 13969: Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997.

_____. NBR 7229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1993.

ANDRADE NETO, C.O. Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários: experiência brasileira. Rio de Janeiro: ABES, 1997.

ANDRADE NETO, C.O.; ALÉM SOBRINHO, P.; SOUZA MELO, H.N.; AISSÉ, M.M. Decanto-digestores: Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

ANDREOLI, C.V.; GARBOSSA, L.H.P.; LUPATINI, G.; PEGORINI, E.S. Wastewater sludge management: a Brazilian Approach. In: WASTEWATER BIOSOLIDS SUSTAINABILITY, 2007, Moncton, Moving Forward – Wastewater Biosolids Sustainability, 2007. p. 117-131.

HELLER, L.; CHERNICHARO, C.A.L. Tratamento e disposição final dos esgotos no meio rural. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL TENDÊNCIAS NO TRATAMENTO SIMPLIFICADO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS E INDUSTRIAIS. Anais... Belo Horizonte: DESA/UFGM 1996.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios: síntese de indicadores 2007. Rio de Janeiro. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/trabalhoerendimento/pnad2007/sintesepnad2007.pdf>. Acesso em 13 de abril, 2008.

JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. Tratamento de esgotos domésticos. – 4ª edição– Rio de Janeiro: ABES, 2005, 932p.

KALBERMATTEN, J.M; JULIUS, D.S; GUNNERSON, C.G. Appropriate technology for water supply and sanitation: technical and economic options. Washington: The World Bank, 1980.

MARA, D. Appropriate sanitation alternatives for low-income communities: a brief introduction. Washington: The World Bank, 1982.

PHILIPPI JÚNIOR, A. (Org.). Saneamento do meio. São Paulo, Fundacentro/Universidade de São Paulo, 1988.

SANEPAR. Projeto unifamiliar: construção, operação e manutenção das fossas sépticas. Manual técnico para as prefeituras municipais. Curitiba: Sanepar, 2005.

THE WORLD BANK. Water supply and waste disposal, poverty and basic needs series. Washington, 1980.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Decentralized systems technology fact sheet: septic tank systems for large flow applications. USA, 2000.

_____. Decentralized systems technology fact sheet: septage treatment/disposal. USA, 1999.

_____. Surface disposal of sewage sludge and domestic septage. USA, 1995.

3

Caracterização física, química e microbiológica do lodo de fossa/tanque séptico

Maria Del Pilar Durante Ingunza, Cícero Onofre de Andrade Neto, André Luis Calado Araújo, Marco Antonio Almeida de Souza, Sayonara Andrade de Medeiros, Nayara Batista Borges e Cinthia Monteiro Hartmann

3.1 Introdução

De forma geral, pode-se afirmar que os resíduos de fossa/tanque séptico não têm sido alvo habitual de pesquisas no âmbito do saneamento básico, embora sejam resíduos bastante importantes tanto do ponto de vista quantitativo, como descrito no Capítulo 2, quanto nos aspectos qualitativos. Destaca-se também o fato de os resíduos de fossas e tanques sépticos, usualmente esgotados por caminhões limpa-fossa, que causam enormes problemas ambientais e sanitários, não terem uma definição específica. Assim, na bibliografia existente sobre o assunto, esse tipo de resíduos é tratado em alguns casos como se fosse esgoto e, em outros como lodos, sendo também comum encontrar na literatura internacional referências a tais resíduos como lodos fecais devido à sua origem tipicamente doméstica, dentre outras formas de referência, o que dificulta bastante a revisão de dados em face da nomenclatura incerta.

Para estabelecer um referencial teórico, como forma de introdução à discussão dos dados qualitativos, nas Tabelas 3.1 e 3.2 são apresentados dados extraídos de referências bibliográficas nacionais e internacionais, respectivamente, referentes à caracterização de resíduos de fossa séptica. Os dados mostram grande variabilidade das concentrações físico-químicas dos resíduos cujas causas serão discutidas ainda neste capítulo.

Tabela 3.1 > Caracterização de resíduos de fossa/tanque séptico no Brasil

Referências	Sólidos totais (mg/L)	Sólidos totais voláteis (mg/L)	Sólidos sUSP/ EESCensos totais (mg/L)	Sólidos sUSP/ EESCensos voláteis (mg/L)	DBO (mg/L)	DOO (mg/L)	NTK (mg/L)	Amônia (mg/L)	Fósforo total (mg/L)	Óleos e graxas (mg/L)
Meneses <i>et al</i> (2001)	12.880	3.518	7.091	2.246	2.434	6.895	120	89	18	531
	(2.280-39.238)	(1.710-11.828)	(1.240-17.350)	(1.030-8.160)	(1.020-4.800)	(2.400-16.000)	(55-180)	(38-149)	(6-67)	(6-8.533)
Cassimí(2003)	9.550	6.172	6.896	5.019	2.808	10.383	-	116	45	1.588
	(516-33.292)	(224-18.454)	(145-27.500)	(79-18.000)		(528-29.704)		(36-278)	(7-216)	(18-6.982)
Rocha e Sant'anna (2005)	1.631	-	492	-	2.829	7.912	-	768	112	971
	(9-8.160)		(2-1.750)		(60-8.600)	(144-19.830)		(65-3.280)	(2-445)	(58-3.235)
Leite <i>et al</i> (2006)	9.267	4.868	-	-	1.863	9.419	-	-	-	588
	(745-44.472)	(304-21.445)			(499-4.104)	(1.363-25.488)				(24-3.639)
Tachini, Belli Filho e Pinheiro (2006)	49.593	29.685	37.731	-	11.424	23.835	-	-	-	-
	(655 - 162.660)	(300 - 106.960)	(215 - 134.000)		(230 - 47.200)	(474 - 56.000)				
Belli Filho <i>et al</i> (2007)	7.186	3.413	2.064	1.087	1.890	6.199	-	58	90	327

Tabela 3.2. Caracterização de resíduos de fossa/tanque séptico no mundo

REFERÊNCIAS	SÓLIDOS TOTAIS (MG/L)	SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS (mg/L)	SÓLIDOS SUSP/EES- CENSOS TOTAIS (mg/L)	SÓLIDOS SUSP/EES- CENSOS VOLÁTEIS (mg/L)	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	NTK (mg/L)	AMÔ- NIA (mg/L)	FÓS- FORO TOTAL (mg/L)	ÓLEOS E GRA- XAS (mg/L)	
Kolega <i>et al</i> (1977)	22.400	-	2.350	1.819	4.794	26.162	-	72	-	-	
Segall, Ott e Moeller (1979)	11.600	8.170	9.500	7.650	5.890	19.500	410	100	190	-	
Rubin (1991)	(15.000- 17.500)	-	-	-	-	9.900	-	-	-	-	
USEPA (1994)	34.106	23.100	12.862	9.027	6.480	31.900	588	97	210	5.600	
	(1.132 - 130.475)	(353 - 71.402)	(310 - 93.378)	(95 - 51.500)	(440 - 78.600)	(1.500 - 703.000)	(66 - 1.060)	(3 - 116)	(20 - 760)	(208 - 23.368)	
Strauss (1995)	EUA	40.000	25.000	15.000	-	7.000	15.000	700	150	250	-
	Jordânia	-	-	2.600	-	1.600	5.750	-	-	-	-
	Indonésia	47.000	-	-	-	-	24.400	644	-	54	-
	Tailândia	(15.000-25.000)	-	-	-	(2.500- 3.000)	(11.000- 51.000)	(280- 1.500)	-	-	-
	Filipinas	31.000	19.000	-	-	5.500	12.800	-	209	-	-
	Noruega	54.000	31.600	45.000	-	10.300	42.550	793	113	171	-
	Gana	-	-	-	-	680	8.100	-	-	-	-
Polprasert (1996)	34.106	23.100	12.862	-	6.480	31.900	588	97	210	-	
	(1132-130.475)	(353- 71.402)	(310- 93.378)	-	(440- 78.600)	(1.500- 703.000)	(66- 1.060)	(3 -116)	(20- 760)	-	
Koottatep <i>et al</i> (2007)	19.000	13.500	15.000	-	2.800	17.000	1.000	350	-	-	
	(2.200-67.200)	(900- 52.500)	(1.000- 44000)	-	(600 - 5.500)	(1.200- 76.000)	(300- 5.000)	(120- 1.200)	-	-	
Lens, Zeeman e Lettinga (2001)	-	-	(7.000- 100.000)	-	(2.000- 30.000)	(6.000- 90.000)	(200- 1.500)	(50- 150)	(40- 300)	-	
Ingallinella <i>et al</i> (2002)	-	-	10.644	5.105	1.189	5.918	215	152	39	-	
Ait (2003)	15.647	11.476	12.898	-	2.609	16.003	1.002	396	863	-	
	(2.202-67.200)	(848- 52.362)	(980- 43.633)	-	(630- 5.550)	(1.108- 76.075)	(344- 4.880)	(60- 1.200)	(0,4- 1.482)	-	
Metcalf & Eddy (1995)	40.000	-	7.091	2.246	2.434	6.895	120	89	18	531	
	(5.000 - 100.000)	-	(1.240- 17.350)	(1.030- 8.160)	(1.020- 4.800)	(2.400- 16.000)	(55- 180)	(38- 149)	(6-67)	(6- 8.533)	

3.2 Experiências do PROSAB na caracterização do lodo de fossa séptica

No presente capítulo, são apresentados e discutidos os resultados da caracterização de resíduos de fossas/tanques sépticos obtidos pelas instituições que participam do projeto "Lodo de fossa séptica: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final", desenvolvido pelo Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) Edital 5, Tema 6.

Metodologia de amostragem empregada

O desenvolvimento da pesquisa foi dividido em duas etapas:

Na primeira etapa, os resíduos dos sistemas individuais foram caracterizados com base em coletas aleatórias, compostas pela amostragem durante a descarga dos caminhões limpa-fossa nos pontos de recepção das estações de tratamento de esgoto (ETE);

Durante a segunda etapa, foram realizadas coletas *in loco* compostas pela amostragem de sistemas individuais pré-definidos e de procedência conhecida através da coleta de amostras, utilizando-se o caminhão limpa-fossa ou amostrador específico para este fim. Cada sistema desta etapa foi analisado duas vezes, sendo a segunda coleta realizada em torno de seis meses após a primeira.

Os procedimentos específicos adotados por cada instituição são descritos a seguir.

FAE/SANEPAR

Foi adotado o mesmo procedimento para as caracterizações aleatória e *in loco*. A coleta aleatória foi realizada em caminhões limpa-fossa junto à entrada da unidade ETE Belém no Município de Curitiba (PR). No ponto de descarga, foi instalado um amostrador composto de grade, calha Parshall e duas comportas para controle da vazão (Figura 3.1) que subdividiam as amostras para a entrada da ETE e para o adensador de resíduos utilizado durante a pesquisa.

As amostras eram compostas por dez alíquotas de 500 mL coletadas no amostrador durante as descargas dos caminhões, totalizando em uma amostra composta por 5 L. Quando a quantidade de material esgotado pelo caminhão era muito pequena, as amostras foram coletadas diretamente do caminhão por gravidade.

Para permitir a obtenção de amostras íntegras na caracterização *in loco*, adotou-se o procedimento de coleta individual, ou seja, o caminhão amostrado só continha o material esgotado do sistema visitado. Além disso, o caminhão era limpo antes da coleta. As amostras também eram tomadas durante a descarga dos resíduos no amostrador por meio do mesmo procedimento da amostragem aleatória.



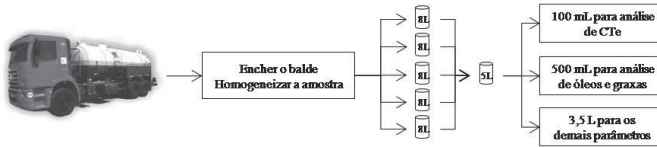
FORNTE: FAE/SANEPAR

Figura 3.1 Vistas do amostrador utilizado para receber os resíduos esgotados pelos caminhões limpa-fossa na ETE Belém (Sanepar)

UFRN/LARHISA

A caracterização aleatória foi realizada com os resíduos coletados semanalmente, em dias alternados, durante as descargas de cinco caminhões limpa-fossa no ponto de recepção de resíduos da ETE de uma das empresas imunizadoras atuantes na região metropolitana de Natal (RN). Ao longo da descarga, foram coletadas cinco alíquotas de 8 L, sendo retirado um litro de cada uma para fazer uma amostra composta por 5 L, considerada mais representativa de todo o conteúdo proveniente dos caminhões (Figura 3.2). A amostra composta era então subdividida e enviada ao laboratório para análise. Toda alíquota só era obtida após intensa homogeneização. Durante cada amostragem, aplicou-se um questionário aos funcionários da empresa com o objetivo de levantar dados relevantes sobre a procedência da amostra.

A caracterização *in loco* foi realizada através de coletas específicas em domicílios unifamiliares da cidade de Natal (RN). De acordo com a agenda de esgotamentos da imunizadora, a equipe de coleta acompanhava o caminhão responsável pelo esgotamento até a residência onde foi feita a amostragem através do amostrador de coluna (Figura 3.3), idealizado e executado pelos pesquisadores do LARHISA/UFRN (ANDRADE NETO, 2008).



FONTE: UFRN

Figura 3.2 Procedimento de coleta: amostragem aleatória

No local, abria-se o sistema individual a ser esgotado e coletava-se uma amostra através da inserção cuidadosa do amostrador. Ao atingir o fundo do sistema, a abertura do amostrador era travada e uma amostra de toda a coluna líquida era obtida. A aplicação deste dispositivo proporcionava a coleta fiel de uma amostra representativa do sistema, que é capaz de coletar tanto a massa líquida quanto o sedimento e a espuma presentes no mesmo.



FONTE: UFRN

Figura 3.3 Procedimento de coleta: amostragem *in loco*

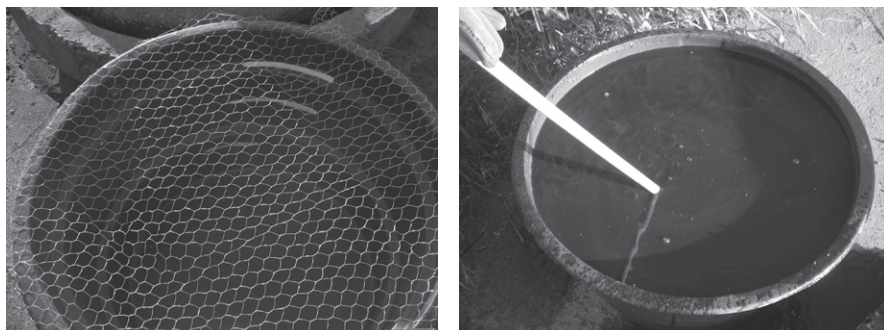
UNB/CAESB

As coletas para a caracterização aleatória e *in loco* foram realizadas durante a descarga de caminhões limpa-fossa na ETE B Norte. Para o primeiro caso, os caminhões eram definidos aleatoriamente, enquanto para o segundo o caminhão limpa-fossa, realizava o esgotamento, em fossas pré-selecionadas.

Durante a descarga dos caminhões, diretamente do mangote, eram coletadas três alíquotas de 50 L, sendo uma no início, uma no meio e outra no final da descarga. Essas

alíquotas eram armazenadas em um reservatório de fibra de vidro (Figura 3.4) e, após a homogeneização, eram coletados 4 L que eram enviados para análise.

Para garantir a remoção dos sólidos grosseiros, instalou-se uma tela de arame, com abertura de aproximadamente 1,5 cm, sobre o reservatório de fibra de vidro que re-



FONTE: UNB

Figura 3.4

Detalhe do reservatório com tela utilizado para armazenar as amostras durante a coleta

cebia as alíquotas que compunham a amostra composta do caminhão. A coleta da amostra era realizada após a homogeneização mecânica. Esse procedimento foi adotado somente para as amostras da caracterização *in loco*.

USP/EESC/EESC

A caracterização aleatória dos resíduos foi feita através do acompanhamento do descarte dos resíduos de caminhões limpa-fossa na central de recebimento de resíduos da ETE Piçarrão, Campinas (SP) (Figura 3.5).

A amostra representativa de cada caminhão limpa-fossa foi obtida após a homogeneização de três alíquotas coletadas durante a descarga dos resíduos na ETE. Além da caracterização realizada pela equipe do projeto, a Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento (Sanasa) forneceu alguns dados sobre a caracterização de outras amostras de resíduos descatados por caminhões limpa-fossas na central de recebimento da ETE Piçarrão.

Na caracterização *in loco*, o caminhão limpa-fossa esgotava o sistema que estava sendo estudado e descartava o material em um tanque localizado na ETE do Campus da USP/EESC/EESC em São Carlos (SP) (Figura 3.6). Para se obter a amostra composta, foram instalados seis registros em diferentes alturas. Essa adaptação permitiu a realização da

amostragem de acordo com a quantidade de lodo descarregado. A amostra representativa de cada caminhão foi composta por alíquotas retiradas proporcionalmente nas diferentes alturas do tanque.

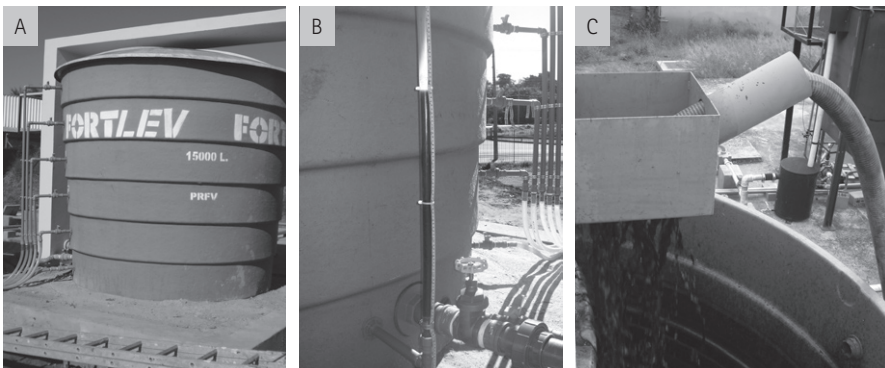
A fim de se saber o volume de lodo descarregado pelo caminhão, foi instalado piezômetro na lateral do tanque de recebimento, o que permite saber a que altura se encontrava o lodo. Por fim, devido à possibilidade de haver materiais grosseiros com dimensões relativamente grandes, instalou-se uma peneira, sobre a qual era descarregado o lodo antes de adentrar ao tanque.

O material foi encaminhado ao laboratório e, depois de homogeneizado, obteve-se uma amostra representativa.



FONTE: USP/EESC

Figura 3.5 Central de recebimento de resíduo da Sanasa, Campinas (SP)



FONTE: USP/EESC

Figura 3.6 Instalações feitas no tanque de recebimento registros para coletas (A) piezômetro (B) e peneira (C)

Análises laboratoriais

Todas as análises qualitativas foram realizadas de acordo com a Tabela 3.3, com base no *Standard methods for the examination of water and wastewater* (APHA/AWWA/WEF, 2000), com exceção dos ovos de helmintos.

Tabela 3.3 > Ensaio de caracterização qualitativa das amostras

PARÂMETRO	METODOLOGIA ADOTADA
pH	Potenciométrico
Demanda química de oxigênio (DQO)	Titulação - Digestão por refluxação fechada
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	Iodometria - Frascos padrões
Nitrogênio orgânico	Espectrofotométrico - Digestão e destilação seguidas de nesslerização direta
Amônia total	Espectrofotométrico - Destilação em Macro-Kjeldahl seguida de Nesslerização Direta
Alcalinidade total	Titulação potenciométrica
Óleos e graxas	Gravimétrico - extração com éter de petróleo
Sólidos totais	Gravimétrico - secagem a 105°C
Sólidos totais fixos e voláteis	Gravimétrico - ignição 500 a 550°C
Sólidos sUSP/EES Censos totais	Gravimétrico - filtração (0,45µm poro) e secagem a 103-105°C
Sólidos sUSP/EES Censos fixos e voláteis	Gravimétrico - filtração (0,45µm poro) e ignição a 500-550°C
Sólidos sedimentáveis	Visualização em cone <i>Imhoff</i>
Coliformes totais e termotolerantes	Membrana filtrante Tubos múltiplos
Ovos de helmintos	<i>Bailenger</i> modificado - Ayres e Mara (1996)
Fósforo total	Espectrofotométrico - Digestão ácida
Metais	Espectrometria por absorção atômica

Resíduos de fossa/tanque séptico

Definição

A matéria removida de sistemas de disposição local de esgotos, também conhecidos como sistemas estáticos ou sistemas individuais, seja uma fossa rudimentar ou tanque séptico mais bem projetado e construído, é uma mistura de esgotos e lodo, que não apresenta as características típicas dos esgotos nem do que se conhece normalmente como lodo na terminologia da Engenharia Sanitária. Portanto, carece de definição própria.

Nas fossas/tanques sépticos, parte do lodo decanta e sedimenta no fundo, e outra parte flota, formando a espuma, ou lodo flotante. Na parte intermediária, situa-se o esgoto, que pode ocupar proporções distintas do volume do reator em função de vários fatores de forma e sobretudo das condições operacionais, mas sempre está presente. Quando a fossa ou o tanque séptico é esgotado, geralmente remove-se todo o seu conteúdo, e não apenas o lodo decantado. Portanto, na verdade, o conteúdo dos caminhões limpa-fossa que esgotaram pequenos sistemas locais de disposição de esgotos é uma mistura de esgoto e lodo que, às vezes, tem características mais próximas das dos esgotos concentrados e outras mais próximas das características de lodo de ETE, mas não tão próximas a ponto de ser caracterizado como tal, por isso há a necessidade de se buscar uma denominação própria.

Por ocasião da formação da Rede do tema 6 do Edital 5 do PROSAB, adotou-se o termo "lodo de fossa", mas durante o desenvolvimento das pesquisas foi constatado que o conteúdo das fossas/tanques sépticos, e sobretudo do material esgotado pelos caminhões limpa-fossa, não tem as características típicas de lodo, e não pode ser denominado como tal. Se denominarmos o conteúdo dos carros limpa-fossa de "lodo de fossa", como denominaremos o lodo decantado nas fossas e tanques sépticos, que tem características diferentes e é de fato outra coisa? Na operação de tanques sépticos de grande volume, em alguns poucos casos, se faz a remoção apenas do lodo decantado e parte do esgoto permanece no reator. Somente nesse caso, o resíduo esgotado é realmente o lodo.

Quanto à tecnologia para condicionamento desses resíduos, as pesquisas do PROSAB mostraram que não se podem aplicar técnicas de condicionamento da mesma forma que são utilizadas para o tratamento de esgotos ou para o adensamento, tratamento ou desidratação de lodo. Isso porque, geralmente, apresentam grandes diferenças na umidade, na densidade de sólidos e na relação DQO/DBO (digeribilidade e estabilidade), que exige etapas complementares próprias para o condicionamento. Portanto, também por este motivo não se deve denominar "lodo" os resíduos esgotados de sistemas de disposição local de esgotos, para que não pareça que podem ser tratados ou condicionados para destino final como lodo proveniente de ETE. Ademais, o conteúdo dos caminhões limpa-fossa tem enorme variação qualitativa em comparação a esgoto ou lodo de ETE.

O que interessa é definir uma boa denominação para os resíduos esgotados de fossas/tanques sépticos por caminhões limpa-fossa, que são levados a estações de tratamento de esgotos, ou a estações de tratamento específicas para esse tipo de resíduos, quando não são lançados nos corpos d'água ou no solo, causando problemas ambientais e sanitários.

Podem-se propor siglas, como: RESTI (Resíduos Egotados de Sistemas de Tratamento Individuais de Esgotos) (RATIS, 2009); RESIDE (Resíduos Egotados de Sistemas Individuais de Disposição de Esgoto); RESDLE (Resíduos Egotados de Sistemas de Dispo-

sição Local de Esgoto); EROSS (*Emptying residues of on site sewage disposal systems*); ou RSDLE (Resíduos de Sistemas de Disposição Local de Esgoto).

Também se pode manter a denominação "lodo de fossa" como nome de fantasia, desde que fique bem claro que esse possui características próprias e não é exatamente lodo. Mas seria mais apropriado chamar simplesmente "resíduos de fossas" ou "resíduos esgotados de fossas".

Resultados da pesquisa

Tratamento estatístico

Inicialmente, os dados foram submetidos à análise estatística básica (estatística descritiva) sendo obtidos valores de tendência central (média, média geométrica, mediana e moda) e valores de dispersão (desvio padrão, limites de confiança, variância, quartis e faixa de variação). Devido à grande dispersão dos resultados, foram excluídos valores extremos, considerados os resultados superiores ao valor da média aritmética acrescido de três vezes o valor do desvio padrão de cada grupo (valores acima do limite superior de 99% de confiança). Esse tratamento preliminar não foi aplicado aos parâmetros biológicos, pois foram analisados em um número restrito de amostras.

Mesmo após a exclusão dos valores extremos, ficou evidente a ocorrência de grande variação nas concentrações de todas as variáveis monitoradas, exceto pH e temperatura. Vale salientar que, para todos os pontos amostrados, os valores dos desvios padrões foram muito superiores aos valores das médias aritméticas, confirmando a dispersão dos dados. Outra característica importante foi a significativa diferença entre os valores das médias aritméticas em relação às médias geométricas e medianas, as quais apresentaram valores mais próximos, indicando provável ausência de normalidade dos dados.

Com o objetivo de verificar a normalidade dos dados, foram realizados testes estatísticos específicos (Kalmogorov-Smirnov e Shapiro-Wilk's) juntamente com as interpretações gráficas através de histogramas de frequência e distribuição normal de probabilidade. Analisando-se os resultados, foi confirmada a falta de ajuste dos dados à distribuição normal ($p < 0,05$), comportamento considerado característico para todas as variáveis. Também se observou que a maior quantidade de resultados se concentrou nas classes inferiores de frequência, indicando a ocorrência de assimetria, o que pode ter contribuído para o aumento das médias aritméticas, que são mais influenciadas por valores extremos.

O tratamento de dados foi apresentado através do resumo da estatística descritiva dos grupos para cada tipo de caracterização. Devido à alta variabilidade dos dados obtidos, com distribuição não normal, optou-se pelo emprego da mediana como medida de tendência central representada nos gráficos elaborados nas subseções de análise da influência de variáveis para a caracterização dos resíduos estudados.

Resultados da caracterização aleatória

Esta subseção é composta pelos resultados das amostras coletadas pelas instituições FAE/SANEPAR, UFRN/LARHISA, UNB/CAESB/CAESB e USP/EESC/EESC, utilizando-se o procedimento de coleta de alíquotas dos resíduos descartados pelos caminhões limpa-fossa na entrada da ETE ou ETRF. Os resultados físico-químicos são apresentados na Tabela 3.4.

Tabela 3.4 > Estatística descritiva dos resultados físico-químicos da caracterização aleatória

	pH	ALCALINIDADE (mgCaCO ₃ /L)	CONDUTIVIDADE (µS/cm)	DBO (mg/L)	DOO (mg/L)	N AMONÍACAL (mgNH ₃ -N/L)	NTK (mgN/L)	FÓSFORO TOTAL (mgPO ₄ /L)	ÓLEOS E GRAXAS (mg/L)	ST ⁽¹⁾ (mg/L)	STV ⁽²⁾ (mg/L)	SST ⁽³⁾ (mg/L)	SSV ⁽⁴⁾ (mg/L)	S Sed ⁽⁵⁾ (ml/L)	
FAE/SANEPAR	N	22	21	22	21	21	22	22	21	22	22	12	12	21	
	Mínimo	5,1	132	805	137	700	33	50	4	130	1051	687	566	500	2
	Máximo	8,4	1618	2800	6280	24600	264	1211	459	7037	38000	33628	19750	15266	600
	Média	7,2	773	1636	2734	11219	124	444	132	1908	12116	7891	6656	4361	145
	Mediana	7,3	743	1480	2396	9300	90	400	103	1508	8208	5612	5042	2786	110
	DP	0,7	318	635	1747	6768	76	318	111	1768	9064	7311	6306	4440	134
CV	9,1	41	39	64	60	62	72	84	93	75	93	95	102	92	
UFRN/LARHISA	N	125	123	122	62	116	118	121	-	118	122	122	114	113	121
	Mínimo	4,2	0	231	89	212	3	23	-	2	399	233	134	120	0
	Máximo	8,3	2051	11270	14242	23492	277	511	-	6419	28590	22146	22276	16050	825
	Média	6,6	471	1193	2176	4205	75	129	-	613	6508	4368	3891	2776	136
	Mediana	6,7	387	957	955	3434	62	93	-	146	3489	2456	2021	1460	67
	DP	0,8	338	1275	2859	4303	52	100	-	1115	7266	4925	4918	3586	175
CV	12,1	72	107	131	102	70	78	-	182	112	113	126	129	129	
UNB/CAESB	N	15	15	-	-	13	13	11	14	-	8	7	8	7	15
	Mínimo	5,9	79	-	-	108	11	53	0	-	715	133	574	257	0
	Máximo	7,9	1450	-	-	6932	98	473	52	-	45555	31097	35853	24047	450
	Média	7,1	390	-	-	1281	51	160	14	-	10214	7368	6395	4996	70
	Mediana	7,1	271	-	-	487	54	90	8	-	1504	1263	1010	1015	4
	DP	0,6	371	-	-	1911	26	149	16	-	16274	11497	12125	8600	129
CV	8,0	95	-	-	149	51	93	118	-	159	156	190	172	185	
USP/EESC/EESC	N	31	18	-	30	32	20	8	18	23	30	29	29	28	28
	Mínimo	6,0	219	-	76	162	-	-	17	7	695	214	200	48	1
	Máximo	7,5	878	-	7413	22445	-	-	73	2803	27932	21152	19280	11032	250
	Média	6,9	477	-	1524	4491	-	-	39	345	5216	3053	3257	1749	50
	Mediana	7,0	461	-	666	1663	-	-	37	137	1712	790	900	489	13
	DP	0,4	174	-	2148	6489	-	-	16	610	7803	5325	5465	3115	78
CV	5,7	36	-	141	145	-	-	40	177	150	174	168	178	155	

⁽¹⁾ST: SÓLIDOS TOTAIS; ⁽²⁾STV: SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS; ⁽³⁾SST: SÓLIDOS SUSP/ESCENSOS TOTAIS; ⁽⁴⁾SSV: SÓLIDOS SUSP/ESCENSOS VOLÁTEIS; ⁽⁵⁾S SED: SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS.

Observando-se os resultados apresentados na Tabela 3.4, fica evidente a grande faixa de variação das concentrações de todas as variáveis avaliadas. Ao se avaliarem os resultados, é preciso considerar que essas variações são inerentes a esse tipo de resíduo uma vez que são provenientes de diferentes unidades físicas (tanques sépticos, fossas, sumidouros, etc.), diferentes contribuintes (residências, restaurantes, hospitais, etc.) e são mantidos e operados de formas diferentes. Além disso, os procedimentos de esgotamento variam muito entre as empresas. Os valores medianos de DBO, por exemplo, variaram de 666 mg/L, na USP/EESC/EESC, até 2.400 mg/L na FAE/SANEPAR.

As Tabelas 3.5 e 3.6 destacam os resultados das concentrações de ovos de helmintos viáveis e de coliformes termotolerantes, respectivamente.

Tabela 3.5 > Concentrações de ovos de helmintos viáveis na caracterização aleatória

	N	MÍNIMO	MÁXIMO	MÉDIA	MEDIANA	DP	CV
FAE/SANEPAR	5	8,16	25.173,82	5.052,64	20,53	11.248	222
UFRN/LARHISA	86	0	59,36	1,70	0	7,25	426

DP: DESVIO PADRÃO; CV: COEFICIENTE DE VARIÂNCIA; N: NÚMERO DE AMOSTRAS

A FAE/SANEPAR analisou a concentração de ovos de helmintos em cinco amostras (23% das amostras analisadas), sendo que em todas foi verificada a presença de ovos viáveis com média em torno de 5.000 ovos/L (Tabela 3.5). Com relação à UFRN/LARHISA, setenta das oitenta e seis amostras analisadas apresentavam ovos de helmintos. No entanto, apenas dezenove amostras da UFRN/LARHISA (22%) apresentaram ovos viáveis, com média de apenas 1,7 ovos/L.

Tabela 3.6 > Concentrações de coliformes termotolerantes da caracterização aleatória da UFRN

	N	MÍNIMO	MÁXIMO	MÉDIA	MEDIANA	DP	CV
Coliformes termotolerantes (UFC/100 mL)	84	1,00E+06	8,50E+08	3,99E+07	1,43E+07	1,04E+08	260

DP: DESVIO PADRÃO; CV: COEFICIENTE DE VARIÂNCIA

As amostras da UNB/CAESB apresentaram coliformes totais variando de $1,1E + 05$ NMP/100 mL a valores superiores a $2,4E + 07$ NMP/100 mL, sendo que 64% delas apresentaram valores superiores a $2,4E+07$ NMP/100 mL. Com relação aos coliformes termotolerantes, observaram-se valores que variaram de $7,5E+04$ NMP/100 mL a valores superiores a $2,4E+07$ NMP/100 mL, sendo que 67% apresentaram valores superiores a $2,4E+07$ NMP/100 mL. A concentração de coliformes termotolerantes (CTe) nas doze amostras analisadas pela UNB/CAESB variou de $7,5E+04$ NMP/100 mL a valores superiores a $2,4E+07$ NMP/100 mL (67% das amostras apresentaram valores superiores a $2,4E+07$ NMP/100 mL).

Na UFRN/LARHISA, a mediana de coliformes foi de 1,43E+07 NMP/100 mL (Tabela 3.6), valor típico de esgoto doméstico bruto. Este é também um resultado surpreendente, pois eram de se esperar concentrações de CTe bem mais altas em resíduos com concentrações de sólidos e matéria orgânica muito maiores do que as encontradas no esgoto. Portanto, há também indicação de decaimento mais significativo de CTe nas fossas do que se esperava e, sem dúvidas, este resultado também merece ser mais bem investigado.

Na Tabela 3.7, são apresentados os dados de metais. De forma geral, pode-se observar que os valores dos metais estudados apresentam grande variabilidade, inerente aos resíduos de fossa/tanque séptico.

Tabela 3.7 > Concentrações de metais na caracterização aleatória (ppm)

		N	MÍNIMO	MÁXIMO	MÉDIA	MEDIANA	DP	CV
Alumínio	FAE/SANEPAR	-	-	-	-	-	-	-
	UFRN	102	0,00	255,50	31,73	15,53	45	142
	USP/EESC	-	-	-	-	-	-	-
Arsênio	FAE/SANEPAR	7	0,00	70,52	11,59	2,69	26	224
	UFRN	-	-	-	-	-	-	-
	USP/EESC	-	-	-	-	-	-	-
Bário	FAE/SANEPAR	7	67,36	1.974,61	407,39	134,82	696	171
	UFRN	-	-	-	-	-	-	-
	USP/EESC	-	-	-	-	-	-	-
Selênio	FAE/SANEPAR	7	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-
	UFRN	-	-	-	-	-	-	-
	USP/EESC	-	-	-	-	-	-	-
Molibdênio	FAE/SANEPAR	7	0,00	4,43	1,45	0,00	2	130
	UFRN	-	-	-	-	-	-	-
	USP/EESC	-	-	-	-	-	-	-
Mercúrio	FAE/SANEPAR	7	0,75	37,38	7,91	1,66	14	171
	UFRN	-	-	-	-	-	-	-
	USP/EESC	-	-	-	-	-	-	-
Cádmio	FAE/SANEPAR	2	1,07	2,49	1,78	1,78	1,00	56
	UFRN	103	0,00	0,30	0,03	0,01	0,05	174
	USP/EESC	19	0,03	0,10	0,05	0,04	0,02	31
Cobalto	FAE/SANEPAR	-	-	-	-	-	-	-
	UFRN	103	0,00	0,60	0,06	0,04	0,10	160
	USP/EESC	-	-	-	-	-	-	-

Cobre	FAE/SANEPAR	7	47,23	1.798,30	341,41	101,93	643	188
	UFRN	100	0,00	199,00	4,01	0,90	20	502
	USP/EESC	19	0,05	6,08	0,82	0,16	2	204
Chumbo	FAE/SANEPAR	7	15,48	119,89	42,84	25,56	40	94
	UFRN	103	0,00	8,90	0,38	0,10	0,95	252
	USP/EESC	19	0,23	0,78	0,42	0,40	0,17	40
Cromo	FAE/SANEPAR	7	14,81	476,02	88,60	28,44	171	193
	UFRN	103	0,00	2,75	0,36	0,20	0,47	130
	USP/EESC	19	0,11	0,41	0,20	0,16	0,10	49
Ferro	FAE/SANEPAR	-	-	-	-	-	-	-
	UFRN	102	0,86	194,50	28,74	9,45	41	143
	USP/EESC	19	4,77	270,80	40,71	18,94	63	155
Manganês	FAE/SANEPAR	-	-	-	-	-	-	-
	UFRN	103	0,00	4,13	0,54	0,21	0,86	160
	USP/EESC	19	0,08	5,31	0,58	0,18	1,20	205
Níquel	FAE/SANEPAR	3	14,77	25,54	19,51	18,21	6	28
	UFRN	103	0,00	1,50	0,19	0,10	0,26	136
	USP/EESC	19	0,10	0,48	0,19	0,15	0,10	54
Prata	FAE/SANEPAR	-	-	-	-	-	-	-
	UFRN	103	0,00	0,37	0,03	0,00	0,06	183
	USP/EESC	19	0,00	0,19	0,02	0,01	0,04	176
Zinco	FAE/SANEPAR	7	118,47	6.928,77	1.666,12	840,40	2.373	142
	UFRN	102	0,21	39,50	5,82	3,11	8	134
	USP/EESC	19	0,20	7,06	1,32	0,42	2	134

DP: DESVIO PADRÃO; CV: COEFICIENTE DE VARIÂNCIA

Assim, as maiores concentrações de metais encontradas correspondem ao zinco, que apresenta um valor mediano máximo de 840 mg/Kg (FAE/SANEPAR), enquadrando-se na faixa de variação deste metal citada na literatura para resíduos de fossa séptica: de 100 a 1.000 mg/L (METCALF & EDDY, 1995).

De acordo com a FAE/SANEPAR, na caracterização aleatória, algumas amostras apresentaram valores superiores aos limites aceitos pela legislação 375 do CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente (2006) para cinco parâmetros: arsênio, cobre, zinco, bário e mercúrio.

A FAE/SANEPAR avaliou o potencial agrônômico dos resíduos de fossa séptica (Tabela 3.8).

Tabela 3.8 > Valores agrônômicos dos resíduos de fossa na caracterização aleatória

	N	MÍNIMO	MÁXIMO	MÉDIA	MEDIANA	DP	CV
Mg (g/Kg)	7	3,11	63,82	13,28	4,85	22	168
Ca (g/Kg)	7	13,61	290,48	61,57	19,9	102	165
S (g/Kg)	7	1,2	53,07	9,07	1,93	19	214
P (g/Kg)	7	4,03	133,29	28,32	7,4	47	167
Na (g/Kg)	7	2,7	299,72	55,74	6,99	109	196
K (g/Kg)	7	1,48	59,94	12,61	2,4	21	170

DP: DESVIO PADRÃO; CV: COEFICIENTE DE VARIÂNCIA

De acordo com os resultados apresentados, observa-se que todos os parâmetros agrônômicos avaliados superaram os valores encontrados na caracterização de lodo de estação de tratamento de esgoto tanto aeróbio quanto anaeróbio.

Caracterização *in loco* dos sistemas de disposição de esgotos

A caracterização *in loco* foi realizada em duas etapas (coletas), sendo uma delas feita na primeira visita da equipe ao local pré-definido e outra aproximadamente seis meses após a primeira coleta. Os resultados da caracterização físico-química estão apresentados nas Tabelas 3.9 (primeira coleta) e 3.10 (segunda coleta).

Tabela 3.9 > Estatística descritiva dos resultados da caracterização *in loco* dos Sistemas de Disposição de esgotos referentes à primeira coleta (Fase I)

	pH	ALCALINIDADE (mgCaCO ₃ /L)	CONDUTIVIDADE (µS/cm)	DBO (mg/L)	DOO (mg/L)	N AMONÍACAL (mgN/L)	NTK (mgN/L)	FÓSFORO TOTAL (mgP/L)	ÓLEOS E GRAXAS (mg/L)	ST ¹ (mg/L)	STV ² (mg/L)	SST ³ (mg/L)	SSV ⁴ (mg/L)	S Sed ⁵ (mL/L)
FAE	N	12,0	12	12	11	12	12	12	11	12	12	10	10	12
	Mínimo	5,5	271	403	288	1.500	18	70	18	1.120	1.723	950	200	98
	Máximo	7,9	5.684	3.810	6.050	137.600	1.176	2.496	960	8.330	147.637	104.048	32.700	19.500
	Média	6,9	1.393	1.828	3.206	35.748	254	757	341	3.536	40.747	23.289	10.202	5.081
	Mediana	7,0	848	1.560	2.961	21.290	179	606	281	2.370	20.645	13.355	7.150	3.845
	DP	0,7	1.662	1.147	1.843	39.627	319	746	243	2.451	48.225	29.650	10.616	5.904
	CV	9,8	119	63	57	111	126	98	71	69	118	127	104	116
UFRN	N	33,0	33	33	-	32	32	32	20	29	30	30	30	33
	Mínimo	6,1	231	224	-	82	23	73	10	537	149	198	143	5
	Máximo	8,1	2.516	1.841	-	63.900	240	719	260	288	93.333	47.836	43.367	26.880
	Média	6,9	909	811	-	12.929	106	284	53	91	15.662	10.478	11.903	7.524
	Mediana	6,7	679	716	-	8.631	97	205	29	93	7.964	6.107	6.509	5.603
	DP	0,5	594	436	-	15.026	55	187	56	81	19.337	11.383	11.900	7.170
	CV	7,2	65	54	-	116	51	66	107	88	123	109	100	95
UNB	N	9,0	9	-	-	8	8	9	7	-	8	8	7	7
	Mínimo	5,5	250	-	-	5.030	37	135	6	-	2.955	970	2.453	247
	Máximo	7,8	1.650	-	-	13.203	508	1.020	71	-	14.110	9.933	9.745	8.106
	Média	6,8	662	-	-	9.384	138	369	29	-	7.213	4.694	5.916	4.153
	Mediana	7,0	590	-	-	9.131	97	338	31	-	7.330	4.347	4.313	2.787
	DP	0,8	424	-	-	2.723	155	266	22	-	4.066	3.055	3.228	3.131
	CV	11,8	64	-	-	29	113	72	77	-	56	65	55	75
USP/EESC	N	7,0	7	-	-	7	6	7	7	7	7	6	6	7
	Mínimo	6,6	184	-	-	1.988	87	132	7	183	1.700	1.179	1.129	848
	Máximo	7,6	1.221	-	-	22.372	261	1.994	215	2.257	21.420	10.209	15.178	8.960
	Média	7,1	662	-	-	9.536	177	591	73	955	7.573	4.845	5.509	3.487
	Mediana	7,1	599	-	-	4.715	173	351	49	375	2.561	1.934	2.030	1.540
	DP	0,4	359	-	-	8.450	74	659	80	908	7.458	4.229	6.102	3.594
	CV	5,3	54	-	-	89	41	111	110	95	98	87	111	103

¹ST: SÓLIDOS TOTAIS; ²STV: SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS; ³SST: SÓLIDOS SUSP/EESCENSOS TOTAIS; ⁴SSV: SÓLIDOS SUSP/EESCENSOS VOLÁTEIS; ⁵S SED: SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS.
 DP: DESVIO PADRÃO; CV: COEFICIENTE DE VARIÂNCIA

Tabela 3.10 > Estatística descritiva dos resultados da caracterização *in loco* dos Sistemas de Disposição de esgotos, referentes à segunda coleta (Fase II)

	pH	ALCALINIDADE (mgCaCO ₃ /L)	CONDUTIVIDADE (µS/cm)	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	N aMONIACAL (mgN/L)	NTK (mgN/L)	FÓSFORO TOTAL (mgP/L)	ÓLEOS E GRAXAS (mg/L)	ST ¹⁾ (mg/L)	STV ²⁾ (mg/L)	SST ³⁾ (mg/L)	SSV ⁴⁾ (mg/L)	S Sed ⁵⁾ (mL/L)	
FAE/SANEPAR	N	12	12	12	12	12	12	12	11	12	12	4	4	11	
	Mínimo	5,1	260	493	826	2.700	18	20	26	900	3.035	1.112	3.150	1.070	32
	Máximo	7,7	2.886	3.700	16.896	121.800	443	1.630	488	8.922	77.971	67.617	55.475	46.575	500
	Média	6,9	1.006	1.624	5.564	25.008	145	527	194	2.747	22.766	14.810	19.106	14.836	195
	Mediana	7,1	847	1.374	2.714	14.500	98	310	169	2.856	14.277	8.704	8.900	5.850	175
	DP	0,8	819	1.070	5.994	34.826	127	494	136	2.358	24.192	19.138	24.397	21.279	130
	CV	12,2	81	66	108	139	88	94	70	86	106	129	128	143	67
URRN	N	26	25	26	-	26	26	25	20	25	25	25	25	26	
	Mínimo	6,2	208	559	-	312	4	17	5	22	654	218	134	127	2
	Máximo	8,1	1.733	3.420	-	18.704	153	304	100	260	57.497	23.610	21.671	22.700	450
	Média	7,0	631	1.195	-	3.521	57	113	29	91	7.859	4.568	4.726	3.358	106
	Mediana	7,0	526	997	-	2.720	49	87	23	73	4.107	2.559	2.795	1.327	65
	DP	0,6	397	750	-	3.869	39	85	22	63	11.585	5.331	5.259	4.826	119
	CV	8,1	63	63	-	110	69	75	78	70	147	117	111	144	113
UNB	N	6	6	-	-	6	4	4	6	-	5	5	2	2	6
	Mínimo	5,9	61	-	-	2.757	44	98	2	-	730	620	9.310	6.180	14
	Máximo	8,6	214	-	-	16.160	80	345	34	-	16.540	11.945	15.610	11.280	450
	Média	6,9	127	-	-	9.493	62	184	12	-	6.514	4.520	12.460	8.730	142
	Mediana	6,6	118	-	-	7.963	62	146	9	-	3.470	3.070	12.460	8.730	95
	DP	0,9	56	-	-	5.232	16	117	12	-	6.535	4.576	4.455	3.606	156
	CV	13,7	44	-	-	55	26	64	101	-	100	101	36	41	110
USP/EESC	N	4	4	-	-	4	4	4	4	4	4	4	4	4	
	Mínimo	7,0	355	-	-	809	40	54	7	108	1.541	486	1.055	312	2
	Máximo	7,4	1.041	-	-	7.668	187	345	136	325	6.454	3.227	5.605	2.783	160
	Média	7,1	584	-	-	3.370	88	170	49	203	3.010	1.731	2.278	1.142	47
	Mediana	7,1	469	-	-	2.502	63	140	27	189	2.023	1.606	1.226	738	13
	DP	0,2	317	-	-	3.135	67	132	59	94	2.323	1.253	2.220	1.123	76
	CV	2	54	-	-	93	76	78	120	46	77	72	97	98	161

¹⁾ST: SÓLIDOS TOTAIS; ²⁾STV: SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS; ³⁾SST: SÓLIDOS SUSP/EESCENSOS TOTAIS; ⁴⁾SSV: SÓLIDOS SUSP/EESCENSOS VOLÁTEIS; ⁵⁾S SED: SÓLIDOS SEDI-MENTÁVEIS. DP: DESVIO PADRÃO; CV: COEFICIENTE DE VARIÂNCIA

Tabela 3.11 > Concentrações de ovos de helmintos viáveis e coliformes termotolerantes na caracterização *in loco* (Fases I e II).

OVOS DE HELMINTOS	N	MÍNIMO	MÁXIMO	MÉDIA	MEDIANA	DP	CV	
FAE/SANEPAR	II	11	0	11,97	2,04	0	4	177
UFRN	I	32	0	17,76	0,78	0	3	429
	II	26	0	13,83	0,67	0	3	404

DP: DESVIO PADRÃO; CV: COEFICIENTE DE VARIÂNCIA

Das 11 amostras analisadas pela FAE/SANEPAR, cinco apresentavam ovos de helmintos viáveis, resultando em um valor médio de 4,5 ovos/L. Na primeira fase, não foi detectada a presença de ovos de helmintos em uma das oito amostras analisadas pela USP/EESC/EESC. As demais apresentaram concentrações de ovos de helmintos variando de 12 a 400 ovos/L.

Na UFRN/LARHISA, das 32 amostras analisadas na primeira fase (primeiro esgotamento), pouco mais de 50% apresentaram ovos de helmintos. No entanto, somente em duas amostras foram encontrados ovos viáveis (média de 2,5 ovos/L). Já na segunda fase, em que um novo esgotamento foi realizado em média seis meses após o primeiro, das 18 amostras analisadas, 60% apresentavam ovos de helmintos, sendo que somente três continham ovos viáveis (média de 123 ovos/L). O aumento significativo entre as médias de ovos viáveis pode estar relacionado ao baixo intervalo entre os esgotamentos quando comparado ao tempo em que os sistemas se encontravam sem esgotamento até o início da primeira coleta.

Tabela 3.12 > Concentrações de coliformes termotolerantes na caracterização *in loco* (Fases I e II)

COLIFORMES	N	MÍNIMO	MÁXIMO	MÉDIA	MEDIANA	DP	CV	
UFRN	I	33	1,00E+05	6,95E+07	1,42E+07	9,35E+06	1,70E+07	120
	II	26	1,00E+05	4,50E+08	2,65E+07	6,43E+06	8,69E+07	328
USP/EESC	I	6	7,00E+05	2,00E+07	5,80E+06	3,55E+06	7,27E+06	125
	II	4	5,50E+04	1,20E+06	5,89E+05	5,50E+05	5,50E+05	93

DP: DESVIO PADRÃO; CV: COEFICIENTE DE VARIÂNCIA

Das 11 amostras analisadas pela FAE/SANEPAR, cinco apresentavam ovos de helmintos viáveis, resultando em um valor médio de 2,04 ovos/L. Na primeira fase, não foi detectada a presença de ovos de helmintos em uma das oito amostras analisadas pela USP/EESC/EESC. As demais apresentaram concentrações de ovos de helmintos variando de 12 a 400 ovos/L.

Na UFRN/LARHISA, 56% das 32 amostras analisadas na primeira fase (primeiro esgotamento) apresentaram ovos de helmintos. No entanto, somente em duas amostras foram encontrados ovos viáveis (média de 0,78 ovos/L). Já na segunda fase, onde um novo esgotamento foi realizado, em média seis meses após o primeiro, das vinte e seis amostras analisadas 58% apresentavam ovos de helmintos sendo que somente quatro continham ovos viáveis (média de 0,67 ovos/L). O aumento da quantidade de sistemas que apresentavam ovos viáveis pode estar relacionado com o baixo intervalo entre os esgotamentos quando comparado com o tempo que os sistemas se encontravam sem esgotamento até o início da primeira coleta.

Nas Tabelas 3.13 e 3.14 são apresentadas as concentrações de metais da caracterização *in loco* nas duas fases estudadas.

Tabela 3.13 > Concentrações de metais da caracterização *in loco*, Fase I (ppm)

		N	MÍNIMO	MÁXIMO	MÉDIA	MEDIANA	DP	CV
Alumínio	FAE/SANEPAR	-	-	-	-	-	-	-
	UFRN	31	1,80	649,00	120,80	26,85	167	139
	USP/EESC	-	-	-	-	-	-	-
Arsênio	FAE/SANEPAR	12	0,00	7,48	2,70	2,56	3	101
	UFRN	-	-	-	-	-	-	-
	USP/EESC	-	-	-	-	-	-	-
Bário	FAE/SANEPAR	12	59,26	2.611,00	414,28	137,19	732	177
	UFRN	-	-	-	-	-	-	-
	USP/EESC	-	-	-	-	-	-	-
Molibdênio	FAE/SANEPAR	12	0,00	9,31	3,04	2,32	3	102
	UFRN	-	-	-	-	-	-	-
	USP/EESC	-	-	-	-	-	-	-
Mercúrio	FAE/SANEPAR	12	0,71	51,80	8,03	4,08	14	174
	UFRN	-	-	-	-	-	-	-
	USP/EESC	-	-	-	-	-	-	-
Cádmio	FAE/SANEPAR	7	0,75	2,28	1,50	1,47	0,45	30
	UFRN	31	0,00	0,14	0,04	0,01	0,04	123
	USP/EESC	4	0,02	0,05	0,04	0,04	0,01	34
Cobalto	FAE/SANEPAR	-	-	-	-	-	-	-
	UFRN	31	0,00	0,93	0,34	0,21	0,29	85
	USP/EESC	-	-	-	-	-	-	-

Cobre	FAE/SANEPAR	12	51,18	250,17	131,61	115,03	77	59
	UFRN	18	0,06	426,00	25,57	1,37	100	391
	USP/EESC	7	0,26	50,40	8,43	1,15	19	220
Chumbo	FAE/SANEPAR	12	11,60	382,35	112,21	46,17	121	108
	UFRN	31	0,00	30,00	1,76	0,40	5	303
	USP/EESC	7	0,21	2,87	1,44	1,52	1,04	72
Cromo	FAE/SANEPAR	12	17,90	151,96	38,07	27,79	37	97
	UFRN	31	0,00	4,16	0,80	0,34	0,96	121
	USP/EESC	7	0,02	0,46	0,17	0,11	0,15	90
Ferro	FAE/SANEPAR	-	-	-	-	-	-	-
	UFRN	31	1,82	729,00	116,18	42,30	161	139
	USP/EESC	7	19,05	510,50	177,67	77,68	187	105
Manganês	FAE/SANEPAR	-	-	-	-	-	-	-
	UFRN	31	0,00	13,80	1,91	0,80	3	146
	USP/EESC	7	0,17	3,84	1,44	0,60	2	109
Níquel	FAE/SANEPAR	7	10,67	40,25	22,19	17,58	11	49
	UFRN	31	0,00	3,10	0,62	0,30	0,73	117
	USP/EESC	6	0,02	0,44	0,17	0,12	0,15	87
Prata	FAE/SANEPAR	-	-	-	-	-	-	-
	UFRN	31	0,00	0,45	0,09	0,06	0,11	116
	USP/EESC	-	-	-	-	-	-	-
Zinco	FAE/SANEPAR	12	219,93	1.351,37	566,79	453,68	365	64
	UFRN	31	0,57	91,00	17,66	8,00	23	133
	USP/EESC	7	0,87	77,80	15,50	5,04	28	179

DP: DESVIO PADRÃO; CV: COEFICIENTE DE VARIÂNCIA

Tabela 3.14 > Concentrações de metais da caracterização *in loco*, Fase II (ppm)

		N	MÍNIMO	MÁXIMO	MÉDIA	MEDIANA	DP	CV
Alumínio	FAE/SANEPAR	-	-	-	-	-	-	-
	UFRN	23	1,80	457,00	91,73	24,80	123	134
	USP/EESC	-	-	-	-	-	-	-
Arsênio	FAE/SANEPAR	12	0,00	8,10	3,57	3,19	2	67
	UFRN	-	-	-	-	-	-	-
	USP/EESC	-	-	-	-	-	-	-
Bário	FAE/SANEPAR	12	15,09	599,46	206,72	174,26	146	71
	UFRN	-	-	-	-	-	-	-
	USP/EESC	-	-	-	-	-	-	-
Molibdênio	FAE/SANEPAR	12	0,00	7,83	2,32	0,00	3	129
	UFRN	-	-	-	-	-	-	-
	USP/EESC	-	-	-	-	-	-	-
Mercúrio	FAE/SANEPAR	12	0,00	17,67	3,58	1,93	5	136
	UFRN	-	-	-	-	-	-	-
	USP/EESC	-	-	-	-	-	-	-
Cádmio	FAE/SANEPAR	1	-	-	1,31	1,31	-	-
	UFRN	26	0,00	0,04	0,01	0,01	0,01	86
	USP/EESC	4	0,04	0,07	0,06	0,06	0,01	19
Cobalto	FAE/SANEPAR	-	-	-	-	-	-	-
	UFRN	23	0,00	0,82	0,29	0,15	0,26	88
	USP/EESC	-	-	-	-	-	-	-
Cobre	FAE/SANEPAR	12	11,99	239,45	104,39	89,68	61	58
	UFRN	26	0,03	5,13	0,94	0,51	1,13	121
	USP/EESC	4	0,28	1,52	0,66	0,42	0,58	88
Chumbo	FAE/SANEPAR	12	5,69	37,22	17,73	16,98	9	53
	UFRN	26	0,00	4,60	0,44	0,20	0,89	202
	USP/EESC	4	0,38	0,69	0,56	0,59	0,13	24
Cromo	FAE/SANEPAR	12	10,99	44,15	27,72	27,90	9	32
	UFRN	26	0,00	0,95	0,18	0,07	0,26	145
	USP/EESC	4	0,04	0,14	0,09	0,09	0,05	58
Ferro	FAE/SANEPAR	-	-	-	-	-	-	-
	UFRN	11	0,82	9,86	5,14	5,76	3	59
	USP/EESC	4	23,48	352,60	119,39	50,74	157	131
Manganês	FAE/SANEPAR	-	-	-	-	-	-	-
	UFRN	26	0,00	3,51	0,64	0,30	0,83	130
	USP/EESC	4	0,33	1,32	0,67	0,50	0,45	67
Níquel	FAE/SANEPAR	6	11,01	31,19	20,81	19,08	8	36
	UFRN	26	0,00	0,70	0,15	0,10	0,17	113
	USP/EESC	4	0,08	0,27	0,16	0,14	0,08	52
Prata	FAE/SANEPAR	-	-	-	-	-	-	-
	UFRN	23	0,01	0,40	0,08	0,07	0,08	103
	USP/EESC	-	-	-	-	-	-	-
Zinco	FAE/SANEPAR	12	61,67	1.005,35	544,41	554,31	302	55
	UFRN	8	0,26	1,54	0,78	0,65	0,50	64
	USP/EESC	4	0,75	5,93	2,42	1,50	2	99

O comportamento dos metais é similar ao apresentado na coleta aleatória, sendo que o zinco é o metal de concentração mais elevada (454 e 554 mg/kg, nas fases I e II, respectivamente). De acordo com a FAE/SANEPAR, na caracterização *in loco*, as análises de metais realizadas mostraram apenas dois parâmetros acima do limite recomendado pelo CONAMA 375 (2006), o bário e o chumbo.

A FAE-SANEPAR avaliou o potencial agrônômico dos resíduos de fossa séptica nas duas fases da caracterização *in loco*. A Tabela 3.15 apresenta os resultados da primeira fase e a 3.16 os da segunda.

Tabela 3.15 > Valores agrônômicos dos resíduos de fossa na caracterização *in loco*, fase I

	N	MÍNIMO	MÁXIMO	MÉDIA	MEDIANA	DP	CV
Mg (g/kg)	12	1,950	12,140	4,738	4,205	3	65
Ca (g/kg)	12	10,350	38,710	20,023	18,055	9	46
S (g/kg)	12	1,110	3,410	1,983	1,830	1	37
P (g/kg)	12	1,850	20,620	7,297	5,625	5	71
Na (g/kg)	12	1,860	81,700	12,118	4,515	22	184
K (g/kg)	12	0,620	13,070	2,765	1,645	3	123

DP: DESVIO PADRÃO; CV: COEFICIENTE DE VARIÂNCIA

Tabela 3.16 > Valores agrônômicos dos resíduos de fossa na caracterização *in loco*, fase II

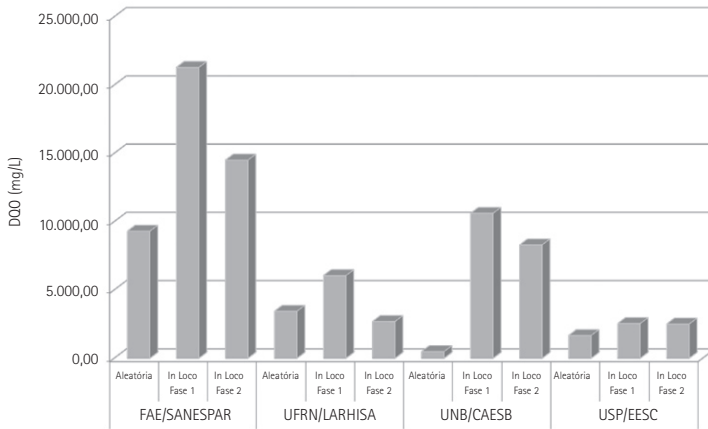
	N	MÍNIMO	MÁXIMO	MÉDIA	MEDIANA	DP	CV
Mg (g/kg)	12	0,420	19,480	6,034	5,145	5	83
Ca (g/kg)	12	2,230	54,150	23,817	19,595	17	71
S (g/kg)	12	0,590	3,220	2,167	2,205	1	35
P (g/kg)	12	1,040	29,010	8,640	6,330	7	82
Na (g/kg)	12	1,600	27,570	7,893	6,330	7	91
K (g/kg)	12	0,200	4,730	2,288	1,730	1	65

DP: DESVIO PADRÃO; CV: COEFICIENTE DE VARIÂNCIA

3.3.2.4 Considerações dos resultados

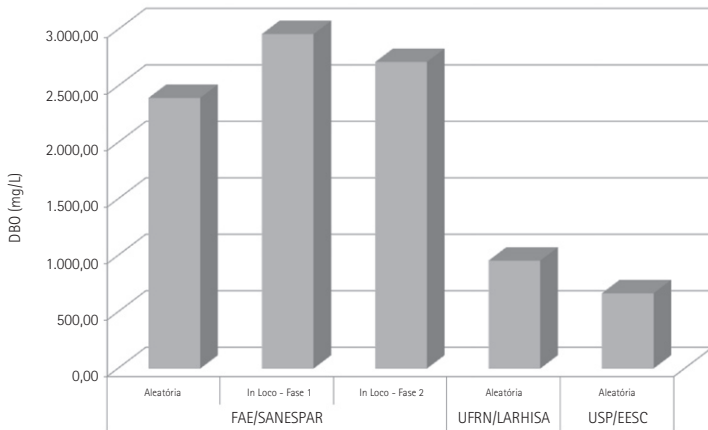
Para uma visualização melhor dos resultados das caracterizações físico-químicas das amostras coletadas dos caminhões na entrada das ETE's (coletas aleatórias) e das amostras coletadas *in loco* (com caminhão ou coletador), foram elaborados gráficos (Figuras 3.7 a 3.10), destacando-se os valores das medianas obtidas nas diferentes amostragens realizadas pelas instituições participantes. São apresentadas para discussão as variações dos seguintes parâmetros: DQO, DBO, série nitrogênio, série de sólidos.

Alguns sistemas selecionados na primeira fase da caracterização *in loco* não foram estudados na segunda fase. Sendo assim, para efeito de comparação de resultados, os gráficos apresentados a seguir utilizaram somente os dados dos sistemas analisados nas duas fases da pesquisa.



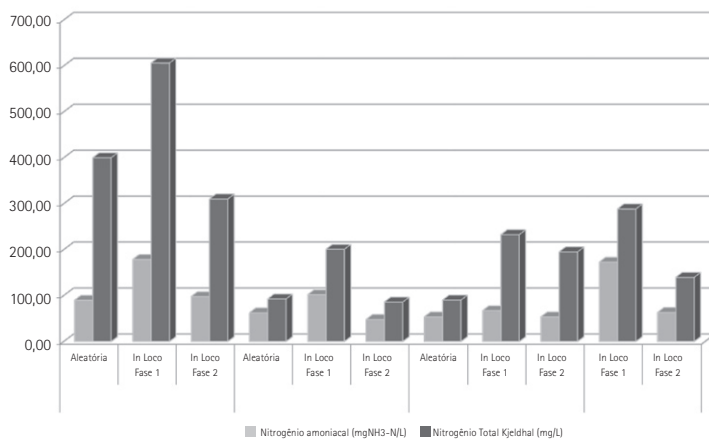
FONTE: UFRN/LARHISA

Figura 3.7 Variação da concentração da DBO por instituição



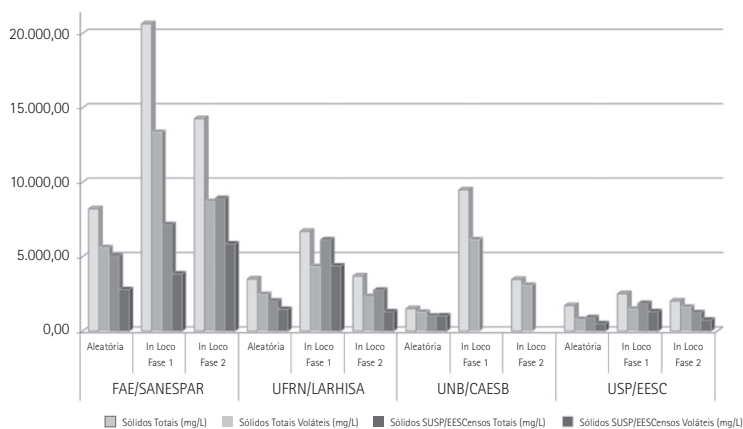
FONTE: UFRN/LARHISA

Figura 3.8 Variação da concentração da DBO por instituição



FONTE: UFRN/LARHISA

Figura 3.9 Variação da concentração do NTK e do nitrogênio amoniacal por instituição



FONTE: UFRN/LARHISA

Figura 3.10 Variação da concentração dos sólidos totais por instituição

Como comentado anteriormente, e apresentado nas Tabelas 3.4, 3.9 e 3.10, de forma geral, os resultados obtidos apresentam uma grande variabilidade, com distribuição não normal, sendo a mediana uma medida de tendência central mais adequada para a análise do comportamento dos parâmetros avaliados.

Na coleta aleatória, a DQO apresentou valor mediano mínimo de 487 mg/L (UNB/CAESB) e máximo de 9.300 mg/L (FAE/SANEPAR). A DBO apresentou valor mediano mínimo de 666 mg/L (USP/EESC) e máximo de 2396 mg/L (FAE/SANEPAR). As correlações DBO/DQO apresentadas se enquadram em alguns casos (correlação DBO/DQO para a UFRN de 0,51 e de 0,48 para USP/EESC) nas faixas de correlação DBO/DQO de esgotos estabelecidas na literatura de 0,4 a 0,8 (METCALF & EDDY, 1995), mas no caso da FAE/SANEPAR (correlação DBO/DQO de 0,24), os valores estão abaixo dos valores de referência.

O nitrogênio amoniacal apresentou uma faixa de variação das medianas entre 53 mgN/L e 138 mgN/L, enquanto o NTK variou de 90 mgN/L a 400 mgN/L. O nitrogênio orgânico representou a maior parcela de NTK nas amostras da FAE/SANEPAR (78%), enquanto nas amostras da UFRN/LARHISA e USP/EESC/EESC, o nitrogênio amoniacal foi predominante (67 e 59%, respectivamente). Os sólidos totais apresentaram valores bastante elevados, com valor mediano mínimo de 1.504 mg/L (UNB/CAESB) e máximo de 8.208 mg/L (FAE/SANEPAR). Destaca-se o elevado percentual da fração de sólidos voláteis (46 a 84%), com média de 70%.

Os óleos e graxas apresentaram comportamento diferente no tratamento estatístico, pois os valores dessa variável não normalizaram. Assim, destacam-se valores mínimos de 2 mg/L (UFRN) e máximos de 7037 mg/L (FAE/SANEPAR).

Elevadas amplitudes de variação também foram inerentes nas amostras coletadas *in loco*, com comportamento similar ao descrito nas coletas aleatórias. Comparando-se os valores obtidos nos dois tipos de amostragens realizadas, os resultados da primeira fase da coleta *in loco*, composta pela amostragem de sistemas de tratamento pré-definidos de procedência conhecida por meio da coleta com caminhão limpa-fossa ou amostrador, foram superiores aos encontrados na coleta aleatória durante a descarga dos resíduos coletados pelo caminhão limpa-fossa nas ETE.

Os menores valores aleatórios obtidos nas amostras podem estar relacionados aos procedimentos realizados durante o esgotamento dos sistemas, pelas empresas imunizadoras (limpa-fossa), que têm como prática o esgotamento não só dos tanques, mas também dos sumidouros, diluindo os resíduos. Além disso, também é prática comum o lançamento de significativas quantidades de água para "lavar o sistema" no final do esgotamento.

Comparando-se apenas os resultados das coletas *in loco*, os valores obtidos na primeira etapa foram sempre superiores aos da segunda, realizada em média seis meses após a primeira. Provavelmente, a maioria (se não todos) dos sistemas pré-selecionados encontrava-se com um tempo bem superior a seis meses sem serem esgotadas, contribuindo para um maior acúmulo de resíduos no interior dos sistemas. Os valores de DQO, por exemplo,

diminuíram de 21.290 mg/L para 14.500 mg/L (FAE/SANEPAR), de 8.631 mg/L para 2.720 mg/L (UFRN/LARHISA), de 9.131 mg/L para 7.963 mg/L (UNB/CAESB) e de 4.715 mg/L para 2.502 mg/L (USP/EESC/EESC), respectivamente na primeira e na segunda etapa. As quedas nas concentrações medianas de sólidos totais entre as duas etapas variaram nas faixas de 13 (UNB/CAESB) a 78% (USP/EESC/EESC), e para DQO, de 31 (SANEPAR) a 53% (UNB/CAESB). Os sólidos voláteis foram predominantes, representando de 59 (UNB/CAESB) a 77% (UFRN/LARHISA) dos sólidos totais na primeira etapa, e de 44 (USP/EESC/EESC) a 88% (UNB/CAESB) na segunda etapa. O nitrogênio amoniacal representou em média de 30 a 50% do NTK na primeira etapa, e de 31 a 66% na segunda etapa. A influência do tempo de esgotamento sobre as características dos resíduos tanto para fossas como para tanques sépticos revela-se evidente.

O número de amostras (n) tem também grande influência, em face da enorme variação. Note que o máximo de DQO da UFRN é 23,5 g/L e, portanto, com um "n" pequeno poderia apresentar uma média bem mais alta, assim como poderia apresentar mediana mais baixa em face do mínimo de 212 mg/L, se eventualmente um "n" pequeno coincidir com menores concentrações. Pesquisas nesse domínio precisam ter número de amostras grande, pois quanto maior for a amostra, mais confiáveis serão os resultados.

De qualquer forma, fica evidente que os resíduos esgotados pelos caminhões limpa-fossa são muito mais concentrados que esgotos sanitários, mas não chegam a ter características semelhantes às de lodo de ETE. Ao se projetarem sistemas para condicionamento destes resíduos, é necessário levar em consideração, além da elevada concentração de matéria orgânica, as elevadas concentrações das formas do nitrogênio e as concentrações de sólidos que lhe são características, e que não são típicas de lodo de ETE nem de esgotos sanitários.

Fica evidente também que, para os tanques sépticos, é de extrema importância realizar o esgotamento dentro do período considerado nos seus projetos.

3.3.3 Influência de variáveis nas características do resíduo de fossa séptica

3.3.3.1 Origem dos resíduos

Foi estudada a origem dos resíduos como variável influente nos valores dos parâmetros avaliados. Para tanto, procedeu-se a avaliação, em conjunto, dos dados obtidos por todas as instituições nas coletas aleatórias e na primeira fase das coletas *in loco*. O enquadramento dos dados foi feito baseado nas seguintes categorias:

- Residências unifamiliares: enquadradas nesta categoria as amostras provenientes do esgotamento de uma ou mais unidades habitacionais destinadas à moradia de uma única família;

- Residências multifamiliares: enquadradas nesta categoria as amostras provenientes do esgotamento de uma ou mais unidades habitacionais destinadas à moradia de várias famílias, assim como as amostras provenientes de quartéis e presídios;
- Serviços: enquadradas nesta categoria as amostras provenientes do esgotamento de unidades destinadas à ação ou efeito de servir ou destinado à compra e venda de valores e/ou mercadorias. Enquadram-se nesta categoria as lojas, *malls*, supermercados, paróquias, estações de ônibus, delegacias, etc.;
- Saúde: enquadradas nesta categoria as amostras provenientes do esgotamento de unidades destinadas à cirurgia ou ao tratamento de doenças;
- Hospedagem: enquadradas nesta categoria as amostras provenientes do esgotamento de estabelecimentos destinados ao pouso de inúmeras famílias, caracterizado pelo caráter transitório. Enquadram-se aqui, ainda, os hotéis e motéis.
- Alimentação: enquadradas nesta categoria as amostras provenientes do esgotamento de estabelecimentos destinados a preparar e servir comidas, assim como as churrascarias, restaurantes, lanchonetes, etc.
- Mista: resíduo que provém de duas ou mais origens diferentes.

Os resultados da caracterização dos resíduos em função da origem estão apresentados na Tabela 3.16 enquanto as Figuras 3.11, 3.12 e 3.13 destacam a variação das medianas de DQO, nitrogênio e sólidos.

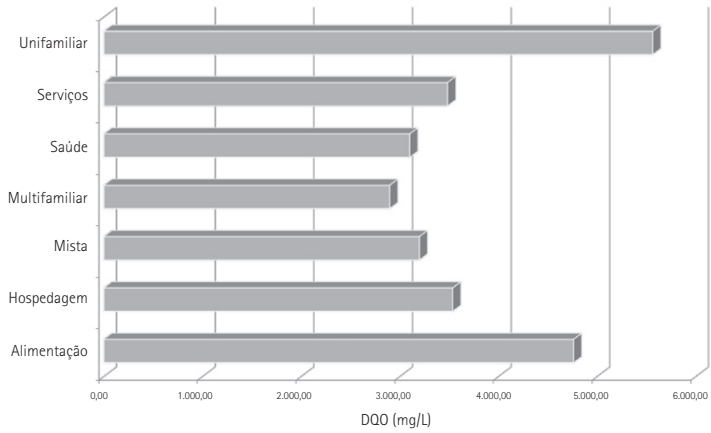
De acordo com os valores obtidos, pode-se observar que:

Tabela 3.16 > Estatística descritiva da caracterização por origem dos resíduos referente às coletas (aleatórias e *in loco*, primeira fase)

	pH	ALCALINIDADE (mgCaCO ₃ /l)	DQO (mg/L)	N amoniacal (mgNH ₄ ⁺ -N/L)	NTK (mg/L)	ST1 (mg/L)	STV2 (mg/L)	SST3 (mg/L)	SSV4 (mg/L)	S Sed5 (ml/L)
N	13	13	13	13	13	13	13	11	11	13
Mínimo	5,2	131	902	25	38	1540	834	572	247	3
Máximo	7,1	1215	137600	369	1880	115948	104048	4350	4000	375
Média	5,9	414	17231	90	288	12427	10546	1677	1193	110
Mediana	5,5	329	4762	51	73	3336	2808	760	532	20
D. Padrão	0,7	326	38260	95	546	31196	28162	1455	1351	143
CV	11,3	79	222	106	189	251	267	87	113	130

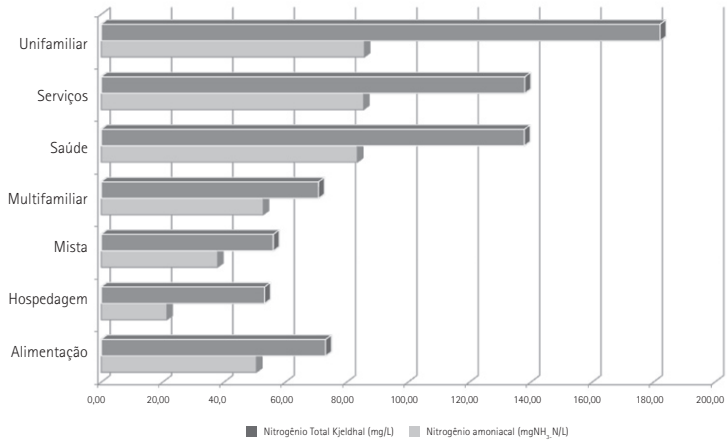
Hospedagem	N	4	4	4	4	4	4	4	4	4	
	Mínimo	4,8	138	1066	3	23	1028	584	390	286	6
	Máximo	6,5	222	5905	31	237	12123	10835	9520	8830	275
	Média	5,9	181	3511	19	92	4296	3687	3288	2942	122
	Mediana	6,2	183	3536	21	53	2017	1665	1620	1327	104
	D. Padrão	0,8	36	2309	13	99	5247	4799	4198	3971	128
CV	13,0	20	66	67	108	122	130	128	135	105	
Mista	N	4	3	4	4	4	4	4	4	4	
	Mínimo	4,4	196	647	30	37	567	373	230	175	0
	Máximo	6,7	1066	23492	148	234	34739	20883	33733	21867	650
	Média	6,0	491	7634	63	96	11880	7929	11410	8166	213
	Mediana	6,5	211	3199	38	56	6108	5230	5838	5312	100
	D. Padrão	1,1	498	10721	56	93	15850	9498	15563	10180	302
CV	18,6	101	140	89	97	133	120	136	125	142	
Multifamiliar	N	42	42	39	41	41	42	42	37	36	41
	Mínimo	5,9	193	212	8	27	399	233	134	120	1
	Máximo	8,2	978	22372	169	654	19793	12860	15343	12844	350
	Média	6,8	419	4556	63	135	5310	3862	3149	2378	86
	Mediana	6,9	371	2898	53	71	3417	2640	1244	919	45
	D. Padrão	0,5	203	5290	34	138	5297	4017	3927	3106	105
CV	6,8	49	116	55	102	100	104	125	131	123	
Saúde	N	4	4	4	4	4	4	4	4	4	
	Mínimo	5,7	217	952	39	52	1031	562	366	328	4
	Máximo	7,2	1590	6048	148	273	26716	15886	26600	8200	500
	Média	6,3	605	3300	88	150	7544	4467	7102	2418	129
	Mediana	6,1	307	3100	83	138	1214	709	722	571	6
	D. Padrão	0,7	658	2702	45	100	12782	7613	13000	3857	247
CV	10,4	109	82	51	66	169	170	183	160	192	
Serviços	N	28	28	27	27	27	28	28	25	25	28
	Mínimo	4,6	112	520	14	25	746	397	210	160	1
	Máximo	8,3	1579	13146	392	1994	26805	15310	13286	9860	450
	Média	6,9	589	3961	132	227	6775	3461	2504	1720	84
	Mediana	7,0	493	3484	86	138	3315	1717	1020	767	43
	D. Padrão	1,0	386	3191	105	369	7654	4087	3305	2343	111
CV	14,5	66	81	79	163	113	118	132	136	132	
Unifamiliar	N	91	89	87	86	91	84	84	82	82	91
	Mínimo	4,2	96	82	10	32	537	149	198	98	4
	Máximo	8,1	5684	87300	1176	2496	147637	58601	43367	23027	1000
	Média	6,8	800	11575	124	290	14445	8460	8585	5309	306
	Mediana	6,8	571	5563	86	182	7058	5348	5108	2880	200
	D. Padrão	0,7	793	14413	144	320	21541	9317	9046	5264	294
CV	9,5	99	125	116	111	149	110	105	99	96	

⁽¹⁾ST: SÓLIDOS TOTAIS; ⁽²⁾STV: SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS; ⁽³⁾SST: SÓLIDOS SUSP/EESCENSOS TOTAIS; ⁽⁴⁾SSV: SÓLIDOS SUSP/EESCENSOS VOLÁTEIS; ⁽⁵⁾S SED: SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS.



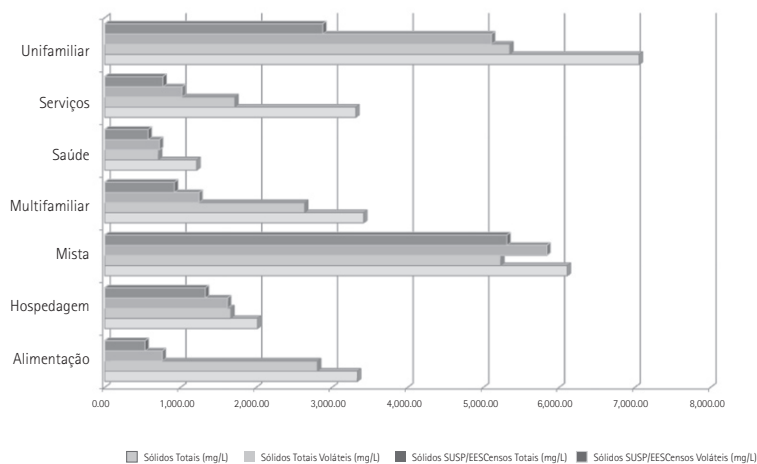
FONTE: UFRN/LARHISA

Figura 3.11 Comparação entre os valores medianos de DQO obtidos pela caracterização em função da origem



FONTE: UFRN/LARHISA

Figura 3.12 Comparação entre os valores medianos de nitrogênio obtidos pela caracterização em função da origem



FONTE: UFRN/LARHISA

Figura 3.13

Comparação entre os valores médios dos sólidos totais obtidos pela caracterização em função da origem

As categorias unifamiliar e alimentação apresentaram os valores mais elevados de DQO (5.563 mg/L e 4.762 mg/L, respectivamente). As demais categorias apresentam valores similares, agrupados na faixa de 2.898 mg/L (multifamiliar) a 3.536 mg/L (hospedagem).

Os valores de NTK apresentaram uma variação maior entre as categorias, com valor mediano máximo de 132 mg/L para a categoria de unifamiliar e valor mediano mínimo de 53 mg/L para a categoria de hospedagem. Observa-se uma predominância de nitrogênio amoniacal em detrimento do orgânico nas categorias definidas, com exceção à categoria unifamiliar, em que foram verificadas maiores concentrações da forma orgânica.

Os sólidos totais apresentaram o valor mediano máximo de 7.000 mg/L para a categoria de unifamiliar e o valor mediano mínimo de 2.000 mg/L para a categoria de hospedagem. A importância da fração volátil total fica demonstrada em todas as categorias definidas, porém se faz mais evidente nas categorias de alimentação e hospedagem.

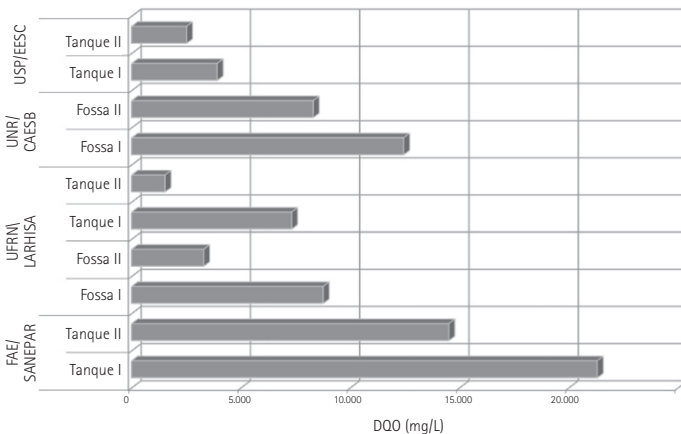
3.3.3.2 Tipo de sistema esgotado

O tipo de sistema esgotado foi considerado uma das variáveis influentes nos valores dos parâmetros analisados. Ao longo da pesquisa, constatou-se a grande dificuldade para definir o tipo do sistema de disposição local utilizado. Assim, existe uma grande controvérsia quanto à determinação do tipo de construção utilizada como sistema de disposição local de esgotos.

Visando ao enquadramento dos dados quanto ao tipo de sistema, foram estabelecidas as seguintes categorias:

- Tanque séptico: enquadradas nesta categoria as amostras provenientes do esgotamento de sistemas fechados (possuíam fundo e paredes revestidas);
- Fossa: enquadradas nesta categoria as amostras provenientes do esgotamento de sistemas abertos (não possuíam fundo e/ou as paredes eram vazadas);
- Sumidouro: enquadradas nesta categoria as amostras provenientes do esgotamento de sistemas abertos (não possuíam fundo e as paredes eram vazadas). A diferença entre este sistema e a fossa foi considerar que, neste caso, o sistema é receptor de efluente de um sistema que o antecede (fossa ou tanque);
- Mista: enquadradas nesta categoria as amostras provenientes de mais de um tipo de sistema esgotado.

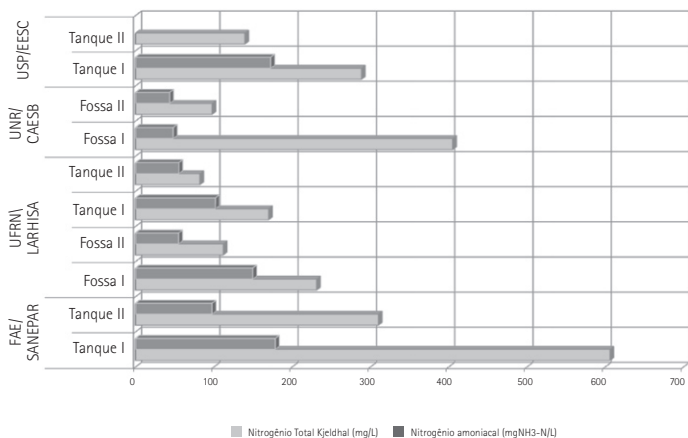
O enquadramento em cada categoria foi realizado somente para os sistemas avaliados através das coletas *in loco*, quando os próprios pesquisadores podiam, durante as coletas, avaliar o melhor enquadramento para cada tipo de sistema. Para a comparação dos resultados referentes ao tipo de sistemas individual esgotado, foram elaboradas as Figuras 3.14, 3.15 e 3.16 para os parâmetros de DQO, nitrogênio e sólidos, respectivamente. As fases da caracterização *in loco* são indicadas por I (primeira fase) e II (segunda fase).



FORNTE: UFRN/LARHISA

Figura 3.14

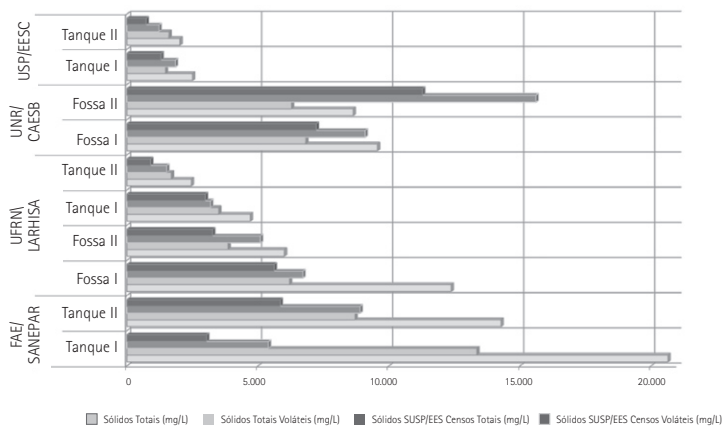
Varição da concentração de DQO em função do tipo de sistema esgotado durante as coletas *in loco*.



FONTE: UFRN/LARHISA

Figura 3.15

Variação da concentração de NTK e nitrogênio amoniacal em função do tipo de sistema esgotado durante as coletas *in loco*.



FONTE: UFRN/LARHISA

Figura 3.16

Variação da concentração de sólidos totais em função do tipo de sistema esgotado durante as coletas *in loco*.

Os valores mais elevados encontrados nas fossas devem-se ao fato de as mesmas permitirem a infiltração da água no solo e, conseqüentemente, maior concentração de sólidos em seu interior.

As concentrações mais elevadas na primeira etapa da pesquisa decorrem do fato de que o tempo de esgotamento na primeira etapa foi certamente maior do que na segunda (da ordem de seis meses) havendo, portanto, maior acúmulo de lodo na primeira etapa.

Referências bibliográficas

ANDRADE NETO, C.O. *et al.* *Novo amostrador de coluna para água e lodo*. In: XXXI CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL (AIDIS). Santiago, Chile, 12 a 15 de outubro de 2008. Anais... Santiago: AIDIS, 2008.

APHA/AWWA/WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20. ed. Washington, DC: APHA, 2000.

ASIAN INSTITUTE OF TECHNOLOGY (AIT). *Project on septage treatment in constructed wetlands*. Field research project reports. Asian Institute of Technology: Bangkok, Thailand; SANDEC/ EA-WAG: Duebendorf, Switzerland, 2003.

AYRES, R.; MARA, D. *Analysis of wastewater for use in agriculture*. A laboratory manual of parasitological and bacteriological techniques. WHO: Geneva, 1996.

BELLI FILHO, P. *et al.* *Digestão anaeróbia de resíduos orgânicos e de lodo de tanque séptico*. 2007. [Página na internet]. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/unam7/tanque.pdf>>. Acesso em 30 de junho de 2009.

CASSINI, S.T.A. (Org.). *Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos com aproveitamento do biogás*. 1. ed. São Carlos: Rima Editora/ABES-Finep-Prosab, 2003. v. 1.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). *Resolução 375*, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Brasília, DF, 2006.

INGALLINELLA, A.M. *et al.* *Cotreatment of sewage and septage in waste stabilization ponds*. *Water Science and Technology*, v. 45, n. 1, p. 9-15, 2002.

KOLEGA, J.J. *et al.* *Treatment and disposal of wastes pumped from septic tanks*. EPA-600/2-77-198, US. Cincinnati, Ohio: USEPA/Office of Research and Development, 1977.

KOOTTATEP, T. *et al.* *Sludges from on-site sanitation systems: low-cost treatment alternatives*. 2007. [Página na internet]. Disponível em: <http://www.eawag.ch/organisation/abteilungen/sandec/publikationen/publications_ewm/downloads_ewm/sludges_from_OSS_Koottatep.pdf>. Acesso em 30 de junho de 2009.

LEITE, B.Z. *et al.* *Caracterização e alternativas de disposição de resíduos sépticos*. In: VIII SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Fortaleza, 2006.

LENS, P.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. *Decentralised sanitation and reuse: concepts, systems and implementation*. London: IWA Publishing, 2001.

METCALF & EDDY. *Wastewater engineering treatment disposal reuse*. 3. ed. New York: McGraw-Hill, 1995.

MENESES, C.G.R. *et al.* *Caracterização físico-química e biológica dos resíduos de sistemas tipo tanque séptico-sumidouro da cidade do Natal*. In: XXI CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, João Pessoa, 2001.

POLPRASERT, C. *Organic waste recycling: technology and management*. 2. ed. Chichester: Wiley, 1996.

RATIS, A.N.F.A. *Caracterização dos resíduos esgotados de sistemas de tratamento individual (RES-TI) de esgotos domésticos de Natal*. 118 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2009.

ROCHA, C.E.; SANT'ANNA, F.S.P. *Regulamentação para despejos de caminhões limpa-fossas na ETE Jarivatuba, Joinville-SC*. In: XXIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Campo Grande, 2005.

RUBIN, A.R. *Septage characterization in selected North Carolina Countries: on-site wastewater treatment*. In: VI NATIONAL SYMPOSIUM ON INDIVIDUAL AND SMALL COMMUNITY SEWAGE SYSTEMS. **LOCAL**, American Society of Agricultural Engineers, 1991.

SEGALL, B.A.; OTT, C.R.; MOELLER, W.B. *Monitoring septage addition to wastewater treatment plants: volume I. Addition to the liquid stream report to USEPA*. Lowell, Massachusetts: University of Massachusetts, 1979.

STRAUSS, M. *Characteristics of faecal sludges from on-site sanitation systems collated from published and unpublished literature*. Duebendorf, Switzerland: SANDEC/EAWAG, 1995.

TACHINI, M.; BELLI FILHO, P.; PINHEIRO, A. *Avaliação de tratamento integrado de esgotos sanitários e de lodo de tanques sépticos em um Ralf: um estudo de caso*. *SANARE, Revista técnica da Sanepar*, Curitiba, v. 24, n. 24, p. 70-78, 2006.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). *Guide of septage treatment and disposal*. EPA/625/R-94/002. Sep. 1994.

_____. *Large-capacity Septic System*. v. 5, Sep. 1999.

4 Tratamento de lodo de fossa/tanque séptico

*Giancarlo Lupatini, Cleverson V. Andreoli,
Rodrigo Azevedo Castro, Nayara Batista Borges,
José Roberto Campos, Ana Julia Soares Barbosa,
André Luis Calado Araújo, Cícero Onofre de Andrade Neto,
Fabio Yamada, Daniel Zonneveld Coltro*

4.1 Introdução

Conforme apresentado no Capítulo 3, o lodo retirado de fossas/tanques sépticos possui características extremamente variadas. A parcela de matéria orgânica não estabilizada presente no lodo séptico confere a esse tipo de resíduo um potencial de poluição elevado, ao mesmo tempo em que contribui para a geração de odores desagradáveis e para atratividade de vetores. No lodo séptico, também podem ser encontradas concentrações elevadas de bactérias e helmintos causadores de doenças.

Por esses motivos, a exemplo de outros subprodutos gerados no saneamento, o lodo séptico requer alternativas de tratamento e de destinação final para que se evitem impactos ambientais negativos durante o ciclo de vida deste resíduo.

No presente capítulo, são apresentadas as diversas alternativas disponíveis para o tratamento do lodo de fossa/tanque séptico. Em um primeiro momento discorre-se sobre a variedade de opções tecnológicas apresentadas na literatura para o tratamento deste tipo de resíduo. Em um segundo momento, são apresentados estudos de caso contemplando os resultados das experiências desenvolvidas pelas instituições participantes do Prosab 5 para o tratamento de lodo séptico.

Os resultados apresentados são específicos para o porte, localização geográfica e condições experimentais pesquisadas, não devendo ser generalizados ou mesmo simplesmente extrapolados para outras condições senão as pesquisadas. Nesse caso, a con-

firmação do potencial dos sistemas em questão devem ser objeto de desenvolvimento específico e de estudos complementares.

4.2 Panorama das alternativas para tratamento de lodo de fossa/tanque séptico

Atualmente, a literatura apresenta uma diversidade de alternativas para o tratamento do lodo séptico. Algumas abordagens, dentre as quais se destaca a classificação sugerida pela EPA (1999), classificam as alternativas de tratamento em dois grandes grupos: tratamento combinado (para as tecnologias de tratamento em conjunto com esgoto sanitário) e tratamento isolado ou independente para as demais opções de tratamento de lodo séptico.

Em função da diversidade das alternativas disponíveis para tratamento do lodo séptico e da possibilidade de combinações entre as mesmas, o estabelecimento de um sistema de classificação nem sempre é possível. Neste caso, uma tecnologia que utilize conceitos comuns a diversas áreas do saneamento pode ser enquadrada em uma ou diversas categorias.

Entretanto, a exemplo de outros subprodutos do saneamento, o lodo séptico requer níveis de tratamento específicos que sejam compatíveis com as características das substâncias e materiais constituintes a serem removidos ou estabilizados. Neste capítulo, o panorama das alternativas tecnológicas é apresentado através de uma abordagem por etapas nos seguintes tópicos: tratamento preliminar e remoção de umidade; tratamentos com ênfase na fase líquida; tratamentos com ênfase na fase sólida e, por fim, reciclagem agrícola, tratamento e disposição de lodo séptico no solo.

Tratamento preliminar e remoção de umidade

A etapa preliminar de tratamento do lodo séptico objetiva a remoção de sólidos grosseiros e materiais inadequados aos processos de tratamento biológico ou que possam prejudicar a aplicação final do lodo no solo. Nesse contexto, o gradeamento ou peneiramento pode ser feito no momento do descarte do lodo do caminhão limpa-fossa ou pode-se instalar um sistema específico para peneiramento no momento em que o lodo é encaminhado para a opção de tratamento escolhida.

O lodo séptico, em função de sua umidade, apresenta limitações para ser tratado como resíduo sólido. Desta maneira, uma etapa comum a diversas alternativas de tratamento consiste na separação preliminar entre as frações sólidas e líquidas do lodo séptico. Nesta linha de ação, a Koottatep *et al* (2008) destaca a utilização de processos não mecanizados, a exemplo dos tanques e lagoas de estabilização e dos leitos de secagem para tal fim.

Outro ponto importante a ser considerado na etapa de tratamento preliminar é a característica de má sedimentabilidade do lodo séptico (EPA, 1980). Ao serem utilizados sistemas de tratamento que dependem da capacidade de sedimentação do lodo para seu funcionamento, como é o caso, por exemplo, dos tanques de sedimentação, é de extrema importância que sejam feitos ensaios para verificar a capacidade de sedimentação do lodo séptico ou da mistura de lodo e esgoto doméstico (HEINSS; STRAUSS, 1999). A concentração elevada de óleos e graxas (acima de 300 mg.L^{-1}) é fator de extrema importância que pode afetar negativamente a capacidade de sedimentação.

Tratamentos com ênfase na fase líquida

Uma das alternativas apresentadas por EPA (1980) para o tratamento isolado de lodo séptico é o uso de lagoas para a acumulação e tratamento do lodo. Essa opção apresenta-se como uma das alternativas de menor custo de construção e de operação, por não exigir mão-de-obra com alto nível de especialização. Contudo, as principais desvantagens são a geração de odor, possíveis problemas com atração de vetores e a necessidade de grandes áreas para sua implantação.

A digestão anaeróbia de lodo é um processo amplamente utilizado com o objetivo de estabilizar e reduzir o volume de lodo produzidos em sistemas aeróbios de tratamento de esgoto. Na literatura, há relatos da utilização de biodigestores para a estabilização do lodo séptico, a exemplo de EPA (1980).

Durante o desenvolvimento do PROSAB 3, foram realizados ensaios preliminares com o objetivo de avaliar a aplicação da digestão anaeróbia no tratamento de lodos de tanques sépticos e os resultados mostraram-se promissores quanto à viabilidade do uso de biodigestor para o tratamento do lodo séptico. Segundo EPA (1980), o tratamento de lodo séptico em digestor anaeróbio deve prever um sistema simples de pré-tratamento para remoção de sólidos grosseiros. Contudo, a operação do sistema de digestão se dá de forma idêntica à digestão de lodo aeróbio com as vantagens e desvantagens características deste sistema.

Outra alternativa com custos moderados de implantação e operação é a utilização de *wetlands* construídos para o tratamento de lodo de fossa/tanque séptico. Há relatos da utilização de sistemas de *wetlands* construídos para o tratamento e diversos tipos de efluente que recentemente foram testados como alternativa para o tratamento de lodo proveniente de estações de tratamento de esgoto (HEINSS; KOOTTATEP, 1998) e lodo séptico (KOOTTATEP, 2008A; 2008B). Esta alternativa foi estudada também no âmbito do PROSAB 4, Tema 3 para o tratamento de líquidos percolados de aterros sanitários.

Para o tratamento de lodo séptico, é necessária a instalação de um sistema de fluxo vertical abaixo do leito do sistema de *wetlands*. A grande vantagem do uso de um

sistema desses é a possibilidade de maior acúmulo de lodo e consequente redução na frequência de remoção deste resíduo.

Tratamentos com ênfase na fase-sólida

A opção pela estabilização alcalina é uma alternativa bastante utilizada em diversos estados dos Estados Unidos da América (XCG, 2005). O processo de estabilização alcalina envolve, basicamente, a adição de cal ao lodo séptico para elevar o pH acima de 12 por pelo menos 30 minutos. Existe variação no tipo de cal usada, como, por exemplo, o uso de cal hidratada, no modo como ela é adicionada, líquida ou seca e no modo que se promove a mistura para garantir o contato do lodo com a cal. Os principais objetivos da estabilização com cal são a redução de patógenos, a redução na emissão de odores e a redução na atração de vetores.

A utilização da compostagem para a estabilização de lodos de esgoto foi objeto de estudo do ProSab nos editais 1, 2 e 4. Da mesma forma, Ingallinella (2001) destaca a compostagem com resíduos sólidos orgânicos como uma opção para tratamento da fração sólida do lodo séptico.

Reciclagem agrícola, tratamento e disposição no solo

A reciclagem de lodo séptico em sistemas de aplicação no solo objetiva melhorar as características do solo no que se refere à textura, capacidade de retenção de água e disponibilidade de nutrientes como nitrogênio e fósforo, o que viabiliza condições mais favoráveis para o crescimento de vegetação (EPA, 1995). A utilização de lodo pode ser uma alternativa mais barata para o uso de fertilizantes agrícolas. Ademais, os nutrientes provenientes de fontes orgânicas são liberados mais lentamente do que os de fontes inorgânicas; esses nutrientes orgânicos são menos solúveis em água e, conseqüentemente, estão menos sujeitos a serem "lavados" pelo escoamento de água superficial.

As opções de tratamento e disposição no solo dividem-se em aplicação superficial e incorporação subsuperficial. Os métodos de aplicação superficial compreendem: a irrigação de lodo pré-tratado por aspersão, a irrigação por sulcos e aplicação direta através de caminhão limpa fossa, ou ainda implementos agrícolas adaptados para esse fim. A aplicação sub-superficial consiste basicamente na incorporação do lodo séptico por meio da utilização de implementos agrícolas convencionais.

Outra alternativa de tratamento e disposição no solo é a utilização de trincheiras, conforme destaca EPA (1994). Nesta técnica, uma sequência de trincheiras no solo são escavadas e posteriormente preenchidas com lodo séptico (de 15 a 20 cm). Antes de efetuar o recobrimento das trincheiras com solo (aproximadamente 0,60 m), podem-se manter as trincheiras abertas por um período de tempo de maneira a favorecer a

drenagem e a evaporação da fração líquida do lodo séptico.

Outro sistema de tratamento de resíduos no solo é o sistema de *landfarming*. Sua origem e aplicação têm sido na área petrolífera para degradação de hidrocarbonetos em um sistema controlado de aplicações e revolvimentos contínuos no solo, estimulando a atividade microbiana aeróbia. Pelos custos moderados e efetividade do sistema para tratamento de resíduos com baixa biodegradabilidade, tem sido cada vez mais avaliada a possibilidade de aplicação desta alternativa para a degradação de lodos de esgoto.

Harmsen (2004) classifica os sistemas de *landfarming* em dois grupos principais: sistemas intensivos e sistemas passivos. No primeiro grupo, os processos são otimizados usando ações de gerenciamento intensivas para reduzir os contaminantes em concentrações residuais no espaço de tempo mais curto possível. O segundo grupo, por sua vez, utiliza-se do mínimo de atividades gerenciais, sendo utilizado quando é preciso reduzir as concentrações e dispõe-se de longos períodos para o tratamento.

A EPA (1994) destaca a codisposição de lodo séptico em aterros sanitários como uma alternativa de disposição final para este resíduo. Em nível nacional, a codisposição é uma prática recorrente para disposição de lodos industriais e lodos de estações de tratamento de esgoto. No estado de São Paulo, cerca de 70% da produção de lodo de esgoto das estações de tratamento é encaminhada para aterros sanitários (MACHADO, 2001).

Normalmente, as companhias de saneamento que adotam essa prática realizam o tratamento dos líquidos percolados provenientes dos aterros sanitários que recebem as cargas de lodo. Tal alternativa é viabilizada tanto pelo porte dos aterros sanitários como das estações de tratamento, sendo que nesses casos as quantidades de lodo e líquidos percolados correspondem a uma pequena fração do total a ser tratado.

4.3 Aplicabilidade do tratamento isolado

As alternativas apresentadas no item 4.1 têm vantagens e desvantagens inerentes a cada tecnologia, e a seleção de uma determinada opção, normalmente, vincula-se a vários fatores como, por exemplo: as características esperadas do lodo, a disponibilidade para aplicação no solo, as condições climáticas da região e os recursos financeiros disponíveis para construção dos sistemas de tratamento. Nesse sentido, o tratamento mais adequado varia de caso para caso, não podendo ser generalizado.

A seleção das alternativas de tratamento mais adequadas pode ser considerada um processo por etapas, no qual inicialmente são verificados critérios de seleção visando a descartar as opções que sejam inviáveis por questões financeiras (ex. custos de implantação), técnicas (ex. complexidade de operação, ou capacidade de tratamento) ou

ainda legais. À medida que se avança no processo, são objetivadas informações mais detalhadas e estudos complementares para embasar a tomada de decisão com relação à tecnologia a ser selecionada.

Neste contexto, a seleção do processo tecnológico que será utilizado para o tratamento do lodo deve contemplar a avaliação preliminar das opções de tratamento e destinação final pré-existentes na região para atendimento dos serviços de saneamento ou tratamento de resíduos. A existência de estação de tratamento de esgoto, aterro sanitário para disposição de resíduos sólidos urbanos ou outros sistemas de tratamento de resíduos representa alternativas e pontos de partidas para a concepção de um sistema de tratamento de lodo séptico adequado às condições locais.

A seleção de alternativas está vinculada também às restrições impostas pela legislação. Apesar de não existirem legislações específicas sobre tratamento de lodo séptico em nível nacional, esse tema é abordado de forma pontual pela Resolução Conama 375/2006. A utilização de lodo séptico na agricultura sem tratamento prévio, por exemplo, é vetada pelo referido diploma legal, cuja redação indica a necessidade de tratamento deste tipo de resíduo por uma estação de tratamento de esgoto.

Outro exemplo de como o aspecto legal pode constituir um critério de triagem é a lei 4.867 de 1997, em vigor no município de Natal, cuja redação obriga as empresas de limpa-fossa a possuírem sistema próprio de lagoas de estabilização para tratamento dos resíduos despejos coletados.

Outro critério a ser considerado na seleção de alternativas é a condição das instalações e a capacidade em receber os resíduos a serem tratados. De acordo com levantamentos da Abrelpe (2007), apenas 39% dos municípios brasileiros dão destino e tratamento adequado aos resíduos sólidos urbanos coletados, o que significa que mais da metade dos municípios utiliza-se de formas sanitariamente inadequadas para disposição de resíduos, tais como: aterros controlados e lixões.

Neste panorama, a alternativa de codisposição de lodo séptico em aterros sanitários, por exemplo, fica limitada a um universo aproximado de 2 mil municípios, uma vez que os aterros controlados e vazadouros a céu aberto são inadequados para tal fim. É válido ressaltar que, deste total, deverão ser observadas ainda as características de porte do aterro, bem como as características de balanço hídrico, manejo dos líquidos percolados e condições operacionais da frente de trabalho.

A implantação de centrais específicas para o tratamento do lodo séptico pode estar diretamente relacionada ao porte do município ou à localização de regiões com grande adensamento de fossas/tanques sépticos. De acordo com o último censo do IBGE (2007), aproximadamente 23% dos municípios brasileiros apresentam populações até 5 mil habitantes.

Neste contexto, diversas companhias de saneamento admitem populações mínimas de 5 mil habitantes como critério de viabilidade para implantação de estações de tratamento. Apesar de o grande efetivo populacional estar concentrado nos grandes centros urbanos, os números indicam a magnitude de municípios de pequeno porte com potencial de implantação de centrais específicas para o tratamento de lodo séptico. No Capítulo 5, são apresentados e detalhados os aspectos a serem observados para a concepção e implantação de centrais de tratamento de lodo séptico.

Com relação ao custo das alternativas tecnológicas, Ingallinella *et al* (2001) destacam a utilização de tecnologias de baixo custo para tratamento de lodo séptico, tais como: compostagem com resíduos orgânicos, leitos de secagem, lagoas e tanques de estabilização, *wetlands*, digestão anaeróbica, cotratamento com lodo de esgoto e cotratamento com esgoto doméstico. Para estas opções, a demanda por área é um ponto em comum a ser avaliado, sobretudo no contexto urbano onde as restrições para uso do solo pode ser um fator limitante.

4.4 Experiência do Prosab 5 no tratamento de lodo de fossa/tanque séptico

Os estudos de alternativas tecnológicas para o tratamento de lodo de fossa/tanque séptico desenvolvidos no âmbito do Prosab 5, Tema 6, contemplaram: pré-tratamento de lodo séptico, leitos de secagem, lagoas de estabilização, *landfarming* e compostagem com resíduos orgânicos e podas. A descrição das tecnologias estudadas é apresentada na sequência:

Pré-tratamento de lodo séptico

Entre as pesquisas desenvolvidas neste programa, foi incluída uma proposta inédita para o pré-tratamento do lodo de tanques sépticos que, simultaneamente, promove o adensamento do lodo e viabiliza a redução de cargas no efluente gerado removendo material sedimentável (areia + detritos densos) e material flutuante.

A concepção desse sistema envolve o gradeamento/peneiramento seguido por flotação com microbolhas, com remoção do material flotado. Trata-se de um sistema de flotação simplificado que não dispõe de câmara de saturação – que certamente teria operação/manutenção problemática em se tratando de lodo de fossa/tanques séptico.

Essa unidade presta-se a adensar o lodo antes de destiná-lo ao desaguamento preliminar para codisposição ou cotratamento com resíduos sólidos. Outro aspecto positivo seria atenuar as cargas a serem lançadas em ETE. Neste caso, o material flotado

deve passar por digestão complementar (nos digestores da ETE) ou pode ser submetido ao tratamento por processo aeróbio, por exemplo.

Leitos de secagem

Os leitos de secagem são uma alternativa comumente utilizada para remoção da umidade de lodos de esgoto provenientes de estações de tratamento. Essas unidades constituem-se de estruturas retangulares de alvenaria preenchidas em seu interior com materiais que permitem a drenagem da água presente no lodo. A perda de água ao longo da secagem do lodo também ocorre por meio da evaporação natural.

Entre as principais vantagens associadas à utilização desta tecnologia, destacam-se: baixo valor de investimento, simplicidade operacional, baixo consumo de energia e de produtos químicos. Apesar das vantagens indicadas, os leitos de secagem apresentam limitações inerentes à utilização de fenômenos naturais para remoção da umidade, a exemplo da área requerida para implantação do sistema e a influência climática no desempenho operacional.

De maneira geral, o desaguamento por meio de leitos de secagem pode ser considerado atrativo para o país, especialmente pelas condições climáticas favoráveis encontradas em diversas regiões. Contudo, a utilização desta tecnologia para o desaguamento de lodos de fossa/tanque séptico requer a avaliação específica das características do lodo, podendo exigir a aplicação conjunta de outros processos de tratamento (ex. tratamento preliminar, adensamento, estabilização) para que não haja comprometimento da efetividade do processo.

Lagoas de estabilização

Lagoas de estabilização são grandes reservatórios com pequena profundidade, geralmente delimitados por diques de terra, nos quais as águas residuárias brutas ou os efluentes de um tratamento precedente são tratados unicamente por processos naturais, envolvendo principalmente bactérias e algas. Entre as principais vantagens de sua utilização, destacam-se: a elevada eficiência na remoção de matéria orgânica e organismos patogênicos, a capacidade de assimilar grandes variações de cargas orgânicas e hidráulicas, o baixo custo e a simplicidade na construção, operação e manutenção. No entanto, por reproduzirem os processos naturais de depuração, as lagoas requerem longos tempos de detenção hidráulica para que possa ocorrer a estabilização biológica da matéria orgânica, resultando na necessidade de grandes áreas para a sua implantação.

O uso de lagoas de estabilização é amplamente difundido no Brasil, particularmente na região nordeste, onde as características climáticas favorecem a sua utilização. Em sistemas projetados de acordo com as características locais, bem operados e mantidos, é possível obter efluentes com elevada qualidade.

As lagoas são classificadas em anaeróbias, facultativas e de maturação, podendo ser arranjadas em diferentes combinações e quantidades, formando sistemas de lagoas em série ou paralelo, dependendo do grau de qualidade que se deseja para o efluente final. Sempre que possível, as lagoas devem ser utilizadas em série, pois a série apresenta um comportamento hidráulico melhor, pode facilitar significativa economia de terreno e propicia maior eficiência no tratamento quando comparada a uma única lagoa de área equivalente.

Séries de lagoas podem ser uma boa alternativa para o tratamento de resíduos esgotados de sistemas individuais de tratamento. Sua capacidade de absorver choques de carga diminui o impacto dos lançamentos quase instantâneos dos caminhões limpa-fossa, e seus longos tempos de detenção hidráulica favorecem a decantação dos sólidos sedimentáveis e a degradação da matéria orgânica. É importante que o sistema apresente um tratamento preliminar suficiente e áreas de disposição e secagem de lodos compatíveis com as características dos resíduos esgotados que, bem mais concentrados que o esgoto doméstico, tendem a se acumular mais rapidamente, exigindo maior frequência de limpeza.

Landfarming

Outra alternativa que vem se destacando para o tratamento de resíduos passíveis de biodegradação é o sistema de *landfarming*. De acordo com a definição da NBR 13.894 (ABNT, 1997), o *landfarming* consiste num método de tratamento no qual o substrato orgânico de um resíduo é degradado biologicamente na camada superior do solo. Para tanto, o sistema deve contar com estruturas para proteção do subsolo e das águas subterrâneas do local onde será implantado (estruturas para impermeabilização, drenagem e monitoramento).

A técnica de *landfarming* envolve o espalhamento dos resíduos em uma camada de solo preparada para o tratamento (camada reativa) e o estímulo à atividade microbológica aeróbica através da aeração do solo e adição de água e nutrientes quando necessário. Para avaliação da biodegradação dos resíduos, são realizadas análises químicas, físicas e microbiológicas da camada reativa e também o monitoramento das taxas de respiração do solo.

Os sistemas de *landfarming* podem ser concebidos para operar de maneira ativa ou passiva (HARMSSEN, 2004). A operação ativa objetiva a maximização das taxas de degradação de maneira a permitir a aplicação de altas dosagens de resíduo por hectare de camada reativa e redução das concentrações de contaminantes no menor tempo possível. A operação passiva é utilizada quando se dispõem de períodos mais prolongados para o tratamento, utilizando-se fatores naturais para o decaimento das concentrações dos poluentes.

Algumas vantagens associadas a este sistema de tratamento são destacadas pela EPA (1994), como: a baixa complexidade para projeto e implantação, a efetividade para degradação de compostos orgânicos com taxas lentas de biodegradação e o custo competitivo (estimado entre 30 a 60 U\$ por tonelada de resíduo contaminado).

Neste contexto, em locais com restrição de área e uso do solo tem sido avaliado o uso múltiplo da tecnologia de *landfarming*, incluindo a utilização do sistema como suporte para o desenvolvimento de espécies vegetais e produção de biomassa para fins energéticos.

Por não se tratar de uma técnica de estocagem de resíduos, a exemplo dos aterros de resíduos perigosos, e desde que sejam adotadas as medidas de controle ambiental, o sistema de *landfarming* contribui para a minimização de passivos ambientais. Ao final da vida útil da instalação, deverão ser avaliados os teores de contaminantes remanescentes na camada reativa para então ser definido o destino final do material a ser desmobilizado.

O grau de contaminação remanescente na camada reativa poderá exigir medidas para tratamento e disposição final deste solo, o que implica custos para desativação do sistema. Entretanto, tais custos não chegam a comprometer o equilíbrio financeiro do sistema uma vez que os custos de implantação e operação podem ser considerados baixos em comparação a outras tecnologias de tratamento e disposição final de resíduos.

Do ponto de vista normativo, esta tecnologia é referenciada pelas NBR 13.894 - (ABNT, 1997) e NBR 14.283 (ABNT, 1999), as quais estabelecem, respectivamente, os requisitos mínimos para o projeto do sistema e para a determinação da biodegradabilidade de resíduos pelo método respirométrico. Informações complementares sobre a concepção e características dos sistemas de *landfarming* podem ser encontradas em Harmsen (2004), Andreoli *et al* (2001) e EPA (1994).

Compostagem

O PROSAB, em edições anteriores (Editais 1, 2 e 4), estudou com sucesso a tecnologia da compostagem para tratamento do lodo de estações de tratamento de esgoto, porém o lodo séptico não foi estudado em toda a sua extensão, abrindo a possibilidade para os estudos nesta edição.

A compostagem é um processo aeróbico de estabilização da matéria orgânica através do qual podem ser reduzidas as características iniciais de atratividade de vetores, odores e agentes patogênicos presentes nos resíduos submetidos a esse processo.

O processo de compostagem pode ser implementado por meio de diferentes graus de tecnologia e mecanização, variando de soluções mais simplificadas, como o sistema *windrow* (leiras revolvidas), a sistemas mais complexos, como de leiras estáticas aeradas e reatores biológicos fechados.

Independentemente do grau de mecanização empregado, devem ser observados diversos requisitos para garantir a efetividade do processo, dentre os quais destaca-se o controle rigoroso dos teores de nutrientes, umidade aeração e temperatura.

No contexto do tratamento isolado, a compostagem é uma alternativa a ser avaliada, principalmente em regiões que carecem de sistemas de tratamento. Nesta edição, foram contempladas pesquisas de compostagem de lodo séptico desaguado com podas verdes e com resíduos sólidos urbanos, os quais, a exemplo do lodo séptico, são resíduos que necessitam de tratamento e disposição final adequados na maioria dos municípios brasileiros.

4.4.1 Tratamento preliminar do lodo de fossa/tanque séptico

Introdução

Na presente pesquisa, desenvolveu-se uma unidade de pré-tratamento de lodo de fossa/tanque séptico constituída por gradeamento, desarenador e flotador, cujas funções são, respectivamente, a remoção de sólidos grosseiros, areia e óleos e graxas, antes de seu lançamento em ETE.

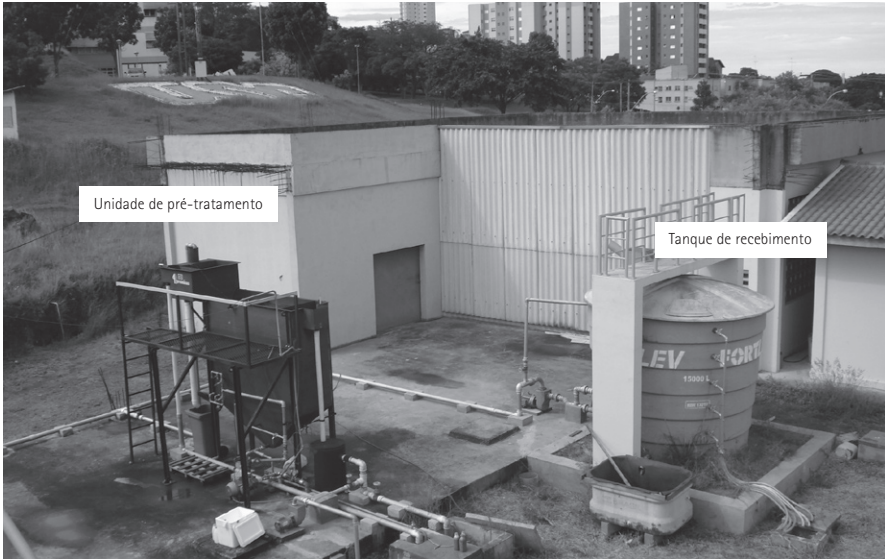
A proposta de se utilizar flotação de lodo de tanques sépticos da forma aqui abordada não é encontrada na literatura técnica, porém, em casos em que há necessidade de se reduzir a carga de DBO, de DQO ou sólidos em estações de tratamento de esgoto, ou quando se deseja promover o pré-adensamento do lodo, visando ao posterior desaguamento (com ou sem digestão), os resultados desta pesquisa demonstraram que se trata de uma alternativa bastante atraente.

Os objetivos desta pesquisa são: (i) concepção, execução e operação de sistema de pré-tratamento de lodo de fossas/tanques sépticos, constituído de gradeamento, desarenador/flotador; (ii) verificação das vantagens, desvantagens e potencialidades de se removerem sólidos grosseiros, areia e de materiais flutuantes, antes de se efetuar a descarga do lodo em estações de tratamento de esgoto; (iii) avaliação da potencialidade de se efetuar a degradação do material flotado por processo anaeróbio ou aeróbio.

Metodologia

A unidade de pré-tratamento apresentada nas Figuras 4.1 e 4.2 foi desenvolvida para promover a flotação de sólidos suspensos, óleos e graxas, e a sedimentação de areia. Ela é composta por uma grade, desarenador e flotador e encontra-se instalada no Campus da Universidade de São Paulo – área 1, na estação de tratamento de esgoto do Campus. A alimentação dessa unidade ocorre mediante descargas de lodo dos caminhos limpa-fossa, armazenados em um tanque de homogeneização de 15m³.

O lodo séptico era recalcado do tanque até a unidade de pré-tratamento por uma



FONTE: USP/EESC

Figura 4.1 Foto do sistema experimental – unidade de pré-tratamento e tanque de recebimento



FONTE: USP/EESC

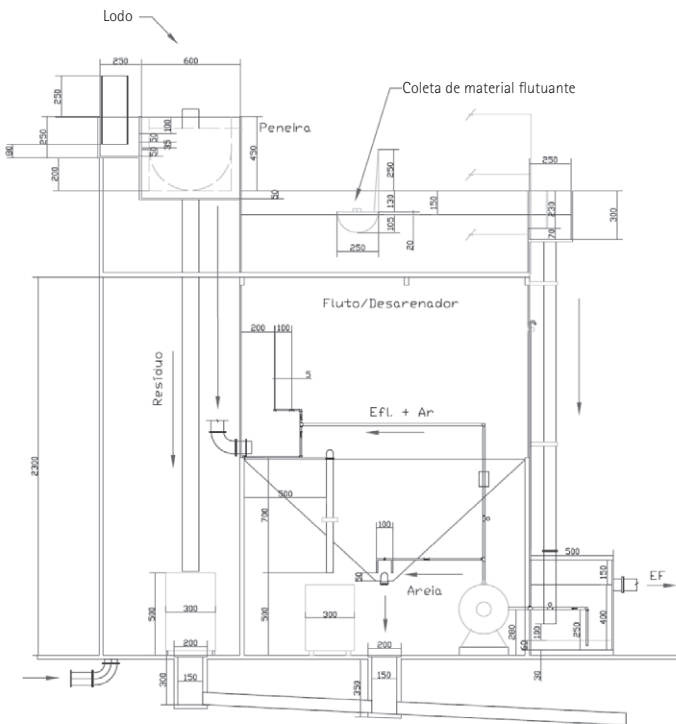
Figura 4.2 Sistema experimental – unidade piloto

bomba do tipo centrífuga autoescorvante que admita controle de vazão mediante o uso de inversor de frequência.

As principais dimensões da unidade piloto utilizadas na presente pesquisa estão apresentadas na Tabela 4.1. A Figura 4.3 representa o corte esquemático do sistema de pré-tratamento.

Tabela 4.1 > Dimensões do tanque de flotação utilizado na pesquisa

TANQUE DE FLOTAÇÃO	DIMENSÕES
Largura (m)	0,70
altura (m)	1,90
Área superficial total (m ²)	1,82
Área superficial útil (m ²)	1,33
Volume útil (m ³)	2,50



FONTE: USP/EESC

Figura 4.3 Corte da instalação piloto para remoção de areia e flotação

O ar utilizado na unidade junto elevatório de recirculação mediante mangueira de Poliuretano com diâmetro interno de 2,4 mm, conectada ao compressor central que abastece todas as necessidades da estação de tratamento de esgoto do campus, marca Raeser Coburg, tipo ECP 630- 250, com as seguintes características: potência de 3 CV, rotação de 2420 rpm, pressão máxima de 10 bar e vazão máxima de 630 L. min⁻¹. Para controlar a vazão de ar, foi instalado registro de agulha. Ressalta-se que esse compressor tinha capacidade bastante excedente em relação à demanda de ar efetivamente utilizada.

A medição da vazão do lodo que alimentava o sistema foi realizada por meio de vertedor triangular de parede delgada. Uma régua graduada permitia a leitura de valores da lâmina líquida, e mediante a fórmula a seguir tem-se a vazão (equação de Thomson):

$$Q = 1,4 \times h^{\frac{5}{2}} \quad \text{Equação 1}$$

Em que:

Q: vazão de recirculação (m³.s⁻¹);

h: altura da lâmina líquida (m).

Parte do efluente do tanque de flotação era recirculada após receber a aplicação de ar na canalização de sucção (conjunto elevatório marca Grundfos – Mark, modelo 08082012).

Essa unidade de flotação foi concedida sem câmara de saturação, pois essa unidade e seus acessórios certamente apresentariam problemas operacionais e de manutenção face às características do lodo.

A pressão desejada na recirculação era controlada por válvulas de esferas e monitorada por manômetro no recalque e vacuômetro na canalização de sucção.

Geralmente, emprega-se na flotação de esgoto uma unidade antecedente de floculação com a adição de polímeros ou coagulantes. Neste caso, para redução de custos, não se empregaram coagulantes e polímeros.

Para que fossem alcançados os objetivos propostos, selecionaram-se quatro taxas de aplicação superficial baseados em resultados de pesquisas relacionadas à flotação convencional de esgoto sanitário.

Na Tabela 4.2 estão apresentados os parâmetros operacionais dos ensaios. A duração de cada ensaio foi estabelecida como cinco vezes o tempo de detenção hidráulica, pois, nesse período, constatava-se a estabilização da operação.

Tabela 4.2 > Parâmetros para realização dos ensaios

TAXA DE APLICAÇÃO SUPERFICIAL (m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹)	VAZÃO		TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA (min)	DURAÇÃO DO ENSAIO (min)
	m ³ .h ⁻¹	L.s ⁻¹		
80	4,43	1,23	33,8	169
110	6,10	1,69	24,6	123
140	7,76	2,16	19,3	97
200	11,08	3,08	13,5	68

Como não há na literatura técnica aplicações do uso de flotação para lodo de tanques sépticos, optou-se por utilizar, como primeira aproximação, a fórmula usual (Equação 2) para projeto de flotação para esgoto sanitário (METCALF & EDDY, 2003). Adotaram-se os seguintes valores para estimativa de vazão de recirculação: razão de ar /sólidos: 0,03; sólidos suspensos: 3000 mg.L⁻¹; solubilidade do ar na temperatura de 20° C: 18,7 mL.L⁻¹; pressão absoluta: 5 atm e fração de ar dissolvido 0,5.

$$\frac{A}{S} = \frac{1,3Sa \times (f \times P - 1) \times R}{Ss \times Q} \quad \text{Equação 2}$$

Em que:

A/S: razão ar/sólidos (mg.mg⁻¹);

Sa: solubilidade do ar na temperatura do efluente (mL.L⁻¹);

F: fração de ar dissolvido à pressão P;

P: pressão absoluta (atm);

Ss: sólidos suspensos (mg.L⁻¹);

R: vazão de recirculação da água saturada (m³.dia⁻¹);

Q: vazão do líquido afluente (m³.dia⁻¹);

A rigor, essa fórmula não se aplica a projetos para flotação com essa concepção (sem câmara de flotação); ela se aplica a casos de flotação por ar dissolvido, que não é o caso. Na configuração proposta nesta pesquisa, a flotação ocorre predominantemente por microbolhas, e não ar dissolvido.

Essa fórmula foi utilizada apenas para se ter um ponto de partida para adoção de parâmetros operacionais preliminares, o que foi seguido de alguns testes de campo antes de se adotar as taxas de aplicação superficial que foram objeto da pesquisa.

Para essa estimativa, adotou-se concentração de sólidos suspensos com valor de 3000 mg.L⁻¹; no entanto, as faixas de variação desse parâmetro são extremamente variáveis

no lodo de fossas/tanques sépticos de diferentes origens.

A vazão de ar foi medida por um micros sensor (HONEYWELL, modelo AWM5104VN). O micros sensor tem capacidade para medir vazão até 1200 L.h⁻¹.

Na Figura 4.4, são apresentadas as fotos dos locais em que foram coletadas amostras para realização das análises. Foram efetuadas três coletas durante as horas de operação relativa a cada ensaio. As amostras individuais, obtidas durante a operação, eram coletadas em recipientes de polietileno com volume útil de 1 L e acondicionadas em caixa térmica com gelo até o final da operação. Em seguida, as mesmas foram encaminhadas a laboratório, onde era preparada a amostra composta.



FONTE: USP/EESC

Figura 4.4

Pontos de coleta de amostras (A) entrada do reator, (B) saída do reator e (C) material flotado

Foram monitorados os parâmetros: DQO, série de sólidos, óleos e graxas, metais, coliformes totais, coliformes termotolerantes, nitrogênio total, fósforo total e ovos de helmintos. Também foram monitorados o lodo flotado e o material sedimentado (areia + outros detritos).

A avaliação do número de ovos de helmintos somente foi feita no primeiro ensaio, pois o número de ovos de helmintos detectado no lodo, de maneira geral, era bastante baixa.

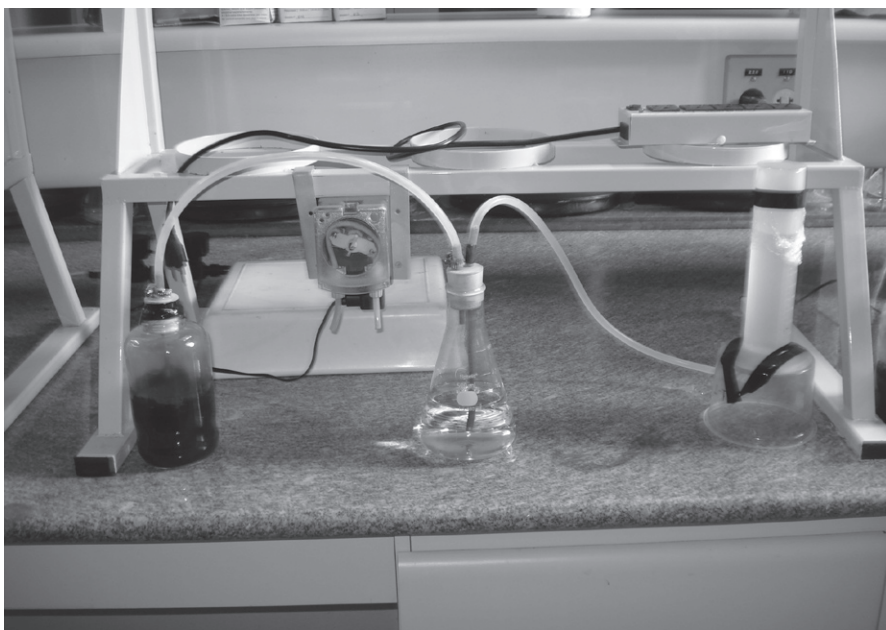
O material retido na peneira era coletado em recipiente de vidro com boca larga e volume útil de 5 L e encaminhado ao laboratório, onde era "secado" em estufa, a 60°C, para posterior análise granulométrica com peneiras de aberturas de 2,0 cm; 1,0 cm; 0,5 cm; 0,2 cm e 0,1 cm.

Ao final de cada ensaio, coletavam-se amostras do fundo do reator para quantificar os detritos sedimentados (ensaio de sólidos totais).

Também foi estudada a degradação do lodo flotado por processos anaeróbio e aeróbio. No processo aeróbio, utilizou-se material recipiente com aerador de aquário e se fez ino-

culação com lodo do tanque de aeração da estação de tratamento de esgoto das Flores de Rio Claro (SP). As variáveis analisadas nesses testes foram: óleos e graxas e DQO.

No processo anaeróbico, o material flotado foi disposto em recipiente de vidro, com volume de 500 mL. Neste caso, a variável analisada foi a produção de gás mediante do deslocamento de líquido (Figura 4.5).



FONTE: USP/EESC

Figura 4.5 Montagem experimental para degradação anaeróbica do lodo flotado

É importante destacar que esses testes de degradação foram realizados sem detalhamento aprofundado, apenas com o intuito de se ter alguma informação sobre a potencialidade de se efetuar a digestão posterior do material adensado, retido no tanque de flotação.

Resultados e discussão

Nas Tabelas 4.3 a 4.6 apresentam-se os resultados dos ensaios realizados com o sistema piloto de flotação. Nessas Tabelas, encontram-se os resultados do lodo afluente e do efluente do sistema. Também se apresentam os resultados pertinentes ao lodo flotado e a eficiência do sistema para as taxas de aplicação superficial selecionadas.

Tabela 4.3 > Resultados do ensaio para taxa de aplicação superficial de $80 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$

PARÂMETROS	ENTRADA	SAÍDA	FLOTADO	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO (%)
N- total (mg.L ⁻¹)	85	67	1892	21,6
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	1.596	877	61.830	45,1
Sólidos totais fixos (mg.L ⁻¹)	649	383	24.805	41,0
Sólidos totais voláteis (mg.L ⁻¹)	947	494	37.025	47,8
Sólidos suspensos (mg.L ⁻¹)	1.123	502	60.203	55,2
Sólidos suspensos fixos (mg.L ⁻¹)	430	147	24.455	65,7
Sólidos suspensos voláteis (mg.L ⁻¹)		693	355	35.748
Óleos e graxas (mg.L ⁻¹)	193	87	7.243	54,9
DQO (mg.L ⁻¹)	1.400	606	71.650	56,7
Fosfato (mg.L ⁻¹)	7	6	273	14,2
Zn (mg.L ⁻¹)	1,402	0,54	64,5	61,5
Pb (mg.L ⁻¹)	0,58	0,42	5,75	27,6
Cd (mg.L ⁻¹)	0,056	0,044	0,178	21,4
Ni (mg.L ⁻¹)	0,166	0,134	1,4	19,3
Fe (mg.L ⁻¹)	41,2	14,96	1632	63,7
Mn (mg.L ⁻¹)	0,533	0,325	24,55	39,0
Cu (mg.L ⁻¹)	0,574	0,213	24,55	62,9
Cr (mg.L ⁻¹)	0,154	0,123	1,361	20,1
Coliformes Totais	$1,82 \times 10^5$	$1,32 \times 10^5$	$5,6 \times 10^5$	< 1 log
Coliformes termotolerantes	$2,2 \times 10^4$	$1,2 \times 10^4$	$2,0 \times 10^6$	< 1 log

Tabela 4.4 > Resultados do ensaio para taxa de aplicação superficial de 110 m³.m⁻².dia⁻¹

PARÂMETROS	ENTRADA	SAÍDA	FLOTADO	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO (%)
N- total (mg.L ⁻¹)	506	261	833	48,5
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	7.535	1.372	17.201	81,8
Sólidos totais fixos (mg.L ⁻¹)	3.138	625	6.763	80,1
Sólidos totais voláteis (mg.L ⁻¹)	4.397	747	10.438	83,0
Sólidos suspensos (mg.L ⁻¹)	6.650	550	16.605	91,7
Sólidos suspensos fixos (mg.L ⁻¹)	2.193	248	6.655	88,7
Sólidos suspensos voláteis (mg.L ⁻¹)	4.458	303	9.950	93,2
Óleos e graxas (mg.L ⁻¹)	581	105	2101	81,9
DQO (mg.L ⁻¹)	7.250	778	19.233	89,3
Fosfato (mg.L ⁻¹)	74	51	153	31,3
Zn (mg.L ⁻¹)	8,932	3,265	27,73	63,4
Pb (mg.L ⁻¹)	0,4	0,15	0,85	62,5
Cd (mg.L ⁻¹)	0,034	0,024	0,044	29,4
Ni (mg.L ⁻¹)	0,211	0,073	0,388	65,4
Fe (mg.L ⁻¹)	225	25,1	599	88,8
Mn (mg.L ⁻¹)	1,77	0,231	10	86,9
Cu (mg.L ⁻¹)	1,389	0,159	9,88	88,6
Cr (mg.L ⁻¹)	0,148	0,03	0,365	79,7
Coliformes Totais	1,64 x 10 ⁵	4,2 x 10 ⁴	1,6 x 10 ⁶	1 log
Coliformes termotolerantes	1,4 x 10 ⁴	1,0 x 10 ³	7,0 x 10 ⁵	1 log

Tabela 4.5 > Resultados do ensaio para taxa de aplicação superficial de 140 m³.m⁻².dia⁻¹

PARÂMETROS	ENTRADA	SAÍDA	FLOTADO	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO (%)
N- total (mg.L ⁻¹)	439	287	1.707	34,6
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	6.346	2.899	41.939	54,3
Sólidos totais fixos (mg.L ⁻¹)	2.701	1.240	15.088	54,1
Sólidos totais voláteis (mg.L ⁻¹)	3.645	1.659	26.851	54,5
Sólidos suspensos (mg.L ⁻¹)	5.612	2.318	38.588	58,7
Sólidos suspensos fixos (mg.L ⁻¹)	2.270	915	13.625	59,7
Sólidos suspensos voláteis (mg.L ⁻¹)	3.342	1.403	24.963	58,0
Óleos e graxas (mg.L ⁻¹)	737	201	5.173	72,7
DQO (mg.L ⁻¹)	7.000	4.076	56.230	41,8
Fosfato (mg.L ⁻¹)	108	87	440	19,5
Zn (mg.L ⁻¹)	7,433	2,977	34,860	59,9
Pb (mg.L ⁻¹)	0,620	0,400	3,950	35,5
Cd (mg.L ⁻¹)	0,043	0,026	0,102	39,5
Ni (mg.L ⁻¹)	0,158	0,085	0,773	46,2
Fe (mg.L ⁻¹)	112,500	55,260	890,800	50,9
Mn (mg.L ⁻¹)	1,317	0,621	9,070	52,8
Cu (mg.L ⁻¹)	1,416	0,609	11,440	57,0
Cr (mg.L ⁻¹)	0,245	0,057	1,315	76,7
Ovos de helmintos (Nº de ovos.L ⁻¹)	ND	ND	ND	-

ND: NÃO DETECTÁVEL

Tabela 4.6 > Resultados do ensaio para taxa de aplicação superficial de 200 m³.m⁻².dia⁻¹

PARÂMETROS	ENTRADA	SAÍDA	FLOTADO	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO (%)
N- total (mg.L ⁻¹)	70	55	86	21,3
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	1.426	1.098	2.207	23,0
Sólidos totais fixos (mg.L ⁻¹)	952	742	1.105	22,1
Sólidos totais voláteis (mg.L ⁻¹)	474	356	1.102	24,9
Sólidos suspensos (mg.L ⁻¹)	912	752	1.638	17,5
Sólidos suspensos fixos (mg.L ⁻¹)	645	502	790	22,1
Sólidos suspensos voláteis (mg.L ⁻¹)	267	250	847	6,5
Óleos e graxas (mg.L ⁻¹)	199	137	411	31,2
DQO (mg.L ⁻¹)	709	597	2.278	15,7
Fosfato (mg.L ⁻¹)	15	12	24	15,1
Zn (mg.L ⁻¹)	0,977	0,588	1,590	39,8
Pb (mg.L ⁻¹)	0,400	0,310	0,410	22,5
Cd (mg.L ⁻¹)	0,046	0,037	0,020	19,6
Ni (mg.L ⁻¹)	0,076	0,060	0,097	21,1
Fe (mg.L ⁻¹)	24,260	19,850	44,760	18,2
Mn (mg.L ⁻¹)	0,279	0,219	0,523	21,5
Cu (mg.L ⁻¹)	0,294	0,268	0,847	8,8
Cr (mg.L ⁻¹)	0,060	0,041	0,082	31,7
Coliformes Totais (NMP/100 mL)	1,18 x 10 ⁷	3,7 x 10 ⁶	1,7 x 10 ⁸	1 log
Coliformes termotolerantes (NMP/100 mL)	1,8 x 10 ⁶	1,1 x 10 ⁶	1,2 x 10 ⁷	1 log

Nota-se, na Figura 4.6 e nas Tabelas 4.3 a 4.6, que a taxa de aplicação superficial de $110 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ foi a mais eficiente em relação aos outros ensaios.

Conclui-se claramente que a unidade apresentou bom desempenho, na faixa da taxa de aplicação superficial de 90 a $120 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

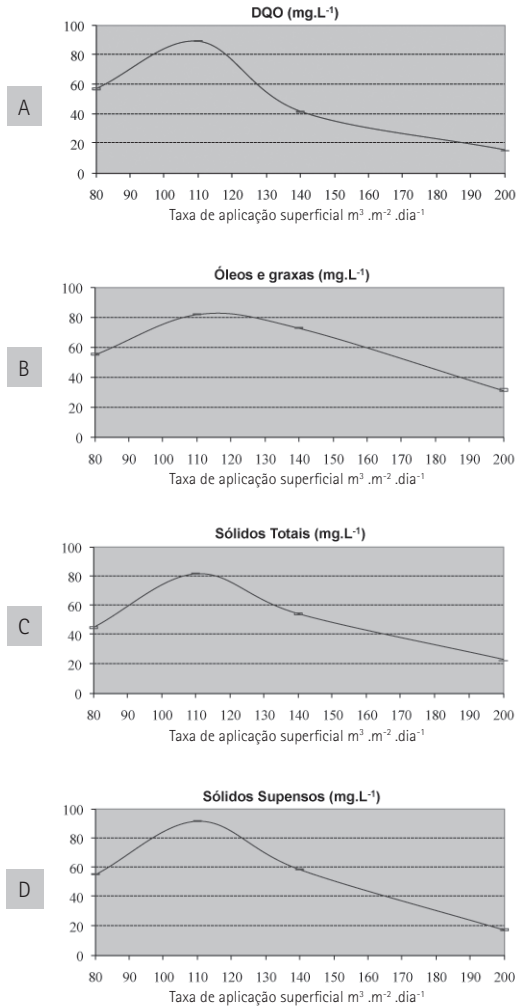


Figura 4.6

Eficiência de remoção em relação às taxas de aplicação superficial (A) DQO, (B) óleos e graxas, (C) sólidos totais e (D) sólidos suspensos

Na Tabela 4.7, apresentam-se resultados de determinações de sólidos totais, fixos e voláteis no material sedimentado (areia + detritos) no tanque de flotação.

Tabela 4.7 > Resultados dos sólidos totais presentes no material sedimentado

superficial (m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹)	TAXA DE APLICAÇÃO		
	Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	Sólidos totais fixos (mg.L ⁻¹)	Sólidos totais voláteis (mg.L ⁻¹)
80	0	29.765	39.825
110	2.636	1.187	1.449
140	34.132	13.845	20.287
200	9797	5407	4390

Mediante essas determinações de sólidos, constatou-se que o material removido por sedimentação apresenta, ainda, elevado teor de sólidos voláteis, o que demonstra a necessidade de aprimoramento do sistema (aplicação de mais ar no fundo) para se obter areia com menos "impurezas".

Pela análise dos resultados, nota-se que não houve remoção adequada de fósforo. Vale ressaltar que não foram utilizados coagulantes nem polímeros nesses ensaios. Remoções de fósforo podem ser obtidas através da precipitação química, utilizando-se polímeros ou coagulantes, tais como o sulfato de alumínio e o cloreto férrico.

Na Tabela 4.8, estão apresentados os resultados da taxa de aplicação de sólidos para os ensaios realizados, bem como a faixa de variação encontrada na literatura. As concentrações de sólidos suspensos foram maiores nos ensaios com taxa de aplicação superficial 110 m³.m⁻².dia⁻¹ e 140 m³.m⁻².dia⁻¹, por isso, a taxa de aplicação de sólidos relativamente elevada e fora da faixa recomendada pela literatura.

Tabela 4.8. Taxa de aplicação de sólidos dos ensaios e da faixa de variação encontrada na literatura

TAXA DE APLICAÇÃO SUPERFICIAL (m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹)	TAXA DE APLICAÇÃO DE SÓLIDOS (Kg.m ² .dia ⁻¹)	TAXA DE APLICAÇÃO DE SÓLIDOS (Kg.m ² .dia ⁻¹)
80	89,8	52,8 ¹ a 585,6 ²
110	731,5	
140	785,7	
200	182,5	

FONTE: ¹EPA (1975); ²METCALF & EDDY (2003)

A relação ar-sólido é um parâmetro importante no projeto da unidade do sistema de flotação, pois o desempenho do sistema de flotação depende de se ter uma quantidade

de bolhas de ar suficiente para flotar substancialmente todos os sólidos suspensos presentes. Nos ensaios realizados, para as taxas de aplicação de 80; 110; 140 e 200 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, as relações ar-sólido foram 0,481; 0,081; 0,096 e 0,592, respectivamente.

A faixa de variação de ar-sólido encontrada na literatura é de 0,005 a 0,1 (EPA, 1975; DICK, 1972). A relação de ar-sólido para as taxas de 80 e 200 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ foram superiores a encontradas na literatura.

Na Figura 4.7, estão apresentadas as curvas granulométricas do material retido na peneira da unidade piloto e na Tabela 4.9 estão apresentados os dados da quantidade de sólidos retidos por m^3 de lodo em cada abertura das peneiras para as taxas de aplicação superficial utilizadas.

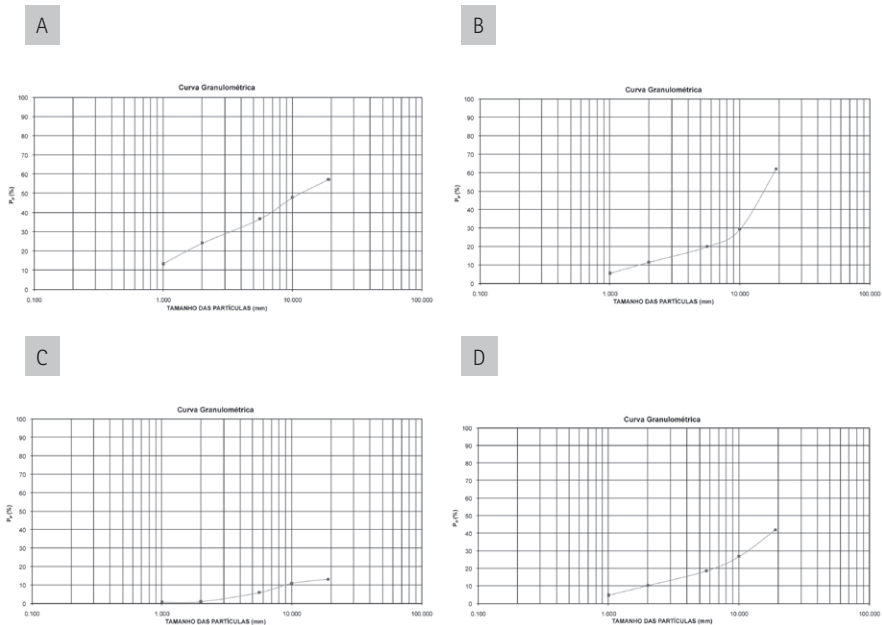


Figura 4.7

Curva granulométrica do material retido na peneira nos ensaios: ensaio para taxa de aplicação superficial $80 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ (A), ensaio para taxa de aplicação superficial $110 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ (B), ensaio para taxa de aplicação superficial $140 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ (C) e ensaio para taxa de aplicação superficial $200 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ (D).

Tabela 4.9 > Quantidade de sólidos retidos por m^3 de lodo em cada abertura das peneiras para as taxas de aplicação superficial utilizadas.

TAXA DE APLICAÇÃO SUPERFICIAL ($m^3.m^{-2}.dia^{-1}$)	DIÂMETRO DA PENEIRA (mm)				
	19,0	10,0	5,6	2,0	1,0
80	0,0012	0,0003	0,0003	0,0004	0,0003
110	0,0015	0,0013	0,0004	0,0003	0,0002
140	0,0079	0,0003	0,0006	0,0003	0,0001
200	0,0013	0,0003	0,0002	0,0002	0,0001

Em relação aos testes complementares com o lodo flotado, mediante digestão aeróbia, seus resultados são apresentados nas Tabelas 4.10 a 4.12.

Com base nas Tabelas 4.3 a 4.6, pode-se estimar que o lodo flotado apresentou as seguintes porcentagens de sólidos totais: 6,2%; 1,7%; 4,2% e 0,2% para as taxas de aplicação: 80; 110; 140 e 200 $m^3.m^{-2}.dia^{-1}$, respectivamente. Esses resultados permitem inferir que, para se conseguir lodo flotado com adensamento razoável, para o caso, a taxa de aplicação deve ser menor que 110 $m^3.m^{-2}.dia^{-1}$.

Tabela 4.10 > Resultados do processo aeróbio para degradação complementar do lodo flotado (taxa de aplicação superficial de 80 $m^3.m^{-2}.dia^{-1}$)

PARÂMETROS	1º DIA	8º DIA	11º DIA	EFICIÊNCIA (%)
DQO	71.650	52.550	43.620	39,1
Óleos e graxas	7.243	2.109	1.855	74,4

Tabela 4.11 > Resultados do processo aeróbio para degradação complementar do lodo flotado (taxa de aplicação superficial de 110 $m^3.m^{-2}.dia^{-1}$)

PARÂMETROS	1º DIA	10º DIA	EFICIÊNCIA (%)
DQO	19.233	16.950	11,9
Óleos e graxas	2.101	1,37	31,6

Tabela 4.12 > Resultados do processo aeróbio para degradação complementar do lodo flotado para a taxa de aplicação superficial de 140 $m^3.m^{-2}.dia^{-1}$:

PARÂMETROS	1º DIA	19º DIA	EFICIÊNCIA (%)
DQO	56.230	6.604	88,3
Óleos e graxas	5.173	497	90

Os ensaios de aeração, realizados primeiramente, corresponderam às taxas de aplicação superficial de 80 e 120 m³.m⁻².dia⁻¹. Esses ensaios foram realizados sem a inoculação.

Contudo, face à eficiência relativamente baixa constatada nesses ensaios, optou-se por utilizar o lodo flotado para a taxa de aplicação superficial de 140 m³.m⁻².dia⁻¹; decidiu-se, neste caso, efetuar a inoculação com lodo de um sistema de lodos ativados (ETE Jardim das Flores, Rio Claro, SP). Neste caso, os resultados de eficiência foram bastante animadores (88,3 e 90% para remoção de DQO e de óleos e graxas, respectivamente).

No que se refere aos testes visando à degradação anaeróbia monitorados pela produção de gases, os resultados não foram conclusivos; contudo, em todos os testes, a produção de gás foi extremamente pequena; mesmo quando se aplicam inóculos.

Conclusões

O sistema de flotação por microbolhas aplica-se ao adensamento do lodo de fossas/ tanque sépticos.

O sistema de flotação por microbolhas pode promover elevada remoção DQO, sólidos suspensos, óleos e graxas e de alguns metais, para taxas de aplicação superficial da ordem de 110 m³.m⁻².dia⁻¹, conforme a configuração adotada nesta pesquisa.

A digestão aeróbia do lodo flotado pode apresentar elevada degradação de óleos e graxas e remoção de DQO, aplicando-se inóculo, em período de aeração superior a 20 dias.

O lodo flotado apresentou certa dificuldade para se ter degradação anaeróbia de maneira satisfatória (produção de gases).

4.4.2 Desaguamento de lodo de fossa/tanque séptico em leitos de secagem

Introdução

Leitos de secagem constituem unidades destinadas à redução natural de umidade. De forma geral, requerem grandes áreas e simples critérios operacionais, sendo o desempenho dessas unidades dependente da concepção do projeto de suas partes constituintes como: tanque, camada drenante, sistema de drenagem e cobertura. Também devem ser consideradas nesse desempenho as condições de cada região.

Geralmente, são projetados em formatos de tanques retangulares, com operação em regime de batelada, sendo que depois de estabelecido o término do ciclo de secagem do lodo inicia-se um novo regime. Segundo Aisse *et al* (1999), a perda de umidade por percolação na camada drenante é o processo que melhor contribui para essa perda, sendo apresentadas as concentrações de sólidos de até 20%. A fase de evaporação é determinante para o alcance de concentrações maiores.

Para o estudo do desaguamento natural de lodo de fossa/tanque séptico foram induzidas coletas para lançamento direto em leitos de secagem piloto, com e sem cobertura. Para avaliação do desempenho dessas unidades, foram realizadas caracterizações em laboratório do lodo bruto e do líquido drenado, considerando as condições climáticas do período de desaguamento. Verificou-se que o lodo de fossa/tanque séptico apresenta grande variabilidade de suas características, com tendência a apresentar altas cargas de sólidos e de matéria orgânica, implicando em grandes períodos de desaguamento, acarretando problemas na operação dessa tecnologia, agravada pela condição climática da região, a qual apresenta precipitações pluviométricas frequentes. Os objetivos da pesquisa foram: monitorar o período de desaguamento para diferentes taxas de aplicação; avaliar a utilização de maiores lâminas de lodo em leitos; caracterizar o líquido drenado dos leitos; avaliar a utilização de cobertura de leitos de secagem para a região.

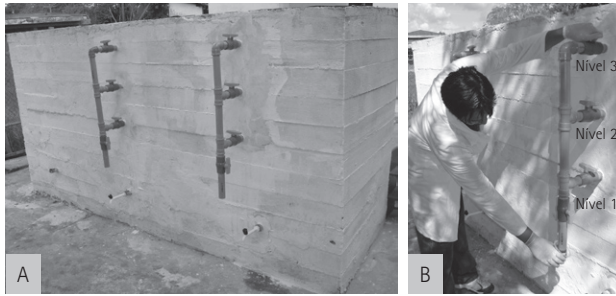
Metodologia

Para o estudo da remoção natural de umidade de lodo removido de fossa/tanque séptico, foi utilizado sistema experimental de secagem de lodo que está instalado no campus profissional da Universidade Federal do Pará (UFPA). O sistema foi composto por leitos de secagem cobertos e descobertos, os quais apresentam altura total de 1,4 m, área superficial de 1 m² (1 m de largura e 1 m de comprimento). Os tanques apresentam declividade de 2% em direção à tubulação de coleta do percolado, que tem diâmetro de 32 mm (PVC), enquanto o material do meio filtrante dos leitos foi construído com seixo.

Monitoramentos do desaguamento do lodo séptico em leitos de secagem piloto

O monitoramento do desaguamento em leitos de secagem compreendeu duas etapas principais:

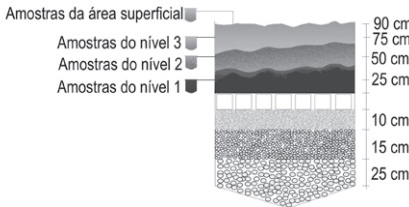
- *Experimento realizado em 17/06/08*: foram utilizados dois leitos pilotos (um coberto e um descoberto). Na ocasião, foram lançados 550 Ls de lodo séptico bruto em cada leito (lodo proveniente de apenas uma fossa séptica). A amostragem consistiu na retirada de 1 L para cada lançamento realizado.
- *Experimento realizado em 26/08/08*: consistiu no lançamento de lodo bruto removido de duas fossas sépticas em dois leitos de secagem (coberto de 1 m² e descoberto de 1 m²) do Campus Guamá da UFPA. Os experimentos tiveram altura inicial da camada de lodo de 90 cm (900 L de volume). Para essa ocasião, os leitos foram modificados para a coleta de amostras em diferentes níveis, conforme mostrados na Figura 4.8.



FONTE: UFPA

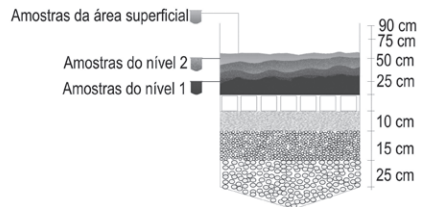
Figura 4.8 Vista dos leitos de secagem piloto com dispositivo para a coleta de amostras em níveis.

A diminuição do volume de lodo no decorrer do período de desaguamento nos leitos de secagem reduziu a quantidade de amostras coletadas diariamente, passando de quatro no início para uma amostra no final do experimento, conforme representado nas Figuras 4.9 a 4.12.



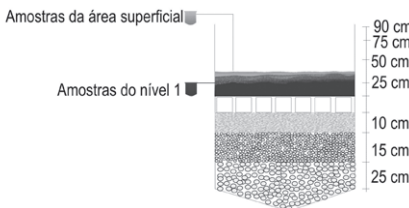
FONTE: UFPA

Figura 4.9 Coleta de amostras em níveis (4 amostras diárias)



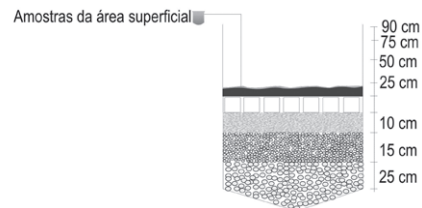
FONTE: UFPA

Figura 4.10 Coleta de amostras em níveis (3 amostras diárias)



FONTE: UFPA

Figura 4.11 Coleta de amostras em níveis (2 amostras diárias)



FONTE: UFPA

Figura 4.12 Coleta de amostras em níveis (1 amostra diária)

Resultados

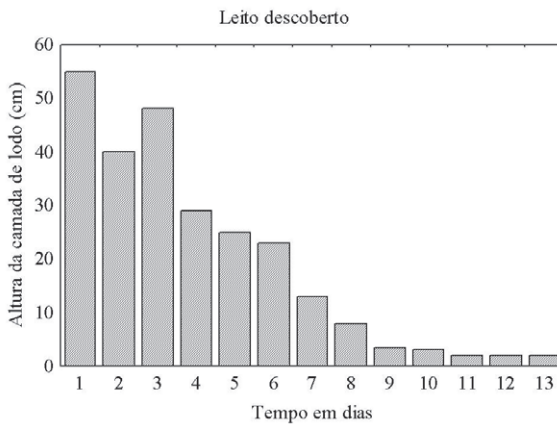
Experimento realizado em 17/06/08

Na Tabela 4.13 são apresentadas as características do lodo bruto lançado nos leitos de secagem (experimento realizado em 17/06/2008).

Tabela 4.13 > Caracterização do lodo bruto lançado nos leitos de secagem.

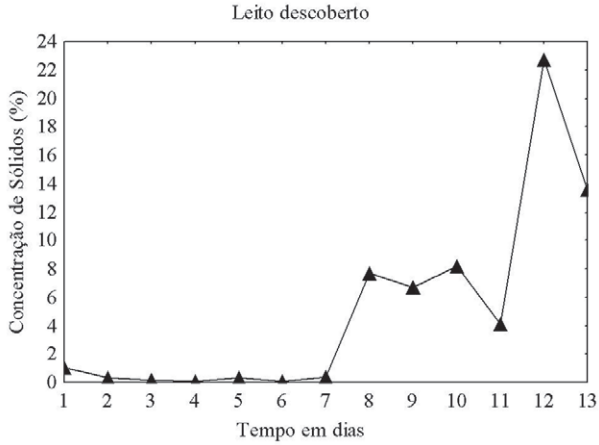
LEITO DESCOBERTO			LEITO COBERTO		
DQO (mg.L ⁻¹)	DBO (mg.L ⁻¹)	Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	DQO (mg.L ⁻¹)	DBO (mg.L ⁻¹)	Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)
33.670	2.374	12.327	31.650	2.587	10.950

As taxas de aplicação de sólidos foram de 6,0 KgST/m² para o leito coberto e 6,7 KgST/m² para o leito descoberto. Os períodos de desaguamento nos leitos coberto e descoberto foram de 21 e 13 dias, respectivamente. Na Figura 4.6 são mostradas as variações da altura de lodo residual no leito descoberto, e na Figura 4.7 são apresentados os valores da concentração de sólidos na torta durante o período de desaguamento. Vale ressaltar que, neste experimento, as amostras do lodo desaguado foram coletas na superfície da torta através de uma amostragem diária.



FONTE: UFPA

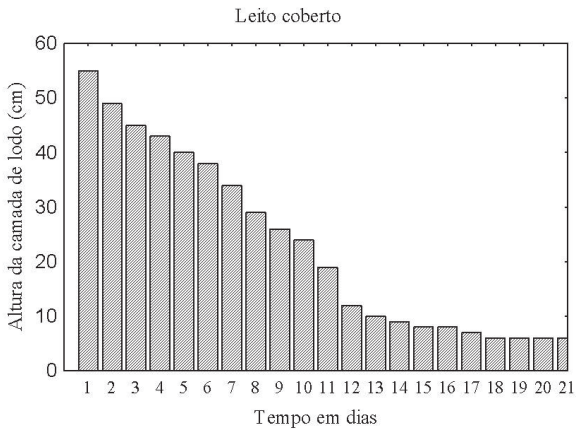
Figura 4.13 Altura da camada de lodo residual: leito descoberto



FONTE: UFPA

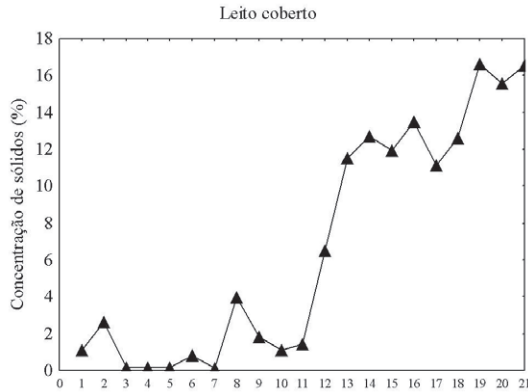
Figura 4.14 Variação da concentração de sólidos na torta do leito descoberto

Na Figura 4.15 são mostradas as variações da altura de lodo residual no leito coberto, e na Figura 4.16 são apresentados os valores da concentração de sólidos na torta durante o período de desaguamento.



FONTE: UFPA

Figura 4.15 Altura da camada de lodo residual: leito coberto



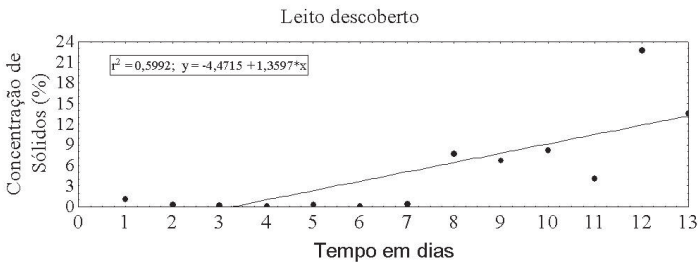
FONTE: UFPA

Figura 4.16 Variação da concentração de sólidos na torta do leito coberto

A concentração de sólidos totais no leito coberto atingiu 16% em 21 dias, enquanto o teor de sólidos no leito descoberto foi de 13% em 13 dias. As diminuições nas concentrações de sólidos totais registradas no 10º e 13º dias no leito descoberto são atribuídas às precipitações pluviométricas. Este fator contribui para o baixo desempenho deste experimento na redução do teor de umidade do lodo séptico.

Na Figura 4.17 e na Figura 4.18 são apresentadas as curvas de regressão linear e os cálculos do coeficiente R^2 para os leitos, para análise da tendência linear de concentrações de sólidos em leitos de secagem.

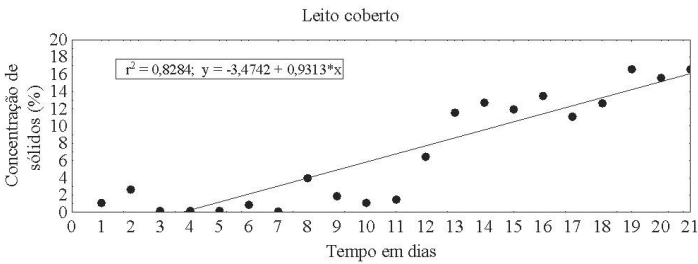
A partir dessas análises de correlação, observou-se que ocorreu grande variabilidade da concentração de sólidos nos leitos, para taxas de aplicação de valores próximos, apesar das concentrações de sólidos semelhantes nos primeiros dias (1º ao 7º) para os dois leitos. Apenas 59,9% dos dados obtidos para o leito descoberto apresentam bom



FONTE: UFPA

Figura 4.17 Regressão linear para a concentração de sólidos do leito descoberto

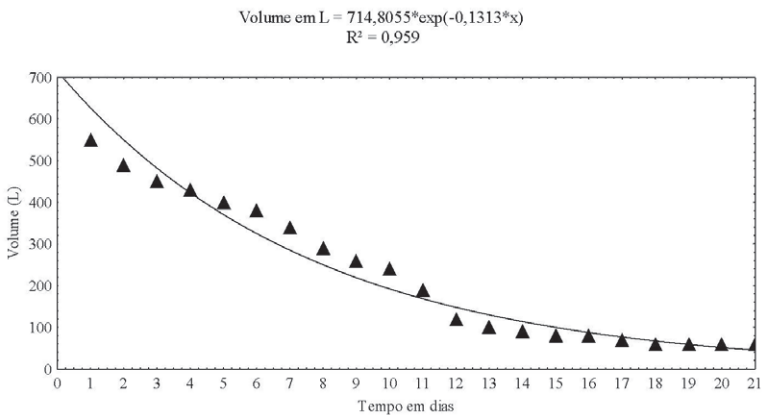
desempenho para a concentração de sólidos e 82,8% dos dados obtidos para o leito coberto indicam melhor desempenho do mesmo.



FONTE: UFPA

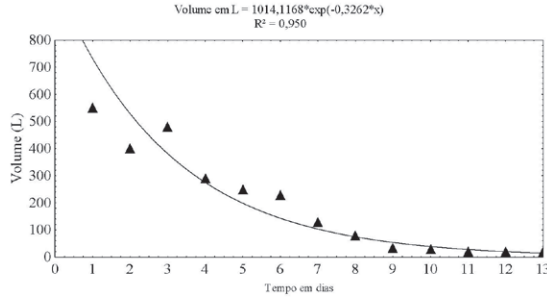
Figura 4.18 Regressão para a concentração de sólidos do leito coberto

Gutierrez (2003) realizou desaguamento nos mesmos leitos experimentais. Obteve ciclos de secagem de 18 dias para carga aplicada de 1,37 KgST/m² (cerca de 5 vezes menor que o experimento atual), volume de 450 L e altura de lâmina de lodo de 45 cm. A autora ressalta que, para aquela ocasião, a precipitação pluviométrica ocorrida durante o período do desaguamento pouco influenciou o desempenho do leito descoberto, sendo observadas concentrações de sólidos de 25,4% para o leito coberto e 35,6% para o descoberto. Na Figura 4.19 e na Figura 4.20 são apresentadas as curvas de regressão exponencial, representando o decaimento do volume de lodo nos leitos de secagem.



FONTE: UFPA

Figura 4.19 Regressão exponencial para o volume da camada de lodo no leito descoberto



FONTE: UFPA

Figura 4.20 Regressão exponencial para o volume da camada de lodo no leito coberto

Os coeficientes de índices de correlação R^2 (0,950 e 0,959) indicaram que a diminuição de volume deve se enquadrar em queda exponencial, sendo isso confirmado por 95,0% dos dados de volume do leito descoberto e 95,9% dos dados de volume do leito coberto. Para o leito descoberto, no segundo dia de desaguamento, a perda de volume alcançou 27%, enquanto na metade do período foi de 76% e no final do período igual a 96%. No leito coberto as perdas foram respectivamente de 10, 59 e 89 % para os períodos inicial, médio e final de desaguamento.

Também foram avaliadas as concentrações de DBO e DQO no líquido drenado dos leitos de secagem. Na Tabela 4.14 é apresentada a estatística descritiva dos dados obtidos.

Tabela 4.14 > DQO e DBO do líquido drenado dos leitos (Experimento realizado em 17/06/08)

LEITO DESCOBERTO				LEITO COBERTO			
DQO (mg.L ⁻¹)		DBO (mg.L ⁻¹)		DQO (mg.L ⁻¹)		DBO (mg.L ⁻¹)	
5 dados		8 dados		13 dados		16 dados	
Máx	Min	Méd	DP	Máx	Min	Méd	DP
1.770	1.110	1.477	240	375	209	304	61
1.915	1.115	1.443	216	381	163	289	69

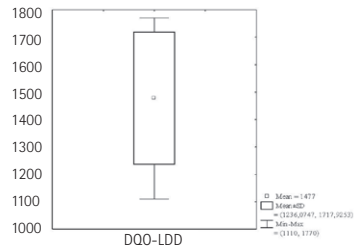
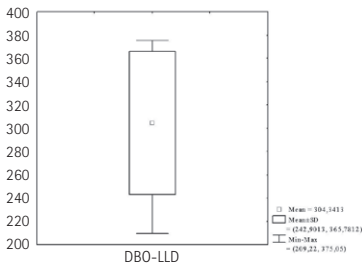


Figura 4.21 Variação da DBO - LDD

Figura 4.22 Variação da DQO - LDD

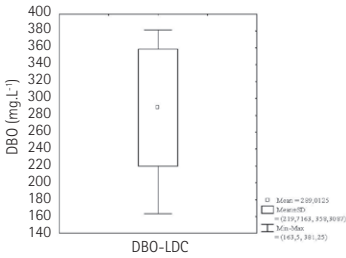


Figura 4.23 Variação da DBO – LDC

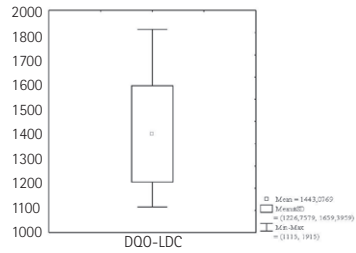


Figura 4.24 Variação da DQO – LDC

Gutierrez (2003) identificou valores de DQO na faixa compreendida entre 54 mg.L⁻¹ e 237 mg.L⁻¹ para o leito coberto, e na faixa de 37 mg.L⁻¹ a 163 mg.L⁻¹ para o leito descoberto, indicando a baixa influência da precipitação nos resultados do leito descoberto.

Experimento realizado em 26/08/08

Nas Tabelas 4.15 e 4.16 são apresentadas as características do lodo bruto lançado nos leitos de secagem.

Tabela 4.15 > Caracterização do lodo bruto lançado nos leitos de secagem (DQO e DBO)

LEITO DESCOBERTO				LEITO COBERTO											
DQO (mg.L ⁻¹)				DBO (mg.L ⁻¹)				DQO (mg.L ⁻¹)				DBO (mg.L ⁻¹)			
4 dados				4 dados				4 dados				4 dados			
Máx	Min	Méd	DP	Máx	Min	Méd	DP	Máx	Min	Méd	DP	Máx	Min	Méd	DP
27.850	22.450	24.550	2.346	1.840	755	1.516	514	32.200	13.650	20.137	8.338	1.623	914	1.119	336

Tabela 4.16 > Caracterização do lodo bruto lançado nos leitos de secagem (Sólidos Totais)

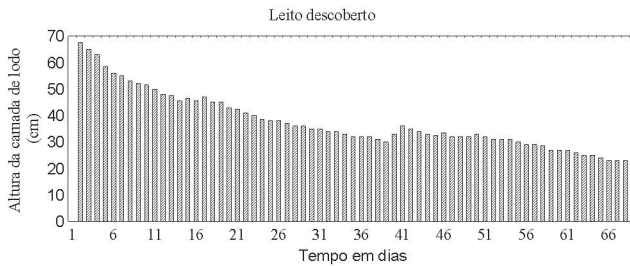
LEITO DESCOBERTO				LEITO COBERTO			
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)				Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)			
4 dados				4 dados			
Máx	Min	Méd	DP	Máx	Min	Méd	DP
32.818	30.960	32.003	947	32.342	1.448	9.662	15.132

Meneses *et al* (2001), em estudo de caracterização de lodos provenientes de tanques sépticos na cidade de Natal, identificaram valores de DBO e DQO variando na faixa de 1.020 a 4.800 mg.L⁻¹ e valores de Sólidos Totais variando de 2.280 mg.L⁻¹ a 39.238 mg.L⁻¹. Os valores altos para esses parâmetros são atribuídos à falta de manutenção dos tanques sépticos, situação semelhante à que ocorre no município de Belém (PA).

Belli Filho *et al* (2002), em estudo para avaliação da digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos com lodo de fossa/tanque séptico, também identificaram grande

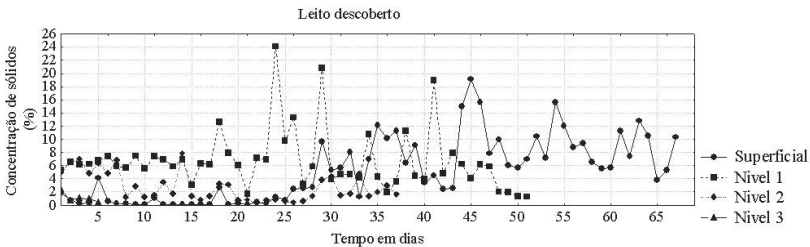
variabilidade em relação aos parâmetros de caracterização do lodo séptico. As faixas de DBO para este estudo foram de 300 mg.L^{-1} a 3.600 mg.L^{-1} , enquanto a DQO atingiu valores de 528 mg.L^{-1} a 18.410 mg.L^{-1} . Para os Sólidos Totais, a variação foi de 516 mg.L^{-1} a 31.580 mg.L^{-1} .

As taxas de aplicação para os experimentos de 26 de agosto de 2008 foram de $29,37 \text{ KgST/m}^2$ para o leito coberto e de $8,09 \text{ KgST/m}^2$ para o leito descoberto. Os períodos de desaguamento nos leitos descoberto e coberto foram de 69 e 21 dias, respectivamente. Nas Figuras 4.25 e 4.26 são mostradas as variações da altura de lodo residual e de concentração de sólidos (valores médios) na torta do leito descoberto.



FONTE: UFPA

Figura 4.25 Altura da camada de lodo residual – leito descoberto



FONTE: UFPA

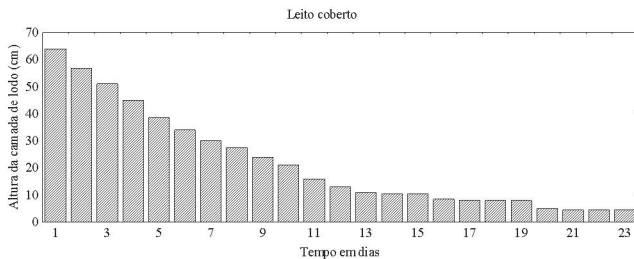
Figura 4.26 Variação da concentração de sólidos na torta do leito descoberto

A aplicação de lâmina de lodo com 90 cm de altura e alta taxa indicou o aumento no ciclo de desaguamento em mais de 50% do que rotineiramente é estimado para este processo (ciclo de 30 dias para redução de umidade, raspagem de lodo e parada do uso do meio filtrante). A alta concentração de sólidos totais proporcionou uma lâmina de lodo desaguado final de 23 cm. Gutierrez (2003) realizou desaguamento de lodo com taxa aplicada de $20,65 \text{ KgST/m}^2$ para o leito descoberto e obteve 40 dias de ciclo de desaguamento e lâmina final de 16 cm.

A verificação da concentração de sólidos em níveis possibilitou avaliação do perfil desse parâmetro no leito de secagem, o que mostrou a variabilidade dessa informação quanto à concentração de sólidos no leito. Nas amostras superficiais, a concentração de sólidos do primeiro dia foi de 1,79% e de 10,30% no 69º dia, apresentando picos de concentração de 12 e 19% no período analisado. Nas amostras do nível 1 (base do perfil), a concentração de sólidos apresentou valor de 5,24% no primeiro dia e de 6,71% para o 47º dia (último de coleta de amostra nesse nível), com picos de 12,6%; 20,0% e 24,0 % no período.

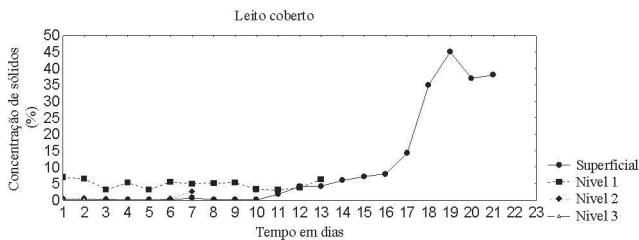
Nas amostras do nível 2, a concentração de sólidos apresentou valor de 4,88% no primeiro dia e de 2,71% no 38º dia (último de coleta de amostra nesse nível) com picos de 6,55 e 7,0% no período. No nível 3, a concentração de sólidos foi de 2,42% no primeiro dia e de 1,12% no sexto dia (último de coleta de amostra nesse nível) com valores abaixo de 1% no período. A precipitação pluviométrica influenciou a concentração de sólidos neste leito de secagem.

Nas Figuras 4.27 e 4.28 são mostradas as variações da altura de lodo residual e de concentração de sólidos (valores médios) na torta do leito coberto.



FONTE: UFPA

Figura 4.27 Altura da camada de lodo residual – leito coberto



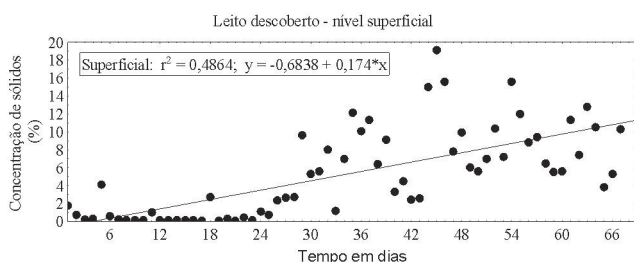
FONTE: UFPA

Figura 4.28 Variação da concentração de sólidos na torta do leito coberto

O experimento piloto com leito coberto (considerando 90 cm de lâmina de lodo e taxa de aplicação superior ao do experimento de 17/06/08) apresentou teores mais elevados de sólidos totais (38%). Para a lâmina de lodo em questão, o ciclo de desagüamento ficou dentro do período estimado de operação de leito de secagem. Nas amostras superficiais, a concentração de sólidos do primeiro dia foi de 0,1% e de 38% para o 21º dia, apresentando pico de concentração de 14,3% no período. Nas amostras do nível 1 (base do perfil), a concentração de sólidos apresentou valor de 7% no primeiro dia e de 6,2% no 13º dia (último de coleta de amostra nesse nível), não apresentando picos, no entanto, com valores entre 5 e 6% no período.

Nas amostras do nível 2, a concentração de sólidos apresentou valor de 0,57% no primeiro dia e de 2,6% no sétimo dia (último de coleta de amostra nesse nível) com valores abaixo de 1% para o período. No nível 3, a concentração de sólidos foi de 0,22% no primeiro dia e de 0,26% no segundo dia (último de coleta de amostra nesse nível).

Na Figura 4.29 são mostradas as concentrações para as amostras coletadas na superfície do leito descoberto.

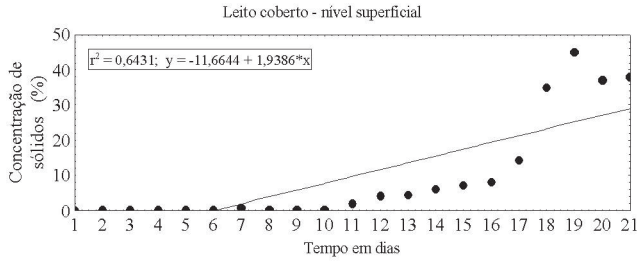


FONTE: UFPA

Figura 4.29 Regressão linear para a concentração de sólidos do leito descoberto

Após o vigésimo dia, as precipitações pluviométricas interferiram negativamente na concentração de sólidos, cujos resultados não foram regulares. A regressão confirmou que apenas 48,64% dos dados se enquadraram em crescimento linear. Na Figura 4.30 são apresentadas as concentrações apenas das amostras coletadas na superfície do leito coberto.

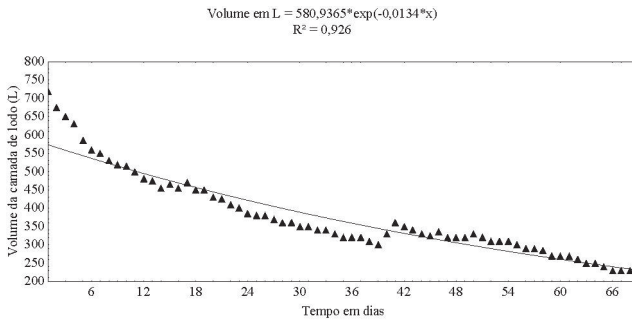
Para o leito coberto, a regressão linear confirmou a regularidade da concentração de sólidos, sendo que 64,31% dos dados se enquadraram em crescimento linear. Nas Figuras 4.31 e 4.32 são apresentadas as curvas de regressão exponencial, que melhor representaram o decaimento do volume de lodo nos leitos de secagem.



FONTE: UFPA

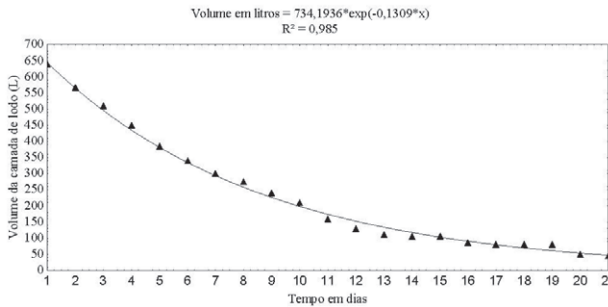
Figura 4.30 Regressão linear para a concentração de sólidos do leito coberto

Os coeficientes de índices de correlação R^2 (0,92 e 0,98) indicaram que a diminuição de volume deve se enquadrar em queda exponencial, sendo isso confirmado por 92,0% dos dados de volume do leito descoberto e 98% dos dados de volume do leito coberto.



FONTE: UFPA

Figura 4.31 Regressão exponencial para a concentração de sólidos do leito descoberto



FONTE: UFPA

Figura 4.32 Regressão exponencial para a concentração de sólidos do leito coberto

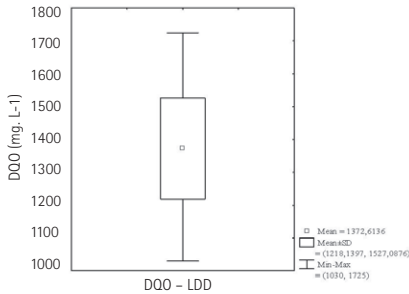
No leito descoberto, o segundo dia de desaguamento apresentou perda de volume de 20%. Na metade e no final do período, as perdas foram de 64 e 74%, respectivamente. Para o leito coberto, no segundo dia de desaguamento a perda de volume alcançou valor de 29%, enquanto para o período intermediário e final as perdas foram de 77 e 95%.

Foram avaliadas as concentrações de DBO e DQO no líquido drenado dos leitos de secagem. A Tabela 4.17 apresenta a estatística descritiva dos dados obtidos. Nas Figuras 4.33 a 4.36 são mostradas as variações desses parâmetros.

Tabela 4.17 > DQO e DBO do líquido drenado dos leitos

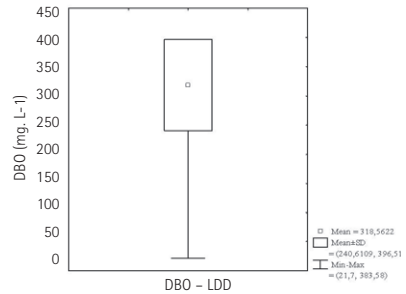
LEITO DESCOBERTO				LEITO COBERTO			
DQO (mg.L ⁻¹)		DBO (mg.L ⁻¹)		DQO (mg.L ⁻¹)		DBO (mg.L ⁻¹)	
44 dados				41 dados			
Máx	Min	Méd	DP	Máx	Min	Méd	DP
1725	1030	1372	154	383	21	318	77

LEITO DESCOBERTO				LEITO COBERTO			
DQO (mg.L ⁻¹)		DBO (mg.L ⁻¹)		DQO (mg.L ⁻¹)		DBO (mg.L ⁻¹)	
23 dados				23 dados			
Máx	Min	Méd	DP	Máx	Min	Méd	DP
1740	1110	1423	180	451	85,24	332	66



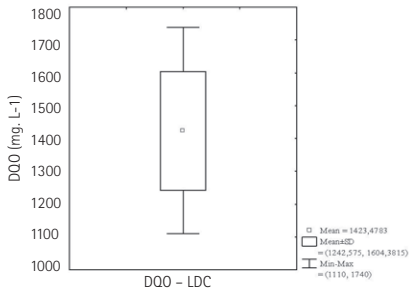
FORNTE: UFPA

Figura 4.33 Variação da DQO – LDD



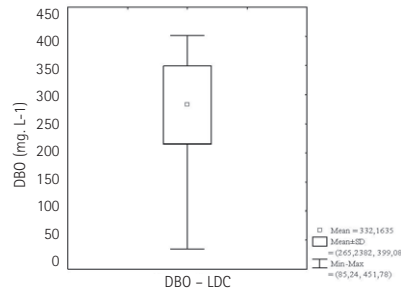
FORNTE: UFPA

Figura 4.34 Variação da DBO – LDD



FORNTE: UFPA

Figura 4.35 Variação da DQO – LDC



FORNTE: UFPA

Figura 4.36 Variação da DBO – LDC

Os valores de DBO e DQO detectados nos experimentos foram altos em comparação ao desagüamento de lodo anaeróbio em sistemas de leitos de secagem, especialmente em termos de DQO, conforme dados apresentados na Tabela 4.18.

Tabela 4.18 > Referências de DBO e DQO verificadas em sistemas de leitos de secagem

AUTORES	SITUAÇÃO DA PESQUISA	CARGA APLICADA KgST/m ²	VALORES MÉDIOS DE DQO (mg.L ⁻¹)
Lima, Muller e Gonçalves (1998)	Lodo de lagoas anaeróbias	31,8	130
		33,6	140
		38,2	150
		44,6	140
Silva e Chernicharo (2006)	Lodo de reator UASB	7,5	145
		12,5	92

Os valores médios encontrados para a DQO nos experimentos realizados foram superiores a referências similares encontradas na literatura, o que reforça a influência da falta de manutenção dos tanques sépticos neste parâmetro e a importância da execução de limpezas regulares nesses dispositivos de tratamento.

A redução natural por leitos de secagem indicaram, para a região de estudo, variação da concentração de sólidos entre 10 e 38%, sendo que as altas cargas de sólidos totais implicaram extensos períodos de desagüamento e baixos resultados de concentrações de sólidos.

Comparando-se ao uso de centrifugação, por exemplo, Andreoli, Hoppen e Mader Neto (2001) realizaram centrifugação de lodo séptico removido por caminhão limpa-fossa com centrífuga tipo "Decanter" e obtiveram 37,2% de concentração de sólidos sem uso de polieletrólito e com dificuldades apresentadas pela característica do lodo com alto teor de gordura.

Por outro lado, o adensamento poderá apresentar resultados satisfatórios, já que visa à redução de volume com remoção parcial da água, acarretando no aumento da concentração de sólidos. Foi verificada, durante a pesquisa, a dificuldade da remoção de água livre por percolação no meio filtrante em função da colmatação proporcionada pela alta concentração de sólidos logo acima da camada suporte.

Conclusões

A caracterização da matéria orgânica no lodo bruto dos tanques pesquisados apresenta altos valores, sendo indicativo de falta de manutenção nesse tipo de tratamento. Essa situação implicou em altos valores de matéria orgânica do percolado dos leitos de secagem, indicando que este deve ser encaminhado para tratamento.

Para taxas de aplicações de 6,0 e 8,09 kgST/m², o período de ciclo de desaguamento ficam enquadrados no período médio de operação de leitos de secagem. Para altas taxas como 29,37 e 20,65 kgST/m², os períodos de desaguamento ultrapassam 40 dias. Sendo que as precipitações pluviométricas influenciam no aumento desse período.

Alturas de lâmina de lodo para desaguamento entre 40 e 60 cm não apresentaram problemas operacionais para os leitos, ao contrário do uso de lâmina de 90 cm.

Para taxas de aplicações de 6,0 e 6,7 kgST/m², com valores semelhantes, apresentaram concentrações de sólidos de 16 e 13%, respectivamente. Para taxas de aplicações de 8,09 e 29,37 kgST/m², as concentrações de sólidos foram de 38 e 10,3%, respectivamente. A variabilidade das características dos lodos dos tanques sépticos, especialmente em função da concentração de sólidos totais, reforça a homogeneização dos mesmos, antes da aplicação nos leitos, diferente do que é realizado hoje no município de Belém, onde cada caminhão lança o lodo direto nos leitos.

Para as condições climáticas do município de Belém, leitos cobertos e descobertos apresentam desaguamento natural satisfatório, com período de 10 a 20 dias para valores de taxa de aplicação abaixo do valor preconizada pela norma NBR 1209/1992 (15 kgST/m²), porém limitados até a taxa de 10 kgST/m², com lâmina de lodo de até 60 cm, não apresentando problemas de operação, mesmo sendo apresentadas precipitações pluviométricas na região.

Por outro lado, o leito descoberto apresentou desaguamento não satisfatório, com problemas operacionais para valores acima (29,37 kgST/m²) de taxa de aplicação preconizada pela norma. Observou-se que as precipitações pluviométricas, contribuíram significativamente para o desempenho do leito nessa ocasião.

Como no município estão sendo observadas frequentes precipitações pluviométricas em todo o ano, verificou-se que, a partir da experiência realizada, as melhores condições operacionais para essas unidades foram: leito coberto, com lâmina de lodo de até 60 cm, e valores de taxa de aplicação de sólidos totais de até 10 kgST/m². Vale ressaltar que outras situações podem ser administradas, como a utilização de taxas de aplicações maiores, no entanto, implicarão em períodos de desaguamento acima de 20 dias. Não está descartada a construção de leitos descobertos na região, desde que sejam observadas as condições operacionais citadas.

4.4.3 Tratamento do lodo séptico através de *landfarming*

Introdução

Entre as alternativas para tratamento de resíduos, a técnica de *landfarming* tem se mostrado uma alternativa para minimização de impactos ambientais, permitindo altas

taxas de degradação de resíduos de modo ambientalmente seguro. Esta tecnologia também é conhecida como tratamento ou aplicação no solo sem uso benéfico.

A operação deste tipo de sistema consiste na incorporação do resíduo ao solo (minimização de odores e atração de vetores) e o revolvimento constante da camada reativa, tendo em vista a aeração do processo, estimulando a atividade microbiana aeróbica e o aumento nos níveis de degradação dos resíduos.

O sistema de *landfarming* tem sido amplamente utilizado para degradação de hidrocarbonetos, provenientes da indústria do petróleo, conforme demonstram Harris (1976), Concawe (1980), Metting (1993) e Castro *et al* (1998). Até o momento, a utilização de lodo de esgoto em sistemas de *landfarming* se resume à aplicação do lodo em conjunto com outros tipos de resíduos, não havendo sistemas exclusivos para o tratamento de lodos sépticos.

O uso de biossólidos em sistema de *landfarming* tem sido avaliado para melhoria da degradação dos resíduos recalcitrantes remanescentes no sistema. Nesta linha de ação, Castro (2000) evidenciou a melhoria nas taxas de degradação de hidrocarbonetos em sistema de *landfarming* através do tratamento combinado deste tipo de resíduo com lodo de esgoto.

Embora a origem do sistema de *landfarming* esteja vinculada à indústria do petróleo e ao tratamento de seus subprodutos e resíduos, Santos (1984) e Bonnet (1997) reforçam a possibilidade do tratamento de lodos de esgoto doméstico através do sistema de *landfarming*.

Estudos desenvolvidos por Lupatini *et al* (2009), visando à avaliação da biodegradabilidade de lodo séptico através de incubações *in vitro*, demonstraram valores positivos de evolução de CO₂ e possibilidade de tratamento isolado do lodo séptico em camada reativa de sistema de *landfarming*. Tais evidências motivaram a estruturação de um sistema em escala piloto para avaliação da viabilidade do tratamento de lodo séptico em sistema de *landfarming*, cujo desenvolvimento experimental é apresentado na sequência.

Metodologia

A metodologia compreendeu três etapas principais: (a) estruturação das unidades piloto de *landfarming*, (b) operação do sistema piloto e (c) avaliação do tratamento do lodo séptico.

Concepção e características construtivas das unidades piloto de *landfarming*

O experimento foi desenvolvido nas dependências da Estação de Tratamento de Esgoto Belém da Companhia de Saneamento do Paraná, localizada no município de Curitiba (PR). O clima da região é classificado como Cfb pela classificação de Köppen.

O teste piloto de *landfarming* foi montado em dois tanques de fibra de vidro com capacidade para 1.500 L (um tratamento com duas repetições). Cada unidade piloto foi constituída por duas estruturas principais: (a) camada reativa e (b) sistema de drenagem de percolados.

A camada reativa caracteriza-se como a estrutura do sistema de *landfarming* onde efetivamente ocorrem os processos de degradação. Para este fim, um solo argilo-arenoso foi composto artificialmente. O sistema de drenagem, por sua vez, foi previsto para evitar a formação de teores de umidade excessivos na camada reativa, cujo acúmulo poderia reduzir as taxas de degradação.

Para permitir o controle dos teores de umidade da camada reativa, as unidades piloto foram cobertas com telhas de fibrocimento, evitando aportes excessivos de umidade devido às precipitações. As características construtivas das unidades piloto de *landfarming* são apresentadas na Tabela 4.19.

De acordo com a EPA (1994), a textura do solo é um parâmetro essencial a ser considerado no projeto da camada reativa do sistema de *landfarming*. Neste contexto, solos que tendem a aglutinar (a exemplo das argilas) são difíceis de aerar e resultam em baixas concentrações de oxigênio. Este tipo de textura também acaba por dificultar a distribuição uniforme de nutrientes.

Por outro lado, os argilominerais possuem a capacidade de sorver determinados cátions e ânions, além de poder trocar esses íons, propriedades que estão relacionadas à atenuação de contaminantes. A areia por sua vez, diminui a coesão das partículas do solo, facilitando a entrada de oxigênio na massa de solo.

Com base nestas considerações, o solo da camada reativa das unidades piloto foi composto pela proporção de uma parte de latossolo vermelho distrófico típico, formado a partir do intemperismo de argilitos da formação Guabirota (Pleistoceno) e 0,55 parte de areia lavada de grãos quartzosos, isenta de contaminantes, com granulometria entre 0,6 a 0,8 mm.

Para o desenvolvimento da comunidade microbiana, recomenda-se que o pH da camada reativa esteja em uma faixa compreendida entre valores de 6 a 8 (EPA, 1994). Desta maneira, a acidez da camada reativa das unidades piloto foi corrigida com CaO na proporção de 1,40g de CaO/kg de camada reativa (CaO com PRNT = 136,66).

Tabela 4.19 > Características das unidades piloto de *landfarming*

ESTRUTURA	CARACTERÍSTICAS	DIMENSÕES
Tanque	Reservatório em fibra de vidro com capacidade para 1.500 litros.	Diâmetro inferior 1,13 m Diâmetro superior 1,44 m Altura 0,88 m
Dreno de fundo	Dreno tipo ralo (proteção com Bidim).	Diâmetro 2,54 cm
Camada drenante 1	Camada de areia lavada de grãos quartzosos (granulometria 1,7 – 2,8 mm), isento de contaminantes	Espessura 14 cm
Camada drenante 2	Camada de areia lavada de grãos quartzosos (granulometria 0,6 – 0,8 mm), isento de contaminantes.	Espessura 2 cm
Camada de proteção da drenagem	Geotecido do tipo Bidim.	---
Camada reativa	Solo com característica argilo-arenosa composto artificialmente.	Espessura média 20 cm Massa específica 1088 kg/m ³
Bordo Livre	Bordo Livre para comportar as dosagens de lodo séptico.	40 cm

Os parâmetros e respectivos métodos analíticos utilizados para caracterização da camada reativa são relacionados na Tabela 4.20. As análises químicas da camada reativa foram realizadas de acordo com a metodologia definida por Pavan *et al* (1992).

Tabela 4.20 > Parâmetros e métodos analíticos utilizados para a caracterização da camada reativa

PARÂMETRO	MÉTODO
pH	pH em solução de CaCl ₂ 0,01M
Carbono	Determinação de carbono orgânico por oxidação úmida com dicromato de potássio (Walkley-Black)
P, K	Extração de P e K em HCl 0,05 N + H ₂ SO ₄ 0,025N (solução de Melich-I)
Ca, Mg, Al	Extração de Ca, Mg e Al em KCl 1 M
H + Al	Determinação indireta de H + Al com a solução SMP
Granulometria	Método da Pipeta
As, Ba, Cu, Mo, Ni, Se, Zn	Resolução CONAMA 375/06: U.S. EPA - SW-846, 3050B e 3051
Contagem de ovos viáveis de helmintos	Socol, Paulino e Castro (2000).

As Tabelas 4.21 a 4.24 apresentam as características da camada reativa utilizada nas unidades piloto de *landfarming*.

Tabela 4.21 > Classificação textural da camada reativa

AREIA	SILTE	ARGILA
%		
50,37	6,36	43,27

Tabela 4.22 > Caracterização química da camada reativa.

pH	C	P	K	Ca	Mg	Al	H+Al	S	T	V	MO
	g /dm ³	mg/dm ³	cmol _c /dm ³						%		
7,05	2,62	0,55	0,04	2,17	2,05	0,00	1,54	4,26	5,8	73,38	35,95

Tabela 4.23 > Determinação de metais pesados para caracterização da camada reativa

	As	Zn	Ba	Ni	Mo	Cu	Se
	mg/kg						
Concentração Inicial	5,68	23,14	9,94	13,40	ND	13,27	ND

Tabela 4.24 > Contagem de ovos viáveis de helmintos na para caracterização da camada reativa

Nº DE OVOS VIÁVEIS DE HELMINTOS / GRAMA DE ST	
Contagem inicial	0

Operação do tratamento proposto

A operação das unidades piloto de *landfarming* compreendeu as seguintes atividades: incorporação de dosagens pré-estabelecidas de lodo séptico na camada reativa, correção dos teores de umidade e aeração do sistema.

Para o *start* do sistema, foram estabelecidas dosagens crescentes de lodo séptico tendo-se em vista a especialização da flora microbiana do solo. As dosagens subsequentes foram estabelecidas com base no acompanhamento da respiração da camada reativa – Tabela 4.25. Para o cálculo das dosagens de lodo séptico, foi considerada a massa de camada reativa nos tanques piloto, e que 1 hectare de *landfarming* tem 2.176 toneladas de camada reativa a 20 cm de profundidade.

Tabela 4.25 > Resumo das aplicações de lodo séptico no sistema piloto de *landfarming*

Nº DA APLICAÇÃO	DATA DA APLICAÇÃO	DOSAGEM DE REFERÊNCIA (tonST/ha)
1	24/10/2008	82
2	7/11/2008	80
3	21/11/2008	149
4	8/12/2008	153
5	22/12/2008	213
6	5/1/2009	198
7	19/1/2009	190
8	5/2/2009	189
9	19/2/2009	176
10	9/3/2009	172
11	30/03/2009	192
12	13/04/2009	180

O lodo séptico utilizado no tratamento correspondeu a uma amostra composta pela descarga de 15 caminhões limpa-fossa provenientes do município de Curitiba e região metropolitana. O lodo séptico bruto foi submetido a um processo de desaguamento para elevação do teor de sólidos através de leito de secagem durante dois meses.

Os parâmetros e respectivos métodos analíticos utilizados para caracterização do lodo séptico desaguado são relacionados na Tabela 4.26. As metodologias para caracterização dos teores de metais e contagem do número de ovos viáveis de helmintos no lodo séptico seguiram as referências descritas na Tabela 4.20.

Tabela 4.26 > Parâmetros e métodos analíticos utilizados para caracterização do lodo séptico desaguado

PARÂMETRO	MÉTODO
pH	pH em solução de CaCl ₂ 0,01M
P	Colorimetria
N-total	Semimicro Kjeldah
Carbono	Determinação de carbono orgânico por oxidação úmida com dicromato de potássio (Walkley-Black)
ST, STF, STV	Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 21 th Edition, American Water Works Association, 2005.

Tabela 4.27 > Teores médios de sólidos e umidade do lodo séptico desaguado

ST	STF	STV	UMIDADE %	RELAÇÃO STV/ST
479,848	378,230	97,774	52	0,21

Tabela 4.28 > Caracterização química do lodo séptico desaguado

pH	C	N	P
7,20	107,50	10	3,33

Tabela 4.29 > Concentração de metais pesados no lodo séptico desaguado

AMOSTRA	As	Zn	Ba	Ni	Mo	Cu	Se
				mg/kg			
Lodo séptico	3,09	439,79	234,20	42,83	2,65	146,15	ND
Conama 375/06	41	2800	1300	420	50	1500	100

Tabela 4.30 > Contagem de ovos viáveis de helmintos no lodo séptico desaguado

AMOSTRA	Nº DE OVOS VIÁVEIS DE HELMINTOS / GRAMA DE ST
Lodo séptico	0,88
Conama 375/06	< 0,25

Para incorporação e homogeneização do lodo séptico na camada reativa, foi utilizada peneira metálica com abertura de 0,5 cm. A aeração da camada reativa foi realizada manualmente com o auxílio de enxada por um período de uma hora por dia, cinco vezes por semana. O teor de umidade fixado como referência para manutenção das condições de umidade do sistema foi de 20%, resultando em um aporte médio de 20 L de água por tanque piloto para um período de sete dias. O valor de referência adotado está dentro da faixa recomendada pela EPA (1994) para o desenvolvimento da comunidade microbiana do solo.

Do total de água adicionado, cerca de 66% foi proveniente da umidade contida no lodo séptico incorporado ao sistema (teor de umidade médio de 52%). Em termos equivalentes, estima-se que o consumo global de água para cada tanque piloto tenha sido de $8,96 \times 10^{-3}$ litros/kg de camada reativa por dia.

Avaliação do tratamento do lodo séptico

A avaliação do tratamento do lodo séptico no sistema piloto foi baseada em dois

aspectos principais: (a) monitoramento da respiração da camada reativa e (b) monitoramento das concentrações de carbono orgânico na camada reativa. De maneira complementar, foram verificadas as determinações iniciais e finais de metais pesados, micro-organismos patogênicos e fertilidade da camada reativa.

Monitoramento da respiração da camada reativa

A respiração do solo é um dos indicadores da atividade microbiana aeróbica que se destaca como parâmetro para avaliar o potencial de biodegradação (mineralização) de resíduos, conforme demonstra Castro *et al* (1998). Nannipieri (1978) e Sopper (1993) ressaltam outras vantagens associadas à utilização da respiração do solo como indicador, dentre as quais destacam-se a facilidade de determinação e a melhor correlação com a atividade microbiana do solo quando comparada à contagem de populações.

A metodologia utilizada para o acompanhamento da respiração da camada reativa foi baseada na quantificação da produção de CO_2 através da incubação *in vitro* de 20 g dos diversos tratamentos (solo, lodo, mistura solo e lodo) com 3 repetições para cada tratamento durante os períodos de 7 e 14 dias.

O sistema de incubação seguiu a metodologia descrita por Castro (1998; 2000) através da utilização de frascos de cor âmbar para acondicionamento dos tratamentos. A mistura foi depositada no fundo dos frascos, sendo então incubada com tubo de ensaio contendo 10 mL de NaOH. Após a incubação, os frascos foram hermeticamente fechados com tampa apropriada. A aeração das incubações foi feita através da abertura semanal dos fracos para as determinações titulométricas.

O método utilizado para determinação da respiração do solo consistiu na microdestilação do CO_2 com NaOH (0,5 N) e posterior titulação do NaOH residual com H_2SO_4 (0,025 N), conforme metodologia de Carvalho *et al* (1994A; 1994B), Almeida e Carvalho (1994A; 1994B) e Petrobras (1997). O CO_2 atmosférico (branco) foi capturado em frascos vazios utilizados na incubação, inserindo-se dentro dos mesmos, tubos de ensaio com hidróxido de sódio.

Com base nos valores de produção de CO_2 foram traçadas as curvas das respirações bruta, líquida e adicional ($\text{mg CO}_2 / 100\text{g}$ de camada reativa x 7 dias) para os períodos de 7 e 14 dias subsequentes às aplicações de lodo séptico no sistema. A respiração líquida foi obtida descontando-se da respiração bruta o valor da respiração dos respectivos controles (respiração do lodo isoladamente). A respiração adicional proporcionada pelas condições específicas do solo para degradação do lodo séptico foi obtida descontando-se da respiração líquida o valor da respiração do solo (dosagem de 0 ton/ha).

A utilização de um solo com baixo teor de carbono orgânico contribui para a avaliação por meio da metodologia proposta. A utilização de um solo orgânico com elevadas taxas de respiração isolada dificulta a avaliação das respirações adicionais do sistema.

A partir do monitoramento das respirações da camada reativa, foi possível calcular os percentuais de biodegradação do lodo séptico no sistema. Para o cálculo dos percentuais de biodegradação, adotaram-se as equações 1 e 2, que determinam as quantidades de carbono das aplicações de lodo séptico e as quantidades equivalentes de carbono das respirações.

Assim:

$$C_{resp} = R \times f \quad \text{Equação 1}$$

$$Cap = D \times ST \times C_m \quad \text{Equação 2}$$

Onde:

C_{resp} : miligramas equivalentes de carbono por 100 g de camada reativa evoluídas com a respiração;

Cap: miligramas de carbono por 100 g de camada reativa com a aplicação de lodo séptico;

R: respiração em $\text{mg CO}_2/100 \text{ g}$ de camada reativa (respiração bruta – respiração líquida);

f: fator de conversão, $\text{mg CO}_2/100 \text{ g}$ para $\text{mg C} /100 \text{ g}$ de camada reativa, igual a 0,5454;

D: dose de lodo séptico por 100 g de camada reativa;

ST: teor de sólidos totais do lodo séptico aplicado no sistema;

C_m : teor de carbono orgânico do lodo séptico aplicado no sistema.

Para o cálculo do percentual de biodegradação (PB), foi considerada a equação 3.

$$PB = (C_{resp} / Cap) \times 100 \quad \text{Equação 3}$$

Os valores equivalentes de carbono foram calculados descontando-se da respiração bruta os valores da respiração do solo (controle). Admitiu-se que 50% do carbono biodegradado se transforma em CO_2 e que os 50% remanescentes se incorporam à camada reativa sob a forma de húmus e biomassa.

Com base na equação 3, foram calculados os percentuais de biodegradação para os períodos de 7 e 14 dias e o percentual global de biodegradação considerando-se o somatório das degradações percentuais para o período de 154 dias.

Os valores de respiração foram convertidos em equivalentes de lodo séptico degradado, os quais permitiram a estimativa das respectivas dosagens equivalentes degradadas no sistema (toneladas de sólidos totais de lodo degradado por hectare de camada

reativa). Para o cálculo do equivalente de lodo séptico degradado, foi considerado o teor médio de carbono de 107,5 g/kg.

$$\text{Leq} = (\text{Cresp} \times \text{Mcr}) / \text{Cm} \times 1000 \quad \text{Equação 4}$$

Onde:

Leq: quilogramas equivalentes de sólidos totais de lodo séptico degradado;

Mcr: massa da camada reativa em gramas.

O potencial global de biodegradação do sistema por hectares foi estimado com base no somatório das dosagens equivalentes degradadas ao longo das 12 aplicações de lodo no sistema para o período de 154 dias.

Monitoramento das concentrações de carbono orgânico na camada reativa

O monitoramento do carbono orgânico nas unidades piloto consistiu na determinação das concentrações na camada reativa a cada aplicação de lodo e após 14 dias de operação do sistema. A amostragem consistiu na coleta de amostra composta proveniente de 8 pontos distribuídos uniformemente na camada reativa. Cada ponto de amostragem, por sua vez, era composto de amostras coletadas a profundidades de 5, 10 e 15 centímetros.

O cálculo dos percentuais de degradação para os períodos de catorze dias após a aplicação do lodo séptico foi determinado de acordo com as equações 2, 5 e 6:

$$\text{Cdeg} = (\text{Ct1} - \text{Ct14}) / \text{Mcr} \times 100 \quad \text{Equação 5}$$

Onde:

Cdeg: miligramas de carbono degradado por 100 g de camada reativa após 14 dias da aplicação do lodo séptico;

Ct1: miligramas de carbono na camada reativa após a aplicação do lodo séptico;

Ct14: miligramas de carbono na camada reativa após 14 da aplicação do lodo séptico;

Para o cálculo dos percentuais de degradações (Pd) na camada reativa, foi considerada a equação 6 a seguir:

$$\text{Pd} = (\text{Cdeg} / \text{Cap}) \times 100 \quad \text{Equação 6}$$

O potencial global de degradação foi calculado pela proporção entre o somatório das quantidades de carbono degradadas (Cdeg) e o somatório das quantidades de carbono efetivamente aplicadas com as dosagens de lodo séptico (Cap).

Determinações iniciais e finais de metais pesados, micro-organismos patogênicos e fertilidade da camada reativa.

Ao término da operação das unidades piloto, foram comparados os valores iniciais e finais para os seguintes parâmetros: metais pesados, fertilidade do solo e contagem do número de ovos viáveis de helmintos. Como referências, foram utilizados os valores preconizados pela Resolução Conama Nº 375/06 e os valores orientadores para solo definidos pela CETESB (2005).

Resultados

Aspectos relacionados à operação do sistema piloto

Em função dos teores de sólidos do lodo séptico utilizado no experimento e da quantidade de água adicionada para corrigir os teores de umidade do sistema, não foi constatada geração de líquidos percolados no período de operação do sistema piloto. Neste sentido, as perdas de umidade no sistema ocorreram principalmente devido a fenômenos de evaporação.

Foi constatado o aumento de massa da camada reativa em função do teor de sólidos fixos presentes no lodo séptico e das aplicações contínuas realizadas. Estima-se um aumento de 90% da massa da camada reativa. Para uma eventual mudança de escala, este aspecto deve ser objeto de dimensionamento e avaliação específica.

Resultados da avaliação do tratamento de lodo séptico

A Tabela 4.31 apresenta os resultados do monitoramento das respirações bruta, líquida e adicional através dos experimentos de respirometria incubados com as amostras do sistema piloto de *landfarming*. Os resultados dos experimentos de respirometria expressam o potencial biológico de degradação de lodo séptico frente à camada reativa, uma vez que a incubação apresenta condições ambientais ótimas para o processo.

Os resultados do monitoramento indicam que foram criadas condições ambientais no sistema que potencializaram a biodegradação do lodo séptico. Este potencial foi confirmado pelas significativas taxas de respiração adicional, ou seja, o incremento adicional de respiração que é atribuído pelas condições específicas criadas pela mistura da camada reativa e do lodo séptico (respiração bruta subtraída dos valores das respirações dos controles de solo e de lodo séptico incubados isoladamente).

Tabela 4.31 > Respirações bruta, líquida e adicional monitoradas na camada reativa das unidades piloto de *landfarming*

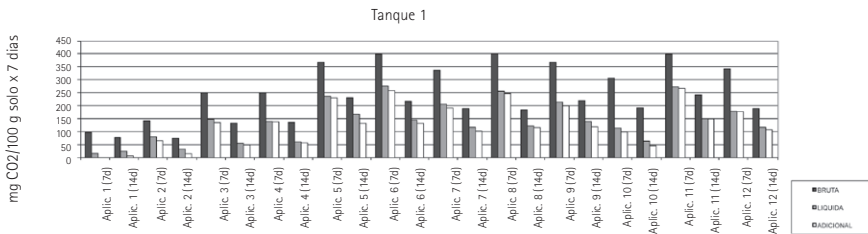
DATA DE REFERÊNCIA	TANQUE	BRUTA mgCO ₂ / 100g DE CAMADA REATIVA X 7 DIAS	LÍQUIDA	ADICIONAL	TANQUE	BRUTA mgCO ₂ / 100g DE CAMADA REATIVA X 7 DIAS	LÍQUIDA	ADICIONAL
31/10/2008	01	96,57	16,11	1,44	02	137,44	56,98	42,30
07/11/2008	01	77,65	24,06	7,90	02	63,72	10,14	0,00
14/11/2008	01	141,37	80,22	66,27	02	126,77	65,62	51,68
21/11/2008	01	75,82	33,88	15,04	02	73,16	31,23	12,39
28/11/2008	01	249,69	146,20	136,75	02	276,32	172,83	163,38
05/12/2008	01	132,19	55,22	49,43	02	113,98	37,00	31,21
15/12/2008	01	251,01	138,90	137,80	02	281,00	168,89	167,79
22/12/2008	01	135,53	59,93	58,35	02	156,85	81,26	79,68
29/12/2008	01	366,86	236,16	230,33	02	404,02	273,32	267,49
05/01/2009	01	230,99	165,98	134,55	02	245,99	180,97	149,54
12/1/2009	01	397,94	277,04	259,91	02	403,96	283,06	265,93
19/01/2009	01	218,00	143,59	134,43	02	216,83	142,42	133,26
26/1/2009	01	336,53	205,02	191,18	02	342,64	211,13	197,29
02/02/2009	01	190,10	115,50	102,51	02	199,60	125,01	112,02
12/02/2009	01	401,99	257,43	247,53	02	347,75	203,19	193,29
19/02/2009	01	183,56	123,58	117,59	02	192,50	132,51	126,53
26/02/2009	01	368,44	215,43	201,07	02	325,36	172,34	157,98
05/03/2009	01	218,70	139,03	119,44	02	220,35	140,69	121,10
16/03/2009	01	306,40	112,75	98,92	02	312,25	118,59	104,76
23/03/2009	01	190,89	63,85	46,90	02	195,97	68,93	51,98
06/04/2009	01	397,35	273,90	268,26	02	338,41	214,97	209,32
13/04/2009	01	242,16	149,00	149,00	02	198,30	105,14	105,14
20/04/2009	01	342,79	177,97	177,97	02	359,99	195,17	195,17
27/04/2009	01	188,48	116,58	109,47	02	164,14	92,24	85,13



FORNTE: FAE/SANESPAR

Figura 4.37

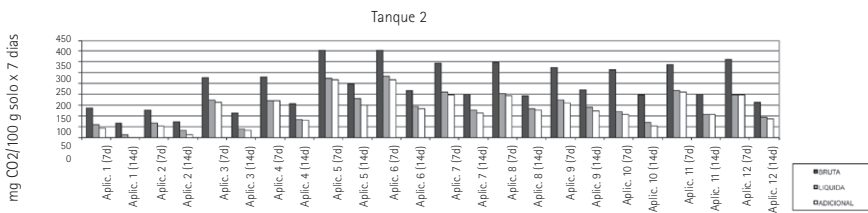
Aspecto geral do lodo séptico desaguado e detalhe da incorporação do resíduo na camada reativa



FORNTE: FAE/SANESPAR

Figura 4.38

Tanque 1: evolução das respições bruta, líquida e adicional para o período de 24 de novembro de 2008 a 27 de abril de 2009.



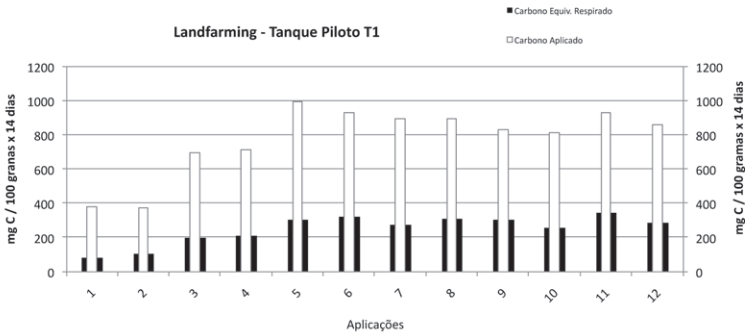
FORNTE: FAE/SANESPAR

Figura 4.39

Tanque 2: evolução das respições bruta, líquida e adicional para o período de 24 de novembro de 2008 a 27 de abril de 2009.

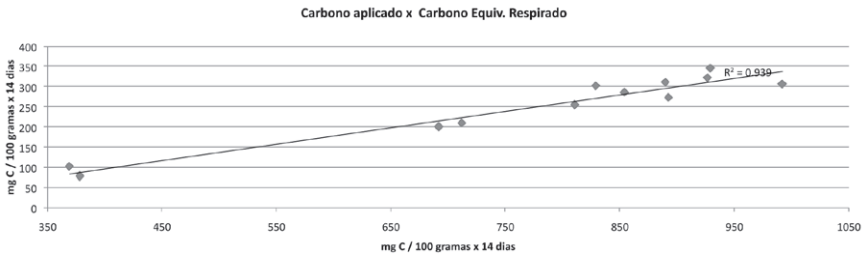
A respiração bruta alcançou valores de até 404,02 mg CO₂/100 gramas de camada reativa x 7 dias. Estes resultados são considerados expressivos quando comparados às taxas de respiração monitoradas em sistemas estabilizados operando em escala real (ex. 500 mg CO₂/100 g de camada reativa x 7 dias, *Landfarming* implantado na REPAR¹, sistema operado por 20 anos para degradação de hidrocarbonetos).

Outro aspecto positivo a ser ressaltado são as proporções entre os valores de respiração adicional e bruta no sistema piloto. Os valores de respiração adicional alcançaram proporções de até 68% da respiração bruta indicando o efeito sinérgico adicional proporcionado pela mistura solo (camada reativa) e lodo séptico, os quais não seriam alcançados se o lodo séptico fosse tratado isoladamente.



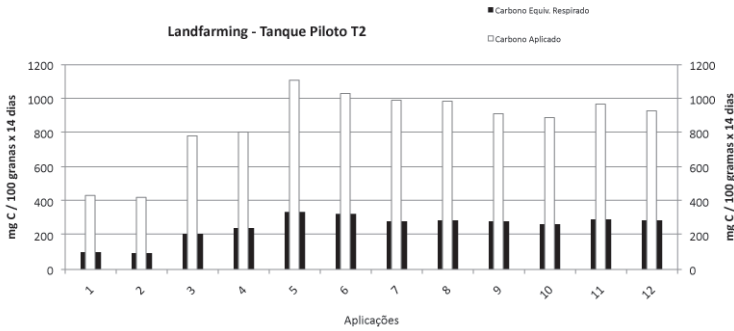
FONTE:

Figura 4.40 Comparativo das quantidades de carbono aplicadas e quantidades de carbono equivalente evoluídas com a respiração (Tanque 1)



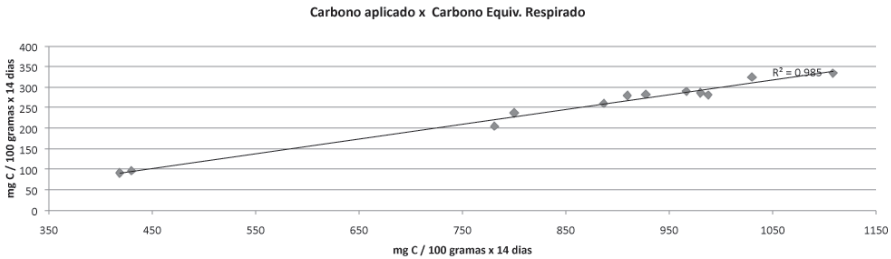
FONTE:

Figura 4.41 Correlação entre os valores de carbono aplicado no sistema e carbono equivalente evoluído com a respiração (Tanque 1)



FONTE:

Figura 4.42 Comparativo das quantidades de carbono aplicadas e quantidades de carbono equivalente evoluídas com a respiração (Tanque 2)



FONTE:

Figura 4.43 Correlação entre os valores de carbono aplicado no sistema e carbono equivalente evoluído com a respiração (Tanque 2)

Verificou-se um aumento gradativo das taxas de respiração da camada reativa em função do aumento das dosagens de lodo séptico no sistema. Nesta linha de avaliação, foi constatada elevada correlação entre as quantidades de carbono aplicadas com as dosagens de lodo séptico e as quantidades de carbono equivalente evoluídas com a respiração (respectivamente $R^2 = 0,939$ para o Tanque 1 e $R^2 = 0,985$ para o Tanque 2).

Os valores de correlação indicam biodegradações positivas e proporcionais às quantidades de carbono aplicadas no sistema. A correlação positiva entre o teor de carbono do resíduo com a quantidade total de CO_2 emanada a partir da mistura de amostras de solo e biossólidos também foi constatada por Pires *et al* (2002) e Santos *et al* (2002).

Percentuais de biodegradação verificados a partir da respiração do sistema

As Tabelas 4.32 e 4.33 apresentam o resumo dos percentuais de biodegradação verificados para os tanques 1 e 2.

Tabela 4.32 > Percentuais de biodegradação do lodo séptico para o Tanque 1.
Valores de C aplicado e C respirado em mg C / 100 gramas de camada reativa x 14 dias

APLICAÇÃO	C APLICADO	C RESP. (7 DIAS)	C RESP. (14 DIAS)	C RESP. TOTAL	DEGRADAÇÃO C APLICADO TOTAL
mg C / 100 GRAMAS DE CAMADA REATIVA X 14 DIAS					
1	378,45	44,67	33,54	78,21	0,84%
2	369,22	69,50	31,08	100,58	1,08%
3	691,98	131,04	68,95	199,98	2,16%
4	712,17	136,31	73,06	209,37	2,26%
5	991,91	196,93	108,85	305,78	3,30%
6	926,68	207,72	113,91	321,62	3,47%
7	892,83	176,01	96,60	272,62	2,94%
8	890,04	213,87	96,86	310,73	3,35%
9	829,18	193,14	108,61	301,74	3,25%
10	811,04	159,59	94,88	254,47	2,74%
11	929,16	213,66	132,09	345,75	3,73%
12	854,19	186,98	98,93	285,91	3,08%
Total	9276,85	1929,41	1057,35	2986,75	32,20%
	% do C aplicado	20,80%	11,40%	32,20% (a)	

(a) REFERENTE AO PERÍODO DE 154 DIAS

Para um período de 154 dias foram verificados percentuais de degradação de 32,2 e 29% do total de carbono aplicado nas Unidades Piloto 1 e 2, respectivamente.

A evolução do carbono nos sete primeiros dias após a aplicação das dosagens de lodo correspondeu a aproximadamente 65% do carbono degradado, ou a aproximadamente 20% do total aplicado. Esta dinâmica pode estar associada à diversidade de compostos de carbono que compõe o material orgânico remanescente no lodo de fossa/tanque séptico (carboidratos, lipídios, aminoácidos, lignina, etc.) os quais por sua vez variam em sua taxa de degradação individual e influenciam a dinâmica de degradação do carbono orgânico ao longo do tempo.

Nesta linha de avaliação, Andrade (2004) ressalta a natureza recalcitrante dos compostos orgânicos dos biossólidos. Em pesquisa realizada com diversos biossólidos, o autor constatou que o processo de degradação ocorreu em duas fases: (a) uma de curta duração (oito dias), em que os compostos mais lábeis foram exauridos, e (b) uma

segunda menos intensa, responsável por mais de 65% do total de carbono degradado no período de 70 dias.

Os períodos iniciais de sete e catorze dias monitorados através das incubações *in vitro* foram comparados a estudos de biodegradação similares conduzidos através de ensaios respirométricos. Os períodos subsequentes não foram considerados nesta avaliação em função da incorporação das demais aplicações de lodo no solo, fato que não ocorre nas incubações dos estudos respirométricos convencionais.

Tabela 4.33 > Percentuais de biodegradação do lodo séptico para o Tanque 2. Valores de C aplicado e C respirado em mg C / 100 g de camada reativa x 14 dias.

APLICAÇÃO	C APLICADO MG C / 100 GRAMAS DE CAMADA REATIVA X 14 DIAS	C RESP. (7 DIAS)	C RESP. (14 DIAS)	C RESP. TOTAL	DEGRADAÇÃO C APLICADO TOTAL (%)
1	430,39	66,96	29,23	96,19	0,94
2	418,86	61,54	29,63	91,17	0,89
3	781,20	145,56	59,01	204,57	2,00
4	800,40	152,67	84,69	237,37	2,32
5	1108,45	217,19	117,03	334,23	3,27
6	1030,14	211,00	113,27	324,27	3,17
7	987,80	179,35	101,79	281,13	2,75
8	980,30	184,28	101,73	286,01	2,80
9	909,77	169,63	109,51	279,14	2,73
10	886,72	162,77	97,65	260,42	2,55
11	966,66	181,51	108,17	289,68	2,83
12	927,51	196,36	85,66	282,01	2,76
Total	10228,21	1928,83	1037,36	2966,19	29,00
	% do C aplicado	18,86%	10,14%	29,00% (A)	

(a) REFERENTE AO PERÍODO DE 154 DIAS

Nos tratamentos realizados, para o período de inicial de 14 dias foram obtidas taxas de degradação da ordem de 21% (Tanque 1) e 22% (Tanque 2). Tais resultados podem ser considerados expressivos, sobretudo quando considerados os seguintes aspectos: (a) dados referentes ao estágio inicial do sistema (sujeitos a adaptações da comunidade de micro-organismos ao tratamento proposto) e (b) a natureza do lodo séptico utilizado no experimento (relação STV/ST igual a 0,21).

Nesta linha de avaliação, Andrade (2004) verificou taxas máximas de degradação de 27,17% para lodo anaeróbico condicionado com polímero após 70 dias de incubação. Para lodo proveniente de lagoas de estabilização condicionado com polímero, os valores máximos de degradação corresponderam a 7% em 70 dias.

Castro (2000) determinou curvas de dose para lodo de esgoto procedente de tratamento aeróbio em solo de *landfarming* da REPAR. Para uma dosagem de 50 ton/ha, foram identificados percentuais de biodegradação de 39,25% em 7 dias. A eficiência alcançada pode estar relacionada à característica do lodo aeróbio, do teor de carbono presente no mesmo (32%) e da especialização da comunidade microbiana presente na camada reativa. Os valores de respiração bruta identificados pelo autor foram compatíveis com os verificados no presente estudo; contudo, os valores de respiração adicional foram consideravelmente mais baixos do que aqueles obtidos nas unidades piloto de *landfarming*.

Lupatini *et al* (2009) trabalharam com lodo séptico (teor de carbono igual a 50,34 g/kg) aplicado sobre argilitos da Formação Guabirota. Os percentuais de biodegradação foram de 4,33% em 7 dias e 16,73% em 14 dias, valores compatíveis com os valores identificados para o período inicial de operação do sistema piloto.

As Tabelas 4.34 e 4.35 apresentam a comparação entre quantidades de lodo aplicadas nos tanques piloto (base seca) e a estimativa da quantidade de lodo degradada no sistema (obtida através do equivalente de lodo degradado no sistema).

Tabela 4.34 > Comparativo entre as quantidade de lodo aplicadas e degradadas (equivalente) no Tanque 1

APLICAÇÃO	DOSAGEM	LODO APLICADO	EQUIVALENTE DE LODO DEGRADADO	DOSAGEM EQUIVALENTE
	ton ST/ha	kg ST	kg ST	ton ST/ha
1	77	8,25	1,71	16
2	75	8,25	2,25	20
3	140	16,24	4,69	40
4	144	17,54	5,16	42
5	201	26,14	8,06	62
6	188	26,09	9,05	65
7	181	26,80	8,18	55
8	180	28,51	9,95	63
9	168	28,18	10,26	61
10	164	29,22	9,17	52
11	188	35,77	13,31	70
12	173	34,97	11,70	58
Total	1.878	285,96	93,49	605

Tabela 4.35 > Comparativo entre as quantidades de lodo aplicadas e degradadas (equivalente) no Tanque 2

APLICAÇÃO	DOSAGEM	LODO APLICADO	EQUIVALENTE DE LODO DEGRADADO	DOSAGEM EQUIVALENTE
	ton ST/ha	kg ST	kg ST	ton ST/ha
1	87	8,52	1,90	19
2	85	8,52	1,85	18
3	158	16,77	4,39	41
4	162	18,11	5,37	48
5	224	26,99	8,14	68
6	209	26,93	8,48	66
7	200	27,67	7,88	57
8	198	29,44	8,59	58
9	184	29,10	8,93	57
10	180	30,17	8,86	53
11	196	35,28	10,57	59
12	188	36,11	10,98	57
Total	2.071	293,61	85,94	600

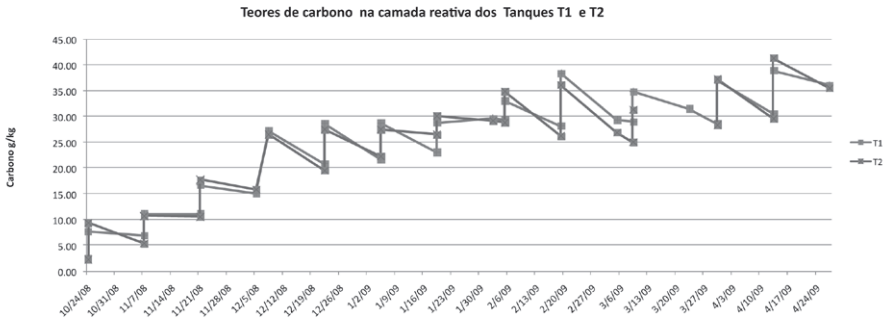
Para o Tanque 1, foram verificadas dosagens equivalentes de lodo degradado de até 70 ton ST/ha x 14 dias, enquanto o Tanque 2 alcançou dosagens equivalentes de até 68 ton ST/ha x 14 dias. Ao longo do período de 154 dias, o somatório do lodo equivalente degradado correspondeu a uma dosagem média de aproximadamente 602,5 ton ST/ha, ou ainda um potencial global de biodegradação da ordem de 3,91 ton ST/ha x dia.

Avaliação da degradação através dos teores de carbono da camada reativa

A Figura 4.44 apresenta os teores de carbono na camada reativa ao longo do período de operação dos tanques piloto de *landfarming*, obtidos através das amostragens quinzenais e análises químicas para a determinação do carbono orgânico total.

Verificou-se um aumento crescente dos teores de carbono orgânico da camada reativa. Tal fenômeno está relacionado aos percentuais de biodegradação verificados para o sistema, os quais alcançaram patamares de degradação de aproximadamente 30% do total de carbono aplicado no sistema. Durante o período de operação do sistema, não foi notada tendência relacionada que apontasse para um possível equilíbrio do teor de carbono orgânico no sistema.

Os teores de carbono na camada reativa alcançaram valores da ordem de 40 g/kg, os quais podem ser considerados baixos quando comparados às concentrações verificadas em sistemas já estabilizados e operando em escala real (300 g/kg, *Landfarming* - REPAR).



FORNTE: FAE/SANESPAR

Figura 4.44 Evolução dos teores de carbono (g/kg) na camada reativa

Tabela 4.36 > Percentuais de degradação verificados através do monitoramento da camada reativa

TANQUE 1	TANQUE 1			TANQUE 2			
	Aplicação	C aplicado mg C / 100 gramas de camada reativa x 14 dias	C degradado	Degradação no período (%)	C aplicado	C degradado	Degradação no período (%)
1		378,45	76,55	20	430,39	405,88	94
2		369,22	0,00	0	418,86	17,33	4
3		691,98	158,88	23	781,20	187,05	24
4		712,17	640,59	90	800,40	694,03	87
5		991,91	704,14	71	1.108,45	516,37	47
6		926,68	569,82	61	1.030,14	94,25	9
7		892,83	0,00	0	987,80	96,05	10
8		890,04	485,62	55	980,30	862,89	88
9		829,18	904,00	109	909,77	920,00	101
10		811,04	328,00	40	886,72	0,00	0
11		929,16	657,00	71	966,66	765,00	79
12		854,19	288,00	34	927,51	585,00	63
Total		9.276,85	4.812,61	52	10.228,21	5.143,86	50

O monitoramento das concentrações de carbono antes e após as aplicações de lodo séptico indicaram percentuais de degradação positivos para o sistema piloto. Contudo, os resultados indicaram grande variabilidade, não acompanhando a tendência das degradações monitoradas através da respiração da camada reativa.

Em termos absolutos, os percentuais de degradação totais verificados através do monitoramento químico da camada reativa foram em média 66% superiores aos percentuais verificados através do balanço respirométrico. As diferenças de degradação obtidas podem estar relacionadas a possíveis variações relacionadas à heterogeneidade das amostras (mistura solo + lodo) e das quantidades utilizadas na metodologia analítica (cerca de 0,1 g para determinação de carbono no lodo e 1 g para determinação de carbono no solo).

Avaliação dos teores de metais pesados, sobrevivência de micro-organismos patogênicos e fertilidade do solo

Metais pesados

O lodo séptico utilizado no experimento, de acordo com as análises realizadas, apresentou teores dos elementos As, Zn, Ba, Ni, Mo e Cu. Entretanto, as concentrações observadas foram inferiores aos limites estabelecidos para utilização agrícola de lodo doméstico estabelecido pela Resolução Conama N° 375/06, conforme apresentado na Tabela 11. Apenas a concentração do elemento Se foi inferior ao limite de detecção do método utilizado.

A análise comparativa dos teores iniciais e finais de metais pesados indicou o aumento destes parâmetros na camada reativa, conforme resultados apresentados na Tabela 16. Os aumentos constatados foram na ordem crescente dos teores de As, Ni, Mo, Cu, Zn e Ba.

Ao longo da operação do sistema, não foram identificadas tendências nos resultados dos monitoramentos de respiração que indicassem a existência de inibição na degradação do resíduo incubado sob condição isolada e sob condição de mistura com a camada reativa.

De acordo com EPA (1994), concentrações no solo de metais pesados que excedam 2.500 mg/kg são consideradas inibitórias e/ou tóxicas para a maioria dos microorganismos. As concentrações de metais mais elevadas detectadas na camada reativa, por sua vez, foram cerca de vinte vezes inferiores a referência supracitada.

Com relação aos teores de metais pesados verificados ao final da operação do sistema, constatou-se que estes valores são inferiores aos limites definidos pela Cetesb (2005) para intervenção em áreas agrícolas. Por outro lado, a operação do sistema piloto por períodos mais longos, em função da continuidade do acúmulo de metais pesados advindos do lodo séptico, poderá promover o aumento destas concentrações.

Apesar de não serem desejados, os metais pesados são frequentemente encontrados em sistemas de *landfarming* que operam em escala real em função de diversos resíduos industriais possuírem concentrações traço destes elementos em sua composição. A concentração de metais pesados em um sistema de *landfarming* para lodos sépticos deve ser observada para definição das ações necessárias para desmobilização da área ao final da vida útil da instalação.

Tabela 4.37 > Teores de metais pesados na camada reativa antes e após a operação do sistema

	As	Zn	Ba	Ni	Mo	Cu	Se
	mg/kg						
C inicial	5,68	23,14	9,94	13,40	ND	13,27	ND
Cfinal - Tanque 1	6,11	192,02	113,77	27,68	1,63	64,01	ND
Cfinal - Tanque 2	6,47	204,75	112,84	26,97	1,80	68,79	ND
Limite de intervenção Área agrícola. Cetesb (2005)	35	450	300	70	50	200	---

Micro-organismos patogênicos

A comparação da contagem de número de ovos viáveis de helmintos indicou a concentração desses organismos na camada reativa de tratamento. Apesar de não existirem referências legais ou normativas para solo ou mesmo água subterrânea, o número de ovos viável é comparativamente superior ao limite estabelecido pela resolução Conama 375/06 para lodo de esgoto.

Tabela 4.38 > Contagem de ovos viáveis de helmintos na camada reativa antes e após a operação do sistema

NÚMERO DE OVOS VIÁVEIS DE HELMINTOS / GRAMA DE ST	
Contagem inicial	0
Contagem final - Tanque 1	0,645
Contagem final - Tanque 2	0,45
Limite Conama 375/06	< 0,25

Fertilidade do solo

A Tabela 4.39 apresenta os resultados iniciais e finais de fertilidade da camada reativa. A aplicação contínua de lodo séptico no sistema proporcionou a melhoria das condições de fertilidade da camada reativa, evidenciada pela elevação expressiva dos teores dos elementos P, C, K, Ca, Mg, Capacidade de Troca Catiônica (T) e da matéria orgânica do solo.

Tabela 4.39 > Análise de fertilidade da camada reativa

	pH	C	P	K	Ca	Mg	Al	H+AL	S	T	V	MO
	CaCl ₂	g /dm ³	mg/ dm ³									(%)
C inicial	7,05	2,62	0,55	0,04	2,17	2,05	0,00	1,54	4,26	5,8	73,38	35,95
Cfinal - Tanque 1	7,30	41,34	208,00	0,61	17,00	6,74	0,00	1,75	24,35	26,10	93,29	72,80
Cfinal - Tanque 2	7,20	42,98	223,00	0,65	15,92	6,25	0,00	1,75	22,82	24,57	92,87	84,60

Conclusões

O monitoramento da evolução de CO₂ indicou taxas positivas para as respirações bruta, líquida e adicional para os períodos de sete e quatorze dias ao longo do período de operação do sistema. Em termos absolutos, os valores de respiração bruta aproximaram-se de valores monitorados em sistemas implantados em escala real.

Foi verificado efeito sinérgico adicional de biodegradação proporcionado pelas condições ambientais criadas na camada reativa (mistura solo e lodo), identificado pelos valores de respiração adicional no sistema piloto.

Não foram verificados valores nulos ou negativos de respiração líquida e adicional para o período de 14 dias de incubação, confirmando a condição inicial estabelecida de reabastecimento quinzenal do sistema com lodo séptico. As respirações líquida e adicional foram, de maneira geral, muito semelhantes. Este resultado estava previsto, visto que o solo utilizado para incubação e desenvolvimento dos ensaios de respirometria apresentava baixos teores de matéria orgânica.

Para o período de operação do sistema, houve um incremento proporcional das taxas de respiração bruta em relação às quantidades de carbono aplicadas. Tal fato foi evidenciado pelas elevadas correlações de r² entre estes parâmetros.

Os percentuais de degradação de carbono verificados através das determinações respirométricas são condizentes com os percentuais alcançados em experimentos similares para degradação de biossólidos. De maneira geral, as taxas de degradação mais lentas estão associadas à dificuldade de degradação de compostos recalcitrantes na matéria orgânica dos biossólidos.

Nesse sentido, como alternativa para acelerar o processo de degradação do resíduo no sistema, recomenda-se a avaliação da viabilidade de processamento combinado através da aplicação de resíduos com frações da matéria orgânica facilmente decomponível. Tal prática é utilizada em sistemas de *landfarming* em escala industrial para o estímulo aos processos de cometabolismo e, por consequência, à redução dos teores de matéria orgânica de difícil degradação que se acumulam no sistema.

Apesar de o lodo séptico utilizado no sistema ser considerado como estabilizado pelo critério preconizado pela resolução Conama 375/06 (relação STV/ST igual a 0,21), este resíduo, quando incubado isoladamente, apresentou elevadas taxas de respiração, indicando o potencial de biodegradação aeróbica do mesmo. Isso não significa que, se disposto para tratamento isoladamente, apresentará os mesmos resultados, já que com que com a incubação foram geradas condições para obtenção desses resultados.

As dosagens de lodo séptico aplicadas no sistema piloto podem ser consideradas expressivas quando comparadas às dosagens utilizadas para reciclagem agrícola de biossólidos. Da mesma forma, os percentuais de biodegradação, quando expressos em função da área utilizada para o tratamento e do tempo de degradação, reforçam a possibilidade de utilização do tratamento em solo para degradação de lodo séptico.

O monitoramento dos percentuais de degradação do sistema através da análise de carbono orgânico da camada reativa demonstrou elevada variabilidade nos resultados, não acompanhando as tendências verificadas através da respiração do sistema. Para estudos futuros, a avaliação da heterogeneidade das amostras frente ao procedimento analítico para determinação do carbono orgânico total deve ser objeto de avaliação específica.

A tolerância do sistema piloto aos teores de metais pesados é uma característica positiva da tecnologia estudada, sobretudo quando se considera a diversidade de compostos presentes nas descargas de caminhões limpa-fossa. Outro aspecto a ser ressaltado é o aumento da fertilidade da camada reativa com as aplicações periódicas de lodo séptico.

O aumento do número de ovos de helmintos viáveis na camada reativa indica que devem ser adotadas medidas de segurança para o trabalhador exposto a este material durante as atividades de operação e desativação do sistema (tanto em escala piloto como em escala real).

Para continuidade dos estudos visando à consolidação da tecnologia em questão, recomenda-se o aprofundamento das avaliações em duas linhas principais de atuação: (a) determinação de parâmetros ótimos para degradação de lodo séptico e (b) avaliação da eficiência de operação do sistema em escala real.

4.4.4 Tratamento de lodo séptico através de compostagem com resíduos sólidos urbanos

Introdução

A crescente geração de resíduos sólidos provenientes dos meios urbanos é um problema ambiental sério que deve ser solucionado de maneira a agredir o mínimo possível o meio ambiente e a saúde pública. Assim, as preocupações com o destino final desses resíduos também aumentam.

Dentre as alternativas de tratamento e destinação final de resíduos sólidos, a técnica de aterro sanitário é uma alternativa acessível devido aos baixos custos de investimento quando comparada a outras tecnologias. Entretanto, devido à falta de áreas disponíveis e à diversidade dos resíduos, algumas formas de tratamento estão sendo adotadas tais como: incineração, compostagem e digestão anaeróbia.

Neste contexto, a compostagem é um processo de decomposição biológica da fração orgânica biodegradável dos resíduos, efetuado por uma população diversificada de organismos, em condições controladas de aerobiose e demais parâmetros, desenvolvido em duas etapas distintas: uma de degradação ativa e outra de maturação (ABNT, 1996).

Reis (2005) define compostagem como um processo controlado de reciclagem no qual resíduos orgânicos são biodegradados pela ação de micro-organismos sob condições adequadas, até se obter um composto orgânico isento de parasitas, podendo ser utilizado como condicionador de solo e em qualquer tipo de cultura (REIS, 2005).

Existem vários tipos de resíduos sólidos urbanos passíveis de serem tratados por compostagem, dentre os quais se destacam os resíduos sólidos orgânicos domiciliares e lodos provenientes de sistemas de tratamento de esgoto.

Em São Carlos (SP), destina-se ao aterro sanitário 145 toneladas de resíduos sólidos domiciliares por dia, resultando em valor *per capita* de aproximadamente 0,78 kg/hab. dia. Deste total 40%, em peso, são resíduos inorgânicos e 60% resíduos orgânicos (FRÉSCA, 2007).

No Brasil são geradas aproximadamente 220 mil toneladas de lodo seco, proveniente de estações de tratamento de esgoto, por ano (ANDREOLI, 2001). Outro grande gerador de lodo são as centenas de milhares de fossas/tanques sépticos existentes no Brasil. Quando as fossas/tanques sépticos enchem, elas são, geralmente, limpas por um caminhão limpa-fossa que lança esse lodo em aterros, ETE de outros municípios ou simplesmente, este lodo é liberado no ambiente devido à falta de controle sobre os caminhões e limpeza dos tanques sépticos.

A produção de lodo séptico, segundo a NBR 7229 (ABNT, 2003), pode chegar a 1 L.hab⁻¹. dia⁻¹. Em estudos realizados por Paula Júnior (2003), a taxa de acumulação de lodo nos tanques sépticos é inferior a 0,2 L.hab⁻¹.dia⁻¹. Normalmente, o destino final dos lodos sépticos são os aterros sanitários ou estações de tratamento de esgotos, quando existentes.

Neste contexto, a compostagem de resíduos sólidos orgânicos domiciliares com lodo de tanque séptico pode ser uma alternativa para tratá-los e usá-los na agricultura de forma segura (KIEHL, 2004). Neste subprojeto foi verificada a influência, no processo de compostagem, da incorporação de lodo de fossa/tanque séptico aos resíduos sólidos orgânicos facilmente degradáveis (RO) com recirculação do percolado.

Metodologia

Processo de compostagem

Os métodos escolhidos para aerar as pilhas de compostagem foram o de sucção de ar (aeração forçada) e o sistema de reviramento manual (*windrow*). A sucção do ar tem a vantagem de permitir melhor controle de odores, pois o ar que percorre a massa do composto é captado pelas tubulações e pode ser levado para um sistema de tratamento de gases (FERNANDES; SILVA, 1999).

Por ser um processo aeróbio biológico, alguns fatores influem na degradação da matéria orgânica, sendo os mais importantes a aeração, os nutrientes, a umidade e temperatura. A temperatura influencia na rapidez do processo de biodegradação e é a responsável pela eliminação de patógenos; ela é resultado das atividades biológicas (FERNANDES; SILVA, 1999). Ela é de fácil monitoramento, que mostra a eficiência do processo e é um indicativo do equilíbrio biológico (REIS, 2005). Os nutrientes são fundamentais para o crescimento bacteriano, principalmente o carbono, principal fonte de energia, e o nitrogênio, necessário para a síntese bacteriana (FERNANDES; SILVA, 1999). Como indicativo de um equilíbrio satisfatório no processo, a temperatura deve permanecer entre 40 e 60°C durante pelo menos 30 dias (PEREIRA NETO, 1996).

O pH tem uma faixa ótima de desenvolvimento da compostagem entre 6,5 a 8,0, entretanto, se o processo for bem conduzido, a compostagem não apresenta problemas relacionados ao controle de pH (BOMBILIO, 2005).

A umidade do material foi mantida na faixa de 50 a 60% e a relação C/N, no início do processo, foi mantida na faixa de 20 a 60 (PEREIRA NETO, 1996; FERNANDES; SILVA, 1999; ANDREOLI, 2001). O controle da umidade, da relação C/N e da oxigenação são essenciais para reduzir a potencial geração de odores (USEPA, 1999).

Construção e montagem de equipamentos

Para melhor avaliar o desempenho da compostagem de RO com lodo de fossa/tanque séptico, foi construído um laboratório de 36 m² (Figura 4.45) com 4 baias de compostagem em seu interior de 1 m³ cada. As baias de compostagem foram revestidas de azulejo e suas frentes foram fechadas com placas de acrílico móveis para facilitar o manuseio dos resíduos (Figura 4.46).

Construção do sistema de aeração forçada

O sistema de aeração forçada construído foi o de sucção de ar. Para tanto, cada baia de compostagem possui linha independente de sucção de gases, controlável por temporizador e válvulas servo-assistidas. Assim, através de medição da temperatura, controla-se a quantidade de ar aplicada (succionada) em cada baia de compostagem,



FONTE: USP/EESC

Figura 4.45 Vista geral do laboratório de compostagem



FONTE: USP/EESC

Figura 4.46 Vista da baía com parede móvel de acrílico

independentemente das demais, ou seja, quando a temperatura de qualquer baía atingir o valor limite de 65°C (ou outro valor que pode ser definido), o exaustor é ligado e o ar é succionado apenas das baias que atingiram a temperatura limite até a temperatura baixar para 63°C. Além disso, quando a temperatura limite não é atingida, a aeração é comandada por um "timer" que aciona o exaustor durante o período 15 minutos a cada 30 minutos, tempo necessário para suprir a demanda de oxigênio dos materiais em degradação (AZEVEDO, 1993; ANDREOLI, 2006). As tubulações, que ficam em contato com os RO, foram perfuradas para dar passagem ao ar, e revestidas para evitar a passagem de resíduos para o exaustor. Além disso, os gases succionados seriam enviados para um sistema de tratamento de gases (Figura 4.53).

Os sensores de temperatura estão colocados no centro de cada baía e as temperaturas são medidas e gravadas em um banco de dados eletrônico a cada minuto. As Figuras 4.47 a 4.52 ilustram o sistema de aeração forçada.



FONTE: USP/EESC

Figura 4.47 Bomba de sucção



FONTE: USP/EESC

Figura 4.48 Válvulas em sistema isolado



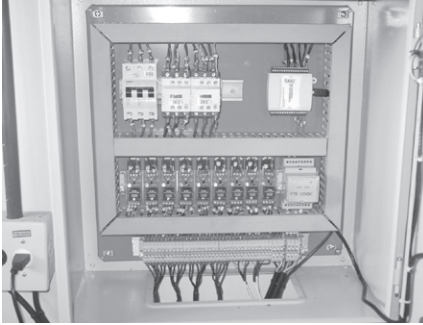
FONTE: USP/EESC

Figura 4.49 Válvulas servo-assistidas



FONTE: USP/EESC

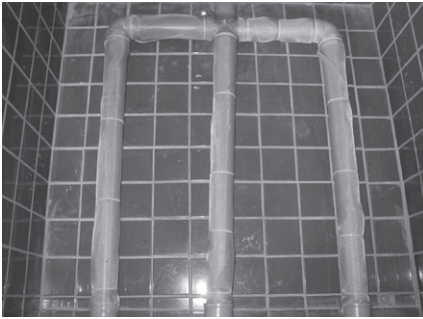
Figura 4.50 Computador (banco de dados)



FONTE: USP/EESC

Figura 4.51

Data-log para processamento dos dados



FONTE: USP/EESC

Figura 4.52

Detalhe da tubulação de sucção



FONTE: USP/EESC

Figura 4.53

Sistema para tratamento de gases

Após a execução do sistema forma necessárias diversas pequenas obras para adequar o experimento aos objetivos propostos.

Apesar de prevista uma saída para o percolado, esta demonstrou ser insuficiente quando as baias de compostagem entraram em operação. Em função do entupimento das saídas de percolado foram observados vazamentos de líquidos percolados pelas paredes móveis das baias, e por consequência, a proliferação de vetores.

As características de viscosidade do percolado e estanqueidade das baias são aspectos que devem ser considerados em projetos futuros.

Em função da geração de volume de percolados superior a planejada foi implantado um sistema de recolhimento deste líquido através de tambores. Para instalações futuras recomenda-se a previsão de tubulações para coleta dos líquidos percolados e canaletas de segurança no entorno das baias para conter eventuais extravazamentos e ainda captar águas de limpeza do local.

Foi instalada na parte superior de cada baia uma tela para impedir a entrada de vetores, mas que ao mesmo tempo permitisse a livre passagem do ar succionado pela bomba.

Substratos utilizados

Os RO, provenientes do restaurante da Tecumseh, foram triados para a retirada de eventuais resíduos não biodegradáveis ou com granulometria não superior a 7,5 cm, procurando manter a porosidade de 30% (CORRÊA, 2007). Após a triagem, os resíduos foram homogeneizados com o auxílio de uma pá até formar um monte, em seguida todo o resíduo foi armazenado em tambores plásticos. A coleta da amostra foi realizada conforme a NBR 10007 (ABNT, 2004). Retirou-se 1 kg de amostra, que foi colocado em recipiente de plástico e levado imediatamente para o laboratório. No laboratório, a amostra foi triturada em um liquidificador de resíduos sólidos para homogeneizá-la. A Figura 4.54 ilustra a homogeneização dos RO.



FORNTE: USP/EESC

Figura 4.54 Homogeneização de RO

O lodo séptico usado veio de duas fontes: tanque séptico de uma indústria de alimentos e de fossas sépticas de residências da zona rural do município de São Carlos. Os lodos foram coletados por caminhões limpa-fossa e armazenados no tanque de 15 m³. A Figura 4.55 mostra o caminhão limpa-fossa na hora do despejo no tanque de armazenamento.

Os resíduos de poda e capina, usados para absorver e dar estrutura ao lodo, eram provenientes do setor de jardinagem do campus da USP em São Carlos. Esse resíduo era constituído principalmente de folhas que caíram das árvores e foram recolhidas pelos jardineiros.



FONTE: USP/EESC

Figura 4.55 Descarregamento de LSI

Construção das pilhas de compostagem e enchimento das baias

Sistema Windrow

Devido ao caráter muito líquido do lodo séptico, foi feito primeiramente testes de mistura de resíduos de poda e capina com o lodo séptico. A mistura foi realizada com o auxílio de uma betoneira. Estes testes preliminares foram feitos para saber quanto de lodo se pode adicionar às folhas sem gerar percolado. As proporções alcançadas são apresentadas na Tabela 4.2.

Tabela 4.40 > Proporções usadas nas pilhas

	RO (KG)	FOLHAS (KG)	LODO (L)	TIPO LODO
P1	0	28	50	LSI
P2	0	28	50	LSI
P3	0	28	45	LSI

Com base nos resultados dos testes preliminares, construíram-se duas pilhas com novas características, conforme proporções apresentadas na Tabela 4.3.

Tabela 4.41 > Novas proporções de resíduos baseados nos resultados dos testes preliminares

	RO (KG)	FOLHAS (KG)	LODO (L)	TIPO LODO
P4	100	13	0	-
P5	100	13	17,2	LSZ

Assim, foram construídas cinco pilhas divididas em dois ciclos. As P1, P2 e P3 foram constituídas apenas de folhas e LSI. Elas foram montadas dentro de baias de compostagem para possibilitar a coleta e recirculação do percolado formado devido à liquidez do LSI. A mistura das folhas com o LSI foi realizada com o auxílio de uma betoneira. A Figura 4.56 mostra as P1, P2 e P3 nas baias de compostagem. As folhas usadas na

pilha 4 (P4) e P5 foram trituradas e peneiradas em peneira de 0,48 cm² de abertura, aproveitando-se apenas as folhas que não passaram pela peneira. A mistura da P4 foi realizada manualmente com pá e enxada. A mistura do LSZ com as folhas na P5 foi realizada com uma betoneira e a mistura com o RO foi feita manualmente. A quantidade de lodo usada na P5 foi obtida adicionando-se LSZ às folhas até não ser mais observada a produção de percolado. A Figura 4.57 ilustra as P4 e P5 montadas sobre chão de cimento.



FONTE: USP/EESC

Figura 4.56

P1, P2 e P3 dispostas nas baias de compostagem



FONTE: USP/EESC

Figura 4.57

P4 e P5 dispostas ao chão

As pilhas (P1, P2, P3, P4 e P5) foram operadas através do sistema Windrow com reviramentos três vezes por semana. A coleta de amostras das pilhas foi realizada de acordo com a norma NBR 10.007 (amostras compostas), e foram realizadas análises de pH, C/N, teor de matéria orgânica, sólidos totais, suspensos e voláteis, e também mensuradas diariamente a temperatura no interior das pilhas, umidade e temperatura ambiente. A recirculação do percolado nas pilhas foi feito com o auxílio de um regador e sempre no dia posterior à sua coleta.

Sistema de aeração forçada

Para o processo de leiras estáticas aeradas, as baias foram cheias manualmente com uma pá. Nesse enchimento, foi usado um total de 2.260 kg de resíduos orgânicos (RO) provenientes de restaurante industrial, localizado no município de São Carlos. O resíduo do restaurante dessa indústria é geralmente transportado por caçambas (Figura 4.52) para a Horta Municipal de São Carlos, portanto, logrou-se que duas vezes em uma mesma semana, o caminhão transportador trouxesse ao laboratório de compostagem tais resíduos. Como se observa na Figura 4.59, esse resíduo está sempre ensacado, mantendo o conteúdo de certa forma ainda intacto pelo processo de degradação natural por algum tempo.

Após o recebimento, os resíduos foram imediatamente desensacados e homogeneizados em pilha única. Os resíduos foram dispostos em pátio de cimento (impermeável), triados para a retirada de eventuais resíduos não biodegradáveis (sacos plásticos, copos, talheres, enfim, resíduos não biodegradáveis comumente observados em restaurantes de escala industrial) e homogeneizados com o auxílio de uma pá, até formar um só monte (Figuras 4.58 e 4.59).



FONTE: USP/EESC

Figura 4.58 Caminhão caçamba com RO



FONTE: USP/EESC

Figura 4.59 Recebimento dos resíduos



FONTE: USP/EESC

Figura 4.60 Desensacamento do residuo



FONTE: USP/EESC

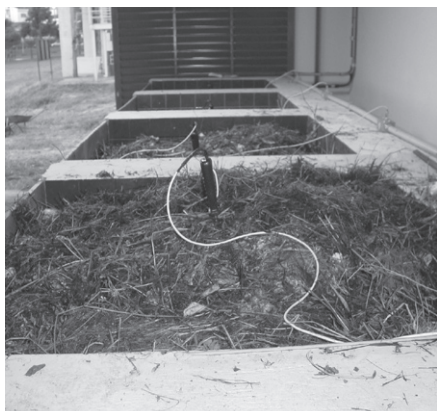
Figura 4.61 Monte de residuo misturado

Foram misturados aos RO 200 kg de resíduos de poda e capina provenientes do campus da USP. Em seguida, as baias de co-compostagem foram preenchidas levando-se em conta a proporção explicitada na Tabela 4.42. A diferença entre a soma de todos os RO (1.800 kg) com o peso do residuo chegou (2.260 kg) se deve justamente ao processo de triagem, ou seja, foram triados 460 kg de residuo classificados como não compostáveis.

Tabela 4.42 > Proporções observadas nas baias

	BAIA 1	BAIA 2	BAIA 3	BAIA 4
RO (kg)	450	450	450	450
Folhas (kg)	50	50	50	50
Lodo (L)	0	81	90	99

Na baia 1 não foi acrescentado lodo, pois ela foi utilizada como tratamento controle (branco). A Figura 4.62 mostra as baias preenchidas com os substratos.



FONTE: USP/EESC

Figura 4.62 Baías completamente preenchidas

Entretanto, devido ao baixo teor de sólidos do lodo séptico, este foi adicionado depois que a mistura de RO e folhas foi colocada nas baias. Da mesma forma, em função desta característica, o percolado gerado no processo não foi recirculado.

No processo de leiras estáticas aeradas, foram monitorados os seguintes parâmetros: quinzenalmente foram realizadas análises de nitrogênio total (NTK, Nitrogênio Total Kjeldhal), semanalmente foram realizadas análises referentes a pH, umidade, teor de matéria orgânica, carbono total e relação C/N.

Resultados

Sistema Windrow

A quantidade de lodo séptico que os resíduos de poda e capina conseguiram absorver foi da ordem de 1 kg de resíduos para 1,4 a 1,8 L de lodo. As Tabelas 4.43 e 4.44 apresentam as características químicas e biológicas do lodo séptico utilizado no processo.

Tabela 4.43 > Características químicas do lodo séptico

PARÂMETROS	LODO SÉPTICO
pH	7,12
Alcalinidade	183,57 mg/L
DQO	2.797,5 mg/L
P-dissolvido	6,7 mg/L
N-total	131,78 mg/L
Cloretos	152 mg/L
Óleos e graxas	369 mg/L
Coliformes totais	$1,4 \times 10^7$ mg/L
Coliformes termotolerantes	$7,0 \times 10^5$ mg/L
Sólidos totais	2.435 mg/L
Sólidos totais fixos	501 mg/L
Sólidos totais voláteis	1.934 mg/L
Sólidos suspensos	1.810 mg/L
Sólidos suspensos fixos	440 mg/L
Sólidos suspensos voláteis	1.370 mg/L

Tabela 4.44 > Determinação de substâncias inorgânicas no lodo séptico

PARÂMETROS (mg.L ⁻¹)	LODO SÉPTICO
Zn	5,04
Pb	1,52
Cd	ND
Ni	ND
Fe	37,92
Mn	0,26
Cu	1,15
Cr	0,11

O monitoramento das pilhas foi feito por meio de coleta de amostras para análise de pH, C/N, teor de matéria orgânica, sólidos totais, suspensos e voláteis, e também realizou-se a medição diária da temperatura no interior das pilhas e medição da umidade e temperatura ambientes. A coleta de amostras das pilhas foi realizada de acordo com a norma NBR 10.007 (amostras compostas). As Tabelas 4.46, 4.47, 4.48, 4.49 e 4.50 mostram os resultados das análises das pilhas P1, P2, P3, P4 e P5.

Tabela 4.45 > Resultados da pilha P1

ANÁLISE/DIA	1	6	37	44	51
Umidade (%)	63,64	63,64	57,78	54,36	55,45
pH	7,08	8,65	6,98	6,89	7,46
Sólidos totais (%)	34,85	36,36	42,22	45,64	44,55
Sólidos fixos (%)	10,45	13,29	13,9	13,56	15,01
Sólidos voláteis (%)	89,55	86,71	86,1	86,44	84,99
Matéria orgânica (%)	89,55	86,71	86,1	86,44	84,99
Carbono total (%)	49,75	48,17	47,83	48,02	47,22
Nitrogênio total (%)	0,67	ND	0,89	ND	1,23
C/N	74,67	ND	53,7	ND	38,34

ND: NÃO DETERMINADO

Tabela 4.46 > Resultados da pilha P2

ANÁLISE/DIA	0	30	37	44
Umidade (%)	68,19	56,17	48,62	45,69
pH	6,85	7,48	7,45	7,61
Sólidos totais (%)	31,81	43,83	51,38	54,31
Sólidos fixos (%)	19,38	13,64	14,18	14,2
Sólidos voláteis (%)	80,62	86,36	85,82	85,8
Matéria orgânica (%)	80,62	86,36	85,82	85,8
Carbono total (%)	44,79	47,98	47,68	47,67
Nitrogênio total (%)	0,48	0,9	ND	0,96
C/N	93,49	53,5	ND	49,78

ND: NÃO DETERMINADO

Tabela 4.47 > Resultados da pilha P3

Análise/Dia	0	30	37	44
Umidade (%)	65,4	55,96	49,57	47,34
pH	6,57	8,14	7,84	8,1
Sólidos totais (%)	35,61	44,04	50,43	52,66
Sólidos fixos (%)	23,75	19,34	19,56	19,94
Sólidos voláteis (%)	76,25	80,66	80,44	80,06
Matéria orgânica (%)	76,25	80,66	80,44	80,06
Carbono total (%)	42,36	44,81	44,69	44,48
Nitrogênio total (%)	0,65	0,72	ND	0,93
C/N	65,44	61,96	ND	47,92

ND: NÃO DETERMINADO

Tabela 4.48 > Resultados da pilha P4

Análise/Dia	0	6	13	20
Umidade (%)	65,69	59,25	54,03	51,66
pH	4,21	6,14	8,41	8,01
Sólidos totais (%)	34,31	28,84	45,97	48,34
Sólidos fixos (%)	10,71	11,29	20,08	19,59
Sólidos voláteis (%)	89,29	88,71	79,92	80,41
Matéria orgânica (%)	89,29	88,71	79,92	80,41
Carbono total (%)	49,61	49,28	44,4	44,67
Nitrogênio total (%)	0,66	ND	1,43	ND
C/N	75,02	ND	31,11	ND

ND: NÃO DETERMINADO

Tabela 4.49 > Resultados da pilha P5

Análise/Dia	0	6	13	20
Umidade (%)	78,52	67,53	66,43	58,34
pH	4,49	7,07	8,58	8,43
Sólidos totais (%)	21,48	32,47	32,04	41,66
Sólidos fixos (%)	11,21	15,26	22,4	23,37
Sólidos voláteis (%)	88,79	84,74	77,6	76,63
Matéria orgânica (%)	88,79	84,74	77,6	76,63
Carbono total (%)	49,33	47,08	43,11	42,57
Nitrogênio total (%)	0,47	ND	1,41	ND
C/N	105,92	ND	30,49	ND

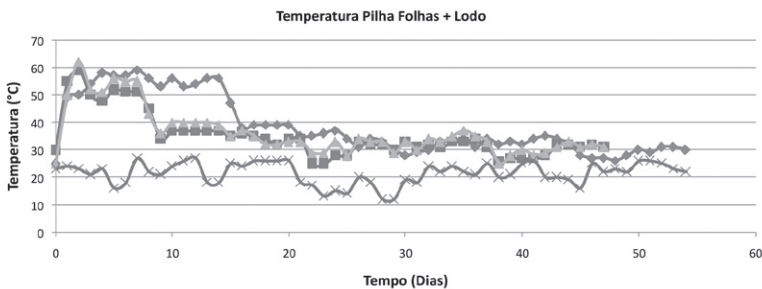
ND: NÃO DETERMINADO

A P1, P2 e P3 apresentaram inicialmente elevada relação C/N. Isto pode estar relacionado ao baixo teor de sólidos do LSI. A P3 inicialmente apresentou uma menor relação C/N, mesmo sendo aplicada uma menor quantidade de lodo, o que pode ser explicado pelo menor teor de matéria orgânica presente no LSI devido ao maior tempo em que o lodo ficou armazenado antes de ser usado na pilha. A P2 apresentou, inicialmente, maior C/N devido à maior geração de percolado, o que pode ser explicado pela maior granulometria das folhas usadas.

Conforme o esperado, após a última recirculação (terceiro dia do processo) a P3 apresentou sempre menor concentração de nitrogênio que a P2 devido à menor quantidade de lodo usado em P3.

Com relação à temperatura, notou-se que todas as pilhas, inclusive as P4 e P5, atingiram temperaturas termófilas em menos de 24 horas.

A temperatura da P1 ficou mais tempo que a P3 e P2 na fase termófila, o que pode estar relacionado à menor umidade inicial da P1. Entretanto, todas as três pilhas mantiveram temperaturas mesófilas a partir do 33º dia de compostagem. A temperatura mais alta registrada foi de 62°C na P3 no segundo dia de monitoramento. A Figura 4.63 apresenta as temperaturas na P1, P2, P3 e a temperatura ambiente.



FONTE: USP/EESC

Figura 4.63 Temperaturas das pilhas e ambiente durante o processo de compostagem

Já na P5, a incorporação do LSZ não mostrou melhoria na relação C/N, no aumento do teor de matéria orgânica e no aumento da quantidade de sólidos. A alta relação C/N em ambas as pilhas pode ter sido causada pela dificuldade de homogeneização manual dos resíduos, acarretando em uma amostra enviada para a análise menos homogênea.

A P5 demorou mais tempo para atingir temperaturas superiores a 55°C devido à elevada

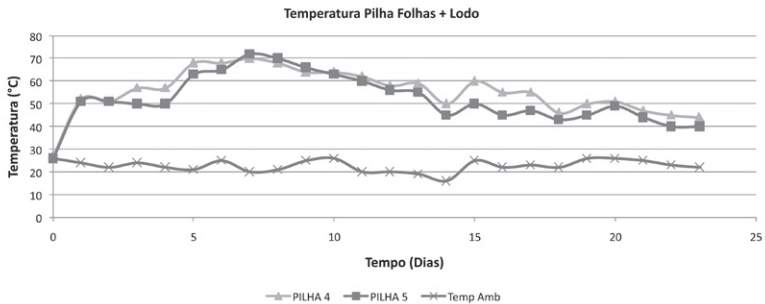
umidade inicial. Entretanto, a P5 atingiu um pico de temperatura mais elevado do que a P4. A P4 foi a que permaneceu mais tempo com temperaturas superiores a 55°C.

Durante o processo de compostagem das P4 e P5, notou-se uma formação de conglomerados de resíduos. Os conglomerados retiveram em seu interior os nutrientes essenciais aos micro-organismos decompositores, o que ocasionou a diminuição da temperatura da P4 e P5. Assim, no 24º dia foi necessária a trituração dos resíduos das pilhas. Depois de trituradas, as pilhas voltaram a apresentar temperaturas acima de 50°C, sendo que logo após a trituração registrou-se a maior temperatura (74°C) na P5. Após a trituração, a P4 e P5 apresentaram uma queda brusca de temperatura, ocorrida devido à baixa umidade, corrigida após as análises laboratoriais dos compostos. A Figura 4.64 ilustra o aparelho usado na trituração e o Gráfico 4.2 apresenta a temperatura das P4 e a P5, bem como a temperatura ambiente durante o processo de compostagem.



FONTE: USP/EESC

Figura 4.64 Triturador utilizado no processo



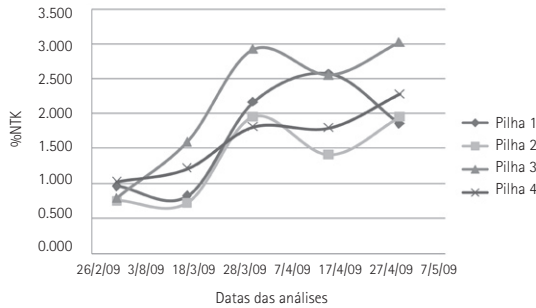
FONTE: USP/EESC

Figura 4.65 Temperaturas das pilhas e ambiente durante o processo de co-compostagem

Durante o processo de compostagem, foram necessárias algumas correções de umidade dos compostos das cinco pilhas para que a umidade do composto ficasse próxima da ideal. A temperatura ambiente não demonstrou influência no processo de compostagem. O pH das cinco pilhas manteve-se dentro da normalidade, sendo ácido no início do processo e atingindo valores entre 6,5 e 8,5 na fase termófila.

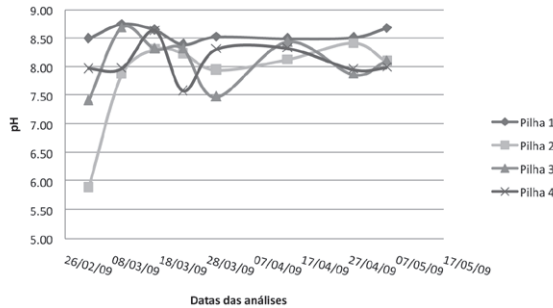
Sistema de leiras estáticas aeradas

Foi realizado o monitoramento quinzenal do sistema de leiras estáticas aeradas através dos parâmetros: nitrogênio total (NTK, Nitrogênio Total Kjedhal), pH, teor de umidade, percentual de matéria orgânica, percentual de carbono e relação C/N. As Figuras 4.66 a 4.71 apresentam os resultados do monitoramento. A Figura 4.72, por sua vez, apresenta o monitoramento da temperatura para os 23 primeiros dias do experimento (dados subsequentes não disponíveis em função de problemas no sistema de centralização de informações *data-logger*).



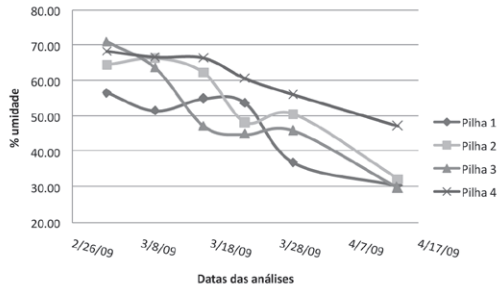
FONTE: USP/EESC

Figura 4.66 Monitoramento do % Nitrogênio Total (Kjedhal) nas pilhas de compostagem



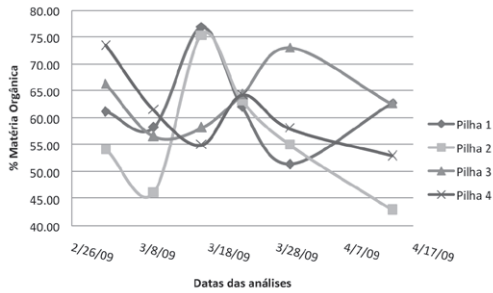
FONTE: USP/EESC

Figura 4.67 Monitoramento do pH nas pilhas de compostagem



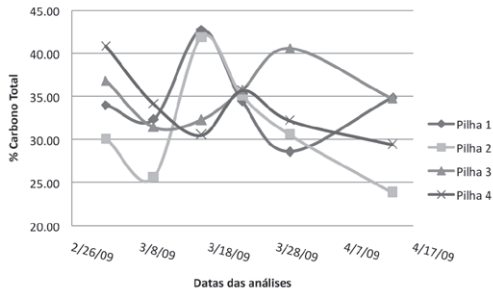
FONTE: USP/EESC

Figura 4.68 Monitoramento do teor de umidade nas pilhas de compostagem



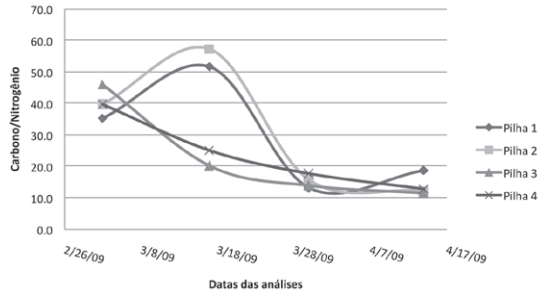
FONTE: USP/EESC

Figura 4.69 Monitoramento do percentual de matéria orgânica nas pilhas de compostagem



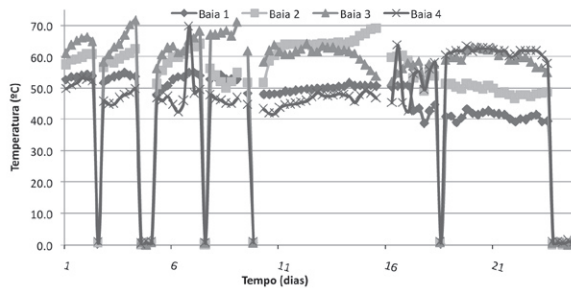
FONTE: USP/EESC

Figura 4.70 Monitoramento do percentual de carbono total nas pilhas de compostagem



FONTE: USP/EESC

Figura 4.71 Monitoramento da relação C/N das pilhas de compostagem



FONTE: USP/EESC

Figura 4.72 Monitoramento da temperatura no processo compostagem

De maneira geral, as baias apresentaram comportamentos semelhantes, indicando baixa influência do lodo séptico nos parâmetros monitorados. Tal fato pode estar relacionado ao baixo teor de sólidos do lodo séptico que favoreceu a percolação de grande parte do resíduo.

A temperatura do processo para o período monitorado manteve-se na fase termófila. A baia 4, por sua vez, demorou mais tempo para atingir temperaturas acima de 50°C. Tal fato pode estar relacionado ao maior teor de umidade nesta baia, em função da dosagem inicial de lodo mais elevada. As quedas bruscas da temperatura ocorreram devido à queda de energia, que provocou o desligamento do sistema de sucção de ar.

Conclusões

- Devido ao caráter muito líquido do lodo séptico, recomenda-se o seu deságue antes de misturá-lo com outros resíduos;

- Quanto mais seco e menores são os restos de poda e capina mais lodo séptico pode ser incorporado ao processo de compostagem;
- A recirculação do percolado deve ser realizada somente após a queda da umidade da faixa ótima;
- A mistura dos resíduos deve ser realizada mecanicamente para a obtenção de uma massa mais homogênea;
- Após 20 dias de processo, faz-se necessário a trituração dos resíduos para a liberação de nutrientes aos micro-organismos;
- Recomenda-se o estudo da recirculação do lodo séptico nas baias de compostagem.

4.4.5 Tratamento de lodo séptico através de compostagem com podas

Introdução

A compostagem alia a alta eficiência na remoção de micro-organismos patogênicos com um produto final de boa qualidade agronômica (AISSE, FERNANDES; SILVA, 2001), fazendo da compostagem uma tecnologia passível de ser utilizada para reaproveitar resíduos orgânicos e ao mesmo tempo servir de destinação final para o lodo séptico, principalmente nas regiões que carecem de sistemas de tratamento deste resíduo.

Segundo Ludovice (2001), a compostagem possui três etapas distintas de temperatura: a fase inicial mesófila, com temperaturas entre 25 e 40°C; a fase termófila, com temperaturas entre 55 e 65°C (podendo alcançar valores de até 85°C) e a fase final mesófila ou de Maturação, com temperaturas similares às da primeira fase. A temperatura atingida no processo pode reduzir e até eliminar agentes patogênicos presentes no substrato a ser compostado.

A atratividade de vetores e a geração de odores estão intimamente ligadas à fração orgânica presente no lodo. O lodo séptico é composto por água e partículas sólidas, sendo que a maior parte dos sólidos encontra-se na forma suspensa. Valores entre 0,80 e 0,75 de SV/ST indicam um lodo pouco digerido, ainda sendo necessário algum método de estabilização.

A manutenção do oxigênio no interior da compostagem deve ser assegurada através do fornecimento contínuo de ar, seja através de revolvimentos manuais ou mecanizados ou através da incorporação forçada com sopradores. Para os sistemas de aeração forçada, recomendam-se valores de 12 a 30 m³ ar/hora por kg de mistura seca no início do processo, aumentando para até 190 m³ ar/hora por kg de mistura seca. Sopradores de 0,2 a 2 HP normalmente suprem esta necessidade de aeração (LUDOVICE, 2001).

Com base nestes parâmetros, foram estruturadas duas leiras na Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) Belém, Curitiba, com o objetivo de avaliar a tecnologia da compostagem de lodo de fossa/ tanque séptico e resíduo de podas verdes.

Metodologia

Estruturação das leiras e do sistema de compostagem

O experimento contou com podas na forma de cepilho com diâmetro variando entre 0,5 e 4 cm, trituradas mecanicamente pela empresa que processa e reaproveita as podas oriundas da manutenção da arborização pública do município de Curitiba.

Devido o seu alto teor de umidade, o lodo séptico necessita passar por um processo de desaguamento para elevar o teor de sólidos a valores superiores que 35% (LUDOVICE, 2001). Para este fim, foram utilizados dois leitos de secagem de dimensões de 5,0 m de largura, 9,0 m de comprimento e 0,5 m de altura, totalizando 22,5 m³ cada, localizados na ETE Guaraituba, no Município de Colombo, região metropolitana de Curitiba. Doze caminhões foram desaguados ao longo de 19 dias e o teor de sólidos obtido após três meses de desaguamento foi de 42%.

Os micro-organismos degradadores da matéria orgânica necessitam do carbono como fonte energética e do nitrogênio para a síntese das proteínas e reprodução. Esta relação deverá estar balanceada na razão de 26 a 31 partes de carbono para 1 de nitrogênio (OORSCHOT, 2000 *apud* LUDOVICE, 2001). Relações de Carbono e Nitrogênio (C/N) muito altas podem interferir no aumento da temperatura do processo, enquanto baixas relações C/N permitem a volatilização da amônia, diminuindo a qualidade do composto. Esta relação poderá ser ajustada com o acréscimo de outros substratos estruturantes ou não. A Tabela 4.50 apresenta os valores teóricos de referência utilizados para cálculo dos traços de lodo séptico e podas verdes.

Tabela 4.50 > Valores médios teórico dos componentes da compostagem e do traço aplicado

	VALORES MÉDIOS TEÓRICOS*			
	% sólidos	% N**	%C**	C : N**
Podas de árvores	70	1	50	50.: 1
Lodo digerido seco em leitos de secagem.	58	2,5	26	10.: 1
Mistura traço 4:1 podas/ lodo	base seca	1	33	33.: 1

*ADAPTADO DE JICA (1995), UEL (1999) (2000), METCALF & EDDY (2003) E MALINA *APUD* LUDOVICE (2001). **PORCENTAGEM EM BASE SECA.

Para os experimentos em escala piloto, foram montadas em pátio impermeabilizado de cimento duas leiras de compostagem com as seguintes dimensões: 1,7 m de altura, 1,5 m de largura e 3,5 m de comprimento.

Realizaram-se dois esforços de montagem das leiras para o experimento de compostagem, sendo que o primeiro sofreu interferências de chuvas intensas. Considerando que as fases iniciais da compostagem são fundamentais para a efetividade do processo, as leiras foram reconformadas com adição de mais uma parte de podas verdes.

Com a nova adição de podas, o volume total das leiras passou a ser de aproximadamente 3 m^3 ($0,6 \text{ m}^3$ de lodo séptico e $2,4 \text{ m}^3$ de podas) com um traço volumétrico de 4 partes de poda para 1 de lodo. A mistura dos componentes da compostagem foi realizada com a ajuda de uma betoneira trifásica, 220 V de 150 L comumente utilizada na construção civil. As leiras foram cobertas com lona plástica transparente durante a noite nos períodos de maior incidência pluviométrica, que persistiu nos três dias posteriores ao processo de reconformação.



FORNTE: FAE/SANEPAR

Figura 4.73

Leiras de compostagem piloto, ETE Belém



FORNTE: FAE/SANEPAR

Figura 4.74

Composto de lodo séptico e podas verdes

No caso de compostagem com podas verdes, estas tendem a ser a principal fonte de carbono da mistura, e o lodo séptico procura atender à demanda de nitrogênio para uma boa relação C/N. Porém, ao se caracterizarem as podas verdes e o lodo séptico desaguado através das análises químicas, encontraram-se valores adversos aos teóricos inicialmente considerados. Tal fato está relacionado à variabilidade inerente ao lodo séptico e podas verdes, cujos valores podem divergir de referências padrões.

O lodo séptico apresentou valores de carbono 56% menor do que o estimado, e as podas apresentaram valores de nitrogênio duas vezes maiores, o que resultou em uma relação de C/N menor do que a inicialmente prevista. A Tabela 4.51 apresenta os valores encontrados na caracterização das podas e do lodo séptico desaguado, assim como relação C/N da mistura.

Tabela 4.51 > Caracterização dos componentes da compostagem e a relação C/N da mistura

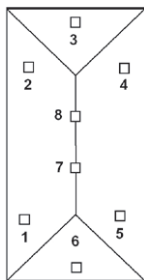
CARACTERIZAÇÃO DOS COMPONENTES				
	% sólidos	% N*	%C*	C / N*
Podas de árvores	54	2,2	45	20.:1
Lodo digerido seco em leitos de secagem.	42	2	14,5	7.:1
Mistura traço 4:1 podas verde/ lodo séptico	base seca	5,5	103	19.:1

*PORCENTAGEM EM BASE SECA.

Operação do sistema de compostagem

As temperaturas foram medidas através de um termômetro digital JENCO, modelo 701, tipo K, de haste metálica em oito pontos distribuídos pelas leiras a uma profundidade entre 15 e 30 cm do interior das mesmas de acordo com o diagrama da Figura 4.75. Os dados foram coletados em Fahrenheit, sendo então calculada uma média simples em graus Celsius. O monitoramento foi realizado sempre pelas manhãs, de forma a manter a mesma influência da temperatura ambiente na leira

Para a aeração do sistema, foi utilizado um exaustor radial/centrífugo com motor de 1,5 KW, de 0,2 CV, 2 pólo, dotado de tubos de PVC de diâmetro de 2" perfurado com espaçamento entre furos de 5 cm ao longo do comprimento em duas linhas de sucção espaçadas entre si por 20 cm. As linhas possuem registro esfera para a regularização da hiper ou hipoventilação em auxílio ao temporizador do exaustor. Na fase inicial do processo, foi utilizada uma vazão aproximada de 15 m³/min, funcionando 15 minutos a cada meia hora, e posteriormente, devido ao aumento da temperatura na fase termófila, a frequência aumentou para 30 minutos com 30 minutos de descanso, voltando ao padrão inicial após o período termófilo.



FONTE: FAE/SANEPAR

Figura 4.75

Localização dos pontos de medição de temperatura nas leiras de compostagem

Resultados

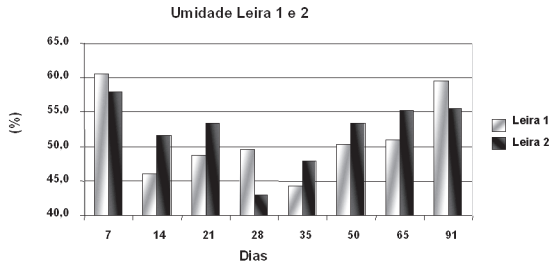
De acordo com Ludovice (2001), a relação de um composto de qualidade deve estar na faixa compreendida entre 10:1 e 20:1. As leiras 1 e 2 alcançaram valores de relação C/N de 23:1 e 17:1, respectivamente, indicando que o composto está próximo aos valores de qualidade supracitados.

A Tabela 4.52 apresenta os valores médios de umidade e os valores finais de Carbono e Nitrogênio após 90 dias de compostagem e maturação.

Tabela 4.52 > Teores de carbono e nitrogênio ao final do processo de compostagem

Compostagem	CARACTERIZAÇÃO DO COMPOSTO FINAL			
	% sólidos	% N	% C	C : N
Leira 1	51	0,09	2,1	23 : 1
Leira 2	52	0,11	1,9	17 : 1

Em relação à umidade do composto, valores acima de 65% prejudicam o processo aeróbio, pois preenchem os espaços vazios criando zonas anaeróbias, e abaixo de 40% podem restringir a atividade microbológica. Os valores mais baixos de umidade foram: 44% para a leira 1 (35º dia de experimento) e 42% para a leira 2 (28º dia de experimento), valores próximos do limite inferior recomendado para o processo. A Figura 4.76 apresenta a evolução dos teores de umidade ao longo do período de monitoramento.



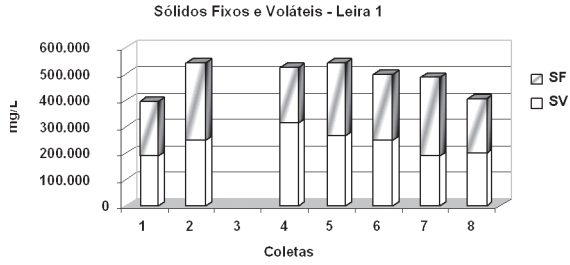
FORNTE: FAE/SANEPAR

Figura 4.76 Análises de umidade das leiras 1 e 2

No lodo utilizado para o experimento, a relação SV/ST apresentou valores de 0,22, indicando um lodo estabilizado de acordo com a referência da Resolução Conama 375/06. Ao término do processo, a relação de SV/ST foi de 0,49 para a leira 1 e 0,51 pra a leira 2. Ao longo do processo, não foram verificadas reduções expressivas na quantidade de sólidos voláteis. As Figuras 4.77 e 4.78 demonstram os valores de sólidos fixos e voláteis ao longo do monitoramento do experimento.

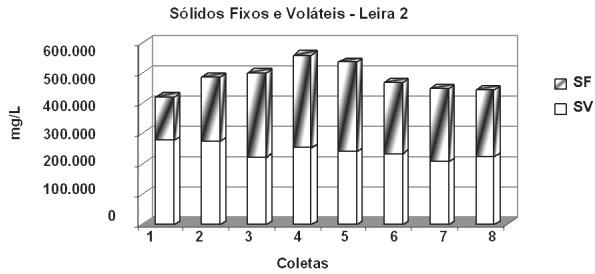
As temperaturas das leiras alcançaram valores de até 65°C no quinto dia de monitoramento, decrescendo gradativamente a partir deste dia. Nos oito monitoramentos subsequentes, as temperaturas foram cerca de 4º acima dos valores de temperatura ambiente.

A Figura 4.79 apresenta a evolução da temperatura na Fase inicial mesófila e a fase termófila nos 11 dias de monitoramento inicial.



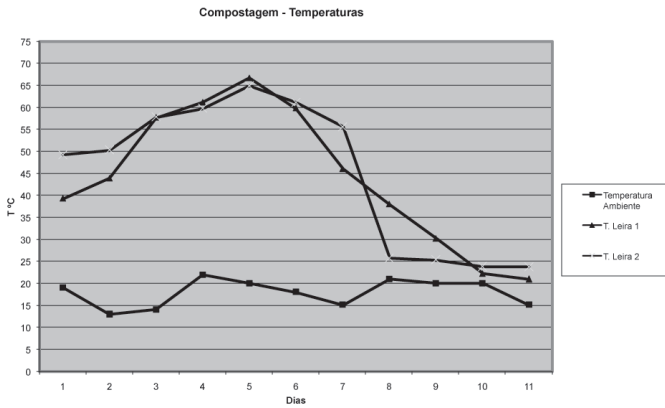
FORNTE: FAE/SANEPAR

Figura 4.77 Sólidos fixos e voláteis da leira 1



FORNTE: FAE/SANEPAR

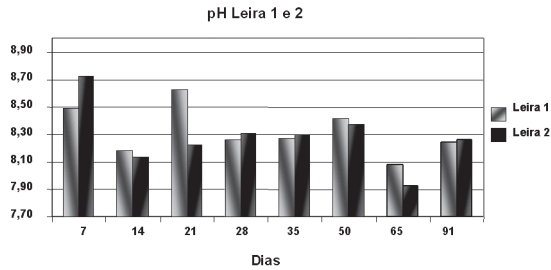
Figura 4.78 Sólidos fixos e voláteis da leira 2



FORNTE: FAE/SANEPAR

Figura 4.79 Temperaturas monitoradas no processo de compostagem

Em relação ao pH, uma faixa entre 6,5 e 9,0 é considerada adequada para a compostagem, podendo apresentar valores baixos no início do processo, vindo a alcançar valores mais altos no decorrer da fase termófila (LUDOVIC, 2001). No experimento, o pH alcançou valores altos de pH na fase termófila (8,5 e 8,7 para a Leira 1 e Leira 2, respectivamente) decaindo no decorrer da maturação, porém não ultrapassaram os limites recomendados. A Figura 4.80 apresenta a evolução do pH ao longo do período de monitoramento.



FORNTE: FAE/SANEPAR

Figura 4.80 Análises de pH das Leiras 1 e 2

Quanto à questão dos metais pesados, a Tabela 4.53 ilustra a concentração de metais observada nos componentes e na mistura maturada, comparando aos limites máximos admitidos pela CONAMA 375 de 2006, para utilização agrícola de lodo de esgotos.

Tabela 4.53 > Valores de metais pesados (ppm) encontrados nas Leiras 1 e 2 comparados aos limites estabelecidos pela CONAMA 375/2006

METAL PESADO	PODAS VERDES	LODO SÉPTICO DESAGUADO	LEIRA 1	LEIRA 2	LIMITE CONAMA 375/2006
Cd	24	50	1,45	1,80	39
Pb	69	150	20,09	25,76	300
Cu	11	165	88,69	84,69	1500
Cr	11	35	22,63	25,76	1000
Ni	23	110	26,25	24,20	420
Zn	11	520	215,39	256,03	2800

Apesar de a pesquisa não pretender investigar o potencial de higienização da compostagem de lodo séptico com podas verdes, foram realizadas análises de ovos de helmintos no composto final maturado após 91 dias. A resolução CONAMA 375 de

2006, classifica como lodo Classe A o lodo de esgotos que possui uma concentração de ovos de helmintos viáveis de até 0,25 g/ST. A Tabela 4.54 apresenta os valores de ovos de helmintos encontrados.

Tabela 4.54 > Número de ovos viáveis de helmintos no composto final

VIABILIDADE	LEIRA 1	LEIRA 2
Inviáveis	0,35*	0,84*
Viáveis	Ausente*	0,19*

* NÚMERO DE OVOS DE HELMINTOS POR GRAMA DE ST.

Os valores de ovos inviáveis verificados no composto são maiores dos que os viáveis, podendo indicar que houve um processo de higienização deste material devido às temperaturas alcançadas na fase termófila. Comparativamente os valores de ovos viáveis de helmintos foram inferiores ao limite para lodo Classe A estipulados pelo CONAMA 375/06

Conclusões

A compostagem, como tecnologia para o tratamento isolado do lodo de fossa/tanque séptico, demonstra ser promissora quanto à higienização e estabilização do lodo séptico, porém algumas observações devem ser feitas:

- desaguamento do lodo séptico a teores de umidade maiores do que 35%;
- caracterização do lodo séptico desaguado e das podas verdes quanto aos teores de Carbono e Nitrogênio, para uma melhor estimativa dos traços de substrato e resíduo a serem utilizados;
- análise preliminar do lodo quanto à presença de metais pesados.

Recomenda-se, para trabalhos futuros com compostagem e podas verdes, verificar outras dosagens de lodo séptico e podas verdes, a aplicação do composto na produção agrícola, além de testes microbiológicos e agronômicos para a definição dos potencialidades do processo de maneira mais ampla.

4.4.6 Utilização de lagoas de estabilização para tratamento do lodo de fossa/tanque séptico

Introdução

Segundo dados da Companhia de Água e Esgoto do Rio Grande do Norte (CAERN, 2007), o índice de atendimento pela rede coletora de esgotos na cidade de Natal engloba apenas 32% da população e, do total coletado, apenas 40% é tratado, metade de forma ineficiente. Dos 177.783 domicílios em Natal, 127.680 utilizam fossas/tanques sépticos como tratamento individual de seus dejetos, representando um percentual de 71,82%

das residências da cidade (IBGE, 2007). Esta parcela dos domicílios utiliza os serviços de esgotamento periódico por caminhões limpa-fossas, realizado por empresas conhecidas como imunizadoras. A atividade dessas empresas se justifica pela deficiência do serviço público de esgotamento sanitário, obrigando grande parte da população a adotar soluções individuais para destinação final de águas servidas e dejetos. Devido à carência de grande parte das companhias de saneamento quanto à expansão no atendimento e cobertura de novas áreas por sistemas de redes coletoras, a prática da coleta dos esgotos de diversas origens pelas empresas imunizadoras vem ganhando maiores proporções, tornando-se, atualmente, um serviço essencial para a população urbana.

No momento em que se conclui o esgotamento de uma fossa/tanque séptico, a imunizadora torna-se responsável pelo material que conduz, ou seja, pelo seu transporte e destinação final adequado, devendo obedecer às legislações civil e ambiental às quais a atividade esteja submetida. Em muitos casos, não há a preocupação por parte do usuário que contrata tal serviço em saber qual será o destino daquele efluente, onde será depositado e se a empresa possui licença dos órgãos ambientais municipais para desenvolver a atividade. Perante esta realidade, surgem questionamentos referentes ao grau de segurança sanitária e ambiental operante quanto ao manejo destes efluentes.

A maioria do lodo transportado pelas imunizadoras é disposta sem qualquer critério técnico – no solo, em rios e como adubo na agricultura –, colocando em risco a saúde da população e a qualidade ambiental. Percebe-se, desta forma, que a disposição de maneira imprópria dos efluentes líquidos e do lodo oriundo de fossas/tanques sépticos constitui um grande problema vivenciado em todo o Brasil. Perante esta realidade, fica evidente a necessidade de um estudo que busque reverter o quadro existente, visando não somente a solucionar a problemática da gestão dos resíduos esgotados pelas imunizadoras, mas também a necessidade de instituir o conceito da sustentabilidade nesse tipo de atividade.

No município de Natal, a lei 4.867 de 1997 obriga "as empresas imunizadoras que coletam objetos sanitários, residenciais ou comerciais, públicos ou particulares" a possuírem sistema próprio de lagoas de estabilização para tratamento dos resíduos despejos coletados. No caso de não possuírem seu próprio sistema de lagoas, elas podem dispor os resíduos esgotados nas lagoas de outra imunizadora mediante contrato de concessão. Existem, em Natal, nove empresas que realizam a limpeza de fossas/tanques sépticos, sendo que apenas três contam com sistema de lagoas de estabilização para tratamento complementar dos resíduos advindos de fossas e tanques sépticos. Como parte das pesquisas desenvolvidas pela equipe da UFRN/LARHISA no âmbito deste edital do PROSAB, foi monitorado o sistema de tratamento da Imunizadora Potiguar, empresa mais atuante neste ramo em Natal e devidamente licenciada pelo órgão ambiental do Estado, com o

objetivo de avaliar o sistema de lagoa de estabilização quanto à sua adequação para o tratamento de resíduos esgotados de fossas e tanques sépticos.

Metodologia

O sistema de tratamento estudado, destinado a tratar esgotos provenientes de caminhões limpa-fossa, iniciou sua operação em 1992, sendo a empresa em questão pioneira na adoção do tratamento dos esgotos coletados pelos seus caminhões limpa-fossa. A série de lagoas dessa imunizadora foi dimensionada para tratar uma vazão afluyente de 300 m³/dia (média de 40 caminhões com capacidade de 7,5 m³).

O sistema de tratamento é composto por uma área de recepção e tratamento preliminar (caixa de gordura, caixa de areia e grade), duas lagoas anaeróbias em série (21 x 30 x 3 m e 27 x 47 x 3 m), seguidas por uma lagoa facultativa secundária (60 x 80 x 3 m) e uma lagoa de maturação (15 x 58 x 2 m). Posteriormente, o efluente segue para um tanque de cloração com pastilhas, passa por um medidor de vazão (Calha Parshall), e o efluente final é lançado no Rio Potengi. A Figura 4.81 apresenta vistas do sistema de tratamento monitorado.

A primeira lagoa anaeróbia foi dimensionada com base na estimativa de DBO afluyente de 1.000 mg/L, e vazão média de 300 m³/dia. Foi adotado um tempo de detenção hidráulica aproximado de cinco dias, resultando em uma carga orgânica volumétrica aplicada de 200 gDBO/m³.dia. De acordo com o projeto, foi prevista uma eficiência de 70% para as duas lagoas anaeróbias em série. Destaca-se que no projeto original havia apenas uma lagoa anaeróbia e que a construção da segunda foi solicitação do Órgão Ambiental do Estado ao verificar as condições gerais do sistema em operação, particularmente, o excessivo acúmulo de lodo nas lagoas anaeróbias e facultativas.

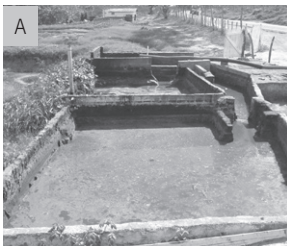
Para a caracterização dos afluentes e efluentes do sistema, foram tomadas amostras em 6 (seis) pontos distintos (descarga dos caminhões e efluentes dos reatores), conforme detalhado na Figura 4.81. O período de amostragem foi compreendido entre outubro de 2007 e outubro de 2008, totalizando 30 coletas. Para caracterização do afluente bruto, foram coletados os resíduos durante as descargas de cinco caminhões limpa-fossa por semana, na entrada da ETE. Ao longo da descarga, foram coletadas cinco alíquotas de 8 L, sendo retirado de cada uma delas 1 L para compor uma amostra composta de 5 L, considerada mais representativa de todo o conteúdo proveniente dos caminhões. Toda alíquota só era obtida após intensa homogeneização. As amostras dos efluentes das lagoas foram coletadas diretamente das tubulações, nas caixas de passagem. Após as coletas as amostra eram enviadas ao laboratório LARHISA para análise.

As amostras foram analisadas para determinação de coliformes termotolerantes, Série de Sólidos, DQO, Série de Nitrogênio (NTK, N-orgânico, amônia e nitrato), Clorofila a, Orto-

fosfato solúvel e Fósforo Total, seguindo as recomendações descritas em APHA/AWWA/WEF (1998). Em campo, foram analisados pH, temperatura e oxigênio dissolvido.

Resultados

Os dados foram tratados aplicando-se a estatística descritiva para determinar medidas de tendência central (média e mediana) e medidas de dispersão (desvio padrão, coeficiente de variação, quartis e intervalo de variação). A verificação da normalidade foi realizada através de histogramas de distribuição de frequência. A análise inicial demonstrou, através das diferenças entre médias e medianas, elevados valores de coeficiente de variação e assimetria dos dados, que para a grande maioria das variáveis o comportamento diferia da tendência de normalidade. Uma nova verificação foi realizada com os dados transformados para log, em que a tendência para a normalidade foi mais significativa. Dessa forma, para caracterizar a tendência central, foi escolhida a mediana. Os gráficos *Box plot* foram utilizados para ilustrar tendência central e dispersão dos dados ao longo da série de lagoas, e o Teste de Kruskal-Wallis foi utilizado para comparação entre medianas. As Tabelas 4.55 e 4.56 apresentam os valores centrais, mínimos e máximos, para as variáveis monitoradas.



A Recepção e tratamento preliminar*



B Primeira lagoa anaeróbia**



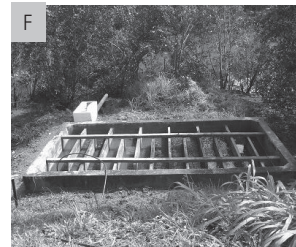
C Segunda lagoa anaeróbia**



D Lagoa facultativa**



E Lagoa de maturação**



F Tanque de desinfecção e medidor de vazão**

* PONTO DE COLETA DE AMOSTRA DESPEJADA PELOS CAMINHÕES (A)

** PONTO DE COLETA DE EFLUENTES DOS REATORES (B, C, D, E, F)

FONTE: UFRN/LARHISA

Figura 4.81

Vista das etapas que compõem o sistema de lagoas de estabilização monitorado

Tabela 4.55 > Valores medianos e faixa de variação dos parâmetros monitorados no afluente (EB), efluentes das lagoas de estabilização e efluente final (ET) após cloração

AMOSTRAS	OD (mg/L)	T (°C)	PH	DQO (mg/L)	N-ORG (mgN/L)	N-NH ₃ (mgN/L)	N-NO ₃ (mgN/L)	NTK (mgN/L)	P-PO ₄ (mgP/L)	P-TOTAL (mgP/L)	
EB	Med	0,6	29,5	6,3	1793	27,9	74,0	0,3	101,9	10,5	14,5
	Mín	0,0	25,1	5,0	504	1,0	33,0	0,0	55,8	3,6	7,0
	Máx	2,3	31,9	7,6	6861	86,5	175,4	1,0	222,1	20,4	28,9
LA1	Med	0,5	28,8	6,4	909	19,6	113,9	0,3	133,6	13,2	15,1
	Mín	0,0	22,5	6,2	412	0,1	58,2	0,0	61,7	6,1	11,7
	Máx	2,2	31,6	7,0	3338	82,1	155,1	0,7	204,5	24,3	24,7
LA2	Med	0,8	27,9	6,8	468	8,4	107,9	0,3	116,3	12,5	14,7
	Mín	0,0	21,5	6,4	306	0,3	55,8	0,1	64,0	6,9	10,3
	Máx	3,7	30,5	7,0	1054	60,3	180,7	0,8	198,7	15,8	17,1
LF	Med	2,4	28,6	7,4	305	8,5	69,7	0,3	78,2	9,4	13,0
	Mín	0,5	25,6	6,0	109	2,1	45,6	0,0	54,1	3,8	8,8
	Máx	5,2	33,2	8,4	831	31,6	106,2	0,7	137,8	16,5	17,8
LM	Med	4,1	28,4	7,6	219	6,6	64,9	0,3	71,4	9,4	10,4
	Mín	0,2	25,8	6,9	84	0,1	36,7	0,0	36,7	4,1	7,0
	Máx	12,8	32,4	8,6	577	26,2	112,1	0,9	117,7	15,5	26,0
ET	Med	3,6	28,1	7,5	260	8,6	69,9	0,3	78,5	10,2	11,5
	Mín	1,3	25,9	6,5	105	0,0	45,6	0,0	46,0	4,1	8,2
	Máx	6,8	32,5	8,2	692	38,2	96,3	0,8	115,8	21,2	24,4

Nos efluentes das lagoas, foi verificada uma temperatura mediana em torno de 28°C e faixa de variação em torno de 12°C (21,5 a 33,2°C). As amostras descarregadas pelos caminhões apresentavam uma temperatura levemente superior (mediana de 29,5°C). O oxigênio dissolvido aumentou gradativamente ao longo da série, atingindo 4,1 mg/L no efluente da lagoa de maturação (LM). De forma semelhante, o pH também aumentou de 6,3, no afluente, para 7,5, no efluente tratado (ET). No entanto, os valores ainda são muito baixos para favorecer os mecanismos de remoção de nitrogênio, via volatilização de amônia, e fósforo, via precipitação.

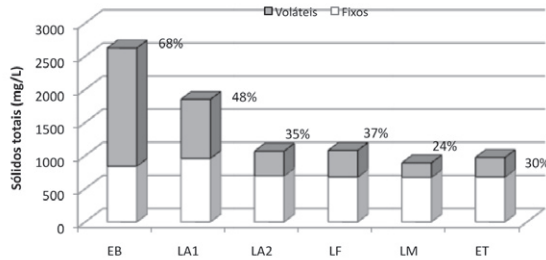
O monitoramento do efluente final determinou uma vazão média em torno de 200 m³/d (50% inferior à estimada durante o projeto), resultando em um tempo de detenção hidráulica (TDH) na ETE superior a 100 dias, bem acima ao comumente encontrado nas ETE que tratam esgoto doméstico. Tal fato é justificado pela atipicidade do esgoto afluente que apresenta elevada concentração, bem como origem diversa (residencial, de restaurante, comercial, etc.). É importante considerar, no entanto, que a grande quantidade de lodo nas lagoas anaeróbias e facultativa, ao longo da realização do monitoramento, contribui para que o TDH real seja inferior ao reportado.

Tabela 4.56 > Valores medianos e faixa de variação dos parâmetros monitorados no afluente, efluentes das lagoas de estabilização e efluente final (sólidos, clorofila e coliformes)

AMOSTRAS		ST (mg/L)	%STF	%STV	SST (mg/L)	%SSF	%SSV	SS (mL/L)	CLOROFILA (µG/L)	CF (UFC/100mL)
EB	Med	2625			1305			15,5		1,80E+07
	Mín	912	32	68	202	21	79	0,1		3,00E+07
	Máx	6713			5571			85,0		5,30E+07
LA1	Med	1850			852			18,5	30	2,65E+06
	Mín	1088	52	48	20	26	74	1,6	0	8,00E+05
	Máx	4007			3373			84,0	169	1,66E+07
LA2	Med	1068			268			1,2	93	2,20E+06
	Mín	779	65	35	149	30	70	0,3	7	5,00E+05
	Máx	1506			873			8,0	377	6,80E+06
LF	Med	1079			162			0,5	239	3,00E+05
	Mín	626	63	37	74	31	69	0,0	1	1,00E+04
	Máx	1674			573			6,0	1092	1,90E+06
LM	Med	890			95			0,2	228	2,40E+04
	Mín	697	76	24	25	21	79	0,0	33	0,00E+00
	Máx	1719			208			1,5	735	8,00E+05
ET	Med	972			77			0,1	159	8,00E+03
	Mín	678	70	30	17	24	76	0,0	21	0,00E+00
	Máx	1689			240			0,5	491	1,10E+05

Os resíduos afluentes ao sistema de tratamento foram caracterizados como um esgoto bruto altamente concentrado e com grande faixa de variação. Essa variabilidade é decorrente das variadas características inerentes aos sistemas esgotados pelos caminhões, tais como o tipo de sistema (fossa, tanque séptico, etc.), a procedência (residência, restaurante, etc.), e a frequência de esgotamento, por exemplo. A DQO apresentou uma mediana de 1793 mg/L, com faixa de variação entre 504 a 6.861 mg/L. Sólidos totais e suspensos apresentaram medianas de 2.625 e 1.305 mg/L, respectivamente, com as frações voláteis predominantes. A mediana de NTK foi de 101,9 mg/L, sendo que sua maior parte foi devido à amônia (73%), e para fósforo total o valor mediano foi de 14,5 mg/L. Com relação aos coliformes termotolerantes, o valor foi típico dos verificados em esgotos brutos ($1,8 \times 10^7/100$ mL).

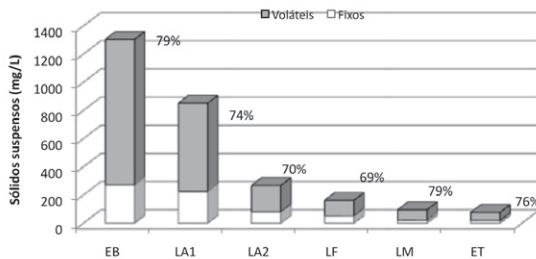
A Figura 4.82 apresenta o comportamento de DQO, sólidos totais e suspensos ao longo do sistema de tratamento, destacando-se as medianas, os quartis e os valores mínimos e máximos, ao longo do sistema de tratamento.



FONTE: UFRN/LARHISA

Figura 4.82 Box plot de DQO, sólidos totais e suspensos ao longo do sistema de tratamento

A DQO foi removida ao longo da série, de uma concentração de 1.793 mg/L, no afluente, para uma concentração de 219 mg/L, no efluente da lagoa de maturação, e 260 mg/L, no efluente final, após desinfecção. Tal aumento pode estar relacionado à dificuldade de se manter a dosagem adequada de cloro e tempo de contato. Os sólidos totais e suspensos apresentaram comportamento similar, com concentrações diminuindo ao longo do tratamento de 2.625 mg/L para 972 mg/L, e de 1.305 mg/L para 77 mg/L, respectivamente. A fração volátil representou 68% dos sólidos totais, no afluente, e foi diminuindo ao longo da série até representar, no efluente final, 30% dos sólidos totais, enquanto para os sólidos suspensos, a fração volátil sempre representou 70 a 80% do total (Figura 4.83).



FONTE: UFRN/LARHISA

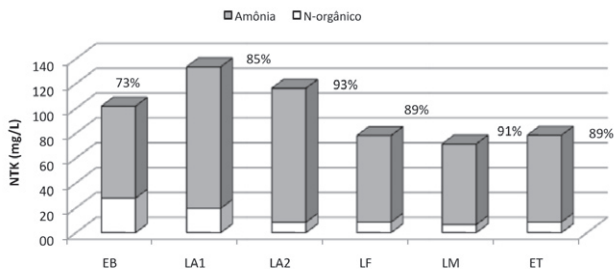
Figura 4.83 Variação das medianas de sólidos totais e suspensos com respectivos percentuais das frações fixas e voláteis ao longo do sistema de tratamento

Considerando somente a série de lagoas, foram observadas remoções de 88, 66 e 92% de DQO, sólidos totais e sólidos suspensos, respectivamente, remoções que ocorreram

predominantemente nas duas lagoas anaeróbias (74, 59 e 79%, respectivamente). De fato, o teste para comparação entre as medianas demonstrou que, após a segunda lagoa anaeróbia, as remoções dessas três variáveis não foram significativas ao nível de 5%. Vale salientar que, mesmo sendo detectadas várias falhas operacionais e de manutenção, estas remoções podem ser consideradas significativas, e estão associadas à elevada capacidade das lagoas de assimilar sobrecargas, assim como a elevada concentração afluente e suas características de degradação. As lagoas anaeróbias e a facultativa, por exemplo, sempre estavam cheias de lodo e com bancos de areia, como pode ser observado na Figura 4.81 (b, c, d), diminuindo consideravelmente o tempo de detenção hidráulica nestes reatores.

O NTK aumentou de 102 mgN/L, no afluente, para 134 mgN/L, no efluente da primeira lagoa anaeróbia, provavelmente associado ao processo de amonificação. Nessa mesma etapa, do tratamento a amônia aumentou de 70 mgN/L para 114 mgN/L. Em seguida, NTK e amônia foram diminuindo até atingirem, no efluente final, concentrações de 79 e 70 mgN/L, respectivamente. A Figura 4.84 destaca claramente o domínio da fração de amônia na composição do NTK (73 a 93%) e que a sua remoção foi desprezível ao longo do tratamento. A remoção de NTK de 23% está associada à remoção do nitrogênio orgânico de 70% (28 mgN/L para 8,6 mgN/L).

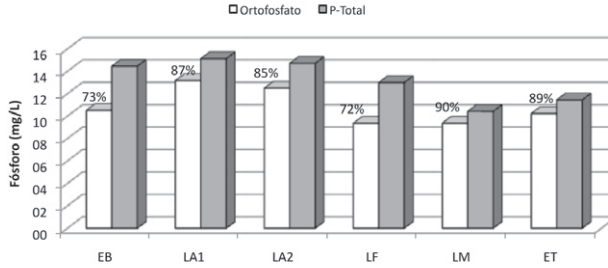
As características ambientais que predominaram no sistema de tratamento também não favoreceram os mecanismos de remoção de fósforo. O ortofosfato aumentou nos reatores anaeróbios devido à mineralização do conteúdo orgânico, e foi reduzido gradativamente, atingindo no efluente final uma concentração similar a verificada no afluente. O fósforo total foi removido em apenas 21%, de 14,5 para 11,5 mgP/L. A Figura 4.85 apresenta o comportamento de fósforo ao longo do tratamento.



FORNTE: UFRN/LARHISA

Figura 4.84

Varição das medianas de NTK (% de N-orgânico e amônia) ao longo do sistema de tratamento

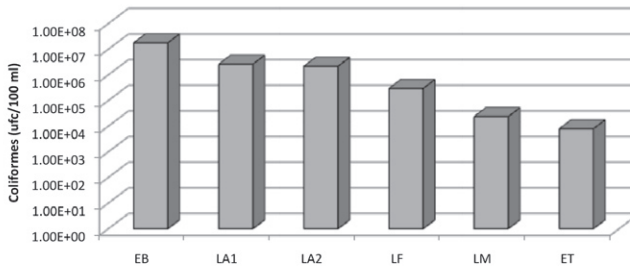


FONTE: UFRN/LARHISA

Figura 4.85

Varição das medianas de fósforo total e ortofosfato ao longo do sistema de tratamento

As medianas de coliformes termotolerantes variaram de $1,8 \times 10^7$ a $8,0 \times 10^3$ UFC/mL, respectivamente para o afluente e o efluente tratado, atingindo uma remoção de 99,96% (Figura 4.86). Em média, cada etapa da série de lagoas (anaeróbia, facultativa, maturação e desinfecção) foi responsável pela remoção de uma unidade logarítmica. Foram observados vários casos em que a concentração de coliformes no efluente foi zero, particularmente quando havia a troca periódica das pastilhas de cloração. No entanto, para a maioria das amostras, a unidade de desinfecção não era operada corretamente.



FONTE: UFRN/LARHISA

Figura 4.86

Varição das medianas de coliformes termotolerantes ao longo do sistema de tratamento

Conclusões

Com base nos resultados foi possível formular as seguintes conclusões:

Os despejos dos caminhões limpa-fossa apresentam grande variação e elevadas concentrações nas variáveis monitoradas, que podem ser explicadas de acordo com a permanência na origem (tempo de esgotamento) e a procedência do resíduo (residências, restaurantes, hospitais, oficinas, etc.) nos sistemas esgotados pelos caminhões, bem como as próprias características físicas dos sistemas.

Os resíduos esgotados apresentam característica de um esgoto muito concentrado, com elevados teores de areia causando o rápido assoreamento das unidades primárias, principalmente devido ao uso de sistema de tratamento preliminar inadequado. Mesmo para o afluente já vindo de unidades anaeróbias, devido às suas características, é importante a utilização de lagoas anaeróbias na série. No entanto, o lodo acumulado nas lagoas anaeróbias deve ser removido com uma frequência bem maior do que a usual quando aplicadas ao tratamento de esgotos sanitários. Faz-se necessária a utilização de unidades de disposição e secagem desse lodo, até o seu envio para o destino final.

Mesmo sobrecarregado, o sistema analisado apresentou uma ótima eficiência nas remoções de DQO e sólidos, sendo a maior fração removida nas lagoas anaeróbias. O sistema não promoveu remoções significativas de nitrogênio e fósforo e, mesmo com uma unidade de desinfecção, ainda apresentou um efluente com 8.000 coliformes termotolerantes/100 mL. As eficiências de remoção mais significativas do sistema de lagoas foram: DQO: 88%, Sólidos suspensos totais: 92%; Nitrogênio orgânico: 70% e Coliformes termotolerantes: 99,96%.

Apesar da boa eficiência, em face das altas concentrações afluentes, o sistema não tem sido suficiente para atingir níveis satisfatórios de qualidade no efluente final, que apresentou concentrações da ordem de 260 mg/L para DQO, 70 mg/L para amônia, 972 mg/L para sólidos totais e 8.000 UFC/100ml para coliformes termotolerantes.

Observaram-se precárias condições de operação do sistema avaliado, o que leva a concluir que seria possível obter efluente de melhor qualidade com operação mais adequada, e que um sistema de lagoas de estabilização em série, incluindo lagoa anaeróbia precedida de tratamento preliminar para remoção do excesso de areia, é uma opção viável para tratamento dos despejos de caminhões limpa-fossa.

Referências bibliográficas

AISSE, M.M *et al.* Estudo da desidratação de lodo anaeróbio, obtido em reatores tipo RALF, através do uso de leitos de secagem e de centrifuga tipo decanter. In: CAMPOS, J.R. (Org.). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. 1. ed.

Rio de Janeiro: ABES/PROSAB, 1999.

AISSE, M.M.; FERNANDES, F.; SILVA, S.M.C.P. Aspectos Tecnológicos e de Processos. In: ANDREOLI, C.V.; LARA, A.I.; FERNANDES, F. (Org.). *Reciclagem de biossólidos: transformando problemas em soluções*. Curitiba: SANEPAR/FINEP, 2001. p. 49-119.

ALMEIDA, M.H.L.; CARVALHO, F.J.P.C. *Metodologia empregada para monitoramento das áreas de biorremediação e do landfarming da Repar*. In: I MESA REDONDA SOBRE QUÍMICA ANALÍTICA AMBIENTAL DA PETROBRÁS. Curitiba, 1994A.

ALMEIDA, M.H.L., CARVALHO, F.J.P.C. *Metodologia empregada na caracterização e determinação da dosagem da aplicação de resíduos para disposição no solo*. In: I MESA REDONDA SOBRE QUÍMICA ANALÍTICA AMBIENTAL DA PETROBRÁS. Curitiba, 1994B.

ANDRADE NETO, C.O. et al. Decanto-digestores. In: CAMPOS, J.R. (Coord.). *Tratamento de esgoto sanitário por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro: Rima/ABES/Projeto PROSAB, 1999. p. 117-138.

ANDRADE, C.A. *Fração orgânica de biossólidos e efeito no estoque de carbono e qualidade da matéria orgânica de um latossolo cultivado com eucalipto*. 121 f. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, São Paulo, 2004.

ANDREOLI, C.V.; Von SPERLING, M.; FERNANDES, F. *Lodo de esgotos: tratamento e disposição final*. Belo Horizonte: UFMG/Companhia de Saneamento do Paraná, 2001.

ANDREOLI, C.V. et al. *Avaliação da biodegradabilidade e biodisponibilidade do lodo de esgoto anaeróbio termicamente tratado com uso de biogás*. In: XXII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Anais... Joinville, setembro de 2003.

ANDREOLI, C.V. (Coord.). *Alternativas de uso de resíduos do saneamento*. Rio de Janeiro: Projeto PROSAB/ABES, 2006.

ANDREOLI, C.V. *Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final*. Rio de Janeiro: Projeto PROSAB/Rima/ABES, 2001.

ANDREOLI, C.V.; BACKERS, S.A.; CHERUBINI, C. Avaliação do processo de compostagem utilizando podas verdes e resíduos do saneamento. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, FERTBIO. Anais... Rio de Janeiro, 2002.

APHA/AWWA/WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21. ed. Washington, DC, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). *Panorama dos resíduos sólidos no Brasil*. 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 8419*. Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro: ABNT, 1992.

_____. *NBR 7229*. Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro: ABNT, 1993.

_____. *NBR 13969*. Tanques Sépticos: unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos; Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.

_____. *NBR 7229*. Projeto, Construção e Operação de Sistemas de Tanques Sépticos. Rio de

Janeiro: ABNT, 1993.

_____. *NBR 10004*. Resíduos sólidos: classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

_____. *NBR 10007*. Amostragem de resíduos Sólidos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

_____. *NBR 13591*. Terminologia. Rio de Janeiro: ABNT, 1996.

_____. *NBR 13894*. Tratamento no solo (landfarming). Rio de Janeiro: ABNT, 1997.

_____. *NBR 14.283*. Resíduos em solo: determinação da biodegradação através do método respirométrico. Rio de Janeiro: ABNT, 1999.

AZEVEDO, M.A. *Estudo e avaliação de quatro modos de aeração para sistemas de compostagem em leiras*. 230 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento e Meio Ambiente) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1993.

BELLI FILHO, P. *et al. Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e lodo de tanque séptico*. UNAM. Instituto de Ingeniería. Anaerobic digestion. Mérida, Yucatán, UNAM, 2002. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd>>. Acesso em: 19 de mar. 2009.

BONNET, B.R.P. *Diagnóstico de situação e proposição de sistema de monitoramento dos impactos ambientais causados pela reciclagem agrícola do lodo de esgotos*. 73 f. Monografia (Especialização em Análise Ambiental) – Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, 1997.

BOMBILIO, D.C. *Compostagem de esterco suíno em cinco teores de umidade e três sistemas de aeração*. 58 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, SC, 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução (CONAMA). *Resolução 375*, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama>>. Acesso em: 10 jul. 2009

CAMPOS, J.R. (Org.). *Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbios e disposição controlada no solo*. São Carlos: PROSAB, 2000.

CANZIANI, J.R.F. *et al.* (Org.). *Reciclagem de bio-sólidos: transformando problemas em soluções*. Curitiba: SANEPAR/FINEP, 2001. p. 239-261.

CARVALHO, F.J.P.C. *et al. Estabelecimento de metodologia para determinação "in vitro" da demanda de corretivos da camada reativa do solo do landfarming da REPAR – Refinaria Presidente Getúlio Vargas*, In: 46ª REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA. Anais... Vitória, 1994A.

CARVALHO, F.J.P.C. *et al. Determinação da Respiração da camada reativa do solo do landfarming da REPAR – Refinaria Presidente Getúlio Vargas – Petrobrás, através da evolução do CO₂: otimização do sistema de incubação*. In: 46ª REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA. Anais... Vitória, 1994B.

CASTRO, R.A. *et al. Estudos sobre o co-tratamento de lodo de esgoto doméstico e resíduos oleosos com microorganismos do landfarming da refinaria "Presidente Getúlio Vargas" Petrobrás – REPAR*. In: RIO OIL & GAS CONFERENCE. Anais... Rio de Janeiro, 1998.

CASTRO, R.A. *Tratamento de lodo de esgoto urbano no solo com microorganismos de "landfar-*

ming" e substrato oleoso. 133 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Departamento de Solos do Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, 2000.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). *Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo*. Relatório técnico, 2005. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br>. Acesso em 10 jul 2009.

CONCAWE. *Sludge farming: a technique for the disposal of oily refinery wastes*, Concawe/The Hauge, 1980. Report N° 3/80. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21, 2001. Anais... Rio de Janeiro: ABES, 2001.

CORRÊA, R.S.; FONSECA; Y.M.F.; CORRÊA, A.S. *Produção de biossólido agrícola por meio da compostagem e vermicompostagem de lodo de esgoto*. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 11, n. 4, p. 420-426, 2007.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Serviço Nacional de Levantamento e Conservação do Solo. *Manual de métodos de análise do solo*. Rio de Janeiro, Ministério da Agricultura, 1997.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). *Landfarming*. 1994. Disponível em: <http://www.epa.gov/OUST/pubs/tum_ch5.pdf>. Acesso em 17 de junho de 2008.

_____. *Decentralized systems technology fact sheet: septage treatment/disposal*. EPA 832-F-99-068. Washington, DC, 1999.

_____. *Design manual: onsite wastewater treatment and disposal systems*. EPA: USA, 1980.

_____. *Process design manual: land application of sewage sludge and domestic septage*. EPA: USA, 1995.

_____. *Decision-maker's guide to solid waste management*. Office of solid waste and emergency response. EPA/530/R95 – 023, 1995.

_____. *Municipal and industrial solid waste division. biosolids generation, use, and disposal in United States*. Office of Solid Waste. EPA530-R-99-009. September, 1999.

_____. *Land application of municipal sludge: process design manual*. EPA – 625/1-83-016, Cincinnati, 1983.

_____. *Standards for the use or disposal of sewage sludge*. Washington, DC: EPA, 1993.

FERNANDES, F.; SILVA, S.M.C.P. *Manual prático para compostagem de biossólidos*. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

FERNANDES, F.; SOUZA, S.G.; Estabilização de lodo de esgoto. In: ANDREOLI, C.V. (Coord.) *Resíduos do Saneamento: processamento, reciclagem e disposição final*. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: Rima/ABES, 2001. p. 29-55.

FORESTI, E. *et al.* Decanto-digestores. In: CAMPOS, J.R. (Coord.). *Tratamento de Esgoto Sanitário por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo*. Rio de Janeiro: Rima/ABES/Projeto PROSAB, 1999. p. 29-51.

FRÉSCA, F.R.C. *Estudo da geração de resíduos sólidos domiciliares no município de São Carlos, SP, a partir da caracterização física*. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

- GUTIRREZ, L.A.C.L. *Influência da cobertura e dos sólidos sedimentáveis no desaguamento de lodo em leitos de secagem instalados na Região Metropolitana de Belém*. 153 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Centro Tecnológico, Universidade Federal do Pará, Belém, 2003.
- HARMSSEN, J. *Landfarming of polycyclic aromatic hydrocarbons and mineral oil contaminated sediments*. 344 f. Tese (Phd.) – Universidade de Wageningen. Wageningen, Holanda, 2004.
- HARRIS, J.O. *Petroleum wastes in the soil in land application of waste materials*. Iowa: Soil Conservation Society of America, Ankeny, 1976.
- HEINSS, U.; STRAUSS, M. *Co-treatment of faecal sludge and wastewater in tropical climates: management of sludges from on-site sanitation*. Duebendorf, Switzerland: EAWAG/SANDEC, 1999.
- HEINSS, U.; KOOTTATEP, T. *Use of reed beds for faecal sludge dewatering*. LOCAL: AWAG/AIT, 1998.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Pesquisa nacional por amostra de domicílios: síntese de indicadores 2007*. Rio de Janeiro. 2007. [On-line]. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/trabalhoerendimento/pnad2007/sintese/pnad2007.pdf>. Acesso em 13 de abril, 2008.
- INGALLINELLA, A.M. *et al.* The challenges of fecal sludge management in urban areas – strategies, regulations and treatment option. *Water Science and Technology*, v. 46, n. 10, p. 285-294, 2001.
- JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. *Tratamento de esgotos domésticos*. 4. ed. Rio de Janeiro: SEGRAC, 2005.
- KIEHL, E.J. *Fertilizantes orgânicos*. Piracicaba: Editora Agronômica Ceres Ltda. 492p. (1 ed), 1985.
- KIEHL, E.J. *Manual de Compostagem: maturação e qualidade do composto*. Piracicaba: Editado pelo Autor. 173p. (4 ed), 2004.
- KOTTATEP, T. *et al.* *Sludges from on-site sanitation systems: low cost treatment alternatives*. [On-line]. Disponível em: http://www.eawag.ch/organisation/abteilungen/sandec/publikationen/publications_ewm/ewm_cotreatment. Acesso em 17 de junho de 2008.
- KOOTTATEP, T. *et al.* *Potentials of vertical-flow constructed wetlands for septage treatment in tropical regions*. Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology, Department for Water and Sanitation in Developing Countries, 2008A. Disponível em <http://www.eawag.ch/organisation/abteilungen/sandec>. Acesso 10 jul. 2009.
- KOOTTATEP, T. *et al.* *Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate: Lessons learnt after seven years of operation*. Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology, Department for Water and Sanitation in Developing Countries, 2008B. Disponível em <http://www.eawag.ch/organisation/abteilungen/sandec>. Acesso em 10 jul 2009.
- LIMA, M.R.P.; MULLER, P.S.G.; GONÇALVES, R.F. *Taxas de aplicação de lodo de lagoas anaeróbias de estabilização para desidratação em leitos de secagem*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 17. 1999, Rio de Janeiro. Anais ...Rio de Janeiro: ABES, 1999.
- LUDOVICE, M.; Processos de estabilização de lodos. In: ANDREOLI, C.V.; von SPERLING, M.; FER-NANDES, F.; Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. Belo Horizonte: UFMG/SANEPAR, 2001. v. 6. p. 123-157.
- LUPATINI, G. *et al.* *Avaliação da biodegradabilidade do lodo séptico através de ensaios de respirometria*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 25. 2009, Recife. Anais... Recife: ABES, 2009.

- MACHADO, M.F.S. *A situação brasileira dos biossólidos*. 828 f. Dissertação (Mestrado Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Unicamp, Campinas, São Paulo, 2001.
- MENESES, C.G.R. *et al.* Caracterização físico-química e biológica dos resíduos de sistemas tanque séptico-sumidouro da cidade de Natal. In: METCALF & EDDY *Wastewater engineering: treatment disposal and reuse*. 4 ed. New York: McGraw-Hill, 2003.
- METTING, F.B. Jr. *Soil microbial ecology: applications in agricultural and environmental management*. New York: Marcel Dekker, 1993.
- MONTEIRO, V.E.D. *et al.* Estudo do comportamento de RSU em uma célula experimental e suas correlações com aspectos microbiológicos, físicos e químicos. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 11, n. 3, p. 223-230, jul./set. 2006.
- NANNIPIERI, P.; JOHNSON, R.L.; PAUL, E.A. Criteria for measurement of microbial growth and activity in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, Oxford, v. 10, p. 223-229, 1978.
- PAULA JUNIOR, D.R. *et al.* Estabilização anaeróbia de lodos. In: CASSINI, S.T. (Coord.). *Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de biogás*. Rio de Janeiro: Rima/ABES, 2003. p. 64-93. Projeto PROSAB.
- PAVAN, M.A. *et al.* *Manual de análise química de solo e controle de qualidade*. Londrina: IAPAR, 1992. Circular nº 76.
- PENETRA, R.G. *Pós-tratamento físico-químico por flotação de efluentes de reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB)*. 140 f. Tese (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1998.
- PEREIRA, M.L.F. *et al.* *Percolação de lodo de esgoto em leitos convencionais e não convencionais revestidos com o biotêxtil bidim XT-4*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21, 2001, Rio de Janeiro. Anais... Rio de Janeiro: ABES, 2001.
- PEREIRA NETO, J.T.; CUNHA, W.G. *Influência da inoculação de composto orgânico maturado, no período de compostagem de resíduos orgânicos*. In: XVIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Salvador, Bahia, 1995.
- PEREIRA NETO, J.T. *Manual de compostagem*. Belo Horizonte: UNICEF, 1996.
- PETROBRÁS. *REPAR-NORMA ME-6360-027: método de ensaio; determinação da atividade respiratória potencial*. Petrobrás, 1997.
- PIRES, A.M.M.; ANDRADE, C.A.; MATTIAZZO, M.E. *Degradação da carga orgânica, condutividade elétrica e pH de um latossolo tratado com biossólido incorporado ou em superfície*. In: FERTBIO 2002, Rio de Janeiro, 2002. Resumos. Rio de Janeiro: UFRRJ, 2002.
- POVINELLI, J.; BIDONE, F.R.A. *Conceitos básicos de resíduos sólidos*. São Carlos: EESC/USP, 1999.
- PRADO, M. *Concepção e estudo de uma unidade compacta para tratamento preliminar de esgoto sanitário composta por separador hidrodinâmico por vórtice e grade fina de fluxo tangencial*. 268 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.
- PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO (PROSAB). *Manual prático para a compostagem de biossólidos*. Rio de Janeiro, 1999.

- REALI, M.A.P. *Concepção e avaliação de um sistema compacto para tratamento de águas de abastecimento utilizando o processo de flotação por ar dissolvido e filtração com taxa declinante*. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1991.
- REIS, M.F.P. *Avaliação do processo de compostagem de resíduos sólidos urbanos*. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.
- SANTOS, D.S.; ANDRADE, C.A.; MATTIAZZO, M.E. *Degradação da carga orgânica de lodos de esgoto após aplicação no solo*. In: FERTBIO, Rio de Janeiro, 2002. Resumos. Rio de Janeiro: SBCS; SBM; UFFRJ, 2002.
- SANTOS, H.F. *Uso do lodo de estações de tratamento de esgotos em solos agrícolas*. In: SIMPÓSIO SOBRE FERTILIZANTES ORGÂNICOS, 9 a 10 de maio, 1984, Anais... São Paulo, 1984.
- SILVA, C.M.; CHERNICHARO, C.A.L. *Desaguamento em leitos de secagem de lodo de reatores UASB tratando esgotos domésticos: rendimento do leito e características do percolado*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24, 2006. Rio de Janeiro. Anais... Rio de Janeiro: ABES, 2006.
- SOPPER, W.E. *Municipal sludge use in land reclamation*. Boca Raton: CRC Press, 1993.
- APHA/AWWA/WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21th ed. APHA, Washington, DC, 2005.
- SOCOL, T.V.; PAULINO, R.C.; CASTRO, E.A. In: SANEPAR. *Manual de métodos para análises microbiológicas e parasitológicas em reciclagem agrícola de lodo de esgoto*. Curitiba: Sanepar, 2000. p. 27-41.
- von SPERLING, M.; GONÇALVES, R.F.; *Lodo de esgotos: características e produção*. In: ANDREOLI, C.V.; von SPERLING, M.; FERNANDES, F.; *Lodo de esgotos: tratamento e disposição final*. Belo Horizonte: UFMG/SANEPAR, 2001. v. 6, p. 123-157.
- XCG CONSULTANTS LTD. *Final report on alkaline stabilization and screening of septage: Ontario field demonstration of lime stabilization*, Ontario Rural Wastewater Centre, University of Guelph, 2005.
- WALKLEY, A.; BLACK, T.A. *Na examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method*. *Soil Science*, p. 37, 1934.
- ZABEL, T. *Flotation in water treatment*. In: IVES, K.J. (Ed.). *The scientific basis of flotation*. Proceedings of the NATO Advanced Science Institute on the Scientific Basis of Flotation. Cambridge, England, Jul, Martinus Nijhoff Publishers, The Hague, 1984. p. 349-77.

Nota

1 Refinaria Presidente Getúlio Vargas, PETROBRAS. Araucária (PR)

5 Tratamento Combinado de Lodo de Tanque Séptico e de Fossas com Esgoto Sanitário

José Roberto Campos, Sílvia Cláudia Semensato Povinelli, Miguel Mansur Aisse, Marco Antonio Almeida de Souza, Guilherme Samways, Pedro Além Sobrinho

5.1. Introdução

A literatura técnica da área de Saneamento Básico é bastante farta em textos e artigos sobre tratamento de esgoto *on site*, o tratamento de esgoto efetuado próximo à sua origem, descentralizado e de pequeno porte. Nesse contexto, incluem-se as mais diversas concepções, dentre as quais se destacam os tanques sépticos ou decanto-digestores.

Evidentemente, qualquer que seja o processo, sempre existe a geração de lodo — é impossível tratar esgoto sem produzir algum tipo de resíduo *sólido*.

Contudo, analisando-se artigos e textos sobre o tema — mesmo aqueles incluídos nos mais diversos veículos de divulgação, e até mesmo em anais de eventos internacionais sobre tratamento *on site* — quase nada se encontra sobre a problemática do lodo gerado nessas unidades. Os autores dedicam-se quase exclusivamente ao enfoque sobre o esgoto afluente, ao seu tratamento e à eficiência alcançada. Geralmente, omitem-se no que concerne ao lodo.

Em capítulos anteriores, já se aprofundou na problemática do destino e tratamento de lodos de tanques sépticos e de fossas. Esse lodo deve receber destino adequado; se isso não ocorrer, o uso de tanques sépticos e de fossas passa a ser uma não solução para receber esgoto sanitário.

Neste capítulo, será enfocada alternativa interessante para o destino desse lodo, desde que se respeite uma série de critérios, que também serão abordados com mais detalhes aqui. Buscou-se discorrer sobre o tratamento combinado desse lodo, juntamente com esgoto sanitário. Ou seja, o lodo, de alguma forma, após passar por tratamento preliminar específico, terá acesso a uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE). Nessa estação, devem ocorrer a remoção e/ou a degradação, em nível adequado, dos contaminantes desse lodo; isso tudo somado ao objetivo precípuo da ETE, que é o de fazer respeitarem-se os padrões de emissão e de qualidade do corpo receptor. Apesar de ser uma solução aparentemente simples, a problemática é complexa; deve ser conhecida, estudada e superada, caso a caso, pois são muitos os fatores intervenientes, como, por exemplo, o porte das instalações envolvidas, volume diário das descargas de lodo, a capacidade e a localização da ETE e a da área em que preponderam as fossas e os tanques sépticos, concepção da ETE e sua eficiência exigida pela legislação e pelas condições locais etc.

Será feita uma abordagem geral sobre os principais fatores que devem prevalecer em estudos e projetos referentes ao tema, desde a concepção de instalações para receber e controlar as descargas de lodo por caminhões limpa-fossa até o pré-tratamento desse lodo e os impactos prováveis na ETE que o receberá.

Objetivamente, para a cobertura dos assuntos que compõem a análise do tratamento combinado de lodo de fossas e tanques sépticos com o esgoto sanitário, iniciaremos com o primeiro componente do sistema, ou seja, com as instalações necessárias para receber o lodo, preparando-o (pré-tratamento) para ser lançado em ETE.

Após o conhecimento dessas instalações, não se pode omitir o enfoque sobre a importância do monitoramento de qualidade e da quantidade desse lodo e do efluente do pré-tratamento que será destinado à ETE.

Dependendo do porte do sistema de recepção e da ETE, assim como da quantidade de lodo, é preciso adotar diferentes concepções para as instalações de recepção e de pré-tratamento, tais como: gradeamento, peneiramento, medição de vazão, instalações de recalque, regularização de vazão, sedimentação e flotação.

O impacto do lançamento desse lodo em ETE é um tema fundamental e obrigatório que deve compor a análise sobre o tratamento combinado. Uma ETE, ao receber essa *sobrecarga*, geralmente de forma descontínua, é objeto de impactos de maior ou menor monta — dependendo do cenário local. Com base em resultados da literatura técnica disponibilizada e de trabalhos desenvolvidos por pesquisadores deste tema no PROSAB, discorreremos sobre os impactos (e medidas para atenuação dos mesmos) no desempenho geral da Estação de Tratamento de Esgoto e na geração de lodo desaguado.

Será dada ênfase a estações que têm decantador primário e estações que têm reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*). Entende-se que, no primeiro caso, o decantador primário é a unidade que precede tanques de aeração na maior parte das ETE, onde são operados sistemas de lodo ativado. No segundo caso, valorizou-se a análise de impactos em reatores UASB, pois cada vez mais serão empregadas no Brasil ETE com esse reator como a primeira unidade de tratamento biológico, precedendo unidade para tratamento complementar. Nessa situação, ao reator UASB caberá, então, a atenuação do impacto nas unidades subsequentes.

5.2 Centrais de recebimento de lodo

5.2.1 Localização

Entende-se como Central de Recebimento de Lodo de Tanques Sépticos e de Fossas (CRLTS) o conjunto das instalações físicas especialmente concebidas e operadas para receber a descarga de lodos de tanques sépticos e de fossas, provenientes de caminhões limpa-fossas ou afins. Essas instalações devem ter componentes que permitam a realização de operações que minimizem os problemas na rede de esgotamento, nos interceptores, nos emissários (se a CRLTS for implantada distante da ETE) e nas Estações de Tratamento de Esgoto, decorrentes das características peculiares desse tipo de lodo.

Conforme abordado em Capítulo anterior, dependendo da fonte de origem, esse lodo pode conter elevado teor de sólidos grosseiros (pedras, fibras, trapos, fragmentos dos mais diversos tipos, óleos e graxas, areia, etc). Também podem ocorrer lodos com concentrações relativamente baixas ou elevadas de contaminantes orgânicos.

A tudo isso se soma as descargas — de forma irregular — de lodos que são provenientes de fossas e tanques sépticos que recebem efluentes industriais, efluentes de postos de serviço (veículos), unidades de remoção de "gorduras", etc.

Também se deve levar em conta a segurança e os cuidados para o manuseio desse material pelos operadores, considerando-se os seus aspectos sanitários relacionados à presença de micro-organismos patogênicos.

No cenário atual, é praticamente impossível o controle completo e criterioso da qualidade do lodo de um caminhão antes de ser efetuada sua descarga, pois, após a coleta de amostras para análises e exames mais cuidadosos, todos os seus resultados, completos, somente podem ser conhecidos após alguns dias. Infelizmente, não é possível, na prática, manter este rigor: "o lodo somente poderá ser descartado numa CRLTS, após se conhecer profundamente a qualidade do material".

Evidentemente, é necessário efetuar o monitoramento desse resíduo da melhor forma possível, assunto que será discutido em outro item deste Capítulo.

A estrutura física de uma CRLTS, evidentemente, dependerá da sua localização, de seu porte, número de caminhões que terão acesso por dia, tipo desses caminhões, ocupação do solo de circunvizinhanças, vias de acesso, facilidades para conexão da sua linha efluente à rede coletora ou estação de tratamento de esgoto, distância da CRLTS até a ETE, nível de eficiência da ETE e cenário prevalente de sobrecarga ou não, etc.

Outro fator importante é a localização da área ou das áreas em que predominam tanques sépticos cujo lodo será transportado até a CRLTS. É evidente que a proximidade dessa instalação das fontes geradoras reduz custos de transporte e atenua impactos decorrentes da circulação de caminhões limpa-fossa em áreas urbanizadas.

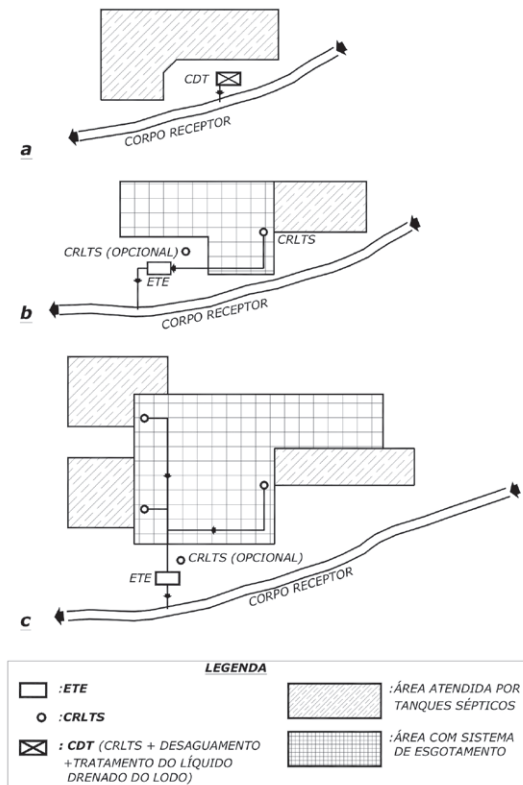
Portanto, ao se estudarem as melhores alternativas para se localizar uma CRLTS, é preciso ponderar muitos fatores, dentre os quais se destacam:

- Localização da área que será atendida por caminhões limpa-fossa e a disponibilidade de coletores de esgoto com capacidade para transportar o lodo até a ETE;
- Número de caminhões, por dia, que farão uso da CRLTS;
- Disponibilidade de área, com localização que não provoque problemas à circunvizinhança: estética, odor, ruído e tráfego de caminhões. Esse local deve admitir fácil conexão com a rede de esgotamento caso a CRLTS seja implantada na área da própria ETE;
- Disponibilidade de local adequado na ETE para a instalação de uma CRLTS;
- Capacidade, concepção da ETE, localização, eficiência global exigida pela Legislação, etc;
- Relação: $(\text{volume de lodo a descartar})/(\text{volume de esgoto afluente a ETE})$; relação $(\text{carga diária de componentes do lodo})/(\text{carga diária de componentes do esgoto})$. Nesta segunda relação, a "carga" não se refere apenas à DBO ou à DQO, por exemplo, mas, também a sólidos (em suas várias formas), óleos e graxas, Nitrogênio, Fósforo, etc;
- Impactos prováveis na ETE e/ou na rede coletora de esgoto (entupimentos, sobrecarga de vazão, etc);
- Estudo técnico-econômico ambiental. A melhor solução deve ser obtida comparando-se as várias alternativas tecnicamente viáveis. Nesses estudos, além de se focar o custo de implantação da CRLTS propriamente dito, devem-se ponderar, também, os custos e os impactos do transporte do lodo

e os custos e impactos na(s) ETE(s), que receberá(ão) o material, depreciação de bens, das obras gerais necessárias etc.

Na Figura 5.1, são mostrados três esquemas, com a intenção de apresentar cenários distintos que podem envolver diferentes opções quanto à localização de Centrais de Recebimento de Lodo de Tanque Sêptico (CRLTS).

Na Figura 5.1A, por exemplo, visualiza-se uma área em que o destino do esgoto gerado é praticamente baseado na existência de tanques sépticos, ou seja, essa área não tem rede coletora nem estação de tratamento de esgoto. Neste caso, a solução recai na necessidade de se ter uma CRLTS associada ao adensamento e desaguamento do lodo, sendo que dessas operações resulta líquido drenado que deverá ser tratado, à semelhança do que se faz para tratamento de esgoto sanitário obedecendo a padrões de emissão e de qualidade.



FONTE: USP/EEESC

Figura 5.1

Esquemas ilustrativos para localização de Centrais de Recebimento de Lodo de Tanques Sêpticos e de Fossas.

Na Figura 5.1B, por sua vez, supõe-se uma cidade de pequeno porte que tenha um ou mais bairros (ou áreas próximas) que dependem da existência de tanques sépticos. Parte da área urbanizada dispõe de esgotamento sanitário e de estação de tratamento de esgoto coletado. Neste caso, é possível vislumbrar duas alternativas: ou se constrói a CRLTS junto à ETE ou em ponto próximo à área que necessita da remoção do lodo mediante caminhões limpa-fossa.

No terceiro cenário (Figura 5.1C), supõe-se uma cidade de porte médio ou grande, que tem áreas periféricas não servidas por sistema de esgotamento. Torna-se recomendável que se tenha uma ou mais CRLTS localizada(s) em locais próximos a essas áreas periféricas. Em adição, também se pode dispor de uma CRLTS junto à ETE.

Atualmente, é muito comum descargas de caminhões limpa-fossa serem efetuadas em poços de visitas *aleatórios* da rede coletora — de forma irregular, portanto — escolhidos pelo operador do caminhão, em função de localização que facilita esse ato.

Raros são os casos de ETE que dispõem de facilidades para receber o lodo descarregado por esses caminhões; porém, mais raro ainda é o fato de nessas ETE, em seu projeto, terem sido incluídas as ponderações técnica, econômica e ambiental, com o detalhamento necessário, relacionadas às prováveis sobrecargas.

Quanto à localização de CRLTS, devem ser levadas em consideração as vantagens e desvantagens de se ter o lodo lançado na rede coletora, percorrendo alguma distância e misturando-se com o esgoto sanitário, antes de alcançar a ETE.

Evidentemente, se o coletor público a ser usado tiver pequena declividade e encontrar-se dimensionado segundo a norma da ABNT-NBR 9649/1986, com valor de tensão trativa (em que: peso específico do líquido, Nm^{-3} ; R_H : raio hidráulico, m; l : declividade, mm^{-1}) próximo ao limite inferior, pode haver risco de deposição de material ao longo do trajeto até a ETE e incrustação nas paredes das tubulações. Deve-se lembrar que a referida norma foi baseada no escoamento de esgoto sanitário e não no de lodo de tanque séptico ou de fossa cuja concentração de sólidos pode variar muito acima daquela apresentada pelo esgoto sanitário. A reologia dessa suspensão induz a diferenças significativas no dimensionamento correto de tubulações.

Outros eventuais problemas que se associam a este recaem na elevada concentração de materiais solúveis em hexano (óleos e graxas) que podem causar incrustação, corrosão e exalar odores decorrentes da decomposição anaeróbia; e, ainda, problemas de entupimento pela presença de detritos grosseiros, dos mais diferentes tipos.

Assim, ao se escolher a localização dos CRLTS, devem-se analisar as condições das canalizações em que se fará o trajeto até a ETE. Sugere-se diâmetro igual ou superior a 250 mm (quando os caminhões não têm descarga pressurizada); declividades maiores

possíveis; tensão trativa maior que 2,0 Pa (sugere-se valor ligeiramente superior aos recomendados para interceptores e emissários); facilidade de acesso e limpeza por meio de Poços de Visita (PV_s) e de Tubos de Inspeção e Limpeza (TIL), não deixando de se considerar o fato do acréscimo de vazão máxima de lodo descartado, embora de curta duração, com valor de pico de até cerca de 25 L.s⁻¹ (descarga de um caminhão sem sistema de pressurização). Essas descargas concentradas exigem que se verifique a obediência à norma ABNT NBR 9649/1986 em todo o trajeto do lodo + esgoto, até a ETE. Quando se admitem caminhões com sistema de pressurização, as vazões de pico podem ser muito maiores. Neste caso, o diâmetro mínimo da tubulação da rede deverá ser de 400 mm ou até mais – definido após estudos específicos, caso a caso.

Em qualquer situação, as canalizações devem ser dimensionadas considerando-se a vazão máxima de final de plano para o esgoto, somada à vazão máxima das descargas de lodo na CRLTS.

Como vantagem do lançamento do lodo em rede coletora, tem-se a redução do impacto da circulação de veículos com resíduos, redução de custos de transporte de lodo e atenuação de impactos de curta duração na ETE.

Quando a CRLTS é distante da ETE, praticamente pode-se, em certos casos, eliminar a necessidade de tanque de equalização, reduzindo-se, assim, o custo de implantação da Central – evidentemente, respeitando-se a capacidade da ETE.

No item sobre impactos de lançamento de lodo de tanques ou fossas sépticas em ETE, será apresentada avaliação mais detalhada, porém, cita-se aqui uma experiência muito interessante da SANASA (Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento S.A.), Campinas (SP), que dispõe de uma CRLTS distante cerca de 6 km da ETE Piçarrão. A ETE Piçarrão tem, atualmente, capacidade para atender o esgoto gerado por cerca de 210 mil habitantes. A CRLTS recebe, em média, atualmente (2009) as descargas de cerca de 100 caminhões por dia. Talvez pela distância e atenuação de pico e “diluição” e mistura no trajeto, os impactos na eficiência global da ETE têm sido mínimos; apenas resultando, evidentemente, no acréscimo correspondente à geração de lodo (sólidos advindos do lodo e produtos da atividade biológica de parcelas degradadas na ETE).

A SANASA é uma das primeiras instituições no Brasil a instalar uma CRLTS; e seus idealizadores e gestores consideram que foi decisão muito benéfica, inclusive para o melhor disciplinamento de empresas que se dedicam à remoção, transporte e disposição desse tipo de lodo. A execução de uma CRLTS, então, além de admitir melhor gestão desse tipo de procedimento, trouxe benefícios e melhor conscientização dos profissionais dedicados à tarefa de coleta/transporte/destino final de lodo de tanques sépticos e de fossas. O Capítulo 6 deste livro discute esta e outras alternativas de gestão do lodo séptico.

5.2.2 Componentes de Centrais de Recebimento de Lodo de Tanques Sépticos e de Fossas

5.2.2.1 Generalidades

A concepção, execução e operação de CRLTS, após definido o local para sua implantação, dependem de muitos fatores, entre os quais: **i)** distância até a ETE; **ii)** número diário de caminhões que se utilizarão da CRLTS; **iii)** relação entre a vazão de esgoto e vazão de descarga de lodo; **iv)** relação entre o volume diário de esgoto e volume diário de lodo; **v)** capacidade nominal efetiva da ETE; **vi)** relação entre a carga diária (DBO, DQO, N, P e sólidos) do esgoto e do lodo, entre outros fatores.

Dependendo do cenário, caso a caso, pode-se ter, em situações mais simples, a necessidade de apenas se efetuar gradeamento e medição de volume e de vazão, ou até – em casos complexos – a obrigatoriedade de se implantar tanque para regularização (ou programação de horários especiais) da vazão de descarga e, ainda, uma situação bastante restritiva, de se ter de efetuar pré-tratamento que envolva a remoção parcial da carga orgânica e de sólidos suspensos.

Outra componente que também deve ser considerada é a necessidade ou não de se ter recalque do efluente da CRLTS – dependendo da topografia local e da cota da unidade/tubulação que receberá o lodo, após a CRLTS.

Apesar de ser fortemente recomendável o controle rigoroso da quantidade e da qualidade do lodo descartado por um caminhão, em casos de unidades pequenas e em local de poucos recursos materiais e humanos, pode-se esperar que ocorram dificuldades para cumprir essa tarefa. Contudo, em CRLTS de porte razoável, devem constar pelo menos os componentes citados a seguir – sendo que alguns dos quesitos citados podem ser omitidos, ou incluídos outros, dependendo das necessidades locais:

- Área com acesso restrito a terceiros; e, se a CRLTS não for inserida na ETE, deve-se cercar a área, pelo menos com alambrado e, ainda, se for próxima à área residencial, sugerem-se muros, com altura superior a 2,0 m e afastamento de 200 m. Há impactos de odor, circulação de caminhões e ruído de motores e da sinalização sonora, quando o caminhão é operado em marcha ré;
- Vias de circulação interna para pedestres e com amplo pátio de manobras para caminhões;
- Área coberta sobre o setor de trabalho, envolvendo unidades de recepção do lodo, de descarga de caminhões e estacionamento de caçambas com resíduos retidos nas grades;

- Drenagem, em separado, da área coberta, onde podem ocorrer respingos, vazamentos ou descargas acidentais. O líquido drenado deve ser lançado no sistema de esgoto sanitário, nunca em sistemas de drenagem de águas pluviais;
- Pavimento inclinado, onde os caminhões farão a descarga, no sentido de facilitar a operação e permitir o descarte de todo o volume de lodo do reservatório do caminhão;
- Edificação contendo, no mínimo: pequeno vestiário (com WCs, lavatórios e chuveiros), copa, pequeno laboratório, sala de arquivos e sala de controle;
- Almoxarifado para ferramentas, material para limpeza e de segurança;
- Chuveiro e lava-olhos e materiais para primeiros socorros;
- Área verde com bom tratamento paisagístico para atenuação de ruído e de odor na circunvizinhança;
- Exaustão e tratamento de gases exalados no setor de trabalho;
- Estacionamento para veículos de funcionários que atuam no CRLTS e de visitantes;
- Iluminação para permitir trabalho noturno;
- Reservatório de água elevado com altura adequada para permitir limpeza da área e das unidades de trabalho, ou reservatório comum (altura: 3,0 a 4,0 m), porém, neste caso deve-se dispor de equipamentos específicos para pressurização da água para limpeza do local e das unidades de trabalho. Em caso de a CRLTS localizar-se na ETE, deve-se empregar água de serviço (esgoto efluente da ETE, após filtração e desinfecção com cloro);
- Sistema de segurança, computador conectado em rede, sistema de telefonia, recursos para combate a incêndios, pára-raios, etc;
- Acessibilidade, o que é recomendável a todas novas obras de engenharia.

5.2.2.2 Recepção e medição de vazão do lodo.

Ao se projetar e operar uma CRLTS, deve-se procurar aproximar-se ao máximo das melhores estruturas física e de gestão, dentro dos limites de recursos disponíveis.

Uma estrutura próxima ao ideal pode ser onerosa, porém, não se deve implantar CRLTS rústicas demais, a ponto de não se poder contar com um mínimo de facilidades operacionais e um mínimo de controle e segurança — os resultados poderão ser danosos aos usuários, ao sistema de esgotamento e à estação de tratamento de esgoto.

A concepção mais simples de uma CRLTS reside na execução de uma unidade receptora provida de sistema robusto para retenção de sólidos seguida por dispositivo de medição de vazão, (*manual* ou automática) para se poder estimar o volume lançado por cada caminhão.

Dependendo do porte, podem-se utilizar as mais diferentes formas de grades manuais, com aberturas menores ou próximas a 1,5 cm. Para sistemas de grande porte, essa remoção de sólidos pode ser efetuada por unidades mecanizadas.

Geralmente, têm-se três tipos de dispositivos de descargas de caminhões: **i)** por gravidade; **ii)** por sistema pressurizado ou com bombeamento; **iii)** ou mediante a descarga por basculamento. No primeiro caso, é necessário que o ponto de recepção esteja em nível inferior ao da descarga do caminhão; no segundo caso, pode-se ter a recepção em cota compatível com a pressão disponível para descarga. No primeiro caso, o receptáculo pode ter pequenas dimensões, pois as descargas são efetuadas mediante mangueiras, geralmente com diâmetro de 3" e de 4". Os caminhões devem ser estacionados, ao efetuar a descarga, em pavimento inclinado, ficando o ponto mais baixo na região do bocal de descarga. Essa medida evita que fiquem resíduos no reservatório do caminhão.

Cada caminhão deverá ter um mangote especial com comprimento da ordem de 2,5 m, com engate rápido (diâmetro: 3" a 4"), para ser usado no ato da descarga, para se evitar o uso de mangueiras longas, normalmente empregadas nesses veículos para a sucção do lodo dos tanques ou fossas sépticas. Na Figura 5.2 constam fotos de caminhões típicos utilizados em ações de remoção e transporte de detritos e de lodo.

Nos segundo e terceiro casos, a situação é mais complexa, pois o receptáculo, grades e medidores de vazão têm de ser adequados para receber grandes volumes em tempo bastante pequeno.

Para os casos de caminhões com reservatórios não pressurizados, um pequeno canal, com largura de 1,00 a 1,20 (e respectiva grade/peneira) com um duto-guia para mangote, com diâmetro interno de 6" a 8", é suficiente para receber a descarga (Ver exemplo na Figura 5.3).

Nos outros casos, contudo, é necessário receptáculo com largura superior à do caminhão, e com bordas na cota do pavimento.

Segundo informações prestadas por uma empresa especializada na fabricação de caminhões limpa-fossas e assemelhados (PROMINAS, São Carlos-SP), os volumes mais usados para reservatórios de detritos desses veículos são de 2; 4; 6; 8; 10 e 12 m³, com comprimento total de veículo de 8,5 a 10,2 m. O peso total admitido pelo DENATRAN, para veículos com um eixo traseiro é de 16 toneladas, e com dois eixos, de 23 toneladas. É muito importante, ao se projetar uma CRLTS, a definição do tipo de caminhão

a ser permitido, pois, quando o veículo dispõe de recursos de pressurização/bombeamento, as vazões atingem valores consideráveis.

No exemplo apresentado neste texto, consideraram-se caminhões sem pressurização. Neste caso, o pátio, no local da descarga, deve ser inclinado para garantir a drenagem total do caminhão, limitando-se a mangotes de 3" a 4". Nesses casos, a descarga do caminhão pode se estender por tempo da ordem de 5 a 15 min (geralmente) com vazões de até cerca de 25 L.s⁻¹. Para caminhões com reservatório pressurizado, a concepção de CRLTS deve ser, portanto, compatível com as necessidades decorrentes de vazões elevadas (assim como todas as tubulações e acessórios do sistema).



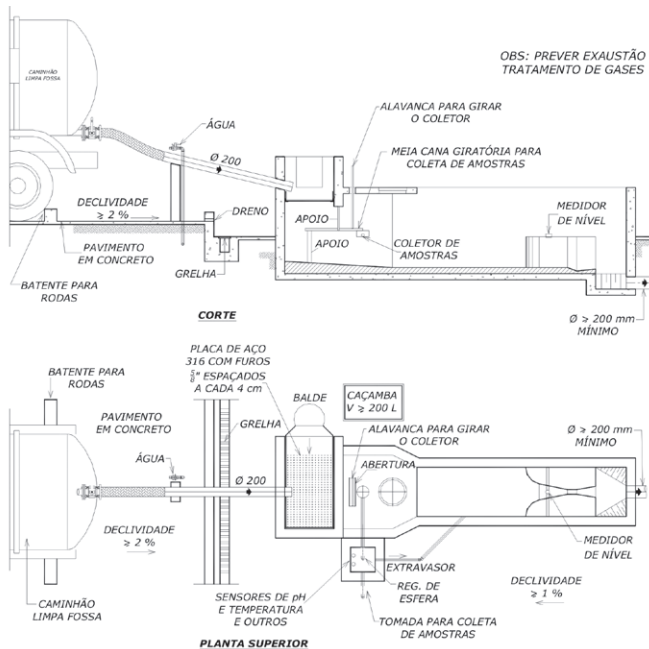
FONTE: IMAGENS CEDIDAS GENTILMENTE PELA PROMINAS, SÃO CARLOS (SP).

Figura 5.2

Fotografias de caminhões removedores/transportadores de detritos

Na Figura 5.3 apresenta-se uma sugestão para a concepção da unidade receptora de lodo e de medição de vazão.

Como alternativa, pode-se simplificar esse conjunto, tomando como exemplo as unidades adotadas pela SANASA, Campinas (SP), em que a placa perfurada é substituída por grade manual instalada no canal com inclinação da ordem de 60°; e a estimativa do volume de lodo é efetuada com base no volume do reservatório dos caminhões.



FONTE: USP/EESC

Figura 5.3

Uma sugestão de unidade para recepção e medição de volume descartado e lodo de tanques sépticos e de fossas por caminhões com reservatório sem pressurização

Por menor e mais simples que seja o sistema, é necessário um mínimo de controle das descargas individuais e do conjunto das descargas; assim, é importante que as unidades receptoras tenham recursos para medição de vazão (e do volume, por descarga e total, em um determinado período) e para coleta de amostras. Desse fato resulta a necessidade de se proceder à medição de vazão – que pode ser efetuada por meio de Calha Parshall ou medidor eletromagnético instalado em tubulação (e local adequado) ao longo da qual deve passar o lodo, após o gradeamento/peneiramento.

Quando somente será recebido lodo de caminhões com reservatório sem pressurização, pode-se usar Parshall com garganta $W=3"$; quando houver pressurização deve-

se usar 6" ou maior. No caso da Calha Parshall, recomenda-se instalar medidor de nível (e vazão) por ultrassom, com recursos para se determinar vazões instantâneas e volume acumulado.

Em qualquer dos casos, no ato do início de uma descarga, o sistema de medição deve ser acionado e, no final, desligado e zerado. O sistema de controle deve admitir a determinação do volume acumulado no final do período de cada descarga. Outra forma de controle seria a pesagem do caminhão ao chegar e ao sair do local.

A estimativa do volume descartado poderia, também, ser efetuada de forma mais simples, porém, com certo erro (quando não houver recursos para medições automatizadas), se o operador efetuar a medição do tempo de descarga (com cronômetro), acompanhada por medições de vazão (em Calha Parshall, por exemplo) ao longo desse tempo. Com esses dados, pode-se obter aproximadamente o volume descartado.

Outro detalhe importante se refere às facilidades para coleta de amostras. Sem dúvida, como apresentado no Capítulo 3 deste livro, para se ter uma amostra representativa, teríamos que dispor de coletor automático programado para efetuar várias coletas ao longo da descarga, que serviriam para preparação de amostra composta com alíquotas proporcionais à vazão no momento de cada coleta. Essa tarefa é muito difícil, exige recursos e, além do mais, as características do lodo certamente prejudicariam sobremaneira o funcionamento do coletor automático.

Como se trata de operações (descargas) "repetitivas" e de grande número amostral, sugere-se que sejam coletadas três amostras por descarga (em momentos: inicial, intermediário e final). Com essas três amostras, prepara-se uma amostra "composta". Isso é suficiente pelo menos para se ter material para análises específicas, se necessário.

Essas amostras podem ser coletadas manualmente, com coletores comuns (recipiente com cabo de alumínio ou madeira), ou mediante coletores de amostras estrategicamente instalados para esse fim, providos de registro de esfera.

Na Figura 5.3, é apresentada uma sugestão para se efetuar coletas de amostras e determinações de pH e temperatura do lodo, em *tempo real*. Sob a placa perfurada, instala-se uma meia cana (giratória, pelo comando de uma alavanca); o líquido coletado é conduzido a uma pequena caixa lateral (com volume menor possível), onde são instaladas sondas para medição de pH e de temperatura. Evidentemente, nesta caixa, se desejado, podem ser instalados outros sensores para determinação de outros parâmetros, para melhor caracterização do lodo. Essa pequena caixa tem extravasor, que retorna o líquido à unidade receptora, e uma tomada lateral, para coleta de amostras.

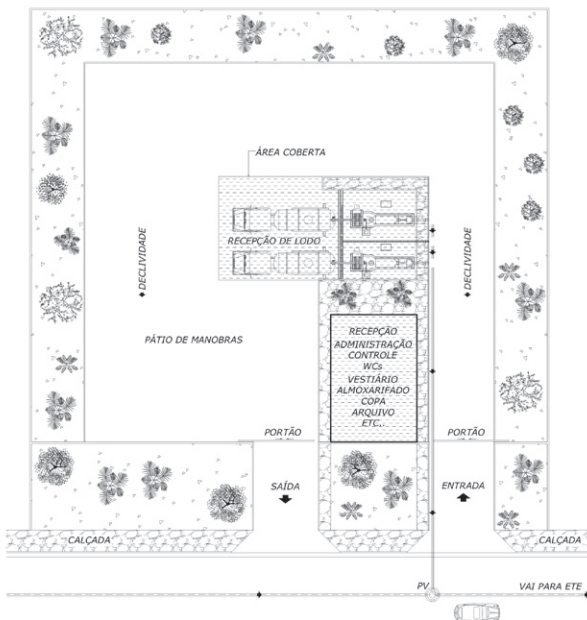
Em toda essa estrutura física, deve ser considerado que esses despejos são bastante corrosivos e há exalação de mau cheiro. Por isso, é necessário que as partes em

concreto sejam impermeabilizadas e as superfícies protegidas com produtos especiais contra corrosão química e biológica. Essas observações recaem, também, sobre todos os demais componentes (tubulações, válvulas, grades, etc) do sistema completo. Quanto à exalação de odores, sugere-se a instalação de sistema de exaustão de gases nos locais de descarga do lodo e o adequado tratamento dos mesmos.

Para atenuar esses fatos negativos, após cada descarga, a unidade receptora deve ser submetida à limpeza.

Deve-se implantar a cobertura (telhado) do local, para que em dias chuvosos essas operações não sejam prejudicadas (e nem haja acesso de resíduos da área para a drenagem de águas pluviais), além de constituir mais uma barreira – embora tênue – para a propagação de odor. Ainda com relação a esse tipo de impacto (odor), deve-se procurar cercar a área da CRLTS com muros e barreiras vegetais – quando essa unidade não se localiza em área interna de ETE.

Um exemplo da composição física de uma CRLTS é mostrado na Figura 5.4. Essa composição foi baseada, em essência, na CRLTS da SANASA, porém, com diversos detalhes complementares e algumas modificações.



FONTE: USP/EESC

Figura 5.4

Exemplo de distribuição dos componentes de uma CRLTS com duas unidades de recepção de lodo.

Toda unidade de recepção deve dispor de caçambas para acúmulo temporário do material grosseiro removido do lodo: uma, com volume de cerca de 200 L ao lado de cada unidade de recepção. Essas caçambas devem ser providas de tampa, dispositivo para içamento, rodilhos e com indicação (escrita) do material transportado, empresa responsável, telefone de contato, etc – respeitando todos os requisitos da legislação sobre transporte de resíduos.

A unidade deve dispor de balança para a quantifi-

cação da massa de materiais grosseiros retidos no local. O volume e a densidade aparente também devem ser determinados.

Esse material deve ser submetido a testes, análises e ensaios para se determinar sua Classe, no contexto de resíduos sólidos, para que seja possível definir critérios para disposição final.

Nota-se que, ao se efetuarem as descargas ou ao se trabalhar com o gradeamento, colocação de sólidos em caçamba, etc, certamente haverá a contaminação na calçada de entorno das instalações. Esses contaminantes não podem ter acesso a áreas externas e nem adentrar o sistema de drenagem de águas pluviais. A unidade de recepção de lodo deve ser lavada após cada descarga de um caminhão.

Toda a água utilizada para limpeza dessa área deve ser lançada no sistema de esgoto sanitário. Essa área deve ter bocas-de-lobo e sistema de drenagem que não devem receber águas pluviais. Esse fato reforça sobremaneira a necessidade de se ter a cobertura (telhado) na área de trabalho.

5.2.2.3 Unidades e operações complementares

5.2.2.3.1 Generalidades

No item anterior, enfocaram-se basicamente as instalações para recepção e medição de vazão do lodo; trata-se, portanto, da estrutura mínima que se aplica aos casos mais simples, em que não se necessitam de cuidados adicionais face às limitações da rede coletora de esgoto e da ETE que receberá esse material.

Na Figura 5.5, mostram-se, de forma bastante simplificada, algumas alternativas de fluxogramas que se aplicam tanto no caso em que o lodo é lançado em rede coletora ou diretamente em ETE. Entre as alternativas, foi incluída uma bastante singular em que o lodo recebido na CRLTS necessita ser totalmente tratado *in loco*, que se aplica quando a cidade não dispõe de ETE ou quando as ETE existentes não têm capacidade para receber sobrecarga ou, ainda, quando a rede coletora de esgoto não tem condições de transportar esse material até uma ETE.

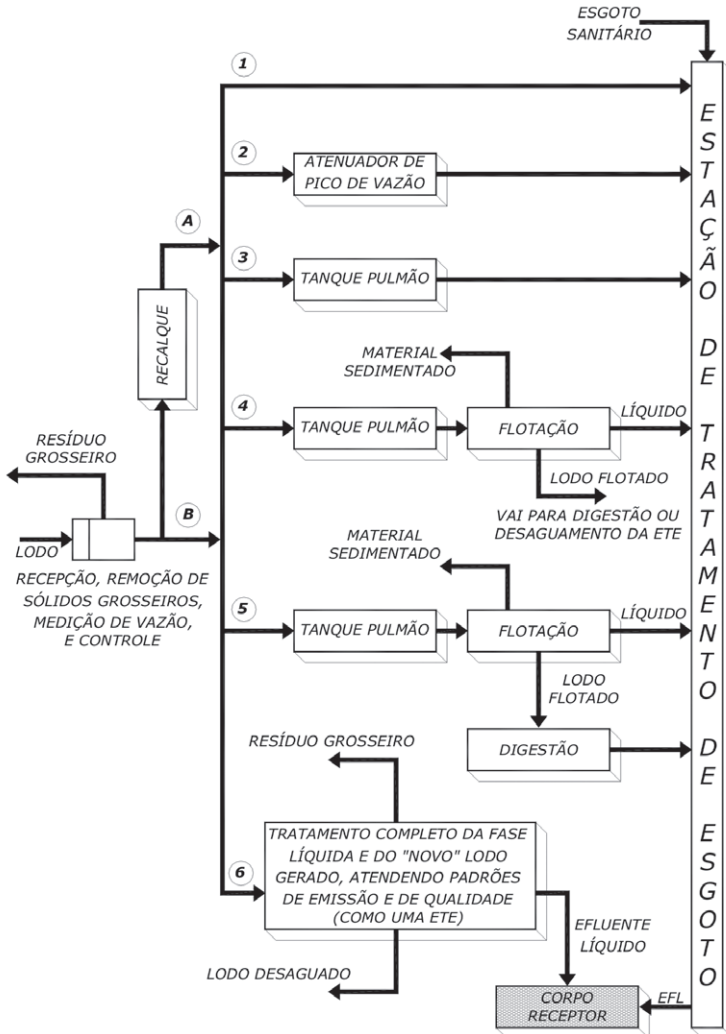
Nesse caso específico, tem-se de tratar o lodo em um sistema "completo", de modo que o efluente líquido final obedeça aos padrões de emissão e de qualidade para ser lançado em corpo receptor disponível. Nota-se que esse sistema gerará lodo que deverá ser objeto de tratamento e destino adequados.

É interessante destacar que nos casos das alternativas 4 e 5 tem-se como um dos produtos o lodo flotado (adensado, portanto). Esse material pode ser encaminhado para utilização na co-compostagem com outros resíduos ou para *landfarming*, após desaguamento complementar, ou não, conforme enfoques apresentados no Capítulo 4.

5.2.2.3.2 Recalque do lodo

Na Figura 5.5, há casos em que se inclui bombeamento intermediário – quando não houver disponibilidade para escoamento por gravidade.

Estações elevatórias também podem ser utilizadas para recalcar o efluente de *tanques-pulmão*, para se ter o controle da alimentação de unidades subsequentes; ou ainda, em casos específicos e particulares da concepção da CRLTS.



FONTE: USP/EESC

Figura 5.5

Fluxogramas simplificados de algumas alternativas de componentes de CRLTS e de tratamento preliminar do lodo

Nota-se que, na alternativa 4, o lodo removido pode ser direcionado diretamente ao desaguamento, quando sua quantidade, em relação ao lodo gerado na ETE, for relativamente pequena.

O recalque deve ser evitado sempre que possível, pois o lodo de tanques sépticos e de fossas apresenta características mais problemáticas até mesmo do que as do lodo sedimentado em decantadores primários: há maior quantidade de material abrasivo e de sólidos grosseiros em suspensão.

Outro sério agravante é a elevada concentração de óleos e graxas e de outros materiais em suspensão. O poço de sucção deve oferecer facilidades para a remoção desses materiais que, ao se acumularem, chegam a produzir uma crosta superficial que, além de interferir na operação do sistema, pode exalar mau odor. A presença de trapos, fibras e assemelhados é problemática até mesmo para bombas centrífugas convencionais do tipo *nonclog*.

Com base em Metcalf Et Eddy (2003), e considerando como referência o recalque de lodo primário de ETE, citam-se alguns tipos de bombas:

- Bombas tipo pistão: baixa eficiência, porém recalcam suspensões contendo até cerca de 15% de sólidos;
- Bombas de cavidades progressivas (helicoidais): sólidos grosseiros rígidos e abrasivos exigem manutenção/troca frequente de estatores, porém, permitem controlar vazões facilmente e também é admitida a passagem de sólidos grosseiros (dependendo de seu diâmetro interno);
- Bombas de diafragma: requerem fonte de ar comprimido, baixa eficiência, porém, pode recalcar líquido com materiais grosseiros, com grande facilidade e têm operação simples;
- Bombas centrífugas do tipo *torque flow* dotadas de rotores especiais para minimizar os problemas já mencionados;
- Bombas do tipo *Chopper*, que possuem triturador acoplado a rotor do tipo *nonclog*;
- Bombas com lóbulos rotativos: se enquadram em um tipo de bomba de deslocamento positivo que possuem dois lóbulos rotativos sincronizados; a rotação e as forças de cisalhamento são relativamente baixas. Há necessidade de manutenção das partes metálicas e de borracha dos lóbulos.

Foram citados apenas alguns tipos de bombas; evidentemente há muitos outros que se baseiam em tecnologias de diferentes fornecedores.

É bastante claro que recalcar lodo de tanques sépticos e de fossas, apenas submetendo-se ao gradeamento não é tarefa fácil. Se o conjunto elevatório não for adequado, o custo para aquisição da bomba passará a ser insignificante em relação aos custos de manutenção, consumo de energia, horas de trabalho e de remoção/troca de equipamento, quando se desistir de usá-lo.

De maneira geral, cada tipo de bomba tem suas vantagens e desvantagens (que são agravadas quando não são concebidas para recalcar líquido contendo fibras, trapos, fragmentos alongados flexíveis, etc).

O desejável é remover a maior quantidade possível de material grosseiro (até com uso de peneiras), ou usar trituradores robustos, após o gradeamento, e precedendo ao recalque.

Os conjuntos para recalque, portanto, deverão ter o pleno endosso e a responsabilidade do fornecedor, garantindo sua aplicabilidade para lodo de fossas e tanques sépticos.

Acrescenta-se a esses comentários que é muito importante que se usem conjuntos que admitam ajustar vazões (inversor de frequência, correias/polias, etc), face à enorme variação de cenários relacionados com as descargas de caminhões, que evidentemente estão associadas a fatores quase imponderáveis. Os conjuntos elevatórios retirarão o lodo que terá acesso a um poço de sucção, que funciona com períodos bastante aleatórios de chegada de lodo e duração das descargas.

Ao se projetar a linha de recalque, para determinação da altura manométrica, não se deve deixar de considerar que o lodo tem densidade e viscosidade diferentes das da água, e que a concentração de sólidos influencia os valores das perdas de carga linear e localizadas. Metcalf & Eddy (2003) apresentam recomendações para que o valor da perda de carga específica (mm^{-1}), quando se tem teores de sólidos em suspensão elevados, sejam "corrigidas" adequadamente, mediante um fator multiplicativo (k). Assim, recomenda-se que para o lodo se adote valor "seguro" para k , pois a concentração de sólidos pode variar de forma considerável e até inesperada; por exemplo, para teor de sólidos da ordem de 2% (em peso), o valor de k é de cerca de duas vezes o valor da perda de carga para água limpa; para 5% em sólidos, k é de aproximadamente 4. A mesma fonte (METCALF & EDDY, 2003) cita que, pelos aspectos reológicos do lodo, velocidades de escoamento entre 1 e 2 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$, implicam em valores maiores de k . Em termos práticos, sugere-se que sejam adotadas velocidades na faixa de 0,8 a 2,2 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$. Essas sugestões são válidas para instalações de pequeno porte; para projetos em que são envolvidas linhas longas de recalque e vazões elevadas, devem-se efetuar avaliações mais precisas.

A linha de recalque deverá dispor de descargas e possibilidade de acessos para limpeza, com facilidades para se introduzir água e dispositivos mecânicos ou hidromecânicos para limpeza.

5.2.2.3.3 Sistema atenuador de vazões de pico

A vazão de descarga de caminhões limpa-fossa, nos primeiros momentos da operação, pode atingir valores da ordem de até $25 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ sem pressurização e, quando houver pressurização, até superiores a $100 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$.

Imagine uma situação em que essa descarga terá acesso a um poço de sucção de uma elevatória que faz parte do sistema de esgotamento ou a uma ETE projetada para uma vazão pequena, por exemplo, $40 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ (que teria capacidade de receber o esgoto de população da ordem de 20 mil a 25 mil habitantes).

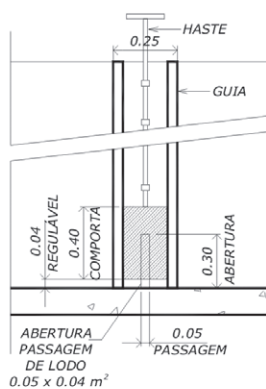
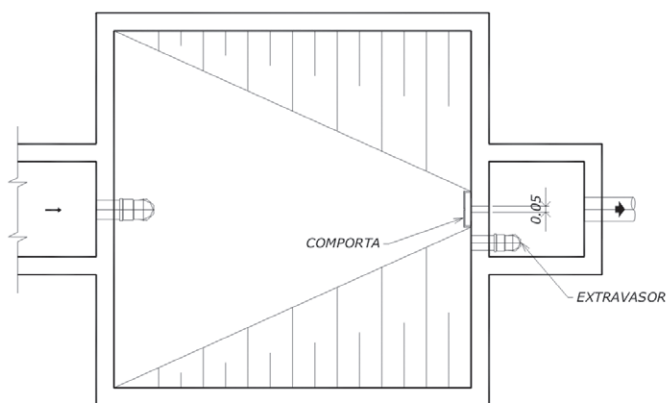
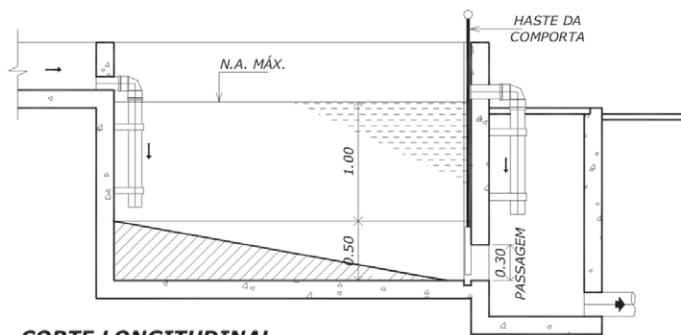
Nesse cenário, o desejável seria a implantação de um tanque-pulmão, porém, uma maneira mais simples — e de resultados inferiores — seria o caso de se optar por um sistema para atenuação da vazão de pico.

Na Figura 5.6, apresenta-se uma sugestão, que pode ser adaptada caso a caso. Para seu dimensionamento, o projetista deve utilizar conceitos hidráulicos relacionados à foronomia (escoamento em orifícios).

A relação entre a área da abertura ($S: \text{m}^2$), a carga hidráulica em relação ao centro do orifício ($h: \text{mca}$), vazão ($Q: \text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) e aceleração da gravidade ($g: \text{m}\cdot\text{s}^{-2}$) é dada pela Equação 1 (AZEVEDO NETTO; ALVAREZ, 1973).

$$Q \cong 0,62 S \sqrt{2 gh} \quad \text{Equação 1}$$

No exemplo, adotou-se abertura de 5 cm de largura, com altura ajustável por uma comporta manual. Caso se mantivesse uma altura livre (do furo) de 4 cm, a vazão máxima, quando o tanque estivesse cheio até a cota demarcada (1,50 m de coluna d'água, máxima, portanto, $h = 1,48 \text{ m}$), resultará em cerca de $6,7 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ — isso significa expressiva redução da vazão máxima de descarga. Mediante a operação da comporta pode-se aumentar ou diminuir essa vazão.



FONTE: USP/EESC

Figura 5.6

Sugestão para concepção de unidade para atenuação de picos de vazão

É importante lembrar que, ao se efetuar o dimensionamento, o fator que tem grande influência é a altura da lâmina líquida em relação ao centro do orifício e a área livre do orifício.

O número de unidades para atenuação de vazões de pico e o seu volume da caixa deve ser ajustado de acordo com as necessidades decorrentes do número de caminhões usuários da CRLTS, pois o tempo de esvaziamento da caixa é bastante superior ao tempo de descarga de um caminhão.

5.2.2.3.4 Tanque-pulmão para regularização da vazão

Unidades que têm por objetivos a regularização de vazão e a homogeneização das características de um efluente recebem a denominação de tanques de *equalização* de vazão e de homogeneização.

Para o dimensionamento dessas unidades, existem critérios e modelos que se aplicam adequadamente quando se tem à disposição hidrogramas e variações das características físico-químicas do efluente de maneira consistente e representativa.

Quando se tenta estender esses critérios para o caso em que os efluentes são o lodo de tanques sépticos ou de fossas descarregados de forma quase aleatória e com características muito variáveis, é impossível efetuar qualquer dimensionamento bem fundamentado e com resultados precisos. Daí resultar na proposição de que, no caso de lodo de tanque séptico ou de fossa, essa unidade receba nomenclatura menos precisa, ou seja, tanque-pulmão.

No caso em questão, pretende-se alcançar objetivos menos precisos, porém com segurança para se ter maior controle sobre vazões destinadas a uma ETE ou sistema coletor de esgoto. A homogeneização das características físico-químicas ocorrerá apenas parcialmente.

O tanque-pulmão, portanto, terá a finalidade de permitir melhor controle sobre as vazões efluentes das unidades CRLTS, admitindo, ao mesmo tempo, algum abatimento das variações de picos das concentrações dos contaminantes.

Propõe-se, assim, que o pré-dimensionamento desses tanques-pulmões possa se basear em algumas premissas que devem ser levantadas com o maior rigor possível; porém, definir de antemão a variação de frequência, volume, contaminantes de descargas de caminhões limpa-fossas, etc., é praticamente impossível.

Apenas com o intuito de apresentar um enfoque preliminar sobre tanque-pulmão, descrevem-se a seguir algumas sugestões que, sem dúvida, poderão ser aprimoradas, quando do levantamento de dados pertinentes a um projeto real.

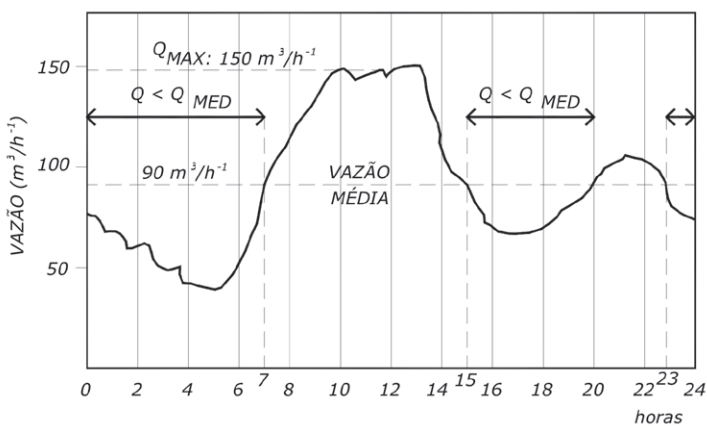
Em princípio, o tanque-pulmão, deverá ter como componentes essenciais: **i)** medidores de vazão de entrada e de saída; **ii)** um tanque provido de sistema de agitação, para

prestar-se a receber os afluentes e evitar sedimentação de resíduos. Este tanque, obviamente terá o nível do lodo variável ao longo de períodos tomados como referência; **iii)** A vazão de saída deverá obedecer a critérios que admitam um mínimo de controle, baseado nas limitações da recepção desse lodo em unidades subsequentes. A remoção do lodo desses tanques é efetuada por sistemas elevatórios adequados.

Para melhor ilustrar a aplicabilidade e o dimensionamento de um tanque-pulmão, será usado como exemplo um cenário baseado em uma ETE hipotética cuja variação de vazão afluente é representada na Figura 5.7.

Por outro lado, partiremos da hipótese de que esta ETE receberá descargas de 15 caminhões (volume estimado da ordem de 144 m^3) no período das 8:00 às 12:00 horas e de 20 caminhões (volume estimado da ordem de 220 m^3) no período das 14:00 às 18:00 horas, perfazendo o total de $364 \text{ m}^3/\text{dia}$.

Note-se que no período das 23:00 horas do dia anterior até às 7:00 horas do dia de referência e das 15:00 horas às 20:00 horas, a vazão afluente à ETE encontra-se abaixo da vazão média.



FORNTE: USP/EESC

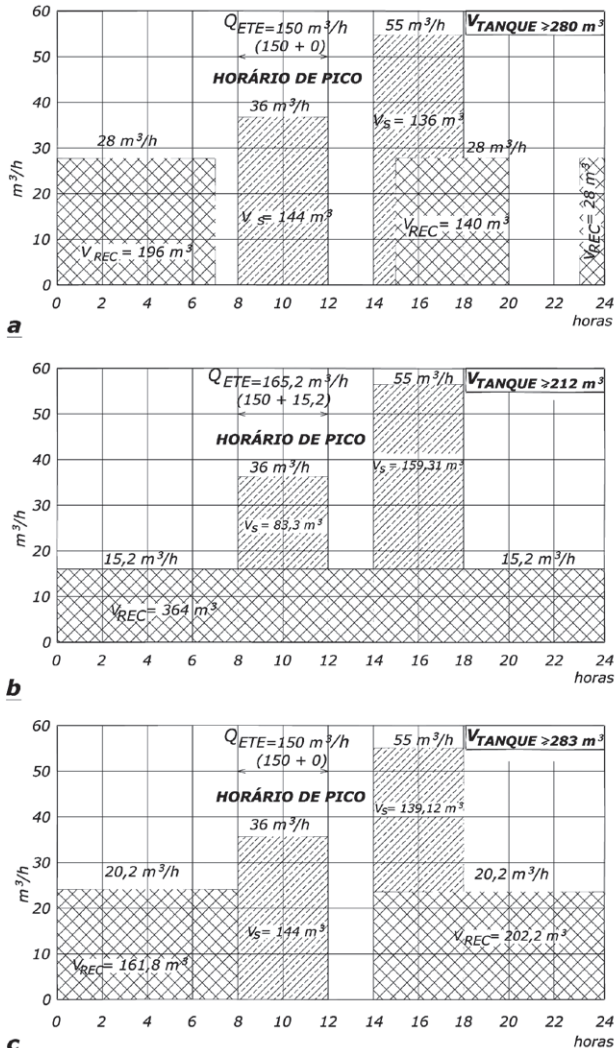
Figura 5.7 Exemplo de curva de variação de vazão de esgoto afluente a uma ETE

Considerando-se esses componentes, foram construídos os três gráficos que constam da Figura 5.8, estruturando-se, então, três hipóteses baseadas na existência de um tanque-pulmão.

Figura 5.8A (Alternativa 1): o recalque do efluente do tanque-pulmão será efetuado somente nos períodos em que a vazão afluente da ETE for igual ou menor que a vazão média (cerca de 13 horas, no dia).

Figura 5.8B (Alternativa 2): o recalque do lodo será efetuado de forma contínua, durante 24 horas por dia.

Figura 5.8C (Alternativa 3): o recalque do efluente do tanque-pulmão somente não será efetuado no período em que se constata as maiores vazões de esgoto; aqui considerado o período das 8:00 horas até 14:00 horas (portanto 18 horas de recalque por dia).



FONTE: USP/EESC

Figura 5.8

Três alternativas para programação do recalque do efluente de um tanque-pulmão (exemplo baseado na Figura 5.7)

Na Tabela 5.1 apresentam-se dados que permitem a avaliação do volume que seria necessário para "equalização" da vazão, para cada caso.

É importante destacar que, nos períodos em que há chegada de caminhões, adotou-se nos hidrogramas – para simplificação da resolução do problema – um valor médio de vazão, mas, na realidade, nesse período, as vazões podem variar de 0 a valores muito superiores à média, mesmo supondo-se descargas de um caminhão por vez.

Tabela 5.1. > Balanço de massa no tanque-pulmão de acordo com três alternativas operacionais

HORA	ALTERNATIVAS (VOLUME M ³)		Recalque 24 h/dia		Recalque fora do horário de pico	
	Recalque em período com vazão de esgoto ≤ média					
8:00	0,00		0,00		0,00	
9:00	0 + 36,00	36,00	0,00 + 20,83	20,83	0,00 + 36,00	36,00
10:00	36,00 + 36,00	72,00	20,83 + 20,83	41,66	36,00 + 36,00	72,00
11:00	72,00 + 36,00	108,00	41,66 + 20,83	62,49	72,00 + 36,00	108,00
12:00	108,00 + 36,00	144,00	62,49 + 20,83	83,32	108,00 + 36,00	144,00
13:00	144,00 + 0,00	144,00	83,32 – 15,17	68,15	144,00 + 0,00	144,00
14:00	144,00 + 0,00	144,00	68,15 – 15,17	52,98	144,00 + 0,00	144,00
15:00	144,00 + 55,00	199,00	52,98 + 39,83	92,81	144,00 + 34,78	178,78
16:00	199,00 + 27,00	226,00	92,81 + 39,83	132,64	178,78 + 34,78	213,56
17:00	226,00 + 27,00	253,00	132,64 + 39,83	172,47	213,56 + 34,78	248,34
18:00	253,00 + 27,00	280,00	172,47 + 39,83	212,30	248,34 + 34,78	283,12
19:00	280,00 – 28,00	252,00	212,30 – 15,17	197,13	283,12 – 20,22	262,90
20:00	252,00 – 28,00	224,00	197,13 – 15,17	181,96	262,90 – 20,22	242,68
21:00	224,00 + 0,00	224,00	181,96 – 15,17	166,80	242,68 – 20,22	222,46
22:00	224,00 + 0,00	224,00	166,80 – 15,17	151,63	222,46 – 20,22	202,23
23:00	224,00 + 0,00	224,00	151,63 – 15,17	136,47	202,23 – 20,22	182,01
24:00	224,00 – 28,00	196,00	136,47 – 15,17	121,30	182,01 – 20,22	161,78
1:00	196,00 – 28,00	168,00	121,30 – 15,17	106,14	161,78 – 20,22	141,56
2:00	168,00 – 28,00	140,00	106,14 – 15,17	90,98	141,56 – 20,22	121,34
3:00	140,00 – 28,00	112,00	90,98 – 15,17	75,82	121,34 – 20,22	101,12
4:00	112,00 – 28,00	84,00	75,82 – 15,17	60,65	101,12 – 20,22	80,90
5:00	84,00 – 28,00	56,00	60,65 – 15,17	45,49	80,90 – 20,22	60,67
6:00	56,00 – 28,00	26,00	45,49 – 15,17	30,33	60,67 – 20,22	40,44
7:00	28,00 – 28,00	0,00	30,33 – 15,17	15,17	40,44 – 20,22	20,22
8:00	0,00	0,00	15,17 – 15,17	0,00	20,22 – 20,22	0,00

FONTE: USP/EESC

Ao se observarem as três hipóteses (Figura 5.8 e Tabela 5.1) conclui-se:

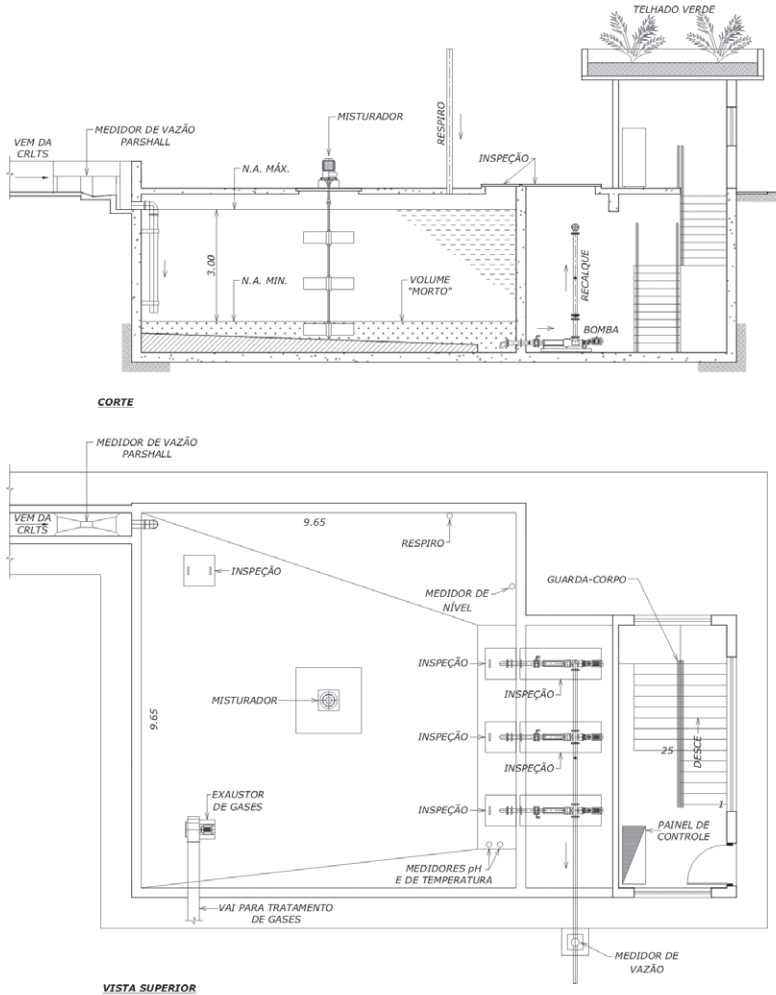
- Volume mínimo do tanque pulmão:
 - Alternativa 1: 280 m³
 - Alternativa 2: 212 m³
 - Alternativa 3: 283 m³
- Caso se recalque o lodo 24 h.dia⁻¹, durante vazões máximas de chegada na ETE, as vazões de alimentação da ETE serão aumentadas consideravelmente (de 150,0 m³.h⁻¹, para 165 m³.h⁻¹);
- Os volumes necessários ao tanque-pulmão para as alternativas A e C, foram bastante próximos, sendo que a vazão média de recalque da alternativa C resultou em pouco menos, porém, os gastos com energia elétrica serão próximos;
- O volume útil, mínimo do tanque-pulmão resultou, neste exemplo, em 212 m³, com recalque 24 h.dia⁻¹; portanto, cerca de 58,2% do volume de lodo descartado na ETE, por dia;
- À semelhança deste exemplo, nota-se que é possível efetuar um pré-dimensionamento do volume do tanque-pulmão para outros cenários. Para futuros projetos de ETE, sugere-se que pelo menos sejam efetuados estudos de situações passíveis de ocorrerem em escala plena, quando se desejar implantar sistemas desse tipo. É possível, assim, ter um dimensionamento, embora sem muita precisão, para uma aproximação de embasamento do projeto;
- Nota-se que para a escolha da melhor alternativa é necessário efetuar estudos comparativos sob os aspectos técnico e econômico e da capacidade da ETE de receber sobrecargas. A melhor alternativa, portanto, depende do cenário local, caso a caso.

Na Figura 5.9, mostra-se de forma simplificada um tanque-pulmão e anexos com dimensões básicas fundamentadas no exemplo citado. Essa concepção pode variar bastante (tipo de bombas, distribuição espacial, tipo de misturador, etc), porém, neste caso, baseia-se no emprego de bombas de deslocamento positivo, tomando-se como base a alternativa A como ilustração. Cada conjunto deverá ter a capacidade de recalcar, na média 14 m³.h⁻¹, totalizando 28 m³.h⁻¹, com variação de vazão admissível (por inversor de frequência) de 11 a 17 m³.h⁻¹. Por segurança, considerou-se a instalação de duas bombas para operação, permanecendo um terceiro conjunto como reserva.

O ajuste de vazão dos conjuntos em operação poderá ser efetuado manualmente ou automaticamente, baseando-se no medidor de nível por ultrassom (do tanque-pulmão) e/ou no medidor de vazão afluente, da Calha Parshall.

Para concluir essa abordagem sobre tanques-pulmão, acrescentam-se mais algumas observações:

- No tanque-pulmão deve ser mantido um "volume morto", para abater cargas concentradas e/ou até "diluir" descargas irregulares e concentradas com eventuais contaminantes que possam prejudicar os processos e operações da ETE. Sugere-se, nesses casos, manter o volume mínimo adicional de cerca de 10% em relação ao volume do tanque;
- O tanque-pulmão deve dispor de sistema de agitação que garanta a mistura e impeça a deposição de detritos no fundo da unidade. Deve-se lembrar que, além de sólidos grosseiros típicos do esgoto, há nesse resíduo elevada presença de trapos, fibras, fio dental, etc, que danificam sistemas mecânicos de agitação e de recalque inadequados. Sugere-se que sejam utilizados agitadores de baixa rotação com paletas retangulares planas, à semelhança daqueles que usualmente são empregadas em floculadores de Estações de Tratamento de Água. Deve-se dispor de paletas distribuídas ao longo do eixo vertical do agitador (compreendendo toda a altura do tanque), inclusive com condições de promover a mistura no "volume morto". Sugere-se, também, que a densidade de potência efetivamente aplicada (considerando-se, portanto a perda de eficiência do sistema, em relação a potência nominal) seja superior a 50 W.m^{-3} de tanque;
- Como poderá haver a formação de "crosta" na superfície, deve-se dotar o tanque de inspeções adequadas e, se possível, de uma rede de tubulações perfuradas alimentadas com água, esgoto tratado ou água de serviço, instaladas acima da superfície do lodo, de forma a se poder "quebrar" a referida crosta mediante jatos de água;
- Recomenda-se que esse tanque seja coberto e disponha de respiro e exaustão dos gases, que devem ser submetidos a tratamento antes do lançamento na atmosfera;
- Esse tanque deve dispor de sensor de nível para o comando dos inversores/motores dos conjuntos elevatórios. Na canalização de saída (recalque) das bombas, deve ser instalado medidor de vazão eletromagnético ou similar, com medição de vazão instantânea e volume acumulado;
- O sistema de comando dos conjuntos elevatórios também poderão receber "sinais" (4 a 20 mA) advindos do medidor de vazão da unidade de recepção de lodo. Poderão ser incorporados comandos nos inversores de frequência das bombas que possam variar (dentro de limites razoáveis) as vazões de recalque.
- O fundo do tanque-pulmão deve ter inclinação direcionada ao ponto de tomada dos conjuntos elevatórios.



FONTE: USP/EESC

Figura 5.9 Exemplo ilustrativo de um tanque-pulmão

5.2.2.3.5 Pré-tratamento do lodo por flotação

No contexto do PROSAB, a USP/EESC propôs que se avaliasse o desempenho da flotação para a remoção de sólidos suspensos presentes no lodo de tanques sépticos e de fossas, visando à remoção de areia (por sedimentação, na mesma unidade) como uma alternativa para a redução da carga contida nesse tipo de resíduo.

Essa unidade poderia, também, ser utilizada, para o pré-adensamento desse lodo quando destinado a compostagem com outros resíduos sólidos ou para abrandar a

carga a ser lançada em ETE – quando a capacidade oferece limitações para receber a carga total do lodo. É evidente que, em ambos os casos, não é desejável o uso de coagulantes ou auxiliares de coagulação/floculação, por motivos ambientais e de custo.

No caso em que se deseja utilizar o material flotado para a co-compostagem, por exemplo, esse pré-adensamento ainda não é suficiente para tal destinação, pois a bibliografia técnica sobre o tema recomenda concentrações de sólidos mais elevadas do que aquelas passíveis de serem alcançadas. Na flotação, contudo, essa operação preliminar facilitaria o posterior desaguamento.

Caso se adotassem, para a concepção da unidade experimental de flotação, os mesmos critérios rigorosos que se aplicam a projetos de sistemas de flotação por ar dissolvido (FAD), haveria custos elevados e riscos de entupimentos em bocais redutores de pressão, câmaras de saturação e acessórios periféricos, etc.

Com base nessas premissas, concebeu-se um sistema de flotação que pudesse atender aos quesitos:

- Não aplicação de coagulantes ou auxiliares de floculação. Evidentemente, caso desejado/necessário, em situações especiais, o uso desses produtos pode elevar a eficiência do sistema;
- Não utilização de câmara de saturação.

No presente tópico, não se adentrará em detalhes, pois são abordados no Capítulo 4, em que é descrita a pesquisa pertinente.

Os resultados da pesquisa foram surpreendentes e permitiram incluir a flotação como uma excelente alternativa para redução da carga do lodo, gerando uma "fase líquida", com carga muito menor, e uma "fase sólida" com concentrações mais elevadas de sólidos e correspondendo a um pré-adensamento de lodo. Além disso, a configuração do tanque, com fundos inclinados, e com região de menor turbulência junto ao fundo, também permitiu a remoção de detritos sedimentáveis.

Para o uso da flotação, é necessário que o seu afluente tenha passado por gradeamento (ou peneiramento) e por tanque-pulmão.

Na Figura 5.10, é mostrado um esquema, em planta, de um sistema de flotação, constando dimensões e taxas adotadas para seu pré-dimensionamento, baseando-se nas condições de projeto decorrentes do tanque-pulmão já dimensionado neste capítulo, incluindo a unidade apresentada na Figura 5.9. Portanto, com as Figuras 5.9 e 5.10,

pode-se ter uma ideia dos principais aspectos relacionados a um projeto em que se pretende usar a flotação.

É necessário um tanque de flotação, com área superficial de cerca de $18,3 \text{ m}^2$, supondo-se o seu funcionamento durante 13 h.dia^{-1} ($Q_{\text{recalque}}: 28 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$); compatível com as conclusões anteriores à respeito do exemplo que está sendo abordado neste texto (taxa de escoamento superficial: $110 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$).

Nessas condições, caso o sistema seja projetado e operado adequadamente, a grosso modo, pode-se estimar que a eficiência na remoção de contaminantes resultará grossieramente em:

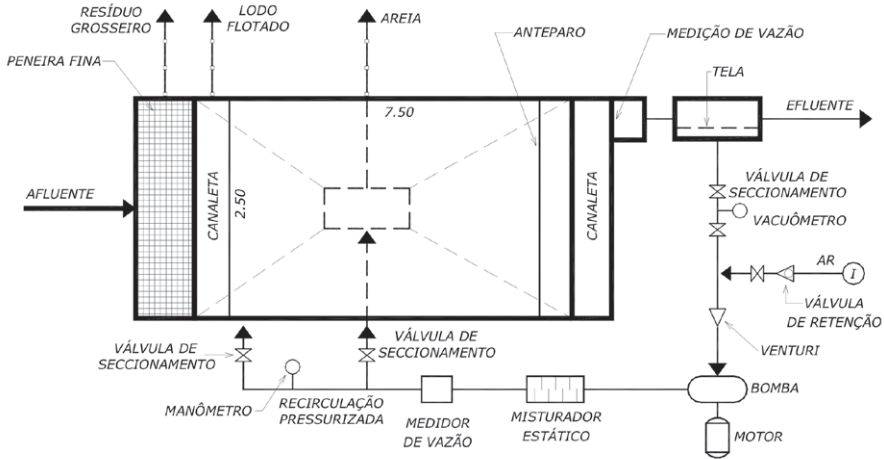
- DQO: 80% (89,3% para DQO)
- Sólidos suspensos totais: 83% (91,7%)
- Óleos e graxas: 80% (81,9%)
- NMP de coliformes: 1 log (1 log)

Esses dados de eficiência foram baseados nos resultados da pesquisa da EESC-USP, em um sistema experimental (taxa de aplicação $110 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}$), contudo, evidentemente, são dados apenas ilustrativos. Os valores entre parênteses correspondem aos resultados dos testes efetuados pela EESC-USP; contudo, no exemplo, foram adotados valores menores de eficiência.

É desejável que, caso a caso, ao se planejar a utilização da flotação para lodo de tanque ou fossa séptica, sempre que possível, seja construída e operada uma instalação piloto para se obterem parâmetros de projeto, específicos para o cenário em pauta.

Nota-se que o afluente do sistema é o lodo de tanques sépticos e de fossas, cabendo, portanto, à unidade de flotação o fracionamento em três resíduos diferentes: **i)** a areia e detritos de alta densidade, evidentemente, contaminado com matéria orgânica e organismos vivos; **ii)** material flutuante, pré-adensado; e, **iii)** efluente líquido que será destinado à ETE.

O material do tipo destacado em **i)** pode ter o mesmo destino do material retido no(s) desarenador(es) das ETE. O efluente **iii)** será tratado na ETE; restando, porém, o resíduo flotado. Para esse resíduo, entre outras alternativas, pode-se efetuar seu desaguamento e utilizá-lo para co-compostagem ou co-disposição em aterros sanitários, ou ainda, para outros fins, visando ao seu aproveitamento.



OBS: PREVER RASPADOR SUPERFICIAL

FORNTE: USP/EESC

Figura 5.10

Características e dimensões de um flotador (aplicado após o tanque-pulmão da Figura 5.9)

Caso se deseje lançar esse material na ETE, é necessário que se promova a sua digestão complementar, senão todo o trabalho de separá-lo seria inútil.

Testes preliminares, efetuados pelo EESC-USP, demonstraram que a digestão aeróbia desse material é altamente eficiente para se promover sua degradação; assim, após passar por digestão aeróbia, o produto restante poderá ser lançado na ETE, porém, com sua carga de material orgânico altamente reduzida.

5.3 Impactos em ETE

Normalmente, as unidades destinadas aos processos biológicos em ETE são dimensionadas empregando-se a vazão e cargas médias do esgoto sanitário afluente, apesar de atenderem também às vazões e cargas de pico diário.

As unidades do tratamento preliminar, tubulações, canais, comportas, calhas, canaletas, conjuntos elevatórios, sistemas de dosagem de produtos químicos, unidades de operações (físicas), medidores de vazão, etc. são, por sua vez, baseadas em vazões de pico de esgoto sanitário.

Em casos raros, os projetos de ETE são baseados em levantamentos perfeitos das características qualitativas e quantitativas do próprio esgoto a ser tratado. A isso somam-se as incertezas de coeficientes adotados e de estimativas para a evolução da vazão e das características qualitativas que ocorrerá no futuro.

Em síntese, todo projeto, mesmo baseado em excelentes levantamentos de dados e previsões para o futuro, apresenta elevado grau de incerteza e de erro.

Acrescenta-se a isso o fato de que, apenas em casos muito específicos, inclui-se uma abordagem sobre eventuais sobrecargas que podem advir da implantação de novas indústrias (bastante imprevisível) e da necessidade de a ETE vir a receber lodo de tanques sépticos e de fossas e, também, percolado de aterros sanitários (cada vez mais frequente).

É evidente que, após a ETE ser colocada em operação – mesmo sem se considerar as referidas sobrecargas –, é preciso rever o planejamento das etapas de execução subsequentes, adiantando-as ou retardando-as no tempo, além de se ter de efetuar ajustes operacionais distintos daqueles fixados em projeto.

Em certos casos há praticamente obrigatoriedade (pelas circunstâncias locais) de a ETE passar a receber essas cargas adicionais, por motivos diversos, cuja discussão não cabe enfocar neste texto. É comum que isso seja definido, após a ETE ser colocada em operação. É evidente que haverá impactos no desempenho da ETE pelo menos nos custos e critérios operacionais.

Se na ETE prevalecerem processos biológicos – evidentemente regidos por princípios da natureza –, existem relações restritas a faixas de variação de parâmetros ambientais para que os micro-organismos atuem de forma profícua aos objetivos da ETE. Se prevalecerem processos químicos e operações (físicas), não é necessário afirmar que existem leis da Química e da Física que não admitem desrespeito. Prevalece a lei: "na natureza nada se cria, nada se perde, tudo se transforma"; ou seja, o lodo é uma sobrecarga, suas conseqüências podem ser mensuradas mediante balanços de massa.

Ou a ETE foi projetada para receber as sobrecargas – mesmo com certos erros de avaliação – ou a ETE não foi projetada para receber as sobrecargas. Em ambos os casos, há necessidade de ajustes; e, numa situação mais extrema, pode-se até concluir que a ETE não poderá receber qualquer tipo de sobrecarga.

O lodo de tanques sépticos e de fossas, antes de ser lançado em ETE, obrigatoriamente, deve passar pelo menos por grades com aberturas iguais ou inferiores a 1,5 cm e, preferencialmente, por peneiras. Como já foi afirmado, além das outras características

de seus componentes, trapos, fibras, cabelo, fio dental, objetos grosseiros diversos podem provocar sérios problemas estéticos e danos em equipamentos. O tratamento combinado pode ser iniciado em diversas etapas nas ETE:

- A montante do tratamento preliminar;
- No adensador do lodo gerado na ETE, passando pela digestão e desagüamento;
- Após tratamento preliminar específico para o lodo, o lançamento pode ser efetuado em reatores intermediários que compõem o fluxograma da ETE;
- No caso de lagoas de estabilização, pode-se lançá-lo bruto ou submetê-lo a leitos de secagem, de modo a destinar às lagoas apenas o líquido drenado nos leitos;
- Ainda como outra alternativa, pode-se submeter o lodo a leitos de secagem e destinar o líquido drenado a ETE, mesmo que não constituídos por lagoas.

É importante destacar que somente se devem usar leitos de secagem em locais afastados de áreas urbanizadas.

No que concerne ao lançamento de lodo de tanques sépticos em digestores anaeróbios, juntamente com lodo advindo de sistemas de lodos ativados, tem-se relato de resultado positivo, descrito por Beschofs *et al* (1987) *apud* Heinss e Strauss (1999) em que digestores foram operados com até 50% de lodo séptico sem se observarem problemas operacionais.

Como conclusão geral, temos: ao se lançar lodo de tanques sépticos ou de fossas em ETE, sempre há impactos cuja grandeza depende de muitos fatores, já enumerados nos itens anteriores.

Toma-se como referência o exemplo enfocado como ilustração neste texto: Uma ETE (exemplo da Figura 5.7) com vazão média de $2.160 \text{ m}^3.\text{dia}^{-1}$ ($90 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$); esgoto com DBO média de 320 mg.L^{-1} , concentração de SST média de 300 mg.L^{-1} e óleos e graxas de 100 mg.L^{-1} em que se pretende lançar, durante 13 h.dia^{-1} , uma vazão média de $28,0 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ (exemplo da Figura 5.8A), com DBO média de 5.000 mg.L^{-1} e concentração de SST média de 600 mg.L^{-1} e óleos e graxas 500 mg/l . Neste caso, supôs-se que não haverá a flotação como tratamento preliminar, portanto, essas hipóteses referem-se apenas a um caso genérico e ilustrativo (baseado no sistema adotado como exemplo neste capítulo).

Com esses dados, pode-se estruturar a Tabela 5.2. Os resultados são surpreendentes neste exemplo hipotético.

Esse exemplo foi apresentado para ilustrar um cenário bastante negativo, que pode ocorrer em pequenas comunidades: que associam ETE de capacidade nominal para vazões e cargas relativamente pequenas ao mesmo tempo em que se têm áreas significativas que precisam ser atendidas por tanques sépticos e fossas, sem rede de coleta de esgoto. Nesse cenário, os impactos dessas descargas são avassaladores.

Tabela 5.2. > Avaliação de sobrecargas na ETE (do exemplo em discussão neste texto) decorrentes do lançamento de lodo de tanques sépticos e de fossas

VARIÁVEIS	ESGOTO SANITÁRIO	LODO DE TANQUES SÉPTICOS	TOTAL	SOBRECARGA (%)
Vazão (m ³ dia ⁻¹)	2.160	364	2.524	16,8
DBO (kgdia ⁻¹)	691	1.820	2.511	263,4
SST (kgdia ⁻¹)	648	218	866	33,6
Solúveis em hexano (kgdia ⁻¹)	216	182	398	84,3

FONTE: USP/EESC

Para aqueles que acompanham o exemplo apresentado neste texto, parecia que "tudo estava resolvido" com o sistema que foi previsto, incluindo um tanque de equalização e flotação; porém, apesar de tudo, ainda prevalecem problemas a resolver.

Suponha-se, então que seja implantado um sistema de flotação. Nesse caso, adotando-se resultados de pesquisa apresentada no Capítulo 4, as sobrecargas seriam reduzidas aproximadamente para os valores apresentados na Tabela 5.3.

Tabela 5.3. > Sobrecargas da ETE do exemplo, quando se emprega a flotação como pré-tratamento

VARIÁVEIS	ESGOTO SANITÁRIO	EFICIÊNCIA DA FLOTAÇÃO	CARGA DECORRENTE DO LODO FLOTADO	SOBRECARGA (%)
Vazão (m ³ dia ⁻¹)	2.160	≈ 0	364	16,8
DBO (kgdia ⁻¹)	691	80%	364	52,7
SST (kgdia ⁻¹)	648	83%	37	5,7
Solúveis em hexano (kgdia ⁻¹)	216	80%	36	16,7

FONTE: USP/EESC

Nota-se que, mesmo com a flotação como pré-tratamento, ainda ocorrerá, para esse cenário, sobrecarga razoável. Contudo, ainda resta outra importante questão relacionada ao tratamento/destino do material flotado.

Para esse material (lodo flotado), tem-se alternativas, como: **i)** promover sua digestão aeróbia que pode efetuar a degradação da matéria orgânica para valores até próximos a 90% (ver Capítulo 4, resultados da pesquisa da EESC-USP) e lançar todo o material gerado, na própria ETE, o que resulta em carga adicional, embora muito menor do que aquela do lodo bruto; **ii)** promover seu desaguamento adicional e destiná-lo à compostagem ou co-disposição, *landfarming*, etc ou, ainda, **iii)** destinar o lodo flotado ao digestor da ETE (se existente).

Mostrou-se, aqui, um caso hipotético bastante crítico relacionado a pequenas ETE, contudo, para grandes estações – geralmente situadas em áreas com maiores valores numéricos da relação (população atendida por rede/população atendida por tanques sépticos) – os impactos são relativamente menores.

Ambos os casos serão abordados no item 5.5, em que são apresentados resultados de pesquisas desenvolvidas neste Tema do PROSAB.

No Quadro 5.1, encontram-se compilados alguns trabalhos em que são enfocadas as ETE que recebem lançamento de lodo de tanques sépticos e de fossas. Não são trabalhos específicos que foram direcionados à avaliação de impactos, porém, oferecem certas informações a respeito desse tema.

Concluindo essa pequena discussão sobre impactos, acrescentam-se algumas observações gerais quando uma ETE recebe descargas de lodo de tanques ou fossas sépticas:

- Parte da DBO adicionada poderá ser degradada pelos processos biológicos. Haverá aumento da quantidade de lodo. No caso de processo aeróbio, haverá aumento da demanda de oxigênio (e de energia, se for baseado em introdução mecânica de ar ou sopradores). Se for processo anaeróbio, haverá pequeno aumento na produção de biogás e aumento na geração de lodo.
- Os sólidos suspensos fixos não são degradáveis, portanto, a massa de SSF introduzida tende a incorporar-se no lodo gerado na ETE.
- No caso dos sólidos totais voláteis (STV), nota-se que expressiva parcela da sua composição é constituída por material particulado (SSV) que pode ser sedimentado ou flotado. Como esses sólidos já foram submetidos a longo tempo em ambiente anaeróbio, a continuidade de sua degradação em ambiente aeróbio é mais eficiente. Porém, flotores ou decantadores primários das ETE podem ter boa eficiência em sua retenção. Contudo, esses sólidos (SSV), retidos em decantadores ou em flotores, e mesmo passando por processos biológicos, gerarão mais lodo e demandarão mais energia (se o processo for aeróbio) na ETE que os receber.
- Como o lodo séptico (sólidos suspensos) já se encontra relativamente degradado ao ser lançado na ETE, ele não sofrerá degradação total, resultando em acréscimo considerável de lodo a ser desaguado.

Note que nessas considerações não ponderam outros impactos como, por exemplo, aqueles decorrentes de metais, eventuais descargas tóxicas (irregulares), etc.

5.4 Monitoramento e controle de sistemas de tratamento de esgoto que recebem lodo de tanques sépticos

5.4.1 Generalidades

Quando foram descritas as unidades de recepção e medição de vazão, foram introduzidas algumas observações sobre a necessidade de se ter o controle adequado das características quantitativas e qualitativas do lodo que é descarregado nas CRLTS.

É evidente que o ideal seria que se efetuasse a coleta e as análises detalhadas de amostras representativas do lodo transportado por cada caminhão; contudo, essa atitude resultaria em custos e trabalho consideráveis. Além disso, seria preciso dispor de laboratório de apoio relativamente complexo; ainda há que se considerar o tempo necessário para se efetuarem determinadas análises e exames.

É necessário, então, que nas CRLTS o controle seja fundamentado em constatações relativamente simples que, em casos suspeitos serviriam de partida para procedimentos complementares para averiguações mais detalhadas.

No caso do acompanhamento e monitoramento de impactos em ETE, bastam os procedimentos normais que devem ser mantidos para o controle dos processos e operações que as compõem. Em ETE bem operadas e mantidas, a análise dos resultados de caracterização do afluente e do efluente — e do desempenho de cada operação e processo, intermediário — permite, com segurança, a avaliação dos impactos e, também, de eventuais sobrecargas ou acesso de contaminantes espúrios. O acompanhamento do consumo de produtos químicos, de energia e de geração de lodo na ETE também é importante para essa avaliação. Séries históricas de resultados operacionais assumem papel essencial para essas observações.

Quando se tratam de ETE de médio e grande porte, geralmente, há laboratório de apoio e acompanhamento dos processos e operações por profissionais especializados 24 horas por dia.

Pequenas ETE, além de serem mais vulneráveis às descargas de lodo, não têm o mesmo padrão de qualidade, como o que ocorre na operação daquelas de médio e grande portes. Em casos em que se têm sistemas de lagoas de estabilização, por exemplo, geralmente, a presença de operadores e o monitoramento do afluente ainda são mais precários.

A essas condições somam-se outras — que se espera que sejam sanadas com futuras legislações e gestões mais efetivas: **i)** não é fato raro que responsáveis por caminhões limpa-fossas descartem sua carga em Poços de Visita da rede coletora de esgoto, sem qualquer critério; **ii)** nem sempre a carga advinda de caminhões limpa-fossas contém

Quadro 5.1. Alguns trabalhos sobre lançamento de lodo de tanques sépticos em ETE

AUTOR	LOCAL	CENÁRIO	RESULTADOS RELACIONADOS AOS IMPACTOS
Tachini (2002)	Blumenau, SC	Lodo de tanque ou fossa séptica (não quantificado no trabalho) é lançado em uma ETE com reator UASB ($V = 1210 \text{ m}^3$) que recebe vazão média de cerca de $13,2 \text{ l/s}^{-1}$	Não houve prejuízo na remoção de DBO, porém, houve maior instabilidade na qualidade do efluente do reator e aumento de ST no efluente.
Leite, Pegorini; Andreoli, Andrade (2006)	ETE Belém Curitiba, PR	A ETE (processo aeróbio) com vazão média de cerca de $1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ recebe mensalmente $3.309 \text{ m}^3 \cdot \text{mês}^{-1}$ de lodo de tanques ou fossas sépticas (cerca de 462 caminhões - lançado na rede), sendo cerca de 63,4% advindo de residências. A porcentagem de lodo em relação ao esgoto era da ordem de 0,128%.	Não há dados específicos sobre impactos, porém, aparentemente, o efeito foi desprezível no que concerne ao desempenho da ETE
Rocha, Sant'anna (2005)	ETE Jarivatuba Joinville, SC	A ETE é constituída por lagoas em série (duas anaeróbias paralelas, uma facultativa e três de maturação), recebe cerca de 27.594 m^3 de lodo de tanque ou fossa séptica por ano. O lodo é lançado em leitos de secagem e o líquido drenado tem acesso às lagoas anaeróbias.	Não há dados sobre impacto.
Vieira, Carvalho Campos (2005)	ETE Lages - Aparecida de Goiânia, GO	Cerca de 10 caminhões de lodo por dia são descarregados em ETE com dois reatores UASB, seguidos por lagoas, projetada para vazão média de 50 L s^{-1} .	Não há abordagem aprofundada e específica sobre impactos. A ETE estava em fase inicial de operação, porém, na 29ª semana de operação ocorreu queda na remoção de DBO (com picos de até 140% no efluente)
Pierotti (2007)	ETE - Distrito de Água Vermelha São Carlos, SP	Cerca de 50 a 70 m^3 por semana de lodo de fossas ou tanques sépticos são lançados em ETE constituída por reator UASB seguido por biofiltro aerado submerso. O reator UASB (245 m^3), quando operado com tanque de retenção hidráulica média de 8 h, alcançou eficiência média de 40% e máxima de 60%.	Não se notou queda sensível na eficiência de remoção de DBO (porém, grandes oscilações) na qualidade do efluente. A remoção de sólidos suspensos chegou a cair de 60 para 29%. Fato interessante que merece ser destacado é a elevada geração média de lodo decorrente das descargas de lodo ($0,57 \text{ kg SST kg}^{-1}$ DBO aplicado) muito superior em relação àquela que ocorre sem o lançamento de lodo.
Gonçalves (2008)	ETE Piloto Campus USP São Carlos, SP	Dois reatores UASB (piloto) com tempo de retenção hidráulica de 8 h, recebendo descargas controladas de lodo de tanque séptico.	Ver item 5.5
Heinss e Strauss (1999)		Lodo ativado.	
Bischofs et al (1987) apud Heinss e Strauss	Alemanha	Operação de digestor anaeróbio.	O lodo de tanque séptico tem má sedimentabilidade. A presença de óleos e graxas dificulta a sedimentação. Cargas intermitentes causaram deterioração da qualidade do fluente final (redução de 20 a 30% de DBO) quando comparado ao monitoramento com cargas contínuas. A digestão anaeróbia (em digestor de uma ETE) com até 50% de lodo de tanques sépticos não foi prejudicada.

apenas resíduos decorrentes de atividades domésticas. É comum que, ao se remover o lodo do tanque ou fossa séptica, de determinado cliente, também seja efetuada a "limpeza" da caixa retentora de gorduras; **iii)** pode ocorrer que, por motivos diversos, o conteúdo do reservatório do caminhão limpa-fossas seja lodo advindo de atividades industriais e, de forma irregular, seja transportado até uma ETE ou CRLTS; **iv)** contaminação por carga residual nos tanques dos caminhões, por transporte de outros resíduos.

Essas são apenas algumas conjecturas sobre fatos, que passam a exigir um controle mínimo das cargas desses caminhões ao lançá-las nas CRLTS.

Nesse contexto, é muito importante que haja compartilhamento de dados operacionais e de controle entre os responsáveis pela CRLTS e pela ETE que recebe os resíduos, se possível em tempo real com acesso informatizado para que, na ETE, seja possível, tomar medidas preventivas ou imediatas em eventos de lançamento de lodo com características atípicas.

Quando se trata de lançamento do lodo em ETE, a problemática é muito mais simples do que quando se deseja o aproveitamento desse lodo em compostagem, co-disposição ou *landfarming*, etc. Isso porque as condições qualitativas têm de obrigatoriamente obedecer à legislação pertinente, caso a caso, e são muito mais restritivas do que aquelas exigidas pela simples "disposição" final em uma ETE.

Nesse caso específico (aproveitamento do lodo) é fortemente recomendável que a CRLTS disponha de dois tanques-pulmão operando em paralelo e alternadamente. Ao se encher um dos tanques, e após sua homogeneização, é necessário que se colem amostras representativas e se efetuem análises e exames expeditos (pelo menos) da mistura para atestar o atendimento da qualidade mínima para o aproveitamento. Após isso, o conteúdo do tanque poderá ser liberado.

Note-se então, que as recomendações contidas no item 5.4.2, a seguir, são apenas genéricas e preliminares, e devem ter uma leitura que obrigatoriamente deve ser completada com restrições adicionais específicas para os cenários locais, legislação em vigor, recomendações gerais de gestão e destino final do resíduo.

5.4.2 Central de recebimento de lodo

Neste item será abordado apenas o controle em CRLTS, pois exemplos de análises de impactos em ETE serão apresentados no item 5.5.

Conforme já demonstrado nos itens anteriores, um fator muito importante, relacionado aos impactos em ETE advém do(s) período(s) diário(s) de recepção do lodo descartado por caminhões limpa-fossas.

É fato conhecido que a variação da vazão afluente a ETE depende de muitos fatores locais (atividades e hábitos predominantes, clima, etc), estação do ano, ocorrência de eventos, população atendida, entre outros.

Para atenuar os impactos no sistema de tratamento, é desejável que a maior quantidade de lodo seja descartada em períodos em que a vazão afluente encontra-se abaixo da vazão média, principalmente em ETE de pequeno e médio porte.

Contudo, essa programação deve ser efetuada caso a caso, com base no hidrograma da vazão afluente à ETE. Sem o conhecimento desse hidrograma, é muito difícil estabelecer o(s) período(s) do(s) dia(s) em que é mais adequado o recebimento do lodo, contudo ao se programarem períodos de funcionamento da CRLTS coincidentes com períodos de vazão de esgoto inferior à média, pode-se reduzir o tamanho do tanque-pulmão ou até eliminá-lo, dependendo das condições locais.

Naturalmente, essa medida é mais necessária quanto maiores forem os valores numéricos das relações entre as vazões e cargas do lodo descartado e as vazões e cargas do esgoto bruto, respectivamente.

Ao se tomar, por exemplo, o hidrograma da região Metropolitana de São Paulo (SP), os valores de vazão abaixo da média ocorrem geralmente entre 0:00 hora e 6:00 horas. Em cidades de porte médio, esse período pode abranger horários entre 21:00 horas do dia anterior, até 8:00 horas do dia de referência. Para cidades de porte pequeno, há tendência de ocorrência de dois picos de vazão diários mais evidentes, geralmente, próximo ao horário de almoço (10:00 às 12:00 horas) e outro, no final do período da tarde e início da noite (Tsutiya; Além Sobrinho, 2000).

De maneira grosseira, constata-se que, caso se deseje implantar uma programação desse tipo, o melhor período para se efetuarem as descargas ocorreria na faixa entre 22:00 horas do dia anterior e 7:00 horas do dia de referência, ou seja, o período noturno. Apenas em casos menos frequentes, que ocorrem em algumas cidades, o declínio da vazão, abaixo da média, encontra-se entre às 14:00 e 17:00 horas, por exemplo – além do período noturno.

Tomando-se como referência o exemplo que consta da Figura 5.7, as descargas na CRLTS poderiam ser efetuadas nos períodos de 23:00 horas do dia anterior até às 7:00 horas do dia de referência e das 15:00 às 20:00 horas.

A adoção desse tipo de programação de horários para descarga implica dificuldades para aqueles que efetuam a remoção e o transporte do lodo e custos adicionais para pagamento dos operadores do CRLTS (noturno).

Quando esse tipo de programação não é possível e as condições da ETE mostram-se prejudicadas com descargas fora desses períodos, uma das alternativas pode ser a

implantação de limitadores de vazão ou de tanques-pulmão; ou, em casos extremos, até proibir-se o lançamento de lodo na ETE.

Definido o horário de funcionamento em função das disponibilidades da ETE, das necessidades e do número de caminhões a serem recebidos por dia, devem-se estabelecer critérios e procedimentos básicos; alguns deles, sugeridos a seguir.

No item sobre "Unidades de recepção e medição de vazão", já foram apresentados vários comentários a respeito de controle, que são agora complementados de forma mais explícita.

Ponderando-se as considerações constantes dos parágrafos iniciais deste item (necessidade de simplicidade na caracterização e controle das descargas), sugere-se:

- O responsável pelo veículo deve fornecer os seguintes dados antes de efetuar a descarga: nome da empresa, CGC da empresa, registro/autorização emitido pela entidade que receberá o lodo, data e hora da descarga, chapa do veículo, nome e R.G. do condutor do veículo, volume do reservatório do caminhão, volume estimado do lodo a ser descarregado, endereço do local onde o tanque séptico foi esgotado, atividade no local (indústria, hospital, residência, instalação comercial, etc). A existência de cadastro prévio obrigatório reduz drasticamente o número desses dados no momento da descarga;
- O operador da CRLTS deverá, pelo menos, efetuar a coleta de amostra "composta" do lodo descartado (pelo menos três alíquotas durante a descarga) e efetuar: medição de pH, temperatura, sólidos sedimentáveis (30 min) e observação visual e olfativa. Como a descarga geralmente é efetuada de forma relativamente rápida 5 a 15 minutos, deve-se coletar uma primeira amostra para avaliação de pH, temperatura e observação visual e olfativa do lodo, antes de ser iniciado o descarte. Justificam-se essas atitudes pelo fato de que uma das variáveis observadas nas pesquisas do PROSAB no Capítulo 3 é que o pH de lodo de origem doméstica tem seu pH próximo a 7,0. Se o pH resultar inferior a 6,5 ou superior a 8,0, é provável que haja alguma interferência, particularidade ou irregularidade (resíduo não-doméstico). Ao se efetuar o teste de sólidos sedimentáveis, caso haja quantidade significativa de material flutuante, é provável que, juntamente com o lodo de tanque séptico, haja, também, produto extraído de caixa de gordura ou similar – embora esse teste tenha duração de 30 minutos, é possível precaver-se contra eventuais problemas nas ETE. Os operadores do caminhão não podem permanecer aguardando esse resultado, antes da descarga, porém, o valor (mLL^{-1}) de sólidos sedimentáveis pode orientar atos na ETE ou precauções com outras cargas de lodo advindas do mesmo local futuramente. A observação visual

e olfativa, por parte do operador, pode — após pouco tempo de experiência desse operador — revelar particularidades do lodo descartado;

- Caso ocorra qualquer dúvida decorrente das observações citadas no tópico anterior, a amostra homogeneizada coletada, que deverá ser preservada em temperatura abaixo de 4°C, deve ser remetida a laboratório da empresa que recebe o lodo para análises e exames complementares, tais como metais, toxicidade, relação DBO/DQO, "óleos e graxas", etc, visando a verificar se houve irregularidade por parte da empresa que descartou o lodo. Caso haja irregularidade, deve-se apresentar advertência por escrito, visando a evitar reincidências, ou, dependendo da gravidade, tomarem-se medidas mais drásticas, inclusive com inspeção no local de origem do lodo. Quando houver aspectos que destoem das características comuns de uma descarga, o fato deve ser comunicado tão logo constatado, durante/após a descarga, aos operadores da ETE que receberá esse lodo, para que colem várias amostras de esgoto bruto compatíveis com o tempo de transporte até o local da coleta;
- Notou-se que, durante a pesquisa de caracterização de lodo de tanques sépticos e de fossas descrita no Capítulo 3, desenvolvida pela equipe do EESC-USP, certa relação entre pH e teor de óleos e graxas. Em quase todos os casos, pH entre 6,0 e 6,5 estava associado a um teor mais elevado de óleos e graxas do que a média. Assim, cargas de caminhões com pH inferior a 6,5 devem receber atenção especial.

Essa rápida abordagem do tema de controle envolve a hipótese de atividades essencialmente "manuais", porém, no item sobre "unidades de recepção de lodo e medição de volume/vazão", há proposições que facilitam essas atitudes, mediante a implantação de alguns equipamentos e recursos complementares, que não apresentem custos elevados.

Na unidade receptora pode ser previsto sensor, que é acionado ao se colocar o mangote de descarga do caminhão no tubo guia para o mangote. Automaticamente, medidores de pH e de temperatura e um medidor de vazão (instalado na Calha Parshall) são acionados. O medidor de pH deve ter registrador e alarme sonoro (caso o pH resulte inferior a 6,5 ou superior a 7,5). Se o alarme for acionado, a descarga deve ser imediatamente interrompida para averiguações.

O medidor de vazão da Calha Parshall fornecerá dados sobre o volume efetivamente descartado.

Além disso (no exemplo apresentado, ver Figura 5.3), há um dispositivo sob a peneira destinada à remoção de sólidos grosseiros, para viabilizar a coleta de amostras, com o auxílio do qual, o operador terá facilidades para atividades de amostragem.

Como observação final, ressalta-se que qualquer política realista de gestão desses sistemas deve ponderar sobre a necessidade de se efetuar a cobrança desses serviços: recepção do lodo, tratamento ou aproveitamento. Trata-se de medida necessária e justa, pois essa atividade incorre em custos expressivos para a entidade que recebe esse lodo.

A cobrança, evidentemente, deveria basear-se na carga descarregada [produto da vazão (m^3) pela concentração ($kg.m^{-3}$)]. É muito difícil efetuar essa avaliação para cada caminhão, portanto, é preciso fundamentar-se em parâmetros "médios" e de difícil medição *in loco*, no momento da descarga. Daí, a necessidade de se definir qual (ou quais) variável(eis) deverá(ão) entrar como base para determinação da carga.

Sob esse aspecto, um parâmetro facilmente determinável seria o valor de sólidos sedimentáveis ($mL.L^{-1}$). Contudo, para se estimar a carga (kg de sólidos descartados), seria preciso dispor de uma forma indireta de determinação de ST, baseada na concentração média de sólidos suspensos no lodo – haja vista que a maior parcela de sólidos no lodo encontra-se na forma de sólidos suspensos.

Nas pesquisas do PROSAB descritas no Capítulo 3, por exemplo, foi constatado que a concentração mediana de sólidos suspensos, no lodo, é da ordem de 0,25% ($2500 mg.L^{-1}$) na cidade de São Carlos (SP) – embora haja variações expressivas – isso, tomando-se como base os tanques sépticos monitorados. Assim, como referência, determinando-se o teor de sólidos sedimentáveis ($mL.L^{-1}$) medido para cada caminhão (e com base no volume descartado) e adotando-se a concentração média de sólidos suspensos, pode-se estimar a carga (kg de sólidos) descarregada na média, pelos caminhões. Note-se que essa tarefa pode ser efetuada com maior aproximação mediante pesquisa na própria CRLTS para definir as cargas e concentrações médias.

Atualmente, o custo para adensamento, desaguamento e disposição de lodo de ETE resulta em R\$ 80,00 a R\$ 150,00 por tonelada de lodo desaguado, considerando-se concentração de sólidos no lodo desaguado, da ordem de 23%.

Apenas ponderando-se o custo para processamento do lodo (sem incluir o tratamento do líquido advindo com o lodo dos tanques sépticos), seria necessário cobrar um valor em torno de R\$ 0,57 por kg de sólidos descartados. Adotando-se densidade do lodo igual a 1,0, temos, considerando-se o custo do lodo desaguado, R\$ 130,00/ton.

$$\text{Custo por kg SS} = \frac{\text{R\$ } 130,00}{1000 \text{ kg} \times 0,23} = \text{R\$ } 0,57/\text{kg sólidos}$$

Assim, supondo-se uma descarga de 1.000 L e adotando-se a concentração de sólidos de 0,25% no lodo, o custo aproximado para tratar esse material seria de:

$$\text{Custo: } 1 \text{ m}^3 \times \text{R\$ } 0,30/\text{m}^3 + \frac{1.000(\text{kg}) \cdot 0,25(\%) \cdot \text{R\$ } 0,57/\text{kg}}{100} = \text{R\$ } 1,73/\text{m}^3$$

- O valor de R\$ 0,30 corresponde ao custo aproximado de tratamento do líquido propriamente dito, que compõem 1000 L de lodo. A esse valor deve ser somado o custo decorrente dos gastos pertinentes ao investimento na CRLTS (amortização) e na operação/manutenção dessa central. De forma bastante grosseira — esse estudo deve ser feito com rigor, caso a caso — supondo-se, por exemplo, um investimento de R\$ 800.000,00 (na execução da CRLTS); amortização (em 10 anos) de R\$ 80.000,00/ano (R\$ 6.667,00/mês); custo de manutenção/operação mensal de R\$ 40.000,00 e recebimento de 20.000 m³ de lodo por mês, tem-se que o custo por m³ resultaria em cerca de R\$ 2,33/m³, na CRLTS. Nessa produção supôs-se uma CRLTS de porte razoável, recebendo cerca de 100 caminhões por dia;
- A tudo isso somam-se, ainda, os custos administrativos, impostos, contribuições sociais, etc; neste exemplo, foi adotada porcentagem de 50%, sobre a soma dos outros custos. Assim, com base em uma estimativa bastante rudimentar, o custo que deveria ser cobrado para receber 1 m³ de lodo seria da ordem de R\$ 6,10/m³ [(1,73 + 2,33) × 1,50] — (março de 2009). Evidentemente, essa estimativa é apenas um exercício exploratório do tema "custo". É evidente que, para se efetuar a cobrança, caso a caso, o valor deve ser estimado com a maior precisão possível.

5.5 Resultados de pesquisa no âmbito do PROSAB sobre tratamento combinado de lodo de tanques sépticos com esgoto sanitário

5.5.1 Universidade de Brasília, Companhia de Água e Esgoto de Brasília (UnB, CAESB)

Introdução

A gestão dos lodos de fossas e tanques sépticos em Brasília (e em todo o Distrito

Federal) praticamente recai em uma alternativa que inclui o tratamento combinado desses lodos com esgoto sanitário, refletindo a realidade local, onde se tem quase a totalidade do esgoto coletada e tratada. Sendo assim, torna-se importante avaliar qual é o impacto das cargas de lodos de fossas e tanques sépticos sobre as estações de tratamento de esgoto existentes.

A solução encontrada pelos gestores locais foi permitir que os caminhões limpa-fossa descarreguem os lodos na entrada das estações de tratamento de esgoto, com alguma forma de controle e recepção. Esses lodos são misturados ao esgoto bruto, passam pelo tratamento preliminar e vão aos decantadores primários das estações com o processo de lodo ativado, ou diretamente aos reatores UASB, nas estações dotadas desse tipo de tratamento.

Dessa forma, a primeira operação unitária a que os lodos sépticos são submetidos é a sedimentação. Após a sedimentação, nos processos biológicos aeróbios, permanece na fase líquida a porção não sedimentada dos lodos sépticos, que é encaminhada na forma do efluente primário das estações de tratamento. A parte dos lodos de fossas e tanques sépticos que sedimentou compõe uma parcela dos lodos primários, que serão encaminhados para adensamento, condicionamento, desaguamento e destino final.

Assim, o exame do comportamento da mistura dos dois tipos de lodos – provenientes de fossas e tanques sépticos de esgoto bruto – pode fornecer uma medida do impacto que essa mistura de lodos provoca sobre o processo de tratamento como um todo. Além disso, o conhecimento do comportamento do líquido proveniente dessa mistura após sofrer a operação de sedimentação – o sobrenadante –, pode fornecer dados sobre as cargas reais que são encaminhadas para tratamento biológico, quer este seja aeróbio ou anaeróbio.

Objetivos

O objetivo geral do estudo realizado no Distrito Federal foi avaliar as condições de sedimentabilidade da mistura do lodo de fossas e de tanques sépticos com o lodo formado em decantadores primários de uma das Estações de Tratamento de Esgotos de Brasília, a ETEB Norte – Estação de Tratamento de Esgotos de Brasília – Asa Norte.

Generalidades

Tipos de sedimentação

Sedimentação é o termo aplicado à separação física de partículas em suspensão mais densas que o líquido circundante, através de decantação por gravidade. É uma das operações mais utilizadas em diversas unidades de tratamento de águas residuárias, atuando no tratamento preliminar, na remoção de sólidos suspensos totais em decantadores primários, na remoção de lodos de processos biológicos e de flocos químicos

produzidos pela coagulação e em adensadores de lodo.

Na maioria dos casos, a sedimentação tem como principal objetivo a produção de um efluente clarificado, sendo também desejável a formação de um lodo com uma concentração de sólidos que seja mais facilmente tratável (METCALF & EDDY, 2003).

Baseado na concentração e na tendência das partículas ao se interagirem, quatro tipos diferentes de sedimentação podem ocorrer, podendo ser constatado mais de um tipo durante uma operação que inclua tal processo. Segundo Metcalf & Eddy (2003), podem-se citar:

- **Sedimentação discreta:** é a sedimentação de partículas em suspensão com baixa concentração de sólidos com um campo de aceleração constante. As partículas sedimentam como entidades individuais e não há interação significativa com partículas ao seu redor.
- **Sedimentação floculenta:** refere-se a partículas diluídas, em suspensão, que se agrupam à medida que a sedimentação ocorre, formando flocos e aumentando sua massa, fazendo com que sua velocidade de sedimentação se eleve.
- **Sedimentação zonal:** ocorre quando se tem elevada concentração de sólidos formando um manto que sedimenta como uma massa única de partículas, mantendo posição fixa com relação às partículas vizinhas. É observada uma nítida interface de separação entre a fase sólida e a fase líquida, e o nível desta interface move-se para baixo com resultado da sedimentação da manta de lodo.
- **Sedimentação por compressão:** ocorre quando há altas concentrações de partículas, formando uma estrutura que é comprimida devido ao peso das partículas em sedimentação. Com a compressão, parte da água é removida da matriz do floco, reduzindo seu volume.

A sedimentação zonal, em particular, é a que se ajusta melhor ao processo aplicado em lodos, juntamente com a sedimentação por compressão. Devido à sua alta concentração de sólidos, a decantabilidade deste resíduo pode ser analisada por estes dois processos conjuntamente. Especificamente no caso de lodos de tanques sépticos e de fossas, a sedimentação zonal é a mais significativa, por causa de sua grande variabilidade de concentração de sólidos

Ensaio de sedimentação em coluna

A sedimentação zonal pode ser simulada em uma coluna de sedimentação totalmente homogeneizada. Assim, com uma suspensão de elevada concentração de sólidos,

forma-se, após reduzido intervalo de tempo e em condições de repouso, uma nítida interface entre a parte líquida e a parte com maior concentração de sólidos. À medida que a interface se move para baixo, o líquido sobrenadante torna-se clarificado, estabelecendo ainda uma camada de fundo da coluna com concentração mais elevada. A face superior desta camada se move para cima à medida que o material acumulado no fundo é acrescentado. A velocidade de sedimentação dessa interface é usualmente utilizada para o dimensionamento dos decantadores.

Índice Volumétrico do Lodo (IVL)

O índice volumétrico de lodo é definido como o volume ocupado por 1 g de lodo após uma decantação de 30 minutos. Este índice é utilizado para a obtenção de uma avaliação mais simplificada da decantabilidade de um determinado lodo. O IVL é calculado através da Equação 2 (VON SPERLING, 1996):

$$IVL = \frac{H_{30} \times 10^6}{H_0 \times SS} \quad \text{Equação 2}$$

em que:

IVL: índice volumétrico do lodo (mL.g⁻¹)

H₃₀: altura da interface após 30 minutos (m)

H₀: altura da interface no instante 0 (altura da lâmina d'água no cilindro de decantação) (m)

SS: concentração de sólidos em suspensão da amostra (mg.L⁻¹).

Para a avaliação do lodo através do IVL, quanto maior o valor deste índice, pior é a sedimentabilidade do lodo. Os valores típicos dos valores para lodos ativados são apresentados na Tabela 5.4.

Tabela 5.4. Valores típicos de IVL

DECANTABILIDADE	FAIXA DE VALORES DO ÍNDICE VOLUMÉTRICO DE LODO
Boa	50 – 100
Média	100 – 200
Ruim	200 – 300

FONTE=?

Os dados da Tabela 5.4 são apenas apresentados como referência, pois não se aplicam ao caso de lodos de decantadores primários e de lodos de tanques sépticos.

Material e métodos

Com base em uma adaptação do método apresentada por Barbosa (1998) e Barbosa



FONTE:

Figura 5.11 Coluna de sedimentação utilizada nos ensaios

e Souza (1998), foram avaliadas as condições de sedimentabilidade da mistura, em várias proporções, de lodo séptico com lodo formado nos decantadores primários da ETEB – Norte. A adoção de diferentes proporções de cada tipo de lodo foi concebida para atender às diversas realidades de cargas de lodo de fossas e de tanques sépticos em casos específicos.

Nos ensaios, utilizaram-se sete provetas de vidro graduadas, com capacidade de 1.000 mL cada, adaptadas como colunas de sedimentação. Essas colunas possuem diâmetro interno de 5,5 cm e 44,0 cm de altura total. Foi fixada em cada coluna uma escala de papel milimetrado com marcação para a leitura das alturas, como mostrado na Figura 5.11.

Os ensaios foram realizados com sete configurações diferentes, representan-

do sete combinações de volumes entre as amostras de lodo séptico coletadas e as de lodo primário da ETEB – Norte, de acordo com o esquema apresentado na Tabela 5.5.

Tabela 5.5. Proporções de lodo primário e lodo de fossa utilizadas nos ensaios

Configurações ensaiadas	Coluna 1	Coluna 2	Coluna 3	Coluna 4	Coluna 5	Coluna 6	Coluna 7
% de Lodo de Fossa (LF)	0	7,5	12,5	25	50	75	100
Volume de Lodo Primário (LP)	1.000 mL	925 mL	875 mL	750 mL	500 mL	250 mL	0 mL

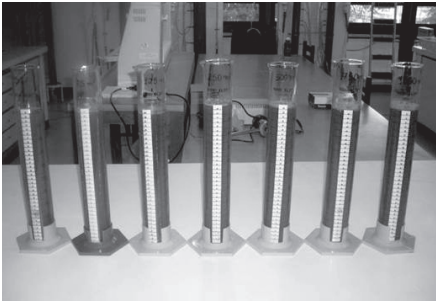
FONTE: UNB/CAESB

As configurações que possuem 7,5 e 12,5% de lodo de fossa ou tanque sépticos foram inseridas para refletir a necessidade de representar uma situação mais realista quanto à porcentagem de lodo séptico que seria adicionada ao afluente a ser tratado numa

ETE, especialmente no Distrito Federal, onde o atendimento populacional de rede de coleta de esgoto é bastante elevado.

A realização dos ensaios de sedimentação seguiu os seguintes procedimentos:

- Homogeneização da amostra de lodo primário e preenchimento das provetas;
- Realização do preenchimento das provetas com a amostra de lodo de fossa homogeneizado;



FONTE:

Figura 5.12

Esquema do ensaio de sedimentação durante o procedimento.

- Homogeneização das provetas simultaneamente, com cuidado para não quebrar os flocos;
- Após a homogeneização, as amostras nos cilindros foram mantidas em repouso por cinco minutos (com o objetivo de evitar possíveis efeitos da aeração);
- Após os cinco minutos de repouso, foi iniciada a contagem do tempo de detenção e as respectivas leituras de alturas de sedimentos, utilizando-se os intervalos de tempo das leituras de: 0; 1; 2; 5; 10; 15; 20; 25; 30; 45; 60; 75 e 90 min.

A Figura 5.12 mostra o esquema das colunas de sedimentação durante o procedimento.

Foram realizados quatro ensaios em que foram utilizadas amostras de lodo coletado com caminhão limpa-fossa, sendo duas de usuários de fossas residenciais, denominadas R1 e R2, e outras duas de usuários comerciais, C1 e C2.

Para a obtenção de uma amostra composta, um tanque com capacidade de 150 L era preenchido com lodo do caminhão em três alíquotas de 50 L, uma no começo, outra no meio e outra no final da descarga do caminhão-fossa.

Objetivando a remoção de sólidos grosseiros da amostra, uma tela de arame com diâmetro de abertura de aproximadamente 1,5 centímetros foi colocada sobre o tanque de 150 litros antes da descarga do caminhão. Após o término da descarga, a amostra retida do tanque era homogeneizada mecanicamente e, com um amostrador, eram retirados os volumes necessários para cada análise laboratorial num total de cerca de 5 L.

As coletas das amostras de lodo primário foram realizadas com amostrador no tanque

de descarga do lodo de fundo do decantador primário da ETEB – Norte, ocorrendo simultaneamente às retiradas de cada amostra de lodo de fossa já descritas.

O acompanhamento do experimento foi complementado com as análises dos parâmetros: DQO, turbidez, sólidos totais e totais voláteis, medidos após o término do ensaio (no tempo igual a 90 minutos), a partir de amostras da parte clarificada, ou sobrenadante, de cada uma das configurações testadas. As amostras brutas de lodo de fossa e lodo primário também foram analisadas quanto a esses parâmetros, além de sólidos suspensos, suspensos voláteis e sólidos sedimentáveis. Os parâmetros analisados e os métodos de análise estão apresentados na Tabela 5.6.

Tabela 5.6. Parâmetros utilizados para análise dos lodos de fossa

PARÂMETRO	MÉTODO	REFERÊNCIA
Sólidos totais	Gravimétrico	Standard Methods 2540B.
Sólidos suspensos	Gravimétrico	Standard Methods 2540D.
Sólidos voláteis	Gravimétrico	Standard Methods 2540E.
Sólidos sedimentáveis	Volumétrico em Cone de Imhoff	Standard Methods 2540 F.
DQO	Refluxo fechado	Standard Methods 5220 D
Turbidez	Nefelométrico	Standard Methods 2130 B.

Resultados e discussões

Ensaio 1 – com a Amostra R1:

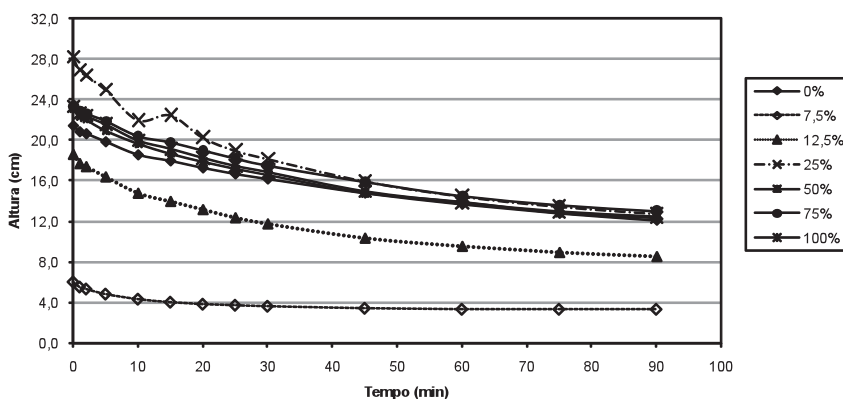


Figura 5.13

Gráfico de sedimentação da amostra R1

A Figura 5.13 apresenta as curvas de sedimentação que resultaram do ensaio com a amostra R1.

Nota-se na Figura 5.13 que os comportamentos das curvas das combinações 50%; 75% e 100% de lodo de fossa mostraram-se bastante similares entre si, bem como a curva de sedimentação do lodo primário (0% LF). Além disso, a configuração com 25% de LF foi a que teve maior variação de altura de sedimentos. Na Tabela 5.7 estão os valores de teor de sólidos determinados nas amostras brutas de lodo primário e lodo de fossa e das amostras da parte clarificada de cada uma das combinações analisadas após o ensaio de sedimentação.

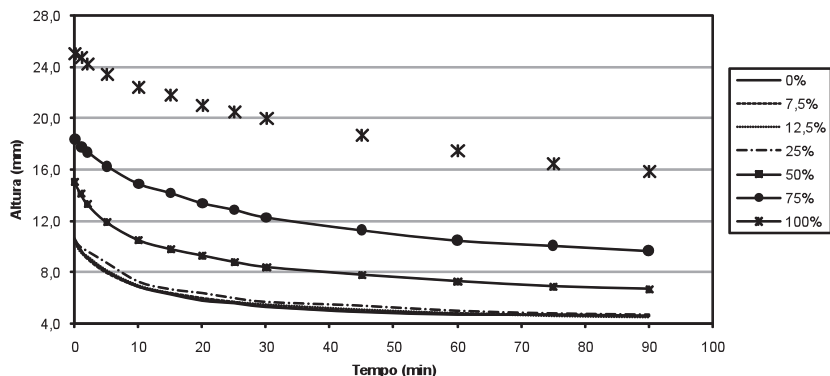
Tabela 5.7. Valores de caracterização das combinações de lodo de fossa quanto ao teor de sólidos

AMOSTRA RESIDENCIAL R1	SÓLIDOS TOTAIS (mg.L ⁻¹)		SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS (mg.L ⁻¹)		SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS (mg.L ⁻¹)	SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS (mg.L ⁻¹)	SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS (mL.L ⁻¹)
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Inicial	Inicial
Lodo Primário (0% LF)	7.475	870	5.845	560	10.820	9.180	490
7,5% LF		995		595			
12,5% LF		875		535			
25% LF		1.215		795			
50% LF		1.180		945			
75% LF		880		585			
Lodo de Fossa (100% LF)	16.540	975	11.945	545	15.610	11.280	70

Nota-se que a concentração de sólidos analisados na amostra R1 é maior na amostra de lodo de fossa do que na de lodo primário, enquanto o volume de sólidos sedimentáveis do lodo primário mostrou-se maior (Tabela 5.7). Houve boa remoção de sólidos totais e totais voláteis para todas as combinações, não havendo influência significativa da presença do lodo de fossa.

A Figura 5.14 apresenta as curvas de sedimentação que resultaram do ensaio com a amostra R2.

Todas as combinações analisadas e apresentadas tiveram curvas com comportamentos análogos entre si, com as das configurações de 0%; 7,5%; 12,5% e 25% de lodo de fossa ficando praticamente sobrepostas (Figura 5.14). Observa-se também que a amostra de lodo primário foi a que obteve menor altura de material sedimentado e que tal valor foi maior quanto maior fosse a porcentagem de lodo de fossa das amostras.



FORNTE: UNB/CAESB

Figura 5.14 Gráfico de sedimentação da amostra R2

Na Tabela 5.8 estão os valores de teor de sólidos encontrados nos dois tipos de lodo analisados antes e após o ensaio de sedimentação.

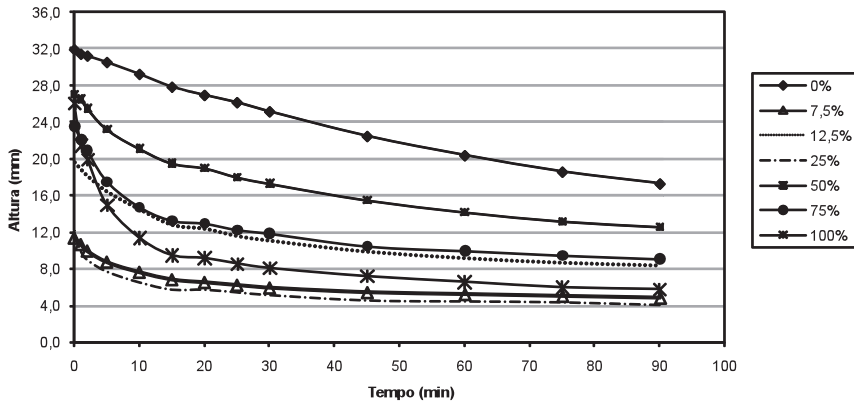
Tabela 5.8. Valores de caracterização dos lodos primário e de fossa quanto ao teor de sólidos

AMOSTRA RESIDENCIAL R2	SÓLIDOS TOTAIS (mg.L ⁻¹)		SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS (mg.L ⁻¹)		SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS (mg.L ⁻¹)	SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS (mg.L ⁻¹)	SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS (mL.L ⁻¹)
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Inicial	Inicial
Lodo primário (0% LF)	1.165	895	775	635	2.220	1.980	190
7,5% LF		855		530			
12,5% LF		870		575			
25% LF		1.165		975			
50% LF		1.250		1085			
75% LF		955		700			
Lodo de fossa (100% LF)	9.580	955	5.625	560	9.310	6.180	14

FORNTE: UNB/CAESB

Semelhantemente ao observado na amostra R1 (Tabela 5.7), a concentração de sólidos do lodo de fossa foi maior que a do lodo primário para os parâmetros sólidos totais, totais voláteis suspensos totais e suspensos totais voláteis, enquanto o volume de

sólidos sedimentáveis obtido foi maior para a amostra de lodo primário (Tabela 5.8).



FONTE: UNB/CAESB

Figura 5.15 Gráfico de sedimentação da amostra C1

Ensaio 3, com a Amostra C1

A Figura 5.15 apresenta as curvas de sedimentação que resultaram do ensaio com a amostra C1.

Ao analisar o gráfico apresentado na Figura 5.15, pode-se observar que o comportamento da curva de sedimentação do lodo primário (0%) foi a que obteve maiores valores de altura de material sedimentado, contrariamente ao ocorrido com a amostra R2, na qual o lodo primário foi o que mostrou valores mais baixos dentre todas as configurações analisadas (Figura 5.14). A curva com comportamento mais irregular foi a de lodo de fossa (100%), com uma queda mais acentuada na altura de sedimentos nos primeiros 15 minutos.

Na Tabela 5.9 estão os valores de teor de sólidos encontrados nos dois tipos de lodo

analisados antes e após o ensaio de sedimentação.

Tabela 5.9. Valores de caracterização dos lodos primário e de fossa quanto ao teor de sólidos

ENSAIO AMOSTRA C1	SÓLIDOS TOTAIS (mg.L)		SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS (mg.L ⁻¹)		SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS (mg.L ⁻¹)	SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS (mg.L ⁻¹)	SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS (mL.L ⁻¹)
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Inicial	Inicial
Lodo primário (0% LF)	7.425	1.090	5.235	610	5.940	4.260	200
7,5% LF		1.105		670			
12,5% LF		1.465		875			
25% LF		1.535		1085			
50% LF		1.435		855			
75% LF		1.425		870			
Lodo de fossa (100% LF)	9.485	1.635	6.800	1.060	9.280	7.910	450

De acordo com os valores apresentados na Tabela 5.9, pode-se observar que os valores de sólidos totais de lodo de fossa foram maiores que os de lodo primário, sendo que o percentual de sólidos totais voláteis no segundo é maior que no lodo de fossa. Entretanto, o teor de sólidos suspensos foi maior no lodo de fossa. Quanto aos resultados de remoção de sólidos totais obtidos após a sedimentação, não foi observada diferença significativa entre as configurações, tendo sido obtidos valores altos de remoção.

Ensaio 4, com a Amostra C2

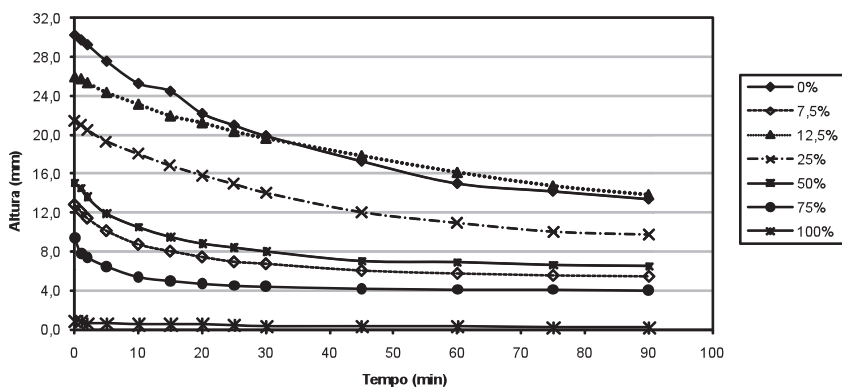


Figura 5.16

Gráfico de sedimentação da amostra C2

As Figuras 5.16 apresentam as curvas de sedimentação que resultaram do ensaio com a amostra C2.

Houve uma baixa sedimentação do lodo de fossa durante o ensaio, ficando a altura de sedimentos abaixo de 0,3 cm (Figura 5.16). Nota-se também que, para esta amostra, as combinações com maior porcentagem de lodo de fossa obtiveram menores valores de altura de material decantado do que aquelas com maior volume de lodo primário, contrariamente ao observado no ensaio de sedimentação da amostra R2 (Figura 5.14).

Os valores de sólidos encontrados na amostra de lodo de fossa mostram que os seus valores iniciais ficaram menores que os de lodo primário (Tabela 5.10), contrariamente aos valores encontrados nas amostras de usuários residenciais (Tabelas 5.7 e 5.8). Houve grande remoção de sólidos do lodo primário, o que significa que a adição do lodo de fossa diminuiu o desempenho da sedimentação do lodo primário, tendo as configurações com maior porcentagem de lodo de fossa um desempenho menos eficiente quanto à remoção de sólidos totais e totais voláteis.

Tabela 5.10. Valores de caracterização dos lodos primário e de fossa quanto ao teor de sólidos

ENSAIO AMOSTRA C2	SÓLIDOS TOTAIS (mg.L ⁻¹)		SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS (mg.L ⁻¹)		SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS (mg.L ⁻¹)	SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS (mg.L ⁻¹)	SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS (mL.L ⁻¹)
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Inicial	Inicial
Lodo primário (0% LF)	6.470	555	5.145	450	3.260	3.670	26
7,5% LF		725		485			
12,5% LF		900		670			
25% LF		810		660			
50% LF		935		595			
75% LF		1.160		570			
Lodo de fossa (100% LF)	3.275	1.655	1.340	895	1.210	1.633	110

FONTE: UNB/CAESB

A velocidade de sedimentação da interface de separação das fases líquida e sólida das configurações analisadas foi obtida graficamente através das curvas de sedimentação analisadas. Tais valores foram determinados por meio da inclinação do trecho retilíneo

de cada curva obtida e são apresentados na Tabela 5.11.

Tabela 5.11. Valores de velocidade de sedimentação encontrados nas configurações analisadas

AMOSTRAS	R3	R5	C1	C2
	Velocidade de Sedimentação (mh ⁻¹)	Velocidade de Sedimentação (mh ⁻¹)	Velocidade de Sedimentação (mh ⁻¹)	Velocidade de Sedimentação (mh ⁻¹)
Lodo Primário (0% LF)	0,16	0,19	0,13	0,58
7,5% LF	0,01	0,19	0,14	0,23
12,5% LF	0,19	0,17	0,26	0,13
25% LF	0,33	0,18	0,18	0,15
50% LF	0,14	0,24	0,30	0,27
75% LF	0,11	0,19	0,49	0,16
Lodo de fossa (100% LF)	0,18	0,11	0,88	0,01

FORNTE: UNB/CAESB

Nota-se (Tabela 5.11) que os valores de velocidade de sedimentação apresentados nas diversas configurações testadas foram bastante divergentes, especialmente os obtidos nos ensaios com C1 e C2. Já nas amostras com R1 e R2, observa-se que as velocidades do lodo primário possuem valores similares entre si, bem como os de lodo de fossa, com os valores mais altos tendo sido obtidos com as configurações 25% LF em R1 e 50% LF em R2.

Como não há ainda um parâmetro para analisar o desempenho de lodos estabilizados, optou-se por utilizar o Índice Volumétrico do Lodo (IVL) (Equação 5.2), geralmente utilizado na avaliação do desempenho do processo de lodos ativados, para tentar relacionar e avaliar a sedimentabilidade das amostras analisadas. Sugere-se, então, que tal índice, relacionado aos lodos já estabilizados, seja chamado Índice de Sedimentabilidade de Lodo (ISL), e assim como o IVL seja definido como o volume ocupado por 1 g de lodo após 30 minutos de decantação.

Sendo assim, o ISL foi calculado para as amostras de lodo de fossa e lodo primário utilizados nos ensaios e os valores obtidos foram apresentados na Tabela 5.12.

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 5.12, pode-se notar que os valores de índice de sedimentabilidade de lodo (ISL) do lodo de fossa foram menores que os do lodo primário para todas as amostras analisadas, ou seja, os lodos de fossas apresentaram melhor sedimentabilidade. Os valores encontrados nas amostras R1 e R2 foram bastante semelhantes, enquanto os valores de C1 e C2 apresentaram maior diferença

entre a sedimentabilidade do lodo de fossa ou tanque séptico e o lodo primário.

Tabela 5.12. Valores de ISL calculados para as amostras analisadas

AMOSTRAS	R3	R5	C1	C2
	ÍVL (mLg ⁻¹)	ÍVL (mLg ⁻¹)	ÍVL (mLg ⁻¹)	ÍVL (mLg ⁻¹)
Lodo primário (0% LF)	45,4	72,3	128,6	185,0
Lodo de fossa (100% LF)	32,8	65,1	69,9	7,8

FONTES: UNB/CAESB

A Tabela 5.13 mostra os resultados de DQO medidos no lodo séptico e no lodo primário antes do ensaio de sedimentação, e os valores obtidos nas várias misturas dos dois lodos no líquido sobrenadante após a sedimentação.

Tabela 5.13. Valores de DQO medidos após os ensaios e de DQO inicial do lodo de fossa e do lodo primário

AMOSTRAS	R1		R2		C1		C2	
	DQO final (mg.L ⁻¹)	DQO inicial (mg.L ⁻¹)	DQO final (mg.L ⁻¹)	DQO inicial (mg.L ⁻¹)	DQO final (mg.L ⁻¹)	DQO inicial (mg.L ⁻¹)	DQO final (mg.L ⁻¹)	DQO inicial (mg.L ⁻¹)
Lodo primário	939	2.575	808	1.070	1.022	4.610	925	4.010
7,5% LF	862		815		1.392		979	
12,5% LF	919		816		1.489		1.061	
25% LF	900		665		1.870		940	
50% LF	760		710		2.185		980	
75% LF	690		635		2.600		820	
Lodo de fossa	780	15.373	555	8.293	3.565	16.160	1.970	2.757

FONTES: UNB/CAESB

Observa-se na Tabela 5.13 que os valores de DQO diminuíram bastante após o ensaio em relação aos valores iniciais dos lodos de fossa e primário em todas as análises. Essa diminuição foi mais acentuada quanto maior era a concentração de lodo de fossa em relação ao lodo primário para as amostras R1 e R2. Já nas amostras comerciais de fossa C1 e C2, a remoção de DQO não teve alteração significativa com a adição do lodo séptico, excetuando-se a amostra de lodo de fossa de C2, na qual a remoção foi menor.

A Tabela 5.14 mostra os resultados de turbidez medidos no lodo séptico e no lodo primário antes do ensaio de sedimentação e os valores obtidos nas várias misturas dos dois lodos no líquido sobrenadante após a sedimentação.

De acordo com os valores obtidos de turbidez apresentados na Tabela 5.14, nota-se uma grande discrepância entre os valores obtidos no lodo primário e entre os valores de lodo

de fossa de amostras residenciais e comerciais. A influência negativa da adição do lodo séptico na remoção de turbidez ocorreu nas amostras C1 e C2 e positiva em R1 e R2.

Tabela 5.14. Valores de turbidez obtidos após os ensaios e iniciais do lodo de fossa e do lodo primário

AMOSTRAS	R1		R2		C1		C2	
	Turbidez final (NTU)	Turbidez inicial (NTU)	Turbidez final (NTU)	Turbidez inicial (NTU)	Turbidez final (NTU)	Turbidez inicial (NTU)	Turbidez final (NTU)	Turbidez inicial (NTU)
Lodo primário	268	8.470	268	547	215	328	224	1.980
7,5% LF	296		362		431		302	
12,5% LF	343		403		469		303	
25% LF	362		486		603		372	
50% LF	376		559		606		417	
75% LF	496		699		896		514	
Lodo de fossa	610	5.980	968	6.540	1.000	2.850	811	1.150

FONTE: UNB/CAESB

Conclusões

Houve um efeito negativo na sedimentabilidade do lodo primário ao combiná-lo com lodo séptico nas amostras de estabelecimentos comerciais de usuários de fossa ou tanque séptico, onde se pode notar um menor teor de sólidos iniciais de lodo de fossa ou tanque séptico em relação ao lodo primário.

Houve grandes remoções de sólidos, de DQO e de turbidez ao final dos ensaios de sedimentação, indicando que grande parte da carga adicionada através do lançamento de lodos sépticos pode ser diminuída com a utilização de decantadores que já recebem esgotos.

Os valores obtidos para as velocidades de sedimentação não apresentaram tendências nítidas, levando a crer que esse parâmetro não deverá ser utilizado para interpretação do impacto de descargas de lodos de fossas e tanques sépticos nos sistemas de decantação de esgotos sanitários.

Quando foram testadas as amostras de fossas residenciais, nos ensaios com as amostras onde os teores iniciais de sólidos do lodo de fossa foram maiores que o primário, foram obtidas maiores eficiências quanto maior a porcentagem de lodo de fossa, enquanto nas amostras de estabelecimentos comerciais foi observada influência negativa nas remoções de sólidos e de turbidez do lodo de fossa ou tanque séptico.

Foi proposto um novo índice para determinar o desempenho da sedimentabilidade de lodos estabilizados baseado no Índice Volumétrico do Lodo (IVL), o Índice de Sedimen-

tabilidade do Lodo (ISL), faltando ainda determinar faixas de classificação da sedimentabilidade para uma avaliação deste tipo de resíduo e sua aplicação em decantadores primários e adensadores por gravidade.

A análise do Índice de Sedimentação do Lodo (ISL) mostrou que a sedimentabilidade do lodo séptico foi melhor que a do lodo primário em todas as amostras, indicando que, segundo esse critério, a sedimentabilidade do lodo primário não é influenciada negativamente pela combinação com o lodo séptico nos processos de sedimentação.

É possível obter informações sobre tendências de comportamento e o impacto da descarga dos lodos de fossas e tanques sépticos usando-se a técnica proposta nos sistemas de sedimentação considerados como sistemas únicos ou associados a outros processos, e nos casos em que os lodos de fossas e tanques sépticos forem tratados isoladamente ou combinados com o tratamento de esgoto sanitário.

Como nesta pesquisa foram empregados lodos primários com lodos advindos de fossas e tanques sépticos, seus resultados podem ser úteis para o entendimento de adensadores que receberão essa mistura.

Como a sedimentação é diretamente proporcional ao teor de sólidos presentes, os resultados obtidos também podem ser aplicados a decantadores primários, desde que se estabeleça a correlação entre os valores de sólidos iniciais das amostras de sólidos do lodo de fossa e do afluente dos decantadores a serem analisados.

5.5.2 FAE/ SANEPAR

Introdução

A disposição inadequada de esgoto doméstico no solo, rios, lagos e oceanos é comum em países em desenvolvimento, ocasionando uma série de efeitos deletérios ao meio ambiente e à saúde humana. Buscando minimizar este problema, difundiu-se a utilização de fossas e tanques sépticos como sistema individual de tratamento de esgoto, demonstrando-se ao longo dos anos que se trata de uma alternativa eficiente, de simples operação e compacta, porém, de custo elevado. No Brasil, segundo os dados da Pesquisa Nacional por Amostra em Domicílios (PNAD, 2007), a adoção deste tipo de sistema corresponde a 42% de toda a destinação do esgoto no país, o que significa aproximadamente 13 milhões de edificações atendidas pelo sistema (IBGE, 2009).

O lodo séptico retirado desse tratamento apresenta grande potencial poluidor devido às suas características variadas, como quantidade de material orgânico, patogenicidade e atração de vetores. Para tanto, aconselha-se o tratamento do lodo gerado de forma a minimizar os seus efeitos. Este tratamento pode ocorrer de forma isolada: como o uso de biodigestores anaeróbicos, lagoas, *wetlands*, estabilização alcalina (calagem),

secagem com calor e valas de infiltração e, por fim, a destinação em aterros; ou de forma combinada a outro sistema de tratamento de águas residuárias domésticas (KLINGEL *et al*, 2002; EPA, 1995).

Devido às características variadas do lodo de fossas e tanques sépticos, o lodo tratado concomitantemente a águas residuárias não assegura o seu tratamento no momento da simples inserção do lodo no sistema. Teores muito altos de matéria orgânica e outros problemas operacionais podem resultar na diminuição significativa da eficiência do tratamento. Resch (1982) *apud* Heinss e Strauss (1999) verificou que as cargas intermitentes de lodo séptico, aplicado a um sistema de lodo ativado, resultaram na deterioração da ordem de 20 a 30% na eficiência da remoção de DBO, em relação ao fornecimento de carga contínua ao sistema. Para tanto, alguns critérios e parâmetros deverão ser analisados para uma boa operação do sistema de tratamento combinado para que não haja detrimento do efluente final.

Além de sua grande variabilidade, o lodo séptico apresenta algumas outras características que não podem deixar de ser ponderadas. Segundo EPA (1984), o lodo séptico possui má sedimentabilidade. Para sistemas de tratamento que dependem da capacidade de sedimentação do lodo, como tanques de sedimentação, por exemplo, é de extrema importância que sejam feitos ensaios para verificar a capacidade de sedimentação do lodo ou da mistura de lodo e esgoto doméstico (HEINSS; STRAUSS, 1999). A concentração elevada de óleos e graxas (acima de 300 mg.L^{-1}) é fator de extrema importância que pode afetar negativamente a capacidade de sedimentação.

Algumas recomendações já foram levantadas quanto ao tratamento combinado de lodo séptico. O lodo deverá ser submetido a tratamento preliminar antes de ser aplicado no sistema de tratamento. O objetivo desta operação é remover materiais grosseiros e areia que possam ser inadequados aos processos biológicos e prejudicar a operação do sistema, causando entupimentos de tubulações e danos em bombas hidráulicas. A malha da peneira deve estar próxima a 13 mm (XCG, 2005). Heinss e Strauss (1999) recomendam que o lodo séptico esteja diluído antes de sua aplicação, possivelmente para diminuir os efeitos de choque de carga que o lodo séptico pode causar ao sistema. O pré-tratamento poderá ser feito em unidade independente ou à montante do sistema, dependendo da proposta do tratamento combinado.

Alguns estudos já foram realizados para verificar o impacto do lodo séptico em sistemas de tratamento de águas residuárias. Godoy *et al* (2007) estudaram o efeito de descarga de caminhões limpa fossa em Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) de pequeno porte, no caso um sistema de Reatores UASB + Biofiltro Aerado Submerso (BAS), para 800 pessoas. O lodo, aparentemente diluído, é descarregado três vezes por semana, havendo de seis a oito lançamentos de 3 m^3 , em cada descarte. Os autores

concluíram que, após a estabilização do reator UASB, o impacto do lançamento do lodo, na quantidade de 4% da vazão afluyente, foi absorvido.

Objetivo

Este trabalho propõe-se a divulgar os resultados preliminares dos estudos da eficiência do tratamento de lodo de fossa e de tanques sépticos pré-tratado combinado com esgoto bruto em reatores UASB em escala piloto.

Material e métodos

A pesquisa foi realizada nas dependências da ETE Belém da Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), localizada no Município de Curitiba (PR), onde está instalada a estação experimental utilizada para o desenvolvimento do projeto. O piloto possui 3 reatores UASB construídos em tubos de concreto, com diâmetro de 0,80 m por 4 m de altura, tendo em sua concepção um decantador interno e gasômetro fabricado em fibra de vidro (Figura 5.17.). Os três reatores foram utilizados para o projeto, cada um deles recebendo $250 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$ de esgoto bruto. Esta vazão corresponde à contribuição de uma população equivalente a 44 pessoas e o tempo de detenção hidráulico do reator é de aproximadamente oito horas (AISSE, 2002). Para a realização das pesquisas para o tratamento combinado, foram avaliadas as seguintes condições de operação nos três reatores anaeróbios T1, T2 e T3 onde: T1 - mistura esgoto + lodo séptico (dosagem 1); T2 - mistura esgoto-lodo séptico (dosagem 2) e T3 - branco (apenas esgoto sanitário). Os dados preliminares apresentados neste trabalho correspondem ao período de fevereiro a dezembro de 2008.

Para o desenvolvimento deste experimento, foi construído um canal elevado em concreto (amostrador), com grade e medidor de vazão, onde foram feitas as descargas dos caminhões. O amostrador funcionou como um pré-tratamento do lodo séptico, além de possibilitar a coleta padronizada das amostras individuais para compor uma amostra representativa. A grade, fabricada em ferro fundido e com espaçamento de 5 mm entre barras, teve o objetivo de reter materiais grosseiros, que possam estar presentes no lodo, e a medição da vazão, realizada através de uma calha Parshall, pré-fabricada em fibra de vidro e com dimensão $W=3''$, teve como função o controle da tomada das alíquotas das amostragens.

A ETE Belém recebe caminhões limpa-fossa que dispõem o lodo séptico em um canal específico à montante da elevatória da estação. Os caminhões utilizados na pesquisa foram selecionados na entrada da estação somente após a liberação dos mesmos pelos funcionários da empresa de saneamento que fazem o monitoramento do pH, que serve como parâmetro de aceitação do lodo séptico para a disposição na ETE. Valores de

pH abaixo de 5,0 ou acima de 10,0 não são aceitos pela empresa, pois podem interferir negativamente na qualidade do tratamento da estação. Outro parâmetro de seleção é o tempo entre esgotamentos das fossas ou tanques sépticos. Muitos dos caminhões que descarregam na ETE Belém são caminhões contratados por empresas que fazem esgotamentos frequentes (até mesmo diários) de suas fossas, não permitindo a digestão da matéria orgânica solúvel e a formação de sólidos com características sépticas, descaracterizando o objeto da pesquisa. Com o auxílio dos operadores do caminhão, o lodo séptico foi bombeado sob pressão ao canal elevado pela mangueira de coleta dos próprios caminhões, utilizando o registro esfera na saída do mesmo para regular a saída do lodo para que o lodo tenha uma vazão constante de descarte. O tempo médio de descarga dura cerca de 20 minutos, variando de acordo com o volume do caminhão (Figura 5.18 e 5.19).

O amostrador possui um sistema de comportas metálicas, acionadas manualmente logo após o medidor de vazão, de forma a separar as vazões, ora para descarte (ETE Belém), quando o volume do caminhão for maior do que o volume útil do tanque adensador, ora para o tanque adensador e a para a coleta de amostra.



FONTE:

Figura 5.17

Instalação Piloto para o tratamento de esgotos junto à ETE Belém.

Notou-se nos descartes que o lodo séptico apresenta grandes variações quanto à concentração de sólidos. De maneira geral, a parte com maior sedimentabilidade fica armazenada no fundo do caminhão; no momento do descarte uma parte mais concentrada é descartada primeiro e, em seguida, uma fração mais líquida do lodo a substitui, tornando-se mais concentrada a medida que o descarte termina. A Figura 5.20 demonstra a concentração de sólidos totais do lodo séptico descartado em relação ao tempo de descarte do lodo.

Para a coleta de amostras, foi estabelecida a retirada de uma alíquota no início do descarte no amostrador, outra no



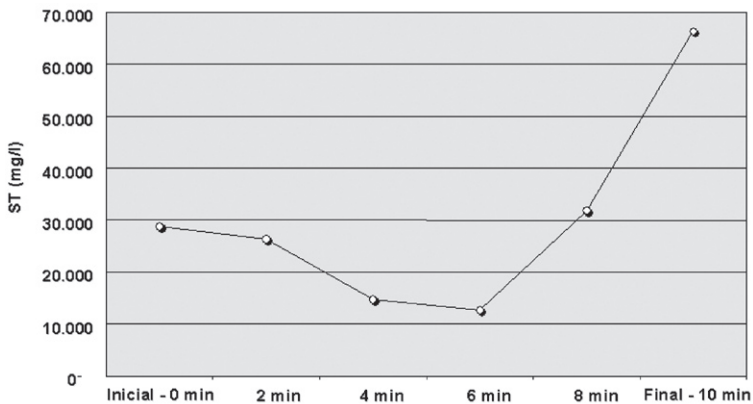
FONTE: FAE/SANEPAR

Figura 5.18

Sistema amostrador seguido por adensador

Figura 5.19

Descarte do lodo no amostrador



FONTE: FAE/SANEPAR

Figura 5.20

Concentração de Sólidos Totais em mg/L de lodo séptico de um caminhão limpa-fossa em relação ao tempo de descarte (14/05/2008)

final e de uma alíquota a cada tantos minutos de descarte, o suficiente para compor uma amostra constituída de um total de dez alíquotas proporcionais à vazão. O tempo das tomadas das alíquotas intermediárias era estimado de acordo com o volume do caminhão para uma vazão de $20 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, o qual se procurou atender durante o descarte.

Na saída do sistema amostrador, foi instalada uma unidade para adensamento do lodo, que objetiva separar o excesso de gordura que possa estar presente no lodo e

Quadro 5.2. Parâmetros e frequência de análise utilizadas no monitoramento

MONITORAMENTO	PARÂMETROS	FREQUÊNCIA
Tanque de armazenamento	DQO, Sólidos Totais.	Semanal
Esgoto bruto	Temperatura, Acidez, Alcalinidade, DBO, DQO, Fosfato, pH, Sólidos Sedimentáveis, Sólidos Totais, Fixos e Voláteis, Sólidos Suspensos Fixos e Voláteis	Semanal
UASB	Temperatura, Acidez, Alcalinidade, DBO, DQO, Fosfato, pH, Sólidos Sedimentáveis, Sólidos Totais, Fixos e Voláteis, Sólidos Suspensos Fixos e Voláteis	Semanal
UASB (lodo)	Sólidos Totais, Fixos e Voláteis	A cada 20 dias

FONTE: FAE/SANEPAR

Resultados e discussão

Operação em tratamento combinado dos reatores anaeróbios

A operação dos reatores resultou em quatro partes distintas. A primeira, caracterizada pela pré-operação dos reatores UASB trabalhando de forma intermitente, foi iniciada em fevereiro de 2008, e teve duração de aproximadamente um mês. Esta fase teve o objetivo de instalar e calibrar os equipamentos que foram utilizados na pesquisa. O período entre março e a segunda quinzena de maio de 2008 compreendeu a fase de "partida", na qual cada reator começou a receber de forma contínua o esgoto bruto em $250\text{L}\cdot\text{h}^{-1}$. Os dados analíticos correspondentes a estes dois períodos não estão sendo levados em consideração devido à intermitência da operação e à esporadicidade das análises.

A partir de março de 2008, iniciou-se a fase de monitoramento dos reatores UASB que perdurou até outubro do mesmo ano, sem a adição de lodo séptico. Esta fase ajudou a identificar semelhanças, diferenças e ajustes na operação dos reatores de forma a acompanhar as variações de maneira mais sensível no momento do acréscimo de lodo. A primeira inserção de lodo séptico ocorreu em outubro de 2008 com dosagem inicialmente diferente entre os reatores T1 e T2, mas devido a complicações com a bomba dosadora, optou-se por manter a mesma dosagem em ambos os reatores, permanecendo o reator T3 como reator branco, sem adição de lodo séptico. O Quadro 5.3 resume a cronologia e as várias etapas do Tratamento Combinado de Lodo em UASB.

Quadro 5.3. Cronologia da operação dos reatores UABS piloto, ETE Belém

Pré-Operação				Partida				Monitoramento								Dosagem																											
FEV / 08				MAR / 08				ABR / 08				MAI / 08				JUN / 08				JUL / 08				AGO / 08				SET / 08				OUT / 08				NOV / 08				DEZ / 08			
1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
																1				2				3				4				5											

Dosagem de lodo séptico

Na primeira semana de outubro de 2008 iniciou-se a aplicação de lodo séptico nos reatores. Pensando-se em carga orgânica, estimou-se a vazão de 110 L.dia⁻¹ de lodo como sendo ideal para a primeira dosagem, porém a bomba peristáltica dosadora de lodo, pela sua natureza, acabou separando a fase líquida da sólida do lodo no esmagamento da mangueira, fazendo com que o sólido segregado obstruísse as tubulações que enviavam lodo aos reatores. Operacionalmente, o teor de sólidos passou a ser o principal limitante do sistema instalado. Foram testadas três dosagens específicas: 0,11 kg ST.dia⁻¹; 0,33 kg ST.dia⁻¹ e 0,45 kg ST.dia⁻¹, procurando-se identificar a capacidade de trabalho da bomba dosadora. O valor de 0,45 kg ST.dia⁻¹ demonstrou ser o valor limite para o trabalho, valores acima deste impediam o bom funcionamento da bomba. Este limite para uma vazão de lodo de 110 L.dia⁻¹ adotado resultaria, para a capacidade de trabalho da bomba, que o lodo séptico tivesse no máximo um teor de 4.000 mg.L⁻¹. Quando os valores são superiores ao limite, o lodo é diluído com água de reúso (efluente) da ETE Belém para que alcance o valor desejado.

Para a primeira aplicação de lodo séptico nos reatores, foram necessários três descarregamentos. O lodo séptico bruto foi caracterizado e acondicionado para as condições limitantes da aplicação nos reatores. A Tabela 5.15 apresenta os dados de caracterização e o período do lodo aplicado nos reatores, assim como sua referência quanto ao abastecimento de lodo bruto pelos caminhões.

Eficiência dos reatores com lodo séptico

As Tabelas 5.16. a 5.19 apresentam o desempenho dos reatores anaeróbios, durante o período denominado de monitoramento, isto é, sem a dosagem de lodo anaeróbio.

Tabela 5.15. Caracterização do lodo adequado as condições limites do experimento

LODO SÉPTICO DILUÍDO

Lodo	Período	Temp. Ambiente oC	Temp. Amostra oC	Alcalinidade (mg/L)	DQO (mg/L)	pH	ST (mg/L)	STF (mg/L)	STV (mg/L)
1	01/10 – 23/10/08	27,1	27,1	408,2	540	7,05	4.536	1.698	2.838
2	23/10 – 11/11/08	22,0	22,0	259,0	2.200	7,60	2.330	968	1.362
3	11/11 – 20/12/08	22,3	22,3	402,0	4.100	7,48	3.944	2.162	1.782

FONTE: FAE/SANEPAR

Tabela 5.16. Resultados da caracterização do esgoto sanitário na entrada dos três reatores anaeróbios na fase de monitoramento

T1, T2 e T3	DATA	TEMP. AMOSTRA °C	ACIDEZ (mg/L)	ALCALINIDADE (mg/L)	DBO (mg/L)	DOO (mg/L)	FOSFATO (mg/L)	pH	S.SED. (mg/L)	ST (mg/L)	STF (mg/L)	STV (mg/L)
Esgoto Bruto Afluente	16/05/08	20,3	****	****	190	650	13,8	6,9	13,0	400	208	192
	28/05/08	22,6	****	****	300	583	****	7,0	28,0	400	208	192
	03/06/08	19,3	****	****	120	528	****	7,1	8,0	400	208	192
	10/06/08	20,7	****	****	140	292	10,0	7,5	1,7	476	296	180
	17/06/08	18,6	****	****	200	293	11,7	7,0	4,5	508	232	276
	24/06/08	18,3	32,0	151,8	270	541	25,0	7,3	7,0	508	232	276
	01/07/08	19,3	26,0	171,2	280	515	19,2	7,2	5,0	****	****	****
	08/07/08	20,1	38,5	172,6	235	394	16,5	7,2	0,5	512	284	228
	15/07/08	20,2	28,4	216,6	540	998	38,5	7,2	15,0	1108	512	596
	24/07/08	20,3	****	****	****	663	****	7,1	8,5	****	****	****
	31/07/08	19,8	31,9	****	270	448	18,4	6,9	2,5	****	****	****
	07/08/08	20,4	****	****	270	420	14,8	7,3	10,0	572	292	280
	13/08/08	17,6	61,7	****	290	478	7,9	7,1	13,0	632	308	324
	19/08/08	23,0	****	****	380	537	30,4	7,4	86,0	****	****	****
26/08/08	21,9	40,4	216,2	****	491	23,9	7,7	5,5	****	****	****	
01/09/08	21,1	22,2	180,0	380	583	25,3	7,2	8,5	492	252	240	
09/09/08	18,7	24,6	151,6	330	510	6,1	7,3	7,0	516	224	292	
16/09/08	20,0	25,4	162,4	430	663	8,2	7,0	7,5	784	356	428	
23/09/08	19,2	****	****	310	584	****	7,0	4,0	****	****	****	
Máximo	23,0	61,7	216,6	540	998	38,5	7,7	86,0	1108,0	512,0	596,0	
Mínimo	17,6	22,2	151,6	120	292	6,1	6,9	0,5	400,0	208,0	180,0	
Média	20,1	32,3	177,8	290	535	18,0	7,2	12,4	562,2	277,8	284,3	
Percentil 25%	19,3	25,4	159,8	235	463	10,9	7,1	4,8	476,0	224,0	192,0	
Percentil 75%	20,6	32,0	189,1	330	583	24,5	7,3	11,5	572,0	296,0	292,0	
Desvio Padrão	1,4	12,0	25,7	104,3	154,7	9,2	0,2	18,8	194,4	84,0	115,8	

FONTE: FAE/ANEPA

Tabela 5.17. – Resultados do monitoramento do esgoto sanitário na saída do reator anaeróbio T1

T1	DATA	TEMP. AMOSTRA °C	ACIDEZ (mg/L)	ALCALINIDADE (mg/L)	DBO (mg/L)	DOO (mg/L)	FOSFATO (mg/L)	pH	S.SED. (mg/L)	ST (mg/L)	STF (mg/L)	STV (mg/L)
	16/05/08	****	14,0	104,4	91	220	12,5	7,00	2,5	312	169	143
	28/05/08	****	36,1	15,0	83	140	11,8	6,79	0,1	391	266	125
	03/06/08	****	102,8	236,4	131	180	13,6	6,88	0,1	338	317	21
	10/06/08	****	70,2	90,0	120	350	16,5	7,30	0,7	365	246	119
	17/06/08	****	35,0	122,4	82	210	9,2	6,98	1,7	255	140	115
	24/06/08	****	68,6	180,4	116	210	15,1	6,92	1,5	332	186	146
	01/07/08	****	48,5	187,8	86	110	8,4	6,93	0,9	296	192	104
	08/07/08	****	45,7	198,6	130	260	15,7	7,44	1,2	290	136	154
	15/07/08	****	115,0	256,4	117	320	14,1	7,43	0,1	858	234	624
	24/07/08	****	130,8	326,4	157	270	21,9	7,04	<0,1	446	288	158
	31/07/08	21,3	71,4	191,0	103	280	11,7	7,04	<0,1	378	192	186
	07/08/08	18,1	99,6	203,8	121	210	17,1	6,78	0,2	282	280	2
	13/08/08	20,3	117,9	192,4	74	230	11,8	6,89	0,1	****	****	****
	19/08/08	24,0	167,7	201,6	34	90	8,8	7,00	0,1	248	174	74
	26/08/08	24,4	102,5	233,8	61	240	16,9	6,76	0,2	298	182	116
	01/09/08	22,2	80,4	200,6	****	150	16,2	6,84	<0,1	296	190	106
	09/09/08	24,3	31,9	233,8	****	80	5,1	6,75	<0,1	362	250	112
	16/09/08	18,7	55,7	206,2	89	190	4,9	6,82	1,2	332	224	108
	23/09/08	20,0	64,2	191,0	86	90	4,7	6,82	0,7	254	160	94
	Máximo	27,2	167,7	326,4	157	350	21,9	7,4	4,5	858,0	317,0	624,0
	Mínimo	18,1	14,0	15,0	34	80	2,1	6,5	0,1	248,0	136,0	2,0
	Média	22,0	74,4	187,8	96	202	11,9	6,9	1,0	349,2	212,2	137,0
	Percentil 25%	20,2	45,7	180,4	83	140	8,7	6,8	0,1	288,0	180,0	101,5
	Percentil 75%	24,2	102,5	217,2	119	260	15,8	7,0	1,3	368,3	247,0	148,0
	Desvio Padrão	2,8	38,8	64,9	31	78	5,1	0,2	1,2	131,5	50,2	123,4

FONTE: FAE/ANEPA

Tabela 5.18. Resultados do monitoramento do esgoto sanitário na saída do reator anaeróbio T2

T1	DATA	TEMP. AMOSTRA °C	ACIDEZ (mg/L)	ALCALINIDADE (mg/L)	DBO (mg/L)	DOO (mg/L)	FOSFATO (mg/L)	pH	S.SED. (mg/L)	ST (mg/L)	STF (mg/L)	STV (mg/L)
	16/05/08	****	14,0	104,4	91	220	12,5	7,00	2,5	312	169	143
	28/05/08	****	36,1	15,0	83	140	11,8	6,79	0,1	391	266	125
	03/06/08	****	102,8	236,4	131	180	13,6	6,88	0,1	338	317	21
	10/06/08	****	70,2	90,0	120	350	16,5	7,30	0,7	365	246	119
	17/06/08	****	35,0	122,4	82	210	9,2	6,98	1,7	255	140	115
	24/06/08	****	68,6	180,4	116	210	15,1	6,92	1,5	332	186	146
	01/07/08	****	48,5	187,8	86	110	8,4	6,93	0,9	296	192	104
	08/07/08	****	45,7	198,6	130	260	15,7	7,44	1,2	290	136	154
	15/07/08	****	115,0	256,4	117	320	14,1	7,43	0,1	858	234	624
	24/07/08	****	130,8	326,4	157	270	21,9	7,04	<0,1	446	288	158
	31/07/08	21,3	71,4	191,0	103	280	11,7	7,04	<0,1	378	192	186
	07/08/08	18,1	99,6	203,8	121	210	17,1	6,78	0,2	282	280	2
	13/08/08	20,3	117,9	192,4	74	230	11,8	6,89	0,1	****	****	****
	19/08/08	24,0	167,7	201,6	34	90	8,8	7,00	0,1	248	174	74
	26/08/08	24,4	102,5	233,8	61	240	16,9	6,76	0,2	298	182	116
	01/09/08	22,2	80,4	200,6	****	150	16,2	6,84	<0,1	296	190	106
	09/09/08	24,3	31,9	233,8	****	80	5,1	6,75	<0,1	362	250	112
	16/09/08	18,7	55,7	206,2	89	190	4,9	6,82	1,2	332	224	108
	23/09/08	20,0	64,2	191,0	86	90	4,7	6,82	0,7	254	160	94
	Máximo	27,2	167,7	326,4	157	350	21,9	7,4	4,5	858,0	317,0	624,0
	Mínimo	18,1	14,0	15,0	34	80	2,1	6,5	0,1	248,0	136,0	2,0
	Média	22,0	74,4	187,8	96	202	11,9	6,9	1,0	349,2	212,2	137,0
	Percentil 25%	20,2	45,7	180,4	83	140	8,7	6,8	0,1	288,0	180,0	101,5
	Percentil 75%	24,2	102,5	217,2	119	260	15,8	7,0	1,3	368,3	247,0	148,0
	Desvio Padrão	2,8	38,8	64,9	31	78	5,1	0,2	1,2	131,5	50,2	123,4

FONTE: FAE/SANEPAR

Tabela 5.19. Resultados do monitoramento do esgoto sanitário na saída do reator anaeróbio T3

T1	DATA	TEMP. AMOSTRA °C	ACIDEZ (mg/L)	ALCALINIDADE (mg/L)	DBO (mg/L)	DOO (mg/L)	FOSFATO (mg/L)	pH	S.SED. (mg/L)	ST (mg/L)	STF (mg/L)	STV (mg/L)
	16/05/08	****	14,0	104,4	91	220	12,5	7,00	2,5	312	169	143
	28/05/08	****	36,1	15,0	83	140	11,8	6,79	0,1	391	266	125
	03/06/08	****	102,8	236,4	131	180	13,6	6,88	0,1	338	317	21
	10/06/08	****	70,2	90,0	120	350	16,5	7,30	0,7	365	246	119
	17/06/08	****	35,0	122,4	82	210	9,2	6,98	1,7	255	140	115
	24/06/08	****	68,6	180,4	116	210	15,1	6,92	1,5	332	186	146
	01/07/08	****	48,5	187,8	86	110	8,4	6,93	0,9	296	192	104
	08/07/08	****	45,7	198,6	130	260	15,7	7,44	1,2	290	136	154
	15/07/08	****	115,0	256,4	117	320	14,1	7,43	0,1	858	234	624
	24/07/08	****	130,8	326,4	157	270	21,9	7,04	<0,1	446	288	158
	31/07/08	21,3	71,4	191,0	103	280	11,7	7,04	<0,1	378	192	186
	07/08/08	18,1	99,6	203,8	121	210	17,1	6,78	0,2	282	280	2
	13/08/08	20,3	117,9	192,4	74	230	11,8	6,89	0,1	****	****	****
	19/08/08	24,0	167,7	201,6	34	90	8,8	7,00	0,1	248	174	74
	26/08/08	24,4	102,5	233,8	61	240	16,9	6,76	0,2	298	182	116
	01/09/08	22,2	80,4	200,6	****	150	16,2	6,84	<0,1	296	190	106
	09/09/08	24,3	31,9	233,8	****	80	5,1	6,75	<0,1	362	250	112
	16/09/08	18,7	55,7	206,2	89	190	4,9	6,82	1,2	332	224	108
	23/09/08	20,0	64,2	191,0	86	90	4,7	6,82	0,7	254	160	94
	Máximo	27,2	167,7	326,4	157	350	21,9	7,4	4,5	858,0	317,0	624,0
	Mínimo	18,1	14,0	15,0	34	80	2,1	6,5	0,1	248,0	136,0	2,0
	Média	22,0	74,4	187,8	96	202	11,9	6,9	1,0	349,2	212,2	137,0
	Percentil 25%	20,2	45,7	180,4	83	140	8,7	6,8	0,1	288,0	180,0	101,5
	Percentil 75%	24,2	102,5	217,2	119	260	15,8	7,0	1,3	368,3	247,0	148,0
	Desvio Padrão	2,8	38,8	64,9	31	78	5,1	0,2	1,2	131,5	50,2	123,4

FONTE: FAE/SANEPAR

A seguinte relação entre a alcalinidade carbonácea e a alcalinidade total (valor médio) foi observada: tanque 1 (T1) 0,75; tanque 2 (T2) 0,74; tanque 3 (T3) 0,72. O valor médio ideal deve ser superior a 0,61. A eficiência média identificada nos três reatores foi 54% (T1), 56% (T2) e 64% (T3). Portanto, os três reatores apresentam condições favoráveis para receber o lodo séptico.

As Tabelas 5.20 a 5.23 apresentam o desempenho dos reatores anaeróbios durante a dosagem de lodo séptico nos reatores T1 e T2.

Tabela 5.20. – Resultados da caracterização do esgoto sanitário na entrada dos três reatores anaeróbios na fase de dosagem de lodo

T1, T2 e T3	DATA	TEMP. AMOSTRA	ACIDEZ (mg/L)	ALCALINIDADE (mg/L)	DBO (mg/L)	DOO (mg/L)	FOSFATO (mg/L)	pH	S.SED. (mg/L)	ST (mg/L)	STF (mg/L)	STV (mg/L)
Esgoto Bruto	07/10/08	20,0	3,0	128,0	370	639	12,8	7,04	16,0	652	212	440
Aflente	14/10/08	21,7	14,2	204,6	600	881	9,5	6,83	17,0	800	380	420
	21/10/08	20,6	28,3	144,0	****	395	18,9	6,73	13,0	454	226	228
	27/10/08	23,3	47,5	130,2	327	520	7,8	7,10	13,0	462	210	252
	04/11/08	22,5	50,5	131,6	380	727	6,0	6,72	13,5	584	210	374
	11/11/08	22,8	41,2	140,8	350	489	7,6	7,34	8,5	620	296	324
	18/11/08	21,4	42,7	165,2	314	570	6,1	7,14	11,0	540	240	300
	25/11/08	21,8	52,2	197,2	440	743	9,4	7,16	11,0	668	338	330
	01/12/08	23,9	68,9	195,0	390	578	8,8	7,33	12,0	596	256	340
	15/12/08	22,7	80,4	173,4	****	664	6,0	7,09	8,0	512	232	280
	19/12/08	23,1	104,5	154,8	337	590	6,6	7,11	7,5	618	252	366
Máximo		23,9	104,5	204,6	600	881	18,9	7,3	17,0	800,0	380,0	440,0
Mínimo		20,0	14,2	128,0	314	395	6,0	6,7	7,5	454,0	210,0	228,0
Média		22,2	50,9	160,4	390	618	9,0	7,1	11,9	591,5	259,3	332,2
Percentil 25%		21,6	35,6	136,2	337	545	6,4	6,9	9,8	526,0	219,0	290,0
Percentil 75%		23,0	60,6	184,2	390	696	9,5	7,2	13,3	636,0	276,0	370,0
Desvio Padrão		1,2	25,6	28,6	88	134	3,9	0,2	3,1	99,6	56,1	65,9

FONTE: FAE/SANEPAR

Tabela 5.21. Resultados do monitoramento do esgoto sanitário na saída do reator anaeróbio T1 na fase de dosagem do lodo

T1, T2 e T3	DATA	TEMP. AMOSTRA e°C	ACIDEZ (mg/L)	ALCALINIDADE (mg/L)	DBO (mg/L)	DBO (mg/L)	FOSFATO (mg/L)	pH	S.SED. (mg/L)	ST (mg/L)	STF (mg/L)	STV (mg/L)
Esgoto Bruto Afluente	07/10/08	20,0	30,0	128,0	370	639	12,8	7,04	16,0	652	212	440
	14/10/08	21,7	14,2	204,6	600	881	9,5	6,83	17,0	800	380	420
	21/10/08	20,6	28,3	144,0	****	395	18,9	6,73	13,0	454	226	228
	27/10/08	23,3	47,5	130,2	327	520	7,8	7,10	13,0	462	210	252
	04/11/08	22,5	50,5	131,6	380	727	6,0	6,72	13,5	584	210	374
	11/11/08	22,8	41,2	140,8	350	489	7,6	7,34	8,5	620	296	324
	18/11/08	21,4	42,7	165,2	314	570	6,1	7,14	11,0	540	240	300
	25/11/08	21,8	52,2	197,2	440	743	9,4	7,16	11,0	668	338	330
	01/12/08	23,9	68,9	195,0	390	578	8,8	7,33	12,0	596	256	340
	15/12/08	22,7	80,4	173,4	****	664	6,0	7,09	8,0	512	232	280
	19/12/08	23,1	104,5	154,8	337	590	6,6	7,11	7,5	618	252	366
	Máximo	23,9	104,5	204,6	600	881	18,9	7,3	17,0	800,0	380,0	440,0
	Mínimo	20,0	14,2	128,0	314	395	6,0	6,7	7,5	454,0	210,0	228,0
	Média	22,2	50,9	160,4	390	618	9,0	7,1	11,9	591,5	259,3	332,2
	Percentil 25%	21,6	35,6	136,2	337	545	6,4	6,9	9,8	526,0	219,0	290,0
	Percentil 75%	23,0	60,6	184,2	390	696	9,5	7,2	13,3	636,0	276,0	370,0
	Desvio Padrão	1,2	25,6	28,6	88	134	3,9	0,2	3,1	99,6	56,1	65,9

FONTE: FAE/SANEPAR

Apesar de ter sido iniciado o acréscimo de lodo séptico nos reatores anaeróbios T1 e T2, a eficiência dos reatores foi maior do que no período de monitoramento, porém não se pode atribuir o acréscimo da eficiência à inserção do lodo. No período subsequente ao monitoramento, os descartes do lodo e a operação dos reatores sofreram adequação e melhoria que se fizeram notar na sua eficiência.

Tabela 5.22. Resultados do monitoramento do esgoto sanitário na saída do reator anaeróbio T2 na fase de dosagem do lodo

T1, T2 e T3	DATA	TEMP. AMOSTRA e°C	ACIDEZ (mg/L)	ALCALINIDADE (mg/L)	DBO (mg/L)	DBO (mg/L)	FOSFATO (mg/L)	pH	S.SED. (mg/L)	ST (mg/L)	STF (mg/L)	STV (mg/L)
Esgoto Bruto Afluente	07/10/08	20,0	30,0	128,0	370	639	12,8	7,04	16,0	652	212	440
	14/10/08	21,7	14,2	204,6	600	881	9,5	6,83	17,0	800	380	420
	21/10/08	20,6	28,3	144,0	****	395	18,9	6,73	13,0	454	226	228
	27/10/08	23,3	47,5	130,2	327	520	7,8	7,10	13,0	462	210	252
	04/11/08	22,5	50,5	131,6	380	727	6,0	6,72	13,5	584	210	374
	11/11/08	22,8	41,2	140,8	350	489	7,6	7,34	8,5	620	296	324
	18/11/08	21,4	42,7	165,2	314	570	6,1	7,14	11,0	540	240	300
	25/11/08	21,8	52,2	197,2	440	743	9,4	7,16	11,0	668	338	330
	01/12/08	23,9	68,9	195,0	390	578	8,8	7,33	12,0	596	256	340
	15/12/08	22,7	80,4	173,4	****	664	6,0	7,09	8,0	512	232	280
	19/12/08	23,1	104,5	154,8	337	590	6,6	7,11	7,5	618	252	366
	Máximo	23,9	104,5	204,6	600	881	18,9	7,3	17,0	800,0	380,0	440,0
	Mínimo	20,0	14,2	128,0	314	395	6,0	6,7	7,5	454,0	210,0	228,0
	Média	22,2	50,9	160,4	390	618	9,0	7,1	11,9	591,5	259,3	332,2
	Percentil 25%	21,6	35,6	136,2	337	545	6,4	6,9	9,8	526,0	219,0	290,0
	Percentil 75%	23,0	60,6	184,2	390	696	9,5	7,2	13,3	636,0	276,0	370,0
	Desvio Padrão	1,2	25,6	28,6	88	134	3,9	0,2	3,1	99,6	56,1	65,9

FONTE: FAE/SANEPAR

Tabela 5.23. Resultados do monitoramento do esgoto sanitário na saída do reator anaeróbio T3 na fase de dosagem do lodo

T1, T2 e T3	DATA	TEMP. AMOSTRA e°C	ACIDEZ (mg/L)	ALCALINIDADE (mg/L)	DBO (mg/L)	DBO (mg/L)	FOSFATO (mg/L)	pH	S.SED. (mg/L)	ST (mg/L)	STF (mg/L)	STV (mg/L)
Esgoto Bruto Afluente	07/10/08	20,0	30,0	128,0	370	639	12,8	7,04	16,0	652	212	440
	14/10/08	21,7	14,2	204,6	600	881	9,5	6,83	17,0	800	380	420
	21/10/08	20,6	28,3	144,0	***	395	18,9	6,73	13,0	454	226	228
	27/10/08	23,3	47,5	130,2	327	520	7,8	7,10	13,0	462	210	252
	04/11/08	22,5	50,5	131,6	380	727	6,0	6,72	13,5	584	210	374
	11/11/08	22,8	41,2	140,8	350	489	7,6	7,34	8,5	620	296	324
	18/11/08	21,4	42,7	165,2	314	570	6,1	7,14	11,0	540	240	300
	25/11/08	21,8	52,2	197,2	440	743	9,4	7,16	11,0	668	338	330
	01/12/08	23,9	68,9	195,0	390	578	8,8	7,33	12,0	596	256	340
	15/12/08	22,7	80,4	173,4	***	664	6,0	7,09	8,0	512	232	280
19/12/08	23,1	104,5	154,8	337	590	6,6	7,11	7,5	618	252	366	
Máximo	23,9	104,5	204,6	600	881	18,9	7,3	17,0	800,0	380,0	440,0	
Mínimo	20,0	14,2	128,0	314	395	6,0	6,7	7,5	454,0	210,0	228,0	
Média	22,2	50,9	160,4	390	618	9,0	7,1	11,9	591,5	259,3	332,2	
Percentil 25%	21,6	35,6	136,2	337	545	6,4	6,9	9,8	526,0	219,0	290,0	
Percentil 75%	23,0	60,6	184,2	390	696	9,5	7,2	13,3	636,0	276,0	370,0	
Desvio Padrão	1,2	25,6	28,6	88	134	3,9	0,2	3,1	99,6	56,1	65,9	

FONTE: FAE/SANEPAR

Aisse (2002) citou valores de 67 e 86% como eficiência de reatores anaeróbios tipo UASB na remoção da DQO e DBO, respectivamente, tratando esgoto doméstico e utilizando a mesma instalação piloto ora utilizada no tratamento combinado.

A Tabela 5.24 demonstra a eficiência na remoção de DQO nos reatores no monitoramento e no período.

Tabela 5.24. Eficiência (%) dos reatores UASB na remoção de DQO em relação ao período da pesquisa

PERÍODO	UASB T1	UASB T2	UASB T3
Monitoramento	63	62	63
Dosagem	80	73	75

FONTES: FAE/SANEPAR

Descarte do lodo anaeróbio

Foram realizados seis descartes de lodo dos reatores UASB. O lodo é descartado através dos seis registros instalados ao longo da altura dos reatores, iniciando na cota 0 m (fundo) intercalados a cada 0,5 m até a altura de 2,5 m.

Inicialmente foram retirados 120 L de lodo por reator, nas duas primeiras intervenções, porém análises posteriores demonstraram que o volume era insuficiente já que ocorriam perdas de lodo pelo efluente dos reatores, mesmo após as purgas. Foi alterado o volume para 220 L com um intervalo de 20 a 30 dias entre purgas, levando-se em consideração a quantidade elevada de sólidos sedimentáveis do efluente dos reatores (e.g. 1,0 mL.L⁻¹). Nos dois últimos descartes, o volume do lodo retirado de cada reator sofreu um novo aumento para 240 L. Considerando o volume da área destinada ao armazenamento e digestão do lodo nos reatores, que é de 1,26 m³, o lodo descartado correspondeu a 19% do volume do lodo armazenado nos reatores. A Tabela 5.25 demonstra os valores do volume descartado e a sua porcentagem em relação ao volume do armazenamento em cada uma das purgas do lodo.

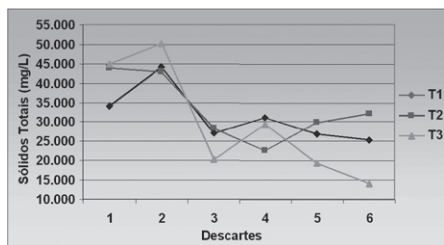
Tabela 5.25. Demonstrativo das variações do volume descartado nos reatores UASB Piloto, ETE Belém

Descarte	Volume de Lodo Descartado (L)	Lodo Descartado em Relação ao Volume de Armazenamento (%)
1	120	9,5
2	120	9,5
3	220	17,5
4	220	17,5
5	240	19
6	240	19

FONTES: FAE/SANEPAR

Monitoramento do descarte do lodo anaeróbio

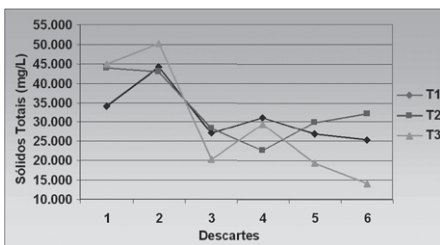
Na fase de monitoramento, foi identificada tendência de aumento na concentração de Sólidos Totais (ST) nos reatores T1, T2 e T3 nos Descartes 1 e 2, mesmo não recebendo adição de lodo séptico. Optou-se pelo aumento do volume retirado no descarte seguinte, porém, a análise do lodo do Descarte 3 demonstrou o oposto ao verificado anteriormente, vindo até mesmo a diminuir em 50% a sua concentração. Após a adi-



FONTE: FAE/SANEPAR

Figura 5.22

Concentração média de Sólidos Totais (mgL⁻¹) no lodo de descarte dos reatores UASB

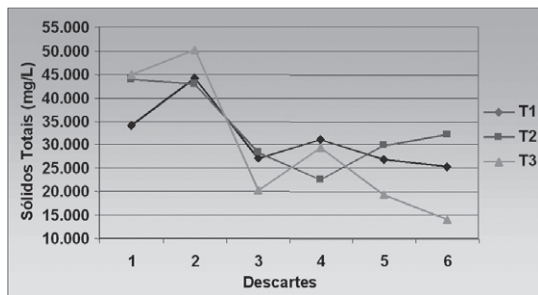


FONTE: FAE/SANEPAR

Figura 5.23

Concentração média de Sólidos Voláteis (mgL⁻¹) no lodo de descarte dos reatores UASB

ção do lodo séptico (Descarte 4 e 5), observou-se um aumento na concentração de ST nos reatores T1 e T2 em relação ao reator T3 (branco), consolidando essa tendência no Descarte 6 mesmo sem a adição de lodo séptico nas semanas antecedentes. A relação acompanha os dados de sólidos voláteis (SV). As Figuras 5.22 e 5.23 demonstram a variação da concentração de sólidos dos descartes de lodo.

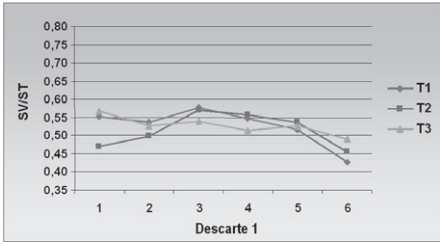


FONTE: FAE/SANEPAR

Figura 5.24

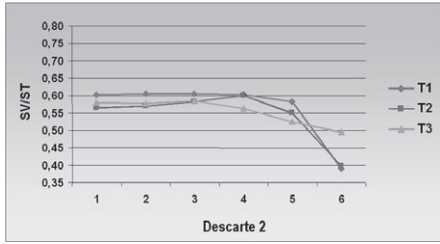
Relação SV/ST média entre os descartes de lodo dos reatores UASB

A relação SV/ST varia entre 0,55 a 0,60, demonstrando a estabilidade do lodo (Figura 5.24). Quanto ao perfil do lodo ao longo das seis alturas do reator, todos acompanham a mesma tendência na relação SV/ST nas alturas 1 a 5, variando somente no fundo (altura 6),



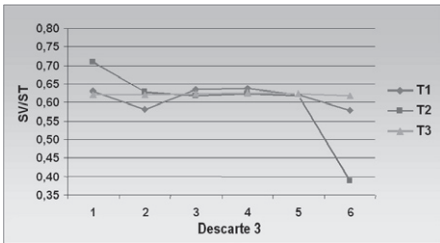
FONTE: FAE/SANEPAR

Figura 5.25 Relação SV/ST em diferentes alturas dos reatores UASB, descarte 1 (2,5 m)



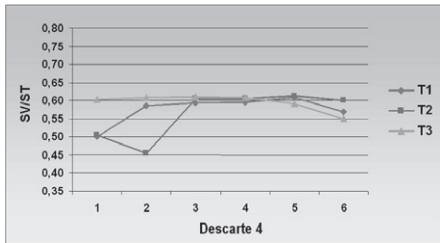
FONTE: FAE/SANEPAR

Figura 5.26 Relação SV/ST em diferentes alturas dos reatores UASB, descarte 2 (2,0 m)



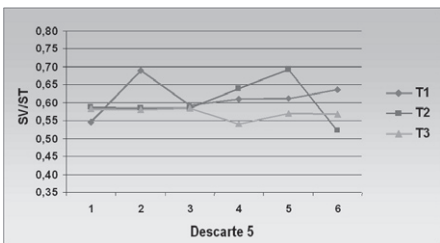
FONTE: FAE/SANEPAR

Figura 5.27 Relação SV/ST em diferentes alturas dos reatores UASB, descarte 3 (1,5 m)



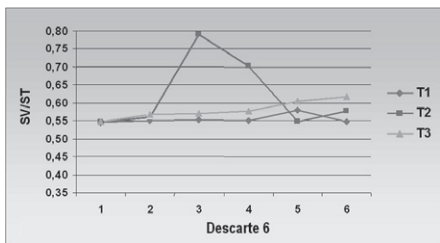
FONTE: FAE/SANEPAR

Figura 5.28 Relação SV/ST em diferentes alturas dos reatores UASB, descarte 4 (1,0 m)



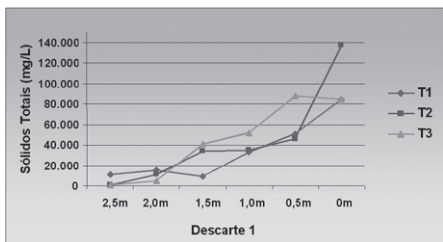
FONTE: FAE/SANEPAR

Figura 5.29 Relação SV/ST em diferentes alturas dos reatores UASB, descarte 5 (0,5 m)



FONTE: FAE/SANEPAR

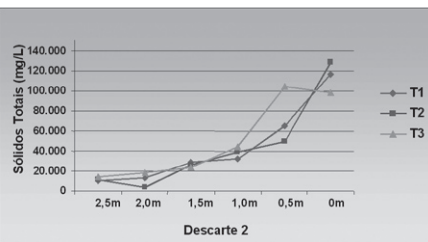
Figura 5.30 Relação SV/ST em diferentes alturas dos reatores UASB, descarte 6 (0,0 m)



FORNTE: FAE/SANEPAR

Figura 5.31

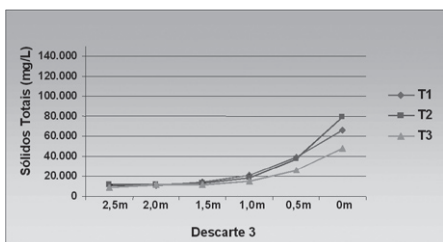
Relação SV/ST em diferentes alturas dos reatores UASB, descarte 1



FORNTE: FAE/SANEPAR

Figura 5.32

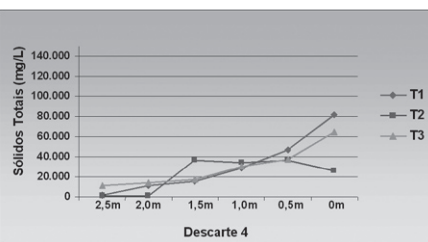
Relação SV/ST em diferentes alturas dos reatores UASB, descarte 2



FORNTE: FAE/SANEPAR

Figura 5.33

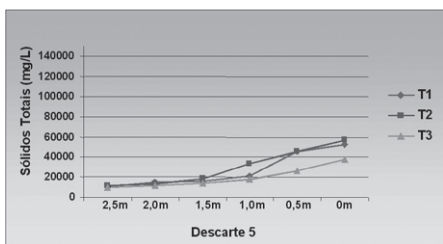
Relação SV/ST em diferentes alturas dos reatores UASB, descarte 3



FORNTE: FAE/SANEPAR

Figura 5.34

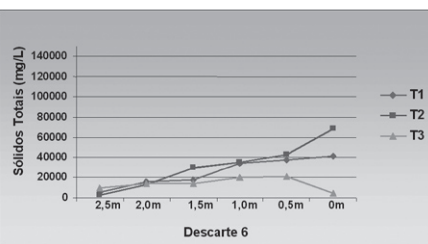
Relação SV/ST em diferentes alturas dos reatores UASB, descarte 4



FORNTE: FAE/SANEPAR

Figura 5.35

Relação SV/ST em diferentes alturas dos reatores UASB, descarte 5



FORNTE: FAE/SANEPAR

Figura 5.36

Relação SV/ST em diferentes alturas dos reatores UASB, descarte 6

onde parece deixar a relação mais estável para a mais orgânica ao longo dos descartes. No período dos descartes 1, 2 e 3, os reatores UASB lançavam frequentemente em seu efluente uma quantidade visualmente significativa, ora de forma individual ora concomitante a outro ou até mesmo aos três reatores. Este fato deixou de ser observado com o aumento do volume descartado do lodo a partir do descarte 3. A relação SV/ST nas diferentes alturas do reator pode ser analisada nas Figuras 5.24 a 5.30. A concentração dos sólidos nas diferentes alturas pode ser verificada nas Figuras 5.31 a 5.36.

Conclusões e recomendações

- A adição de lodo de fossas e de tanques sépticos em quantidades constantes aos reatores anaeróbio tipo UASB, tratando esgoto sanitário, não afetou o seu desempenho, ao menos nas doses testadas.
- Os dados preliminares deste trabalho serviram para estipular os novos valores de dosagem de lodo séptico para a mesma instalação. As variáveis do esgoto devem permanecer as mesmas 250 L.h⁻¹ (6.000 L.dia⁻¹) de esgoto bruto e o teor de Sólidos Totais de 4.000 mg.L⁻¹, restando para a vazão de lodo séptico a função de aumentar a carga nos reatores para averiguar a capacidade de recebimento de lodo séptico em reatores UASB.
- Nas análises de caracterização do lodo, a concentração média dos caminhões é de 12.500 mg ST.L⁻¹, porém a mediana dos dados indica que em 50% do tempo os valores de ST são superiores a 8.300 mg ST.L⁻¹, as novas dosagens 2 e 3 atenderiam aos valores medianos e superiores do que seria um descarte de lodo séptico em uma estação (Tabela 5.26).

Tabela 5.26 > Operação de reatores UASB tratando esgoto sanitário e lodo de fossa séptica

Fase	ESGOTO					LODO FS					RELAÇÃO		
	Q (l.dia ⁻¹)	ST (mg.L ⁻¹)	D00 (mg.L ⁻¹)	CST (kg.dia ⁻¹)	CD00 (kg.dia ⁻¹)	Q (L.dia ⁻¹)	ST (mg.L ⁻¹)	D00 (mg.L ⁻¹)	CST (kg.dia ⁻¹)	CD00 (kg.dia ⁻¹)	Q (%)	CST= (%)	CD00 (%)
1	6000	450	575	2,7	3,45	110	4.000	2.280	0,44	0,25	1,8	16,3	7,2
2	6000	450	575	2,7	3,45	250	4.000	2.280	1,00	0,57	4,2	37,0	16,5
3	6000	450	575	2,7	3,45	450	4.000	2.280	1,80	1,00	7,5	66,67	29,00

FORNTE: FAE/SANEPAR

5.5.3 Escola de Engenharia de São Carlos, USP

A Equipe da EESC-USP dedicou-se a duas pesquisas independentes, porém, direcionadas ao tratamento combinado de lodos de tanques sépticos e à avaliação de impactos em Estações de Tratamento de Esgoto. Nesse contexto, foram desenvolvidas as pesquisas:

- Estudo do impacto do lançamento de lodo de tanque séptico em reator UASB, em escala piloto;
- Estudo do impacto do lançamento de lodo de tanque séptico na ETE Piçarrão – Campinas (SP) SANASA.

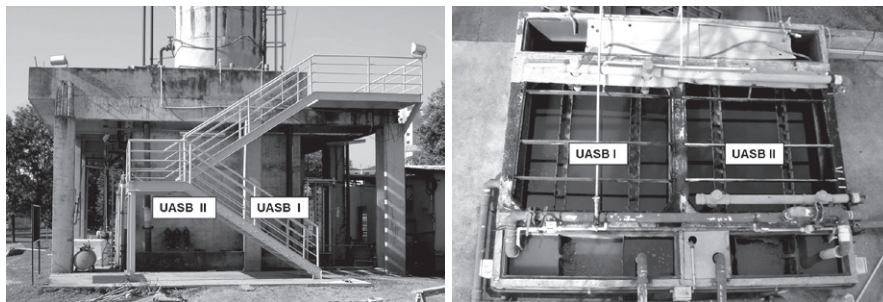
No primeiro tema, enfoca-se o estudo dos impactos em uma unidade de reator UASB, de pequena escala.

Na segunda pesquisa, aborda-se um caso que associa uma central de recebimento de lodo (CRLTS), distante cerca de 6 km da ETE Piçarrão, da cidade de Campinas. Essa CRLTS recebe o lançamento de cerca de 100 caminhões de lodo de tanques sépticos e de fossas por dia, e 280 m³ de percolado de aterros sanitários, por dia. Essa ETE é constituída por tratamento preliminar, reatores UASB, lodos ativados, floculação e flotação por ar dissolvido.

5.5.3.1 Estudo do impacto do lançamento de lodo de tanque séptico em reator UASB em escala piloto

Objetivo

O objetivo desta pesquisa foi avaliar o impacto do lançamento de lodo de tanques sépticos em reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo UASB em escala piloto.



FONTE: USP/EESC

Figura 5.37 Foto do sistema experimental de reatores UASB: vista lateral e vista superior

Material e métodos

Essa pesquisa foi desenvolvida na Estação Experimental de Tratamento de Esgoto do *Campus I* da USP em São Carlos, SP (GONÇALVES, 2008). O sistema é composto por dois reatores UASB (I e II) de seção quadrada com 2,0 m de lodo e 4,7 m de altura útil, perfazendo volume de 18,8 m³ cada unidade. A Figura 5.37 apresenta os reatores UASB utilizados na pesquisa.

Os reatores são alimentados com esgoto sanitário submetido a tratamento preliminar (gradeamento, caixa de areia e caixa de gordura). Após tratamento preliminar, o esgoto é bombeado para um tanque pulmão e distribuído por gravidade aos reatores.

Os reatores UASB possuem 4,0 m² de base, altura útil de 4,7 m e volume útil igual a 18,8 m³. A vazão de entrada era controlada por meio de válvula de globo localizada na tubulação de entrada (25 mm). A vazão média afluyente a cada reator foi mantida em 2,35 m³.h⁻¹.

Foram operados (com partida sem inóculo) dois reatores em paralelo, com o intuito de se ter um deles como controle (UASB I), sendo o outro destinado a receber o lodo de tanques sépticos e de fossas (UASB II), em três campanhas, com volumes respectivamente iguais a 1,0; 3,0 e 5,0 m³ – aplicados na forma de pulso.

O lodo utilizado nos ensaios era descarregado pelos caminhões limpa-fossa em reservatório de poliéster reforçado com fibra de vidro e capacidade de 15 m³. Há um piezômetro instalado na lateral do reservatório que permite verificar a que altura se encontra o lodo e, conseqüentemente, seu volume. Existem também coletores de lodo ao longo da altura do reservatório.

Do reservatório, o lodo séptico era bombeado até uma unidade (calha) destinada à coleta de amostras e medição de vazão. A bomba utilizada na alimentação dos reatores com lodo é do tipo centrífuga, autoescorvante, com potência de 7,5 kW (mediante inversor de frequência mantinha-se a rotação a 1750 rpm. Depois de passar pela calha, o lodo era lançado na forma de um único pulso de pequena duração, na caixa de entrada do UASB II.

Foram estabelecidos três volumes de lançamento de lodo para o estudo do impacto no reator UASB: 1m³; 3m³ e 5m³. Para todos os ensaios, a vazão média de entrada de lodo no reator foi mantida em 5,24 m³.h⁻¹, enquanto a vazão de esgoto afluyente era de 2,35 m³.h⁻¹. Ambas as vazões podiam ser acompanhadas mediante a leitura da altura da lâmina líquida: no reator, pelo vertedor de entrada e, na calha, por régua graduada.

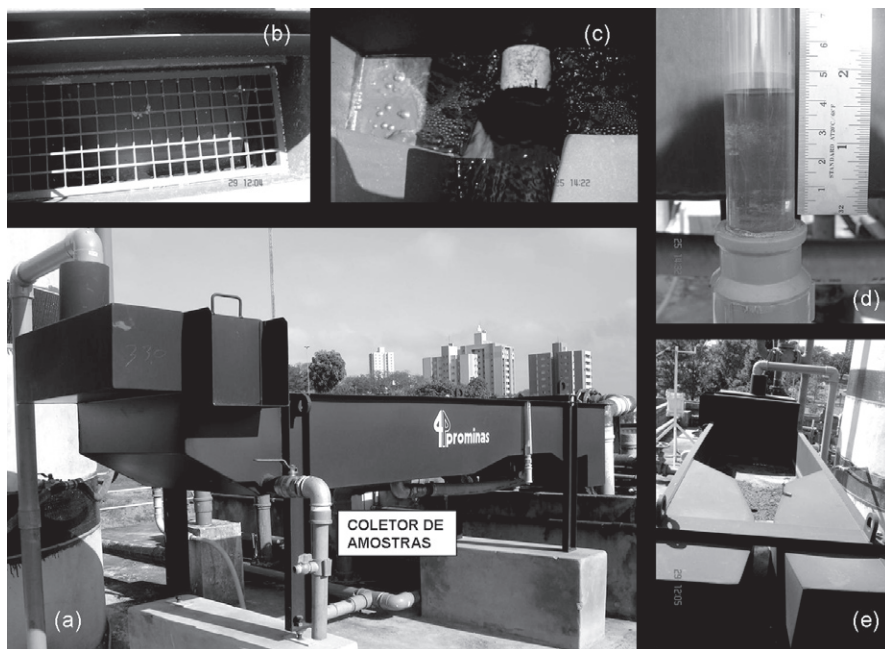
Durante o tempo de descarte, foram coletadas três amostras de lodo séptico em recipientes diferentes de 1 L cada, porém, para caracterização, optou-se pela análise de uma amostra composta (3 L). Além disso, para que se obtivesse a resposta do reator aos acréscimos de matéria orgânica e de sólidos, principalmente, após cada descarte de lodo foi realizado monitoramento temporal com coletas de amostras do afluyente e dos efluentes dos reatores. Essas coletas eram realizadas de duas em duas horas pelo período de 24 horas. Ao final de cada ensaio, foram realizadas coletas de amostras em diferentes alturas do leito do lodo dos reatores para estudo das alterações sofridas a cada campanha de descarte de lodo.

Na Figura 5.35 é apresentada a instalação utilizada para medição de vazão e coleta de amostras de lodo séptico.

A tubulação que liga o reservatório de lodo à unidade de coleta foi ligada ao tubo guia da caixa de chegada. O lodo séptico, após passar pela peneira com aberturas de 2,0 cm, percorre o canal que leva até a calha Parshall.

O lodo, depois da peneira, é direcionado a uma pequena abertura central que liga o compartimento da peneira com o canal que conduz o lodo até a calha Parshall. É nesse ponto de grande turbulência que se encontra a extremidade da tubulação de coleta de amostras.

A calha Parshall possui garganta $W = 7,6$ cm, oferecendo boas condições de medição de vazão, com erro de cerca de 5%. A equação que relaciona a lâmina líquida H (m) com a vazão Q ($m^3.s^{-1}$) é expressa na Equação 3:



FONTE: USP/EESC

Figura 5.38

Dispositivo para coleta de amostras e medidor de vazão.

(A) Vista lateral geral; (B) peneira; (C) caixa de saída; (D) régua graduada; (E) canal e Calha Parshall.

$$Q = 0,1765 H^{1,547} \quad \text{Equação 3}$$

A Calha Parshall e o canal de montante e jusante foram concebidos de acordo com o padrão CETESB. Para o caso dessa unidade projetada, a faixa de vazão operacional é de $0,7 \text{ L.s}^{-1}$ até $21,0 \text{ L.s}^{-1}$. Há ainda um visor lateral junto a uma régua graduada que permite a leitura de valores da lâmina líquida.

Amostras compostas do material coletado na calha foram analisadas no Laboratório de Saneamento da EESC-USP. O lodo séptico foi analisado baseando-se em protocolos do *Standard methods for the examination of water and wastewater* (2005) (Quadro 5.3).

Quadro 5.4 > Análises de caracterização do lodo séptico

VARIÁVEIS	UNIDADE	MÉTODO	MÉTODO	REFERÊNCIA
pH		Elétrico	4500-H+ B	APHA, 2005
Alcalinidade	(mgCaCO ₃ .L-1)	Titulométrico	2320 B	APHA, 2005
DQO	(mg.L-1)	Espectrofotométrico	5220 D	APHA, 2005
DBO	(mg.L-1)		5210 B	APHA, 2005
NTK	(mgN.L-1)	Titulométrico	4500-Norg B	APHA, 2005
N-Amoniacal	(mgN.L-1)	Titulométrico	4500-NH ₃ C	APHA, 2005
P-PO ₄ -3	(mgP.L-1)	Espectrofotométrico	4500-P E	
Série de sólidos	(mg.L-1)	Gravimétrico	2540 B e D	APHA, 2005
Sólidos sedimentáveis	(ml.L-1)	Gravimétrico	2540 F	APHA, 2005
Cloretos	(mg.L-1)	Espectrofotométrico	Tiocianato de Mercúrio	referência:?
Metais	(mg.L-1)	Espectrofotométrico	3111 B	APHA, 2005
Coliformes totais e fecais	(UFC.100ml-1)	Filtração	9222 D e C	APHA, 2005

FONTES: USP/EESC

As coletas foram realizadas no ato da descarga do lodo no reator por meio do registro posicionado na canalização de entrada da calha medidora de vazão.

Os trabalhos de remoção de lodo nos tanques sépticos e seu transporte foram efetuados por uma empresa contratada para esse fim. Houve dificuldade em obter lodo de tanques sépticos, que não recebessem infiltração de água pluvial e, principalmente, que recebessem apenas esgoto sanitário. Em duas das três campanhas foi necessária a limpeza de mais de um tanque séptico para coleta do volume de lodo requerido para os ensaios. Os locais de coleta foram:

- 1ª Campanha: chácara, lodo residencial (aproximadamente quatro pessoas);
- 2ª Campanha: (a) empresa alimentícia, resíduos dos banheiros dos funcionários; (b) chácara, lodo residencial;
- 3ª Campanha: (a) chácara, lodo residencial; (b) fazenda, lodo residencial.

Os lodos descarregados pelo caminhão limpa-fossa possuíam odor forte, cor escura, aspecto variável e materiais grosseiros como britas e areia, entre outros. As Tabelas 5.27 e 5.28 apresentam os resultados obtidos na caracterização dos três lodos sépticos analisados. Os lodos 1, 2 e 3 referem-se aos lodos da 1ª, 2ª e 3ª Campanhas, respectivamente.

Tabela 5.27 > Caracterização do lodo aplicado no reator UASB II

PARÂMETROS	UNIDADE	VALORES MÉDIOS		
		Lodo 1	Lodo 2	Lodo 3
pH	-	7,6	7,1	7,2
Alcalinidade	(mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	553	196	617
DQO	(mg.L ⁻¹)	1988	1817	4193
ST	(mg.L ⁻¹)	2440	1413	3960
STV	(mg.L ⁻¹)	1502	1057	2478
STF	(mg.L ⁻¹)	938	356	1482
SST	(mg.L ⁻¹)	2250	1280	2790
SSV	(mg.L ⁻¹)	1710	1060	980
SSF	(mg.L ⁻¹)	540	220	1810
S. Sedimentáveis	(ml.L ⁻¹)	38	-	26
NTK	(mgN.L ⁻¹)	226	131	485
N-amoniacal	(mgN.L ⁻¹)	131	-	60
Fósforo	(mgP.L ⁻¹)	24,9	4,5	13,7
Cloretos	(mg.L ⁻¹)	53	96	130
Óleos e graxas	(mg.L ⁻¹)	260	235	-
Coliformes totais	UFC.100ml ⁻¹	-	1,2 x 10 ⁷	4,0 x 10 ⁸
Coliformes fecais	UFC.100ml ⁻¹	-	4,0 x 10 ⁶	2,0 x 10 ⁷

FORNTE: USP/EESC

Tabela 5.28 > Caracterização do lodo séptico quanto à concentração de metais

PARÂMETRO	UNIDADE	LODO 1	LODO 2	LODO 3
Zinco	mg.L-1	2,4	4,2	77,8
Chumbo	mg.L-1	0,21	0,54	2,28
Cadmo	mg.L-1	ND	ND	<0,0006
Níquel	mg.L-1	0,02	ND	0,12
Ferro	mg.L-1	42,65	37,92	330,16

Manganês	mg.L-1	0,45	0,26	3,84
Cobre	mg.L-1	0,94	1,15	50,4
Cromo	mg.L-1	0,23	0,11	0,08

FONTE: USP/EESC

De acordo com as concentrações de DQO de SSV e com o volume de lodo descarregado no reator UASB II (1 m³, 3 m³ e 5 m³), foi possível estimar a carga orgânica lançada no reator em cada um dos ensaios realizados. Na Tabela 5.29 são apresentados os valores de cargas orgânicas adicionadas ao reator UASB II nos ensaios de descarga de lodo provenientes de tanques sépticos.

Tabela 5.29 > Cargas de DQO e de sólidos aplicadas no reator UASB II nos ensaios com lodo séptico

PARÂMETRO	UNIDADE	ENSAIOS		
		Lodo 1	Lodo 2	Lodo 3
DQO	kgDQO	2,0	5,5	21,0
SSV	kgSSV	1,7	3,2	4,9

FONTE: USP/EESC

A caracterização dos lodos revela grande heterogeneidade em sua composição. Os valores dos parâmetros analisados não conduzem a uma relação entre eles; são bastante variáveis e não se aproximam, em sua grande maioria, da média relatada pela literatura.

Os valores de DQO mostraram-se muito abaixo do observado na revisão da literatura. Os lodos 1 e 2 apresentaram características que se assemelham às de esgoto tropical, segundo classificação de Montangero *et al* (2002) *apud* Leite, Ingunza e Andreoli (2006). Já o lodo 3 possui características mais próximas às de um lodo séptico de alta estabilidade, porém de baixa concentração devido aos anos de estocagem.

As concentrações de sólidos no lodo também foram baixas. Avaliando especificamente as concentrações de sólidos voláteis verifica-se que são maiores que as concentrações de sólidos fixos. As baixas concentrações podem indicar mistura do lodo com esgoto bruto recente, passível de ocorrer no ato da coleta. Na operação de sucção, pode acontecer a coleta também do esgoto sobrenadante, diluindo o lodo.

Antes de serem iniciadas as três campanhas, ambos os reatores foram operados por cerca de meses, tentando-se alcançar eficiências e comportamento semelhantes para viabilizar comparações objetivas de impactos. Apesar de todo o cuidado tomado nos procedimentos operacionais, não foi alcançado esse objetivo no nível desejável.

Na etapa de avaliação de impactos, foram realizados os descartes de lodo de tanques sépticos no reator UASB II, e o acompanhamento dos dois reatores UASB. O acompanhamento foi realizado por meio de monitoramentos temporais, com coleta

do afluente e dos efluentes I e II a cada duas horas. Em laboratório, foram efetuadas as seguintes análises: DQO de amostras brutas e filtradas, série de sólidos, pH, alcalinidade, ácidos voláteis, DBO, nitrogênio total e amoniacal e fósforo.

Ao final de cada ensaio de descarga de lodo, foram realizadas coletas de amostras de lodo ao longo da altura dos reatores para que fossem verificadas alterações quanto à concentração de sólidos.

A adição do lodo ao esgoto bruto afluente se dava na caixa de entrada de esgoto do reator UASB II. A vazão de descarga do lodo era igual a $5,24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, o que resultava na vazão total de entrada (esgoto + lodo) de aproximadamente $7,1 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$.

O tempo de descarga foi variado conforme o volume de lodo requerido nos ensaios. Assim, foram gastos aproximadamente 11, 34 e 57 minutos nos lançamentos de 1 m^3 , 3 m^3 e 5 m^3 , respectivamente. Esses volumes de lodo séptico utilizados nos ensaios correspondem a 5, 16 e 27% do volume útil do reator UASB. A relação entre "vazão de lodo/vazão de esgoto" em todos os ensaios foi da ordem de 2,23.

Resultados e discussão

DQO

Na Figura 5.39 estão representadas as curvas de DQO de amostras brutas do afluente e do efluente dos monitoramentos temporais estudados.

Com relação ao gráfico do ensaio de 1 m^3 de lodo, deve-se citar que, às 8 horas, foi lançada no reator uma carga de $2,0 \text{ kg}$ de DQO de lodo juntamente com $0,17 \text{ kg}$ de DQO de esgoto sanitário para um tempo de descarga de lodo de 11 minutos. Verifica-se, neste gráfico, a elevação dos valores da concentração de DQO no efluente do reator II, iniciando-se às 14 horas e finalizando às 20 horas, formando uma figura com centro de gravidade ocorrendo às 17 horas, aproximadamente. Pode-se supor que esta seja a resposta à carga 11,6 vezes maior que a carga média de entrada no reator. O centro de gravidade da figura formada está aproximadamente nove horas depois do lançamento. Cabe ressaltar que o TDH do reator é de oito horas. Por meio da figura formada, foi calculada a carga de saída que resultou no valor de aproximadamente $0,42 \text{ kg}$ de DQO. Comparando-se ao gráfico do ensaio sem adição de lodo e desconsiderando a concentração do efluente devido à entrada de esgoto sanitário, pode-se inferir que a figura formada corresponde, aproximadamente, à carga do pulso de lodo séptico não suportada pelo reator UASB. Com isso, pode-se verificar que houve remoção de cerca de 79% da carga de DQO do lodo séptico descarregada.

Na curva da Figura 5.39, referente ao ensaio com descarregamento de 3 m^3 de lodo, foi também constatado o aumento de DQO, com formação de uma figura que, da mesma

forma, corresponde à saída da carga de lodo lançada. Neste ensaio, a carga de lodo séptico lançada foi equivalente a 5,5 kg de DQO, junto com a do esgoto sanitário, que foi igual a 1,0 kg de DQO. A elevação da concentração começou a ser percebida às 16 horas, finalizando às 3 horas. O centro de gravidade da figura formada encontra-se aproximadamente às 21 horas, cerca de 7 horas após o lançamento do pulso de lodo séptico. O cálculo da carga que corresponde à figura formada resultou no total de 4,0 kg de DQO. Comparando mais uma vez ao gráfico do ensaio sem adição de lodo, pôde-se constatar que ocorreu a remoção de 27% da carga de DQO. A carga de DQO aplicada neste ensaio foi 5,5 vezes maior do que a carga de esgoto sanitário, correspondente ao tempo de 34 minutos.

Analisando o gráfico do ensaio com lançamento de 5 m³, nota-se que a resposta do reator UASB demonstrou maiores oscilações. As cargas de lodo séptico e de esgoto sanitário descarregadas neste ensaio foram 21,0 e 1,8 kg de DQO, respectivamente. Para efeito de cálculo, considerou-se a formação de duas figuras com centro de gravidade às 18 horas para a primeira e às 22 horas para a segunda. O maior pico de concentração de saída de DQO ocorreu às 22 horas, 8 horas depois do lançamento da carga de lodo. Foi lançada nesse ensaio uma carga 11,6 vezes maior que a carga de esgoto sanitário no tempo de descarga de 57 minutos. Tomando as figuras formadas e calculando a carga de saída apenas por elas, obteve-se aproximadamente 5,4 kg de DQO. Portanto, pode-se verificar a remoção de 74% da carga de DQO lançada em comparação ao gráfico do ensaio sem lançamento de lodo.

Os ensaios com lançamento de 1 e 5 m³ apresentaram resultados semelhantes, com remoção de carga de DQO em torno de 75%. Já no ensaio com lançamento de 3 m³ foi verificada eficiência aquém dos demais resultados. É possível que alguns fatores operacionais, principalmente quanto às características do esgoto sanitário afluente, tenham interferido no desempenho do reator UASB II no dia em que foi realizado este ensaio.

Sólidos

Por meio das Figuras 5.40 e 5.41 constata-se que o aumento da entrada de sólidos em função da descarga de lodo séptico não causou forte impacto no comportamento do reator UASB II em comparação aos valores das variações no reator UASB I no mesmo período. Tal fato pode ser observado nos ensaios com lançamento de 1 m³ e 3 m³ de lodo, quando a variação da concentração de ST e SST em ambos os reatores se assemelham. No ensaio com 1 m³ de lodo, as eficiências médias de remoção de ST e SST foram, respectivamente, 24 e 49% para o UASB II e 28 e 17% para o UASB I. Com 3 m³ de lodo descarregados, o UASB II apresentou eficiência de remoção de sólidos igual a 36% para ST e a 53% para SST. O UASB I atingiu remoção média de 17 e 10% para ST e SST, respectivamente, sendo este mais um indicativo da piora do seu desempenho.

Porém, foi na descarga de 5 m³ que foram percebidas as maiores perturbações ao funcionamento do reator UASB II.

pH, alcalinidade e ácidos voláteis

O monitoramento efetuado com esses parâmetros não demonstrou a ocorrência de variações no efluente dos reatores que pudessem ser atribuídas a efeitos decorrentes do lançamento de lodo de tanques sépticos nos reatores estudados.

Nitrogênio total e amoniacal e Fósforo

Nas Tabelas 5.30 e 5.31 estão apresentados resultados do monitoramento de NTK, N-amoniacal e de fósforo, para as três campanhas de lançamento de lodo.

Tabela 5.30 > Valores médios de NTK e N-amoniacal

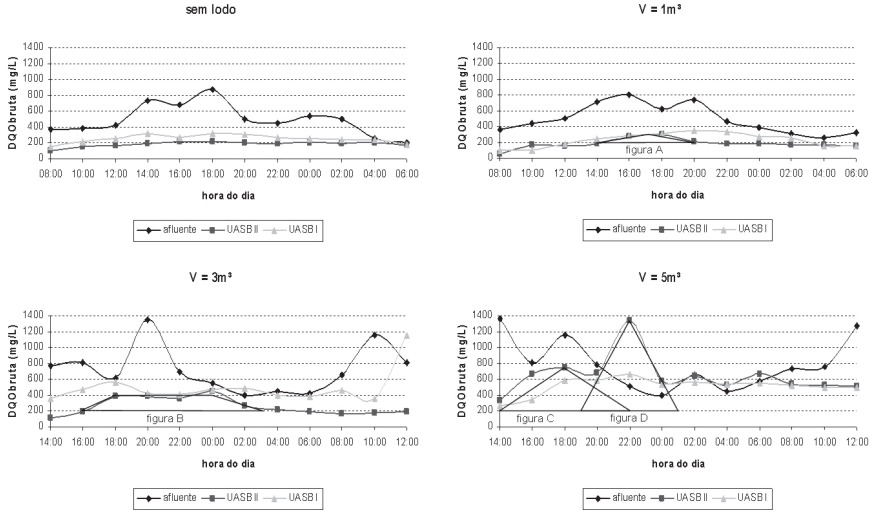
ENSAIO	NTK (mg/l-1)		N-AMONICAL (mg/l-1)	
	Efluentes		Efluentes	
	UASB 1	UASB 2	UASB 1	UASB 2
Sem lodo	50 ± 5	54 ± 13	40 ± 6	43 ± 11
Lodo: 1 m3	45 ± 12	45 ± 11	36 ± 11	36 ± 12
Lodo: 3 m3	57 ± 9	60 ± 8	49 ± 8	48 ± 6
Lodo: 5 m3	78 ± 16	70 ± 10	52 ± 10	52 ± 10

FONTE: USP/EESC

Tabela 5.31 > Valores médios de Fósforo total

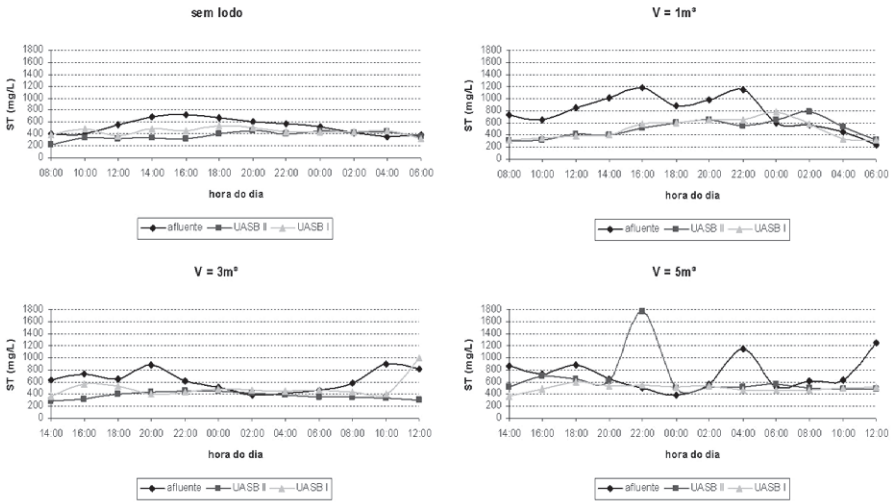
ENSAIO	P-TOTAL (mg/l-1)		
	Afluente	Efluentes	
		UASB 1	UASB 2
Sem lodo	6,0 ± 1,3	7,0 ± 0,8	7,0 ± 1,6
Lodo: 1 m3	5,5 ± 2,3	3,8 ± 2,2	4,4 ± 2,1
Lodo: 3 m3	4,1 ± 1,0	3,5 ± 0,3	3,8 ± 0,4
Lodo: 5 m3	6,5 ± 2,0	7,0 ± 2,0	6,7 ± 2,0

FONTE: USP/EESC



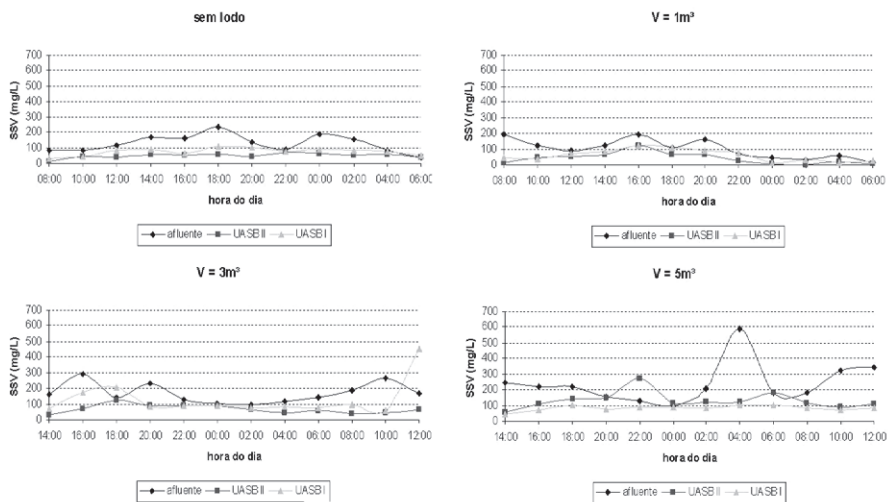
FONTE: USP/EESC

Figura 5.39 Comparação entre os resultados de DQO bruta para os 4 perfis realizados: (1) sem adição de lodo; (2) adição de 1 m³ de lodo; (3) adição de 3 m³ de lodo; (4) adição de 5 m³ de lodo



FONTE: USP/EESC

Figura 5.40 Comparação entre os resultados sólidos suspensos voláteis para os 4 perfis realizados: (1) sem adição de lodo; (2) adição de 1 m³ de lodo; (3) adição de 3 m³ de lodo; (4) adição de 5 m³ de lodo



FONTE: USP/EESC

Figura 5.41

Comparação entre os resultados de sólidos totais para os 4 perfis realizados: (1) sem adição de lodo; (2) adição de 1 m³ de lodo; (3) adição de 3 m³ de lodo; (4) adição de 5 m³ de lodo

Para esses parâmetros, nota-se que não houve incrementos consideráveis nas concentrações médias no efluente do reator que recebeu os lançamentos, em relação ao outro reator.

Leito/manta de lodo nos reatores

O leito/manta foi caracterizado, em termos de sólidos totais e sólidos suspensos, ao longo de sua altura. Para cada campanha de lançamento de lodo, realizou-se esse monitoramento, três semanas após o ato.

No cenário em que foram realizados os lançamentos de lodo, observou-se que o lodo presente no reator que recebeu o lodo séptico, mostrou maior crescimento biológico e maior concentração de sólidos; contudo, houve expansão do leito/manta, levando a maior quantidade de sólidos suspensos arrastados no efluente. Esses efeitos foram bastante sensíveis para os lançamentos de 3 e de 5 m³, porém, desprezáveis quando da aplicação de 1 m³.

A título de ilustração citam-se, por exemplo, as concentrações de sólidos suspensos na altura de 1,4 m: no reator que não recebeu descargas, o valor de SSV variou na faixa de 22.700 a 26.400 mg.L⁻¹, porém no reator que recebeu o lodo, essas concentrações

foram elevadas para valores da ordem de 33.400 mg.L⁻¹ e 52.000 mg.L⁻¹ correspondendo ao lançamento de 3 e 5 m³, respectivamente.

Foi utilizada microscopia ótica de contraste de fase e fluorescência do lodo, antes dos lançamentos e após o término do experimento.

Antes dos lançamentos, notou-se predominância de morfologias semelhantes a *Methanosaeta* em relação a *Methanosarcina* (podendo indicar produção de acetato relativamente baixa) e presença de bacilos, espisquetas e cocos.

Após o término da pesquisa, no reator que recebeu lodo séptico, constatou-se que além da presença dos organismos citados foi evidenciada a presença significativa de bacilos em cadeia (coloniais e hidrogenotróficos), possíveis bactérias acidogênicas, fermentativas e redutoras de sulfato.

Conclusões

Essas conclusões devem ser lidas levando-se em consideração o cenário em que foram feitos os lançamentos de lodo: **i)** reatores UASB de pequeno porte; **ii)** lançamento esporádico, em pulso; **iii)** vazão de lançamento bastante elevada (dobro), em relação à vazão média afluente no reator; **iv)** tempo de detenção hidráulica médio no reator UASB de oito horas.

- Mesmo recebendo o lançamento de lodo séptico, a eficiência média de remoção de DQO do reator UASB foi de 60%; contudo, no que se refere a sólidos suspensos, na média, a remoção para ambos os reatores foi bastante próxima (cerca de 60%); porém, no caso do reator que recebeu as descargas, houve oscilações que demonstram a séria interferência dos lançamentos, no arraste de sólidos no efluente.
- No contexto estudado, não seria recomendável efetuar o lançamento com volume maior que 1 m³ (na forma de pulso), o que corresponde a cerca de 5,3% do volume do reator UASB.
- Em ETE de pequeno porte, em que se pretende efetuar lançamentos de lodo séptico, este lodo deve ser submetido a peneiramento/gradeamento fino e tanque de equalização pelo menos.

5.5.3.2 Estudo do impacto do lançamento de lodo de tanque séptico na ETE Piçarrão – SANASA, Campinas (SP)

Objetivo

Nesta pesquisa, é feita uma avaliação do impacto do lançamento do lodo de fossas e tanques sépticos na ETE Piçarrão, operada pela SANASA na cidade de Campinas.

São comparados o cenário precedente e posterior à implantação de uma Central que recebe descargas de lodo proveniente de tanques sépticos e percolado de aterros sanitários instalada a cerca de 6 km, num interceptor que alimenta a referida ETE.

Materiais e métodos

Bases da pesquisa

Na ETE Piçarrão, são efetuadas normalmente três campanhas por semana de coleta de amostras do afluente bruto, do efluente tratado e em pontos intermediários, baseadas em amostras compostas, com alíquotas distribuídas ao longo de 24 horas. Além disso, há controle efetivo de consumo de produtos químicos, de energia elétrica, produção de lodo, etc.

A SANASA, cujo apoio foi fundamental para este trabalho, forneceu todos os dados disponíveis, de fevereiro de 2006 a dezembro de 2008.

Em particular, nesta pesquisa, enfocaram-se dois períodos operacionais, um deles entre fevereiro de 2006 e janeiro de 2007 (Cenário 1) e outro, entre janeiro de 2008 e dezembro de 2008 (Cenário 2). Dessa forma, a análise efetuada se baseou em dois períodos que representam as condições precedentes à implantação de uma Central de Recebimento de Resíduos e após o início de operação da mesma.

Além disso, para se estimar o volume e as cargas referentes a diversas variáveis (DBO, DQO, NKT, P-total e Sólidos), foram coletadas amostras de resíduos descartados pelos caminhões limpa-fossa na Central de Recebimento durante um dia rotineiro de operação. A amostra referente a uma descarga era composta por três alíquotas coletadas ao longo do período de descarregamento do reservatório de cada caminhão.

Os resultados das análises dessas amostras já foram apresentados no Capítulo 3 sobre Caracterização do Lodo, assim, na presente pesquisa, somente se enfocarão as referidas cargas.

A concepção, a operação e o desempenho dessa ETE foram objeto de trabalho já publicado (CAMPOS *et al*, 2007), enfocando o período anterior à implantação da Central de Recebimento de Resíduos (Cenário 1), cabendo, portanto, nesta pesquisa, a complementação do levantamento de dados, no novo cenário, com a recepção da sobrecarga advinda desse componente adicional no sistema de esgoto da cidade de Campinas (SP).

A Central de Recebimento de Resíduos encontra-se instalada a cerca de 6 km da ETE Piçarrão e lança seus efluentes num interceptor que alimenta essa ETE. Diariamente, são descartados, em média, o lodo de tanques sépticos de cem caminhões, perfazendo volume total da ordem de 700 m³.dia⁻¹. Além disso, essa Central também recebe cerca

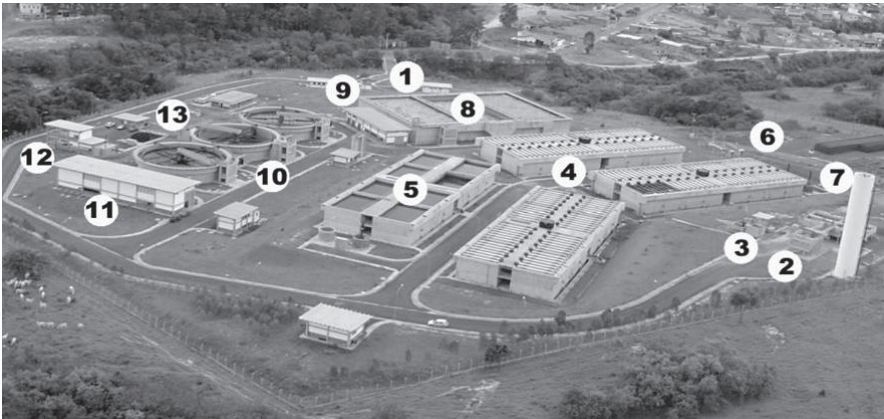
de 280 m³ de percolado de dois aterros sanitários. Vale salientar que uma pequena parcela das descargas advém de lodo gerado em uma ETE de pequeno porte, também operada pela SANASA.

É muito importante destacar que a análise de impacto que se fez nesta pesquisa tem fatores que interferem nas conclusões gerais, decorrentes de a ETE não receber somente lodo de fossas/tanques sépticos, e também do crescimento populacional ocorrido no período.

Tanto o lodo advindo de ETE como o percolado de aterros têm características bastante distintas daquelas do lodo de fossas/tanques sépticos. No caso de lodo de tanques sépticos, têm-se sólidos suspensos em elevada quantidade, enquanto no percolado de aterros predominam os sólidos dissolvidos e a presença de material orgânico de degradação mais difícil de ser realizada em reatores biológicos.

Assim, nesta pesquisa, não se poderão ter conclusões particularmente direcionadas ao impacto exclusivo do descarte de lodo de fossas/tanques sépticos, porém, trata-se de uma contribuição para um avanço no entendimento relacionado ao tema em questão.

ETE Piçarrão e central de recebimento de resíduos



FONTE: CAMPOS ET AL (2007).

Figura 5.42

Vista aérea da Estação de Tratamento de Esgoto Piçarrão, SANASA, Campinas (SP)

1. Elevatória; 2. Tratamento preliminar; 3. Aplicação de NaOH; 4, 5 e 6. Reatores UASB; 7. Queimador de gases; 8. Tanques de aeração; 9. Casa do soprador; 10. Flotadores; 11. Câmaras de saturação; 12. Desaguamento do lodo; 13. Desinfecção por UV (futuro).

Na Figura 5.42 é mostrada uma vista aérea da ETE Piçarrão, integrada pelos seguintes componentes principais: tratamento preliminar, três reatores UASB, três tanques de aeração e três flotadores em série. O lodo é desaguado por centrifuga e é prevista a instalação de desinfecção por radiação ultravioleta. Rotineiramente, é empregada soda cáustica para ajustes de pH do afluente, e também se utiliza polímero na flotação e para o desaguamento do lodo.

A ETE possui, parcialmente executado, um quarto módulo de reator UASB que vem sendo utilizado como um tanque-pulmão para lodo, antecedendo seu envio ao desaguamento.

É importante mencionar que no cenário anterior ao início do lançamento de sobrecargas (Cenário 1), os flotadores ainda não estavam em operação e praticamente desempenhavam a função de decantadores com taxa relativamente elevada. Em 2008, quando foi efetuada a avaliação com sobrecargas, esses flotadores já estavam em operação plena. (Cenário 2).

É importante destacar que, em 2007, a ETE estava submetida a vazões e cargas relativamente baixas, pois o período de atendimento da etapa executada ainda estava apenas se iniciando.

Por sua vez, a Central de Recebimento de resíduos foi colocada em operação no início de 2007. Todos os caminhões limpa-fossa na área administrada pela SANASA têm de obrigatoriamente efetuar suas descargas nessa unidade, e todo o material gerado é destinado à ETE Piçarrão após pré-tratamento (na Central) por gradeamento com aberturas de 2,0 cm.



FONTE: CAMPOS ET AL (2007).

Figura 5.43

Aspecto geral das unidades receptoras de lodo, SANASA, Campinas



FONTE: CAMPOS ET AL (2007).

Figura 5.44

Uma unidade receptora no momento da descarga de caminhão limpa-fossas, SANASA, Campinas.

Essa instalação apresenta três unidades receptoras (porém, há capacidade de ampliação). Nas Figuras 5.43 e 5.44 são mostradas, respectivamente, uma vista frontal das unidades receptoras e uma unidade no momento da descarga de um caminhão.

Essa Central tem horário de funcionamento das 7:00 horas até 19:00 horas, todos os dias da semana, domingo incluso, para recepção de lodo de tanques sépticos; e para recepção de percolato de aterro, das 7:00 horas às 24:00 horas, também diariamente.

O percolato (volume médio diário: $280 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$, aproximadamente) é acumulado em três tanques com capacidade total de 90 m^3 , cuja descarga é controlada com vazões da ordem de 4 L/s e de 2 L/s , nos períodos das 7:00 às 24:00 horas e das 24:00 às 7:00 horas, respectivamente.

A operação dessa Central foi acompanhada durante um dia de rotina, sendo efetuadas coletas de amostras de descargas de 24 caminhões: três advindos de aterros sanitários (percolato), dois que transportavam lodo de ETE (proveniente de reator UASB), e os demais, lodo de fossas/tanques sépticos.

Apesar de se dispor de dados de apenas uma campanha de coletas, as cargas estimadas serão consideradas como uma referência hipotética para as ponderações dessa pesquisa.

Resultados e discussão

Os resultados individualizados das amostras analisadas constam no capítulo sobre Caracterização de Lodo, assim, na Tabela 5.32, apresentam-se resultados referentes às contribuições decorrentes do descarte de lodo de tanques sépticos e de percolato de aterros sanitários.

É interessante notar que, caso se adotasse a contribuição típica de DBO *per capita*, de 54 g.dia⁻¹, a carga decorrente do lançamento de tanques sépticos corresponderia grosseiramente a uma população de cerca de 32 mil habitantes e a de percolado 6.100 habitantes – levando-se em consideração apenas a DBO, evidentemente, perfazendo um total de 38.100 habitantes.

Na Tabela 5.33, apresentam-se alguns resultados médios de concentrações e de eficiência dos reatores UASB e da ETE completa (efluente final) para os dois períodos estudados. Esses resultados foram baseados nos seguintes números de amostras compostas: i) Cenário 1: 39 amostras do afluente e do efluente da ETE; 16 amostras para o NMP de coliformes; 250 amostras para o monitoramento dos reatores UASB; ii) Cenário 2: 90 amostras do afluente e do efluente e 30 amostras dos efluentes dos reatores UASB; DBO: 90 amostras do afluente e do efluente da ETE e 20 amostras de efluente dos reatores UASB; NTK: 12 amostras do afluente e do efluente da ETE e 7 amostras do efluente dos reatores UASB; 14 amostras do efluente e efluente da ETE; Fósforo: 14 amostras do afluente e do efluente da ETE; NMP: 15 amostras do efluente da ETE.

É importante salientar que, como o número de amostras (apesar de compostas) é relativamente pequeno, não existe precisão absoluta nos resultados, embora seja possível obter conclusões sobre tendências.

Com esses resultados, observa-se que:

A amplitude da variação do pH do afluente e do efluente da ETE cresceu no Cenário 2.

Não houve influência considerável nas concentrações de NTK no afluente e no efluente, e nem mesmo na eficiência de remoção desse componente.

Houve aumento da DQO e da DBO no afluente (Cenário 2), embora não tenha havido prejuízo sensível na remoção global da ETE. Contudo, a remoção de DBO e de DQO nos reatores UASB caiu de 72 para 64,7% e de 64,8 para 57,7%, respectivamente.

Ocorreu expressivo aumento do teor de sólidos suspensos no afluente (Cenário 2). A remoção de sólidos suspensos nos reatores UASB, caiu de 70,7 para 52,9%, embora a ETE como um todo tenha mantido sua eficiência final igual ou superior a 94%, o que é um ótimo resultado.

A remoção de coliformes manteve-se em níveis semelhantes para ambos os cenários.

Tabela 5.32. Estimativa da carga média decorrente do lançamento de lodo de tanques sépticos ($700 \text{ m}^3\text{dia}^{-1}$) e de percolado de aterros sanitários ($280 \text{ m}^3\text{dia}^{-1}$) na ETE Piçarrão, Campinas

PARÂMETRO	TANQUES SÉPTICOS		PERCOLADO DE ATERROS		CARGA MÉDIA kg.dia ⁻¹
	Média (mg.l ⁻¹)	Carga (kg.dia ⁻¹)	Média (mg.l ⁻¹)	Carga (kg.dia ⁻¹)	
pH	6,0 a 7,5 (Média: 6,9)		Média: 8,5		
Temperatura (°C)	29,0 ± 2,0		26,5 ± 2,5		
DBO	2.471	1.729,7	1.181	330,7	2.060,4
DQO	6.611	4.627,7	2.659	744,5	5.372,2
P-total	56	39,2	34	9,5	48,7
NTK	254	177,8	944	264,3	442,1
Óleos e graxas	1.162	813,4	52	14,6	828,0
Sólidos totais					
Totais	5.863	4.104,1	6.563	1.837,6	5.941,7
Fixos	1.986	1.390,3	5.198	1.455,4	2.845,7
Voláteis	3.877	2.713,8	1.365	382,2	3.096,1
Sólidos suspensos					
Totais	4.364	3.054,8	851	238,3	3.293,1
Fixos	1.594	1.115,8	402	112,6	1.228,4
Voláteis	2.770	1.939,0	449	125,7	2.064,7

FONTE: USP/EEESC

A ETE, por ter concepção robusta, praticamente manteve o seu desempenho global no mesmo nível tanto para o Cenário 1 como para o Cenário 2; contudo, o desempenho específico dos reatores UASB foi bastante prejudicado. Sua eficiência foi reduzida de 7,3 e de 7,1%, na remoção de DBO e de DQO, respectivamente, e, ainda, de 17,8% no que concerne à remoção de sólidos suspensos totais.

Comparando os resultados de sobrecargas estimadas na Tabela 5.32 aos valores relacionados com as características do afluente da ETE, notou-se que aparentemente houve certa degradação/remoção/homogeneização no trecho do interceptor entre a Central de Recebimento de Resíduos e a ETE (6 km). É provável que, nesse trecho, também tenham ocorridos fenômenos físico-químicos e biológicos que atenuaram um pouco os picos e promoveram ações favoráveis para a redução dos impactos das sobrecargas na ETE.

Tabela 5.33. Principais resultados médios de monitoramento da ETE Picarrão, SANASA, Campinas

VARIÁVEL	AFLUENTE BRUTO		REATORES UASB		EFLUENTE FINAL	
	Cenário 1	Cenário 2	*Cenário 1	Cenário 2	*Cenário 1	Cenário 2
	Efluente	Efluente	Efluente	Efluente	Efluente	Efluente
pH	7,2 a 7,6	6,5 a 8,0	7,3 a 7,8	7,1 a 8,0	6,9 a 7,6	6,7 a 7,7
Fósforo (mg P l ⁻¹)	6,10	4,30	4,84	-	4,48	2,20
DBO (mg l ⁻¹)	257	320	72	113	22	20
DQO (mg l ⁻¹)	522	544	184	230	48	63
NKT (mg NI ⁻¹)	47	46	39	38	25	26
Sólidos Suspensos (mg l ⁻¹)						
Totais	266	327	78	154	16	13
Fixos	-	70	-	56	-	5
Voláteis	-	257	-	98	-	8
NMP (100 ml ⁻¹)						
Totais	10 ⁹ a 10 ¹³	-	-	-	10 ³ a 10 ⁶	10 ³ a 10 ⁶
Fecais	10 ⁸ a 10 ¹²	-	-	-	10 ³ a 10 ⁵	10 ³ a 10 ⁵

CENÁRIO 1: ANTES DA IMPLANTAÇÃO DA CENTRAL DE RECEBIMENTO DE RESÍDUOS

CENÁRIO 2: APÓS A IMPLANTAÇÃO DA CENTRAL DE RECEBIMENTO DE RESÍDUOS

EFC: EFICIÊNCIA(%)

TEMPERATURA PREDOMINANTE: (24 ± 3) OC

*DADOS REFERENTES AO CENÁRIO 1 – FONTE: CAMPOS ET AL (2007)

No que se refere aos acréscimos no consumo de produtos químicos e na geração de resíduos na ETE, apresentam-se alguns dados médios na Tabela 5.34.

Tabela 5.34. Alguns dados operacionais (médios) do sistema de tratamento para ambos os cenários

DISCRIMINAÇÃO	CENÁRIO 1*	CENÁRIO 2	INCREMENTOS: CENÁRIO 2	
			Crescimento populacional	Sobrecarga
Dados gerais				
Vazão Média (m3 dia-1)	27.648	28.995	367	980 (3,38%)
População atendida (habitantes)	208.785	216.665	7.880	-
Tempo de detenção hidráulica (hora)				
UASB	14,3	13,6	-	-
Tanque de Aeração	12,2	11,6	-	-
Flotador	Operando como decantador	Em operação normal	-	-
Geração de resíduos				
Grade (l dia-1)	-	190	-	-
Desarenador (kg dia-1)	853	1153	82	218 (18,9%)
Lodo Desaguado (t dia-1)	12,27	17,38	1,39	3,72 (21,4%)
(25 ± 3)% de sólidos				
Consumo de produtos químicos				
Hidróxido de Sódio (kg dia-1)	1313,3	1488,0	47,6	127,1 (8,5%)
Polímero (kg dia-1) + Glotec (kg dia-1)	57,3	112,0	14,9	39,8 (35,6%)

(): ACRÉSCIMO EM RELAÇÃO AO CENÁRIO 2 (%)

FONTE: CAMPOS ET AL (2007) E SANASA

Tentou-se, nessa Tabela 5.34, "separar" os acréscimos decorrentes do crescimento populacional na área atendida pela ETE daqueles diretamente ocasionados pelas descargas de resíduos na Central. Trata-se de uma especulação com resultados aproximados que, contudo, pode auxiliar a análise dos efeitos especificamente consequentes da sobrecarga originada no lançamento de resíduos advindos da Central.

Com base nos dados que constam da Tabela 3, podem se efetuar as observações:

Embora o aumento de volume diário médio do afluyente da ETE tenha aumentado de apenas 3,38%, houve aumento considerável na quantidade de material retirado no gradeamento (18,9%) e de lodo desaguado na ETE (21,4%). Nota-se, também, pequeno aumento do consumo adicional de alcalinizante (8,5%), porém, elevado aumento no consumo de produtos para a flotação e desaguamento (35,5%).

Conclusões

As conclusões desta pesquisa devem ter sua leitura no contexto das circunstâncias específicas prevalentes neste caso específico e levando-se em consideração os fatores que interferem na interpretação dos resultados. A ETE estudada recebe resíduos não somente de lodo de tanques sépticos, mas também percolado de aterros sanitários contendo elevada parcela de matéria orgânica, que apresenta maior dificuldade para degradação biológica.

No contexto geral, podem-se estruturar algumas conclusões; entre as quais destacam-se:

- A implantação da central de recebimento de lodo de tanque séptico, não localizada na área da ETE, e, razoavelmente afastada da mesma, pode trazer benefícios ao sistema (desde que a canalização receptora tenha capacidade para tal), pois, aparentemente ocorre atenuação de picos de vazão e de carga, e dependendo do caso, até uma certa degradação de contaminantes orgânicos.
- A ETE Piçarrão recebe volume diário médio de resíduos decorrentes de uma Central, equivalente a uma porcentagem de cerca de 3,4% do volume diário total de esgoto afluente. Neste cenário, foram constatadas as observações:
 - aumento de 18,9% na quantidade de detritos retidos nos desarenadores.
 - aumento de 21,4% na massa de lodo desaguado diariamente.
 - aumento do consumo de soda cáustica (ajuste de pH) de 8,5% e de produtos para a flotação e desaguamento de 35,5%.
 - elevação de 24,5%; 4,2% e de 22,9%, nos valores médios de DBO, DQO e de sólidos suspensos totais no esgoto bruto, respectivamente.
- Com relação ao desempenho geral da ETE Piçarrão, o impacto mais evidente ocorreu nos reatores UASB, cuja eficiência média foi reduzida de 72 para 64,7%, na remoção de DBO; de 64,8 para 57,7%, na remoção de DQO, e de 70,7 pra 52,9% na remoção de sólidos suspensos totais. Não houve alterações consideráveis de NTK e na remoção de coliformes, que se manteve em valor superior a 4 log. Esses impactos foram praticamente "neutralizados" no sistema de lodos ativados com flotação existente após os reatores UASB.
- A concepção e a operação geral da ETE comprovaram a robustez e a qualidade do fluxograma adotado para a mesma (reatores UASB, seguidos por tanque de aeração e sistema de flotação), pois a eficiência total – considerando o efluente final – praticamente não foi afetada. Mesmo com as sobrecargas, a eficiência média foi mantida bastante elevada: DBO: 93,8% (20 mg.L⁻¹); DQO: 88,4% (63 mg.L⁻¹); sólidos suspensos totais: 96,0% (13 mg.L⁻¹); remoção de coliformes maior que 4 log.

- Pode-se inferir que o lodo séptico, por ter atividade metanogênica menor do que aquela do lodo do esgoto bruto, constitui um fator negativo ao se acumular nos reatores UASB, ocupando volume com produtividade menor e, dessa forma, prejudicando a eficiência dos reatores.

5.6 Projetos de ETE e a problemática do recebimento de lodo de tanque séptico e de fossas

Ao se elaborarem projetos de estações de tratamento de esgoto, ainda não existe um conceito estabelecido, na prática atual, em se prever o lançamento de outros resíduos, tais como: percolado de aterros sanitários, lodo proveniente de tanques sépticos e de fossas e lodos descartados das Estações de Tratamento de Água. Contudo, no Brasil, está se tornando cada vez mais comum um tipo de decisão que ocorre, geralmente, depois de estações já estarem em operação: no projeto e na execução da ETE, não se ponderaram os impactos de lançamentos adicionais, porém, posteriormente, verifica-se que essa necessidade existe.

Em muitos casos, o recebimento de sobrecargas desse tipo torna-se quase obrigatório em face da premência de se ter destino/tratamento desses resíduos, imposto pela legislação, porém não previsto (ou por não haver recursos) pelos gestores do Saneamento Ambiental, no local.

Além disso, também está ocorrendo tendência de se lançar o lodo gerado em Estações de Tratamento de Água (ETA) nas redes coletoras de esgoto. Trata-se de material que tem elevado teor de material decorrente de sólidos fixos e do metal do coagulante usado na ETA. Neste caso, o impacto ocorre fundamentalmente pelo aumento da geração de lodo na ETE, aumento da vazão afluyente (1 a 4%) e no aumento de teor de metais no lodo gerado na ETE.

É evidente que essas atitudes geram sobrecarga e impactos na eficiência, na operação e nos custos das ETE, ainda mais se considerando que essas estações não foram projetadas para receber essas sobrecargas. Isso pode resultar em adaptações operacionais – quando as descargas adicionais são de pequena monta, ou até investimentos adicionais, para atitudes corretivas.

Ponderando-se as perspectivas de ocorrerem essas sobrecargas não previstas, conclui-se que se deve introduzir um novo componente ao se elaborarem projetos de ETE.

Na etapa de levantamentos de dados para definição de cargas e vazões, o projetista deve incluir obrigatoriamente em sua análise as perspectivas de curto, médio e longo prazos que prevalecem no cenário em que se terão o funcionamento e os objetivos da ETE.

A amplitude do levantamento de dados para a concepção/ampliação de sistemas de esgotamento e de sistemas de tratamento deve ser expandida, mediante consulta aos responsáveis pela gestão ambiental, planos, diretrizes e projetos específicos (abastecimento de água, sistema de esgoto e resíduos sólidos).

A conexão e as inter-relações entre esses três componentes do saneamento básico interferem não só no tratamento do esgoto em si, mas também nas decisões relacionadas ao tratamento, destino ou uso dos resíduos sólidos.

Como demonstram os resultados deste programa PROSAB, o co-tratamento de resíduos sólidos, a co-disposição, a compostagem, *landfarming*, etc, envolvendo lodos de ETE e de fossas/tanques sépticos com resíduos urbanos (lixo, resíduos vegetais – incluindo podas de jardins), oferecem resultados com potencialidade benéfica sob o aspecto ambiental.

Após o entendimento desse quadro cada vez mais evidente, é importante que, em novos projetos de ETE, valorizem-se horizontes mais amplos do que aquele centrado somente nas cargas e vazões de esgoto sanitário.

Como conclusão, deve-se incluir na pauta da concepção, projeto e operação de novas estações de tratamento de esgoto:

- Levantamento do cenário local e regional no que concerne a planos ou necessidade potencial em que se vislumbra o lançamento de percolato de aterros sanitários, lodos de estações de tratamento de água e lodo de tanques sépticos e de fossas;
- Quantificação de cargas e vazões dessas fontes adicionais, com planejamento e estimativas que ocorrerão ao longo do alcance do projeto;
- Inclusão, no projeto da ETE, das sobrecargas e das vazões estimadas, e provimento das instalações adicionais na ETE para receber e pré-tratar (no nível necessário) esses resíduos;
- Elaboração de estudo comparativo de alternativas, incluindo os aspectos técnico-econômico e ambiental.

O conjunto de conceitos e práticas que consta neste livro aborda várias alternativas relacionadas ao tratamento, disposição e uso do lodo de tanques sépticos e de fossas, como o tratamento combinado com esgoto sanitário.

Dependendo do local, a obrigatoriedade de se transportar todo o lodo retirado de tanques sépticos para CRLTS é uma forma de 'disciplinar' o manejo desse material, impedindo que sejam efetuadas descargas em locais inadequados.

Essa prática, por ser uma solução atrativa, deve ser incorporada no âmbito profissional relacionado a projetos de ETE. Ao se levantarem dados básicos para projeto, não se deve deixar de ponderar a potencialidade/necessidade de a ETE receber lodo de fossas/tanque séptico (e também percolado de aterros sanitários e lodos de ETA) no contexto do cenário local (e às vezes, regional).

Referências bibliográficas

AZEVEDO NETTO, J.M.; ALVAREZ, G.A. *Manual de hidráulica*. 6. ed. São Paulo: Edgard Blücher Ltda., 1973. Vol. I.

AISSÉ, M.M. *Tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

APHA/AWWA/WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21 Ed. Washington, DC: APHA, 2005.

BARBOSA, C.A.; SOUZA, M.A.A. *Sedimentabilidade do lodo secundário obtido no processo de lodos ativados com remoção biológica de nutrientes*. In: XXVI CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL, AIDIS. Anais... Lima, Peru, 1998.

BARBOSA, C.A.C. *Estudo da sedimentabilidade do lodo secundário obtido no processo de lodos ativados com remoção biológica de nutrientes*. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) – UnB, Brasília, DF, 1998.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 12208*. Projeto de estações elevatórias de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, abril, 1992.

_____. *NBR 9649*. Projeto de redes coletoras de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, nov, 1986.

CAMPOS, J.R. et al. *A wastewater treatment plant composed of UASB reactors, activated sludge with DAF and UV disinfection in series*. In: X IWA SPECIALIST CONFERENCE: DESIGN, OPERATION AND ECONOMICS OF LARGE WASTEWATER TREATMENT PLANTS, Anais... Viena, Áustria, 2007.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). *Process design manual: land application of sewage sludge and domestic septage*. EPA: USA, 1995.

GODOY, T.G. et al. *Efeito da descarga de caminhões limpa-fossas em ETE de pequeno porte*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Anais... Rio de Janeiro, 2007.

GONÇALVES, C.P. *Impacto do lançamento de lodo de tanques/fossas sépticas em estação de tratamento de esgoto com reator UASB*. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

HEINSS, U.; STRAUSS, M. *Co-treatment of faecal sludge and wastewater in tropical climates: management of sludges from on-site sanitation*. EAWAG/SANDEC, 1999.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE/PNAD). [On-line]. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/trabalhorendimento/pnad2007>. Acesso em: 10 fev. 2009.

KLINGEL, F. *et al.* *Faecal management in developing countries: a planning manual*. Suíça: EAWAG, 2002.

LEITE, B.Z. *et al.* *Caracterização e alternativas de disposição final de resíduos sépticos*. In: VIII SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Anais... Fortaleza, Ceará, 2006.

METCALF & EDDY, INC. *Wastewater engineering: treatment and reuse*. 4. ed. New York: McGraw-Hill, 2003.

PIEROTTI, S.M. *Avaliação da partida de um reator anaeróbio do tipo UASB em escala plena sob condições hidráulicas desfavoráveis*. 118 f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, USP, 2007.

ROCHA, C.; SANT'ANNA, F.S.P. *Regulamentação para despejos de caminhões limpa-fossas na ETE Jarivatuba, Joinville, SC*. In: XXIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Anais... Campo Grande, MS, ABES, 2005.

TACHINI, M. *Avaliação de tratamento integrado de esgotos sanitários e de lodo de tanque séptico em reator anaeróbio – RALF*. 141 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Regional de Blumenau (FURB), Blumenau, SC, 2002.

TSUTIYA, M.T.; ALÉM SOBRINHO, P. *Coleta e transporte de esgoto sanitário*. 2. ed. São Paulo: DEHS/EPUSP, 2000.

VIEIRA, W.L.P.B.; CARVALHO, E.H.; CAMPOS, L.C. *Desempenho do reator UASB da ETE Lages – Aparecida de Goiânia em sua fase inicial de operação*. In: XXIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Anais... Campo Grande, MS: ABES, 2005.

VON SPERLING, M. *Princípios básicos de tratamento de esgoto*. Belo Horizonte: UFMG, 1996. Vol. II.

XCG CONSULTANTS LTD. *Final report n alkaline stabilization and screening of septage: Ontário Field demonstration of lime stabilization*. Ontário Rural Wastewater Centre, University of Guelph, 2005.

6 Gestão do lodo de fossa/tanque séptico

*José Almir Rodrigues Pereira, Aline Christian Pimentel,
Almeida Santos, Carlos Daidi Nakazato e
Sérgio Tadeu Gonçalves Muniz*

O crescimento urbano no Brasil ocorreu de modo desordenado, resultando na formação de cidades com infraestrutura deficiente e pouca disponibilidade de serviços urbanos para atender a toda a população. Nesse contexto, graves problemas de poluição/contaminação ambiental são observados na maioria dos centros urbanos brasileiros, como o lançamento indevido de lodo de fossa/tanque séptico em corpos d'água (canais, igarapés e rios) e no solo, como visto no Capítulo 3.

Por apresentar grande concentração de sólidos, matéria orgânica e micro-organismos, o lodo armazenado na fossa séptica precisa ser removido, transportado, condicionado, tratado e destinado adequadamente. Contudo, nem sempre essas etapas são realizadas corretamente, sendo que a reduzida fiscalização e o controle inadequado prejudicam o meio ambiente e colocam em risco a saúde pública.

Assim, a gestão do lodo de fossa/tanque séptico adequada é uma necessidade dos municípios brasileiros que, por apresentarem grande diversidade de características, acabam exigindo diferentes alternativas para que esse resíduo não venha a prejudicar o meio ambiente e a qualidade de vida da população.

Nesse sentido, no presente capítulo são apresentados os atuais procedimentos, a legislação vigente, algumas experiências e propostas de alternativas para gestão do lodo de fossa/tanque séptico em municípios brasileiros.

6.1 Situação atual

Normalmente, os moradores são os responsáveis pela implantação, operação e manutenção da fossa/tanque séptico, tendo que disponibilizar espaço na área do seu imóvel e arcar com as despesas dessa solução de saneamento, que geralmente não são subsidiadas pelo poder público, ou seja, o morador é obrigado a adotar uma solução para o afastamento das águas servidas e dejetos da sua residência, o que muitas vezes é feito de maneira inadequada em termos técnicos, econômicos e ambientais.

Por ser obra de engenharia, a construção do tanque séptico deveria seguir normas técnicas, como descrito no Capítulo 2, bem como ser registrada no órgão municipal competente e/ou no Conselho Regional de Engenharia e Arquitetura e Agronomia (CREA). Mas nem sempre isso ocorre, resultando na falta de cadastro atualizado do número de tanques sépticos/fossas, dificultando, naturalmente, a fiscalização e o controle da manutenção dessas unidades de tratamento de esgoto.

O morador também é responsável pelas despesas com limpeza da fossa/tanque séptico e de suas instalações complementares. Assim, na tentativa de redução de custos, o próprio morador ou pessoas não habilitadas executam esse serviço, sendo comum a coleta, transporte e lançamento indevido de lodo de fossa séptica em corpos d'água, terrenos abandonados e lixões.

Poucos municípios brasileiros apresentam estrutura adequada de coleta, transporte e destino final do lodo de fossa/tanque séptico, sendo que esse número ainda é menor quando se considera a existência de instalações de condicionamento e/ou tratamento desse tipo de lodo em sistemas naturais (lagoas de lodo, leitos de secagem etc.) ou em sistemas com produtos químicos para acelerar a operação de desaguamento e, simultaneamente, melhorar as características físicas, químicas e bacteriológicas do lodo de fossa/tanque séptico, o que pode reduzir os custos de transporte e facilitar o reaproveitamento desse resíduo. Em alguns locais, esses resíduos são lançados na rede coletora ou na entrada de Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), tendo tratamento combinado com o esgoto sanitário.

Além disso, dados importantes do controle e da fiscalização ambiental são pouco conhecidos, como o número de fossas/tanques sépticos, as empresas que realizam o serviço de limpeza dessas instalações de tratamento de esgoto, os locais de destinação final etc. Em muitas cidades, não existe ou não é utilizado o registro dos imóveis com fossa séptica, bem como não é monitorada a prestação do serviço de limpa-fossa, o que, naturalmente, reduz a fiscalização e a identificação de procedimentos inadequados na gestão do lodo removido de fossa/tanque séptico.

Em relação à Educação Ambiental, um número pequeno de municípios apresenta resultados expressivos na conscientização da população no que se refere à gestão do lodo removido de fossa/tanque séptico, pois esse tema é pouco explorado nas atividades educacionais de prefeituras e entidades colaboradoras.

6.1.1 Coleta e transporte de lodo de fossa/tanque séptico

A reduzida fiscalização faz com que algumas empresas limpa-fossa tenham pouca preocupação com as questões técnicas e ambientais envolvidas na remoção, transporte e destinação final do lodo. Normalmente, esse trabalho é desenvolvido por pessoas pouco habilitadas e sem credenciamento para movimentação de produtos perigosos. Com frequência faltam equipamentos de proteção individual (EPI) ou são utilizados equipamentos inadequados ou de qualidade duvidosa, além de existirem problemas na estrutura e estanqueidade dos tanques dos caminhões, que tornam o contato com o material residual (lodo) um grave risco para a saúde do trabalhador e da comunidade em geral. Na Figura 6.1 é mostrada coleta de lodo de Fossa Séptica sem os EPI necessários.



FONTE: UFPA

Figura 6.1 Coleta de lodo sem EPI

O lodo coletado deve ser transportado em caminhões limpa-fossa, que podem ter capacidade de 7, 8, 10, 15, 20 e 30 m³. Esses caminhões são constituídos de tanque de armazenamento de resíduos, mangueiras e sistema de sucção e bombeamento do lodo, conforme ilustrado na Figura 6.2.



FONTE: UFPA

Figura 6.2 Caminhão limpa-fossa

O mesmo caminhão geralmente realiza a coleta de lodo de fossa/tanque séptico de mais de uma residência por viagem, bem como remove o material acumulado nas caixas de gordura. Em alguns casos, também coleta resíduos de instalações não residenciais, como indústrias, restaurantes, postos de gasolina, comércio etc., alterando as características do material transportado e dificultando a destinação final em locais apropriados, o que aumenta os riscos ao meio-ambiente e à saúde humana. Além disso, quando esse lodo é lançado no sistema coletivo de esgotamento sanitário, pode provocar graves impactos na ETE, como estudado no Capítulo 5.

Geralmente, as recomendações para a remoção do lodo de fossa ou tanque séptico não são seguidas. Quando o lodo não é removido periodicamente, a fossa ou tanque séptico se torna uma caixa de passagem em que o efluente líquido carrega partículas e micro-organismos para o meio físico. No caso da remoção total do lodo, a continuidade do tratamento anaeróbio é prejudicada por não ser mantida a biota para decompor a nova contribuição de esgoto da residência. Vale ressaltar que na NBR 7229/1993 é recomendado que aproximadamente 10% do lodo digerido seja mantido no interior do tanque séptico.

Em relação ao responsável pela remoção do lodo das fossas/tanques sépticos, observam-se situações irregulares em muitos municípios brasileiros, as quais resultam no lançamento clandestino do lodo removido no meio ambiente. Dentre elas destacam-se:

- o serviço realizado pelo próprio morador, que utiliza equipamentos (pás, baldes, cordas etc.) não apropriados e não dispõe de veículo para transporte do material removido até um destino final apropriado;
- o serviço realizado por empresa não registrada (cadastrada) nos órgãos competentes, o que, muitas vezes, resulta em transporte clandestino e destinação final inadequada do lodo removido do tanque séptico ou fossa.

A pequena divulgação dos dados das atividades realizadas pelas empresas limpa-fossa, como o volume de lodo coletado e a distância efetivamente transportada facilita a variação no valor dos serviços de remoção e transporte de lodo, que modificam com a área de atuação da empresa limpa-fossa, com a capacidade de pagamento do contratante e com a concorrência. Na Tabela 6.1 são apresentados valores médios cobrados por empresas limpa-fossa em diferentes regiões do Brasil.

Tabela 6.1 > Variação do custo dos serviços de remoção e transporte de lodo de fossa/tanque séptico

REGIÃO	FAIXA DE CUSTO DOS SERVIÇOS DE COLETA E TRANSPORTE DE LODO
Norte	R\$ 80,00 a R\$ 150,00
Nordeste	R\$ 140,00 a R\$ 350,00
Centro-oeste	R\$ 120,00 a R\$ 130,00
Sudeste	R\$ 150,00 a R\$ 300,00
Sul	R\$ 150,00 a R\$250,00

FONTE: UFPA

Geralmente, os responsáveis pela prestação dos serviços de saneamento no município não participam da remoção do lodo das fossas/tanques sépticos, o que, entre outros fatores, pode ser explicado pela falta de obrigatoriedade legal e/ou pela necessidade de repasse dos custos para a tarifa de água/esgoto.

6.1.2 Tratamento, tratamento e destino final do lodo de fossa/tanque séptico

A maioria dos municípios ainda não dispõe de local específico e adequado para recebimento e tratamento do lodo. Esse é um problema grave, pois o lodo coletado e transportado é disposto em sua forma bruta, impedindo qualquer medida para redução do seu volume (desaguamento) e posterior condicionamento, tratamento e disposição final.

Apesar de não participarem da coleta e transporte, alguns responsáveis pela prestação dos serviços de saneamento no município recebem lodo de fossas/tanques sépticos nas instalações do sistema público de esgotamento sanitário. Em algumas empresas de saneamento, como a Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB), a Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) e a Companhia de Saneamento

Básico do Estado de São Paulo (SABESP), o lodo de fossas/tanques sépticos pode ser lançado em pontos específicos das unidades de coleta e tratamento de esgoto.

Essas empresas dispõem de manuais de procedimentos para regulamentar as atividades de entrega do lodo pelos caminhões limpa-fossa. Contudo, é necessário que essas atividades sejam fiscalizadas por outros órgãos do poder público, em razão do lançamento de:

- cargas clandestinas e não permitidas (lodo industrial) nos locais determinados pela empresa;
- lodo de fossa séptica em instalações não autorizadas pela empresa de saneamento.

A falta de controle do material lançado pode provocar transtornos na rotina operacional do sistema de esgotamento sanitário, o que, em alguns casos, pode ocasionar a paralisação de unidades de tratamento do esgoto.

Vale observar que a grande maioria das ETE brasileiras não foi projetada para recebimento de lodo de fossas/tanques sépticos, assim como poucos municípios dispõem de instalações específicas para redução da umidade, o que resulta no transporte de todo o volume de lodo removido das fossas/tanques sépticos até o ponto de destinação final.

A falta de local específico para destinação final desse lodo é um grande problema na maioria dos municípios brasileiros que, muitas vezes, incorporam o material residual na solução final do sistema de limpeza pública (resíduos sólidos), no caso, aterros sanitários, aterros controlados e lixões a céu aberto, o que, além causar impactos, dificulta o aproveitamento do lodo de fossas/tanques sépticos em outras atividades.

Segundo Andreoli et al (2007), o recebimento de resíduos de saneamento em aterros sanitários pode ser uma alternativa efetiva quando a aplicação no solo não é adequada, seja por situações de contaminação por metais pesados ou restrições de caráter ambiental.

Algumas cidades brasileiras já tentam organizar e normatizar os procedimentos para a disposição final de lodo de fossa/tanque séptico. Como exemplo, podem ser citadas:

- Belém: o desaguamento de lodo de fossa/tanque séptico em leitos de secagem é condição para o lançamento no Aterro Sanitário do Aurá;
- Brasília: pontos estratégicos são estabelecidos para lançamento do lodo de fossa/tanque séptico na rede coletora de esgoto ou nas ETE;
- Natal: o lodo de fossa/tanque séptico precisa ser tratado em lagoas de estabilização construídas e operadas pela empresa limpa-fossa.

Quando a fiscalização não é efetiva ou não é estabelecido local para destinação final, geralmente ocorre lançamento indevido de lodo de fossa/tanque séptico no meio ambiente. Desse modo, existe a necessidade de alternativas seguras para que esse resíduo do tratamento de esgoto não se transforme em novo problema ambiental, mas traga vantagens econômicas e ambientais, sendo devidamente condicionado e/ou tratado antes da sua destinação final ou reaproveitamento.

A atribuição da destinação final do lodo é, normalmente, repassada informalmente para a instituição responsável pelo sistema de resíduos sólidos, com o lodo das fossas/tanques sépticos encaminhado para aterros sanitários, aterros controlados ou lixões.

Porém, na maioria das cidades brasileiras não existe integração entre as ações dos atores envolvidos na gestão do lodo removido de fossas/tanques sépticos, o que resulta em falta de sincronismo de atividades e em prejuízos técnicos, ambientais e econômicos.

A participação da sociedade nessas questões ainda é muito pequena, apesar de o lançamento indevido desse resíduo poder ocasionar complicações para a saúde pública e prejuízos ao ambiente utilizado por todos.

A falta de conhecimento e disseminação de informações sobre lodo de fossa/tanque séptico explica a reduzida participação da população, que não procura seus direitos e nem sempre exerce seus deveres, agravando o afastamento de questões relacionadas ao meio ambiente e à cidadania.

6.1.3 Legislação

Apesar de ser questão antiga, não existe legislação específica para o lodo de fossa/tanque séptico, o que também ocorre com os resíduos sólidos e semissólidos gerados em Estações de Tratamento de Água (ETA).

A Resolução CONAMA nº 375, de 29 de agosto de 2006, define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodo de esgoto gerado em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados. No item VI do 2º parágrafo do artigo 3º, estabelece-se que os lodos gerados em sistemas de tratamento individual, coletados por veículos sejam tratados em estação de tratamento de esgoto para o seu posterior reaproveitamento na agricultura (BRASIL, 2006).

Art 3º Os lodos gerados em sistemas de tratamento de esgoto, para terem aplicação agrícola, deverão ser submetidos a processo de redução de patógenos e da atratividade de vetores, de acordo com o Anexo I desta Resolução [...]

§ 2º Esta Resolução veta a utilização agrícola de:

- I. lodo de estação de tratamento de efluentes de instalações hospitalares;
- II. lodo de estação de tratamento de efluentes de portos e aeroportos;
- III. resíduos de gradeamento;
- IV. resíduos de desarenador;
- V. material lipídico sobrenadante de decantadores primários, das caixas de gordura e dos reatores anaeróbicos;
- VI. lodos provenientes de sistema de tratamento individual, coletados por veículos, antes de seu tratamento por uma estação de tratamento de esgoto;
- VII. lodo de esgoto não estabilizado;

Independentemente da origem, o lodo é abordado de forma implícita na lei 11.445, de 5 de janeiro de 2007, sendo oportuno observar que a palavra lodo não é citada nessa lei que trata da Política Nacional de Saneamento Básico; o mesmo ocorre com o termo tanque séptico ou fossa.

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) não dispõe de norma específica para as etapas relacionadas ao lodo de fossa/tanque séptico, apesar de existirem duas normas que enfocam indiretamente esse resíduo: NBR 10.004/2004, que trata da classificação de resíduos sólidos; e NBR 7229/1993, que trata do projeto, construção e operação de sistemas de tanque séptico

Essas normas não tratam de questões importantes relacionadas aos procedimentos de coleta, transporte, condicionamento, tratamento, destinação final e reaproveitamento do lodo de fossa/tanque séptico. A NBR 10.004/2004 é restrita à classificação geral do lodo como resíduo sólido, enquanto a NBR 7229/1993 trata basicamente do dimensionamento do volume a ser ocupado pelo lodo no tanque séptico.

Vale ressaltar que a ABNT publicou a NBR 13.969/1997, porém, ainda não publicou nenhuma norma específica para o lodo e o biogás gerados nas fossas/tanques séptico.

A falta de leis e de normas técnicas específicas faz com que os órgãos de meio ambiente recomendem, de forma pontual e particular os procedimentos para etapas da gestão do lodo de fossa/tanque séptico no município. Normalmente, essas recomendações são baseadas em demandas de empresas e/ou da sociedade.

Contudo, para evitar distorções de entendimento e falhas na gestão na maioria dos municípios brasileiros, a relevância da questão do lodo de fossa/tanque séptico já requer legislação e normas específicas, especialmente pelo fato de a indefinição de responsabilidades e a falta de controle dos procedimentos explicarem a grande desarticulação dos atores envolvidos da etapa inicial (remoção) até a etapa final (destina-

ção) do lodo do fossa/tanque séptico.

Apesar da falta de legislação federal para isso, alguns estados brasileiros já dispõem de leis nesse tema. Na Tabela 6.2 são apresentados exemplos de legislações estaduais e do distrito federal que enfocam a gestão de lodo, que, normalmente, referem-se ao lodo de ETE e ETA, não enfocando precisamente lodo de fossa/tanque séptico.

Tabela 6.2 > Legislação por estados brasileiros

REGIÃO	ESTADO/DF	LEGISLAÇÃO		ENFOQUE
		LEI	DATA	
Centro-oeste	Distrito Federal	3.581	12 de abril de 2005	Define lodo, determina o gerenciamento do tratamento e disposição final de lodo de esgoto.
	Amapá	Projeto de Lei 0027/92	1992	Obriga as empresas limpa-fossas a determinarem, quando do pedido de concessão do Alvará de funcionamento, o local onde os dejetos recolhidos serão despejados.
	Pará	5.887	09 de maio de 1995	Dispõe sobre o uso de fossa séptica e determina responsabilidades no gerenciamento de lodo de fossa séptica no estado.
Sudeste	Rio de Janeiro	4.191	30 de setembro de 2003	A política Estadual de Resíduos Sólidos define como resíduo o lodo proveniente de ETA, gerados em instalações de controle de poluição, bem como os líquidos cujas características tornem inviável o seu lançamento em rede pública de esgotos ou corpos d'água.

FONTE: UFPA

De maneira geral, as legislações estaduais apenas apresentam diretrizes para a política estadual de saneamento, sem especificar o tipo de tratamento e de disposição final de lodo gerado em fossas/tanques séptico ou em ETE.

Em alguns municípios, já existem leis e normas para melhorar a gestão do lodo de fossas/tanques séptico, como, por exemplo, Maceió (AL) e Natal (RN) na Região Nordeste, Belém (PA) na Região Norte, Campinas (SP) na Região Sudeste e Curitiba (PR) na Região Sul.

Maceió (AL)

A Lei n° 4.548, de 21 de novembro de 1996, define a rede de esgoto como o local para despejo do lodo de fossas sépticas e dos sanitários dos veículos de transporte rodoviário, de acordo com as normas do órgão estadual competente;

Natal (RN)

A Lei n° 4.867, de 27 de agosto de 1997, estabelece que as imunizadoras (empresas limpa-fossa) devem coletar e transportar o lodo removido de fossas sépticas até instalação própria de tratamento, para que esse lodo bruto seja tratado em sistemas de lagoas de estabilização;

Belém (PA)

A Lei n.º 7597, de 29 de dezembro de 1992, define a obrigatoriedade das empresas limpa-fossa em determinarem o local de despejo do lodo, indicando se causam ou não danos ao meio ambiente e à saúde da população, o qual será analisado pelas Secretarias Municipais de Saneamento, Saúde e Meio Ambiente;

A Lei n° 7.940, de 19 de janeiro de 1999 estabelece diretrizes para a coleta, tratamento e a disposição de esgotos, com vistas ao controle de poluição das águas interiores, superficiais e subterrâneas, bem como das águas costeiras, nos limites da competência do órgão municipal de proteção da saúde e do meio ambiente, estabelecendo no Artigo 10 que:

§ 3º Os tanques sépticos deverão sofrer remoção do lodo digerido a cada período de um ano e uso, podendo esse período ser ampliado se comprovado pelo dimensionamento um intervalo de tempo maior entre limpeza.

§ 4º O proprietário estará sujeito às sanções estabelecidas pelo órgão competente, caso não execute a limpeza no período determinado.

§ 5º O lodo removido, gerado em qualquer estação de tratamento, somente poderá ser disposto em locais determinados pelo órgão municipal competente, preferencialmente em leito de secagem ou instalações adequadas, visando seu reaproveitamento e destinação final.

Campinas (São Paulo)

A Lei n°5887, de 17 de dezembro de 1987, proíbe a emissão e o descarte de efluentes de esgotos nos cursos e corpos d'águas superficiais ou subterrâneos, sob pena de aplicarem-se as devidas sanções administrativas, civis e penais;

Curitiba (PR)

O Decreto N° 1153, de 7 de dezembro de 2004, que regulamenta os artigos 7º E 9º da lei N° 7.833/91, institui o sistema de licenciamento ambiental no município de Curitiba,

considerando os serviços de limpeza e conservação de fossas sépticas como atividades sujeitas a Autorização Ambiental de Funcionamento.

No entanto, a inexistência de instrumentos legais e técnicos dificulta o detalhamento das diretrizes básicas em alguns estados e municípios brasileiros, resultando em entendimentos e procedimentos diferentes para a questão do lodo de fossa/tanque séptico, o que, algumas vezes, leva a soluções clandestinas, irregulares e indevidas que podem ser tipificadas na lei de crime ambiental.

Como pode ser observado, é preciso adequar a legislação vigente para que as diretrizes, procedimentos, competências e responsabilidades sejam bem delimitadas, sempre respeitando as características e peculiaridades de cada local, porém tendo base legal para disponibilizar alternativas para a gestão do lodo de fossas/tanques sépticos adequada no Brasil.

6.1.4 Experiências na gestão de lodo de fossa/tanque séptico

Atualmente, são diversificados os procedimentos e atividades na gestão do lodo de tanques sépticos/fossas em municípios brasileiros. A seguir, são apresentadas algumas experiências municipais nessa questão:

Curitiba (PR)

Em Curitiba e região metropolitana, a Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) cadastra empresas limpa-fossa que descarregam lodo de fossa/tanque séptico em algumas ETE mediante o pagamento de taxa, tendo o seguinte procedimento:

- Na entrada da ETE, é coletada amostra da carga transportada no caminhão limpa-fossa;
- Após aprovação laboratorial, o caminhão é autorizado a lançar o lodo em poço de recebimento, sendo tratado de maneira combinada com o esgoto doméstico.
- O lodo de fossa/tanque séptico é tratado de maneira combinada com o esgoto doméstico.

As ETE da SANEPAR recebem em média 200 m³ por dia de lodo transportado por caminhões tipo limpa-fossa. No entanto, empresas sem cadastro na SANEPAR lançam lodo de fossa/tanque séptico em local desconhecido, normalmente com prejuízos para o meio ambiente.

Campinas (SP)

A Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento (SANASA) responde pelo gerenciamento do lodo de fossa/tanque séptico na cidade de Campinas, tendo postos de recebimentos desse material residual de acordo com a área territorial de controle.

Os caminhões limpa-fossa que atuam na área territorial de controle são obrigados a efetuar descargas na(s) central(is) de controle implantada(s), sendo proibida qualquer outra alternativa de descarte.

As empresas prestadoras desse serviço e todos os caminhões são cadastrados na entidade que receberá o lodo, sendo que os caminhões devem ter inscrições impressas em seus reservatórios, identificando:

- que transporta lodo coletado de fossa/tanque séptico;
- telefones para reclamações (da entidade estadual de controle de poluição e da entidade que recebe o lodo);
- nome da empresa, endereço, CGC, telefone;
- volume do reservatório.

A população, as empresas e os proprietários de fossa/tanque séptico são conscientizados da infração que é cometida no caso do lodo não ser lançado no(s) local(is) pré-determinado(s).

A cada descarga, o caminhão é inspecionado para verificar se não há vazamentos ou outras irregularidades, sendo medida a temperatura e o pH do lodo antes do descarte. Caso haja "irregularidade", a empresa é alertada inicialmente (processo educativo) e pode ser descredenciada, quando reincidente. Em casos específicos, são coletadas amostras e realizadas análises mais detalhadas do local.

Em regiões carentes, a SANASA celebra contrato com empresa privada, escolhida por licitação para efetuar a coleta gratuita do lodo em cerca de 12 caminhões limpa-fossa.

Em Campinas, descarregam-se por dia cerca de 100 caminhões, com volume unitário médio de 8 m³/caminhão e 280 m³ de percolado de aterro; que é destinado à ETE Piçarrão, distante cerca de 6 km dessa central de coleta de efluentes.

Rio das Ostras (RJ)

A maioria da população do município de Rio das Ostras é atendida por fossas/tanques sépticos, que são esgotados por caminhões limpa-fossa, com volume diário de aproximadamente 500 m³/dia.

O lodo coletado pelos caminhões limpa-fossa é encaminhado para duas unidades de contenção e desaguamento de lodo (UCDL), com capacidade para condicionar 34.000 m³ de lodo, com média de 1% de sólidos.

Nessas instalações, o lodo passa por tanque de equalização e, então, é recalcado diretamente para disposição, desaguamento e armazenamento em bags, fabricados com tecido geotêxtil de polipropileno, que retém as partículas sólidas do lodo e drenam o

líquido nos poros do tecido geotêxtil. A redução de volume permite sucessivos bombeamentos de lodo para cada bag, até que o volume disponível seja quase inteiramente ocupado pela fração sólida existente no lodo. Para permitir a coagulação e a floculação dos sólidos contidos no lodo, é realizada a adição de polímero químico sintético do tipo catiônico (ALLONDA, 2009A).

A UC DL-1 foi instalada na área do aterro sanitário de Rio das Ostras e a UC DL-2 foi implantada na área da ETE Âncora (ALLONDA, 2009B).

Distrito Federal

A CAESB cadastra e autoriza empresas de limpa fossa a lançarem lodo de fossa/tanque séptico em diversos pontos de descarga do sistema de esgotamento sanitário, como interceptores de grande diâmetro ou na entrada de ETE.

O recebimento desse material é restrito ao lodo de fossa/tanque séptico de origem domiciliar para evitar a contribuição de lodo proveniente de regiões mais densamente industrializadas do Distrito Federal.

Para estabelecer os princípios e procedimentos que controlam as descargas dos caminhões limpa-fossa nas instalações do sistema de esgotamento sanitário, a CAESB elabora documento que, entre outros, apresenta os seguintes pontos:

- necessidade de cadastro e autorização da descarga;
- procedimentos de capacitação e segurança dos funcionários da prestadora do serviço de limpeza do tanque séptico ou fossa;
- conservação dos equipamentos e veículos da prestadora do serviço de limpeza do tanque séptico ou fossa;
- monitoramento das características do material a ser descarregado nas instalações da CAESB;
- procedimentos de recebimento desse material.

Belém (PA)

Na Lei Municipal 7.940, de 19 de janeiro de 1999, é recomendado que o lodo removido somente seja disposto em locais determinados pelo órgão municipal competente, preferencialmente em leitos de secagem ou em instalações adequadas, visando ao seu reaproveitamento e destinação final segura.

Assim, as empresas limpa-fossa transportam o lodo removido de fossa/tanque séptico até a unidade de desaguamento (leitos de secagem) do Aterro Sanitário do Aurá, para a redução do volume e disposição desse material nas células do aterro, sendo a responsabilidade dessa operação da Secretaria de Saneamento do Município de Belém (SESAN).

Contudo, esses leitos de secagem, distantes 8 km do centro de Belém, não têm capacidade para atender a toda a produção de lodo fossa/tanque séptico, o que ocasiona lançamento indevido desse material no meio ambiente (GUTIERREZ; MACHADO, 2003).

Essa situação foi intensificada com a implantação de 26.736 tanques sépticos no Projeto de Recuperação da Bacia do Una, quando aumentou significativamente a produção de lodo no município de Belém, ocasionando prejuízos ao meio ambiente com a destinação final clandestina desse resíduo nos canais de drenagem e rios do município, conforme pode ser observado na Figura 6.3.



FONTE: UFPA

Figura 6.3

Lançamento indevido de lodo de fossa séptica

Para tentar sanar esse tipo de problema, o Governo do Estado do Pará disponibilizou quatro caminhões limpa-fossa para atuarem na área de implantação do Projeto da Macrodrenagem da Bacia do Una, serviço gerenciado gratuitamente pela Companhia de Saneamento do Pará (COSANPA) na área do empreendimento.

Em razão do lançamento de lodo de fossa/tanque séptico em corpos d'água e no sistema de drenagem pluvial da Região Metropolitana de Belém, o Centro de Perícias Científicas Renato Chaves realizou seis perícias de crimes ambientais no ano de 2007, com os laudos incluídos em inquéritos policiais da Divisão Especializada em Meio Ambiente, vinculada à Secretaria de Segurança Pública do Estado do Pará (em fase de elaboração).

A realização dessas perícias ambientais é uma demonstração da conscientização de parte da comunidade, pois ao denunciar esse tipo de ação danosa ao meio ambiente, a o controle e a fiscalização dos órgãos públicos são mobilizados para a questão do lodo de fossa/tanque séptico.

Natal (RN)

O destino final dos efluentes originários dos tanques sépticos também é grande preocupação em Natal. Para isso, a Prefeitura Municipal promulgou a lei 4.867, de 27 de agosto de 1997, que estabelece a obrigatoriedade das empresas limpa-fossa em encaminharem os dejetos para lagoas de estabilização próprias.

Atualmente, no município de Natal estão em operação nove empresas limpa-fossa, sendo que apenas três empresas realizam o tratamento do lodo. A empresa Potiguar utiliza quatro lagoas de estabilização próprias para o tratamento do lodo de fossas/tanques sépticos, com a fração líquida encaminhada para outras lagoas de estabilização (Figura 6.4) e a fração sólida, para leitos de secagem (Figura 6.5).



FONTE: UFRN

Figura 6.4 Tratamento de lodo de fossa séptica (empresa Potiguar)



FONTE: UFRN

Figura 6.5 Leitos de secagem (empresa Potiguar)

6.2 Propostas de gestão de lodo de fossa/tanque séptico

Inicialmente, é preciso diferenciar os termos utilizados indistintamente nas questões relacionadas ao lodo de fossa/tanque séptico, no caso "manejo", "gerenciamento" e "gestão".

O termo "manejo" é descrito no dicionário Houaiss como: "1. uso de algo com auxílio das mãos [...] 2. Manusear". Apesar de ser um termo recorrente nas ciências ambientais e de saneamento, refere-se geralmente ao funcionamento, às atividades envolvidas em uma operação ou processo. É normalmente associado à manuseabilidade do objeto, produto ou material. No caso específico da cadeia do lodo de fossa/tanque séptico, o manejo é relacionado a atividades em uma ou mais etapas, como nos procedimentos realizados na limpeza da unidade de tratamento, no bombeamento do lodo para o caminhão limpa-fossa, na preparação para o lançamento desse material no destino final etc.

As diferenças no emprego dos termos "gestão" e "gerenciamento" são mais contextuais e de escopo do que propriamente de significado. Comumente, esses termos são empregados para designar atividades além das operações, contemplando também estratégias ou políticas. Uma diferença sutil aparece quando o gerenciamento é mais comumente empregado em ações e procedimentos de uma das etapas, ao passo que gestão é geralmente utilizada para designar ações e procedimentos envolvidos em todas as etapas da cadeia.

O termo "gestão" normalmente possui conotação mais "macro" que gerenciamento, compreendendo a abordagem sistêmica e integrada da cadeia como um todo, desde a geração, coleta/transporte, tratamento e disposição final do lodo de tanque séptico ou fossa. Portanto, a "gestão" remete ao termo sistema, o que se refere ao conjunto de elementos relacionados entre si, com ações e procedimentos oriundos das inter-relações entre os atores envolvidos. Vai além da esfera operacional, pois também contempla outras atividades, como o controle dos órgãos fiscalizadores, a interlocução entre os atores, a atuação e o planejamento dos poderes públicos etc.

Assim, na gestão do lodo de fossas/tanques sépticos em áreas urbanas, devem ser observadas as diretrizes do Plano de Saneamento Básico do Município, sempre com foco na proteção ambiental e na segurança da saúde pública. Deve haver, ainda, compatibilidade com as alternativas tecnológicas disponíveis e os recursos humanos, financeiros e materiais existentes em cada município. Para isso, é indispensável conhecer a realidade do esgotamento sanitário no município, com o cadastro atualizado das fossas sépticas, preferencialmente, representado graficamente em base informatizada, pois isso agiliza os procedimentos e facilita a fiscalização e monitoramento nas etapas de coleta, transporte, condicionamento, tratamento, destino final e aproveitamento do lodo de fossa/tanque séptico.

Além disso, a gestão do lodo de tanque séptico requer amparo legal e técnico, sendo essencial que os atores envolvidos tenham amplo conhecimento dos procedimentos e competências; que as normas técnicas sejam complementadas e atualizadas, para possibilitar a adequada construção, operação e manutenção das fossas/tanques sépticos; e que sejam estabelecidos e monitorados os indicadores de desempenho, sempre visando a melhorar o controle e o desempenho dessa atividade de saneamento tão comum em áreas urbanas brasileiras.

6.2.1 Proposta de alternativas para o lodo de fossa/tanque séptico

As alternativas técnicas na gestão do lodo de fossa/tanque séptico devem ser compatíveis com as recomendações do Plano de Saneamento Básico do Município, previstas na lei 11.445/2007, e com as diretrizes do Plano Diretor do Município, sempre se observando a disponibilidade tecnológica e os estudos de viabilidade (técnica, social, econômica e ambiental) em cada município, os quais, naturalmente, repercutem nos procedimentos, custos operacionais, recursos humanos, processos e equipamentos, conforme representado na Figura 6.6.



FONTE: UFPA

Figura 6.6 Critérios para proposição de alternativas de gestão de lodo de fossas sépticas

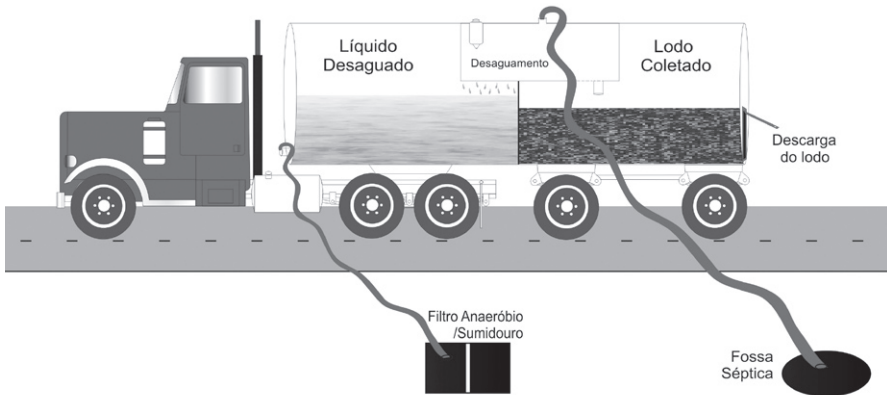
Antes da definição da melhor alternativa para a gestão do lodo de fossa/tanque séptico, é preciso conhecer a realidade de cada município, pois isso evita a adoção de soluções factíveis tecnicamente, porém economicamente inviáveis, com pequena aceitação na cultura local ou inadequadas para o meio ambiente.

Assim, para minimizar os impactos ambientais e, sempre que possível, reaproveitar o lodo de fossa/tanque séptico em outra atividade, é recomendado que os gestores disponham de alternativas que contemplem a redução do volume e a alteração das características físicas, químicas ou biológicas desse material residual, pois isso influencia na operação e nos custos das etapas da gestão do lodo de fossas/tanques sépticos.

Nesse contexto, no presente capítulo são apresentadas propostas para redução do volume e/ou alteração das características do lodo de fossa/tanque séptico, no caso: (1) desaguamento do lodo no local da coleta, (2) estruturação de centro(s) de tratamento de lodo na área urbana e (3) estruturação do sistema de esgotamento sanitário para o recebimento de lodo de fossa/tanque séptico. Essas propostas, que podem ser aplicadas individualmente ou em conjunto, apresentam o objetivo de reduzir o custo de transporte, de minimizar o impacto no destino final (aterros sanitários) ou de reaproveitar esse material residual em atividades relacionadas à recuperação de áreas degradadas (uso agrícola), com a geração de energia e com a construção civil (fabricação de tijolo, pavimentos etc.).

6.2.1.1 Desaguamento do lodo no local da coleta

Como as etapas de coleta e de transporte estão presentes em qualquer proposta de gestão de lodo de fossas/tanques sépticos, uma alternativa é a adaptação de caminhões limpa-fossa para desaguamento do lodo no local da coleta, conforme representado na Figura 6.7.



FONTE: UFPA

Figura 6.7 Desaguamento e condicionamento do lodo de fossa séptica no local da coleta

Essa alternativa apresenta como grande vantagem a redução do volume do lodo a ser transportado, o que aumenta o número de fossas/tanques sépticos atendidos em cada viagem do caminhão limpa-fossa, naturalmente diminuindo os custos operacionais relacionados ao transporte do lodo da fossa/tanque séptico até o destino final.

A adaptação do caminhão limpa-fossa é a condicionante para que essa alternativa seja viabilizada, pois a separação das frações sólida e líquida do lodo ocorrerá no interior desse veículo, que deverá dispor de sistema mecanizado de desaguamento de lodo, sistema de preparação e dosagem de produtos químicos, compartimento para armazenamento do lodo desaguado, compartimento para o líquido drenado e sistemas de bombeamento (interno e externo) de lodo e de líquido.

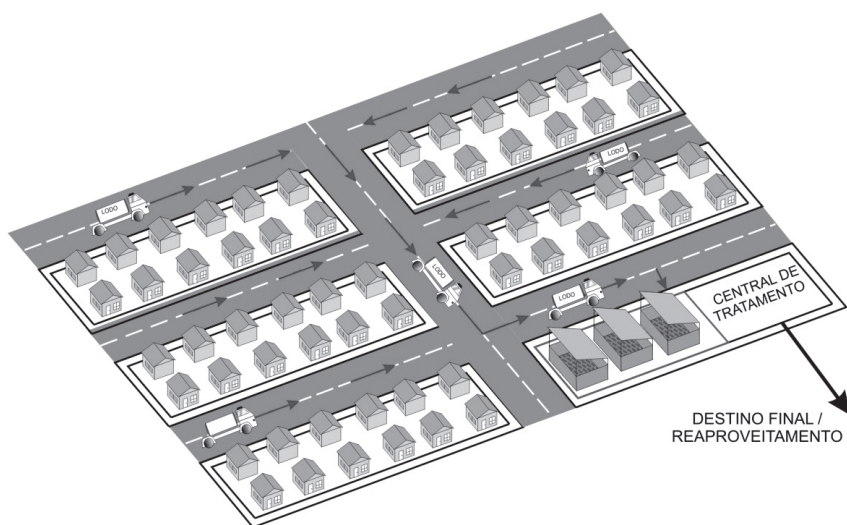
Vale ressaltar que, no Brasil, já são comercializados caminhões para desaguamento de lodo originado em ETE ou em processos industriais, ou seja, tecnologicamente não é difícil a adaptação desses veículos às características do lodo de fossas/tanques sépticos. Nesse sentido, é oportuna a recirculação da fração líquida do caminhão limpa-fossa para a fossa/tanque séptico ou unidade posterior (filtro anaeróbio, sumidouro etc.), o que evita armazenamento de líquido durante o deslocamento do caminhão.

O lançamento desse resíduo líquido no solo ou em galerias de água pluvial deve ser evitado em razão do grande potencial poluidor e contaminante. Em algumas situações, é preciso transportar a fração líquida até o ponto de lançamento final na rede coletora ou na estação de tratamento de esgoto sanitário, que deve ser previamente definido pela autoridade competente.

Também é preciso observar que o transporte do lodo desaguado no local da coleta deve ser seguro para a população e o meio ambiente, considerando sempre o tipo de veículo, o horário dessa atividade e as rotas utilizadas. Para isso, a empresa limpafossa precisa atender as orientações dos órgãos responsáveis pela fiscalização desse resíduo, especialmente as relacionadas com controle do odor no local da coleta e no transporte desse material.

6.2.1.2 Instalação de central de tratamento de lodo

A instalação de central de tratamento de lodo é uma alternativa para reduzir os custos operacionais e melhorar o controle e a fiscalização na gestão do lodo de fossas/tanques sépticos, tendo como finalidade a redução da umidade e o preparo adequado do lodo para posterior transporte até o destino final ou reaproveitamento, conforme representado na Figura 6.8.



FONTE: UFPA

Figura 6.8

Central de tratamento de lodo de fossa/tanque séptico.

A central de tratamento do lodo deve ser instalada em local estratégico da área urbana, mais especificamente entre a área de coleta e o local de destino final ou de reaproveitamento, já que um dos objetivos é a redução dos custos de transporte do lodo em áreas densamente habitadas.

O município pode dispor de uma ou mais centrais de tratamento de lodo removido de fossas/tanques sépticos, sendo importante a diminuição das distâncias percorridas pelos caminhões limpa-fossa, que transportam lodo com grande teor de umidade. Além disso, a instalação em área(s) determinada(s) facilita a fiscalização, minimizando o lançamento indevido e clandestino desse material residual no meio ambiente.

A distribuição em diferentes locais na área do município precisa ser baseada na quantidade de fossas/tanques sépticos e na distância média de transporte, devendo cada central de tratamento dispor de:

- câmara de recebimento de lodo, dotada de unidades para separação de sólidos grosseiros e areia;
- dispositivo para medição de vazão, dosagem de produtos químicos (quando necessário) e coleta de amostras do lodo;
- laboratório para caracterização física, química e biológica de amostras do lodo entregue pelo caminhão limpa-fossa;
- sistema de desaguamento (natural ou mecânico) de lodo;
- sistema de tratamento químico de lodo;
- câmara de armazenamento de lodo desaguado/condicionado.

Sempre que possível, as operações e processos da central de tratamento serão automatizadas para aumentar o controle, evitar o contato direto dos trabalhadores com o lodo e tornar as atividades mais rápidas, seguras e confiáveis. Após o tratamento, o lodo deve ser encaminhado para instalação de reaproveitamento ou para aterro sanitário.

6.2.1.3 Estruturação do sistema de esgotamento sanitário para recebimento de lodo de fossa/tanque séptico

O lodo transportado pelos caminhões limpa-fossa pode ser incorporado ao sistema de esgotamento sanitário, o que requer estrutura de recebimento de lodo removido na rede coletora, no interceptor ou na ETE, sempre com controle do lançamento desse material, como apresentado no Capítulo 5.

No caso da rede coletora e do interceptor, a estrutura precisa ser constituída por câmara de recebimento de lodo, com sistema de tratamento preliminar (grade de barras e desarenador) e com dispositivo para medição de vazão e coleta de amostras do lodo.

Para o lançamento de lodo de fossas/tanques sépticos diretamente na ETE, é preciso construir canal de acesso com direcionamento do fluxo para a linha líquida ou para a linha de lodo da ETE, tendo esse canal os mesmos componentes da estrutura citada para a rede coletora e o interceptor.

É importante que as características físicas, químicas e bacteriológicas do lodo sejam analisadas antes do lançamento no sistema de esgotamento sanitário (rede ou ETE) para se evitarem problemas operacionais, como o lançamento de cargas tóxicas à biota, de óleos e gorduras e de outros componentes em valores superiores aos permitidos.

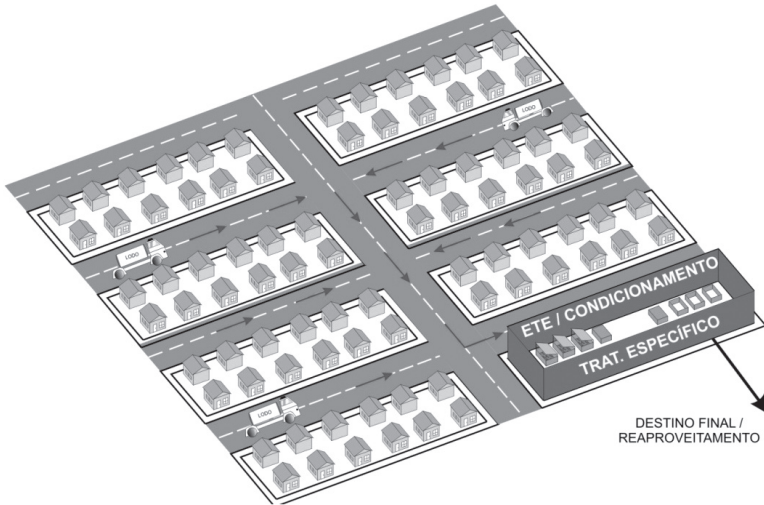
Quando o lodo apresentar grande concentração de sólidos sedimentáveis e de partículas inorgânicas (areia, silte, argila etc), é preciso avaliar se o lançamento na rede coletora de esgoto atenderá aos requisitos da tensão trativa e, naturalmente, do escoamento esperado nessa unidade do sistema. Da mesma forma, a presença de metais pesados no material transportado pelos caminhões limpa-fossa pode ocasionar grande impacto na ETE, prejudicando as operações e processos nas linhas líquida ou de lodo, o que, naturalmente, pode comprometer todo o tratamento do esgoto sanitário.

A melhor forma de evitar situações inesperadas e prejudiciais ao sistema é somente autorizar o lançamento após a análise das características do lodo. Para que o fluxo dos caminhões limpa-fossa não seja demorado, uma alternativa é a construção de poço de recebimento de lodo, que deverá ter tubulação interligada com o ponto de recebimento na rede, ou ETE com o controle do fluxo de lodo em registro, comporta ou outro dispositivo, bem como com tubulação extravasora, para desviar cargas prejudiciais ao sistema.

A instalação da central de tratamento de lodo na entrada da ETE é uma opção de combinação das operações e processos, possibilitando o tratamento do lodo de forma isolada ou misturado com lodo resultante do tratamento do esgoto sanitário. Essa alternativa (Figura 6.9) resulta no mesmo ponto de encaminhamento de lodo para o destino final ou para a instalação de reaproveitamento de parte ou de todo o lodo removido das fossas/tanques sépticos.

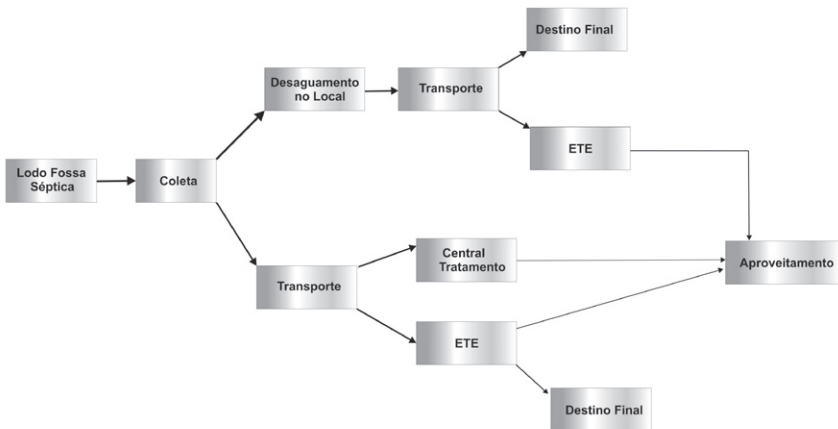
Nas alternativas propostas para a gestão de lodo de fossa/tanque séptico, é preciso considerar a possibilidade de reduzir, reaproveitar e reciclar o lodo, o que pode ocorrer em diversos setores, como agricultura, fabricação de produtos, geração de energia etc. Andreoli e Pegorini (2000), referindo-se ao lodo de esgoto, defendem que a reciclagem em solos agrícolas é a alternativa mais adequada sob o aspecto ambiental e, geralmente, a mais econômica, pois transforma um resíduo urbano de deposição problemática em um insumo de grande valor agrícola. No entanto, quando isso não é possível pela falta de instalações ou de estrutura, o município deve estabelecer o local mais

adequado tecnicamente para a destinação final do lodo. Na Figura 6.10 são apresentas possíveis combinações de etapas da gestão do lodo de fossa/tanque séptico.



FONTE: UFPA

Figura 6.9 Central de tratamento de lodo na área da ETE



FONTE: UFPA

Figura 6.10 Alternativas para as etapas da gestão de lodo de fossa/tanque séptico

Assim, é preciso transformar esse atual problema urbano em uma solução que atenda aos preceitos ambientais. Para isso, a gestão do lodo de fossa/tanque séptico precisa ser regulamentada por instrumentos legais apropriados, com definição dos procedimentos de controle e fiscalização, bem como com articulação e vinculação dos atores envolvidos em todas as etapas, o que requer clareza na definição de competências e responsabilidades. Nesse ponto, é imprescindível que o gestor do sistema de esgotamento sanitário disponha de instrumentos legais, de informação e de controle em todas as etapas relacionadas à questão do lodo de fossas/tanques sépticos.

6.2.2 Proposta de adequação da legislação

Inicialmente, é oportuno observar que a lei 11.445/2007 determina as competências e responsabilidades do município que, como poder concedente deve planejar, fiscalizar e controlar as atividades desenvolvidas nos sistemas de saneamento básico (água, esgoto, resíduos sólidos e drenagem pluvial). Dessa forma, são necessários instrumentos legais para garantir os direitos constitucionais da população e, simultaneamente, estabelecer deveres aos diferentes atores envolvidos nas questões relacionadas com o lodo de fossas/tanques sépticos, facilitando a inclusão desse tema nas Políticas Públicas.

As competências e diretrizes para o planejamento da gestão de lodo de fossas/tanques sépticos na área urbana devem ser definidas com a elaboração de legislação específica ou com a complementação da legislação vigente. Para isso, a gestão do lodo de fossa/tanque séptico precisa ser mais bem explicitada na legislação federal, definindo claramente se essa é uma questão de responsabilidade individual ou coletiva.

Vale observar que a ausência de norma comum com as diretrizes básicas, inclusive com a obrigatoriedade da inclusão da gestão do lodo de fossa/tanque séptico nos contratos de concessão leva, normalmente, à inexistência ou a uma grande heterogeneidade nas ações desenvolvidas nos municípios brasileiros. Geralmente, o município não estabelece regras a serem seguidas na gestão do lodo de fossa/tanque séptico, com o responsável pela prestação dos serviços de esgotamento sanitário adotando práticas que variam significativamente de um local para outro.

Assim, é preciso estabelecer a articulação de normas e legislações relacionadas à gestão do lodo de fossa/tanque séptico, de acordo com as especificidades locais e regionais, mas sempre observando-se a hierarquia organizada das três esferas do Poder Público (Federal, Estadual e Municipal), com a lei federal definindo normas gerais que devem ser detalhadas segundo as especificidades locais.

Para atender aos municípios com diferentes realidades, é necessário que as questões relacionadas à gestão de lodo de fossa/tanque séptico estejam amparadas nas legislações federal, estadual e municipal, ou seja, enquanto poder concedente, o município

deve dispor dos princípios básicos da regulação dessa atividade, especialmente para delegar o serviço de saneamento e celebrar contratos de concessão e, portanto, com respaldo legal para estabelecer as regras de cada uma das operações envolvidas na prestação dos serviços referentes ao lodo de fossa/tanque séptico, como responsabilidades, tarifação, fiscalização ambiental, entre outros.

Nesse contexto, na legislação precisam ser claramente apresentadas as competências e atribuições na gestão do lodo de fossa/tanque séptico, inclusive definindo se os custos envolvidos serão subsidiados ou incorporados às despesas de exploração da prestadora do serviço, com conseqüente ajuste na tarifa cobrada ao consumidor.

Também é importante que as normas da ABNT recomendem procedimentos técnicos para as etapas da gestão de lodo de fossa/tanque séptico, ou seja, enfocando procedimentos específicos para a coleta, transporte, tratamento/tratamento e destinação final do lodo da fossa séptica de instalações residenciais, comerciais, hospitalares, industriais. Entre as contribuições importantes estão: elaboração de norma específica para operação e manutenção do lodo de fossa/tanque séptico e a inclusão da gestão de lodo de fossa/tanque séptico nos contratos de concessão para a prestação dos serviços de saneamento.

6.2.3 Proposta de definição de responsabilidades

Para a correta gestão do lodo de fossa/tanque séptico, é necessário que os atores envolvidos tenham suas atribuições bem estabelecidas e estejam devidamente integrados em cada etapa. Algumas das principais atribuições e responsabilidades dos atores envolvidos na gestão do lodo de fossa/tanque séptico serão relacionadas a seguir.

Órgão estadual de meio ambiente

O órgão estadual de meio ambiente deve regulamentar os procedimentos de coleta, transporte, desaguamento, condicionamento, tratamento, reaproveitamento e destino final do lodo removido de fossa/tanque séptico, sendo pertinente que:

- Proponha-se a política estadual de gerenciamento do lodo de esgoto (fossa/tanque séptico, estações de tratamento de esgoto) e de lodo de processos industriais;
- Elabore-se Banco de Dados Estadual com o registro das empresas limpa-fossa, dos locais de desaguamento/tratamento do lodo (central específica ou estação de tratamento de esgoto) e do tipo de aproveitamento e/ou destinação final desse material residual;
- Elabora-se um relatório semestral com as informações e dados dos municípios do Estado;

- Emitam-se licenças ambientais e registros para centrais de tratamento e estações de tratamento de esgoto.

Órgão municipal de meio ambiente

O órgão municipal deve registrar, orientar e emitir licenças ambientais, fiscalizar e monitorar as atividades dos atores envolvidos na geração, remoção, transporte, desaguamento, tratamento e destino final do lodo removido de fossa/tanque séptico, tendo de elaborar regulamento específica e termo de referência para padronizar o gerenciamento do lodo de esgoto na área municipal. Entre as informações que deverão ser disponibilizadas ou solicitadas, estão:

Cadastramento de usuários e empresas

Registro dos seguintes dados e informações:

- Imóveis com fossa/tanque séptico, de acordo com as recomendações e registros do CREA e da companhia de saneamento;
- Empresas limpa-fossa;
- Instituição ou empresa responsável pela central de tratamento de lodo de fossa/tanque séptico;
- Empresas de saneamento (ETE que recebem lodo).

Regulamentação dos procedimentos na área municipal

As empresas responsáveis pela coleta e/ou tratamento do lodo deverão fornecer informações como:

- Descrição da área de desenvolvimento da atividade;
- Usuários e itinerários, por tipo de lodo (relatório mensal);
- Caracterização da mão-de-obra;
- Especificação técnica dos veículos, equipamentos e materiais utilizados;
- Descrição dos locais de recebimento do lodo transportado (estação de tratamento específica (para desaguamento, tratamento ou reaproveitamento do lodo), estação de tratamento de esgoto ou destino final);
- Descrição dos horários, rotas dos veículos e rotinas de trabalho;
- Caracterização dos resíduos;
- Tipo de higienização dos veículos limpa-fossa.

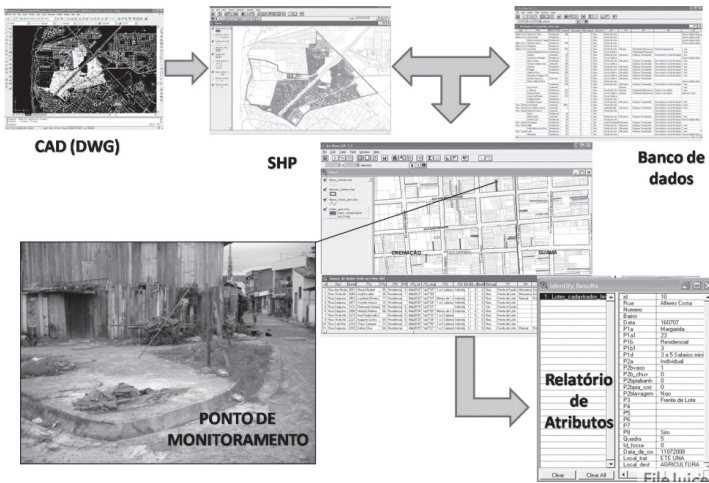
Elaboração de procedimentos de fiscalização

Para monitoramento e fiscalização das atividades desenvolvidas pelos atores envol-

vidos, especialmente aquelas relacionadas às empresas prestadoras dos serviços de coleta e transporte;

Informatização dos dados e informações

Elaboração de banco de dados e utilização do sistema de informações georreferenciadas, para possibilitar o acompanhamento, a espacialização e o estabelecimento de indicadores de desempenho do gerenciamento de lodo na área do município. Na Figura 6.11 é exemplificada a espacialização de informações de fossa/tanque séptico utilizando-se o SIG.



FONTE: UFPA

Figura 6.11 Utilização do sistema de informações georreferenciadas no gerenciamento do lodo de fossas sépticas

Empresas limpa-fossa

A coleta e transporte devem ser realizados por empresa especializada, pois o lodo de fossa/tanque séptico é potencialmente perigoso e requer a observação de procedimentos operacionais para a segurança dos trabalhadores, que precisam dispor de equipamentos específicos de segurança individual. Para isso, as empresas devem capacitar seus funcionários para a movimentação de produtos perigosos (MOPP) em veículos completamente vedados e estanques.

As empresas limpa-fossa serão responsáveis pela coleta e transporte do lodo de fossa/tanque séptico até a central de tratamento ou a estrutura de recebimento de lodo no sistema de esgotamento sanitário, de acordo com a definição de cada município.

Os caminhões devem ser cadastrados na entidade que receberá o lodo, tendo as seguintes identificações:

- Tipo de material que transporta (lodo de fossa/tanque séptico);
- Número de registro no órgão ambiental e contatos da empresa limpa-fossa;
- Telefone do órgão ambiental;
- Volume do reservatório.

O relatório mensal das atividades da empresa limpa-fossa deverá ser elaborado e entregue no órgão fiscalizador do município em no máximo dez dias após o encerramento do mês, contendo informações referentes:

- aos usuários atendidos;
- aos veículos utilizados;
- às rotas utilizadas no transporte;
- ao local de destinação do lodo transportado;
- aos dados operacionais de instalação própria (tratamento ou ETE), quando existir.

Também é importante destacar a possibilidade de o lodo ser condicionado e/ou tratado em instalação da própria empresa limpa-fossa ou de terceiros.

Prestadora dos serviços de esgotamento sanitário

A empresa detentora da concessão ou o órgão municipal responsável pelos serviços de esgotamento sanitário precisa normatizar os procedimentos para recebimento de lodo de fossa/tanque séptico em suas instalações, de acordo com o que é preconizado na legislação estadual e pela regulação municipal. Essa normatização é importante para a definição de regras claras que padronizem a atuação de todas as empresas limpa-fossa, o que, portanto, facilita o controle e a fiscalização.

Para isso, é preciso a elaboração de cadastro das empresas limpa-fossa que lançam lodo de fossa/tanque séptico em pontos específicos da unidade de coleta ou de tratamento de esgoto sanitário, sendo importante que essa atividade seja registrada em Ordem de Serviço, na qual constem dados do caminhão limpa-fossa (placa, condutor, capacidade etc.), da carga transportada (laudos laboratoriais, quantidade e principais características) e dos procedimentos realizados (hora do início, duração, equipamentos utilizados etc.).

As empresas limpa-fossa deverão renovar o registro periodicamente, bem como sempre permitir a coleta de amostras da carga transportada e a vistoria de seus equipamentos, materiais e veículos.

Também é importante que o gestor do sistema de esgotamento sanitário realize treinamentos específicos para capacitar as equipes das empresas limpa-fossa, visando à adequação dos procedimentos às normas de segurança. Além disso, também se deve elaborar um relatório mensal com informações:

- dos dias, horários e características das cargas recebidas de lodo;
- das empresas responsáveis pela entrega; identificando o caminhão limpa-fossa;
- da operacionalização do desaguamento, tratamento e tratamento do lodo;
- do encaminhamento do lodo para destino final ou reaproveitamento;
- monitoramento e controle da caracterização do lodo recebido;

No caso de a amostragem indicar lodo com características inadequadas como metais pesados presentes em efluentes industriais, a empresa limpa-fossa deverá ser responsabilizada, podendo ser impedida de lançar o material transportado nas instalações da prestadora dos serviços de esgotamento sanitário.

Em casos específicos, o gestor de saneamento poderá responder pela coleta e transporte do lodo de fossa/tanque séptico, o que, naturalmente, deve ser bem definido no contrato de concessão dos serviços de saneamento firmado com o poder concedente, no caso, o município. Nessas situações, deve ser bem definido o ator responsável pelos custos dessas operações (coleta, transporte, tratamento e destino final).

O gestor dos serviços de saneamento deve elaborar manuais de procedimento para padronizar a operação do sistema de recebimento, desaguamento, tratamento, disposição final e lançamento de lodo de fossa/tanque séptico no sistema de esgotamento sanitário, bem como divulgar a realização dessa atividade para a comunidade.

Morador

O Morador é o responsável e proponente dos serviços de limpeza da fossa/tanque séptico, devendo registrar a obra e a solicitação de limpeza, sempre assinando os documentos que atestem a conclusão dos serviços, nos quais devem constar os dados da empresa responsável pela coleta e transporte desse material residual, identificando-se:

- Tipo do imóvel;
- Número de habitantes;
- Identificação do registro do tanque séptico no CREA ou na companhia de saneamento;
- Responsável pela limpeza;
- Data da última limpeza.

Tabela 6.3. Atores envolvidos em metas e atividades da gestão de lodo de fossa séptica

ATIVIDADE	RESPONSABILIDADE
Construção	
Padronização do projeto das fossas sépticas;	ABNT
Construção da fossa séptica de acordo com as normas da ABNT;	Morador
Registro da fossa séptica;	Morador
Cadastro unificado das fossas sépticas (localização, dimensões, capacidade etc.);	Órgão ambiental/ CREA/ empresa saneamento/
Coleta	
Solicitação da limpeza da fossa séptica para empresa licenciada no órgão ambiental;	Morador
Fiscalização e monitoramento da remoção e coleta do lodo para evitar a mistura desse material com resíduos de outras fontes (industriais) e da caixa de gordura;	Órgão ambiental
Transporte	
Definição de rotas para transporte de lodo;	Prefeitura
Estudo da logística de transporte de lodo;	Empresa limpa-fossa
Fiscalização se os veículos atendem à legislação e à normativa para transporte. Quando possível, deve ser utilizado sistema de rastreamento dos caminhões;	Órgão ambiental
Tratamento/ tratamento	
Implantação de centros de tratamento/tratamento, estabelecimento de procedimentos para tratamento conjunto do lodo na ETE;	Prefeitura ou empresa (saneamento ou privada)
Caracterização do lodo transportado na entrada da unidade de tratamento/ tratamento;	Órgão ambiental
Reaproveitamento	
Definição das alternativas de reaproveitamento do lodo;	Prefeitura ou empresa
Aprovação da alternativa de reaproveitamento;	Órgão ambiental
Disposição final	
Definição do local de disposição final;	Prefeitura ou empresa
Controle e monitoramento do descarte;	Órgão ambiental
Geral	
Legislação e regulamentação do sistema de coleta;	Federação/ Estado/ Município
Programas de educação e conscientização ambiental, conscientização e sensibilização da população quanto à questão do funcionamento da fossa séptica;	Federação/ Estado/ Município
Capacitação e treinamento de recursos humanos;	Órgão ambiental/ empresas
Desenvolvimento tecnológico de alternativas de tratamento/ tratamento e reaproveitamento do lodo	Institutos de pesquisa

O Morador deve incluir seus dados pessoais e informações do seu imóvel na Ordem de Serviço da empresa limpa-fossa. Esse documento deverá ser assinado e entregue no momento do lançamento do lodo, no caso, na central de tratamento, no local determinado no sistema de esgotamento sanitário ou no ponto de destino final (aterro sanitário ou aterro controlado).

Institutos de ensino e pesquisa

Os Institutos de Ensino e Pesquisa devem desenvolver programas de capacitação e/ou de desenvolvimento tecnológico para todas as etapas do gerenciamento do lodo de fossa/tanque séptico, visando a disseminar informações que atendam à realidade local, bem como reduzir os custos e aumentar a eficiência em cada etapa.

A integração dos atores envolvidos depende do conhecimento das atribuições de cada um nas etapas da gestão do lodo de fossa/tanque séptico, conforme relacionado na Tabela 6.3.

6.3.4 Proposta de utilização de sig na gestão do lodo

A gestão do lodo de fossa/tanque séptico é facilitada com a utilização de ferramentas computacionais, o que requer segurança e rapidez na informação e dados das diferentes etapas. Camargo (1997) descreve os benefícios de possuir uma base de dados informatizada para armazenamento e recuperação de dados:

- Capacidade de manipulação de um volume de dados muito maior, com eficiência;
- Maior capacidade de garantir a qualidade dos dados armazenados;
- Maior rapidez e flexibilidade na recuperação de dados;
- Maior variedade de formas de apresentação;
- Acesso aos métodos de modelagem estatística e aos gráficos para análise e interpretação de dados.

Nesse contexto, o Sistema de Informação Geográfica (SIG) é uma ferramenta adequada para o processamento da informação, pois a disponibilidade e confiabilidade dos dados em bancos de dados e em representações gráficas facilitam o planejamento, monitoramento e a tomada de decisão na gestão do lodo de fossa/tanque séptico.

Casanova (2005) comenta que a diferença principal do SIG em relação ao sistema de informação convencional é a sua capacidade de armazenar tanto os atributos descritivos quanto as geometrias dos diferentes tipos de dados geográficos, ou seja, para cada polígono, linha ou ponto, que neste caso representam alguma informação espacial (imóvel, quadra, rua etc.), o SIG armazena a informação geométrica com as coordena-

das dos limites do lote, área e perímetro do lote, além da informação descritiva, como proprietário, valor de Imposto Predial Territorial Urbano (IPTU) e descrição do imóvel.

Os SIG baseiam-se no fato de que um objeto no espaço geográfico pode ser descrito por meio de um sistema de coordenadas (latitude, longitude, altitude, posição relativa), de suas propriedades (atributos) e de suas relações (topologia), compondo um conjunto de dados espaciais e não espaciais (SILVA *et al*, 2004).

Segundo Queiroz e Ferreira (2006), um SIG tem como principais características:

- Inserir e integrar, numa única base de dados, informações espaciais provenientes de meio físico-biótico, de dados censitários, de cadastros urbanos e rurais, e outras fontes de dados como imagens de satélite, e *Global Position System* (GPS);
- Oferecer mecanismos para combinar as várias informações, através de algoritmos de manipulação e análise, bem como para consultar, recuperar e visualizar o conteúdo da base de dados geográficos.

Desse modo, as informações das fossas/tanques sépticos e os relatórios dos atores envolvidos (órgãos de meio ambiente, empresas limpa-fossa, concessionária de saneamento) devem ser registrados em banco de dados geográfico espacializado, com o auxílio de SIG, para possibilitar que o órgão municipal de meio ambiente tenha, entre outras, informações seguras acerca de:

- área de coleta;
- quadra;
- identificação do domicílio com fossa;
- dados construtivos da fossa
- volume de lodo removido;
- data de coleta de lodo;
- percurso a ser utilizado no transporte do lodo;
- dados do tratamento (no local, na central de tratamento ou na ETE);
- características do lodo condicionado;
- local e dados da instalação de destino final;
- local e dados do reaproveitamento

Para a construção do banco de dados, deve ser realizado o levantamento de dados e informações cartográficas da área em questão nas administrações municipais, estaduais e federais.

Os dados e informações que deverão ser obtidos para a realização do trabalho podem ser divididos em dois tipos: dados tabulares e informações e dados cartográficos, conforme exemplificado na Tabela 6.4.

Tabela 6.4. Exemplo de dados e informações necessários

DADOS TABULARES	INFORMAÇÕES CARTOGRÁFICAS
Identificação da empresa limpa-fossa	Base viária do município
Localização e identificação do tanque séptico ou fossa	Lotes (imóveis) do município
Data da coleta	Limite de bairros
Localização do local de tratamento	Imagens de satélite da área
Tipo de tratamento	Fotos aéreas digitais da área
Dados qualitativos	Rota (percurso) a ser utilizado pelo caminhão
Destinação final	

FONTE: UFPA

De posse dos dados, é possível construir o banco de dados geográfico e associá-lo às informações cartográficas georreferenciadas existentes, para facilitar o gerenciamento e atualização diária das informações. É sugerida também a realização do registro fotográfico da área de estudo e a vinculação desse registro ao SIG para um melhor controle e gerenciamento.

Para o georreferenciamento das informações, é necessário integrar informações e as técnicas utilizadas nos diferentes municípios, objetivando-se que toda a base cartográfica estadual seja georreferenciada utilizando o mesmo sistema de coordenadas, o que pode ser realizado com a utilização do Sistema de Coordenadas Geográficas com base no elipsoide de referência *South American Datum 1969 (SAD-69)* que, atualmente, é o mais utilizado na América do Sul.

De acordo com Santos (2008), existem diversos softwares de SIG no mercado, cada um com seus propósitos, limitações e vantagens, sendo que, na prática, sua função depende do uso específico que lhe é atribuído; alguns desses softwares são livres e gratuitos. Por isso, poderá ser escolhido o software adequado para cada gestor municipal, que coordenará a instalação e definição de procedimentos para construção e operação do SIG.

Na escolha do software para o gerenciamento de lodo, deve ser considerada, além do custo, a facilidade de manuseio e operação. Os técnicos responsáveis pela construção e operação do SIG deverão participar de treinamentos e qualificação profissional para garantir a qualidade no desenvolvimento do sistema.

Assim, os dados geoprocessados deverão ser separados por Temas (layers), como sugerido a seguir:

- Tema viário: constituído pela base viária com as quadras, ruas e nomenclaturas;
- Tema lotes: constituída pela base cartográfica contendo os lotes com seus respectivos números de porta;
- Tema bairros: constituído pelo limite e nomenclatura dos bairros do município;
- Tema tanques/fossas sépticas: constituído pelos dados dos tanques sépticos e fossas, e suas localizações geográficas representadas por uma simbologia.

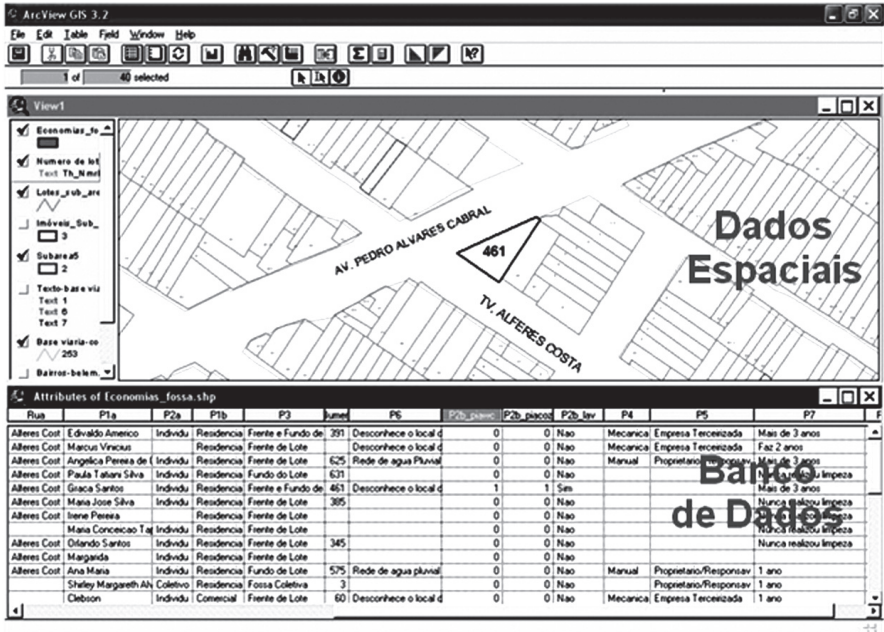
Para garantir um melhor desempenho do sistema, durante o desenvolvimento das fases subsequentes aos dados de coleta, transporte, caracterização qualitativa e quantitativa do lodo etc., é necessária a atualização constante dos dados.

Na Figura 6.12 é exemplificado o banco de dados construído em ambiente SIG utilizando o software Arc View 3.2 da Environmental Systems Research Institute (ESRI) e na Figura 6.13 é mostrado o banco de dados vinculado às informações cartográficas.

Rua	Pts	Pts_m	Matenc	P2b_pisc	P2b_pisc	P2b_lev	P2	P4	P5	P6	P7
Alleres Cost Maria Jose Silva	Residencia	385	0	0	Nao	Fronte de Lote					Nunca realizou limpi
Alleres Cost Irene Pereira	Residencia	0	0	0	Nao	Fronte de Lote					Nunca realizou limpi
Alleres Cost Maria Conceicao Tapaj	Residencia	0	0	0	Nao	Fronte de Lote					Nunca realizou limpi
Alleres Cost Orlando Santos	Residencia	345	0	0	Nao	Fronte de Lote					Nunca realizou limpi
Alleres Cost Margarda	Residencia	0	0	0	Nao	Fronte de Lote					
Alleres Cost Ana Maria	Residencia	575	0	0	Nao	Fundo de Lote	Manual	Proprietario/Responsav	Rede de agua pluvial		1 ano
Alleres Cost Shirley Margareth Alves	Residencia	3	0	0	Nao	Fossa Coletiva		Proprietario/Responsav			1 ano
Alleres Cost Debzon	Comercial	60	0	0	Nao	Fronte de Lote	Mecanica	Empresa Terceirizada	Desconhece o local de despe		1 ano
Alleres Cost Vania Alves Meireles	Residencia	57	0	0	Nao	Fossa Coletiva					Nunca realizou limpi
Alleres Cost Alison Santos	Residencia	59	0	0	Nao	Fundo de Lote	Mecanica	Empresa Terceirizada	Desconhece o local de despe		1 ano
Alleres Cost Silvana Corderio Leal	Comercial	164	0	0	Nao	Fossa Coletiva		Empresa Terceirizada	Desconhece o local de despe		1 ano
Alleres Cost Veunice	Residencia	187	0	0	Nao	Fundo de Lote	Mecanica	Empresa Terceirizada	Desconhece o local de despe		1 ano
Alleres Cost Edwiges	Residencia	197	0	0	Nao	Fundo de Lote	Mecanica	Empresa Terceirizada	Desconhece o local de despe		1 ano
Alleres Cost Valdir da Silva	Residencia	205	0	0	Nao	Fossa Coletiva	Mecanica	Empresa Terceirizada	Desconhece o local de despe		1 ano
Alleres Cost Marcilene Rodrigues Sil		211	0	0	Nao	Fossa Coletiva	Mecanica	Empresa Terceirizada	Desconhece o local de despe		1 ano
Alleres Cost Antonio Francisco	Comercial	229	0	0	Nao	Fossa Coletiva	Mecanica	Empresa Terceirizada			
Alleres Cost Maria Valdi da Silva	Residencia	252	0	0	Nao	Fronte de Lote					Nunca realizou limpi
Alleres Cost	Residencia	248	0	0	Nao	Fronte de Lote	Mecanica	Empresa Terceirizada	Desconhece o local de despe		1 ano
Alleres Cost Jose Sousa	Comercial	0	0	0	Nao		Manual				1 ano
Alleres Cost J. Alencar	Residencia	232	1	1	Nao	Fundo de Lote	Manual	Proprietario/Responsav	Canais a céu aberto		1 ano
Alleres Cost Marcia Moraes	Residencia	222	0	0	Nao	Fossa Coletiva	Manual	Proprietario/Responsav	Canais a céu aberto		Mais de 3 anos
Alleres Cost Cassio de Moraes	Comercial	182	0	0	Nao	Fossa Coletiva					
Alleres Cost Rodrigo Atade	Residencia	0	0	0	Nao	Fronte de Lote					
Alleres Cost Eduardo Campos	Residencia	0	0	0	Nao	Fundo de Lote	Mecanica	Empresa Terceirizada	Desconhece o local de despe		1 ano
Pass. Gastar Luiz Claudio	Comercial	3661	1	0	Nao	Fronte de Lote					Desconhece o local de despe
Pass. Gastar Jose Cardoso Souza	Comercial	2	1	1	Sim	Lateral Direita	Mecanica	Empresa Terceirizada	Desconhece o local de despe		2 anos
Pass. Gastar Maria Goncalves	Comercial	1	0	0	Nao	Fronte de Lote					Desconhece o local de despe
Pass. Gastar Elena	Residencia	36	2	1	Sim						Desconhece o local de despe
Pass. Gastar Alza Senao	Comercial	34	1	0	Nao	Fronte de Lote	Mecanica	Empresa Terceirizada	Desconhece o local de despe		1 ano
Pass. Gastar Antonio Davi	Residencia	39	1	1	Sim	Fundo de Lote					Desconhece o local de despe
Pass. Gastar Rosangela	Residencia	41	2	2	Sim	Lateral Esquerda	Mecanica	Empresa Terceirizada	Desconhece o local de despe		Nunca realizou limpi
Pass. Gastar Miller	Residencia	88	2	2	Sim	Fronte de Lote	Mecanica	Empresa Terceirizada	Desconhece o local de despe		1 ano
Pass. Gastar Edita Barbosa da Silva	Residencia	59	2	2	Sim	Fronte de Lote	Mecanica	Empresa Terceirizada	Desconhece o local de despe		1 ano
Pass. Gastar Luzia	Residencia	63	3	2	Sim	Fundo de Lote	Mecanica	Empresa Terceirizada	Desconhece o local de despe		1 ano
Pass. Gastar Alexandre	Residencia	67	3	1	Sim	Fundo de Lote					Desconhece o local de despe
Pass. Gastar											Nunca realizou limpi

FONTE: UFPA

Figura 6.12 Banco de dados no formato DBF 4



FONTE: UFPA

Figura 6.13 Interligação da base cartográfica ao Banco de dados

Com o geoprocessamento, ocorre a identificação e relação dos dados tabulados com os geográficos, o que possibilita o cruzamento de informações, gerando resultados para:

- Facilitar o gerenciamento do lodo de fossa/tanque séptico, permitindo a sistematização de informações física, química e operacional no tratamento do lodo, e possibilitando a visualização gráfica das informações;
- Facilitar a consulta de dados e informações pelos usuários;
- Permitir atualizações diárias de dados e informações. Com a utilização do SIG, é possível a qualquer instante inserir novos dados e informações, bem como corrigir e editar o banco de dados;
- Padronizar mapas temáticos, possibilitando maior visibilidade das condições do lodo na área de pesquisa, como mostrado na Figura 6.14.



FONTE: UFPA

Figura 6.14 Mapa com demonstração de fossas sépticas por tipo de limpeza

Ainda é oportuno observar que o SIG é uma importante ferramenta para fiscalização e monitoramento das atividades relacionadas à gestão do lodo de fossa/tanque séptico, que é de responsabilidade do município. Para isso, é preciso cadastro atualizado e confiável da fossa/tanque séptico e das empresas limpa-fossa, pessoal qualificado e estrutura adequada de equipamentos e veículos para atender à demanda do município.

Também é essencial a informação prévia das atividades de coleta e transporte de lodo de fossa/tanque séptico, sendo possível a instalação de equipamentos de GPS para monitoramento e localização dos caminhões limpa-fossa, o que facilitará o acompanhamento das rotas e dos horários em que essa atividade é processada.

6.3.5 Proposta de indicadores de desempenho

A gestão do lodo de fossa/tanque séptico deve ser baseada na utilização de indicadores, os quais servem para avaliar o desempenho dos serviços, a participação dos atores envolvidos e a identificação da qualidade desses procedimentos comuns em áreas urbanas, possibilitando analisar a necessidade de recuperação e/ou ampliação da estrutura existente.

Como os indicadores são instrumentos que facilitam o planejamento e a tomada de decisão, com grande aplicação nas políticas públicas, os municípios brasileiros precisam

dispor de indicadores comuns que possibilitem a avaliação dos resultados da gestão de lodo, comparando-se desempenhos e estruturando-se metas a serem atingidas.

Para isso, é indispensável que os indicadores reflitam a realidade, o que depende de medições dos dados de entrada de forma segura, coerente e confiável, sempre buscando a exatidão e a veracidade do que expressam.

Nesse contexto, os indicadores devem facilitar o acompanhamento da evolução do desempenho de procedimentos, etapas e atores envolvidos da gestão do lodo de fossa/tanque séptico, constituindo uma ferramenta importante para o planejamento e implantação de ações que melhorem a eficiência operacional, econômica e a qualidade dos serviços prestados.

Para o controle e orientação de políticas públicas e para o acompanhamento das ações no setor, sugere-se que seja elaborado um banco de dados com indicadores básicos que deverão mostrar a evolução da gestão do lodo séptico no município. Desse modo, a presente proposta de indicadores foi dividida de acordo com as etapas da cadeia de lodo de fossa/tanque séptico.

Indicadores da etapa construção

Na etapa de construção de tanques sépticos ou fossas, são propostos alguns indicadores que poderão auxiliar na gestão de lodo de fossa séptica, como:

Indicador de construção de acordo com as normas da ABNT: relaciona o número total de tanques sépticos construídos de acordo com as normas da ABNT (TS) e o número total de fossas sépticas (FS).

$$\text{Construção TS Normalizados (\%)} = \frac{\text{n}^{\circ} \text{ Tanques sépticos}}{\text{n}^{\circ} \text{ total de fossas sépticas}} \times 100$$

Indicador de atendimento por fossa séptica: relaciona a população total atendida por fossas sépticas (normalizada ou não) e a população total.

$$\text{Atendimento FS (\%)} = \frac{\text{Pop. atendida FS}}{\text{Pop. Total}} \times 100$$

Indicador de atendimento por fossas sépticas em relação ao sistema de esgoto (coleta e tratamento): relaciona a população total atendida por fossas sépticas (normalizadas ou não) e a população atendida por rede de coleta e tratamento de esgoto sanitário.

$$\text{Ind. atend. Total TS (\%)} = \frac{\text{Pop. atendida FS}}{\text{Pop. atend. Rede de Coleta e Tratamento}} \times 100$$

Indicador de atendimento por tanque séptico normatizado: relaciona a população que possui tanques sépticos construídos de acordo com as normas ABNT e a população que não é atendida por rede de coleta e tratamento de esgoto sanitário (população total – população atendida por rede coletora e tratamento de esgoto sanitário).

$$\text{Atend. TS Normatizado (\%)} = \frac{\text{Pop. atend. Tanques Sépticos Normatizados}}{\text{Pop. Total} - \text{Pop. atend. Rede de Coleta e Tratamento}} \times 100$$

Indicador de fossas sépticas residenciais: indica a quantidade de fossas sépticas residenciais (normatizados ou não) pelo número total de fossas sépticas instaladas em residências.

$$\text{FS Residenciais (\%)} = \frac{\text{n}^\circ \text{ FS Residenciais}}{\text{n}^\circ \text{ FS instaladas}} \times 100$$

Indicador de tanques sépticos residenciais normatizados: indica a quantidade de tanques sépticos residenciais construídos segundo as normas da ABNT pelo número total de tanques sépticos instalados (TSI)

$$\text{TS Residenciais (\%)} = \frac{\text{n}^\circ \text{ TS Residenciais}}{\text{n}^\circ \text{ de TS Instalados}} \times 100$$

Indicadores das etapas de coleta e de transporte

Na etapa de coleta de lodo de fossas sépticas podem ser utilizados os indicadores:

Indicador de atendimento por caminhões limpa-fossa cadastrados: estabelece a relação entre a população atendida por fossa/tanque séptico e o número total de caminhões limpa-fossa cadastrados nos órgãos fiscalizadores (órgão municipal do meio ambiente, por exemplo) e/ou pela empresa de saneamento responsável pelo município. Alternativamente, no denominador pode ser indicado o número de caminhões limpa-fossa disponíveis multiplicado pela capacidade média desses veículos (capacidade de transporte em m³).

$$\text{Atendimento Caminhões Cadastrados (\%)} = \frac{\text{Pop. atend. FS}}{\text{N}^\circ \text{ Caminhões Limpa-fossa Cadastrados}} \times 100$$

Indicador de fossas sépticas por caminhão limpa-fossa cadastrado: considera o número total de fossas sépticas em relação ao número total de caminhões cadastrados.

$$\text{FS por Caminhão Cadastrado (\%)} = \frac{\text{n}^\circ \text{ de FS}}{\text{N}^\circ \text{ Caminhões Limpa-Fossa Cadastrados}} \times 100$$

Indicador de desempenho do transporte: considera a distância percorrida pelos caminhões limpa-fossa e o número total de fossa/tanque sépticos atendidas. Alternativamente, o denominador pode ser substituído pelo volume total de lodo transportado ou pelo tempo de transporte.

$$\text{Desempenho do Transporte (\%)} = \frac{\text{Distância percorrida (Km)}}{\text{Nº de FS atendidas}} \times 100$$

Indicadores da etapa de tratamento

Na etapa de tratamento, é possível destacar alguns indicadores que auxiliarão na tomada de decisão da gestão de lodo de fossa/tanque séptico.

Indicador da população não atendida por nenhum tipo tratamento de esgoto: permite averiguar o total da população não atendida por tanques sépticos (normalizados) ou sistema de coleta e tratamento de esgoto sanitário pela população total.

$$\text{Ind. Pop. sem atendimento (\%)} = \frac{\text{Pop. Tot.} - \text{Pop. atend. Rede de Coleta e Trat.} - \text{Pop. atend. TS ABNT}}{\text{Pop. Total}}$$

Indicador do volume de lodo não tratado: é a diferença do volume total de lodo produzido e o volume total de lodo tratado pelo volume total de lodo produzido.

$$\text{Vol Total Lodo Não Tratado (\%)} = \frac{\text{Vol Lodo Produzido} - \text{Vol Lodo Tratado}}{\text{Vol Total Lodo Produzido}} \times 100$$

Indicador do volume de lodo tratado em centrais de tratamento de lodo de fossa/tanque séptico: relaciona o volume total de lodo de fossas sépticas tratado em centrais de tratamento de lodo e o volume total de lodo coletado.

$$\text{Vol Total Lodo Centrais de Trat. (\%)} = \frac{\text{Vol Lodo Tratado em Centrais de Tratamento}}{\text{Vol Total Lodo Coletado}} \times 100$$

Indicador do volume de lodo tratado em ETE: relaciona o volume total de lodo de fossa/tanque sépticos tratado em ETE e o volume total de lodo coletado em fossas sépticas.

$$\text{Vol Total Lodo Perdido (\%)} = \frac{\text{Vol Lodo gerado} - \text{Vol Lodo gerenciado.}}{\text{Vol Total Lodo gerado}} \times 100$$

Indicador do volume de lodo não computado (perdido) de fossa séptica: é a diferença do volume total de lodo gerado e o volume total de lodo gerenciado pelo volume de lodo gerado.

$$\text{Vol Total Lodo Perdido (\%)} = \frac{\text{Vol Lodo gerado} - \text{Vol Lodo gerenciado}}{\text{Vol Total Lodo gerado}} \times 100$$

Indicadores da etapa de destinação final

Na etapa de Destinação final são destacados alguns indicadores.

Indicador de volume de lodo de fossa séptica disposto em aterro sanitário: relaciona o volume total de lodo disposto em aterro sanitário pelo volume total de lodo coletado.

$$\text{Vol Total Lodo Disposto em Landfarming (\%)} = \frac{\text{Vol Lodo Disposto em Landfarming}}{\text{Vol Total Lodo Coletado}} \times 100$$

Indicador de volume de lodo disposto em landfarming: relaciona o volume total de lodo disposto em landfarming pelo volume total de lodo coletado.

$$\text{Vol Total Lodo FS Reaproveitado (\%)} = \frac{\text{Vol Total de Lodo Reaproveitado}}{\text{Vol Total Lodo coletado}} \times 100$$

Indicadores da etapa de reaproveitamento

Na etapa de reaproveitamento é possível destacar os indicadores:

Indicador do percentual de volume de lodo reaproveitado: relaciona o volume total de lodo de fossa/tanque séptico reaproveitado e o volume total de lodo coletado.

$$\text{Vol Total Lodo FS Re aproveitado (\%)} = \frac{\text{Vol Total de Lodo Reaproveitado}}{\text{Vol Total Lodo coletado}} \times 100$$

Indicador do percentual de volume de lodo reaproveitado na agricultura: Relaciona o volume total de lodo reaproveitado na agricultura e o volume total de lodo reaproveitado.

$$\text{Vol Total Lodo FS Re ap. Agricultura (\%)} = \frac{\text{Vol Total de Lodo FS Reap. Agricultura}}{\text{Vol Total Lodo FS Reaproveitado}} \times 100$$

Indicador do percentual de volume de lodo reaproveitado para a fabricação de produtos: Relaciona o volume total de lodo reaproveitado para a fabricação de produtos (telha, tijolos, asfalto etc.) e o volume total de lodo reaproveitado.

$$\text{Vol Total Lodo FS Reap. Fab. Produtos (\%)} = \frac{\text{Vol Total de Lodo FS Reap. Fab. Produtos}}{\text{Vol Total Lodo FS Reaproveitado}} \times 100$$

Indicador do percentual de volume de lodo reaproveitado para a geração de energia:

relaciona o volume total de lodo reaproveitado para a geração de energia e o volume total de lodo reaproveitado.

$$\text{Vol Total Lodo FS Reap. Ger. Energia (\%)} = \frac{\text{Vol Total de Lodo FS Reap. Ger. Energia}}{\text{Vol Total Lodo FS Reaproveitado}} \times 100$$

6.4 Recomendações e considerações finais

A experiência dos municípios brasileiros na gestão do lodo de fossa/tanque séptico demonstra que esta questão ainda representa um grande problema ambiental e de saúde pública, apesar da evolução já observada em alguns locais.

Isso ocorre pela falta de regulamentação específica (leis e normas), de cadastro das fossas/tanques sépticos existentes, da reduzida estrutura de fiscalização e monitoramento dos órgãos ambientais, além das dificuldades para a maioria dos gestores de saneamento em absorverem essa atividade e da pequena participação da população.

Assim, é importante a definição de alternativas de gestão do lodo de fossa/tanque séptico nos municípios brasileiros, visando a evitar os atuais crimes ambientais decorrentes do lançamento do lodo no meio ambiente, padronizar as atividades e atribuir responsabilidades aos atores envolvidos. Sempre que possível, deve-se tentar o uso útil ou o reaproveitamento desse material, que de resíduo pode se tornar em produto aplicado em diversas atividades: tratamento de solos, uso energético, fabricação de produtos (asfalto, tijolo, telhas) e etc.

A diversidade de alternativas de gestão do lodo de fossas/tanques sépticos é uma necessidade nos municípios brasileiros, pois está diretamente ligada à proteção ambiental e à segurança da saúde pública. Nesse contexto, é indispensável a regulamentação desse tema nas esferas federal, estadual e municipal, sempre respeitando as diferentes características dos municípios brasileiros, bem como considerando que a fossa/tanque séptico é uma solução individual provisória e que, portanto, deverá ser substituída por soluções coletivas de coleta e tratamento de esgoto.

Portanto, é preciso definir as competências e responsabilidades dos atores envolvidos, especialmente enfatizando a necessidade de atuação integrada em um sistema, tendo cada ator o adequado entendimento de todas as etapas desse sistema.

Desse modo, a proposta de alternativas de gestão de lodo de fossa/tanque séptico visa a atender diferentes disponibilidades de instalação, pessoal e equipamentos nos municípios brasileiros, bem como apresentar flexibilidade para escolha da solução mais conveniente para cada caso.

Vale observar a necessidade de conhecimento da situação, sendo que a utilização de ferramentas informatizadas possibilita melhor registro das fossas/tanques sépticos, facilitando o planejamento, a fiscalização e o controle nas demais etapas relacionadas ao tema.

Nesse sentido, a construção de banco de dados que possibilite o desenvolvimento e a atualização de indicadores é uma atividade importante para o real conhecimento da situação, bem como para auxiliar a tomada de decisão pelos gestores e para informar os atores envolvidos e a sociedade em geral.

Referências bibliográficas

- ARCVIEW for Windows. Version 3.2. [S. l.]: ESRI, [2004]. 1 CD-ROM.
- AMAPÁ. *Lei n° 0027*, de 1992. [On-line]. Disponível em: <<http://www.al.ap.gov.br/PL027A92.htm>>. Acesso em: 12 maio 2009.
- AISSE, M.M. et al. Tratamento e destino final do lodo gerado em reatores anaeróbios. In: CAMPOS, J.R. (Coord.). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro: ABES, 1999.
- ALLONDA. *Contenção e desidratação de lodo de limpa-fossa e chorume*. [On-line]. Disponível em: <http://www.allonda.com.br/pdf/lodo/ec_rioostra_aterro.pdf>. Acesso em: 10 jun 2009.
- ALLONDA. *Desidratação de lodo proveniente de caminhões limpa-fossa*. [On-line]. Disponível em: <http://www.allonda.com.br/pdf/lodo/ec_rioostra_ancora.pdf>. Acesso em: 10 jun 2009a.
- ANDREOLI, C. et al. *Gerenciamento do lodo de estação de tratamento de esgoto no Brasil*. In: CONFERENCIA LATINOAMERICANA DE SANEAMENTO, 2007, Cali, Colômbia. Organización Panamericana de la Salud (OPS), 2007.
- ANDREOLI, C.V.; PEGORINI, E.S. Gestão pública do uso agrícola do lodo de esgoto. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Ed.). *Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto*. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 281-312.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 10.004*. Classificação de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004.
- _____. *NBR 13.969*. Tanques Sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos: Projeto, construção e operação de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1997.
- _____. *NBR 7229*. Projeto, construção e operação de sistemas de tanque séptico. Rio de Janeiro, 1993.
- BELÉM. *Lei n° 7.940*, de 19 de janeiro de 1999. [On-line]. Disponível em: <http://www.belem.pa.gov.br/semaj/app/Sistema/view_lei.php?id_lei=669>. Acesso em 26 abr 2009.
- _____. *Lei n° 7597*, de 29 de Dezembro de 1992. [On-line]. Disponível em: <http://www.belem.pa.gov.br/semaj/app/Sistema/view_lei.php?id_lei=1173>. Acesso em: 26 abr 2009.
- BRASIL. *Lei n° 203*, de 1991. [On-line]. Disponível em: <<http://www.rc.unesp.br/igce/planejamento/download/Projeto%20PNRS.pdf>>. Acesso em: 13 maio 2009.

_____. *Lei 11.445*, de 5 de janeiro de 2007. [On-line]. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm>. Acesso em: 22 abr 2009.

_____. *Lei 11.445*, de 5 de janeiro de 2007. [On-line]. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm>. Acesso em: 22 abr 09.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução 375, de 29 de agosto de 2006.

CAMARGO, M.U.C. *Sistema de informações geográficas como instrumento de gestão e saneamento*. Rio de Janeiro: ABES, 1997.

CASANOVA, M.A. et al. Bancos de dados geográficos. Curitiba: MundoGeo, 2005.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. *P4230 - Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas: Critérios para projeto e operação da CETESB*. São Paulo, 1999.

Dicionário Houaiss da Língua Portuguesa. 2 ed. Rio de Janeiro: Objetiva, 2004.

DISTRITO FEDERAL. *Lei n° 3.581*, de 12 de abril de 2005. [On-line]. Disponível em: <http://sileg.sga.df.gov.br/default.asp?arquivo=http%3A//sileg.sga.df.gov.br/legislacao/distrital/leisordi/LeiOrd2005/lei_ord_3581_05.htm>. Acesso em: 13 maio 2009.

GUTIERREZ, L.A.C.L.; MACHADO, L.C.G.T. Produção e gerenciamento de lodo na região metropolitana de Belém. *Saneamento Ambiental em Áreas Urbanas*, p. 181-198, 2003.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Censo demográfico: características da população e dos domicílios (resultados do universo)*. Rio de Janeiro, 2007.

LIMA, E.S. *Metade dos brasileiros vive sem rede de esgoto*. Brasil de Fato. 2007. [On-line]. Disponível em: <<http://www.brasildefato.com.br/v01/agencia/nacional/metade-dos-brasileiros-vive-sem-rede-de-esgoto>>. Acesso em: 12 mar 2009.

MACEIO. *Lei n° 4.548*, de 21 de novembro de 1996. [On-line]. Disponível em: <www.mp.al.gov.br/institucional%5Ccentros_de_apoio%5C1_cao%5Cdireitos_humanos%5Clegislacao_e_documentos%5Cdireito_ao_meio_ambiente%5CC%3%93DIGO%20MUNICIPAL%20DE%20MEIO%20AMBIENTE%20DE%20MACEIO%5C%93.doc>. Acesso em: 12 maio 2009.

MEDEIROS, S.A. *Incorporação do lodo de tanque séptico como matéria prima de uma mistura asfáltica*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Universidade federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2006.

NATAL. *Lei 4.867*, de 27 de agosto de 1997. 1997.

PARÁ. *Lei n° 5.887*, de 9 de maio de 1995. [On-line]. Disponível em: <http://www.todafruta.com.br/todafruta/mostra_conteudo.asp?conteudo=2472>. Acesso em: 12 maio 2009.

PARANÁ. *Lei n° 4191*, de 30 de setembro de 2003. [On-line]. Disponível em: <<http://alerjln1.alerj.rj.gov.br/contlei.nsf/e9589b9aabd9cac8032564fe0065abb4/cf0ea9e43f8af64e83256db300647e83?OpenDocument>>. Acesso em: 13 maio 2009.

QUEIROZ, G.R.; FERREIRA, K.R. *Tutorial sobre bancos de dados geográficos: GeoBrasil 2006*. [S. l.]: INPE, 2006.

SANTOS, A.C.P.A. *Sistemas de informações geográficas no monitoramento e recuperação de vazamentos em redes de distribuição de água*. 94 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária) – Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal do Pará, Belém, 2008.

SÃO PAULO. *Lei n° 5.887*, de 1987. [On-line]. Disponível em: <<http://www.campinas.sp.gov.br/bibjuri/r51-12082004.htm>>. Acesso em: 12 maio 2009.

SILVA, A.N.R. *et al. Sig: uma plataforma para introdução de técnicas emergentes no planejamento urbano, regional e de transportes: uma ferramenta 3D para análise ambiental urbana, avaliação multicritério, redes neurais artificiais*. São Carlos, SP: [s.n.], 2004. Edição dos autores.

7

Avaliação Multiobjetivo e Multicritério de Alternativas de Gestão de Lodo de Fossa/Tanque Séptico

*Marco Antonio Almeida de Souza, Bernardo Souza Cordeiro,
Christian Luiz da Silva*

7.1. Introdução

A gestão dos lodos¹ produzidos por fossas/tanques sépticos envolve desde a origem e geração desses lodos, o processo de limpeza das fossas/tanques, o transporte desses lodos, até o seu tratamento e disposição final no meio ambiente. Nesse percurso, podem ocorrer impactos e riscos diretos tanto ao meio ambiente como à saúde pública.

Ao lançar mão de tecnologias que eliminem ou minimizem os impactos e riscos à população e ao meio ambiente, várias alternativas de gestão de lodos de fossas/tanques sépticos tornam-se disponíveis e viáveis, além da possibilidade de combinações entre elas. A escolha de uma dessas alternativas deve ser um problema local e regional, em que sejam colocadas as variáveis influentes, que podem ser múltiplas e de categorias diversas.

Fatores econômicos, sociais, culturais, cognitivos e educacionais podem e devem ser considerados na escolha do "melhor" sistema de gestão dos lodos de fossas/tanques sépticos, em uma dada localidade. Como consequência, não se trata apenas de selecionar a alternativa mais barata ou a mais simples, mas aquela que atenda concomitantemente a alguns padrões de preferência e que satisfaça aos múltiplos atores do processo de decisão.

Além disso, a sistematização da informação necessária para alcançar a decisão é desejável, pois leva ao conhecimento do problema e ao delineamento de possíveis soluções.

A chamada *análise multiobjetivo e multicritério* constitui um conjunto de técnicas de análise de decisão que auxilia o processo decisório, levando em consideração essa complexidade dos fatores influentes e a presença de interesses da sociedade.

O presente capítulo tem o objetivo de descrever essas técnicas, enfocando o auxílio na solução do problema de seleção de alternativas de gestão de lodos de fossas/tanques sépticos. Não se pretende prescrever um receituário padrão, mas discutir a técnica e suas possibilidades, além de fornecer ao leitor as ferramentas e o conhecimento para que ele mesmo possa, caso necessite e deseje, construir o seu próprio ambiente de decisão.

7.2 Formas de abordagem do problema

A escolha da alternativa de gestão dos lodos de fossas/tanques sépticos, ou do planejamento de um sistema de gestão desses lodos, pode ser comparada ao problema simples de comprar um automóvel para uso de uma família. Um chefe de família pode decidir sozinho que carro comprar, mas pode resolver consultar a cónyuge e os filhos sobre qual carro comprar. Aqui se tem o problema de um único gestor ou de múltiplos gestores, ou o que se convencionou chamar de "atores" no processo de decisão. Como os membros da família (os atores) têm certamente pontos de vistas diferentes sobre qual carro seria melhor, eles terão de conversar e chegar a um consenso, sob pena de se ter alguém insatisfeito. A metodologia "multiobjetivo e multicritério" é capaz de fornecer os instrumentos para sistematizar a informação e captar as preferências de todos os atores, além de fornecer uma solução que, teoricamente, é a mais próxima do ponto de satisfação comum a todos os atores.

Historicamente, um processo de decisão dessa natureza vinha sendo pautado em métodos econômicos e financeiros. Alguém poderia desejar ter um sistema de gestão de lodos de fossas/tanques sépticos com base exclusiva em seus custos, escolhendo a alternativa que apresentasse o menor custo. Isso foi efetivamente feito no passado, e era um processo tão absurdo que equivalia ao chefe de família comprar o carro mais barato do mercado, sem pensar em qual seria a necessidade real da sua família em termos de capacidade de transporte, conforto, durabilidade, etc.

Foi assim que o mundo evoluiu para métodos econômicos mais racionais, chamados "custo-benefício" e "custo-efetividade", em que não se escolhia mais a alternativa de menor custo, mas a alternativa que oferecesse o máximo de benefícios com o mínimo de custos. Assim, por essa classe de métodos, a família compraria um automóvel que não seria aquele mais barato no mercado, mas outro que fornecesse maior satisfação em termos de capacidade, conforto, e outros benefícios que um carro pode propor-

cionar. Mas ainda restava o problema de ter que atribuir um valor monetário a coisas intangíveis, tais como a beleza e o conforto do carro.

Essas abordagens se caracterizavam por se ter apenas um objetivo a atingir, mesmo que esse objetivo fosse a somatória ou a multiplicação de outros sub-objetivos embutidos, e se fazia o que genericamente se pode chamar de "otimização", ou alcançar um ponto ótimo, que corresponde ao máximo ou ao mínimo de alguma função.

Entretanto, nas últimas décadas, alguns movimentos sociais introduziram novas variáveis ao problema, como é o caso dos conceitos de Tecnologia Apropriada e, mais recentemente, de Desenvolvimento Sustentável. O conhecimento e a incorporação desses conceitos à forma de decidir se tornou imperativo.

O conceito de Tecnologia Apropriada introduziu a concepção de "ajuste tecnológico", que, em termos simples, significa que uma determinada coisa ou ação deve atender justamente às necessidades, nem mais, nem menos. Mas deu um caráter político à decisão, na medida em que incorporou o conceito de "liberdade e independência tecnológica". Em termos simples, o carro a ser adquirido pela família deve ser o que consegue levar o cachorro da família ao veterinário, as crianças ao colégio, e a mãe e o pai ao trabalho e ao supermercado. Mais do que isso, preferencialmente, o carro deve ser fabricado no país e o país deve deter o *know-how* de como fabricá-lo, consertá-lo e mantê-lo.

O segundo conceito – Desenvolvimento Sustentável – insere de maneira incisiva ao processo decisório a variável ambiental, a preservação e conservação da natureza. Isso equivaleria a pressupor que o filho adolescente daquela família que desejasse comprar o automóvel tomasse conhecimento na escola ou pela televisão do problema de efeito estufa e, na conversa em casa, incorporasse e convencesse a família que esse é um fator importante, o que levaria à introdução de novos critérios ambientais na decisão. O carro a ser comprado incorporaria uma maior eficiência energética, e estaria nos moldes de um "veículo ecológico".

É nesse contexto que os métodos multiobjetivo e multicritério aparecem como um avanço na maneira de decidir. Eles podem introduzir vários gestores no processo, tornando a decisão mais "social" e democrática. A partir da escolha dos atores, eles podem ser consultados para escolherem quais são os objetivos da decisão a tomar, e esses objetivos devem ser convertidos a atributos ou critérios, que podem ser de ordem educacional, jurídica, social, econômica, ambiental ou técnica. Os atores podem decidir sobre quais alternativas devem entrar no processo de decisão e a maneira de criar essas alternativas. A partir desses dados, podem ser levantados os graus com que cada alternativa atende a cada critério e, em seguida, devem entrar em ação as técnicas multiobjetivo de cunho matemático, com base na lógica, que podem ajudar no

processo decisório, dizendo quais são as melhores alternativas e porque essas alternativas são as melhores. E, mais ainda, a maioria dessas técnicas não precisa reduzir os critérios a uma mesma escala, sequer algumas precisam de alguma escala numérica.

Restam, então, as perguntas: Que tal tentar comprar um automóvel de forma consciente? Como posso planejar a gestão dos lodos de fossas/tanques sépticos na minha cidade, seguindo os preceitos delineados?

7.3 Construção de cenários

Para a utilização das técnicas de multiobjetivo e multicritério, quando se utilizam variáveis de decisão discretas, torna-se necessário gerar e conhecer o comportamento de cada ação ou alternativa possível. Os cenários podem ser usados para analisar o desempenho de cada alternativa segundo cada um dos critérios selecionados.

Uma ferramenta importante para isso é a construção de cenários (também referida como "cenarização"). Um cenário é um conjunto formado pela descrição de uma possível situação futura e dos eventos necessários para se progredir da situação presente para essa situação futura (GODET, 2000).

Já estão disponíveis metodologias desenvolvidas para a construção de cenários. Todas elas, entretanto, têm uma estrutura básica que é geralmente composta dos seguintes passos:

1. Compreensão do sistema-objeto;
2. Identificação de condicionantes de futuro;
3. Seleção de incertezas críticas;
4. Definição de hipóteses plausíveis;
5. Análise de consistência;
6. Determinação da sustentabilidade política dos cenários por análise dos atores sociais.

Algumas metodologias para construção de cenários podem ser citadas, como a *Matrice d'Impacts Croisés Multiplication Appliqués à un Classement* (MICMAC) (GODET, 2000) e a PROSPEX (MARQUES, 1988). Existem aplicativos que facilitam a elaboração de cenários, tais como os programas MICMAC, MACTOR e MORPHOL, desenvolvidos pelo Laboratório de Pesquisa em Estratégia Prospectiva e Organizacional, da França (LIPSOR, 2004A; 2004B; 2004C)

7.4 Análise de decisão com múltiplos objetivos e múltiplos critérios

As técnicas de análise de decisão com múltiplos objetivos e múltiplos critérios baseiam-se no conceito de que é impossível encontrar uma única solução ótima para um problema do mundo real, já que eles são suficientemente complexos, admitindo mais do que um objetivo a ser atingido. O conceito comum é o do "Ótimo de Pareto", de acordo com o qual existe um ponto no sistema que atinge a "satisfação" máxima dos atores envolvidos naquela decisão (SOUZA; CORDEIRO NETTO, 2000).

Souza (1997) define cinco passos sequenciais para a resolução completa de um problema, envolvendo múltiplos objetivos e múltiplos critérios:

- **Início:** o processo começa quando o agente decisor identifica a necessidade de alteração no sistema (conjunto de partes e suas inter-relações para alcançar um conjunto de metas), diagnosticando a situação e estabelecendo objetivos gerais e necessidades globais.
- **Formulação do problema:** essa fase consiste na tradução dos objetivos globais em um conjunto de objetivos múltiplos mais específicos e na discriminação dos elementos essenciais do sistema.
- **Modelagem do problema:** nesse passo, constrói-se um modelo por meio de um conjunto de variáveis-chave e suas relações lógicas ou físicas, de modo a facilitar a análise efetiva dos aspectos pertinentes ao sistema e gerar cursos de ação alternativos. Podem-se empregar diversos tipos de modelo, tais como modelos mentais, gráficos, físicos e matemáticos.
- **Análise e avaliação:** nessa fase, busca-se traduzir os objetivos particulares em atributos que são medidos em escala apropriada para uma dada alternativa e servem como unidades de comparação. Os valores dos atributos medidos para cada alternativa podem ser obtidos tanto por meio de um modelo como por meio de julgamentos subjetivos. Essa etapa é concluída com a avaliação de cada alternativa em relação às outras em termos de uma regra de decisão pré-estabelecida ou de um conjunto de regras usado para classificar as alternativas disponíveis. A alternativa que tiver a melhor classificação, de acordo com a regra de decisão, é escolhida para implementação.
- **Implementação (tomada da decisão):** esse passo compreende a tomada de decisão, por parte do agente decisor, na qual a alternativa escolhida é implementada, encerrando-se o processo, ou é considerada insatisfatória. Neste último caso, pode-se retornar ao passo de formulação do problema, reavaliando todas as definições feitas e repetindo-se todo o processo até que se alcance uma decisão satisfatória.

Igualmente, segundo Goicoechea *et al* (1983), a estrutura operacional para a tomada de decisão, utilizando-se métodos multicritério e multiobjetivo, deve ser a seguinte:

1. Preparo de uma visão geral das necessidades do problema em questão;
2. Formulação de metas gerais e objetivos específicos (esta fase envolve uma reflexão sobre necessidades atuais e valores sociais);
3. Identificação das variáveis de decisão pertinentes;
4. Seleção da estrutura matemática para a análise multiobjetivo (a natureza do problema frequentemente apontará a estrutura a ser escolhida);
5. Formulação de um conjunto de funções objetivo (cada função objetivo deve abordar uma ou mais metas e objetivos e ser expressa em termos das variáveis de decisão pertinentes);
6. Formulação de um conjunto de restrições físicas (essas restrições devem ser funções das variáveis de decisão e representam limitações nos recursos disponíveis, ou o que se chama "espaço viável da decisão");
7. Geração de alternativas de solução (para a geração, utiliza-se um valor atingido por cada uma das funções objetivo em cada uma das alternativas);
8. Avaliação das consequências atuais, diretas e indiretas (se somente uma solução for gerada, suas consequências podem ser delimitadas em termos dos recursos utilizados atualmente, e de que forma as metas estabelecidas no passo 2 são cumpridas);
9. Determinação da aceitabilidade de uma solução pelo decisor (o decisor, que pode ser um indivíduo ou um grupo, é responsável por responder a avaliações subjetivas sobre o projeto; se os valores alcançados por algumas das funções-objetivo forem melhores que resultados esperados, procede-se o passo 14);
10. Determinação da disposição do decisor a relaxar alguma das expectativas (o decisor é consultado sobre se ele pode aceitar um valor inferior em alguma função objetivo, esperando-se um valor maior em outras funções e considerando-se a agregação de valores aceitáveis; se sim, passe ao passo 11, se não, avance para o passo 12);
11. Retroalimentação do sistema, quando o decisor refaz a estrutura do problema e é gerada uma nova solução;
12. Determinação da possibilidade de aplicação de recursos e tecnologias adicionais (se sim, vá para o passo 6, se não, vá para o passo 13);

13. Nesse caso, a conclusão é que não há possibilidade de plano executável;

14. Implementa-se a "alternativa solução".

Observa-se que os processos de decisão são bastante semelhantes, sendo que um deles é constituído de mais passos do que o outro.

Assim, em ambos os processos de solução de um problema envolvendo múltiplos objetivos e múltiplos critérios, destacam-se dois grupos distintos que influenciam o resultado final. São eles: o grupo de decisores que influenciam devido à sua avaliação numérica dos critérios e pesos; e o grupo de analistas (engenheiros ou indivíduos que dominam as técnicas de análise de auxílio à decisão), que fazem várias escolhas subjetivas durante a configuração do sistema de análise.

Existem muitos métodos de análise multiobjetivo e multicritério disponíveis para uso, podendo-se destacar os métodos AHP, ELECTRE-III, Compromise Programming, TOPSIS, e PROMETHEE-II. O grupo de pesquisa do Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos (PTARH) da UnB desenvolveu um Sistema de Apoio à Decisão (SAD) contendo os programas computacionais para solução de problemas por esses métodos, disponibilizado na página do Programa (SAD-PTARH). Existem também outros *softwares* para resolução automatizada desses métodos, alguns de domínio público. Pede-se ao leitor, entretanto, que não use nenhum desses programas computacionais sem conhecimento prévio da teoria e da solução matemática que envolve cada um dos métodos.

A seguir, são apresentados alguns dos métodos multiobjetivo e multicritério que têm maior potencialidade de serem aplicados para resolver o problema de análise da gestão de lodos de fossas/tanques sépticos.

7.4.1 Métodos da família PROMETHEE

PROMETHEE (do inglês *Preference Ranking Organization METHod for Enrichment Evaluations*) constitui uma família de métodos multiobjetivo e multicritério que utilizam articulação prévia de preferências. Atualmente, existem seis versões principais do método, conhecidas como PROMETHEE I, II, III, IV, V e VI. Adicionalmente, há o método GAIA (*Geometrical Analysis for Interactive Aid*), que é um conjunto de procedimentos gráficos para aplicação do PROMETHEE. Aqui serão apresentadas apenas as versões I e II, tradicionalmente usadas em gestão de recursos hídricos e de meio ambiente.

A ideia básica do método é construir uma estrutura de preferência entre alternativas, avaliando seus critérios dois a dois. Para isso, deve haver uma função de preferência que traduza a disposição que o decisor tem de escolher uma alternativa em detrimento-

to de outra. Conforme mostrado por Braga e Gobetti (2002), essa função pode ser expressa de acordo com a equação 7.1.

$$P(a, b) = \begin{cases} 0 & \text{se } f(a) \leq f(b) \\ p[f(a) - f(b)] & \text{se } f(a) > f(b) \end{cases} \quad \text{Equação 7.1}$$

Onde:

P = função de preferência de uma alternativa a em relação a uma b ;

f = critério a ser maximizado.

Em um critério a ser minimizado, as condições devem ser invertidas, conforme a equação 7.2.

$$P(a, b) = \begin{cases} 0 & \text{se } f(a) \geq f(b) \\ p[f(a) - f(b)] & \text{se } f(a) < f(b) \end{cases} \quad \text{Equação 7.2}$$

Onde:

P = função de preferência de uma alternativa a em relação a uma b ;

f = critério a ser minimizado.

Há uma série de funções de preferência $p[f(a) - f(b)]$ pré-estabelecidas para a comparação de alternativas. A depender da situação ou natureza do problema, pode-se escolher uma função p que relaciona a diferença no desempenho das alternativas no critério dado ($f(a) - f(b)$) a um valor entre 0 (indiferença) e 1 (preferência total), que traduz a preferência do decisor entre as alternativa a e b (BRAGA; GOBETTI, 2002).

Com as preferências individuais de cada critério, calcula-se o chamado *índice de preferência global* para cada par de alternativas, que expressa a preferência entre duas alternativas levando-se em conta todos os critérios. Para duas alternativas genéricas a e b , ele pode ser calculado conforme a equação 7.3.

$$\pi(a, b) = \sum_{i=1}^k w_i \cdot P_i(a, b) \quad \text{Equação 7.3}$$

Onde:

w_i = peso atribuído ao i -ésimo critério;

k = número de total critérios.

Para a comparação entre todas as alternativas simultaneamente, pode-se construir uma matriz com os valores de $\pi(a, b)$ e $\pi(b, a)$ e, com base nela, identificar relações de dominância entre alternativas. Elas são traduzidas pelos fluxos de importância positivo (equação 7.4A) e negativo (equação 7.4B).

$$\phi^+(a) = \sum_{j=1}^n \pi(a, x_j) \quad \text{Equação 7.4A}$$

$$\phi^-(a) = \sum_{j=1}^n \pi(x_j, a) \quad \text{Equação 7.4B}$$

Onde:

x_j = j -ésima alternativa.

O fluxo de importância positivo estima o quanto uma alternativa a é preferível em relação a todas as outras. Já o fluxo de importância negativo mostra o nível de rejeição ou fraqueza que a mesma alternativa tem quando comparada com as outras.

No método PROMETHEE I, é realizado um ordenamento parcial das alternativas, por pares. Para isso, consideram-se as condições apresentadas nas inequações 7.5.

$$\begin{aligned} a P^+ b, \text{ se e somente se, } \phi^+(a) > \phi^+(b) \\ a P^- b, \text{ se e somente se, } \phi^-(a) < \phi^-(b) \quad \text{Equação 7.5} \\ a I^+ b, \text{ se e somente se, } \phi^+(a) = \phi^+(b) \\ a I^- b, \text{ se e somente se, } \phi^-(a) = \phi^-(b) \end{aligned}$$

Onde:

P = preferência;

I = indiferença.

Então, uma alternativa a é preferida em relação a uma b se acontecer ($a P^+ b$) e ($a P^- b$) ou se ocorrer ou ($a P^+ b$) e ($a I^- b$) ou então ($a I^+ b$) e ($a P^- b$). Haverá indiferença entre as alternativas somente se ($a I^+ b$) e ($a I^- b$). Nos demais casos, o método não permite comparação entre as alternativas (são consideradas incomparáveis). Essa comparação

parcial pode ser útil ao decisor, entretanto, ainda é vaga a análise se forem levantadas questões a respeito das alternativas incomparáveis (BRAGA; GOBETTI, 2002).

Utilizando-se o método PROMETHEE II, é possível realizar um ordenamento das alternativas por meio do *índice de importância líquido*, conforme a equação 7.6.

$$\phi(a) = \phi^+(a) - \phi^-(a) \quad \text{Equação 7.6}$$

Então, uma alternativa a é preferível a b sempre que $\phi(a) > \phi(b)$, e haverá indiferença quando $\phi(a) = \phi(b)$. Apesar de esse ordenamento completo facilitar a decisão, deve-se analisar também as incomparabilidades apresentadas pelo PROMETHEE I, que podem ser advindas de detalhes relevantes da realidade do problema.

7.4.2 Método da programação de compromisso

A Programação de Compromisso, do inglês *Compromise Programming* ou simplesmente as iniciais CP, é um método iterativo com articulação progressiva de preferências. Segundo Goicoechea *et al* (1982), é uma técnica de "proximidade espacial", ou seja, identifica as alternativas que estão mais próximas de uma condição ideal do sistema, que não é necessariamente factível. Esse conjunto de alternativas pode ser chamado de *soluções de compromisso*.

De acordo com Goicoechea *et al* (1982), uma maneira de construir a solução ideal é elaborando um vetor com as mesmas dimensões das alternativas. Nesse vetor, cada elemento corresponde ao valor máximo entre todas as alternativas para um determinado critério. Entretanto, muitas vezes, o máximo valor oferecido pelas alternativas para um determinado critério não necessariamente constitui a condição ideal nas aspirações dos atores. Pode-se então, de outra maneira, construir esse "vetor ótimo", levando em conta as aspirações dos atores para com o sistema.

Para se definir um conjunto de soluções não dominadas, deve-se calcular a distância L_S em que cada alternativa se encontra em relação à solução ideal. Segundo Goicoechea *et al* (1982), uma das mais comuns formulações usadas para isso é a apresentada a seguir na equação 7.7.

$$L_S = \left(\sum_{i=1}^n \alpha^S_i |f_i^* - f_i(x)|^S \right)^{1/S} \quad \text{Equação 7.7}$$

Onde:

f_j^* = solução ideal para o critério avaliado;

$f_j(x)$ = valor obtido pela alternativa para o critério avaliado;

S = parâmetro para verificação da sensibilidade, sendo que $1 \leq S \leq \infty$;

α_i = peso atribuído ao i -ésimo critério;

n = número de critérios.

Deve-se lembrar que os valores da matriz de avaliação devem sofrer uma normalização antes do uso dessa formulação para evitar problemas com ordem de magnitude dos critérios e com suas dimensões.

Aplicada a equação 7.7 a todas as alternativas, o conjunto das soluções de compromisso é encontrado nas alternativas que apresentam a mínima distância L_s para o conjunto de pesos α_i dados. Geralmente, os valores devem ser normalizados antes da análise em virtude das diferenças dimensionais e de magnitude entre os critérios.

7.4.3 Método TOPSIS

Segundo Vergara *et al* (2004), o método TOPSIS (*Technique for Order Performance by Similarity to Ideal Solution*) possui similaridade com a Programação de Compromisso. É também um método de "proximidade espacial" e que procura a proximidade de uma solução positiva ideal (aqui chamada PIS, *Positive Ideal Solution*). Entretanto, o TOPSIS incorpora na análise o desejo de estar longe de uma solução negativa ideal (NIS, *Negative Ideal Solution*). É importante lembrar que "positivo" e "negativo" não são aqui utilizados com sentido matemático. Então, no método TOPSIS, procura-se uma solução que esteja o mais próximo possível de uma solução idealmente benéfica e, simultaneamente, o mais afastado possível de uma solução idealmente ruim.

Vergara *et al* (2004) enumeram cinco passos para a aplicação do TOPSIS. O primeiro é separar os critérios em que o aumento é desejável ($f_j(x)$ - Vetor dos critérios com comportamento crescente) daqueles em que a diminuição do valor gera maior benefício ($f_j(x)$ - Vetor dos critérios com comportamento decrescente). O segundo passo é calcular os vetores das soluções negativa ideal (f^-) e positiva ideal (f^*). Então, no terceiro passo, calculam-se as distâncias normalizadas em relação à PIS, chamada d_p^{PIS} , e à NIS, d_p^{NIS} , conforme as equações 7.8A e B.

$$d_p^{PIS} = \left\{ \sum_{j=1}^J w_j^p \left[\frac{f_j^* - f_j(x)}{f_j^* - f_j^-} \right]^p + \sum_{i=1}^I w_i^p \left[\frac{f_i(x) - f_i^*}{f_i^- - f_i^*} \right]^p \right\}^{1/p} \quad \text{(A) Equação 7.8}$$

$$d_p^{NIS} = \left\{ \sum_{j=1}^J W_j^p \left[\frac{f_j(x) - f_j^-}{f_j^* - f_j^-} \right]^p + \sum_{i=1}^I W_i^p \left[\frac{f_i^- - f_i(x)}{f_i^- - f_i^*} \right]^p \right\}^{1/p} \quad (B)$$

Onde:

f_i^* = solução ideal para o critério crescente avaliado;

f_j^* = solução ideal para o critério decrescente avaliado;

$f_i(x)$ = valor obtido pela alternativa para o critério crescente avaliado;

$f_j(x)$ = valor obtido pela alternativa para o critério decrescente avaliado;

P = parâmetro para verificação da sensibilidade, sendo que $1 \leq P \leq \infty$;

W_i = peso atribuído ao i ésimo critério;

W_j = peso atribuído ao j ésimo critério;

J = número total de critérios com comportamento crescente;

I = número total de critérios com comportamento decrescente.

O quarto passo é o cálculo do chamado Coeficiente de Similaridade, que representa o quanto a alternativa em questão se aproxima da solução positiva ideal. Ele se encontra entre 0 e 1, e é calculado como mostra a equação 7.9.

$$C^* = \frac{d_p^{NIS}}{d_p^{PIS} + d_p^{NIS}} \quad \text{Equação 7.9}$$

O quinto e último passo é o ordenamento das alternativas, feito a partir do Coeficiente de Similaridade. A alternativa com C^* mais próximo de 1 é considerada a mais apropriada, ou seja, mais próxima da solução positiva ideal e, simultaneamente, mais afastada da solução ideal negativa.

7.4.4 Métodos da série ELECTRE

O método ELECTRE, do francês *ELimination Et Choix Traduisant la Réalité* (Tradução: Realidade por Eliminação e Escolha), é uma das principais e mais utilizadas séries de métodos da escola europeia (francesa) de análise de decisão. Algumas das versões do método são ELECTRE I até IV, ELECTRE IS e ELECTRE TRI. A Tabela 7.1 mostra algumas características desses métodos. Com exceção do ELECTRE TRI, todos os outros métodos

se aplicam ao problema decisório de gestão de lodos de fossas/tanques sépticos, sendo que o ELECTRE III tem sido considerado o mais eficiente deles para essas condições do problema.

Tabela 7.1 > Versões do ELECTRE e algumas características

VERSÃO DO ELECTRE	PRIMEIRA REFERÊNCIA	TIPO DE CRITÉRIO	USO DE PESOS	TIPO DE PROBLEMA
I	1968	Simples	Sim	Seleção
II	1973	Simples	Sim	Ordenação
III	1978	Pseudo	Sim	Ordenação
IV	1982	Pseudo	Não	Ordenação
IS	1985	Pseudo	Sim	Alocação
TRI	1992	Pseudo	Sim	Classificação

FONTE: SOUZA (2007).

Serão apresentados apenas os aspectos básicos das versões ELECTRE I, II e III, sendo que essa última será a utilizada na solução do problema.

Segundo Souza (2007), uma das principais inovações trazidas pelos métodos ELECTRE diz respeito às mudanças na forma de se encararem as situações de preferência. Tradicionalmente, havia certa rigidez. As situações de comparação possíveis eram a preferência estrita e a indiferença. Com o advento do ELECTRE, foram incorporados diferentes níveis de preferência e a incomparabilidade, que são situações de decisão possíveis no mundo real. Também, as relações de preferências não são transitivas, ou seja, se *a* é preferido em relação a *b*, e *b* é preferível a *c*, não necessariamente *a* é preferível a *c*.

O ELECTRE I tem como objetivo gerar um subconjunto de alternativas preferidas (não dominadas), com certo grau tolerável de rejeição em relação a alguns critérios. Esse subconjunto é conhecido como *kernel* (cerne).

Para se determinar o *kernel*, deve-se primeiramente definir os pesos associados a cada critério. Esses pesos são estabelecidos pelos decisores e, com eles, calculam-se as equações 7.10.

$$W^+ = \sum_{i \in I^+} \alpha_i$$

$$W^- = \sum_{i \in I^-} \alpha_i \quad \text{Equação 7.10}$$

$$W^- = \sum_{i \in I^-} \alpha_i$$

Onde:

α_i = peso atribuído a um critério i ;

W^+ = soma dos pesos dos critérios em que i é superior a j ;

$W^=$ = soma dos pesos dos critérios em que i é equivalente a j ;

W^- = soma dos pesos dos critérios em que i é inferior a j .

O passo seguinte na execução do método é a introdução dos conceitos de concordância e discordância. A concordância entre duas alternativas i e j é a tendência do decisor em escolher a alternativa i em detrimento da j . O índice de concordância representa essa grandeza matematicamente (Equação 7.11), e varia de 0 a 1. É conveniente construir uma matriz de concordância, onde um elemento $C(i,j)$ está localizado na linha i e na coluna j . O índice de discordância representa o desconforto ou rejeição que o decisor tem em escolher uma alternativa i em lugar de uma j . É definido conforme a equação 7.12 e, de maneira semelhante ao índice de concordância, deve-se montar também uma matriz de discordância.

$$C(i, j) = \frac{W^+ + \frac{1}{2}W^=}{W^+ + W^= + W^-} \quad \text{Equação 7.10}$$

$$D(i, j) = \max_{k \in I^-} \frac{[z(j, k) - z(i, k)]}{R^*} \quad \text{Equação 7.11}$$

Onde:

$Z(j,k)$ = avaliação de cada alternativa i e j para o critério k em uma escala pré-definida pelos decisores;

R^* = maior valor da escala numérica adotada.

Por fim, podem-se definir os índices ou valores limites p e q , que variam entre 0 e 1. O valor de p representa o índice de concordância mínima aceitável pelo decisor, e o q representa a discordância máxima permitida. Uma alternativa é preferida em relação à outra apenas se $C(i,j) \geq p$ e $D(i,j) \leq q$. Caso contrário, o método não permite compará-las. A partir disso, é possível se construir um gráfico de preferências relativas entre todas as alternativas, que auxiliará na definição do *kernel*. O *kernel* é encontrado levando em conta as seguintes afirmativas (BRAGA; GOBETTI, 2002):

- Nenhuma alternativa no *kernel* domina alternativa que também está no *kernel*;
- Toda alternativa fora do *kernel* é dominada por pelo menos uma alternativa do *kernel*.

Com isso, encontram-se as alternativas preferidas para os limites específicos p e q . As alternativas fora do *kernel* são desconsideradas nas etapas seguintes do processo decisório.

O método ELECTRE II é uma extensão do I, e produz um ordenamento completo das alternativas. Para isso, executa-se o ELECTRE I com duas estruturas de preferência: uma forte e uma fraca. Na estrutura forte, usam-se valores exigentes para os limites de preferência, sendo um valor relativamente alto de p (mais próximo de 1) e um valor baixo de q (mais próximo de zero). Na preferência fraca, utilizam-se valores de p e q com certo nível de relaxamento. Então, realizam-se as chamadas classificações regressivas e progressivas, e o ordenamento entre as alternativas é feito a partir da média aritmética dessas duas classificações encontradas (BRAGA; GOBETTI, 2002).

A classificação progressiva pode ser realizada por processo iterativo. Ele se inicia selecionando-se os *kernels* nos gráficos de preferência forte e fraca, respectivamente chamados de C e A . Então, nessa primeira iteração $t=0$ selecionam-se as alternativas de C que também não são dominadas em A , e para cada uma atribui-se o valor $v'(x)=t+1$ (número t da iteração mais 1). Então, essas alternativas selecionadas são retiradas da análise e repetem-se esses procedimentos novamente até não haver mais alternativas. Os valores de $v'(x)$ constituem a classificação progressiva de cada alternativa (BRAGA; GOBETTI, 2002).

A classificação regressiva é feita revertendo-se as relações de preferência entre todos os elementos dos gráficos de preferência forte e fraca. Então, é obtida para cada elemento uma classificação igual à $v'(x)$ feita na classificação progressiva, porém aqui é chamada de $a(x)$. A classificação regressiva é realizada calculando-se os valores com a expressão $v''(x) = 1 + a_{max} - a(x)$, sendo que a_{max} é o valor máximo de $a(x)$. O ordenamento final das alternativas é feito pelo cálculo de um $m(x)$, que é a média aritmética dos v' e v'' de cada alternativa. A alternativa com menor valor de $m(x)$ é a preferida, e a ordem de prioridade entre todas elas é estabelecida de forma crescente com o $m(x)$.

O método ELECTRE III é um método multiobjetivo amplamente difundido e usado em situações de incerteza. É considerado um aperfeiçoamento das versões anteriores. Nele, além das noções de preferência p e de indiferença q , introduz-se o conceito de veto v . O veto representa a possibilidade de o decisor, por algum motivo, ignorar a comparação entre duas alternativas. Define-se $i_m(a)$ como o valor do critério

m atribuído para a alternativa a , e $q(\cdot)$, $p(\cdot)$ e $v(\cdot)$ como, respectivamente, as funções de indiferença, preferência e veto. Sabendo que as alternativas são avaliadas duas a duas, há quatro situações possíveis: indiferença, preferência fraca, preferência forte e incomparabilidade. Matematicamente, essas situações são definidas conforme as inequações 7.12 para um critério decrescente (CORDEIRO NETTO *et al*, 1993).

Não preferência: $i_m(b) < i_m(a) + q(i_m(a))$

Preferência fraca: $i_m(a) + q(i_m(a)) < i_m(b) < i_m(a) + p(i_m(a))$ Equação 7.12

Preferência forte: $i_m(a) + p(i_m(a)) < i_m(b)$

Incomparabilidade: $i_m(a) + v(i_m(a)) < i_m(b)$

No método ELECTRE III também são calculados, para cada critério, índices de concordância entre as alternativas, conforme as equações 7.13. Segundo Cordeiro Netto *et al* (1993), aqui esse índice indica o grau de confiança com que se afirma que a alternativa a é tão boa quanto a alternativa b . Então, é construída uma matriz de concordâncias para o critério m , semelhante ao que é feito para o ELECTRE I.

$C_m(a,b) = 0$ se $i_m(a) + p(i_m(a)) \geq i_m(b)$

$C_m(a,b) = 1$ se $i_m(a) + q(i_m(a)) \leq i_m(b)$ Equação 7.13

$C_m(a,b)$ é linear se $i_m(a) + q(i_m(a)) < i_m(b) < i_m(a) + p(i_m(a))$

Também é criada, nesse método, uma matriz de discordância. Os índices de discordância, que compõem essa matriz também variam entre 0 e 1 e medem, para cada critério, o grau de desconfiança ou refutação em se afirmar que uma alternativa a é tão boa quanto uma b . Os elementos dessa matriz são calculados conforme as inequações 7.14.

$D_m(a,b) = 0$ se $i_m(a) + p(i_m(a)) \leq i_m(b)$

$D_m(a,b) = 1$ se $i_m(a) + v(i_m(a)) \geq i_m(b)$ Equação 7.14

$D_m(a,b)$ é linear se $i_m(a) + p(i_m(a)) < i_m(b) < i_m(a) + v(i_m(a))$

No ELECTRE III há, adicionalmente, o cálculo de um índice de credibilidade, que permite a construção de uma matriz de credibilidade. Isso é feito utilizando os valores das matrizes de concordância e discordância para um determinado critério m . O índice de credibilidade mostra com que medida uma "alternativa a desclassifica a alternativa b ", ou a verossimilhança com a qual o decisor escolhe a alternativa a em detrimento da b (CORDEIRO NETTO *et al*, 1993).

O primeiro passo na construção da matriz de credibilidade é o cálculo de uma matriz de concordância global, que calcula um índice geral da concordância entre duas alter-

nativas, levando-se em conta todos os critérios simultaneamente. Esse cálculo é feito conforme a equação 7.15.

$$C(a, b) = \sum_{m=1}^l C_m(a, b) \cdot w_m \quad \text{Equação 7.15}$$

Onde:

$$w_m = \text{o peso atribuído ao critério } m, \text{ sendo que } \sum_{m=1}^l w_m = 1 .$$

O próximo passo é definir $L(a, b)$, que é o conjunto dos critérios em que o índice de discordância é maior do que o de concordância global, ou seja, $D_m(a, b) \geq C(a, b)$. Se esse conjunto é vazio, o valor do índice de credibilidade é igual ao do índice concordância, $Cr(a, b) = C(a, b)$. Caso contrário, o índice de credibilidade é dado pela equação 7.16.

$$Cr(a, b) = C(a, b) \times \prod_{i \in L(a, b)} \frac{[1 - D_m(a, b)]}{[1 - C(a, b)]} \quad \text{Equação 7.16}$$

A partir do índice de credibilidade, o ordenamento das alternativas é realizado com apoio de um algoritmo de "destilação", apresentado por Skalka *et al* (1992, *apud* CORDEIRO NETTO *et al*, 1993A), que por sua maior complexidade não será apresentado neste livro.

7.4.5 AHP: método analítico hierárquico

O método ou processo AHP, do inglês *Analytic Hierarchy Process* ou método analítico hierárquico, é um método multiobjetivo e multicritério que foi apresentado por Saaty (1991). De acordo com Gomes *et al* (2004), é talvez o método multiobjetivo e multicritério mais difundido e usado no mundo. É um método que se baseia na construção de hierarquias, no estabelecimento de prioridades entre alternativas e na consistência lógica.

O primeiro passo do método é o estabelecimento de uma hierarquia entre os objetivos, subobjetivos e critérios, de modo que possam ser visualizadas facilmente as relações hierárquicas existentes, de preferência na forma de um diagrama (GOMES *et al*, 2004).

De acordo com Saaty (1991), o próximo passo é estabelecer a estrutura de julgamentos ou preferências relativa a um dado critério a_{ij} , considerando-se as alternativas duas a duas. Isso é feito comparando-se todas as alternativas i e j , conforme a escala mostrada na Tabela 7.2.

Tabela 7.2 > Escala de preferências no método AHP

INTENSIDADE DE IMPORTÂNCIA	SIGNIFICADO	DESCRIÇÃO
1	Igual importância	As duas atividades contribuem igualmente para o objetivo
3	Importância pequena de uma sobre a outra	A experiência e o juízo favorecem uma atividade em relação à outra.
5	Importância grande ou essencial	A experiência ou juízo favorece fortemente uma atividade em relação à outra
7	Importância muito grande ou demonstrada	Uma atividade é fortemente favorecida em relação à outra. Pode ser demonstrada na prática.
9	Importância absoluta	A evidência favorece uma atividade em relação à outra, com o grau mais alto de segurança.
2, 4, 6, 8	Valores intermediários	Quando se procura uma condição de compromisso entre duas definições.

FONTE: ADAPTADO DE SAATY (1991).

Segundo Saaty (1991), para os elementos a_{ji} dominados, o valor de preferência atribuído é o inverso, ou seja, $a_{ji} = 1/a_{ij}$. Com esses valores, pode-se construir uma matriz onde cada elemento é o valor a_{ij} correspondente ao grau de preferência em se escolher uma alternativa i no lugar de uma j , como mostrado na equação 7.17. O decisor deverá realizar $n(n-1)/2$ comparações para cada critério, sendo que n é o número total de alternativas.

$$A = \begin{pmatrix} a_{11} & a_{12} & \dots & a_{1n} \\ a_{21} & a_{22} & \dots & a_{2n} \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ a_{n1} & a_{n2} & \dots & a_{nn} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 1 & a_{12} & \dots & a_{1n} \\ 1/a_{21} & 1 & \dots & a_{2n} \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ 1/a_{n1} & 1/a_{n2} & \dots & 1 \end{pmatrix} \quad \text{Equação 7.17}$$

Essa matriz pode ser normalizada de acordo com a equação 7.18.

$$\overline{v}_i(A_j) = a_{ij} / \sum_{i=1}^n a_{ij} \quad \text{Equação 7.18}$$

Onde:

$$\overline{v}_i(A_j) = \text{elemento } a_{ij} \text{ normalizado.}$$

A partir da matriz normalizada, o vetor de prioridades de uma determinada alternativa para o critério em avaliação pode ser determinado com a Equação 7.19. Esse vetor

expressa a preferência que uma alternativa tem frente a todas outras em um determinado critério. Quanto maior seu valor, melhor é considerada a alternativa, e a soma dos vetores de cada uma delas é igual a 1.

$$\bar{v}_k(A_j) = \sum_{j=1}^n \bar{v}_i(A_j) / n \quad \text{Equação 7.19}$$

Onde:

n = número de alternativas avaliadas.

O passo seguinte é o estabelecimento de uma estrutura de preferências entre os itens de cada nível hierárquico, de maneira semelhante ao que foi feito para as alternativas. Deve-se compará-los dois a dois, levando em conta a opinião do decisor e também a escala da Tabela 7.2, e calcular os vetores de prioridade entre critérios.

Após esses passos, o ordenamento das alternativas é feito por meio da equação 7.20 para calcular o índice \bar{f} de todas alternativas. As alternativas com maior \bar{f} são consideradas melhores.

$$\bar{f}(A_j) = \sum_{i=1}^m \bar{w}_i(C_i) \cdot \bar{v}_i(A_j) \quad \text{Equação 7.20}$$

Onde:

A_j = j -ésima alternativa avaliada;

$\bar{w}_i(C_i)$ = vetor de prioridades entre critérios.

7.5 Alternativas de gestão de lodo de fossa/tanque séptico

Uma etapa essencial na análise multiobjetivo e multicritério é a elaboração de alternativas. As alternativas são as soluções possíveis para o problema que se enfrenta. Com essas alternativas e com os critérios de avaliação, é possível compor a matriz de consequências ou matriz de *payoff* do problema, um importante dado de entrada para grande parte dos métodos multiobjetivo e multicritério.

De maneira geral, para listar as alternativas de um problema, é necessário um bom conhecimento da realidade em questão. Isso porque se espera que as alternativas descrevam de maneira confiável, realista e atualizada as condições existentes ou futuras para que os decisores possam avaliar da maneira mais acertada a solução para o problema.

Na gestão dos lodos de fossas/tanques sépticos, assim como em quaisquer problemas na área de saneamento, é de extrema importância o conhecimento da realidade local. Deve ser realizado um levantamento das condições e opções locais em todas as etapas ou níveis de gestão dos lodos, ou seja, da coleta até sua disposição final.

É importante lembrar que não se deve simplesmente importar as alternativas de gestão que obtiveram sucesso em outras localidades. Apesar de muitas alternativas se repetirem frequentemente em vários casos de estudo, deve-se sempre realizar um levantamento das alternativas locais. Isso porque, entre os municípios, há grande diversidade de condições sociais, econômicas, técnicas e ambientais, que podem favorecer ou restringir determinadas alternativas. Desse modo, uma alternativa com bom desempenho em uma localidade pode ter sérias restrições em outro lugar. Já uma alternativa considerada não satisfatória em um município pode apresentar bons resultados em outros se, por exemplo, este último não tiver as restrições apresentadas pelo primeiro, independentemente de sua natureza.

Para listar as alternativas de gestão possíveis, é aconselhável dividi-las em etapas básicas para maior facilidade e racionalidade em sua composição. Essas etapas devem ser constituídas por todos os processos e atividades que compõem as possíveis alternativas. Neste capítulo, no item 'Metodologias de apoio à decisão', na metodologia proposta pela Universidade de Brasília, será apresentado um método que pode facilitar e racionalizar o processo de identificação das alternativas de gestão.

De fato, no contexto nacional e internacional atual, há uma preocupação crescente com a melhoria e racionalização de todas as etapas dos sistemas de gerenciamento de lodos provenientes de águas residuárias. Segundo Fernandes *et al* (2001), na avaliação das alternativas de gestão sustentável dos lodos provenientes de águas residuárias, há, necessariamente, algumas atividades sequenciais. A primeira delas é a diminuição da produção, optando-se por processos ou técnicas de tratamento que produzam menos lodos. Em seguida, deve-se buscar a produção de lodo com características adequadas para sua destinação posterior. Em terceiro lugar, deve-se reciclar a maior quantidade possível de lodo, utilizando alternativas como o uso agrícola ou a recuperação de áreas degradadas. Alternativas como a incineração e a disposição em aterros sanitários devem ser usadas somente quando há características no lodo que impossibilitem qualquer outro aproveitamento. Nesse contexto, a reciclagem dos lodos se destaca como uma das alternativas mais promissoras tanto do ponto de vista econômico como ambiental.

Ingallinella *et al* (2002), reconhecendo que a gestão dos lodos de fossas em países em desenvolvimento tem sido negligenciada, discutem diversos aspectos relativos a esse tema. Um dos principais tópicos abordados diz respeito à logística das fossas e do tratamento do lodo. Esses autores afirmam que é mais aconselhável o uso de fossas/

tanques sépticos coletivos, atendendo a várias residências simultaneamente, principalmente em locais com dificuldades de acesso para caminhões de coleta do lodo. Em relação ao tratamento do lodo, é fortemente recomendado o uso do chamado tratamento semicentralizado. Nesse tipo de gestão, pequenas unidades de tratamento e condicionamento são dispostas nos diversos bairros ou microrregiões, em contraposição ao uso de uma única e grande unidade de tratamento. O motivo de se adotar esse modelo é diminuir os custos gerais de coleta, transporte e tratamento. O processo consistiria em separação sólido-líquido do lodo, seguida de desidratação da parte sólida, ficando o lodo pronto para algum tipo de uso. Com isso, a diminuição dos custos com transporte pela redução do volume de água poderia chegar a cerca de 1/12 do custo de transporte do lodo bruto (INGALLINELLA *et al*, 2002).

De acordo com Cohon e Marks (1975), caso o número de alternativas possíveis seja muito grande, tornando impraticável a análise mais direta e objetiva das alternativas, deve-se realizar a pré-seleção das alternativas viáveis, excluindo-se aquelas claramente inferiores. Essa é uma etapa de seleção ou triagem de alternativas superiores. Se uma alternativa é possível, mas apresenta uma restrição em algum importante critério de avaliação (seja ele técnico, econômico, etc.), ela pode ser eliminada na etapa de triagem. Um exemplo para a restrição de uma alternativa pode ser a necessidade de recursos financeiros para seu funcionamento em quantidade maior que a disponibilidade a pagar (critério econômico). Outra restrição pode ser a ausência de mão-de-obra especializada para sua operação (critério técnico/social).

A geração de alternativas de gestão de lodos de fossas/tanques sépticos foi mostrada no capítulo anterior, que trata especificamente de gestão de lodos de fossas/tanques sépticos.

7.5.1 Alguns métodos de tratamento e disposição final dos lodos de fossas/tanques sépticos

Conforme mostrado nos capítulos anteriores, há diversos métodos ou técnicas de tratamento e disposição final dos lodos de fossa/tanque séptico. Para efeito ilustrativo, a seguir são apresentados alguns desses métodos levantados na literatura técnica.

Aplicação no solo: segundo Metcalf & Eddy (1991), a aplicação no solo, seja ela superficial ou subterrânea, é uma forma comum de disposição do lodo de fossa. A aplicação superficial visa à fertilização ou condicionamento do solo, e é feita espalhando o lodo na superfície do terreno e deixando-o secar por um curto período, ou então aplicando o lodo pré-desidratado. De acordo com a USEPA (1999), alguns fatores intervenientes nesse processo são o tipo de solo, sua inclinação e a carga hidráulica aplicada. Essa alternativa não é recomendada devido ao risco à saúde, à possibilidade de contaminação do

solo e à produção de odores ou outras condições indesejáveis. A opção de aplicação subterrânea soluciona parte dos problemas da aplicação superficial, pois é feita pela injeção no solo ou por aplicação em trincheiras, que posteriormente são cobertas com solo.

O lodo a ser aproveitado na agricultura deve apresentar segurança ambiental e sanitária, e deve ser respeitada uma distância economicamente viável para os locais de aplicação. Segundo Fernandes *et al* (2001), os lodos gerados a partir de esgotos domésticos em geral não apresentam restrições ao seu uso no que diz respeito à presença de metais pesados ou poluentes orgânicos. Entretanto, não se recomenda seu uso para culturas cujos produtos são consumidos crus, como hortaliças e frutas.

Cotratamento em estações de tratamento de esgotos: de acordo com Metcalf & Eddy (1991), o cotratamento do lodo de fossas/tanques sépticos em ETE locais é uma opção altamente desejável e eficiente. Entretanto, é necessária uma infraestrutura adequada para a recepção do lodo. A sua função é, entre outras, o controle do odor, remoção de sólidos grosseiros e a execução de tratamento químico preliminar, se necessário. De acordo com a USEPA (1999), o tratamento do lodo na ETE pode ser feito com seu lançamento na rede de esgoto, na entrada do tratamento da ETE, no sistema de tratamento dos lodos da ETE ou, simultaneamente, no início da ETE e no tratamento do lodo.

Na primeira opção, lançamento na rede, há uma diluição prévia do lodo junto ao esgoto, o que pode significar uma vantagem em relação aos possíveis impactos no tratamento da ETE. Porém, há a possibilidade de acúmulo de material sólido na rede de esgoto e de geração de odores. Já a segunda opção, lançamento diretamente no início do tratamento, tem a vantagem de permitir maior controle da quantidade de lodo afluente à ETE. Entretanto, uma condição essencial é a capacidade da ETE de absorver o material orgânico proveniente do lodo sem que ocorra sobrecarga no processo de tratamento (USEPA, 1999). Segundo Metcalf & Eddy (1991), esse problema pode ser parcialmente contornado por um tanque de equalização, que envia uma vazão controlada de lodo de fossa/tanque séptico à ETE ou retém o lodo para aplicação em horários em que a carga orgânica afluente à ETE é baixa.

A opção de tratamento junto aos lodos de ETE traz a vantagem de se evitarem impactos no tratamento. Entretanto, ela pode causar problemas aos processos de desidratação em virtude da alta umidade dos lodos de fossas. Também deve ser exigida uma remoção de sólidos grosseiros, que podem causar danos aos sistemas e equipamentos de tratamento do lodo da ETE.

A última opção, tratamento simultâneo na ETE e junto ao tratamento do lodo, pressupõe que o lodo de fossa/tanque sofra um pré-tratamento, com a separação da parte sólida da líquida. A fração líquida, então com uma menor carga orgânica, é enca-

minhada ao processo de tratamento da ETE. A sólida, mais concentrada, vai para o tratamento de lodos.

Codisposição com resíduos sólidos: a codisposição com resíduos sólidos é outra opção apresentada para a gestão dos lodos de fossas/tanques sépticos, sendo as principais opções a disposição em aterro e a compostagem. A realização da disposição em aterro deve ser feita com cuidado, pois deve haver impermeabilização que evite a contaminação do lençol freático pelo líquido percolado. Também é essencial que o aterro tenha coleta e tratamento do chorume percolado. A compostagem pode ser feita pela adição do lodo aos sólidos a serem compostados, desde que o teor de sólidos nos lodos seja alto (METCALF & EDDY, 1991).

Estações de tratamento específico para o lodo de fossas/tanques sépticos: quando poucas alternativas se mostram viáveis, uma possibilidade de disposição final do lodo de fossa/tanque é a construção de estações de tratamento específico. É uma alternativa que proporciona boa solução regional para o problema da gestão de lodos de fossa. Entretanto, segundo a USEPA (1999), há as desvantagens de se ter que obter área disponível para sua construção, dos custos de instalação e manutenção mais elevados e da necessidade de mão-de-obra qualificada. Essas estações podem apresentar diversas opções diferentes de tratamento, como tratamento biológico (aeróbio ou anaeróbio), estabilização com cal, oxidação química ou compostagem exclusiva de lodo (METCALF & EDDY, 1991; USEPA, 1999).

Outro tipo de tratamento de lodos de fossas/tanques sépticos, apresentado por Koottatep *et al* (2008A; 2008B), diz respeito ao uso de *wetlands* construídos. Nesses artigos, é apresentado um estudo em escala piloto no qual foi testado o desempenho de *wetlands* de fluxo vertical no tratamento do lodo de fossa, chegando a resultados promissores. Foram atingidas remoções de 96, 92 e 80%, respectivamente, para DQO, nitrogênio Kjeldahl total, e sólidos totais. Também segundo esses autores, o biossólido final apresentou densidade de ovos de helmintos condizente com a sua utilização agrícola.

7.6 Definição de atores para o problema multiobjetivo

A definição dos "atores" é uma importante etapa na análise de problemas multiobjetivo e multicritério. Essa nomenclatura vem do francês *acteur*, tendo também um correspondente em inglês, que é *stakeholder*. Atores são pessoas ou grupos de pessoas envolvidos de maneira direta ou indireta na escolha das alternativas de solução do problema ou no processo de decisão da solução para esse problema. Os atores geralmente têm interesses ou objetivos distintos na escolha de alternativas para a solução do problema. Por exemplo, um determinado ator pode dar maior importância a aspectos técnicos

ou econômicos; já outro grupo de atores pode priorizar alternativas com um melhor desempenho do ponto de vista ambiental ou de saúde pública. Também é variada a relevância dada aos interesses de cada ator, e defini-la é parte da análise multiobjetivo e multicritério. Também é parte dessa análise compatibilizar essa complexidade do problema, levando em conta as aspirações de todos os envolvidos no problema.

Os atores podem ser do tipo "agido" ou do tipo "interveniente". Os atores agidos são aqueles que não têm participação direta no processo decisório, mas exercem influência ou algum tipo de pressão (política, econômica, social, etc) sobre quem toma as decisões. São exemplos de atores agidos: as associações técnicas, órgãos de classe, grupos de moradores afetados por um empreendimento, organizações não governamentais, etc. Já os atores intervenientes têm participação direta no processo decisório. Eles podem ser divididos em: "agentes decisores", que são pessoas ou instituições formalmente ou moralmente encarregadas de tomar a decisão; "facilitadores", que apoiam ou promovem o andamento e outros aspectos do processo decisório; e pelos "analistas", que estruturam o problema, seus fatores intervenientes, e ajudam os outros atores a compreendê-lo.

Embora cada caso tenha que ser analisado em separado, a Tabela 7.3 pode auxiliar o analista na determinação do conjunto de atores na gestão de lodos de fossas/tanques sépticos. Essa tabela contém os resultados das respostas a um questionário utilizado no I *Workshop* em Gestão de Lodos de Fossas Sépticas, realizado em Brasília, no dia 26 de setembro de 2008 (CORDEIRO; SOUZA, 2008).

Tabela 7.3 > Resultados parciais do questionário aplicado no I *Workshop* em Gestão de Lodos de Fossas Sépticas
CONTEXTOS EM QUE ESTÃO INSERIDOS OS PROBLEMAS ADVINDOS DE UMA GESTÃO INADEQUADA DOS LODOS DE FOSSAS SÉPTICAS

Respostas	Fração que concorda
Ambiental	97%
Sanitário (Saúde Pública)	97%
Social	78%
Outros	31%

Problemas causados pela gestão inadequada dos lodos de fossas sépticas

Contaminação de mananciais	97%
Eutrofização de corpos d'água naturais	75%
Propagação de doenças de veiculação hídrica	94%
Propagação de vetores de doenças	88%
Problemas estéticos (paisagísticos, odores, etc)	84%
Outros problemas	19%

Objetivos principais de um plano de gestão dos lodos de fossas sépticas

Preservação ambiental	81%
Melhorias em saneamento e saúde	88%
Confiabilidade na operação	59%
Viabilidade econômica / financeira	53%
Desenvolvimento econômico	41%
Desenvolvimento social	59%
Outros objetivos	9%

Principais interessados na gestão dos lodos de fossas sépticas

Usuários das fossas sépticas	78%
Companhias de saneamento	84%
Órgãos governamentais de meio ambiente ou recursos hídricos	88%
Empresas de limpeza de fossas	66%
Pessoas que realizam o aproveitamento do lodo	72%
Outros envolvidos	22%

RELEVÂNCIA COM QUE AS EXPECTATIVAS DE CADA UM DESSES ENVOLVIDOS DEVEM SER CONSIDERADAS NA ESCOLHA DE ALTERNATIVAS DE GESTÃO DE LODOS DE FOSSAS SÉPTICAS (ESCALA DE 0 A 10)

Resposta	Peso médio
Usuários das fossas sépticas	6,7
Companhias de saneamento	7,4
Órgãos governamentais de meio ambiente ou recursos hídricos	8,3
Empresas de limpeza de fossas	7,3
Pessoas que realizam o aproveitamento do lodo	6,7

7.7 Estabelecendo objetivos para a gestão de lodo de fossa/tanque séptico

Outro conceito importante no contexto dos métodos multiobjetivo e multicritério é a definição dos objetivos. Os objetivos constituem as condições em que, idealmente, os atores desejam que o sistema esteja. Podem ser factíveis ou não, e auxiliam na comparação do sistema a ser modificado com o ponto em que se deseja chegar. O conjunto de todos os objetivos forma a 'meta' de atuação, que é o caminho ou sentido em que os esforços globalmente devem apontar.

O processo de seleção de alternativas de gestão de lodos de fossas/tanques sépticos deve, nos métodos multiobjetivo e multicritério, basear-se nos principais objetivos determinados para cada caso. Desse modo, a definição de tais objetivos torna-se uma etapa fundamental no processo.

Existem várias maneiras de se fixarem os objetivos para um dado problema, sendo indicada, quando possível, a consulta direta aos atores. Uma vez definidos os principais grupos de atores envolvidos no problema, devem ser identificados os interesses isolados de cada um em relação à implantação de um plano de gestão de lodos de fossas/tanques sépticos no local. Para isso, recomenda-se a coleta de informações junto a esses grupos determinados. Isso pode ser feito por meio de questionários elaborados para tal fim, por entrevistas diretas ou à distância (por via telefônica ou internet), ou pela organização de uma reunião presencial. Existem vários métodos para se extrair informações de grupos de pessoas, podendo-se citar as técnicas Delphi (LINSTONE; TUROFF, 2002; KAYO; SECURATO, 1997) e NGT (*Nominal Group Technique*) (DELBECC *et al*, 1975).

Em caso de dificuldade, a definição dos objetivos pode ainda ser feita por outro meio além da consulta direta aos agentes, como, por exemplo, através de consulta a trabalhos prévios, em que tenham sido considerados os mesmos atores. O levantamento da bibliografia específica do tema ligado ao problema também é uma forma de auxiliar. Outra forma é o estudo pelo próprio analista da morfologia do sistema, com a identificação lógica dos objetivos.

Da análise realizada, espera-se obter, se não todos, pelo menos os principais objetivos a serem considerados na decisão da alternativa que atenda melhor aos desejos dos diversos atores. Esses objetivos não serão necessariamente consensuais, desde que um interesse específico de um ator não signifique necessariamente o mesmo interesse dos demais.

Chega-se, então, a um conjunto de objetivos. Os objetivos, por sua vez, podem ser transformados em sub-objetivos a serem alcançadas pela alternativa-solução. Essa transformação é um passo delicado do processo, devido à heterogeneidade de objetivos identificados.

Carneiro *et al* (2001) sugerem a organização dos objetivos encontrados, agrupando-os em "famílias" de objetivos, que se distinguem por temas de interesse comum. Esse agrupamento permitirá que se identifiquem objetivos explicitados de forma diferente, mas que, na realidade, significam a mesma coisa, os quais deverão ser aglutinados. Trata-se de uma sugestão, ficando a critério do analista adotar ou não esse procedimento.

Em alguns casos, o analista necessita de resultados mais rapidamente, ou se trata de uma situação não existente, na qual os preceitos anteriores não podem ser utilizados. Nesses casos, podem ser de valia os resultados do I *Workshop* em Gestão de Lodos de Fossas Sépticas, contidos em parte da Tabela 7.3. Note que a Tabela 7.3 traz uma estimativa geral do peso com qual cada objetivo participa da decisão.

Crítérios de avaliação da gestão de lodo de fossas/tanques sépticos

Uma vez definidos os objetivos que representam os interesses dos principais grupos de atores envolvidos no caso em estudo, deve-se estabelecer uma metodologia que alcance uma solução para o problema, levando-se em conta seu aspecto multiobjetivo. Para isso, deve-se estabelecer quais serão os critérios de decisão que avaliarão as alternativas presentes no conjunto de alternativas propostas para o problema, em relação a todos os objetivos identificados. Os objetivos delineados para o caso estudado deverão ser traduzidos em metas claras e quantificáveis, por meio da especificação de escalas muito bem definidas (SOUZA, 1997). Tais escalas são, então, denominadas critérios de decisão.

Os critérios de decisão deverão ser compatíveis com os objetivos determinados anteriormente. Cada objetivo considerado pode criar um ou mais critérios de decisão, ou ainda, dois ou mais objetivos podem ser parcial ou totalmente representados em um mesmo critério de decisão.

De maneira geral, os critérios de decisão podem ser classificados como tangíveis ou intangíveis. Critérios tangíveis são assim denominados por serem avaliados com base em variáveis quantificáveis. Como exemplo de critérios tangíveis, pode-se citar custo e demanda de área. Assim, por exemplo, para o critério custo, tomando-se por base o custo estimado de cada alternativa, pode-se, dentro de uma escala pré-definida, classificar todas as alternativas em relação a esse critério. Os critérios intangíveis, por sua vez, se identificam por não possuírem a citada característica, ou seja, sua mensuração não se faz com base em valores quantificáveis. Para esse tipo de critérios, faz-se o que é usual chamar de julgamento de valor. Julgamento de valor é a quantificação ou atribuição de um valor a um critério intangível a fim de que as alternativas participantes do processo de seleção possam ser avaliadas em relação ao mesmo. Ao se mensurarem critérios dessa natureza, deve-se ter o cuidado de que todas as alternativas sejam avaliadas da mesma forma, para que nenhuma interferência no resultado seja provocada.

Essa mensuração pode ser feita por meio da criação de variáveis que servirão para quantificar o critério em relação a cada alternativa. Essas variáveis podem ser comparativas entre as alternativas, contendo valores de julgamento como: bom, médio, ruim, melhor, pior (SOUZA, 1997). Como exemplos de critério intangível, podem ser citados a "aceitação pública" e "impacto ambiental".

É importante ressaltar que a metodologia empregada para se chegar ao conjunto final de critérios deve ser clara e racional. Assim, sugere-se a seguinte sequência, esclarecida passo a passo, desde a definição dos atores:

- Determinação dos atores;
- Determinação dos interesses (objetivos) de cada ator;
- Elaboração de uma lista que contenha todos os objetivos alcançados no passo anterior;
- Agrupamento dos objetivos em famílias de objetivos com características semelhantes e que possam ser mensurados com base nos mesmos parâmetros (opcional); objetivos explicitados de forma diferente, mas que na realidade significam a mesma coisa, deverão ser aglutinados;
- Determinação dos critérios de decisão de acordo com as famílias de objetivos.

O uso de uma metodologia racional e transparente permite que o analista e os atores tenham pleno conhecimento dos objetivos a serem alcançados. Além disso, em uma etapa posterior, na determinação dos pesos a serem adotados para cada critério, esta metodologia facilitará o entendimento do próprio processo de seleção. O analista terá clara percepção da influência de cada critério no processo decisório e, por conseguinte, saberá quais objetivos tiveram prioridade para se chegar à alternativa-solução (CARNEIRO *et al*, 2001).

No intuito de auxiliar o analista na determinação dos critérios a serem utilizados na gestão de lodos de fossas, anexa-se a Tabela 7.4, que traz os resultados referentes a critérios obtidos da aplicação do questionário aos participantes do I *Workshop* em Gestão de Lodos de Fossas Sépticas (CORDEIRO; SOUZA, 2008).

Tabela 7.4 > Resultados do questionário aplicado no I *Workshop* em Gestão de Lodos de Fossas Sépticas em relação a critérios e respectivos pesos (CORDEIRO; SOUZA, 2008).

CRITÉRIOS RELEVANTES NA COMPARAÇÃO DE ALTERNATIVAS DE GESTÃO DOS LODOS DE FOSSAS SÉPTICAS POSSÍVEIS DE SEREM ADOPTADAS EM UMA LOCALIDADE

Critério	Fração que concorda (%)
Custo de implantação	81
Custo total de operação e manutenção	81
Custo para os moradores da região atendida e outros usuários do sistema	75
Geração de renda pelo aproveitamento do lodo	44
Diminuição de doenças ligadas à disposição inadequada dos lodos	78
Melhoria na qualidade da água dos mananciais	81
Reflexos sociais benéficos (melhoria na qualidade de vida, criação de empregos, etc)	59
Complexidade da operação	50
Risco de falhas na operação	44
Flexibilidade para futuras expansões do sistema	50
Aceitação pelas autoridades políticas	41
Aceitação pela população	56
Visibilidade política	19
Outros critérios	6

IMPORTÂNCIA DE CADA UM DOS CRITÉRIOS ESCOLHIDOS - PESOS (ESCALA DE 0 A 10)

Critério	Peso médio
Custo de implantação	7,3
Custo total de operação e manutenção	7,3
Custo para os moradores da região atendida e outros usuários do sistema	6,9
Geração de renda pelo aproveitamento do lodo	4,5
Diminuição de doenças ligadas à disposição inadequada dos lodos	7,9
Melhoria na qualidade da água dos mananciais	8,3
Reflexos sociais benéficos (melhoria na qualidade de vida, criação de empregos, etc)	6,1
Complexidade da operação	5,4
Risco de falhas na operação	4,7
Flexibilidade para futuras expansões do sistema	4,5
Aceitação pelas autoridades políticas	3,4
Aceitação pela população	6,0
Visibilidade política	2,3

7.9 Metodologias de apoio à decisão de escolha de um sistema de gestão de lodo de fossa/tanque séptico

Utilizando os preceitos descritos anteriormente e para auxiliar o processo de decisão na seleção de um sistema de gestão de lodos de fossas/tanques sépticos em um município ou em uma região, foram propostas duas metodologias: uma pelo grupo da Universidade de Brasília (UnB) e outra pelo grupo da FAE/SANEPAR. Essas metodologias serão apresentadas a seguir.

7.9.1 Metodologia desenvolvida pela Universidade de Brasília (UnB)

O intuito desta Metodologia de Apoio à Decisão é ser um conjunto de procedimentos sistematizados que dá instruções e orientações aos decisores sobre como agir para se chegar à escolha de alternativas coerentes com os objetivos propostos. É importante destacar que uma ferramenta como essa deve ser válida de forma geral para qualquer região ou localidade de interesse. Pensando nisso, elaborou-se o fluxograma da Figura 7.1, construído com base nas estruturas sequenciais de raciocínio de Goicoechea *et al* (1982) e Chankong e Haimes (1983), que são abordagens clássicas na análise de problemas multiobjetivos e multicritérios.

Sabe-se que, em qualquer situação problemática, há sempre uma etapa de percepção da necessidade de mudanças no sistema. É quando algum conjunto de fatos desperta a atenção do decisor, que reconhece e estabelece a necessidade de alterações no curso da realidade. Nessa etapa, está envolvido necessariamente um processo de julgamento. Ele provém do sistema de valores pessoais do decisor, que depende de suas influências culturais, sociais, etc. Essa etapa não foi acrescentada ao fluxograma da Figura 7.1 para evitar redundâncias, já que, ao ser iniciado o estudo, essa percepção e reconhecimento da necessidade de mudanças já ocorreu efetivamente.

A primeira atividade da Metodologia de Apoio da UnB é a definição do problema local e dos objetivos que o plano de gestão dos lodos de fossa/tanque deve satisfazer. A definição do problema local é uma formalização das deficiências e da situação encontrada na localidade ou região em estudo. É de essencial importância, pois é comum deparar-se com o que se pensa serem problemas, mas na verdade são consequências do problema que se quer solucionar. Por exemplo, a degradação ambiental ou os problemas de saúde podem não ser necessariamente o problema local, mas consequências do problema maior, que pode ser a inadequada disposição dos lodos.

A definição dos objetivos do plano de gestão, feita em seguida, depende essencialmente da correta definição do problema enfrentado. Podem-se prever alguns objetivos genéricos, presentes na maioria dos casos de saneamento, como ambientais, sanitários (de saúde pública) e econômicos.

A segunda etapa prevista é de coleta de informações. Nela, é definida a influência dos atores no contexto de estudo e são formuladas alternativas e critérios de avaliação condizentes com a realidade e objetivos locais. O processo de levantamento de dados visa à coleta de informações por intermédio de revisão de literatura técnica e de consulta a especialistas. Já a consulta a atores mencionada tem como intuito verificar as preferências estabelecidas por eles, seus anseios e expectativas. Com isso, completam-se os dados e a visão necessários para as etapas seguintes.

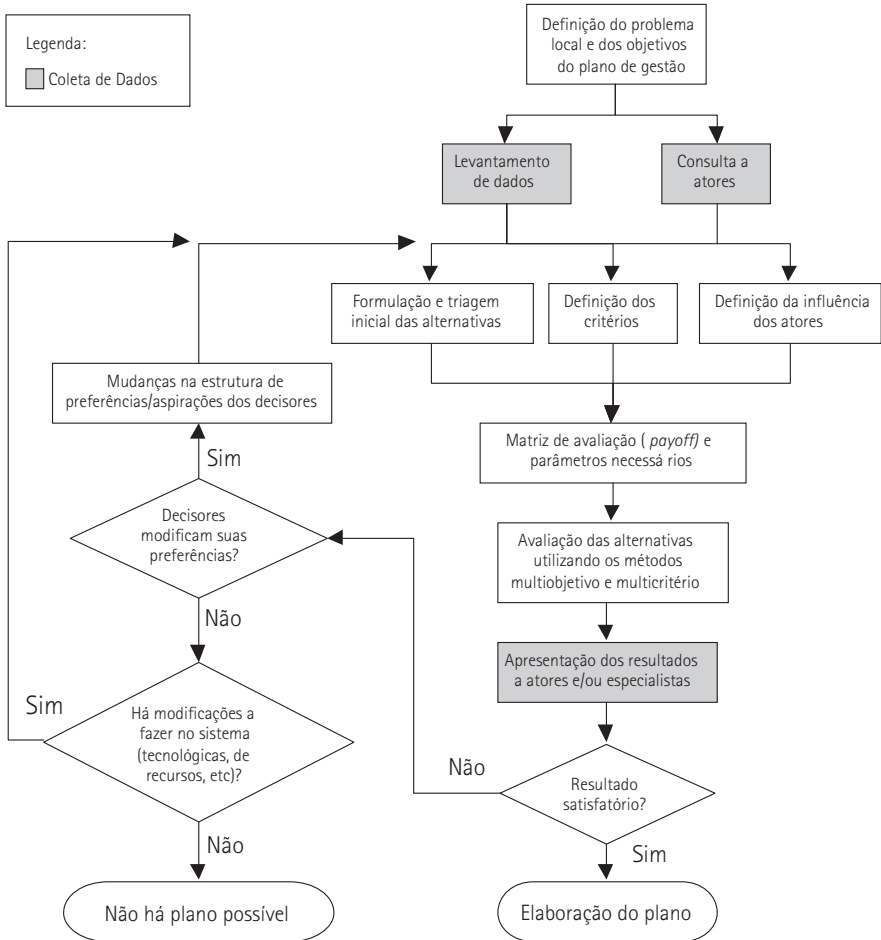


Figura 7.1 Fluxograma da Metodologia de Apoio da UnB

Apesar de se saber que a realidade de cada comunidade varia consideravelmente, alguns atores podem ser previamente identificados para o caso da gestão dos lodos de fossas/tanques sépticos. O primeiro é a companhia local de saneamento ambiental, que geralmente opera os sistemas de coleta e tratamento de águas residuárias existentes e que tem interesses e competências na proteção de mananciais de abastecimento e no controle de poluição. Outro grupo de atores é a população, que tem interesses nos custos que o processo de limpeza das fossas pode ocasionar e na proteção à saúde. As companhias de limpeza de fossas, geralmente privadas, também formam um importante grupo de atores, com interesses financeiros. As agências e órgãos (federais, estaduais e/ou municipais) com interesses na conservação do meio ambiente também são atores, com diferentes graus de influência na questão. Também se somam a esse grupo os órgãos e secretarias de saúde, que têm interesses no controle de doenças de veiculação hídrica. Por último, é possível identificar grupos de empreendedores que utilizam o lodo de fossa/tanque como insumo, como por exemplo, para fins agrícolas, e que têm interesses em adquiri-lo. A definição da influência dos atores será feita com base em pesos a serem estabelecidos na consulta realizada anteriormente.

De posse dos dados locais, formulam-se as alternativas possíveis na localidade de estudo. No estudo das alternativas de gestão, para facilidade de composição das alternativas, divide-se o processo em diversos níveis. A relevância de um determinado nível pode variar de acordo com a realidade local. Um primeiro nível é a forma de coleta dos lodos. Como segundo nível, tem-se o transporte dos lodos. Um terceiro nível é o tratamento ou condicionamento dos lodos, e um quarto nível, finalmente, integra a destinação final. Então, uma alternativa genérica de gestão dos lodos de fossas/tanques sépticos é constituída por uma combinação das opções que a localidade possui para execução de todos esses quatro níveis. É preciso lembrar que outros níveis podem ser importantes para uma determinada realidade. Por exemplo, a diferenciação entre a gestão rural e urbana, a possibilidade de os usuários arcarem com parte dos custos de operação do sistema, etc. A seguir, é dado o exemplo de uma alternativa que envolve alguns dos níveis mencionados: os lodos podem ser coletados por caminhões (Nível 1), transportados pelo caminhão até um poço de descarga apropriado, onde é lançado e escoado pelo sistema de esgoto até uma ETE (Nível 2). A ETE trata o resíduo (Nível 3) e o lodo final, posterior ao tratamento, é encaminhado para uso agrícola (Nível 4). Porém, na formação das alternativas, alguns dos níveis citados podem não estar presentes, se a combinação fornecer uma alternativa viável tecnicamente. Se o caminhão do exemplo anterior levar o lodo diretamente ao uso agrícola, haverá apenas os Níveis 1, 2 e 4. Na Tabela 7.5 são mostradas algumas diferentes composições de alternativas possíveis. Vale lembrar que não há regra definida para composição dessas partes, pois elas variam consideravelmente com a realidade do local de estudo.

Tabela 7.5 > Exemplos de composição de alternativas de gestão de lodos de fossas/tanques sépticos

ALTERNATIVAS	1	2	3	4	5
Coleta	Caminhão limpa-fossa	Caminhão limpa-fossa	Caminhão limpa-fossa	Caminhão limpa-fossa	Caminhão limpa-fossa
Transporte	Caminhão limpa-fossa	Rede de Esgotos	Rede de esgotos	Caminhão limpa-fossa	Caminhão limpa-fossa
Acondicionamento	-	-	-	Desaguamento/ Desidratação	Desaguamento/ Desidratação
Tratamento	ETE	ETE	ETE	Compostagem	ETE
Reaproveitamento	-	-	Uso agrícola	Uso agrícola	-
Destinação final	Aterro sanitário	Aterro sanitário	-	-	Produção de tijolos

A definição dos critérios de comparação entre as alternativas é feita com base nos objetivos do plano de gestão. Normalmente, os objetivos se desdobram em sub-objetivos, que facilitam a elaboração dos critérios. O peso dos critérios deve ser definido a partir de consultas com especialistas e atores.

Para a valoração da eficiência com que as alternativas atendem a cada um desses critérios e objetivos, deve-se contar mais uma vez com o auxílio de especialistas e atores, com casos da literatura e com pesquisas de mercado, como preços, custos ou benefícios financeiros. Com esses dados obtidos, constrói-se a matriz de avaliação, ou *payoff*, e obtêm-se os parâmetros necessários para a avaliação multiobjetivo e multicritério, que deverá gerar uma classificação das alternativas. Para essa avaliação, utilizam-se métodos de análise multicritério e multiobjetivo, trabalhando com variável discreta, como aqueles descritos anteriormente. É interessante notar que a recomendação geral é que sejam utilizados mais de um método, tradicionalmente três métodos, com princípios e regras de decisão preferencialmente diferentes.

O resultado final deve ser apresentado a especialistas e atores, para que se possa avaliar o grau de satisfação global da solução obtida. Caso a solução se mostre satisfatória aos olhos dos atores e especialistas, segue-se para a elaboração do plano de gestão dos lodos de fossa/tanque séptico. Se a solução for insatisfatória, a metodologia de apoio prevê uma realimentação do processo decisório. Se os decisores concordarem em mudar suas preferências e aspirações, deve-se realimentar a análise de decisão com essas modificações. Por outro lado, se os decisores não concordarem em rever suas premissas adotadas e/ou reavaliar suas exigências, e se não houver modificações adicionais possíveis a serem feitas no sistema (tecnológicas, de recursos, etc), não há plano possível para a concepção em vigor. Se há modificações possíveis, elas devem realimentar a etapa de concepção do sistema.

7.9.2 Metodologia desenvolvida pela FAE/SANEPAR

A metodologia proposta pela FAE/SANEPAR possui todos os elementos delineados anteriormente, mas, em relação à aplicação dos critérios, propõe uma sequência de duas fases: (1) pré-seleção de alternativas viáveis e (2) avaliação tecnológica, como descrito a seguir.

7.9.2.1 Fase I: pré-seleção de alternativas viáveis

A execução da fase de pré-seleção de alternativas viáveis depende da construção de um banco de dados que englobe todas as alternativas de tratamento do lodo de fossa/tanque séptico que estão sendo estudadas. Isso se deve ao fato de que são esses dados que irão possibilitar a análise das alternativas com relação a alguns critérios de pré-seleção previamente estabelecidos (SOUZA *et al*, 2001B). Cada um desses três grupos apresenta um conjunto de critérios que servirá de parâmetro para exclusão das alternativas que não atendem de forma satisfatória aos requisitos mínimos previstos.

A aplicação dessa fase de pré-seleção de alternativas viáveis terá como resultado a formação de um novo grupo de alternativas, em que constarão apenas aquelas alternativas que podem ser consideradas viáveis para o caso analisado (CORDEIRO NETTO *et al*, 2000). Após essa pré-seleção, parte-se para a Fase II, ou seja, a fase da avaliação tecnológica.

7.9.2.2 Fase II: avaliação tecnológica

A fase de avaliação tecnológica é responsável por avaliar as alternativas que conseguiram superar a fase de pré-seleção, sendo, então, consideradas exequíveis para o caso estudado. Assim, durante esta fase, as alternativas restantes serão avaliadas de acordo com a eficiência que apresentam diante de alguns critérios pré-selecionados de tecnologia apropriada (SOUZA *et al*, 2001B).

A seleção de tais critérios se deu por meio de discussões realizadas entre os pesquisadores integrantes da FAE/SANEPAR que fazem parte do PROSAB 5. Para tanto, foram consideradas as características de todas as alternativas de tratamento de lodo de fossa/tanque séptico estudadas no Tema 6 do PROSAB 5, e não apenas as alternativas que são de responsabilidade das referidas instituições.

As alternativas devem ser avaliadas segundo diversos critérios, sendo alguns deles de caráter econômico, operacional e ambiental. Dessa forma, para compreender melhor a seleção dos critérios a serem utilizados, foram determinados alguns objetivos primordiais para cada uma dessas dimensões, a partir dos quais foram retirados os respectivos critérios e os elementos para a constituição do seu cálculo.

Os critérios operacionais e econômicos não são restritivos, mas servem como parâmetros para selecionar o tipo de tecnologia. Por operacional compreende-se os elementos relativos à implantação e execução do projeto e por critério econômico, os custos

relativos a esta implantação e, quando for o caso, a desmobilização e destinação final. Esta visão econômica ampliada pretende dar noção de custo econômico do projeto, considerando todas as principais variáveis envolvidas diretamente e indiretamente no projeto pela tecnologia proposta.

7.9.2.3 Descrição das atividades e resultados

A discussão entre os pesquisadores ao longo do desenvolvimento do projeto PROSAB 5 buscou obter critérios universais para avaliação de diferentes modelos e alternativas de análises da gestão de fossa/tanque séptico. O Quadro 1 sintetiza este conjunto de critérios, que são descritos nas demais seções. A fase I (pré-seleção) envolve critérios econômicos (custos, em razão da limitação dos recursos) e técnicos (limitações que impeçam a aplicação de alguma tecnologia). As alternativas tecnológicas que cumprirem com os requisitos econômicos e técnicos irão para a segunda fase, que se dará por uma avaliação multicritério. Essa avaliação incorrerá em três conjuntos de critérios: ambiental, operacional e econômico (Tabela 7.6).

Tabela 7.6 > Síntese de critérios para pré-seleção de alternativas e avaliação tecnológica para otimização do sistema de fossa/tanque séptico

FASE I – RESTRIÇÕES TÉCNICAS	
TÉCNICA (limitantes que empecam a aplicação de alguma tecnologia)	Declividade do terreno
	Nível máximo do lençol freático
	Espessura mínima do solo
CUSTO (limitação de recursos)	Demanda por área
	Custo de implantação
	Energia exigida
FASE II – AVALIAÇÃO TECNOLÓGICA	
AMBIENTAL Elementos de comparação dos resultados nos efluentes por tecnologia avaliada, se pertinente	Sanidade
	Remoção de carga orgânica
	Geração de odor
	Necessidade de área
	Geração de emissões de gases
OPERACIONAL (para comparação por tecnologia)	Impacto na qualidade da água do corpo receptor
	Complexidade para implantação
	Complexidade para operações
	Facilidade para expansão do sistema
	Estabilidade do sistema
ECONÔMICO (para comparação por tecnologia)	Operação e manutenção
	Custo de implantação
	Custo de desmobilização
	Destinação final

7.9.2.4 Descrição dos critérios ambientais

Sanidade:

As tecnologias serão classificadas conforme o atendimento e por tipo de sanidade (A ou B). As alternativas seriam: atendimento tipo A; atendimento tipo B e não atendimento. A melhor situação seria a primeira, seguida das demais.

Quanto aos critérios, cabe apresentar os principais elementos que serão mensurados no projeto para dar balizamento sobre as características de cada tecnologia quanto ao atendimento e tipo do lodo. Estando a sanidade relacionada às características do lodo, segundo a Resolução 375/2006 do CONAMA, precisam ser analisados os seguintes aspectos:

- Potencial agrônômico;
- Substâncias inorgânicas e orgânicas potencialmente tóxicas;
- Indicadores bacteriológicos e agentes patogênicos;
- Estabilidade.

Dentre esses aspectos, a mesma resolução apresenta os limites máximos de concentração de substâncias inorgânicas mostrados na Tabela 7.7.

Tabela 7.7 > Lodos de esgoto ou produto derivado: substâncias inorgânicas

SUBSTÂNCIAS INORGÂNICAS	CONCENTRAÇÃO MÁXIMA PERMITIDA NO LODO DE ESGOTO OU PRODUTO DERIVADO (mg/kg, BASE SECA)
Arsênio	41
Bário	1.300
Cádmio	39
Chumbo	300
Cobre	1.500
Cromo	1.000
Mercurio	17
Molibdênio	50
Níquel	420
Selênio	100
Zinco	2.800

FONTE: CONAMA (2006).

Além disso, a resolução ainda apresenta uma classificação do lodo a partir dos agentes patogênicos, segundo o que mostra a Tabela 7.8.

Tabela 7.8 > Classes de lodo de esgoto ou produto derivado: agentes patogênicos

TIPO DE LODO DE ESGOTO OU PRODUTO DERIVADO	CONCENTRAÇÃO DE PATÓGENOS
A	Coliformes Termotolerantes <103 NMP / g de ST
	Ovos viáveis de helmintos <0,25 ovo / g de ST
	Salmonella ausência em 10 g de ST
	Vírus < 0,25 UFP ou UFF / g de ST
B	Coliformes Termotolerantes <106 NMP / g de ST
	Ovos viáveis de helmintos <10 ovos / g de ST

FONTE: CONAMA (2006)

ST: SÓLIDOS TOTAIS; NMP: NÚMERO MAIS PROVÁVEL; UFF: UNIDADE FORMADORA DE FOCO; UFP: UNIDADE FORMADORA DE PLACA.

Remoção da carga orgânica:

A resolução ainda traz o parâmetro para estabilidade, em que a relação entre sólidos voláteis e sólidos totais deve ser inferior a 0,70. Outro critério é o valor do DQO, que estabelecerá três faixas: até 60; entre 60 e 90; acima de 90. Neste caso, quanto menor, melhor.

Geração de odor:

Em função das discussões realizadas, optou-se por trabalhar com uma avaliação subjetiva da geração de odor. Assim, ao invés de se realizarem medições do nível de sulfeto, o nível de odor será avaliado de acordo com a percepção do mesmo.

Necessidade de área:

Para avaliar a área necessária, esta será relativizada pelos indicadores de m²/Kg de lodo. Será utilizada, ainda, a regra de conversão para m²/habitantes.

Geração de emissões de gases:

Para a avaliação do potencial de emissão e produção de gases, será utilizada a medida em tonelada equivalente de CO₂, a qual será feita por geração de gás/kg de lodo. Ainda, será utilizada a regra de conversão para geração de gás/habitantes.

Impactos na qualidade da água do corpo receptor:

Também previstas na Resolução 357 do CONAMA, estão as condições para o lançamento dos efluentes, sendo elas:

- pH entre 5 a 9;
- Temperatura: inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C na zona de mistura;

- Materiais sedimentáveis: até 1 mL/L em teste de 1 hora em cone Imhoff. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação é praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes;
- O regime de lançamento com vazão máxima de até 1,5 vezes a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor, exceto nos casos permitidos pela autoridade competente;
- Óleos e graxas: 1 - óleos minerais: até 20mg/L; 2 - óleos vegetais e gorduras animais: até 50mg/L; e
- Ausência de materiais flutuantes.

7.9.2.5 Descrição dos critérios operacionais (para comparação por tecnologia)

Complexidade para implantação: variável qualitativa e trata comparativamente as tecnologias estudadas, conceituando-as entre mais e menos complexas. Por complexidade compreende-se o conjunto de ações necessárias para implantação do projeto. Devem ser considerados os seguintes elementos: disponibilidade de terreno; dificuldade de adequação da área; complicações para a construção.

Complexidade operacional: variável qualitativa e trata comparativamente as tecnologias estudadas, conceituando-as entre mais e menos complexas. Por complexidade compreende-se o conjunto de ações necessárias para operação do projeto.

Facilidade para expansão do sistema: variável qualitativa e trata comparativamente as tecnologias estudadas, conceituando-as entre mais e menos fáceis para ampliação. Ter facilidade para ampliação é uma característica positiva e permite expansão dos sistemas conforme a demanda.

Estabilidade do sistema: refere-se à mudança do comportamento do sistema conforme a tecnologia empregada. É uma variável qualitativa, mas está sustentada em questões técnicas. Devem ser considerados os seguintes elementos: suscetibilidade do sistema à ocorrência de problemas e frequência de problemas.

7.9.2.6. Descrição dos critérios econômicos (para comparação por tecnologia)

Custo de operação e manutenção: é o custo direto de operação e manutenção por um determinado período para cada tecnologia. Este custo é mensurado mensalmente ou anualmente, o que serve como parâmetro comparativo entre as tecnologias estudadas. Este objetivo tem como critério a dificuldade de operação e manutenção. Como este objetivo visa a avaliar as dificuldades que podem ser enfrentadas pelos responsáveis pela operação e manutenção de uma alternativa específica, devem ser considerados

os seguintes elementos: nível de instrução necessário para operação e manutenção e a necessidade de manutenção. Este item inclui o consumo de energia estratégico para esse tipo de operação: aquela tecnologia que demandar menos energia é considerada estrategicamente mais bem posicionada, inclusive porque isso impactará positivamente na redução do custo.

Custo de implantação: é o custo de implantação da tecnologia, mensurado pelo valor da obra, com todos os valores diretos e indiretos envolvidos para colocar a obra em funcionamento. Devem ser considerados os seguintes custos: de aquisição do terreno; de adequação da área; de construção; e de desvalorização do terreno.

Custo de desmobilização: considerando-se a possibilidade de desmobilização, este custo é a previsão, por tecnologia, de quanto seria para encerrar o projeto. O menor custo tem um valor positivo neste parâmetro e se refere ao custo ambiental da disposição.

Custo de destinação final: é o custo do destino final do lodo. Uma obra pode ter menor custo de implantação ou operação e manutenção, mas ter um elevado valor para adequada destinação final do recurso. Devem ser considerados os custos de transporte e o custo de disposição. Isso pode inviabilizar a alternativa tecnológica. Por isso, quanto menor, melhor.

O peso relativo de cada parâmetro depende das tecnologias previamente escolhidas pelas restrições locais, e o valor qualitativo atribuído deve sempre ser fundamentado para evitar um número excessivo de interpretações e permitir que haja uma racionalização do processo decisório.

7.10 Descrição de um exemplo de aplicação da Metodologia de Apoio da UnB: estudo de caso da cidade de Formosa (GO)

Neste item, apresenta-se um exemplo de aplicação dos métodos multiobjetivo e multicritério a um caso real de gestão dos lodos de fossas/tanques sépticos. Trata-se do estudo de caso da cidade de Formosa, em Goiás.

A zona urbana de Formosa possui cerca de 90 mil habitantes. Até o ano de 2003, a cidade não contava com sistema de esgotamento sanitário, sendo a solução preponderante o uso de fossas/tanques sépticos (padronizadas ou não). No momento em que este texto foi escrito, somente cerca de 30% dos domicílios da zona urbana da cidade possuíam coleta e tratamento de esgoto sanitário, sendo o restante atendido por fossas. Também é prática frequente o lançamento dos esgotos nos sistemas de drenagem pluvial ou em cursos d'água urbanos.

Apesar de haver na cidade a predominância do uso de fossas, não há uma política específica que oriente e fiscalize a disposição adequada dos lodos gerados na limpeza dessas fossas. Desse modo, é usual o lançamento dos lodos em galerias de drenagem pluvial ou em cursos d'água urbanos ou próximos à região urbana.

Uma primeira etapa na análise desse caso é a definição clara do problema local. No caso da cidade de Formosa, o principal problema encontrado em relação aos lodos é o seu lançamento em local inapropriado, causando impactos diversos à população e ao meio ambiente urbano. As principais consequências desse problema são apresentadas na Tabela 7.9.

Tabela 7.9 > Descrição das principais consequências do lançamento inadequado dos lodos de fossas/tanques sépticos

CONSEQUÊNCIAS	DESCRIÇÃO
Prejuízos ao meio ambiente	Eutrofização dos corpos d'água, prejuízos à fauna e flora aquáticas.
Prejuízos à saúde pública	Disseminação de doenças de veiculação ou origem hídrica; propagação de vetores de doenças.
Deterioração do ambiente urbano	Odores, prejuízos estéticos aos corpos d'água, etc.

Percebe-se que uma possível solução para o problema é a criação de um sistema de gestão que elimine lançamentos irregulares dos lodos de fossas/tanques sépticos, extinguindo-se as consequências apresentadas. A partir dessas consequências e levando-se em conta a realidade local, pode-se estabelecer que o sistema de gestão a ser criado deve satisfazer basicamente as seguintes classes de objetivos: (1) ambiental, que tem como fim melhorar a qualidade da água dos corpos que recebem o lodo e beneficiar a fauna e flora aquáticas; (2) de saúde pública, que visa virtualmente à eliminação da ocorrência das doenças ligadas à disposição inadequada dos lodos; (3) econômico, que busca soluções economicamente viáveis para a realidade local; e (4) social/urbano, associado à eliminação dos aspectos negativos impostos ao ambiente urbano (estéticos, etc.) e melhorias em atividades sociais como, por exemplo, uso dos corpos d'água para recreação, esportes e pesca.

Na cidade de Formosa, os principais atores no problema de gestão dos lodos de fossas/tanques sépticos são: a companhia estadual de saneamento (SANEAGO), responsável pelo fornecimento de água potável e pela coleta e tratamento de águas residuárias; a Secretaria Municipal de Agricultura, Pecuária e Meio Ambiente, que é a representante do poder executivo nas questões ambientais; e empresas de limpeza de fossas. Há outros grupos de pressão, como associações de classe profissional, grupos religiosos, associações de moradores, órgãos e entidades federais, entre outros, mas com reduzida influência na tomada de decisão nessa área no âmbito municipal. Para efeito deste exemplo didático de uso da metodologia UnB, somente foram considerados os três primeiros atores mencionados, por sua participação mais direta na gestão do lodo.

A partir dos objetivos mostrados anteriormente, foram definidos critérios a serem usados para avaliar as alternativas de gestão dos lodos de fossa/tanque séptico na cidade. Para cada objetivo, os critérios devem ser, de preferência, facilmente mensuráveis e indicar o quanto cada alternativa satisfaz esses objetivos. Para o caso estudado, os critérios escolhidos e seus respectivos códigos são apresentados na Tabela 7.10. Eles foram estabelecidos a partir de consultas a especialistas, conforme mostrado na Tabela 7.4. Da mesma forma, foram estabelecidos os pesos médios que esses critérios devem ter na análise, mostrados na Tabela 7.11, em uma escala de 0 a 10.

Tabela 7.10 > Critérios utilizados na avaliação das alternativas

OBJETIVOS	CRITÉRIO	CÓDIGO
Ambiental	Melhorias na qualidade da água	C1
De saúde pública	Diminuição de doenças ligadas à disposição inadequada dos lodos	C2
Econômico	Custo de implantação	C3
	Custo de operação e manutenção	C4
Social	Reflexos sociais benéficos	C5

Tabela 7.11 > Pesos para os critérios estabelecidos (escala de 0 a 10)

CRITÉRIO	PESO
C1	8,3
C2	7,9
C3	7,3
C4	7,3
C5	6,1

Deve-se lembrar que o estabelecimento de critérios e seus pesos é uma etapa essencial e particular de cada estudo específico. Devem-se consultar especialistas e atores locais para a formalização desses aspectos. Entretanto, na impossibilidade de tal consulta, podem ser usados dados mais gerais, como os obtidos nas Tabelas 7.3 e 7.4, ou outros trabalhos específicos relativos ao tema.

O próximo passo no exemplo foi a formulação de alternativas de gestão dos lodos na cidade. Foi preciso compor essas alternativas de acordo com a realidade local, levando-se em conta os diversos níveis ou etapas. Esse procedimento seguiu o descrito anteriormente na apresentação da Metodologia de Apoio da UnB. Para a realidade da cidade em questão, os níveis de maior importância são: o transporte, o tratamento e a disposição final. Então, as principais alternativas encontradas são apresentadas na Tabela 7.12. No nível do 'transporte', há basicamente duas possibilidades, que são o transporte por caminhão ou pela rede de esgotos diretamente para uma ETE. Para o segundo nível, do 'tratamento', há a possibilidade de tratamento combinado em uma

ETE que, apesar de o sistema de coleta ainda estar em fase de construção, já atende uma parcela da população urbana. Essa ETE é constituída por uma instalação do tipo lagoa de estabilização. Se a opção de tratamento combinado for escolhida, não haverá a opção de disposição final no curto prazo, já que a frequência de remoção de material acumulado em lagoas desse tipo é de duas a três décadas. No último nível, o da "disposição final", só se configura como viável a opção de uso agrícola, podendo ser direto ou passando por um processo de compostagem. A adoção dessas duas alternativas de utilização agrícola é assegurada por alguns trabalhos de pesquisa realizados (FERNANDES *et al*, 2001; KLINGEL *et al*, 2002). Segundo Fernandes *et al* (2001), os lodos gerados a partir de esgotos domésticos em geral não apresentam restrições ao seu uso no que diz respeito à presença de metais pesados ou poluentes orgânicos. Entretanto, não se recomenda seu uso para culturas cujos produtos são consumidos crus, como hortaliças e frutas. Klingel *et al* (2002) confirmam que o lodo bruto, sem desinfecção, só pode ser usado em culturas não alimentícias, devendo-se tomar cuidado com os riscos à saúde dos trabalhadores agrícolas, usando-se medidas de proteção. De qualquer modo, deve-se sempre respeitar os requisitos estabelecidos pela Resolução do CONAMA 375 de 2006 (CONAMA, 2006).

Tabela 7.12 > Principais alternativas a serem consideradas para o caso em estudo

NÍVEL	ALTERNATIVA 1 (A1)	ALTERNATIVA 2 (A2)	ALTERNATIVA 3 (A3)	ALTERNATIVA 4 (A4)
Transporte	Caminhão até a ETE	Lançamento em rede de esgoto	Caminhão	Caminhão
Tratamento	Cotratamento na ETE	Cotratamento na ETE	-	Compostagem com resíduos sólidos
Disposição Final	-	-	Uso agrícola direto restrito (*)	Uso agrícola

* USO RESTRITO EM ÁREAS RURAIS, COM CUIDADOS CONTRA CONTAMINAÇÃO DE TRABALHADORES E APLICADOS EM CULTURAS NÃO UTILIZADAS EM ALIMENTAÇÃO HUMANA.

A etapa seguinte foi a atribuição de valores ou notas de desempenho para cada alternativa de acordo com cada critério. O resultado dessa análise para o estudo de caso em questão é apresentado na Tabela 7.13, que mostra a matriz de avaliação (ou matriz de resultados). Os valores nessa matriz foram obtidos de uma maneira simples, por comparação entre os desempenhos das alternativas em cada critério. Esses valores estão expressos em termos de uma escala de zero a dez, onde zero corresponde à nota mínima (pior desempenho possível) e dez representa a máxima (melhor desempenho possível). Entretanto, para critérios tangíveis, também é possível inserir na matriz de avaliação diretamente seus valores mensurados ou estimados (por exemplo, custo em reais ou área em m²), desde que o método utilizado faça algum tipo de normalização, para evitar problemas de magnitude numérica.

Tabela 7.13 > Matriz de avaliação para o estudo de caso

	C1	C2	C3	C4	C5
A1	8	9	9	8	7
A2	8	8	8	6	7
A3	9	7	9	9	8
A4	9	7	6	5	8

Com a matriz de avaliação, foram aplicados quatro métodos multiobjetivo e multicritério (ELECTRE III, CP - Programação de Compromisso, TOPSIS e PROMETHEE II). O resultado é apresentado na Tabela 7.14, e mostra claramente que, para a matriz de avaliação obtida, a mais satisfatória é a alternativa 3. Uma possível causa para o melhor desempenho global dessa alternativa é a boa atuação nos critérios econômicos. Essa alternativa prevê o uso agrícola direto restrito, tendo os custos de construção e operação relativamente menores que as outras, mas pode enfrentar resistência cultural, de saúde pública e ambiental para a sua implementação. Adicionalmente, há um bom desempenho no quesito social devido, principalmente, aos benefícios que pequenos produtores agrícolas (com forte presença na região) podem obter do uso dos resíduos, reduzindo seus custos de produção e o consequente custo ao consumidor. A alternativa 1 apresenta um desempenho bom, muito próximo da A3, sendo a mais satisfatória segundo o PROMETHEE II. Entretanto, seu desempenho no quesito social não foi considerado tão bom pelos avaliadores, provavelmente devido ao fato de usos agrícolas gerarem melhores impactos nesse objetivo. As alternativas 2 e 4 apresentaram os piores desempenhos, o que é também previsível pela avaliação direta de matriz de avaliação.

Tabela 7.14 > Classificação das alternativas segundo os métodos multiobjetivo e multicritério

MÉTODO	1º LUGAR	2º LUGAR	3º LUGAR	4º LUGAR
ELECTRE III	A3 e A1	A2	A4	-
Programação de compromisso	A3	A1	A4	A2
TOPSIS	A3	A1	A4	A2
PROMETHEE II	A1	A3	A2	A4

Uma conclusão importante deste exemplo é que a solução encontrada é totalmente dependente das escolhas ou preferências obtidas na construção da matriz de avaliação. Uma pequena mudança nos valores pode alterar consideravelmente o ordenamento das alternativas. Isso mostra a importância de ser feita uma pesquisa extensa da realidade local para que se possa reproduzir e introduzir fielmente na análise as características da localidade em estudo. De maneira semelhante, os pesos influenciam consideravelmente os resultados, sendo necessária consulta extensa a decisores

e grupos de pressão locais. Adicionalmente, os métodos apresentaram resultados coerentes entre si, indicando que, caso fosse feita uma análise mais rigorosa e completa, as alternativas 3 e 1 tenderiam a ser consideradas como mais adequadas à realidade atual da cidade.

Outro comentário a ser feito é que, em soluções que utilizassem simultaneamente vários tipos de transporte, tratamento e disposição também poderiam existir. As alternativas aqui utilizadas como exemplo foram compostas de maneira relativamente simples. De fato, em uma análise mais completa, os decisores e analistas poderiam inserir alternativas intermediárias entre as propostas, onde diferentes parcelas do lodo coletado teriam vários destinos em uma mesma alternativa. Isso não alteraria a metodologia, e essas alternativas "híbridas" seriam inseridas normalmente na matriz de avaliação, para comparação com as outras.

Outra maneira de abordar o problema é seguindo o proposto por Reyes (2009), que traz como estratégia para a determinação dos pesos as chamadas 'políticas'. Essas políticas correspondem a diferentes arranjos de pesos para os critérios adotados. Cada arranjo corresponderia a priorizar uma determinada visão que se deseja adotar na avaliação multiobjetivo e multicritério. Isso pode ser usado para inserir na análise a perspectiva particular de um determinado segmento da sociedade, grupo de pressão ou órgão governamental.

Geralmente, as políticas são relacionadas a cada um dos objetivos definidos para o problema. A Tabela 7.15 mostra um exemplo da aplicação desse conceito, considerando que, para efeitos de comparação entre as políticas e por simplicidade, a soma dos pesos deve ser igual a 1.

Tabela 7.15 > Exemplo de aplicação de diferentes políticas na definição dos pesos para os critérios em estudo

Critério	Código	POLÍTICAS			
		Ambiental	De saúde	Econômica	Social
Melhorias na qualidade da água	C1	0,40	0,30	0,10	0,20
Diminuição de doenças ligadas à disposição inadequada dos lodos	C2	0,15	0,40	0,10	0,20
Custo de implantação	C3	0,15	0,10	0,35	0,10
Custo de operação e manutenção	C4	0,15	0,10	0,35	0,10
Reflexos sociais benéficos	C5	0,15	0,10	0,10	0,40

Com os pesos definidos na Tabela 7.15, são calculados diferentes ordenamentos das alternativas, da mesma maneira como foi feito anteriormente, levando-se em conta cada política separadamente. Isso ajuda a ter uma visão segmentada, de acordo com cada interesse em questão. Caso isso seja feito, serão obtidos quatro ordenamentos

ou classificações das alternativas que, analisados em conjunto, podem também levar à seleção de alternativas adequadas à realidade local, de acordo com a política que se deseja priorizar. Por último, conforme mostra Reyes (2009), também é possível utilizar uma "política neutra", em que os pesos de todos os critérios seriam iguais. Seria uma política "imparcial" em relação aos diferentes objetivos e assumiria, para o exemplo em estudo, todos os pesos iguais a 0,2.

7.11 Conclusão

O presente capítulo trouxe os preceitos da metodologia de análise de decisão com múltiplos objetivos e múltiplos critérios, habilitando o leitor ao seu uso no campo da gestão dos lodos de fossas/tanques sépticos. Foram apresentadas duas metodologias de auxílio na área de gestão de lodos de fossas/tanques sépticos, uma proposta pela UnB e outra pela FAE/SANEPAR. Mostrou-se um exemplo de aplicação da metodologia da UnB na gestão dos lodos de fossas sépticas, de maneira que foi possível demonstrar a facilidade de seu uso e, ao mesmo tempo, a complexidade do procedimento, se o analista procura a perfeição dos resultados. Além disso, foram inseridas as informações necessárias e fornecidos os dados e referências para utilização dos *softwares* contendo os métodos de análise.

A metodologia é ágil e eficiente, mas o leitor deve ficar atento, pois ela é, ao mesmo tempo, 'obediente', uma vez que os seus resultados reproduzem a qualidade dos dados fornecidos referentes ao caso a ser resolvido. Se os dados levantados não refletirem a realidade, se a conformação do problema for colocada de forma reducionista, então a resposta da metodologia exposta, a despeito do seu grande potencial, também será questionável.

Referências Bibliográficas

BRAGA, B.; GOBETTI, L. Análise Multiobjetivo, In: PORTO, R.L. (Org.) *Técnicas quantitativas para o gerenciamento de recursos hídricos*. 2. ed. Porto Alegre: UFGRS/Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2002. p. 361-420.

CARNEIRO, G.A.; BARBOSA, R.F.M.; SOUZA, M.A.A. *Tecnologia apropriada em saneamento: uma nova abordagem com o emprego de análise multiobjetivo e multicritério*. In: XXI CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, João Pessoa. Anais... Rio de Janeiro: ABES, 2001.

CHANKONG, V.; HAIMES, Y.Y. *Multiobjective decision making: theory and methodology*. series in system science and engineering. New York: North-Holland/Elsevier Science, 1983. V. 8.

COHON, J.L.; MARKS, D.H. A review and evaluation of multiobjective programming techniques. *Water Resources Research*. v. 11, n. 2, p. 208-220, 1975.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). *Resolução 375*, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências.

CORDEIRO NETTO, O.M.; PARENT, E.; DUCKSTEIN, L. *Métodos aplicados ao planejamento de recursos hídricos: o caso da escolha de um sitio de barragem de regularização no sudoeste da França - Parte 1. Discussão Teórica*. In: X SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, Anais... Gramado, v. 1, p. 327-336, 1993.

CORDEIRO NETTO, O.M. *et al. Uma metodologia para análise tecnológica de sistemas com reatores biológicos anaeróbios para tratamento de águas residuárias municipais*. Trabalho I-102. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000, Anais... Porto Alegre, v. I, p. 1-14, 2000.

CORDEIRO, B.S.; SOUZA, M.A.A. *Relatório sobre os resultados da aplicação de questionários aplicados no I Workshop em Gestão de Lodos de Fossas Sépticas*, Brasília, DF, 2008.

DELBECQ, A.L.; VAN DE VEN, A.H.; GUSTAFSON, D. *Group techniques for program planning*. Scott, Foresman, Glenview, EUA, 1975.

FERNANDES, F. *et al. Avaliação de alternativas e gerenciamento do lodo na ETE*, In: ANDREOLI, C.V., SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Ed.) *Lodo de esgotos: tratamento e disposição final*. Belo Horizonte: UFMG, 2001. p. 299-317.

GODET, M. *A "Caixa de Ferramentas" da Prospectiva Estratégica*. Edição Portuguesa, 2000 [On-line]. Disponível em: http://www.cnam.fr/lipsor/eng/software_04.php. Acesso em 5 jul. 2009.

GOICOECHEA, A.; HANSEN, D.R.; DUCKSTEIN, L. *Multiobjective decision analysis with engineering and business applications*. New York: John Wiley & Sons, 1982.

GOMES, L.F.A.M.; ARAYA, M.C.G.; CARIGNANO, C. *Tomada de decisões em cenários complexos: introdução aos métodos discretos do apoio multicritério à decisão*. São Paulo: Pioneira Thomson Learning, 2004.

KAYO, E.K.; SECURATO, J.R. Método Delphi: fundamentos críticos e vieses. *Cadernos de Pesquisa em Administração*. v. 1, n. 4, p. 51-61, 1997.

KLINGEL, F. *et al. Fecal sludge management in developing countries: a planning manual*. Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology, Department for

Water and Sanitation in Developing Countries, 2002. [On-line]. Disponível em <<http://www.eawag.ch/organisation/abteilungen/sandec>>. Acesso em 5 jul. 2009.

KOOTTATEP, T. *et al.* *Potentials of vertical-flow constructed wetlands for septage treatment in tropical regions*. Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology, Department for Water and Sanitation in Developing Countries, 2008A. [On-line]. Disponível em <<http://www.eawag.ch/organisation/abteilungen/sandec>>. Acesso em: 5 jul. 2009.

KOOTTATEP, T. *et al.* *Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate – Lessons learnt after seven years of operation*. Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology, Department for Water and Sanitation in Developing Countries, 2008B. [On-line]. Disponível em <<http://www.eawag.ch/organisation/abteilungen/sandec>>. Acesso em: 5 jul. 2009.

INGALLINELLA, A.M. *et al.* The challenge of faecal sludge management in urban areas – strategies, regulations and treatment options. *Water Science and Technology*, v. 46, n. 10, p. 285-294, 2002.

LINSTONE, H.A.; TUROFF, M. (Ed.) *The Delphi Method: techniques and application*, Versão eletrônica gratuita, 2002. [On-line]. Disponível em: <<http://is.njit.edu/pubs/delphibook/>>. Acesso em: 5 jul. 2009.

LIPSOR MICMAC. *Software Version 6.1.2 2003/2004*, Matrice d'Impacts Croisés Multiplication Appliqués à un Classement, 2004A. [On-line]. Disponível em: http://www.3ie.org/lipsor/download/formulaire_uk.php. Acesso em: 5 jul. 2009.

LIPSOR MACTOR. *Software Version 5.1.2 2003/2004*, Methode ACTeurs, Objectifs, Rapports de Force, 2004B. [On-line]. Disponível em: http://www.3ie.org/lipsor/download/formulaire_uk.php. Acesso em: 5 jul. 2009.

LIPSOR MORPHOL. *Software Version 5.1.2 2003/2004*, Analyse Morphologique, 2004C. [On-line]. Disponível em: http://www.3ie.org/lipsor/download/formulaire_uk.php. Acesso em: 5 jul. 2009.

MARQUES, E. *PROSPEX: o modelo de geração de cenários em planejamento estratégico*, 1988. [On-line]. Disponível em: <http://www.bndes.gov.br/conhecimento/consulta.asp>. Acesso em: 5 jul. 2009.

METCALF & EDDY, Inc. *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse*. TCHOBANOGLOUS, G. E BURTON F.L. (eds.), 3 ed., Editora McGraw-Hill, Nova Iorque, EUA, 1336p, 1991.

REYES, D.A. *Metodologia multiobjetivo e multicritério de auxílio à outorga de recursos hídricos: aplicação ao caso da bacia do Rio Preto*. 163 f. Dissertação (Mestrado em

Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2009.

SAATY, T.L. *Método de análise hierárquica*. São Paulo: McGraw Hill/Makron Books, 1991.

SOUZA, M.A.A.; CORDEIRO NETTO, O.M. Análise tecnológica multiobjetivo de alternativas para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. In: CHERNICHARO, C.A.L. (Coord.) *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*: coletânea de trabalhos técnicos. Projeto PROSAB, FINEP, 2000. p. 70-86.

SOUZA, M.A.A.; CORDEIRO NETTO, O.M.; LOPES JÚNIOR, R.P. Sistema de apoio à decisão (SAD) para seleção de alternativas de pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. In: CHERNICHARO, C.A.L. (Org.) *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. Belo Horizonte: Projeto PROSAB / FINEP, v. 1, p. 515-544. 2001B.

SOUZA, M.A.A. et al. *Análise tecnológica de alternativas para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. In: XXI CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2001, João Pessoa. Anais... Rio de Janeiro: ABES, v.1. p. 1-22, 2001.

SOUZA, M.A.A. *Notas de aula da disciplina análise de sistemas ambientais*, Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Universidade de Brasília, 2007.

_____. *Metodología de analisis de decisiones para seleccionar alternativas de tratamiento y uso de aguas residuales*. Hojas de Divulgación Técnica (HDT), Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente / OPAS / OMS, Lima, Peru, n. 68, 1 a 5 de abril, 1997.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). *Decentralized systems technology fact sheet: septage treatment/disposal*, Washington, EUA, 1999.

VERGARA, F.E. et al. Aplicabilidade do método de análise multiobjetivo TOPSIS à gestão dos recursos hídricos. In: III SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO CENTRO-OESTE, v. 1, Anais... Goiânia, p. 1-13, 2004.

Notas

1_Utilizaremos o termo "lodo de fossa/tanque séptico" com o significado do material que é retirado na limpeza de fossas e/ou tanques sépticos.

8 Lodo de Fossas Sépticas: Uma Análise Crítica

Eduardo Pacheco Jordão, Pedro Além Sobrinho.

8.1. Introdução

Em boa hora, o PROSAB definiu como um dos temas a ser estudado no Edital 5 o chamado "Lodo de fossa séptica: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final". Trata-se de uma questão apenas aparentemente simples, que não tem recebido a atenção devida tanto das autoridades como dos próprios técnicos que trabalham acerca do assunto. Talvez por ser considerado um assunto sem maior importância, ou uma questão muito simples, o fato é que a omissão atual neste tema tem resultado em consequências ambientais graves.

Tanques sépticos, que muitos chamam também de fossas sépticas, têm sido empregados desde o século 19 como uma solução individual, ou mesmo coletiva, para tratamento de esgotos sanitários. São de simples construção, econômicos, praticamente não requerem manutenção – salvo uma limpeza periódica a cada um ou cinco anos – e, por isso mesmo, têm sido muito usados em todo o mundo.

Todavia, os tanques sépticos têm, na prática, uma eficiência de tratamento limitada: cerca de 30 a 45% de remoção da DBO, e 50 a 60% de remoção de sólidos em suspensão, o que corresponde apenas a um tratamento primário. É possível que a remoção de DBO de um tanque séptico seja um pouco maior, até cerca de 50%, nos casos de unidades especialmente projetadas, como as de câmaras em série e de câmaras sobrepostas, limpas regularmente (JORDÃO; PESSOA, 2005).

Por conta desta limitação, quando o terreno não é favorável à infiltração, os tanques sépticos passaram a ser seguidos de outra unidade de tratamento – o filtro anaeróbio – o que permite ao conjunto uma eficiência de remoção da DBO de 80 a 85%, produzindo um efluente final com DBO na faixa de 50 a 60 mgO₂/L. Os filtros anaeróbios são, sem dúvida, uma das associações mais vantajosas para o pós-tratamento dos efluentes dos tanques sépticos, podendo ou não ser com fluxo ascendente.

Estas unidades têm sido muito utilizadas, e com bons resultados, em edificações e empreendimentos habitacionais localizados em áreas urbanas não dotadas de sistemas públicos de esgotamento sanitário, ou mesmo quando o único sistema de drenagem urbana disponível é de águas pluviais. Assim, tanto edificações isoladamente como conjuntos habitacionais costumam, nos casos citados, ser dotados de sistemas próprios e locais de esgotamento sanitário. Estes sistemas são denominados "descentralizados", ou "localizados" – advindo do termo inglês "*on site treatment*" – ou ainda "estáticos".

Os sistemas localizados de conjuntos habitacionais podem ser concebidos para o atendimento coletivo de todas as unidades habitacionais ou podem ser particularizados para cada uma delas. No primeiro caso, terá características similares às de um sistema público e coletivo, dotado de rede coletora de esgotos e tratamento, e destinação final centralizada. No segundo caso, o tratamento dos esgotos será individualizado, atendendo a uma ou mais unidades habitacionais proximamente localizadas. Em ambos os casos, a destinação final dos esgotos tratados pode ser a rede local de águas pluviais (sistema de drenagem urbana), ou o direto lançamento em um curso d'água superficial próximo, ou a infiltração controlada no solo por meio de sumidouro ou vala de infiltração. As Tabelas 8.1 e 8.2 mostram, respectivamente, as eficiências de remoção e a qualidade do efluente esperada com estas unidades (JORDÃO; VOLSCHAN, 2009).

Tabela 8.1 > Eficiências de remoção

TECNOLOGIA DE TRATAMENTO	EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO (%)	
	DBO	SST
Tanque séptico, câmara única	30 - 40	40 - 50
Tanque séptico, câmara em série	40 - 50	50 - 60
Tanque séptico, câmara sobreposta	50 - 60	60 - 70
Filtro anaeróbio ¹⁾	50 - 70	60 - 80

1_SEMPRE PRECEDIDO POR QUALQUER TIPO DE TANQUE SÉPTICO
 FONTE: JORDÃO E VOLSCHAN (2009).

Tabela 8.2. Concentrações efluentes

TECNOLOGIA DE TRATAMENTO	CONCENTRAÇÕES EFLUENTES (mg/L) ⁽²⁾	
	DBO	SST
Tanque séptico, câmara única	200	160
Tanque séptico, câmara em série	170	140
Tanque séptico, câmara sobreposta	140	100
Filtro anaeróbio ⁽¹⁾	120	90

1_SEMPRE PRECEDIDO POR QUALQUER TIPO DE TANQUE SÉPTICO;

2_VALORES DE REFERÊNCIA, DE ACORDO COM CONCENTRAÇÕES TÍPICAS AFLUENTES.

FONTE: JORDÃO E VOLSCHAN (2009).

Existem, na verdade, diversas alternativas de sistemas de tratamento de esgoto para pequenos municípios que podem ser utilizadas de forma individual ou coletiva. A NBR 7229/1993 da ABNT, normaliza as questões de projeto, construção e operação dos tanques sépticos, enquanto a NBR 13969/1997 dispõe sobre projeto, construção e operação de unidades complementares de tratamento e de disposição final de efluentes líquidos. As várias alternativas disponíveis para tratamento complementar, ou seja, após o esgoto receber um pré-tratamento em tanque séptico, sugeridas pela Norma são: filtro anaeróbio de leito fixo com fluxo ascendente; filtro aeróbio submerso; valas de filtração e filtros de areia; lodo ativado por bateladas; e lagoa com plantas aquáticas. Já as alternativas para disposição final citadas pela norma são: vala de infiltração; canteiro de infiltração e de evapotranspiração; sumidouro.

Vale comentar que algumas das soluções propostas nesta última norma podem, em diversos casos, ser consideradas inadequadas, pois se terá uma solução simples e localizada, como o tanque séptico, seguido por uma unidade de lodo ativado ou por um filtro aerado submerso, que são sistemas de tratamento mais sofisticados e que requerem operação mais cuidadosa. Se esta for uma solução para pós-tratamento, o melhor seria construir uma ETE do tipo das mencionadas, e já não se necessitaria mais dos tanques sépticos. Vale lembrar que as normas de tanques sépticos e respectivos pós-tratamentos apresentam mais de 15 anos de vigência, requerendo uma atualização, particularmente incluindo tópicos relativos à geração, tratamento e disposição do lodo gerado nessas unidades.

8.2 Geração e destino do lodo

Evidentemente, há um consenso geral de que o lodo retirado das fossas ou do tanque séptico não deverá, em hipótese alguma, ser lançado na galeria de águas pluviais ou mesmo na galeria de esgotos indiscriminadamente. O caminhão limpa-fossa deverá dispor de um manifesto de transporte do órgão ambiental, em que o local de destino estará bem definido, em geral uma estação de tratamento de esgotos ou um sistema

próprio de tratamento, hoje mais comumente uma lagoa de estabilização. Não é o que acontece sempre.

Nos últimos anos, o Brasil tem concentrado esforços operacionais e científicos para o gerenciamento do lodo de esgoto produzido nas estações de tratamento, ao passo que pouca atenção tem sido voltada para o gerenciamento de lodo dos sistemas de saneamento *in situ* (fossas e tanques sépticos, poços absorventes, etc.).

Neste sentido, devido à ausência de orientações e de alternativas técnicas e gerenciais confiáveis, tanto por parte da iniciativa privada, quanto do setor público, a gestão do lodo proveniente das fossas sépticas é, em geral, realizada de forma inadequada. Em algumas regiões, este lodo é lançado nas próprias estações de tratamento de esgoto, se existentes, que aceitam este tipo de resíduo. A maioria do lodo produzido, no entanto, é disposta sem qualquer critério técnico – no solo, em rios e até mesmo como adubo na agricultura – colocando em risco a saúde da população e a qualidade ambiental (ANDREOLI *et al*, 2007).

8.3 Caracterização e tratamentos especiais

Os dados disponíveis na literatura internacional já apresentam grande variação em relação à qualidade do lodo das fossas e tanques sépticos. Na pesquisa desenvolvida no PROSAB, de forma geral, os resultados obtidos apresentam também uma grande variabilidade, com uma distribuição não normal. Foi considerando este último aspecto que se optou por adotar a mediana como medida de tendência central mais adequada para a análise do comportamento dos parâmetros avaliados. As coletas foram feitas pelas equipes dos diversos grupos envolvidos na pesquisa, englobando, portanto, cidades com características diferentes no Brasil (Belém, Brasília, Curitiba, Natal, São Carlos), nas próprias unidades domiciliares, ou na descarga dos caminhões limpa-fossa na entrada das ETE.

A grande variabilidade encontrada nos resultados, tal como apresentado no corpo deste livro (excelente descrição no Capítulo 3), já indica a conveniência de se dispor na entrada da ETE que receberá a contribuição de lodo das fossas, de um tanque de recepção, ou pulmão, adequadamente dimensionado, para distribuir esta contribuição de maneira uniforme ao longo do tempo.

Nos estudos realizados, observou-se claramente que gradeamento ou peneiramento devem ser praticados no momento do descarte do lodo do caminhão limpa-fossa.

Alguns sistemas especiais foram particularmente estudados nas pesquisas:

- Uma unidade experimental foi construída como unidade receptora do lodo das fossas, realizando não apenas o tratamento preliminar, mas operando

também um flutador por ar comprimido, que apresentou resultados satisfatórios como unidade de adensamento, mas que necessita ainda estudos mais aprofundados para efeito de projeto.

- Outra modalidade de destino final analisada nas pesquisas foi o lançamento do lodo em leitos de secagem. Nesse caso, os parâmetros operacionais do experimento não obedeceram exatamente às indicações da ABNT para lodo digerido gerado em estações de tratamento; na verdade, nem se fazia necessário esta observação à Norma, visto que o lodo de fossa não apresenta as mesmas características do lodo digerido de ETE. Os resultados das pesquisas são limitados e mostram que esta solução pode ainda ser mais estudada, de modo a considerar as melhores taxas de aplicação superficial de sólidos no leito, e a altura da camada de lodo a aplicar. De qualquer forma, há de se considerar a disponibilidade da área requerida para a secagem e o custo operacional respectivo, além do aspecto de possibilidade de forte geração de odor no local, dependendo da origem do lodo.
- Outro experimento realizado na pesquisa foi a aplicação do lodo de fossa no solo, já desaguado, em operação de *landfarming*. Este experimento apresentou resultados positivos, mas recomendou uma continuidade dos estudos visando à consolidação da tecnologia em questão. Neste caso, deveria se buscar o aprofundamento das avaliações em duas linhas principais de atuação, antes de considerar esta alternativa como indicada: (i) determinação de parâmetros ótimos para degradação de lodo de fossa; e (ii) avaliação da eficiência de operação do sistema em escala real.
- A compostagem de resíduos sólidos orgânicos domiciliares com lodo de tanque séptico pode igualmente ser uma alternativa para tratá-los e usá-los na agricultura de forma segura. Neste subprojeto, foi verificada a influência, no processo de compostagem, da incorporação de lodo de fossa/tanque séptico a resíduos sólidos orgânicos facilmente degradáveis, com recirculação do percolado. Este estudo mostrou ser necessário o desaguamento prévio do lodo antes de sua mistura aos resíduos sólidos urbanos. Estudo semelhante foi realizado objetivando a compostagem de podas com o lodo de fossas. Nesse caso, que apresentou resultados muito favoráveis, novamente mostrou-se necessário um desaguamento prévio do lodo. Esta pode ser uma solução nos casos de interesse e possibilidade do aproveitamento agrícola de resíduos, devendo ser muito bem estudada, face às exigências legais da Resolução CONAMA 375/2006, que regula a aplicação de lodo de esgotos e seus derivados no solo agrícola.

8.4 Tratamento por meio de lagoas

Os estudiosos do grupo do PROSAB no tema de Lodo de Fossas e Tanques Sépticos tiveram a oportunidade de acompanhar a operação das lagoas de lodo da cidade de Natal, onde são lançados os lodos de fossas e tanques sépticos recolhidos. Pode se constatar que, embora o sistema de lagoas seja precariamente construído, dispondo de um tratamento preliminar sofrível (gradeamento e remoção de areia), as eficiências de remoção chegaram a ser significativas, como: DQO = 88%, sólidos em suspensão totais = 92%; nitrogênio orgânico = 70%, e coliformes termotolerantes = 99,96% (com desinfecção final por pastilhas de cloro).

Entre as principais vantagens observadas na instalação lagunar em Natal, destacam-se a elevada eficiência na remoção de matéria orgânica e de organismos patogênicos, a capacidade de assimilar grandes variações de cargas orgânicas e hidráulicas, o baixo custo e a simplicidade na construção, operação e manutenção. A instalação visitada, embora construída sem qualquer rigor técnico de um bom projeto hidráulico-sanitário, operava satisfatoriamente, atendendo aos objetivos da empresa privada que realiza a coleta e destino final do lodo de fossas na cidade, assim como as exigências do órgão ambiental local.

Vale lembrar que esta opção apresenta-se como uma das alternativas de menor custo de construção e também de operação, particularmente por não exigir mão-de-obra com alto nível de especialização para esta atividade. Contudo, há de se levar em conta a localização das lagoas, considerando possível geração de odor, possíveis problemas com atração de vetores e a necessidade de grandes áreas para sua implantação. Por reproduzirem os processos naturais de depuração, as lagoas requerem longos tempos de detenção hidráulica para que possa ocorrer a estabilização biológica da matéria orgânica, resultando na necessidade de grandes áreas para sua implantação. No caso das lagoas de Natal, recebendo apenas lodos de fossas, trabalhava-se com um tempo de detenção da ordem de 100 dias, o que é significativo (ou aproximadamente).

As lagoas de estabilização constituem tecnologia bem desenvolvida no Brasil, existindo experiência altamente favorável a seu emprego. Todavia, nos casos em que a proximidade de centros urbanos pode constituir um risco à sua utilização, são necessários cuidados especiais:

- em relação à distância das habitações – que se pode recomendar como pelo menos de 1 km;
- em relação à geração de odor – que deverá existir pelo menos no local do tratamento preliminar e da secagem do lodo eventualmente retirado do fun-

do das lagoas, devendo ser considerado nos estudos a direção e intensidade dos ventos dominantes.

Analisando a solução de uso de lagoas como unidade de recebimento das descargas de lodo de fossas, deve-se levar em conta os dois casos possíveis: (i) a lagoa será projetada para receber as contribuições previstas de lodo: nesse caso, as características de qualidade e quantidade de lodo serão consideradas no projeto hidráulico-sanitário; e (ii) a lagoa que receberá o lodo dos caminhões-tanque já existe e opera: nesse caso, o porte e a capacidade das lagoas, o volume diário das descargas de lodo, com sua respectiva qualidade, deverão ser particularmente considerados.

8.5 Tratamento combinado com esgoto sanitário

Este item poderia intitular-se 'Tratamento por Descargas Controladas nas Estações de Tratamento', uma vez que se refere ao lançamento do lodo dos caminhões limpa-fossa na entrada de ETE existentes.

Os estudos realizados pelo grupo do PROSAB recomendaram a implantação de uma unidade separada do restante da ETE, chamada Central de Recebimento de Lodo de Tanque Séptico (CRLTS), podendo situar-se na entrada da ETE ou, eventualmente, em local distante e exclusivo para o tratamento do lodo de fossas.

No caso de o lançamento se dar na própria ETE existente, o lodo deverá sempre passar por tratamento preliminar específico, e só então poderá ser lançado em uma unidade da ETE. Nessa estação, deve ocorrer, então, a remoção e/ou a degradação dos componentes contaminantes desse lodo de maneira que o lançamento não interfira nos processos de tratamento da ETE. A eficiência da estação deve ser mantida, assim como os padrões de emissão e os padrões de qualidade do corpo receptor, tal como estipulado pelo órgão ambiental. Na verdade, o estudo relativo ao lançamento do lodo de fossas em uma estação de tratamento já existente deve buscar minimizar os impactos que as descargas de lodo certamente poderão causar à operação da estação.

A estrutura de recepção do lodo de caminhões limpa-fossa deve ser projetada de modo a permitir o tratamento preliminar do lodo, separadamente do esgoto da ETE, sua medição de vazão e a coleta de amostras. É comum que o caminhão traga componentes indesejáveis, como elevada concentração de matéria graxa, e mesmo contaminantes químicos não usuais em esgoto sanitário, que podem ser tóxicos para o tratamento biológico praticado na ETE. Por essa razão, a coleta de amostras é fundamental, mesmo que feita aleatoriamente, face à dificuldade ou incapacidade de amostrar todos os caminhões que chegam à ETE.

É também comum encontrarem-se estações de tratamento recebendo lodo de fossas diretamente na entrada, em horas determinadas do dia, podendo-se ver filas de caminhões, aguardando sua vez de efetuar rapidamente a descarga. Esta é uma prática deletéria à operação da ETE que, por maior capacidade que tenha, estará sempre sujeita a estas descargas pontuais desastrosas para a biota da estação. Nesse sentido, o estudo realizado recomenda a concepção e construção de um atenuador de picos de vazão, ou de um tanque pulmão, anteriormente ao lançamento propriamente dito, dimensionado de acordo com o esquema mais favorável de alimentação do lodo a ser praticado. O lodo típico de fossas e tanques sépticos traz uma grande quantidade de sólidos grosseiros rígidos e abrasivos, fibras, matéria oleosa, o que requer bombas especiais.

Nos estudos realizados, analisaram-se os resultados disponíveis na ETE Piçarrão, Campinas (SP), que recebe uma contribuição de lodo de fossa (através de uma CRLTS) correspondente a cerca de 3,5% da vazão de esgotos sanitários, ou mais 700 m³/d (cerca de 100 caminhões de lodo de tanques sépticos e de fossas por dia). Verificou-se que este aumento não influenciou na eficiência global da ETE (composta de reatores UASB seguidos de lodos ativados), que manteve elevada remoção de DBO e de SST, mas reduziu a eficiência dos reatores anaeróbios iniciais em cerca de 10%. O estudo admite que o lodo de fossas, por ter atividade metanogênica menor do que aquela do lodo do esgoto bruto, constitui um fator negativo ao se acumular nos reatores UASB, ocupando volume com produtividade menor e prejudicando, portanto, a eficiência dos reatores. Não obstante a eficiência final ter sido mantida, houve um acréscimo considerável de lodo a ser desaguado e maior consumo de energia para aeração no sistema de lodo ativado.

Pode-se levantar uma questão a respeito da conveniência de o lodo de fossa, após o tratamento preliminar, ser lançado diretamente nos adensadores de lodo não digerido da estação de tratamento, quando existentes. Esta é uma possibilidade que, embora não investigada nas pesquisas realizadas, pode ser considerada, obrigando a instalação de recalque do ponto de lançamento na entrada da ETE até estas unidades.

8.6 Conclusões

As pesquisas desenvolvidas mostram que existem soluções relativamente simples para o tratamento e destino final adequado dos lodos de fossas e tanques sépticos. É necessário, porém, que tais soluções sejam consideradas no planejamento do destino final desses lodos e sejam de fato colocadas em prática, particularmente no caso do lançamento em estações de tratamento de esgotos, as quais poderiam, já em seu projeto, considerar o recebimento dessas contribuições – que são hoje um fato real.

A outra questão de importância diz respeito à gestão das atividades de coleta e destino final dos lodos gerados nas unidades produtoras – edificações isoladas, ou conjuntos habitacionais. Há de se indicar a autoridade responsável por tais atividades de coleta, transporte, tratamento e destino final, e seu adequado relacionamento com o produtor – morador ou condomínio. Esta tarefa se mostra mais complexa, pois envolve aspectos institucionais e poderá ter variações em diferentes cidades.

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 13969/1997*, Projeto, construção e operação de unidades complementares de tratamento e de disposição final de efluentes líquidos. Rio de Janeiro, 1997.

_____. *NBR 7229/1993*, Projeto, construção e operação de sistemas de Tanques Sépticos. Rio de Janeiro, 1993.

ANDREOLI, C.V. *et al. Wastewater sludge management: a Brazilian approach*. In: WASTEWATER BIOSOLIDS SUSTAINABILITY, 2007, Moncton, Moving Forward – Wastewater Biosolids Sustainability, 2007. p. 117-131.

FINEP/PROSAB. *Lodo de fossa séptica: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final, relatórios de trabalho*, 2009. Edital 5, Tema 6.

JORDÃO, E.P.; VOLSCHAN, I. *Tratamento de esgotos sanitários em empreendimentos habitacionais*. Caixa Econômica Federal, 2009.

JORDÃO, E.P.; PESSOA, C.A. *Tratamento de esgotos domésticos*. CIDADE: Segrac, 2005.

FINANCIADORES

Ministério da Ciência e Tecnologia



APOIO



COORDENADORES

Cleverson V. Andreoli
(Coordenador da rede)

Núcleo de Pesquisa Acadêmica da Unifae
Rua 24 de Maio, 135 Centro
CEP 80230-080 Curitiba, PA
Tel: (41) 2105-4093
e-mail: c.andreoli@sanepar.com.br

José Roberto Campos

Escola de Engenharia de São Carlos da USP
Av. Trabalhador São Carlense, 400
CEP 13566-590 São Carlos, SP
Tel. (16) 3373-9547 / 9570
e-mail: shsinfo@sc.usp.br

Maria del Pilar Durante Ingunza

Departamento de Engenharia Civil da UFRN
Av. Salgado Filho, s/n Campus Universitário
Lagoa Nova
CEP 59072-970 Natal, RN
Tel. (84) 3215-3766 e-mail: durante@ct.ufrn.br

José Almir Rodrigues Pereira

Instituto de Tecnologia da UFPA
Campus Universitário do Guamá
Rua Augusto Corrêa, 1 Sala 223
Caixa Postal 479
CEP 66075-110 Belém, PA
Tel. (91) 3201-8073 / 7734
e-mail: gphs@ufpa.br

Marco Antonio Almeida de Souza

Departamento de Engenharia Civil e
Ambiental da UnB
Campus Universitário Darcy Ribeiro,
Prédio SG12, Asa Norte
CEP 70910-900 Brasília, DF
Tel. (61) 3307-2304 e-mail: ptarh@unb.br

CONSULTORES

Eduardo Pacheco Jordão - UFRJ
Pedro Alem Sobrinho - USP

ISBN 978-85-7022-166-7



9 788570 221667 >