

RECEBIMENTO DE LODO DE ETA EM ETE POR LODO ATIVADO OPERANDO COM MÍDIA PLÁSTICA NO TANQUE DE AERAÇÃO (MBBR)

Helvécio Carvalho de Sena⁽¹⁾

Gerente de Interceptação, Tratamento e Disposição Final de Esgotos da Região da Baixada Santista – Sabesp, Doutor e Mestre em Engenharia Sanitária e Ambiental pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

Endereço⁽¹⁾: Av. São Francisco, 128 – Centro - Santos - SP - CEP: 11013-917 - Brasil - Tel: +55 (13) 3201-2688 - e-mail: hcsena@sabesp.com.br

RESUMO

O tratamento do lodo gerado em estações de tratamento de água para abastecimento (ETAs) é uma questão a ser equacionada em todo o território nacional.

O tratamento desses lodos em estações de tratamento de esgoto (ETEs) é uma alternativa a ser estudada, pois pode levar a uma solução eficaz e de custos reduzidos se compararmos aos custos de implantação e operação de um sistema de tratamento de lodos nas próprias ETAs.

O recebimento de lodo de ETAs em ETEs é feito em algumas ETEs dos Estados Unidos, porém no Brasil ainda são escassos estudos específicos para sanar as questões técnicas envolvidas tanto na etapa aeróbia quanto na anaeróbia.

O sistema de tratamento de esgotos por lodos ativados utilizando mídia plástica como meio suporte ao crescimento microbiológico é outro atrativo ao recebimento de lodo de ETA em uma ETE, visto que estudos demonstram que este tipo de variante é capaz de tratar maior carga orgânica, sem sofrer qualquer inibição de processo.

O presente estudo avaliou o recebimento de até 400 mg de SST de lodo de ETA por litro de esgoto em um sistema utilizando mídia plástica como meio suporte. O lodo de ETA utilizado foi proveniente de sistemas que utilizaram sais de Ferro e de Alumínio em seus processos.

Não foi observada qualquer inibição no processo aeróbio quanto à remoção de matéria orgânica ou nitrogenada com o recebimento de lodo de ETA em qualquer concentração e operando um sistema com mídia plástica.

A carga de $DBO_{5,20}$ aplicada ao reator biológico ficou entre 1,7 a 15,3 $gDBO_{5,20}/m^2/dia$, e a concentração média da $DBO_{5,20}$ no efluente final esteve em todo o período do experimento em 34 mg/L.

Com a utilização da mídia plástica o processo de nitrificação teve taxas de remoção excelentes, passando de 0,9 $gNKT/m^2/dia$ para 1,7 $gNKT/m^2/dia$, portanto aumento de 95%.

A avaliação do lodo gerado no decantador primário da ETE Piloto demonstra que houve alteração em sua composição, principalmente na relação de SV/ST e o aumento na concentração de metais, principalmente o elemento Ferro. Estas características podem levar à inibição o processo anaeróbio.

O teste de Atividade Metanogênica Específica (AME) realizada com dosagens de 0,4 g e 0,8 g de ST de lodo de ETA demonstra que há inibição da metanogênese para concentrações acima de 0,4 g de ST. A concentração na qual não se observou efeito negativo corresponde a 10% da quantidade mássica que o digestor anaeróbio foi alimentado.

Porém o teste de AME reproduz toxicidade aguda, não considerando a possível adaptação que pode ocorrer ou mesmo demonstrar que um esgoto que, em primeira análise é considerado biodegradável, tem na realidade toxicidade crônica.

PALAVRAS-CHAVE: Lodo de ETA, Mídia Plástica, Tratamento de Lodo de ETA, Lodos Ativados, MBBR.

INTRODUÇÃO

O tratamento do lodo gerado em estações de tratamento de água para abastecimento (ETAs) é uma questão a ser equacionada em todo o território nacional, sendo que a prática mais comum é a disposição deste lodo diretamente no corpo d'água mais próximo a ETA (ASADA, 2007), porém com o estreitamento da legislação ambiental as concessionárias de abastecimento vêm sendo obrigadas a investir no tratamento e disposição deste lodo.

O tratamento destes lodos em estações de tratamento de esgoto (ETEs) é uma alternativa a ser estudada, pois pode levar a uma solução eficaz e de custos reduzidos se compararmos aos custos de implantação e operação de um sistema de tratamento de lodos nas próprias ETAs.

O recebimento de lodo de ETAs em ETEs é feito em algumas Estações dos Estados Unidos, porém no Brasil ainda são escassos estudos específicos para sanar as questões técnicas envolvidas tanto na etapa aeróbia quanto na anaeróbia.

Na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) algumas ETAs do sistema produtor de água podem vir a lançar seus lodos ao sistema de esgotos:

- ETA ABV, Guaraú e Baixo Cotia no Sistema Barueri;

Nos planos diretores da RMSP, tem-se considerada a possibilidade do emprego da tecnologia conhecida por MBBR, Moving Bed Biofilm Reactors, adicionando-se esta mídia plástica móvel nos tanques de aeração, recorrendo-se à biomassa aderida suplementar como alternativa à construção de novos tanques. A reprodução em escala piloto da ETE Barueri utilizada nesta pesquisa, obedeceu a esta concepção.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

LODO GERADO EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA

Os lodos gerados em ETAs podem ser divididos em quatro grandes categorias (AWWA, 1987 apud JNS, 2004):

- Lodos gerados durante processos de tratamento de água visando à remoção de cor e turbidez. Os resíduos sólidos produzidos englobam os lodos gerados nos decantadores ou eventualmente nos flotores com ar dissolvido e as águas de lavagem dos filtros.
- Lodos sólidos gerados durante processos de abrandamento.
- Lodos gerados durante processos de tratamento avançado visando à redução de compostos orgânicos presentes na água bruta, como carvão ativado granular saturado, ar proveniente de processos com arraste com ar, etc.
- Lodos líquidos gerados durante processos visando à redução de compostos inorgânicos presente na água bruta, como processos de membrana (osmose reversa, ultrafiltração, nanofiltração, etc.).

Cada tipo de lodo apresenta características físico-químicas distintas, influenciadas pelo tipo e concentração de compostos presentes na água bruta, pelos coagulantes adicionados durante o processo de tratamento e pelo tipo de processo utilizado no tratamento (KOORSE, 1993).

Os coagulantes e auxiliares de coagulação mais utilizados em estações de tratamento de água estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Tipos de Coagulantes e Auxiliares de Coagulação.

Coagulantes	Sulfato de Alumínio	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14 \text{H}_2\text{O}$
	Cloreto Férrico	$\text{FeCl}_3 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$
	Sulfato Férrico	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$
	Sulfato Ferroso	$\text{FeSO}_4 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$
	Óxido de cálcio	CaO
	Policloreto de Alumínio	$(\text{Al}_n(\text{OH})_m \text{Cl}_{3n-m})_x$
	Hidróxido de Cálcio	$\text{Ca}(\text{OH})_2$
Auxiliares de Coagulação	Polímeros (catiônico, aniônico ou não iônico)	
	Aluminato de Sódio	$\text{Na}_2\text{O} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3$

Fonte: AWWA (1991), TEIXEIRA (1999)

Os coagulantes mais utilizados no processo de tratamento são os sais de ferro e alumínio (FERNANDES, 2000 apud MENDES, 2001).

Cálculo da Produção de Lodo nas Estações Convencionais de Tratamento de Água

Segundo ALEM SOBRINHO e FERREIRA FILHO (2007) (Informação verbal) ¹ assumindo que o residual de alumínio e ferro seja desprezível na água tratada, a produção de sólidos para esses coagulantes pode ser estimada através das seguintes expressões ((AWWA (1987), ASCE (1996)):

$$PL = Q \cdot (4,89 \cdot D_{\text{Al}} + \text{SST} + \text{CAP} + \text{OA}) \cdot 10^{-3} \quad (1)$$

¹ Informação obtida na aula de Tratamento de Lodos Gerados em Estações de Tratamento de Águas de Abastecimento e de Esgotos Sanitários (PHD 5748) EPUSP, 2007.

$$PL=Q.(2,88.D_{Fe}+SST + CAP + OA).10^{-3} \quad (2)$$

Onde:

PL= produção de sólidos seco em kg/dia,

Q = vazão de água bruta em m³/dia,

D_{Al} = dosagem de sais de alumínio, expresso como Al em mg/L,

D_{Fe} = dosagem de sais de ferro, expresso como Fe em mg/L,

SST = concentração de sólidos em suspensão totais na água bruta em mg/L,

CAP=concentração de carvão ativado em pó em mg/L,

OA=outros aditivos em mg/L (sílica ativada, polímeros, etc.).

Os autores demonstram que os coeficientes 4,89 e 2,88 presentes nas equações (1) e (2) foram obtidos partindo-se do pressuposto que todo o alumínio ou ferro adicionado na água bruta precipita-se como hidróxido metálico e que a cada molécula de Fe(OH)₃ ou Al(OH)₃ são incorporadas cerca de três a quatro moléculas de água.

ALEM SOBRINHO e FERREIRA FILHO (2007) relatam ainda que a maior dificuldade na utilização das equações (1) e (2) é a determinação da concentração dos sólidos em suspensão total na água bruta, pois devido à variabilidade do manancial as oscilações na concentração serão bastante pronunciadas exigindo períodos de monitoramento adequado.

Caracterização de Lodo de ETA

A qualidade do lodo gerado em uma estação de tratamento de água convencional dependerá da qualidade da água bruta a ser tratada, do tipo e da dosagem dos produtos químicos utilizados no processo de coagulação. A maioria das ETAs utiliza sulfato de alumínio ou hidróxido de ferro como coagulantes e produzem, basicamente, como subprodutos do tratamento, lodos dos decantadores e águas de lavagens dos filtros. Além dos coagulantes, a presença de carvão ativado em pó, cal e polímeros é comum nos lodos gerados nas ETAs.

Algumas características físico-químicas dos lodos de decantadores das ETAs operadas pela SABESP na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) são apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2 – Características Físico-Químicas dos Lodos de Decantadores das ETAs da RMSP

Variável	Unidade	Guaraú	A.B.V.	Rio Claro	Rio Grande	Teodoro Ramos	Alto Cotia
Alumínio	(mg/kg)	65.386	7.505	6.690	83.821	123.507	95.541
Cobre	(mg/kg)	23	1.109	14.833	25	2.791	< 5
Ferro	(mg/kg)	32.712	281.508	449.774	32.751	41.259	30.080
Fluoreto	(mg/kg)	152	86	150	42	46	38
Manganês	(mg/kg)	3.146	1.684	6.756	136	5.181	453
Sódio	(mg/kg)	6.609	1.027	41.482	563	3.222	433
Zinco	(mg/kg)	59	57	75	47	145	66
Organoclorados	(ppb)	ND	0,02	0,02	-	-	ND
Carbamatos	(ppb)	ND	8,4	ND	-	-	ND
Sólidos Totais	(mg/l)	24.957	17.412	14.486	11.043	5.518	10.692

ND = Não Detectado

Fonte: TSUTIYA, 2001.

SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTOS – LEITO MÓVEL

O princípio básico do sistema de leito móvel é ter a operação contínua de um reator com biofilme não colmatado com baixa perda de carga e alta área específica de biofilme. Essas condições podem ser obtidas através do crescimento da biomassa em pequenos elementos plásticos que são movimentados livremente pelo reator. A movimentação é feita pelo próprio meio líquido ou com o auxílio de equipamentos mecânicos (WESTRUM, 1995; ANDREOTTOLA, 2000).

Dois tipos de movimentação das peças plásticas no reator são representados na figura 1: (a) movimentação no reator oxidativo feita pelo próprio sistema de aeração, (b) movimentação das peças no reator

anóxico/anaeróbio feita mecanicamente.

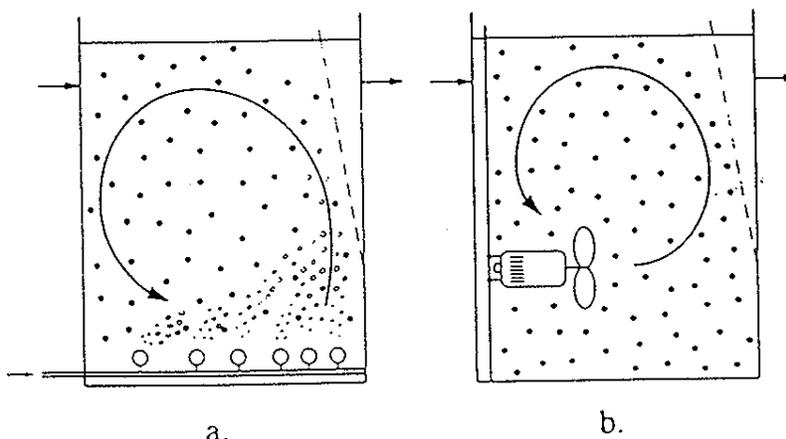


Figura 1 – Movimento das Peças Plásticas do MBBR. (a) movimento no reator oxidativo causado pelo sistema de aeração. (b) movimento no reator anóxico/anaeróbio feita mecanicamente (WESTRUM, 1995).

Os sólidos biológicos são desenvolvidos como flocos em suspensão, como no processo dos lodos ativados, e também em filmes aderidos a meio suporte.

O sistema de leito móvel comparado com o sistema convencional de lodo ativado traz uma vantagem de não gerar bactérias filamentosas (RUSTEN et al, 1997 apud ANDREOTTOLA et al, 2000, RUSTEN et al, 1999).

Nos projetos de reatores híbridos podem ser previstas zonas anaeróbias e/ou anóxicas visando desnitrificação e remoção biológica de fósforo.

Reator Aeróbio de Leito Móvel - RALM

Os elementos plásticos citados anteriormente são elementos feitos de polietileno com densidade próxima da água e o formato geralmente é de um cilindro.

Esta tecnologia permite o tratamento de efluentes com altas cargas industriais ou domésticas, em plantas relativamente reduzidas.

Biofilmes consistem em comunidades de microorganismos desenvolvidas sobre superfícies. No caso em questão os elementos de suporte são pequenas peças de polietileno, que apresentam extensa área superficial específica e se encontram suspensas e em movimento no lodo do reator.

Pode ser utilizado como processo único ou numa configuração híbrida com um sistema de lodos ativados em que há recirculação dos sólidos (ØDEGAARD et al., 1993), de maneira que combine as vantagens dos sistemas de lodos ativados (biomassa em suspensão) e de sistemas com biofilme (biomassa aderida).

A atividade microbiológica é mais alta, fato devido à grande variedade de populações, principalmente bacterianas, nos biofilmes (RUSTEN et al., 1994). Por esse motivo, a quantidade de substrato que pode ser removida é também maior.

Os biofilmes têm como característica importante a estabilidade a variações operacionais, sejam de carga, vazão, ou composição do esgoto afluente. Uma vez que as culturas estejam plenamente estabelecidas no meio suporte móvel, oferecem robustez ao sistema, resistindo a condições em que o lodo em suspensão não seria capaz. Os níveis de nutrientes e de oxigênio dissolvido são as variáveis mais importantes de controle do sistema. A nitrificação também é beneficiada por esse efeito de estabilidade, na medida em que as bactérias nitrificantes também ficam instaladas nessas comunidades de forma que a oxidação da amônia ocorre com idades do lodo baixas, se calculadas em relação aos sólidos em suspensão.

O excesso de biofilme se desprende naturalmente do suporte, liberando superfície para a ocupação de outros microorganismos. Os fragmentos desprendidos são facilmente separados da etapa líquida em etapa seguinte, por serem mais compactos e conseqüentemente sedimentarem mais facilmente que os flocos do lodo convencional.

Rusten et al. (1995) desenvolveram pesquisa com RALM em sistema com reatores em série envolvendo pré-desnitrificação por meio de recirculação interna. O esgoto utilizado na pesquisa, desenvolvida na Noruega, demonstrou-se diluído e de baixa alcalinidade, recebendo anteriormente apenas tratamento preliminar. A

temperatura ambiente era inferior a 10°C. Um dos resultados mais importantes foi o co-relacionamento entre a carga de nitrogênio amoniacal aplicada e a taxa de nitrificação, reproduzida na figura 2.

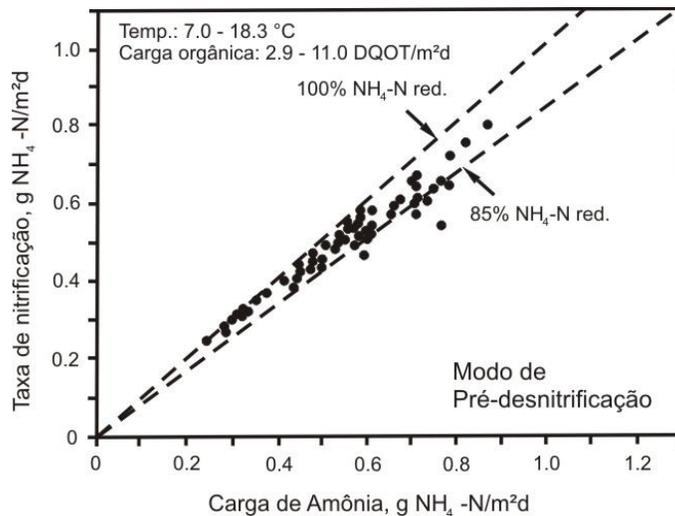


Figura 2 - Relação entre a Carga de Nitrogênio Amoniacal e a Taxa de Nitrificação no Experimento Conduzido por Rusten et al. (1995)

Observam-se taxas elevadas de conversão de $N-NH_4$ obtidas sob taxa de aplicação de até 0,9 g $N-NH_4/m^2.d$. Constatou-se também que taxas de aplicação de até 11 g $DQO/m^2.d$ não interferiram na nitrificação, principalmente por que boa parte dela foi consumida na câmara anóxica.

Outra condição de suma importância para o desenvolvimento do processo com RALM é a concentração de oxigênio dissolvido a ser mantida nos tanques de aeração. Nos estudos desenvolvidos pelo mesmo grupo de pesquisadores noruegueses, obteve-se a co-relação entre taxa de nitrificação e concentração de oxigênio dissolvido reproduzida na figura 03.

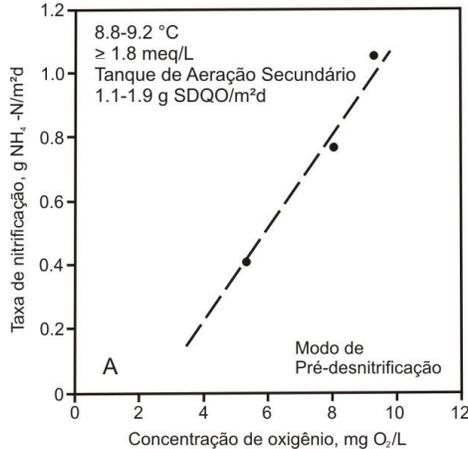


Figura 3 - Relação entre Taxa de Nitrificação e Concentração de Oxigênio Dissolvido em Sistema com MBBR em Escala Piloto (Rusten et al, 1995)

Inferiu-se que a camada líquida à superfície do biofilme formada nos corpos móveis é limitante para a transferência de oxigênio. Como o oxigênio dissolvido é consumido para degradação de matéria orgânica por microrganismos heterotróficos que se posicionam na parte externa do biofilme, para obtenção da nitrificação o nível de oxigênio dissolvido deve ser elevado para que haja penetração nas camadas internas, região em que predominam as bactérias nitrificantes.

Atualmente existem alguns fabricantes de mídia plástica, cada qual com características peculiares, sendo que o principal objetivo é obter a maior área superficial no menor volume, visto que isto aumenta a capacidade de tratamento. A tabela 03 apresenta a compilação das características dos suportes plásticos segundo alguns fabricantes.

As figuras 04 e 05, mostram os elementos plásticos, respectivamente, das empresas ANOXKALDNES e AQWISE.



Figura 4 – Elemento Plástico – ANOXKALDNES ANOXKALDNES.



Figura 5 – Elemento Plástico- ANOXKALDNES.

Tabela 3 – Características dos Suportes Plásticos segundo Fabricantes.

The Nottingham Koi Company, UK	FLOCOR-RMP®	70% do volume do tanque de aeração	260 m ² /m ³	d= 0,94 g/cm ³
ANOXKALDNES	KMT-MBBR	70% do volume do tanque de aeração	500 m ² /m ³	Área de crescimento biológico = 400 m ² /m ³
AQWISE	AGAR®		600 m ² /m ³	
USF Italia	Flocor RMP-HSP®		277 m ² /m ³	

Digestão Anaeróbia de Lodos de ETEs

A digestão anaeróbia é vista como uma fermentação simples, que ocorre num único tanque, como numa fossa ou lagoa anaeróbia. Nas primeiras representações esquemáticas da digestão anaeróbia, esta era discutida como uma fermentação realizada por dois grupos de bactérias. O primeiro era caracterizado como o das bactérias acidogênicas, responsável pela transformação de lipídios, proteínas e carboidratos em ácidos graxos de cadeia curta, como acético, propiônico e outros, álcoois, hidrogênio e dióxido de carbono. O segundo grupo de bactérias, chamadas metanogênicas, transforma estes produtos intermediários principalmente em gases metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂) (PERES, 1982 apud VITORATTO, 1990).

A evolução do conhecimento, no entanto, veio a demonstrar que as metanobactérias não são capazes de utilizar álcoois exceto o metanol e não podem catabolizar ácidos orgânicos exceto o acético e o fórmico (McINERNEY e BRYANT, 1980 apud VITORATTO, 1990).

Influência de Fatores na Digestão Anaeróbia

Nesta pesquisa é fato que haverá incremento de metais no lodo gerado no experimento, portanto deteremo-nos às condições de inibição ou toxicidade gerada na digestão anaeróbia dos lodos que envolvem concentração de metais.

O processo de digestão anaeróbia pode ser seriamente afetado por fatores que estão relacionados com o substrato, com as características do digestor ou com as condições de operação. Assim, se um determinado fator provoca um desequilíbrio no processo, este se deve principalmente a uma maior sensibilidade das bactérias metanogênicas, que deixam de produzir metano, ocasionando o aumento na concentração dos ácidos orgânicos voláteis, que continuam sendo produzidos, causando a queda do pH do meio, além da redução da produção de biogás. A redução da atividade das metanobactérias provoca também o acúmulo de hidrogênio (H₂) no meio, o

que faz a rota metabólica desviar do caminho da acetogênese para a formação de compostos mais reduzidos do que o acetato, como os ácidos propiônico, butírico e outros que funcionam como reservatório de elétrons. A formação de ácido propiônico é particularmente problemática para o processo anaeróbio global, pois sua conversão a ácido acético, etapa obrigatória para a sua metanização, são necessários 5,84 kcal/mol para que esta etapa ocorra, de modo que acaba se acumulando no meio (NAGAI e NISHIO, 1989).

Fatores Fundamentais na Digestão Anaeróbia:

pH; Alcalinidade; Temperatura; Agitação; Nutrientes – Nitrogênio e Fósforo;

Efeito de inibidores:

Alguns compostos químicos são biologicamente tóxicos quando se encontram em solução e excedem uma dada concentração crítica, para a qual as bactérias ainda são capazes de se aclimatar. (ANDERSON, 1982; SOUZA, 1984)

Ácidos orgânicos voláteis (AOV); Sulfeto; Oxigênio; Amônia;

Metais pesados:

Vários metais pesados podem aparecer em efluentes industriais e mesmo em esgotos municipais, podendo vir a exercer um efeito tóxico a concentrações relativamente baixas como Zn (163 mg/L); Cd (180 mg/L); Cu (170 mg/L) e Fe (2.600 mg/L) (MOSEY e HUGHEST, 1975 apud SOUZA, 1984).

Uma maneira de diminuir a toxicidade por metais pesados está relacionada com a quantidade de sulfeto presente no biodigestor, pois quando são combinados com metais pesados formam sais insolúveis. Esses sais são inertes e não prejudicam as atividades dos microrganismos (CHERNICHARO, 1997; PIVELLI, 1990; PARKIN et al., 1991 apud SENA, 2001)

DISPOSIÇÃO DE LODO GERADO EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

No Brasil, os lodos de ETAs têm sido dispostos em cursos de água sem tratamento prévio. Entretanto, baseada na caracterização química desses lodos, a disposição em rios vem sendo questionada pelos órgãos ambientais devido aos possíveis riscos à saúde pública e à vida aquática.

OLIVEIRA et al. (s.d.) relata que a disposição do lodo gerado na ETA da região de Campos dos Goytacazes no Estado do Rio de Janeiro é feita diretamente no Rio Paraíba do Sul o que eleva as condições de assoreamento.

Segundo TSUTIYA et al. (2007) nos últimos anos, várias pesquisas nacionais e internacionais tem sido realizadas com o objetivo de buscar soluções para a disposição final dos lodos de ETAs, cujas principais alternativas são: aterro municipal, aterro exclusivo, disposição no solo, fabricação de cimento, fabricação de tijolos, cerâmicas e disposição em estações de tratamento de esgoto (ETEs), diretamente ou através de coletores de esgoto. A disposição de lodos de ETAs em ETEs pode ser uma excelente alternativa, especialmente em se tratando de ETAs existentes e que não realizam o tratamento de seus lodos.

Já na Europa, as referências indicam pequena disposição em sistemas de tratamento de esgoto: 1,5% na Holanda por Cornwell (1990) apud TSUTIYA e SAMPAIO (2004) e 4,9% na Inglaterra por Grandin (1992) apud TSUTIYA e SAMPAIO (2004).

Os efeitos dos recebimentos de lodos de ETA em ETE dependem da relação entre a massa de lodo de ETA e a vazão da ETE receptora. A seguir são apresentados os principais efeitos, positivos ou negativos, encontrados por diferentes pesquisadores e projetistas, quando simulados ou estudados casos de disposição de lodo de ETA em ETE. No entanto, vale salientar que os resultados obtidos nestes estudos não devem ser generalizados, visto que as ETAs produzem resíduos com características muito particulares. Na verdade, o sucesso desse tipo de disposição irá depender das características do resíduo da ETA e da tecnologia de tratamento utilizada na ETE.

MATERIAIS E MÉTODOS

A pesquisa foi dividida em seis etapas de dosagem de lodo de ETA.

A partida da ETE Piloto com a mídia plástica², reator aeróbio com leito móvel – RALM, ocorreu com a introdução da mídia plástica no tanque de aeração com inóculo da Estação de Tratamento de Esgotos Barueri e a operação foi realizada somente com o esgoto afluente sem a presença do lodo de ETA.

Foi adicionada quantidade de mídia plástica equivalente a um volume de 0,45 m³, o que representa uma área superficial para crescimento biológico de 180 m², considerando o fator de 400 m²/m³, conforme recomendado por WESTRUM, 1995.

² A mídia plástica utilizada neste experimento é o da empresa ANOXKALDNES

Após a estabilização do tanque de aeração iniciou-se a introdução de lodo de ETA em diversas concentrações, lodo ativado com mídia plástica tratando lodo de ETA – $RALM_{\text{lodoETA}}$, houve seis etapas com dosagens diferenciadas de lodo de ETA, a saber:

1ª etapa: 30 mg/L – Lodo da ETA ABV; 2ª etapa: 50 mg Lodo de ETA/L – 30 mg/L de Lodo da ETA ABV e 20 mg/L de Lodo da ETA Guaraú; 3ª etapa: 60 mg Lodo de ETA/L – 30 mg/L de Lodo da ETA ABV e 30 mg/L de Lodo da ETA Guaraú; 4ª etapa: 100 mg Lodo de ETA/L – 50 mg/L de Lodo da ETA ABV e 50 mg/L de Lodo da ETA Guaraú; 5ª etapa: 200 mg Lodo de ETA/L – 100 mg/L de Lodo da ETA ABV e 100 mg/L de Lodo da ETA Guaraú; 6ª etapa: 400 mg Lodo de ETA/L – 200 mg/L de Lodo da ETA ABV e 200 mg/L de Lodo da ETA Guaraú;

O sistema operou 547 dias (aproximadamente um ano e seis meses).

Os lodos utilizados nesta pesquisa foram retirados diretamente dos decantadores das respectivas ETAs e acondicionados em tanques de plástico que foram mantidos sob agitação constante utilizando sistema de insuflação de ar.

Após a coleta e transferência dos lodos, amostras foram retiradas e a concentração de sólidos determinada para aferir a vazão a ser utilizada em cada etapa do experimento. A verificação da concentração do lodo de ETA que estava acondicionada nos tanques plásticos era feita pelo menos duas vezes por semana.

ETE PILOTO

A ETE Piloto é composta de um decantador primário, reator aeróbio com compartimento de desnitrificação e recirculação interna e o decantador secundário também composto de recirculação do lodo.

Os esgotos que alimentarão o sistema piloto foram coletados após o tratamento preliminar da ETE Barueri e descarregados em caixa de recebimento, onde receberam a adição do lodo das ETAs e foram recalcados para o decantador primário.

Os esgotos efluentes do decantador primário foram descarregados por gravidade no primeiro compartimento do reator biológico, munido de um misturador para garantir a completa homogeneização do esgoto/lodo, mas sem aeração. Este compartimento, denominado câmara anóxica, recebeu também os retornos de lodos provenientes do fundo do decantador secundário e diretamente do reator aerado (reciclo interno), promovendo a desnitrificação, ou seja, a redução do nitrato (NO_3) produzido na etapa de aeração por oxidação do nitrogênio amoniacal, à forma de nitrogênio gasoso (N_2). Na parte inferior do reator anóxico, existe uma abertura para a transferência contínua do lodo para o compartimento aerado.

No compartimento aerado do reator biológico foi introduzida mídia plástica com o objetivo de promover a formação de biofilme o qual terá como função auxiliar na remoção de material orgânico e nitrogenado.

A aeração foi feita através de ar comprimido retirado do próprio sistema da ETE Barueri e a dispersão através de difusores distribuídos no fundo do reator aerado.

A taxa de recirculação interna (reator aerado para reator anóxico) foi de uma vez e meia a vazão média afluente.

O lodo do reator aerado aflui por gravidade ao decantador secundário.

O lodo sedimentado no fundo do decantador secundário foi recirculado ao reator anóxico através de sistema air-lift e o excesso de lodo retirado através de válvula instalada na linha de retorno.

Na Figura 06, apresenta-se um fluxograma simplificado da ETE Piloto.

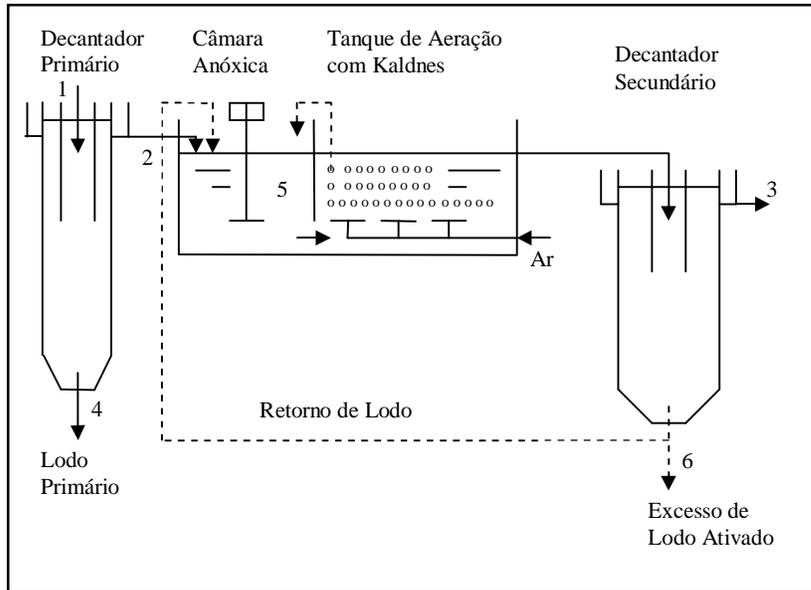


Figura 6 – Representação Esquemática da ETE Piloto

RESULTADOS E DISCUSSÕES

AVALIAÇÃO DA DECANTAÇÃO PRIMÁRIA

A adição de lodo de ETA à montante de um decantador primário aumenta a eficiência na captura de sólidos sedimentáveis, sólidos totais, sólidos voláteis, sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis.

Neste estudo foi possível verificar a tendência do aumento na remoção destes parâmetros com o aumento das dosagens de lodo de ETA, porém não foi possível estabelecer uma correlação linear, devido às alterações observadas no próprio esgoto utilizado no estudo. Conforme gráficos 1 e 2.

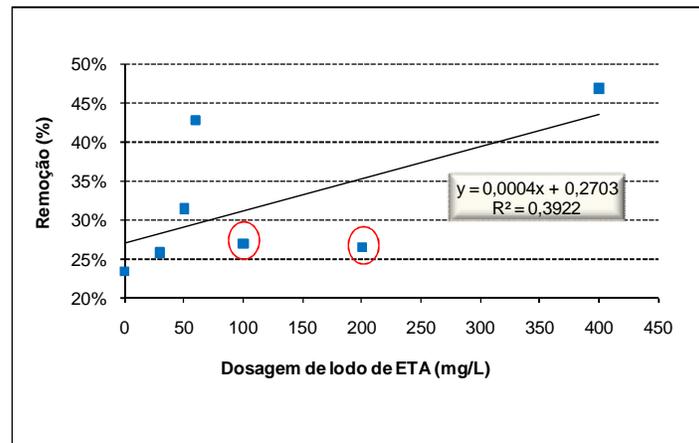


Gráfico 1 - Correlação Linear entre Dosagem de Lodo de ETA e o Aumento na Remoção de ST na Decantação Primária

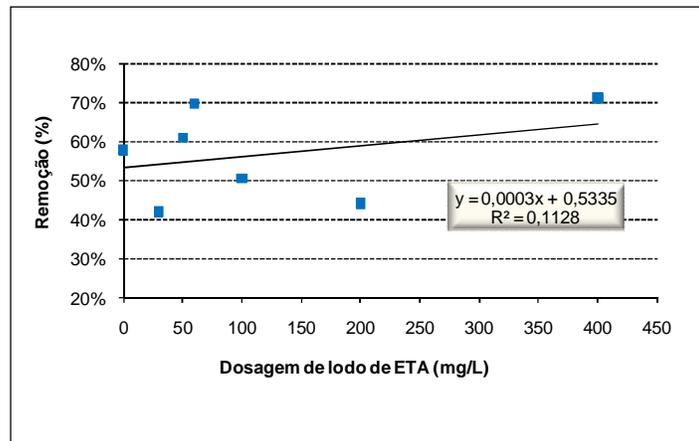


Gráfico 2 – Relação entre Dosagem de Lodo de ETA com a Remoção de Sólidos Suspensos Totais – SST no Decantador Primário Piloto – (com todos os dados, baixo fator de correlação)

Com a adição de lodo de ETA, o decantador primário piloto melhorou a captura da DQO total, passando de 35% para 40% para a dosagem de até 50 mg SST/L de lodo de ETA. Atingindo eficiência de remoção de aproximadamente 50% com o aumento da dosagem de até 400 mg SST/L de lodo de ETA.

Houve também melhora na remoção da DBO_{5,20} na decantação primária, passando de 35% quando operada sem dosagem de lodo de ETA para aproximadamente 45% até dosagem de 50 mg SST/L. Chegando a atingir remoção de 50% com dosagem superiores.

Com o aumento na dosagem de lodo de ETA, também se observou o aumento da DQO solúvel no efluente do decantador primário, de até 40%.

A adição de lodo de ETA aumentou a remoção de fósforo no decantador primário na ordem de 10%. E esta remoção é ocasionada principalmente no fósforo particulado. A adição de lodo de ETA não influi significativamente na remoção de fósforo solúvel.

Neste experimento foi possível comprovar que a adição de lodo de ETA não influi na remoção de nitrogênio no decantador primário.

A concentração de DQO e sólidos (ST, SV, SF) no lodo primário, aumentam linearmente com o aumento na dosagem de lodo de ETA.

A concentração de DQO no lodo primário teve aumento mínimo de 50% atingindo picos de até 180%. A concentração de ST no lodo primário teve aumento mínimo de 30% atingindo até concentração 400% superior ao período em que não havia dosagem de lodo de ETA.

Uma questão importante a ser estudada é a redução da fração volátil no lodo primário, neste estudo foi observada queda de 10% na relação SV/ST, o que pode prejudicar o tratamento anaeróbio posterior.

Houve também aumento na concentração de metais no lodo primário (gráfico 3), sendo o metal ferro o que se mais se aproximou do limite de toxicidade, quando houve a dosagem de 400 mg SST de lodo de ETA por litro. É fundamental que haja um estudo mais detalhado quanto ao impacto do recebimento de lodo de ETA em sistemas em que haverá digestão anaeróbia posterior.

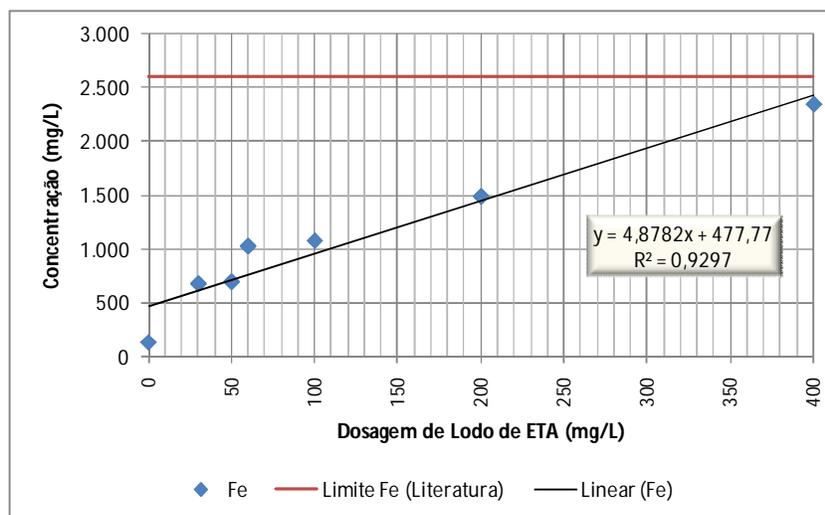


Gráfico 3 - Concentração Média de Ferro em cada Etapa do Experimento

AVALIAÇÃO DO PROCESSO BIOLÓGICO

No reator biológico foi constatada queda na fração volátil da biomassa em torno dos 10%, o que pode estar associada ao aumento da quantidade de material inorgânico solúvel que passa pelo decantador primário com as dosagens de lodo de ETA, conforme gráfico 4.

Observou-se também que o índice volumétrico do lodo teve uma melhora significativa ao longo do tempo, porém não podemos afirmar que esta queda deveu-se somente à adição do lodo de ETA visto que este reator foi operado com adição de mídia plástica como meio suporte ao desenvolvimento microbológico e alguns pesquisadores relatam que este tipo de reator tende a melhorar a sedimentabilidade do lodo biológico.

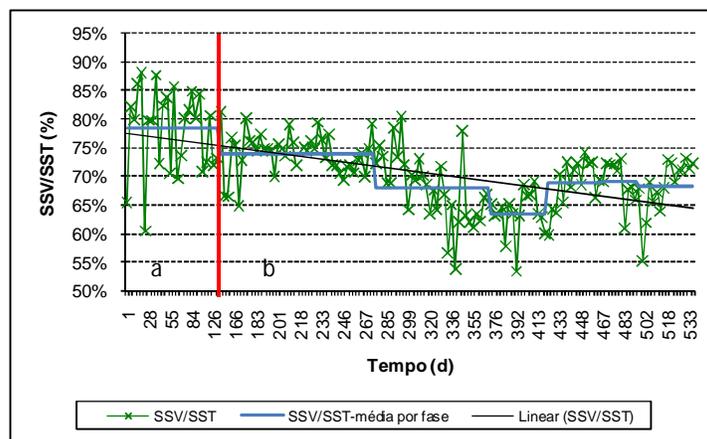


Gráfico 4 - Dados Temporais para a Razão entre a Concentração de SSV e SST no Reator Biológico com e sem Adição de Lodo de ETA

a = Fase sem dosagem de lodo de ETA, b = Etapas com dosagem de lodo de ETA

No sistema biológico observou-se um aumento não linear na concentração de DQO total no efluente final, mas como a concentração de DQO afluente também aumentou, a eficiência média praticamente não foi alterada.

Como o lodo de ETA apresenta uma fração inorgânica solúvel, ficou evidente que houve maior concentração de DQO solúvel no efluente final, com queda na eficiência na ordem de 7% para cada etapa do experimento.

A dosagem de lodo de ETA não altera significativamente as concentrações de DQO solúvel e biodegradável no esgoto afluente ao reator biológico, apresentando concentração na ordem de 150 mg DQO/L.

A avaliação do sistema considerando a carga aplicada de DQO, demonstra que para faixa entre 10 e 20 gDQO/m².d a remoção mínima de DQO foi de 70% para um tempo de retenção celular aparente de três dias.

Demonstrou-se que o tempo de retenção celular aparente não influencia nas taxas de remoções de DQO e DQO solúvel, o que indica a necessidade de se avaliar a quantidade de biomassa aderida à mídia plástica e se calcular o tempo de retenção celular real.

Para os dados compreendidos entre as taxas de aplicação superficial de 4,8 a 12,5 gDQOs/m².d o sistema foi capaz de remover no mínimo 70% da DQO solúvel em 85% do tempo, para um tempo de retenção celular aparente entre 1,8 e 16,7 dias.

O experimento demonstrou que houve aumento da concentração de DBO_{5,20} total no efluente final à medida em que houve o aumento das dosagens de lodo de ETA, o que em primeira análise poderia demonstrar que o lodo de ETA teria influenciado negativamente no processo biológico. Porém, como houve perda de sólidos suspensos pelo efluente final, foi possível demonstrar que a diminuição da eficiência na remoção de DBO_{5,20} foi ocasionado pelo processo de desnitrificação que ocorria também no decantador secundário.

A conclusão é de que para a remoção DBO_{5,20} não houve qualquer impacto negativo devido a adição de lodo de ETA, em qualquer das concentrações estudadas. É recomendável que nos projetos em que o sistema de mídia plástica for utilizado, seja previsto um sistema de desnitrificação eficiente, caso contrário a ETE em questão poderá ter seu efluente comprometido pela alta perda de sólidos suspensos.

O experimento foi conduzido utilizando esgoto que apresentou concentração média de NKT e NH₃ respectivamente de 51 e 40 mg/L. O processo de nitrificação ocorreu satisfatoriamente, fornecendo um efluente com concentrações médias para NKT e NH₃ respectivamente de 8,8 e 5,3 mg/L. Concluiu-se que a adição de lodo de ETA não inibiu o processo de nitrificação em qualquer concentração testada.

Após o biofilme atingir a maturação, o sistema poderá operar com Θ_c ,_{apa} com valores entre 2 e 4 d e o processo de nitrificação terá remoções superiores à 80% para NKT e NH₃, gráfico 5.

Para uma taxa de aplicação de NH₃ entre 1 e 3 gNH₃/m²/dia e concentração de oxigênio dissolvido entre 2,5 e 3,5 mg/L a percentagem de remoção média de NH₃ foi de 88%.

Na operação do reator biológico utilizando mídia plástica e tratando esgoto com lodo de ETA, foi possível concluir que a concentração média de fósforo no efluente final é reduzida em torno de 20% quando comparamos com um sistema convencional (ETE Barueri). As concentrações monitoradas quando o reator biológico foi operado com taxas de aplicação entre 0,10 e 0,25 gP/m²/d foi de 2,63 e 2,74 mg/L, respectivamente, enquanto no sistema convencional (ETE Barueri) as concentrações foram de 3,39 e 3,33 mg/L, respectivamente para média e mediana.

A remoção de fósforo solúvel foi praticamente nula e é um indicativo que o sistema foi capaz de solubilizar o fósforo total disponível, o que era desejável (Gráfico 6). Um dos objetivos do presente estudo era avaliar se a maior remoção de fósforo na decantação primária devido à aplicação de lodo de ETA não inviabilizaria o sistema biológico.

Quando se considera apenas a taxa média de produção de lodo na etapa em que não houve a adição de lodo de ETA, sem considerar a questão da maturação do biofilme, constatamos que a taxa obtida foi de 0,19 g SSV/g DQO removida.

Nas demais etapas do experimento a produção de lodo caiu em média 57%. Uma explicação para que isto ocorresse é a fixação da biomassa na mídia plástica.

O presente estudo foi conduzido com altas concentrações de oxigênio dissolvido. Recomenda-se que outros experimentos sejam feitos utilizando a mídia plástica como meio suporte com concentrações reduzidas de oxigênio, posto que é um parâmetro fundamental em projetos futuros.

/L de lodo de ETA.

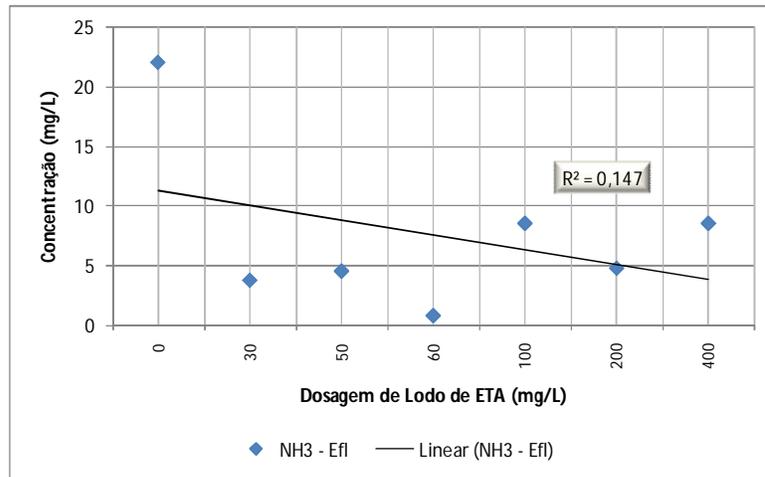


Gráfico 5 - Gráfico da Concentração Média de NH₃ no Efluente do Reator Biológico em cada Etapa do Experimento.

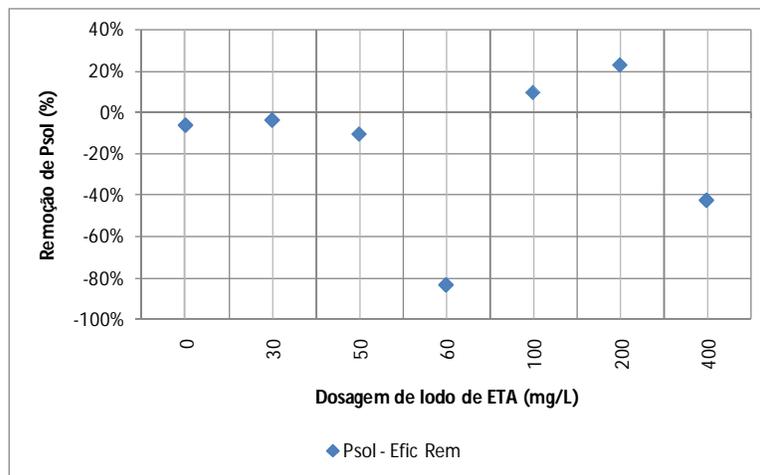


Gráfico 6 - Remoção Média de Fósforo Solúvel em Cada Etapa do Experimento - com e sem Dosagem de Lodo de ETA

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA), AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA), WATER ENVIRONMENTAL FEDERATION (WEF). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 19^o ed. Washington, D.C., USA, 1995

AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS (ASCE), ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA), AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA). **Management of water treatment plant residuals**. American Society of Civil Engineers, New York, 294 p. 1996.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA). AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS (ASCE), **Water treatment plant design**. 2 ed. 598 p. New York. McGraw Hill, 1990.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA). **Procedures manual for polymer selection in water treatment plants**. American Water Works Association Research Foundation, Denver, 216 p. 1989.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA). **Water treatment plant waste management**. American Water Works Association Research Foundation, Denver, 459 p. 1987.

ANDERSON, G. K., DONNELLY, T., MCKENOWN, K. J. Identification and control o inhibition in the anaerobic treatment of industrial wastewaters. **Reprinted from the Journal Process Biochemistry**, v. 17, n.4, 1982.

ANDREOTTOLA, G., FOLADORI, P., RAGAZZI, M., TATÀNO,F. Experimental comparison between MBBR and activated sludge system for the treatment of municipal wastewater. **Water Science Technology**, v. 41, p. 373-382, 2000.

ASADA, L.N. **Avaliação dos efeitos do recebimento do lodo de estação de tratamnto de água em sistema de tratamento de esgoto pelo processo de lodo ativado com aeração prolongada**. São Paulo, 2007. 196p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

BUENO, R.C.R., MANZOCHI, L.B., NOBRE, P.C.A., NAPOLITANO, V.P.O., TSUTIYA, M.T. **Estudo em Escala Real da Operação da ETE Franca com Recebimento de Lodo da ETA Norte (FRANCA,SP)**. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte/MG, 2007.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte, UFMG, 1997.

JNS, SABESP, Relatório: **Estudos e Pesquisas para Disposição de lodos de ETAs em ETEs**. Outubro/2004.

KOORSE, S. J. The Role of Residuals Disposal Laws in Treatment Plant Design. **Journal AWWA.**, p. 57-62, Outubro, 1993.

MENDES, R. L. **Adensamento e Desaguamento Mecânicos de Lodos Gerados em Estações de Tratamento de Água**. Dissertação de Mestrado – Escola

NAGAI, S., NISHIO, N. **Biological aspects of anaerobic digestion**. In: Handbook of Heat and Mass Transfer. Houston: Ghel Publishing Company, 1989. V. 3, cap. 18, p. 701-711.

ØDEGAARD, H., RUSTEN, B., 1993, Wastewater treatment with aerated submerged biological filters, **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 56, n. 5, pp. 424-431.

PIVELI, R.P. **Contribuição ao estudo do tratamento anaeróbio de efluentes industriais**. São Paulo, 1990. 296p. Tese (Doutorado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.

RUSTEN, B., CHANDLER H.J., DEVALL, S., DAVOREN, D., CASHION, B.S. Biological Pretreatment of a Chemical Plant Wastewater in High Rate Moving Bed Biofilm Reactors. **Water Science Technology**, v. 39, p. 257-264, 1999.

RUSTEN, B., HELLSTROM, B.G., SEHESTED, O., SKJELFOSS, E., SVENDSEN, B. Pilot testing and preliminary design of moving bed Biofilm reactors for nitrogen removal at the FREVAR wastewater treatment plant. **Water Science Technology**, v. 41, p. 13-20, 2000.

RUSTEN, B., HEM, L. J., ODEGAARD, H. Nitrification of municipal wastewater in moving bed Biofilm reactors. **Water Environment Research**, v. 67, p. 75-79, 1995.

RUSTEN, B., HEM, L. J., ODEGAARD, H. Nitrogen removal from dilute wastewater in cold climate using moving-bed biofilm reactors. **Water Environment Research**, v. 67, p. 65-74, 1995.

RUSTEN, B., HEM, L., ØDEGAARD, H., 1995, Nitrification of Municipal Wastewater in Moving-bed Biofilm Reactors - **Water & Environment Research**, 67, 75-86.

RUSTEN, B., KOLKINN, O., ODEGAARD, H. Moving Bed Biofilm Reactors and Chemical Precipitation for High Efficiency Treatment of Wastewater from Small Communities. **Water Science Technology**, v. 35, p. 71-79, 1997.

RUSTEN, B., SILJUDALEN, J. G., BUNGUN, S., 1995, **Moving Bed Biofilm Reactors for Nitrogen Removal: From Initial Pilot Test to Start-Up of the** RUSTEN, B., SILJUDALEN, J.G., NORDEIDET, B. Upgrading to Nitrogen Removal with the KMT Moving Bed Biofilm Process. **Water Science Technology**, v. 29, p. 185-195, 1994.

SENA, H.C. **Influência de Altas Concentrações de Sulfato no Tratamento de Esgoto pelo Processo de Lodos Ativado Convencional**. São Paulo, 2001. 229p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

SOUZA, M. E.. **Influência simultânea de elevadas concentrações de metais pesados e cianetos na digestão anaeróbica de lodos e esgotos**. Revista DAE, V. 44, n.138, p. 221-233, set. 1984.

TEIXEIRA, L.C.G.M. **Adensamento por Gravidade de Lodos Produzidos em Estações de Tratamento de Água**. Dissertação de Mestrado – Escola Politécnica – USP. São Paulo, SP. Maio, 1999.

TSUTIYA, M. T., HIRATA, A. Y. **Aproveitamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água do estado de São Paulo**. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, pg 1181-1192. João Pessoa, 2001.

VITORATTO, E. **Estudo comparativo entre o reator contínuo convencional e o reator contínuo com reciclo interno de sólidos, no tratamento de lodo adensado de esgoto pelo processo de digestão anaeróbia**. 174p. São Paulo, 1990. Dissertação (Mestrado). Faculdade de Ciências Farmacêuticas, Universidade

WESTRUM, T. **KMT Moving Bed Process for Treatment of Industrial and Municipal Wastewater**. ANOXKALDNES (internal publication), 1995.