

Produção e tratamento de lodo de esgoto – uma revisão

Marcelo Mendes Pedroza¹
Gláucia Eliza Gama Vieira²
João Fernandes de Sousa³
Arliza de Castilho Pickler⁴
Edina Ruth Mendes Leal²
Cleide da Cruz Milhomen²

Resumo

O gerenciamento do lodo de esgoto proveniente de estações de tratamento é uma atividade de grande complexidade e alto custo, que, se for mal executada, pode comprometer os benefícios ambientais e sanitários esperados destes sistemas. Estima-se que a produção de lodo no Brasil está entre 150 a 220 mil toneladas por ano. Dos sistemas de tratamento de esgoto, as lagoas de estabilização são as que geram a menor quantidade de lodo, ao passo que lodos ativados convencional são os sistemas com o maior volume de lodo a ser tratado. O principal objetivo do tratamento do lodo é gerar um produto mais estável e com menor volume para facilitar seu manuseio e, conseqüentemente, reduzir os custos nos processos subsequentes. Usualmente, o tratamento do lodo, após a sua geração, inclui uma ou mais das seguintes etapas: adensamento, estabilização, condicionamento, desidratação e disposição final.

Palavras-chave: Lodo de esgoto, produção de lodo, tratamento de lodo.

Abstract

The administration of the sewage sludge originating from treatment stations is an activity of great complexity and high cost, that, if it goes badly executed, it can commit the environmental and sanitary benefits expected of these systems. The production of the sewage sludge in Brazil is among 150 to 220 thousand tons per year. Of the systems of waste treatment, stabilization ponds are the ones that they generate the smallest amount of sewage sludge, while activated sludge plants are the systems with the largest sludge volume to be treated. The principal objective of the treatment of the sewage sludge is to generate a stabilized product and with smaller volume to facilitate your handling and, consequently, to reduce the costs in the subsequent processes. Usually, the treatment of the sewage, after your generation, includes an or more of the following stages: thickening, stabilization, conditioning, dehydration and final disposition.

Keywords: *sewage sludge, production of sewage sludge, treatment of sewage sludge.*

¹ Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Tocantins, IFTO, mendes_palmas@hotmail.COM

² Laboratório LEDBIO, Universidade Federal do Tocantins, UFT.

³ Universidade Federal do Rio Grande do Norte, UFRN

⁴ CENPES, PETROBRAS

1 Lodos de Esgotos – Conceitos e características

Nas áreas urbanas os principais agentes poluidores de águas são os esgotos, que na maioria das vezes são lançados diretamente nos corpos de água. Frente à degradação intensa dos recursos hídricos, os esgotos de diversas cidades brasileiras vêm sendo tratados em estações de tratamento de esgoto (ETEs), que operam com diferentes sistemas tecnológicos. Nestes sistemas de tratamento de águas residuárias, a água retorna aos mananciais com bom grau de pureza. No entanto, ocorre a geração de um resíduo semi-sólido, pastoso e de natureza predominantemente orgânica, chamado de lodo de esgoto (ANDRADE, 1999). A destinação deste lodo residual que é gerado nas ETEs é um grande problema ambiental para as empresas de saneamento, públicas ou privadas (Metcalf e Eddy, 2002).

O gerenciamento do lodo de esgoto proveniente de estações de tratamento é uma atividade de grande complexidade e alto custo, que, se for mal executada, pode comprometer os benefícios ambientais e sanitários esperados destes sistemas (Luduvic, 2001).

O termo “lodo” tem sido utilizado para designar os subprodutos sólidos do tratamento de esgotos. Nos processos biológicos de tratamento, parte da matéria orgânica é absorvida e convertida, fazendo parte da biomassa microbiana, denominada genericamente de lodo biológico ou secundário, composto principalmente de sólidos biológicos. O termo biossólido é utilizado apenas quando o lodo apresenta características que permitam o seu uso agrícola (Andreoli *et al.*, 2006).

Embora o lodo biológico normalmente seja o resíduo produzido em maior quantidade em uma ETE, outros tipos de sólidos são retidos em diferentes operações nas estações de tratamento de esgotos, conforme Tabela 1.

2 Produção de lodo nos diversos sistemas de tratamento de esgotos

Hossain, Strezov e Nelson (2009) citam que a produção de lodo de esgoto no Reino Unido chegou

a quase 1 milhão de m³/ano, 50 milhões de m³/ano na Alemanha, 4,2 milhões de m³/ano na Suíça e 170 mil m³/ano em Singapura. Em Sydney a produção do biossólido atinge 190 mil toneladas/ano, atualmente.

Segundo Barneto *et al.*, (2009), em 2005, a produção espanhola de lodo de esgoto foi de 1.120.000 toneladas de matéria seca. Seu uso principal foi a disposição no solo (725.000 toneladas).

De acordo com Khai (2007), metade do lodo de esgoto produzido nos Estados Unidos é aplicado ao solo. Na comunidade européia, mais de 30% do lodo de esgoto produzido é utilizado como fertilizante na agricultura.

Atualmente, cerca de 0,25 milhões de toneladas (peso seco) de lodo de esgoto são produzidos anualmente na Austrália, sendo que um terço do biossólido é aplicado na agricultura (Molloy *et al.*, 2005).

Estima-se que a produção de lodo no Brasil está entre 150 a 220 mil toneladas de matéria seca por ano. Considerando que apenas 30% da população urbana têm seu esgoto devidamente coletado e tratado, é de se esperar que a geração de lodo superaria 400 mil toneladas de lodo por ano caso os esgotos fossem totalmente tratados no país (Soares, 2004). Segundo Andreoli (2002), a ampliação dos serviços de coleta de esgoto tem um potencial para multiplicar a produção desse resíduo no Brasil em 3 a 4 vezes.

No estado de São Paulo, onde se concentra a maior parte das estações de tratamento de esgotos, já se ultrapassou há alguns anos a produção de 100 toneladas de lodo seco por dia (Oliveira, 2000). Na região metropolitana de São Paulo, de acordo com a SABESP (2001), a produção diária das cinco maiores ETEs está estimada em 540 toneladas/dia de lodo (base seca) para 2005. Conforme previsão de Tsutya (2000), a produção de lodo de esgoto em base seca na região metropolitana de São Paulo será de 785 toneladas diárias em 2015.

No estado do Paraná a produção de lodo saltou de 2000 m³/mês em 1999 para aproximadamente 4000 m³/mês em 2003. Segundo Pegorini *et al.*, (2003) a produção de lodo de esgoto em 2003, na cidade de Curitiba, concentra-se principalmente na ETE Belém, com uma produção diária aproximada

de 9,6 toneladas de matéria seca. A produção, no entanto, deve aumentar em curto prazo com as perspectivas de descarte de lodos dos novos sistemas, gerando uma expectativa de produção de 120 toneladas (13 a 15% de matéria seca) diárias de lodo, demonstrando que a disposição do lodo é um dos grandes desafios da SANEPAR (Companhia de Saneamento do Paraná).

De acordo com Além Sobrinho (2001), a produção de esgoto doméstico no Brasil situa-se entre 80 a 200 litros/hab.dia sendo que, cada habitante produz cerca de 150 g/dia de lodo centrifugado.

Khiari *et al.*, (2004) citam que o tratamento da fase sólida de uma ETE aeróbia representa, aproximadamente, 40 % dos custos de implantação, 50% dos custos de operação e 90% dos problemas operacionais.

A produção de lodo a ser gerado é função precípua dos sistemas de tratamento utilizados para a fase líquida. Em princípio, todos os processos de tratamento biológico geram lodo. Aqueles que recebem o esgoto bruto em decantadores primários geram o lodo primário, composto pelos sólidos sedimentáveis do esgoto bruto. Este tipo de material pode exalar um forte odor, principalmente se ficar retido um tempo elevado nos decantadores primários, em condições de elevadas temperaturas

(von Sperling, 2002).

Na etapa biológica de tratamento, tem-se o assim denominado lodo biológico ou secundário. Este lodo é a própria biomassa que cresceu às custas do alimento fornecido pelo esgoto afluente. Caso a biomassa não seja removida, ela tende a se acumular no sistema, podendo eventualmente sair com o efluente final. Dependendo do tipo de sistema, o lodo primário pode ser enviado para o tratamento com o lodo secundário. Neste caso essa mistura passa a ser chamada de lodo misto. Algumas ETEs produzem lodo químico, quando incorporam etapa físico-química de remoção de nutrientes durante o tratamento terciário (van Haandel e Marais, 1999).

Em todos estes casos, é necessário o descarte do lodo. No entanto, nem todos os sistemas de tratamento de esgoto necessitam do descarte contínuo dessa biomassa (Metcalf e Eddy, 2002).

3 Quantidade de lodo gerado nos processos de tratamento de esgoto

Em sistemas biológicos de tratamento de esgotos há uma massa de microrganismos responsável pela degradação ou estabilização da matéria orgânica. Normalmente as bactérias

Tabela 1 – Origem dos principais subprodutos sólidos gerados no tratamento de esgotos

Subproduto Sólido Gerado	Origem do Resíduo na ETE
Sólidos Grosseiros	Grade
Areia	Desarenador
Escuma	Desarenador, decantador primário, decantador secundário, reator anaeróbio e lagoa de estabilização
Lodo primário	tanque séptico e decantador primário
Lodo biológico aeróbio (não estabilizado)	lodos ativados convencional e reatores aeróbios com biofilme (alta carga)
Lodo biológico aeróbio (estabilizado)	lodos ativados – aeração prolongada e reatores aeróbios com biofilme (baixa carga)
Lodo biológico anaeróbio (estabilizado)	Lagoas de estabilização, Reatores UASB e Filtros anaeróbios
Lodo químico	Decantador primário com precipitação química e Lodos ativados com precipitação de fósforo

Fonte: Andreoli et al, 2001; Metcalf e Eddy, 2002

estão presentes em grandes quantidades, mas outros tipos de microrganismos, tais como vírus, protozoários, rotíferos e ciliados, também poder ser encontrados (Van Haandel e Alem Sobrinho, 2006). As bactérias usam o material orgânico tanto como fonte de material carbonáceo para a construção de seu material celular, como também fonte de energia (Bitton, 2001). O anabolismo bacteriano acontece quando esse microrganismo transforma material orgânico em massa celular. O processo anabólico não ocorre espontaneamente, pois, o seu desenvolvimento depende da disponibilidade de energia química para a bactéria. Segundo Brock & Madigan (1991) é estimado que 3,000 mmols de ATP são requeridos para a síntese de 100 mg de massa celular, sendo quase toda essa energia utilizada para a síntese protéica. As células bacterianas utilizam energia também para diversas outras atividades tais como síntese de macromoléculas, reparo de danos celulares, movimentação, transporte de material orgânico através da membrana celular, etc (Black, 2002). A energia requerida para o processo anabólico advém das reações de degradação de material celular bacteriano, denominado processo de catabolismo celular (Bitton, 2001). Segundo Black (2002) as moléculas grandes e complexas são geralmente mais ricas em energia que as moléculas menores e mais simples. Todas as reações catabólicas envolvem a transferência de elétrons, que permite a captura de energia em ligações altamente energéticas no ATP e em moléculas similares. Quanto ao catabolismo celular, distingue-se dois processos fundamentalmente diferentes: o processo oxidativo e o fermentativo (Van Haandel, 2006). No processo oxidativo o material orgânico é oxidado por um oxidante extracelular presente no sistema de tratamento. Os produtos dessa oxidação são compostos inorgânicos estáveis, sendo o dióxido de carbono e a água os mais importantes. Os oxidantes naturalmente encontrados em sistemas biológicos de tratamento de esgotos são oxigênio, nitrato e sulfato (von Sperling, 2002). O catabolismo fermentativo pode ser interpretado como um processo que resulta na transferência intramolecular de elétrons de tal maneira que o composto catabolizado se decompõe em pelo menos duas outras moléculas (Bitton, 2001). Dentre os processos fermentativos, a digestão anaeróbia é

o de maior interesse para a engenharia sanitária e ambiental, tendo como produtos finais o metano e o dióxido de carbono (Chernicharo, 1997).

A proporção entre a massa de material orgânico utilizada nos processos anabólico e catabólico depende da quantidade de energia liberada no catabolismo. O efeito do catabolismo oxidativo é muito mais expressivo do que o catabolismo fermentativo, porque, nesse último, grande parte da energia química, originalmente presente no material orgânico fermentado, permanece contida na molécula do metano. Por essa razão, a energia disponível para o processo anabólico é maior para as bactérias que usam o catabolismo oxidativo, e desta forma, tendem a crescer mais que as bactérias fermentativas anaeróbias por unidade de massa de material orgânico (van Haandel, 2006). A mineralização da molécula de glicose no processo oxidativo libera 2713 J/mol e no processo fermentativo apenas 142 J/mol (Black, 2002).

Vários pesquisadores estabeleceram que há uma proporcionalidade entre a massa de lodo gerada (como Sólidos Voláteis em Suspensão "SVS") e a massa de DQO metabolizada nas estações de tratamento de esgotos, conforme Equação 1 (van Haandel e Marais, 1999).

$$Y = -\Delta X_v / \Delta S_{met} \quad \text{Eq - 1}$$

Onde:

Y = coeficiente de rendimento;

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

ΔS_{met} = massa de DQO metabolizada.

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

A massa de lodo gerada num sistema de tratamento não fornece diretamente o valor da massa de material orgânico afluente anabolizada. Contudo, existe uma proporção fcv entre a massa de sólidos voláteis em suspensão num lodo biológico e

sua DQO (Marais e Ekama, 1976) foi determinado experimentalmente que o fator de conversão tem um valor médio de aproximadamente $f_{cv} = 1,5$ kg DQO do lodo/kg SVS. Assim, para ambientes aeróbios, uma fração de $f_{cv} * Y = 1,5$ kg DQO do lodo/kg SVS * $0,45$ kgSVS/kgDQO_{met} = $0,67$ do material orgânico é convertido em material celular através do anabolismo sendo a outra fração ($1 - f_{cv} * Y = 1 - 0,67 = 0,33$) do material orgânico catabolizada. Marais e Ekama (1976) concluíram que, em ambientes aeróbios de tratamento de despejos, a proporção entre anabolismo e catabolismo é de 2:1, independente da natureza do material orgânico metabolizado. Segundo os mesmos pesquisadores o coeficiente de rendimento em ambientes anaeróbios (Y_{an}) depende da natureza do material orgânico, e isso está associado com as várias etapas do tratamento biológico via anaeróbia. No caso específico de esgoto doméstico, vários pesquisadores encontraram, para o coeficiente de rendimento em ambiente anaeróbio, valores de $Y_{an} = 0,04$ a $0,06$ gSVS/gDQO met, adotando-se $Y = 0,05$ gSVS/gDQO met como uma média (van Haandel, 2006). No caso da digestão anaeróbia, a fração anabolizada é de $f_{cv} * Y_{an} = 1,5$ kg DQO do lodo/kg SVS * $0,05$ kgSVS/kgDQO_{met} = $0,07$, sendo a outra fração $1 - f_{cv} * Y_{an} = 1 - 0,07 = 0,93$ catabolizada pelos microrganismos do sistema. Henze e Harremoens (1983) afirmam que se tratando da digestão anaeróbia, se o material orgânico na água residuária se compõe tão somente de acetato, haverá um aumento na população de bactérias metanogênicas, contudo, com um coeficiente de rendimento mínimo $Y_{an,min} = 0,02$ gSVS/gDQO met, entretanto, se o material orgânico do despejo for constituído de macro moléculas, todas as bactérias (hidrolítica, acidogênica, acetogênica e metanogênica) irão se desenvolver, sendo o coeficiente de rendimento muito maior $Y_{an,max} = 0,12$ gSVS/gDQO met.

Segundo Andreoli *et al.*, (2001), dos sistemas de tratamento de esgoto, as lagoas de estabilização são as que geram a menor quantidade de lodo, ao passo que lodos ativados convencionais são os sistemas com o maior volume de lodo a ser tratado. A razão é que o lodo produzido nas lagoas fica retido vários anos, nas quais sofre digestão (conversão à água e gases) e adensamento (remoção de umidade) reduzindo assim seu volume. Já no sistema de lodo

ativado convencional, o tempo de permanência do lodo (idade do lodo) é baixo, dando pouca chance para a digestão do lodo no próprio tanque de aeração (Tabela 2). No metabolismo aeróbio ocorre uma maior formação do lodo, e isso explica a grande quantidade de lodo a ser descartado nos sistemas de lodos ativados. Já os sistemas anaeróbios, geralmente possuem uma produção baixa de lodo, sendo esse estabilizado, caracterizado-o como um sistema vantajoso quanto à produção e disposição final do lodo (Metcalf e Eddy, 2002). As características do lodo armazenado nas lagoas de estabilização são função do tempo de retenção deste na lagoa. Em lagoas primárias usualmente encontram-se elevados teores de sólidos totais (ST), superior a 15% (Von Sperling, 2002). A remoção do lodo gerado nas lagoas é obrigatória e de proporção significativa na operação de lagoas primárias, sendo que isso deve ser realizado com um bom planejamento, pois existe um risco, por meio da técnica, de haver alterações na característica do lodo. As principais técnicas de remoção do lodo de lagoas podem ser classificadas em mecanizadas ou não mecanizadas e, com paralisação ou não paralisação do funcionamento da lagoa.

4 Tratamento do lodo

O tratamento dos lodos de estações de tratamento de esgotos (ETEs) vem ganhando cada vez mais expressão no Brasil, em razão do aumento do número de ETEs instaladas e da necessidade de se atender às exigências ambientais. Nesse sentido, o desenvolvimento de novas tecnologias é o resultado dessa crescente demanda pela disposição segura e com pequeno impacto ambiental desse lodo gerado, garantindo maior segurança e bem-estar para as populações envolvidas (van Haandel, 2006).

A necessária e premente ampliação da quantidade de esgotos tratados gerará um grande e inevitável crescimento da produção de lodo no Brasil. Embora a tendência seja a aplicação de tecnologias que se reflitam em menor produção de lodo, não se pode descartar o emprego dos sistemas ditos convencionais, que sabidamente geram quantidades apreciáveis de lodos. A geração

Tabela 2 – Quantidade de lodo produzido nos sistemas de tratamento de esgoto

Tipo de sistemas	Volume de Lodo Produzido (L/hab.d)
Lagoas facultativas	0,05 – 0,15
Reator UASB	0,2 – 0,6
Lodos ativados convencional	3,1 – 8,2
Aeração prolongada	3,3 – 5,6
Lagoa anaeróbia	0,1 – 0,3
Filtro biológico de alta carga	1,4 – 5,2
Lagoa aerada facultativa	0,08 – 0,22

Fonte: Metcalf e Eddy (2002)

de grandes volumes de lodo e seu processamento e disposição talvez sejam o problema mais complexo com que a engenharia sanitária se depara (Andreoli *et al.*, 2006). No entanto, em se tratando do aproveitamento do potencial energético do lodo em processo de pirólise, deve-se destacar a geração de produtos que podem ser usados, tais como óleo, gases e carvão, como fonte de combustíveis ou em outros usos relacionados à indústria petroquímica, por exemplo (Karayildirim *et al.*, 2006).

Os lodos podem exibir características indesejáveis, como instabilidade biológica, possibilidade de transmissão de patógenos e grandes volumes. O principal objetivo do tratamento do lodo de esgoto é gerar um produto mais estável e com menor volume para facilitar seu manuseio e, conseqüentemente, reduzir os custos nos processos subsequentes. Esse tratamento se dá através de processos físicos, químicos e biológicos. Usualmente, o tratamento do lodo, após a sua geração, inclui uma ou mais das seguintes etapas (Cassini, 2003):

- Adensamento: redução de umidade (redução de volume)
- Estabilização: redução de matéria orgânica (redução de sólidos voláteis)
- Condicionamento: preparação para a desidratação (principalmente mecânica)
- Desidratação: redução adicional de umidade (redução de volume);
- Disposição final: destinação final dos subprodutos.

O adensamento tem por objetivo aumentar a concentração de sólidos no lodo. Desta forma, consegue-se reduzir a capacidade volumétrica das unidades subsequentes de tratamento, como volume dos digestores e tamanho de bombas. Dentre outros benefícios, podem-se citar a redução de consumo de produtos químicos no desaguamento e menor consumo de energia no aquecimento de digestores (Miki *et al.*, 2006). Os tipos de adensamento mais comuns são: por gravidade, flotação com ar dissolvido, centrífuga, adensador de esteira e tambor rotativo (Metcalf e Eddy, 2002). O processo de adensamento pode aumentar a concentração de sólidos no lodo primário para aproximadamente 12 % (Bitton, 2001). Os adensadores por gravidade são usados para aumentar a concentração de lodo pelo processo de sedimentação da matéria em suspensão, utilizando-se apenas de mecanismos físicos (Van Haandel, 2006).

Os processos de desaguamento podem ser divididos em métodos de secagem natural e métodos mecânicos (Andreoli *et al.*, 2006). Os métodos de secagem natural mais comuns são os leitos de secagem e as lagoas de lodos. Dentre os processos mecânicos citam-se: filtros prensa de esteira, centrífugas, filtros prensa de placas e prensa parafuso (Van Haandel, 2006). O processo de filtração do lodo leva a uma maior concentração de sólidos do que o processo de adensamento. Nos processos onde são utilizados condicionantes químicos, as filtrações do lodo aumentam a concentração de sólidos de 20 a 40 % dependendo do tipo de lodo e da forma de filtração. Em pesquisa realizada por Bitton (2001), verificou-se que o conteúdo de sólidos foi aumentado em aproximadamente 40%, quando o lodo de esgoto foi disposto em leitos de secagem durante um período de 10 a 60 dias. De acordo com Spellman (1997), quanto maior a porcentagem de sólidos fixos no lodo, mais fácil será o processo de desaguamento desse resíduo. Para Sayeg *et al.*, (2005) a seleção do processo de desidratação depende do tipo de biossólido, da área disponível nas ETEs, do destino posterior e das condições econômicas. O teor de umidade do biossólido depende do tipo de estabilização e desaguamento utilizados (Tabela 3).

O condicionamento é um processo utilizado para melhorar as características de separação das fases sólido-líquida do lodo. É realizado através

de meios físicos ou químicos (Além Sobrinho, 2006). O tratamento químico consiste na adição de sais de alumínio e ferro ou polímeros orgânicos ao lodo (Bitton, 2001). Através da adição desses condicionantes acontece a desestabilização das partículas do lodo com formação de flocos de maiores dimensões (Miki *et al*, 2006). De acordo com United States Environmental Protection Agency – EPA (1979), o tamanho da partícula é considerado como o principal fator que afeta o desaguamento do lodo. Conforme o Water Pollution Control Federation (1988), o condicionamento

Tabela 3 – Teor de sólidos no resíduo do tratamento de esgoto de acordo com o tipo de estabilização e equipamento utilizado para o deságue

Tipo de estabilização	Desaguamento	Teor de sólidos no resíduo (%)
Digestão Anaeróbia	Filtro prensa de placas	30 a 40
	Filtro prensa de esteiras	16 a 25
	Centrífugas	25 a 30
	Leitos de secagem	20 a 30
Digestão Aeróbia	Filtro prensa de placas	25 a 35
	Filtro prensa de esteiras	13 a 18
	Centrífugas	20 a 25
	Leitos de secagem	25 a 30

Fonte: Além sobrinho (2001)

químico, que é o mais comumente utilizado, seguido do desaguamento, pode auxiliar a redução de umidade do lodo de 90 a 99 % para 65 a 80%, dependendo da natureza dos sólidos tratados. O condicionamento físico, através de tratamento térmico, pode produzir um lodo com menores teores de umidade (Van Haandel, 2006). Bitton (2001) recomenda aquecer o lodo numa faixa de temperatura de 175 °C a 230 °C em pressão de 1,000 a 2,000 kPa para reduzir a sua afinidade de absorção de água.

Os processos de estabilização do lodo de esgoto foram desenvolvidos com o objetivo de mineralizar a fração biodegradável da matéria orgânica presente no lodo, reduzindo os riscos de putrefação e diminuindo a concentração de organismos patogênicos (Metcalf e Eddy, 2002). A estabilização do lodo se dá através dos

seguintes processos: digestão aeróbia, digestão anaeróbia, compostagem, estabilização química e estabilização térmica (Luduvic, 2001).

A digestão aeróbia consiste na adição de ar ou oxigênio ao lodo contido em tanques abertos de 3 a 6 metros de profundidade. A concentração de oxigênio no reator é mantida em torno de 1 mg/L para se evitar a liberação de gases fétidos. O tempo de detenção pode variar entre 12 e 30 dias, dependendo da temperatura local (Metcalf e Eddy, 2002). Os microrganismos degradam a matéria orgânica em condições aeróbias. Nesse tipo de reator acontece a nitrificação biológica da amônia, convertendo-a em nitrato. As vantagens desse tipo de digestão são baixo custo de implantação, facilidade na operação e produção de lodo estabilizado sem odores fétidos. As principais desvantagens da digestão aeróbia são o alto consumo de energia para o fornecimento de oxigênio ao reator e produção de lodo com baixa capacidade para desidratação. Essa baixa capacidade de desidratação do lodo aeróbio, segundo alguns autores, deve-se à destruição da estrutura do floco durante o processo de respiração endógena que ocorre no digestor aeróbio (Bitton, 2001). O calor produzido no processo de degradação aeróbia da matéria orgânica em reatores aeróbios pode elevar a temperatura desse sistema até 60 °C, desde que haja suficiente substrato para manter a atividade microbiológica. A digestão aeróbia termófila foi desenvolvida na Alemanha no início dos anos 70 com o objetivo de estabilizar e desinfetar o lodo de esgotos. O calor liberado através da decomposição aeróbia de lodos primário e secundário é em torno de 104,6 kJ/L (Metcalf e Eddy, 2002). Nesse tipo de digestão ocorre a estabilização de cerca de 70% da matéria orgânica biodegradável presente no lodo em apenas três dias (Luduvic, 2001). Bitton (2001) reporta estudos da estabilização aeróbia termófila em um digestor, operando entre 45 e 55 °C e tempo de detenção variando entre 20 e 30 dias. No biossólido digerido, *Salmonella* e vírus entéricos foram reduzidos a níveis abaixo dos detectáveis; *Coliformes fecais* e *Streptococos fecais* foram reduzidos por 3.5 a 2.5 log unidades, respectivamente. Ocasionalmente, foram detectados ovos viáveis de helmintos.

A digestão anaeróbia pode ser considerada como um ecossistema onde diversos grupos de microrganismos degradam a matéria

orgânica complexa com produção de metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia, além de novas células (Chernicharo, 1997). Os microrganismos que participam da decomposição anaeróbia realizam quatro processos sequenciais no reator: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (Van Haandel, 2006). Na etapa da hidrólise, o material orgânico particulado é convertido em compostos dissolvidos de menor peso molecular através de exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas (van Haandel e Lettinga, 1994). A fermentação acidogênica é realizada por um grupo diversificado de bactérias, a exemplo das espécies *Clostridium* e *Bacteroids*, das quais a maioria é anaeróbia obrigatória. Os compostos dissolvidos são absorvidos nas células das bactérias fermentativas e, após a acidogênese, excretados como substâncias orgânicas simples como ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico, CO₂, H₂, NH₃ e H₂S. As bactérias acetogênicas são responsáveis pela conversão dos produtos da etapa acidogênica em compostos que formam os substratos para a produção do gás metano. Os substratos utilizados na produção de metano são o acetato, o hidrogênio gasoso e o gás carbônico (van Haandel e Lettinga, 1994). O metano é produzido pelas bactérias acetotróficas a partir da redução do ácido acético ou pelas bactérias hidrogenotróficas a partir da redução de dióxido de carbono. As bactérias acetotróficas são responsáveis por cerca de 60 a 70% de toda a produção de metano nos reatores anaeróbios. Essas bactérias pertencem a dois gêneros principais: *Methanosarcina* e *Methanothrix*. Praticamente todas as espécies conhecidas de bactérias metanogênicas são capazes de produzir metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono. Os gêneros mais frequentemente isolados em reatores anaeróbios são: *Methanobacterium*, *Methanospirillum* e *Methanobrevibacter* (Chernicharo, 1997). As bactérias hidrogenotróficas são responsáveis pela produção de 30% de todo o metano gerado em digestores anaeróbios (Luduvic, 2001), conforme Figura 1. Segundo Tsutya *et al.*, (2001), a digestão anaeróbia pode promover redução da concentração de sólidos voláteis na faixa de 35 a 60 %, dependendo da natureza do lodo de esgoto e das condições de operação do sistema.

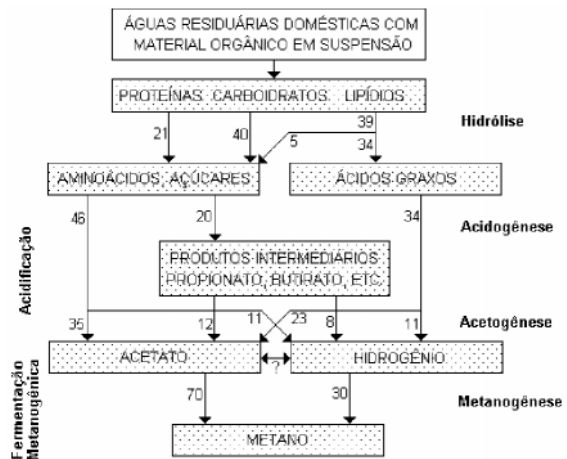


Figura 1 - Resumo da sequência de processos na digestão anaeróbia de macromoléculas complexas

Fonte: van Haandel e Lettinga, 1994

A compostagem é um processo biológico aeróbio, no qual os sólidos orgânicos biodegradáveis são estabilizados por microrganismos mesófilos ou termófilos. O produto final, além da geração de vapor d'água e gás carbônico, é um condicionador de solo rico em ácidos húmicos. Durante o processo de biodegradação da matéria orgânica, a temperatura eleva-se, geralmente, na faixa de 60 a 65 °C nos primeiros dias do processo, contribuindo assim para a eliminação de microrganismos patogênicos encontrados no biossólido (Simoneti, 2006). As técnicas de compostagem mais utilizadas incluem o sistema de leiras revolvidas (windrow), o de leiras estáticas aeradas (static pile) e sistemas de reatores biológicos fechados (in vessel). Para ser considerado um processo efetivo na eliminação de microrganismos patogênicos, o processo de compostagem deve ser operado dentro de certas condições (EPA, 1992): para os processos aerados (reator biológico ou leiras estáticas aeradas), a temperatura deve ser superior ou igual a 55 °C durante pelo menos 3 dias; para a compostagem em leiras revolvidas, a temperatura deve ser superior ou igual a 55 °C durante 15 dias, sendo que nesse período deve haver no mínimo 5 revolvidamentos. Segundo Simoneti (2006) para a inativação térmica de 99,9 % de ovos viáveis em biossólidos digeridos (aproximadamente 27 g/L de sólidos totais), o que equivale reduzir a concentração de ovos viáveis de helmintos em biossólidos de 1000 ovos/L (média dos países africanos) para 1 ovo/L (valor diretriz

da O.M.S), são necessários aproximadamente um tempo de exposição de 32 minutos a 58 °C.

A perda de umidade em processos que utilizam a temperatura eventualmente destrói ovos de helmintos e cistos de protozoários, mas algumas formas, particularmente *Ascaris spp.*, são notavelmente resistentes a dessecação. Processos de estabilização química são particularmente eficientes na eliminação dos ovos de helmintos mais resistentes a esses processos (Cassini, 2003). A temperatura e o tempo de digestão do biossólido são variáveis que devem ser observadas durante o processo de higienização de biossólidos (Tabela 4).

Tabela 4 – Temperatura e tempo de contato para a destruição de alguns organismos

Organismo	Tempo (minuto)	Temperatura (°C)
<i>Salmonella typhi</i>	30	46
<i>Salmonella spp.</i>	15 a 30	60
<i>Shigella</i>	60	55
<i>Escherichia coli</i>	15 a 20	60
<i>Entamoeba histolytica</i>	instantâneo	68
<i>Taenia saginata</i>	5	71
<i>Trichinella spiralis</i>	60	50
<i>Necator americanus</i>	50	45
<i>Brucella abortus</i>	50	45
<i>Streptococcus fecalis</i>	60	70
<i>Coliformes fecais</i>	60	70
<i>Ascaris spp.</i>	60	55

Fonte: EPA (1986)

Os processos de tratamento térmico são usados para estabilizar e condicionar o biossólido. Os processos envolvem o aquecimento do biossólido sob pressão, por um curto período de tempo, tornando o biossólido esterilizado. Nesse processo o biossólido é aquecido a uma temperatura igual ou superior a 180 °C, durante, pelo menos 30 minutos (Simoneti, 2006). Esse processo reduz, efetivamente, vírus patogênicos, bactérias e ovos de helmintos a níveis abaixo dos detectáveis. Entretanto o biossólido deve ser devidamente estocado após o processamento, pois a matéria orgânica não foi reduzida e, conseqüentemente, pode ocorrer o ressurgimento de bactérias patogênicas no biossólido tratado (Andreoli *et al*,

2006).

O tratamento e disposição de lodo devem ser geridos para minimizar problemas ambientais como odor e lançamento no ambiente de contaminantes e patógenos (Halley & Miller, 1991). Entre as principais opções de disposição de lodo no ambiente encontram-se: 1) disposição no solo (uso agrícola, florestas, áreas de recuperação); 2) disposição em aterro; 3) disposição no mar; 4) incineração (Matthews, 1992).

5 Considerações Finais

Os reatores aeróbios de tratamento de esgotos geram uma quantidade de lodo bem maior que os sistemas anaeróbios. Dos sistemas de tratamento de esgoto, as lagoas de estabilização são as que geram a menor quantidade de lodo, ao passo que lodos ativados convencional são os sistemas com o maior volume de lodo a ser tratado. Isso se deve ao fato do lodo produzido nas lagoas ficar retido por vários anos, sofrendo digestão e adensamento, o que induz a uma redução de seu volume. A digestão do lodo no sistema de lodo ativado convencional é baixa devido ao pequeno tempo de permanência do lodo nesse sistema.

O processo de filtração do lodo leva a uma maior concentração de sólidos do que o processo de adensamento. Em filtrações com condicionantes químicos, a concentração de sólidos pode aumentar na ordem de 20 a 40 % dependendo do tipo de lodo e da forma de filtração. Em se tratando de leitos de secagem, pode-se observar que no período de 10 a 60 dias de repouso do lodo, a concentração de sólidos aumentou para aproximadamente 40 %.

A digestão aeróbia produz lodo com baixa capacidade de desidratação devido à destruição da estrutura do floco durante o processo de respiração endógena que ocorre no digestor aeróbio. A digestão anaeróbia pode reduzir a até 60% a concentração de sólidos voláteis no lodo de esgoto.

Os processos de tratamento térmico do lodo reduzem, efetivamente, vírus patogênicos, bactérias e ovos de helmintos a níveis abaixo dos detectáveis. Para a inativação térmica de 99,9 % de ovos viáveis em biossólidos digeridos são necessários aproximadamente um tempo de exposição de 32 minutos a 58 °C.

Referências Bibliográficas

ALEM SOBRINHO, P. Tratamento de esgoto e produção de lodo. In: **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001. p. 7 - 40

ANDRADE, C. A. **Nitratos e metais pesados no solo e em plantas de Eucalyptus grandis após aplicação de biossólido da ETE de Barueri**. 1999. 65p. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo.

ANDREOLI, C. V. A gestão de biossólidos no Paraná. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ESPECIALIDADES EM MEDICINA VETERINÁRIA. AMEVE, 2002, Curitiba. **Anais...** Curitiba: 2002. p. 43 – 46.

ANDREOLI, C. V., FERREIRA, A. C., CHERUBINI, C. Avaliação da eficiência do uso de estufa plástica, revolvimento de lodo e injeção de calor na secagem e desinfecção de lodo anaeróbio em leito de secagem. In: Simpósio Luso-Brasileiro de engenharia sanitária e ambiental, 2000, Porto Seguro. **Anais...** Porto Seguro, ABES. p.1134-1143

ANDREOLI, C. V., TAMANIN, C. R., HOLSBA-CH, B., PEGORINI, E. S., NEVES, P. S. Uso de lodo de esgoto na produção de substrato vegetal. In: **biossólidos - alternativas de uso de resíduos do saneamento**. Rio de Janeiro: Editora ABES 2006.398 p.

ANDREOLI, C. V., VON SPERLING, M., FERNANDES, F. **Lodo de esgoto: Tratamento e disposição final**. Rio de Janeiro: Editora ABES, 2001. 483 p.

BARNETO, A. G., CARMONA, J. A., ALFONSO, J. E. M., BLANCO, J. D. Kinetic models based in biomass components for the combustion and pyrolysis of sewage sludge and its compost. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**. v. 86, p. 108-114.

BITTON, G. **Wastewater microbiology**. New York: Ed. Wiley, 2001. 381 p.

BLACK, J. G. (2002). **Microbiologia – Fundamentos e perspectivas**. 4 ed., Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan, 2002. 829p.

BROCK, T. D.; MADIGAN, M. T. **Biology of microorganisms**. 6. ed. New Jersey: Prentice-Hall, 1991. 991 p.

CASSARET, A; DOULL'S, D. **Toxicology – The basic science of poison**. 3 ed . New York: Mc-Millan, 1986. 820p.

CASSINI, S. T. **Digestão de resíduos orgânicos e aproveitamento do biogás**. Rio de Janeiro: EDITORA ABES, 2003. 210 p.

CASTRO, E. A., TRACZ, J., PAULINO, R., THOMAZ-SOCCOL, V. Correlação entre a prevalência de enteroparasitoses na população e a presença de patógenos no lodo. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE MICROBIOLOGIA APLICADA AO SANEAMENTO, 2000, Vitória. **Anais....** Vitória: 2000. 251p.

CEBALLOS, B. S. O. Avaliação sanitária de efluente e da alface irrigada com esgotos tratados. In: SILUBESA – Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 9, 2004. Natal. **Anais...** Natal : ABES, 2004.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. Rio de Janeiro: ABES, 1997. 221p.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge under 40 CFR Part 503**. Washington, DC: Office of Water, Office of Science and technology Sludge Risk Assessment Branch, 1992. 147p.

EUROPEAN COMMISSION. **Heavy metals in waste**. DG ENV. E3, Project ENV. E3/ETU/2000/0058, 2002.

FUENTES, A., LLORENS, M., SAEZ, J., AGUILAR, M. R., ORTUNO, J. F., MESEGUER, V. F. Phytotoxicity and heavy metals speciation of stabilised sewage sludge. **Journal of Hazardous Materials**. v. 108, p. 161-169, 2004.

HALLEY, E.; MILLER, G. A. “Backward” approach to sludge management. **Water Engineering & Management**. v. 9, p. 36-39, 1991.

HOSSAIN, M. K., STREZOV, V., NELSON, P.

- F. **Thermal characterisation of the products of wastewater sludge pyrolysis.** *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis.* v. 85, p.442-446, 2009.
- KARAYILDIRIM, T., YANIK, J., YUKSEL, B. Characterisation of products from pyrolysis of waste sludges. *Energy Fuel.* v. 85, p. 1498-1508, 2006.
- KHAI, N. M. **Effects of using wastewater and biosolids as nutrient sources on accumulation and behaviour of trace metals in Vietnamese soils.** 2007. 71p. Tese (Doutorado) - Universidade Sueca de Ciências Agrícolas.2007. Uppsala: 2007.
- KHIARI, B., MARIAS, F., ZAGROUBA, F., VAXELAIRE, J. Analytical study of the pyrolysis process in a wastewater treatment pilot station. *Desalination.* v. 167, p.39-47, 2004.
- LUDUVICE, M. Processos de estabilização de lodos. In: **Lodos de Esgotos – Tratamento e Disposição Final.** Rio de Janeiro: ABES, 2001. 484p.
- MARAIS, G. V. R. e EKAMA, G. A. The activated sludge process: Steady state behaviour. *Water S. A.* v. 2, n. 4, p. 163-200, 1976.
- MATTHEWS, P. J. Sewage sludge disposal in the UK: A new challenge for the next twenty years. *Journal of the Institution of Water Environmental Management,* v. 6, p. 551-559, 1992.
- METCALF; EDDY, INC. **Wastewater engineering: Treatment, disposal and reuse.** New York: Ed. McGraw-Hill, 2002. 1334 p.
- MIKI, M. K.; ALEM SOBRINHO, P.; VAN HANDEL, A. C. **Tratamento da fase sólida em estações de tratamento de esgotos – condicionamento, desaguamento mecanizado e secagem térmica do lodo.** In: **Biossólidos: Alternativas de Uso de Resíduos do Saneamento.** Rio de Janeiro: ABES, 2006..
- MOLLOY, R. *et al.* **Background and scope for establishing a list of prohibited substances and guideline limits for levels of contaminants in fertilizers.** CSIRO Land and Water, Centre for Environmental Contaminants Research, Final scoping report, 2005.
- OLIVEIRA, F. C. **Disposição de lodo de esgoto e composto de lixo urbano num latossolo vermelho-amarelo cultivado com cana-de-açúcar.** 2000. 247. Tese (Doutorado)-Universidade de São Paulo, 2000.
- OMS . **Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture.** Geneva: Technical Report Series 778, 1989.
- PEGORINI, E.S. *et al.* Produção e disposição final de lodo de esgoto na reciclagem agrícola da região metropolitana de Curitiba – PR. In: SIMPÓSIO SOBRE BIOSSÓLIDOS NO ÂMBITO DO MERCOSUL, 3, 2003, São Paulo. **Anais...** São Paulo, 2003.
- PIRES, A. M. M.; ANDRADE, C. Metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. In: **Gestão de Resíduos na Agricultura e Agroindústria.** Botucatu: FEPAF, 2006. p. 205-232.
- SABESP. **Biossólidos na agricultura.** São Paulo: Sabesp, 2001 468p.
- SAYEG, C. *et al.* Parâmetros operacionais de prensa parafuso no desaguamento de lodo de ETE. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23, 2005, Campo Grande. **Anais ...** Campo Grande, 2005.
- SIMONETI, M. F. **Inativação térmica de ovos de helmintos em água e biossólido digerido.** 2006. 251p. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo. São Paulo, 2006.
- SOARES, M. R. (2004). **Coefficiente de distribuição (kd) de metais pesados em solos do estado de São Paulo.** 2004. 202p. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo. São Paulo: 2004.
- THOMAZ-SOCCOL, V., PAULINO, R. C., CASTRO, E. A. Metodologia de análise parasitológica em lodo de esgoto e esgoto. In: **Manual de Métodos para Análises Microbiológicas e Parasitológicas em Reciclagem Agrícola de Lodo de Esgoto.** Curitiba: SANEPAR/PROSAB, 2000..
- TRABULSI, L. R.; ALTERTHUM, F. **Microbiologia.** Editora Atheneu, 4 ed., São Paulo: E. Atheneu, 2005. 718p.

TSUTYA, M. T. Alternativas de disposição final de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: **Impacto Ambiental do Uso Agrícola de Lodo de Esgoto**. Jaguariúna: Ed. Bettiol e Camargo, 2000. 312p.

TSUTYA, M. T. Características de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: **Biossólidos na Agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001. p. 89-131p.

TSUTYA, M. T. *et al.* . **Biossólidos na agricultura**. São Paulo, SP: 2001. 424p.

USEPA . **Office of water regulation and standards**. Report to Congress on the Discharge of Hazardous Wastes to Publicly Owned Treatment Works – The Domestic Sewage Survey. Washington, D.C., 1986.

VAN HAANDEL, A. C.; ALEM SOBRINHO, P. (2006). Produção, composição e constituição de esgoto. In: **Biossólidos – Alternativas de Uso de Resíduos de Saneamento**. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 417p.

VAN HAANDEL, A. C.; LETINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: Epgraf, 1994.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. V. R. **O comportamento do sistema de lodo ativado**. Campina Grande: Epgraf, 1999.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Rio de Janeiro: ABES, 2002. 243p.