

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA  
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"  
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS  
CÂMPUS DE JABOTICABAL

DESEMPENHO DE REATOR ANAERÓBIO DE FLUXO  
ASCENDENTE ALIMENTADO COM LODO DE ESTAÇÃO DE  
TRATAMENTO DE ÁGUA E ESGOTO SANITÁRIO.

Renata Lombardi

Orientador: Prof. Dr. Roberto Alves de Oliveira

Dissertação de Mestrado apresentada  
à Faculdade de Ciências Agrárias e  
Veterinárias – Unesp, Câmpus de Jaboticabal,  
como parte das exigências para a obtenção do  
título de Mestre em Microbiologia Agropecuária.

JABOTICABAL – SÃO PAULO – BRASIL  
Dezembro de 2009

## DADOS CURRICULARES DO AUTOR

RENATA LOMBARDI – nascida na cidade de São Paulo - SP, em 2 março de 1977. Em 2000, graduou-se em Ciências Biológicas pela Universidade UNIARA de Araraquara. Em 2001, realizou o curso de Especialização em Saúde Pública na Faculdade de Ciências Farmacêuticas da Universidade Estadual Paulista, campus de Araraquara. Neste mesmo ano, foi aprovada no concurso público do Departamento Autônomo de Água e Esgotos de Araraquara, para o cargo de Biólogo. Em 2004, realizou o curso de Especialização em Gestão de Sistemas de Saneamento Ambiental na Faculdade Logatti Araraquara, vinculado com a Universidade de São Carlos - UFSCAR. Em 2007 deu início ao curso de Pós Graduação em Microbiologia Agropecuária, em nível de mestrado, concluído em dezembro de 2009.

Aos meus pais,  
meus primeiros professores,

Ao Fabiano,  
meu querido esposo e companheiro,

Ao Vitor,  
meu amado filho.

## AGRADECIMENTOS

Ao Professor Dr. Roberto Alves de Oliveira, pela oportunidade, acolhida e orientação.

Ao Professor e amigo Dr. Wellington Cyro de Almeida Leite, pelo incentivo e confiança.

Aos Professores do curso de Pós-graduação, pelo aperfeiçoamento profissional.

Ao superintendente do DAAE de Araraquara, Eng. Guilherme de Freitas Soares, pela autorização e compreensão.

Ao meu gerente Wagner Sita, pela compreensão e disponibilidade de recursos para a montagem do experimento.

Aos meus pais, Domingos e Dalvani, pela minha vida, por toda força e apoio dado nas horas mais difíceis.

Ao meu esposo, Fabiano, pela paciência, incentivo e compreensão da minha ausência.

Aos meus irmãos Flávio e Rafael e meus familiares, pelo carinho e apoio que me proporcionaram mesmo a distância.

Aos meus funcionários e amigos do laboratório, Ilma, Márcia, Franciela e Weverton, pela colaboração, dedicação e auxílios prestados durante o desenvolvimento deste trabalho.

Aos amigos do DAAE Leandro, Damião, Mendonça, Elisandro, Enéias, Luiz Elias, Kowaski, Leandro Caraccioli, Cláudia, Angélica, Antenor, Herondi, Renata e Carlinhos, pelo incentivo, colaboração, e boa vontade na montagem da parte experimental e nas coletas de amostra.

As amigas, Simone, Michele, Cíntia e Sônia Cassoli, pela grande amizade e pelas palavras de força e carinho.

Aos amigos do Laboratório do Departamento de Engenharia Rural, Rose, Ariane, Estevão, Max, Laura e Samanta pela prontidão e colaboração nas análises realizadas e pela amizade conquistada.

Aos secretários do Depto. de Engenharia Rural, Miriam e Davi, pela convivência e atendimento prestativo.

Aos funcionários da sessão de Pós-graduação, em especial Karina e Valéria, pela compreensão e disposição.

Aos inúmeros amigos que conquistei em Jaboticabal e as pessoas que de forma indireta colaboraram com o trabalho e, me trouxeram contribuições profissionais e pessoais.

OBRIGADA !!!!

## SUMÁRIO

	Página
RESUMO.....	iii
SUMMARY.....	iv
I.INTRODUÇÃO.....	1
II.REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
2.1. Tratamento de água para abastecimento público.....	5
2.2. Lodos produzidos em ETA.....	7
2.2.1. Lodo proveniente da limpeza de decantador.....	9
2.2.2. Lodo proveniente da lavagem de filtro.....	10
2.3. Características dos lodos de ETA.....	11
2.3.1. Características físicas e químicas do lodo de ETA.....	13
2.3.2. Características biológicas do lodo de ETA.....	18
2.4. Métodos de tratamento e disposição final do lodo de ETA.....	20
2.4.1. Condicionamento e adensamento dos resíduos.....	21
2.4.2. Desidratação.....	22
2.4.3. Recirculação.....	23
2.4.4. Disposição em aterros sanitários.....	23
2.4.5. Disposição no solo.....	24
2.4.6. Fabricação de cimentos.....	25
2.4.7. Fabricação de materiais cerâmicos e tijolos.....	25
2.4.8. Compostagem.....	26
2.4.9. Lançamento de lodo de ETA em ETE.....	27
2.5. Fundamentos da digestão anaeróbia.....	28
2.5.1. Fatores que influenciam a digestão anaeróbia.....	29
2.5.2. Princípio de funcionamento do reator UASB.....	34
2.5.3. Características dos lodos provenientes de reatores UASB.....	38
2.5.4. Tratamento de lodo em reator UASB.....	40
2.6. Uso de lodo anaeróbio para a remoção de metais.....	42
2.6.1. Bioadsorção.....	43

2.6.2. Mecanismos de remoção de metais.....	44
III. MATERIAL E MÉTODOS.....	47
3.1. Localização.....	47
3.1.1. Clima.....	48
3.1.2. Descrição da ETA Fonte Araraquara.....	49
3.2. Resíduos gerados na ETA Fonte.....	52
3.3 Resíduos gerados na ETE Araraquara.....	56
3.4. Instalações experimentais.....	59
3.5. Descrição da operação.....	61
3.6. Amostragem e análises de acompanhamento.....	64
3.6.1. Amostragem.....	64
3.6.2. Análises de acompanhamento da operação.....	65
3.7. Análise estatística .....	67
IV. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	68
4.1. Demanda química de oxigênio (DQO).....	68
4.2. Sólidos totais (ST), fixos (SF) e voláteis (SV) e sólidos suspensos totais (SST), fixos (SSF) e voláteis (SSV).....	74
4.3. Temperatura, pH, alcalinidades e ácidos voláteis totais (AVT).....	87
4.4. Nitrogênio Kjeldahl (NK), nitrogênio amoniacal (N-am) e nitrogênio orgânico (N-org).....	90
4.5. Fósforo total (P-total), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e sódio (Na).....	92
4.6. Cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn) e cobalto (Co).....	104
4.7. Níquel (Ni), cádmio (Cd), chumbo (Pb) e cromo (Cr).....	117
4.8. Coliformes totais (CT) e Escherichia coli (E. coli).....	121
4.9. Perfil de sólidos, de coliformes e de elementos químicos na manta de lodo dos reatores UASB.....	124
V. CONCLUSÕES.....	153
VI. REFERÊNCIAS.....	155

## DESEMPENHO DE REATOR ANAERÓBIO DE FLUXO ASCENDENTE ALIMENTADO COM LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA E ESGOTO SANITÁRIO

RESUMO – Nas estações de tratamento de água (ETA), as impurezas retiradas da água juntamente com os produtos hidrolisados dos coagulantes dão origem aos resíduos dos decantadores e das águas de lavagem dos filtros, denominados lodo de ETA. Neste experimento, foi avaliado a disposição de lodo de ETA em reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), com volume de 18 L e 38 L, visando o tratamento para destinação adequada do efluente e do lodo excedente dos reatores. Tal experimento foi dividido em quatro ensaios, com tempo de detenção hidráulica de 24 h nos reatores UASB, previamente inoculados com lodo granulado e floculento. Foram observadas condições em que foram aplicadas ao reator UASB, lodo de ETA, com  $DQO_{total}$  de 161 mg/L e ST de 1.948 mg/L, e misturas de lodo de ETA com esgoto sanitário nas seguintes proporções, em volume, de 1:1 (lodo de ETA : esgoto sanitário) com  $DQO_{total}$  de 458 mg/L e ST de 3.039 mg/L; 1:3, com  $DQO_{total}$  de 519 mg/L e ST de 1.562 mg/L e 1:7, com  $DQO_{total}$  de 1.174 mg/L e ST de 3.502 mg/L. Os valores médios de eficiência de remoção da  $DQO_{total}$  foram de 75 a 83% e de ST de 73 a 87%. A maior remoção de P foi de 90% e de N de 41%. As eficiências de remoção de Ca, Co, Fe, Mn, Ni, Cu, Pb, Cr e Zn foram superiores a 70%, confirmando a alta capacidade de bioadsorção de metais do lodo anaeróbio. As concentrações de N-am, Fe, Mn, Ni, Cd, Pb, Cu, Cr e Zn atenderam aos padrões de lançamento de efluentes da legislação federal. Ocorreram remoções de E. coli acima de 90%, resultando contagens do efluente de  $1,5 \times 10^4$  UFC/100 mL, apresentando qualidade microbiológica correspondente à água doce de classe 1, conforme os padrões estabelecidos na Resolução CONAMA 357/2005. O lodo do reator UASB apresentou valores de relação SV/ST e E. coli que permitiram o seu uso na agricultura.

Palavras-Chave: cloreto férrico, Escherichia coli, lodo anaeróbio, lodo de ETA, remoção de metais



## ANAEROBIC REACTOR UPFLOW BEHAVIOR FED WITH SLUDGE FROM WATER TREATMENT PLANTS AND WASTEWATER

SUMMARY – In water treatment plants (WTP), impurities removed from water mixed with coagulative hydrolytic product create waste of decanters and launderings water filters residues called WTP sludge. In this experiment the WTP sludge disposal in an Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor (UASB) were evaluated, with a volume of 18 L and 38 L, aiming treatment for appropriate disposal of effluent and excess sludge reactors. Such experiment was divided into four assays, with hydraulic detention time of 24 h in UASB reactors by being inoculated previously with flocculent and granular sludge. It was observed conditions in which it was added to the UASB reactor WTP sludge with COD<sub>total</sub> of 161 mg/L and TS of 1,948 mg/L, and mixtures of WTP sludge and wastewater in the following amounts, in volume, 1:1 (WTP sludge : wastewater) with COD<sub>total</sub> of 458 mg/L and TS of 3,039 mg/L; 1:3 with COD<sub>total</sub> of 519 mg/L and TS of 3,382 mg/L and 1:7 with COD<sub>total</sub> of 1,174 mg/L and TS 3,501 mg/L. The average values of removal efficiency of COD<sub>total</sub> were 75 the 83% and TS 73 the 87%. The highest P removal was 90% and the highest one of N was 41%. Removal efficiencies of Ca, Co, Fe, Mn, Ni, Cu, Pb, Cr and Zn were higher than 70% which confirmed the high capacity of biosorption and bioaccumulation of metals from anaerobic sludge. Concentrations of N-am, Fe, Mn, Ni, Cd, Pb, Cu, Cr and Zn fit the quality standards of effluent discharge required by federal legislation. There were removals of E. coli higher than 90% which resulted in counts for effluent of 1.5x10<sup>3</sup> CFU/100 mL and it showed microbiological quality corresponding to freshwater class 1, according to the standards established in CONAMA Resolution 357/2005. Sludge from the reactor showed ratios of VS /TS and E. coli which allows agricultural use.

Keywords: ferric chloride, Escherichia coli, anaerobic sludge, WTP sludge, metal removal

## I. INTRODUÇÃO

A crescente poluição dos ambientes aquáticos, causada pelos despejos domésticos, agrícolas e industriais dos centros urbanos, produz alterações artificiais na qualidade da água de rios, lagos e reservatórios. Ao mesmo tempo o aumento pela demanda por fontes de água doce torna seu reúso e sua preservação um tema de grande importância para a sociedade.

Segundo a Organização Nações Unidas – ONU (ONU, 2008), 1,5 bilhões de pessoas não têm acesso à água potável e 2,5 bilhões não dispõem de sistemas de esgotamento sanitário adequado. Para mitigar este problema existem as Estações de Tratamento de Água (ETA), as quais têm como objetivo primordial transformar a água bruta, normalmente inadequada para o consumo humano, em água potável, proporcionando condições de saúde e higiene à população.

A partir da década de 50, no Brasil, houve a implantação de políticas governamentais no setor de saneamento básico, para propiciar a infra-estrutura necessária para a melhoria de vida da população, com sistemas de tratamento de água e esgotos. No entanto, as estações de tratamento também são consideradas fontes pontuais de poluição, por gerarem resíduos sólidos como subproduto.

Dentre os municípios avaliados no último censo, com mais de 300.000 habitantes; 85,7% possuem estações de tratamento de água e deste subtotal, aproximadamente, 50% possuem sistemas de tratamento de água do tipo convencional, gerando resíduos insolúveis que são destinados em sua maioria, diretamente ao ambiente (REIS et al., 2007).

As estações de tratamento de água (ETA) captam água dos rios, realizam o tratamento e a distribuem sob a forma de água potável de acordo com a Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde. As operações e processos utilizados nestas estações consistem, em geral, de oxidação, coagulação, floculação, decantação, filtração, desinfecção e fluoretação. As impurezas retiradas da água juntamente com os produtos hidrolisados dos coagulantes, constituem os resíduos dos decantadores e das águas de

lavagem dos filtros, os quais são denominados lodo de ETA (HOPPEN et al., 2006; PAIXÃO et al., 2008).

As características do lodo de ETA dependem das condições da água bruta retirada do manancial, das doses dos coagulantes e da forma de limpeza dos filtros e decantadores. O volume produzido é diretamente proporcional à dose de coagulante e varia entre 0,2 e 5% do volume de água tratada na ETA (HOPPEN et al., 2006).

A maior parcela do lodo de ETA é de natureza inorgânica, formada por areia, argila e silte. A fração orgânica é constituída de organismos planctônicos, bactérias, protozoários e vírus, e de uma pequena porção biodegradável, que pode ser prontamente oxidável (RICHTER, 2001; SCALIZE, 2003; HOPPEN et al., 2006).

Em países desenvolvidos, como os Estados Unidos, os resíduos gerados pelas ETA começaram a receber atenção na década de 30, e os primeiros resultados efetivos apareceram no final da década de 40, enquanto no Brasil, somente em meados dos anos 70 é que as primeiras preocupações com o tema tiveram início. De acordo com MEGDA et al. (2005), estima-se que cerca de 2.000 toneladas de sólidos são lançados, diariamente, em coleções de águas brasileiras sem nenhum tratamento.

É evidente a escassez de mananciais de captação em certas regiões do Brasil em virtude da crescente demanda para consumo humano e ao alto grau de poluição e contaminação, tornando cada vez mais importante o estudo de técnicas de tratamento e/ou recuperação para reaproveitamento de parcelas de resíduos frequentemente lançados em cursos de água.

O descarte do lodo de ETA pode alterar consideravelmente as características da água do corpo receptor, provocando o assoreamento e mudança na cor, turbidez e composição química, além da possibilidade de contaminação do lençol freático (REIS et al., 2007).

Alternativas para o destino final do lodo de ETA têm sido estudadas, como a disposição em aterros sanitários, aplicação controlada em certos tipos de solo, em matriz de concreto, na fabricação de materiais cerâmicos e em estações de tratamento de esgotos.

Diversos tipos de resíduos, sejam urbanos, rurais ou industriais, podem ser submetidos à digestão anaeróbia. Tal processo possui as seguintes finalidades: remoção de matéria orgânica, de metais e de microrganismos, produção de biogás para aproveitamento energético e produção de lodo para o uso na agricultura (ROSARIO, 2007).

Os principais tipos de efluentes que podem ser tratados pela via anaeróbia, segundo CHERNICHARO (2007), são os industriais do setor alimentícios e de bebidas e os agropecuários. Para o tratamento de esgotos sanitários e de lodos tem-se verificando enorme crescimento na utilização da tecnologia anaeróbia.

Foi a partir da década de 70, que várias configurações de reatores anaeróbios de alta taxa foram desenvolvidas, especialmente para o tratamento de águas residuárias industriais e posteriormente para esgoto sanitário (CAMPOS, 1999). Estes sistemas de alta taxa se caracterizam, basicamente, pela capacidade de reter grandes quantidades de biomassa, de elevada atividade, mesmo com a aplicação de baixos tempos de detenção e de elevadas cargas hidráulicas, resultando em reatores mais compactos, com volumes inferiores aos digestores anaeróbios convencionais, mantendo, no entanto, o elevado grau de estabilização do lodo (CHERNICHARO, 2007).

O reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) foi desenvolvido por LETTINGA et al. (1980), com retenção interna de lodo, com a incorporação de um separador diferente para os sólidos suspensos e para o gás. Vem sendo utilizado para o tratamento de esgotos domésticos e industriais, assim como no tratamento de lodo, atuando como decantador primário, reator biológico, sedimentador e digestor de lodo. Oferece muitas vantagens, que até então não se tinha, como baixo custo de implantação e operação, baixo consumo de energia, maior estabilidade do processo, além de baixa produção de lodo (CHERNICHARO, 2007).

De acordo com ROSARIO (2007), a disposição do lodo de ETA em concentrações de 50 e 75 mg/L de SST em reator UASB, tratando esgoto doméstico, foi uma alternativa viável do ponto de vista técnico e econômico, pois não houve interferência prejudicial no desempenho do reator, mantendo boa eficiência de remoção de matéria orgânica.

O lodo anaeróbio, granulado e/ou floculento, de reatores UASB e outros reatores anaeróbios, onde ocorre à aglomeração da biomassa microbiana, tem sido pesquisado para a remoção de metais pesados em virtude da sua alta capacidade de bioadsorção e bioacumulação, principalmente na presença de Ca e com pH acima de 5,5 (HAWARY & MULLIGAN, 2006a e b, 2007). Segundo OYAMADA et al. (2005), a bioadsorção é um processo de adsorção de íons metálicos em altas quantidades com o uso de biomaterias como, por exemplo, biomassa viável.

Deste modo, com a presente pesquisa, pretendeu-se avaliar o tratamento de lodo de ETA em um reator UASB inoculado com lodo anaeróbio para a disposição adequada do efluente e do lodo resultante, visando a remoção de matéria orgânica, sólidos, coliformes, além de macro e micronutrientes e de alguns metais pesados.

Também, com a mistura do lodo de ETA com esgoto sanitário doméstico, pretende-se avaliar o desempenho do reator UASB inoculado com lodo anaeróbio, verificando a possibilidade do tratamento conjunto.

Com o monitoramento da qualidade do efluente e das características do lodo, pretende-se avaliar a capacidade de retenção de sólidos, macro e micronutrientes, e de metais pesados na manta de lodo do reator UASB, tendo em vista o processo de bioadsorção e bioacumulação.

## II. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1. Tratamento de água para abastecimento público

As Estações de Tratamento de Água (ETA) tem a finalidade de fornecer água em condições que obedeçam aos parâmetros definidos na Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde, na qual estão estabelecidos os padrões de potabilidade para consumo humano.

Um dos aspectos mais importantes no desempenho de uma ETA são as características do manancial a ser captado. Isto interfere no tipo de tecnologia a ser utilizada para o tratamento da água, nas dosagens dos produtos químicos utilizados, os quais dão origem à resíduos com diferentes composições.

De acordo com DI BERNARDO (2005), do ponto de vista tecnológico, água de qualquer qualidade, pode ser, teoricamente, transformada em água potável, porém, os custos envolvidos e a confiabilidade na operação e manutenção podem inviabilizar totalmente o uso de determinado curso de água como fonte de abastecimento.

As tecnologias de tratamento de água podem ser resumidas em dois grupos, com e sem coagulação química, e dependendo da qualidade da água bruta, ambas podem ou não ser precedidas de pré-tratamento.

Segundo JANUÁRIO (2005), existe diversos processos de tratamento de água, como por exemplo, os tratamentos sem coagulação utilizando-se a filtração lenta; os tratamentos com coagulação química como a filtração direta ou tratamento de ciclo completo; arejamento; abrandamento por troca iônica ou por dosagem de cal e os tratamentos por separação com membranas como a microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa, cada um gerando resíduos com características distintas.

A maioria das ETA no Brasil que tratam água de captação superficial, utilizam o tratamento convencional ou ciclo completo, que consiste das seguintes etapas (DI BERNARDO, 2005) :

- oxidação: este processo funciona como um pré-tratamento podendo ser ou não utilizado, e consiste na adição de cloro na água bruta para oxidar os metais dissolvidos presentes na água captada, principalmente o ferro e o manganês.
- coagulação: processo que consiste na formação de flocos, através da reação do coagulante, promovendo um estado de equilíbrio eletrostaticamente instável das partículas, no meio da massa líquida. Os coagulantes mais utilizados são os sais de alumínio ou ferro, como sulfato de alumínio, cloreto férrico, sulfato férrico, sulfato ferroso e policloreto de alumínio. Também são utilizados produtos auxiliares conhecidos como polieletrólitos catiônicos, aniônicos ou não aniônicos. A coagulação depende de fatores como temperatura, pH, alcalinidade, cor, turbidez, sólidos totais dissolvidos, força iônica, tamanho das partículas, entre outros. Neste processo são formados os precipitados do metal do coagulante, nos quais são aprisionadas as impurezas.
- floculação: ocorre imediatamente após a coagulação, e consiste no agrupamento das partículas eletricamente desestabilizadas, de modo a formar os flocos, suscetíveis de serem removidos por decantação e filtração. A floculação é favorecida em condições de agitação moderada, aumentando o contato entre as partículas e formando os flocos.
- decantação: consiste na separação das partículas suspensas mais pesadas formadas durante a floculação no meio líquido, as quais pela ação da gravidade apresentam um movimento descendente, depositando-se no fundo dos decantadores formando o lodo que precisa ser removido periodicamente, seja pelo método manual ou mecânico.
- filtração: consiste na remoção das partículas suspensas e coloidais e dos microrganismos presentes na água através de um meio filtrante. É considerado como um processo final de remoção de impurezas na ETA. Portanto, é um dos responsáveis pelo cumprimento dos padrões de potabilidade da água. Na filtração as impurezas são retiradas no meio

filtrante. É necessária à lavagem dos filtros após um período de tempo, geralmente, feita por meio da introdução de ar e água com alta velocidade no sentido ascendente. A água utilizada na lavagem e os resíduos removidos são descartados em cursos de água, mas também podem ser retornados ao início do processo de tratamento.

- desinfecção: tem como objetivo a eliminação de organismos patogênicos presentes na água capazes de causar doenças, mediante a destruição da estrutura celular, interferência no metabolismo com inativação de enzimas e interferência na bio-síntese e no crescimento celular. Os agentes desinfetantes podem ser físicos como a aplicação de calor, irradiação, luz ultravioleta, e químicos como os oxidantes de cloro, bromo, iodo, ozônio, peróxido de hidrogênio e os íons metálicos prata e cobre.

Para completar o tratamento convencional, podem ser adicionados outros produtos químicos à água, como cal para ajuste final de pH e para ajudar na coagulação, e flúor, em teores recomendados pela Organização Mundial da Saúde e Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde, para a proteção dos dentes contra as cáries (JANUÁRIO, 2005).

## 2.2. Lodos produzidos em ETA

Os resíduos produzidos em ETA provêm, essencialmente, da limpeza dos decantadores e da lavagem dos filtros. Volumes não significativos de resíduos são provenientes dos flocladores, tanques de preparo de soluções, como o de cal, e tanques de armazenamento de produtos químicos como o cloreto férrico, sulfato de alumínio, cloro e flúor.

A quantidade e qualidade desses resíduos são distintas e dependem de fatores como as características da água bruta a ser tratada (cor, turbidez, sólidos em suspensão), a dosagem dos produtos químicos utilizados, a frequência de remoção de lodo dos decantadores e a lavagem dos filtros (HOPPEN et al., 2006; ROSÁRIO, 2007).



Além disso, deve-se considerar que num mesmo manancial podem ocorrer variações na qualidade de sua água provocando alterações nas quantidades e nas características do lodo.

Segundo HOPPEN et al. (2005), o lodo representa, em volume, entre 0,3 a 1% da água tratada. A quantidade de lodo dos decantadores representa cerca de 60 a 95% da quantidade total de resíduos produzidos na ETA, e o restante é oriundo do processo de filtração.

Na Tabela 2.1 são apresentados alguns valores típicos de produção total de resíduos em função da qualidade da água do manancial captado.

Tabela 2.1. Produção de resíduos na ETA de acordo com a procedência da água bruta.

TIPO DO MANANCIAL	FAIXA DE PRODUÇÃO DE RESÍDUOS (g de sólidos secos/m <sup>3</sup> de água tratada)
Água de reservatórios de boa qualidade	12 – 18
Água de reservatórios de qualidade média	18 – 30
Água de mananciais com qualidade média	24 – 36
Água de reservatórios de qualidade ruim	30 – 42
Água de mananciais com qualidade ruim	42 - 54

Fonte: Doe (1990).

Os resíduos de ETA têm alto potencial de poluição e contaminação em virtude da presença de impurezas removidas da água bruta e dos compostos químicos resultantes da adição de coagulantes durante o tratamento.

O lançamento desses resíduos em cursos de água pode causar toxicidade aos organismos aquáticos e afetar larvas e ovos de peixes, em virtude da presença de metais provenientes da água bruta e dos coagulantes utilizados (HOPPEN et al., 2006; SOTERO-SANTOS et al., 2007;). Além de intensificar a degradação da qualidade das águas e dos sedimentos, como assoreamento e alterações de cor, da composição química e biológica do corpo receptor.

### 2.2.1. Lodo proveniente da limpeza de decantador

Os lodos são produzidos pelos processos de coagulação e floculação e são removidos, na sua maior parte, no decantador. Segundo ROSÁRIO (2007), a operação de remoção do lodo pode ser feita periodicamente ou de forma contínua, os quais são lançados, na maioria das cidades, nos cursos de água. Em decantadores sem remoção contínua, a limpeza é feita em intervalos que variam de dias a meses, usualmente de 20 dias a 2 ou 3 meses, dependendo das características da água bruta. Sendo a remoção por batelada, dificulta o manejo dos resíduos e produz lodo mais concentrados do que o de decantadores de alta taxa ou convencionais com dispositivos de extração contínua.

A remoção dos sólidos acumulados no decantador convencional pode ser efetuada manual ou mecanicamente sem que seja necessária a interrupção de seu funcionamento. A maioria das ETA no Brasil não possuem sistemas de remoção contínua de lodo por via mecanizada ou hidráulica e, em geral, a limpeza é feita manualmente. Na remoção manual de lodo, as concentrações de sólidos totais (ST) são de 4 a 13% e o volume representa cerca de 0,06 a 0,25% do volume de água tratada. Para ETA que utiliza limpeza mecanizada dos decantadores, são produzidos resíduos com 0,1 a 1% de sólidos totais (ST) (SCALIZE, 2003; ROSÁRIO, 2007).

Na ETA que utiliza sais metálicos (sais de alumínio e ferro) como coagulantes primários, os lodos dos decantadores contém, essencialmente, as substâncias em suspensão da água bruta, como siltes, argilas e compostos orgânicos. CORDEIRO (1993) encontrou valores de 30,175 g/L para sólidos totais (ST) e 27,891 g/L para sólidos suspensos totais (SST) no lodo dos decantadores da ETA da cidade de São Carlos – SP, na qual era utilizado sulfato de alumínio como coagulante. CARVALHO & DI BERNARDO (1998) constaram que, numa ETA com decantadores convencionais, na qual eram realizadas descargas de fundo diárias e utilizava-se cloreto férrico como coagulante primário, o lodo apresentou concentrações de sólidos totais (ST) de 0,70 g/L a 4,75 g/L e de sólidos suspensos totais (SST) de 0,41 g/L a 4,50 g/L.

## 2.2.2. Lodo proveniente da lavagem de filtro

A água utilizada na lavagem dos filtros geralmente é descartada nos cursos de água, na rede coletora de esgotos e em algumas cidades recirculada para o início da ETA.

O método, a duração e a periodicidade das lavagens, dentre outros fatores, determinam a qualidade e a quantidade do lodo gerado. É composto principalmente por partículas argilosas muito finas, que não sedimentam nos decantadores. Esse lodo caracteriza-se por conter baixo teor de sólidos totais (ST), os quais variam de 0,01 a 0,1%, dependendo da eficiência dos filtros (ROSÁRIO, 2007).

Segundo SCALIZE (2003), os filtros são lavados periodicamente com intervalo de 18 a 24 h e duração de 5 a 20 minutos. O final da lavagem é determinado pela observação da clarificação da água presente sobre o leito filtrante.

Os principais métodos de lavagem de filtros citados por DI BERNARDO (2005) são:

- lavagem somente com água, no sentido ascensional;
- lavagem auxiliar superficial com tubulação fixa ou com torniquetes hidráulicos e lavagem simultânea (ou não) com água no sentido ascensional;
- lavagem auxiliar sub-superficial com tubulação fixa e lavagem simultânea (ou não) com água no sentido ascensional;
- insuflação de ar, seguida da lavagem com água no sentido ascensional;
- insuflação de ar e introdução simultânea de água no sentido ascensional.

O método de lavagem está relacionado com o volume e a concentração de sólidos do lodo produzido. O método de insuflação de ar e introdução simultânea de água gera menor volume de resíduo com maior concentração de sólidos.

SCALIZE (2003) relatou que durante a lavagem de filtros rápidos, em uma ETA que utilizava sulfato de alumínio como coagulante primário, o lodo atingiu turbidez e sólidos suspensos totais (SST) da ordem de 100 UT e 200 mg/L, respectivamente. Já

numa ETA que utilizava cloreto férrico, a água de lavagem dos filtros atingiu picos de turbidez de 500 a 700 UT e de sólidos suspensos totais (SST) de 800 a 1400 mg/L.

### 2.3. Características dos lodos de ETA

A caracterização dos resíduos de ETA, antes e após tratamento, é de extrema importância para que se avalie o impacto no ambiente, bem como os métodos de tratamento e disposição final. Estes resíduos são classificados como classe II – não inerte, segundo a NBR 10.004 (ABNT, 2004).

Os resíduos de ETA são, predominantemente, inorgânicos. Em geral, a maior parcela é formada por areias, argilas e siltes, e há uma pequena parte orgânica constituída de substâncias húmicas que conferem cor a água, organismos planctônicos, bactérias, protozoários, vírus e os metais.

O lodo de ETA é uma substância não-newtoniana, extremamente gelatinosa e tão compressível que resiste à passagem de água através dele, devido à estrutura de formação dos flocos durante o processo de coagulação-floculação (ANDREOLI, 2001).

As características obtidas em um determinado resíduo não podem ser utilizadas para caracterizar outro, pois existem vários fatores que interferem na sua disposição, podendo ser totalmente diferentes. Estes fatores estão descritos a seguir (SCALIZE, 2003; DI BERNARDO, 2005):

#### a) Características da água bruta

Os mananciais superficiais apresentam características próprias, e a qualidade da água bruta varia entre eles, até em um mesmo manancial durante as diferentes épocas do ano, de forma significativa. Os mananciais podem ainda receber contaminantes vindos da agricultura, como os agrotóxicos, de esgotos sanitários, resíduos de outra ETA, resíduos industriais, entre outros, dependendo da região. Então, a presença de material orgânico e inorgânico, em maior ou menor quantidade, encontrado no lodo de ETA depende das características da água bruta.

b) Produtos químicos utilizados no tratamento

Dependendo do tipo e da quantidade de produtos químicos utilizados no tratamento os resíduos terão características distintas. São vários os produtos utilizados, podendo ser citados coagulantes a base de sais de ferro e alumínio, além de auxiliares no tratamento, tais como polímeros, carvão ativado e aqueles utilizados para ajuste de pH como, por exemplo, solução de cal. A realização de uma pré-cloração também altera as características dos resíduos.

c) Tecnologia de tratamento e mecanismos de coagulação

A tecnologia de tratamento empregada produz resíduos com características diferentes. O sistema de filtração direta requer menor quantidade de coagulantes, pois a coagulação é realizada no mecanismo de adsorção-neutralização de cargas, não havendo necessidade de produção de flocos para posterior sedimentação. No caso de filtração direta tem-se a retenção de partículas primárias ou de pequenos flocos destas, e na filtração de água decantada tem-se a retenção, principalmente, de fragmentos de flocos. O tipo de decantador e o sistema de remoção de lodo alteram significativamente as características dos resíduos. Em decantadores convencionais o lodo permanece mais tempo, 30 a 60 dias, alterando a qualidade do mesmo. O armazenamento prolongado pode resultar no aumento de sua resistência à desidratação.

d) Contaminantes contidos nos produtos químicos utilizados no tratamento

Diversos são os contaminantes que podem existir nos produtos químicos utilizados no tratamento de água, como por exemplo, a presença de metais pesados no coagulante e na cal, influenciando as características dos resíduos.

O sulfato de alumínio contém 3 a 6% de ácido sulfúrico não reagido, bem como metais oriundos da matéria prima utilizada, que é a bauxita. Este minério contém em sua constituição chumbo, cromo, cádmio, mercúrio entre outros metais.

CARVALHO & DI BERNARDO (1998), também citaram que os produtos químicos utilizados na ETA, geralmente contem quantidades significativas de metais e são responsáveis por 20 a 92% dos sólidos contidos nos lodos, podendo exercer grande influência nas suas características, bem como na qualidade da água tratada.

Para a caracterização dos resíduos torna-se necessário a determinação de atributos físico-químicos e biológicos, tais como sólidos, pH, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), metais, fósforo total, nitrogênio total Kjeldahl, coliformes totais e *Escherichia coli*, entre outros. Devem ser realizados ensaios para determinação de atributos menos rotineiros como contagem de ovos de helmintos, microscopia óptica, difração de raios-x, microscopia de varredura, viscosidade, densidade, sedimentabilidade e resistência específica.

### 2.3.1. Características físicas e químicas do lodo de ETA

Os atributos que englobam a caracterização física do lodo de ETA, normalmente, são concentrações de sólidos; turbidez; cor; resistência específica; sedimentabilidade; tamanho e distribuição de partículas; densidade e viscosidade.

A concentração de sólidos totais (ST) do lodo de ETA varia de 1.000 a 40.000 mg/L, e 75 a 90% são sólidos suspensos totais (SST) dos quais 20 a 35% são sólidos suspensos voláteis (SSV), portanto, uma pequena porção biodegradável que pode ser prontamente oxidável (PORTELLA et al., 2003; HOPPEN et al., 2006).

O pH varia de 5 a 7, sendo insolúvel na faixa natural de pH da água. O valor de DBO, geralmente, é de 30 a 100 mg/L e o valor de DQO de 500 a 10.000 mg/L (ANDREOLI, 2001)

Alguns valores de sólidos e turbidez obtidos em resíduos da descarga de decantadores em ETA distintas que utilizava o sulfato de alumínio e o cloreto férrico, encontram-se na Tabela 2.2. Na Tabela 2.3 estão os valores obtidos em resíduos da lavagem de filtros.

Tabela 2.2. Concentrações de sólidos totais e voláteis (ST e SV), sólidos suspensos totais e voláteis (SST e SSV), sólidos sedimentáveis e turbidez nos resíduos provenientes da descarga de decantadores de ETA.

Coagulante Primário	ST (mg/L)	SV (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	Sólidos Sed. (ml/L)	Turbidez (UT)
Cloreto férrico	22.928	3.016	20.813	2.066	870	-
Cloreto férrico	1.700 a 4.750	300 a 793	1.500 a 4.500	-	550 a 800	676 a 3.077
Sulfato de alumínio	6.112	1.162	5.590	940	-	-
Sulfato de alumínio	6.281	102	5.788	103	186	-
Sulfato de alumínio	14.900 a 60.794	-	18.530 a 46.100	-	-	-
Sulfato de alumínio	30.275	7.951	27.891	-	710	3.800
Sulfato de alumínio	-	-	-	-	-	4.800
Sulfato de alumínio	6.300	441	-	-	-	-
Sulfato de alumínio	21.933	3.290	-	-	-	-

Fonte: Scalize (2003).

Tabela 2.3. Concentrações de sólidos totais e voláteis (ST e SV), sólidos suspensos totais e voláteis (SST e SSV), sólidos sedimentáveis e turbidez nos resíduos provenientes das lavagens de filtros da ETA.

Coagulante Primário	ST (mg/L)	SV (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	Sólidos Sed. (ml/L)	Turbidez (UT)
Sulfato de alumínio	-	-	100	33	-	90
Sulfato de alumínio	130	-	95	-	8	76
Cloreto férrico	507	75	491	-	70	288
Cloreto férrico	367 a 710	210 a 360	210 a 395	37 a 85	15 a 90	120 a 240
Sulfato de alumínio	88 a 110	18 a 52	56 a 79	13 a 22	2,4 a 5,0	58 a 60
Sulfato de alumínio	438 a 668	-	288 a 532	-	-	-
Sulfato de alumínio	-	-	-	-	-	615
Sulfato de alumínio	-	-	-	-	-	30

Fonte: Scalize (2003).

Outras características físicas estão relacionadas à forma, tamanho e distribuição de partículas, e são fundamentais para os estudos de redução do volume através da remoção de água e para verificar a influência que tais parâmetros podem fornecer na definição dos equipamentos e sistemas a serem utilizados no tratamento do lodo de ETA (ROSÁRIO, 2007).

Os resíduos de ETA são compostos por partículas de diferentes tamanhos, sendo determinado pela natureza das partículas presentes na água bruta, da eficiência da coagulação, floculação e sedimentação, além do mecanismo utilizado para remoção de resíduos (SCALIZE 2003).

A determinação do tamanho e da distribuição de partículas pode ser realizada por meio de observações em microscópio e de fracionamento (SCALIZE, 2003). O método de fracionamento de Karr, no qual são utilizados vários meios filtrantes, permite determinar sólidos filtrados e retidos, possibilitando uma determinação aproximada da distribuição de partículas. Segundo CORDEIRO (1993), existiam equipamentos mais sofisticados disponíveis, como o Sedigraph 5000 D, que permitia uma melhor determinação do tamanho e distribuição destas partículas, com resultados mais precisos.

CORDEIRO (1993) estudando o resíduo líquido proveniente da limpeza do decantador de uma ETA que utilizava sulfato de alumínio como coagulante primário, determinou o tamanho e a distribuição das partículas utilizando Sedigraph e verificou que mais de 60% era menor que 20  $\mu\text{m}$ . SCALIZE & DI BERNARDO (2000), determinaram o tamanho e distribuição das partículas através de Sedigraph, de material sedimentado resultante de ensaios de clarificação, com utilização de polímero, da água de lavagem de filtros, de uma ETA que utilizava sulfato de alumínio como coagulante primário, encontrando partículas com tamanhos entre 0,3 e 15  $\mu\text{m}$ .

As características químicas como concentração de metais pesados, nitrogênio e fósforo, pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), são parâmetros que afetam as opções de disposição final e reúso mais do que os processos de manuseio, adensamento e desidratação do lodo de ETA.



São considerados metais pesados, aqueles que apresentam densidade superior a  $5 \text{ g/cm}^3$ . A determinação de metais é de grande importância para os estudos dos impactos da disposição dos resíduos de ETA e ETE em aterros sanitários ou na agricultura. Segundo FERREIRA et al. (1999), os metais presentes no lodo de ETE podem ter origem de despejos domésticos, águas pluviais e efluentes industriais, e causam efeitos inibitórios nos processos biológicos e na deterioração da qualidade do efluente final da ETE. De acordo com HOPPEN et al. (2005), os resíduos sólidos das ETA são compostos basicamente de contaminantes químicos, os quais afetam, significativamente, a qualidade do lodo final.

Alguns metais como cobre, zinco, níquel, chumbo, cádmio, cromo e manganês presentes na água bruta, além de alumínio e ferro provenientes dos coagulantes primários utilizados no processo de tratamento possuem ações tóxicas, podendo provocar efeitos negativos no tratamento e principalmente na disposição final destes resíduos em cursos de água, causando toxicidade na biota aquática (SOTERO-SANTOS et al., 2007; PORTELLA et al., 2003).

Em virtude da variabilidade das características dos lodos de ETA convencionais, CORDEIRO (1993), destacou a necessidade de equacionar de forma individualizada o problema do lodo de ETA.

Na Tabela 2.4 estão apresentados os valores do pH, DBO, DQO, ST, SV e SST de lodo de ETA obtidos por vários autores e compilados por CORDEIRO (1993) e ROSÁRIO (2007).

Tabela 2.4. Características de lodos gerados em ETA.

DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	pH	ST (mg/L)	SV (% ST)	SST (% ST)	Referências bibliográficas
30 a 150	500 a 15.000	6,0 a 7,6	1.100 a 16.000	20 a 30	-	Neubauer (1968)
100 a 232	669 a 1.100	7,0	4.300 a 14.000	25	80	Sutherland (1969)
380	1.162 a 15.800	6,5 a 6,7	4.380 a 28.580	20	75	Bugg (1970)
30 a 100	500 a 10.000	5,0 a 7,0	3.000 a 15.000	20	-	Albrecht (1972)
40 a 150	340 a 5.000	7,0	-	30	-	Culp (1974)
100	2.300	-	10.000	30	-	Nilsen (1974)
30 a 300	30 a 5.000	-	-	-	-	Singer (1974)
320	5.150	6,5	81.575	20,7	-	Cordeiro (1981)
449	3.487	6,0 a 7,4	21.933	15	-	CETESB (1990)
173	1.776	6,7 a 7,1	6.300	73	-	CETESB (1990)

Fonte: Cordeiro (1993); Rosário (2007).

PORTELLA et al. (2003) citou que os valores obtidos nas amostras pontuais do lodo de três ETA dos municípios de São Carlos, Araraquara e Rio Claro no Estado de São Paulo apresentaram diferenças acentuadas nos resultados, em virtude das diferentes operações de limpeza dos decantadores. Na ETA Araraquara o lodo era removido com frequência diária e nas demais ocorria o acúmulo em tanques. Os parâmetros analisados e os valores observados estão na Tabela 2.5.

Nos períodos chuvosos os valores podem aumentar, principalmente, do pH, turbidez, sólidos, DQO, nitrogênio e fósforo em virtude do carreamento de contaminantes para os mananciais com o escoamento superficial, e no caso dos metais, principalmente o alumínio e ferro, pelo aumento da dosagem de coagulantes primários.

Tabela 2.5. Características físicas e químicas do lodo das ETA dos municípios de São Carlos, Araraquara e Rio Claro, no Estado de São Paulo.

Atributos	ETA São Carlos	ETA Araraquara	ETA Rio Claro
Conc. sólidos totais (%)	4,68	0,14	5,49
pH	7,2	8,93	7,35
Cor (U.C.)	4.300.000	10.650	250.000
Turbidez (U.T.)	800.000	924	36.000
DQO (mg/L)	4.800	140	5.450
Sólidos Totais (mg/L)	58.630	1.620	57.400
Sólidos Suspensos (mg/L)	23.520	775	15.330
Sólidos Dissolvidos (mg/L)	32.110	845	42.070
Alumínio (mg/L)	11.100 (18,93% dos ST)	2,16	30,00
Zinco (mg/L)	4,25	0,10	48,53
Chumbo (mg/L)	1,60	ND	1,06
Cádmio (mg/L)	0,02	ND	0,27
Níquel (mg/L)	1,80	ND	1,16
Ferro (mg/L)	5.000 (8,53% dos ST)	214,00	4.200
Manganês (mg/L)	60,00	3,33	30,00
Cobre (mg/L)	2,06	1,70	0,09
Cromo (mg/L)	1,58	0,19	0,86

Fonte: Portella et al. (2003). ND – Não Detectado.

### 2.3.2. Características biológicas do lodo de ETA

As águas captadas de mananciais para o abastecimento público apresentam o risco de serem poluídas por águas residuárias provenientes de esgotos sanitários e por carreamento de excretas de origem animal. Desta forma, podem conter organismos patogênicos, tornando-se um veículo de transmissão de doenças, colocando em risco a saúde e o bem estar da população abastecida. Por isso, há necessidade de exames bacteriológicos rotineiros para estimar o grau de contaminação do manancial utilizado (SCALIZE, 2003).

Após o tratamento convencional realizado na ETA, parte dos microrganismos tende a ficar retidos nos decantadores e filtros juntamente com o lodo e são lançados, na maioria das cidades, nos cursos de água.

Como parte dos parâmetros utilizados na caracterização dos lodos de ETA, pode-se empregar a pesquisa de coliformes e a parasitológica com a finalidade de analisar possíveis riscos de contaminação ao meio ambiente dependendo de sua disposição final.

Para a avaliação das condições sanitárias de uma água, utilizam-se métodos para quantificar bactérias que atuam como indicadores de contaminação fecal, como a *Escherichia coli*, pois estes organismos estão presentes no trato intestinal de humanos e de outros animais de sangue quente, e são eliminados em grande número nas fezes. A presença de coliformes termotolerantes e *Escherichia coli* na água pode indicar contaminação por despejos provenientes de esgoto sanitário, visto que esses grupos de organismos não são considerados patogênicos, servindo apenas como indicadores, mas, podendo existir outros organismos que são considerados potencialmente patogênicos.

A identificação e quantificação destes organismos é muito importante para a avaliação dos processos de tratamento de águas residuárias domésticas e industriais, para a avaliação e controle da qualidade dos mananciais que abastecem as estações de tratamento de água visando à qualidade para consumo humano e para os seus diversos usos preponderantes na natureza (SCALIZE, 2003).

Além das doenças de origem virótica e bacteriana, várias parasitoses são provocadas pela presença de helmintos, tornando-se importante a pesquisa destes parasitas nos resíduos gerados.

SCALIZE & DI BERNARDO (2000) relatou que os protozoários são constituintes dos resíduos gerados em ETA, e vêm despertando interesse, pois foram encontrados nos sobrenadantes e sedimentos, obtidos após clarificação em coluna de sedimentação com ou sem a utilização de condicionantes. Em seu trabalho utilizando água de lavagem de filtros e polímeros, realizou apenas pesquisa qualitativa encontrando cistos de *Entamoeba coli*, larvas de *Strongyloides stercoralis* e de *Ancylostomatidae*, além de

ovos de *Hymenolepis nana*, em amostras do sobrenadante e do sedimento. MARQUES et al. (2005) observou cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em maior concentração em resíduos de decantador e na água de lavagem de filtro de ETA.

SCALIZE & DI BERNARDO (2001) observaram que com a adição de resíduo de ETA que utilizava sulfato de alumínio em colunas de sedimentação contendo esgoto sanitário, não foram encontrados ovos de *Ancilostomideo* sp e nem larvas de *Strongyloides* sp nos sobrenadantes das colunas que receberam o resíduo de ETA após sedimentação, pois houve diminuição do teor de sólidos no sobrenadante.

Nem todos os helmintos apresentam interesse para estudos de saúde pública. Os nematóides e suas estruturas de reprodução têm maior importância por possuírem um período de latência no solo antes de atingirem o hospedeiro.

A presença de sólidos sedimentáveis em excesso pode interferir nos exames bacteriológicos e nas análises de identificação e quantificação de ovos de helmintos, uma vez que esses sólidos conferem uma coloração escura a amostra e dificultam a visualização microscópica (SCALIZE & DI BERNARDO, 2000).

A umidade e a matéria orgânica são condições favoráveis ao desenvolvimento e garantia de sobrevivência dos helmintos no meio ambiente. Os ovos de helmintos são os que apresentam maior resistência de vida dentro do lodo podendo permanecer viáveis por até sete anos, quando em condições favoráveis (CARRIJO & BIONDI, 2008).

#### 2.4. Métodos de tratamento e disposição final do lodo de ETA

O método para tratamento e disposição dos resíduos deve ser escolhido verificando aspectos como quantidade e características dos resíduos, disponibilidade de área, características dos mananciais próximos as ETA, custos envolvidos, dentre outros.

Os resíduos gerados durante a lavagem do filtro ou descarga do decantador, apresentam diferentes concentrações de sólidos e demais constituintes, sendo mais

concentrados no início. Por isso é importante ter um tanque de equalização antes do tratamento e/ou disposição final (SCALIZE, 2003).

Os resíduos apresentam grande quantidade de água que pode ser retirada antes da disposição final do lodo, facilitando seu transporte e manuseio. Existem alguns métodos, que possuem a finalidade de retirar água do lodo, reduzindo assim o volume a ser disposto.

#### 2.4.1. Condicionamento e adensamento dos resíduos

Geralmente o condicionamento dos resíduos e adensamento do lodo é realizado antes da desidratação mecânica. O condicionamento é importante em virtude da baixa concentração de sólidos dos resíduos. Pode ser químico ou físico dependendo das características dos resíduos e do local onde é produzido.

O condicionamento químico geralmente é realizado através da adição de polímeros, naturais ou artificiais, de acordo com as características dos resíduos.

De acordo com SCALIZE & DI BERNARDO (2000), os sobrenadantes decorrentes da clarificação com uso de polímeros aniônicos apresentaram características que permitiriam a recirculação. Os valores de DQO, turbidez, sólidos suspensos totais, coliformes totais e *Escherichia coli* obtidos nos sobrenadantes das águas de lavagem de filtros, foram de 4 mg/L, 9 UT, 16 mg/L, 200 NMP/100 mL e 3 NMP/100 mL, respectivamente, sendo inferiores aos da água bruta.

O condicionamento físico pode ser realizado através do congelamento-degelo, e é mais empregado em países de clima frio. O congelamento produz mudanças físicas no lodo, removendo a água e, destruindo a estrutura coloidal. A consistência gelatinosa é reduzida e as partículas sólidas ficam similares a grãos de areia, que quando aquecidos sedimentam facilmente (SCALIZE, 2003).

O adensamento é uma das mais importantes operações unitárias do sistema de tratamento da fase sólida, pois, de um modo geral, os equipamentos de desidratação mecânica existentes no mercado recomendam uma concentração de sólidos totais no lodo de entrada da ordem de 2% para que o funcionamento ocorra de forma adequada.

Os métodos mais comuns de adensamento têm sido por gravidade, sedimentação e flotação ou adensamentos mecanizados (FERREIRA FILHO, 1997).

Os adensadores por gravidade podem ser de fluxo contínuo ou de batelada, podendo gerar uma concentração de sólidos final de 1 a 3% para adensamento por sedimentação, enquanto que no processo por flotação o material obtido pode resultar sólidos com concentrações entre 2 e 4%.

PATRIZZI (1998) trabalhando com resíduo de ETA que utilizava sulfato de alumínio como coagulante primário, após obtenção de dosagens adequadas de polímero e condições de mistura, da flotação por ar dissolvido obteve-se lodo com concentração de sólidos entre 6,7 a 7,1%, no qual o teor inicial de sólidos era entre 0,50 a 0,65%.

#### 2.4.2. Desidratação

A desidratação pode ser realizada de forma natural ou mecânica. Na desidratação natural há remoção de água por evaporação natural, drenagem por gravidade ou induzida e têm como vantagens o fato de serem menos complexas, fáceis de operar e requerem menor energia quando comparado aos mecânicos. Podem ser descritos como desvantagens o fato da necessidade de áreas maiores, dependência das condições climáticas e trabalho intensivo, difícil remoção de lodo, aspecto visual desagradável e deterioração da qualidade do sobrenadante. Podem ser exemplos de desidratação natural as lagoas de lodo e leitos de secagem.

A desidratação mecânica é mais indicada para ETA que tem grande quantidade de lodo, que possuem pouca disponibilidade de área, que deseja elevada concentração de sólidos na torta e que o tratamento ocorra em curto período de tempo. São exemplos de processos de desidratação mecânica as centrífugas, filtros prensas e filtros à vácuo.

Segundo PORTELLA et al. (2003), a utilização de centrífugas para a remoção de sólidos, após adensamento, em unidades de resíduos de ETA é uma das opções mais empregadas em todo o mundo. Em seu trabalho, obteve lodo desidratado com 35 a 40% de sólidos totais, destinados a disposição final.

### 2.4.3. Recirculação

Esta técnica geralmente é feita, mais com o objetivo de recuperar a água de lavagem dos filtros do que propriamente um destino para o problema. Em algumas ETA as águas de lavagem dos filtros são recirculadas integralmente, em outras é feita uma sedimentação prévia, recirculando apenas o sobrenadante.

Segundo FERRREIRA FILHO (1997), a ETA do Guaraú e a ETA do Alto da Boa Vista, ambas responsáveis pelo abastecimento de água de parte da Região Metropolitana de São Paulo, realizam a recirculação total com o reaproveitamento de 100% da água de lavagem dos filtros. SCALIZE & DI BERNARDO (2000) concluíram que os sobrenadantes das águas de lavagem dos filtros da ETA decorrentes da clarificação com uso de polímeros apresentaram características que permitiriam sua recirculação.

### 2.4.4. Disposição em aterros sanitários

Pela NBR 10.004, o lodo de ETA é classificado como resíduo sólido e, portanto, várias alternativas de destino final associadas a resíduos sólidos urbanos e industriais têm sido propostas, como a disposição em aterros sanitários. Quando se tem lodo gerado a partir da coagulação química com sulfato de alumínio ou outro coagulante, é usualmente recomendável que a torta final tenha concentração de sólidos acima de 25% (REALI, 1999).

A prática mais simples a ser adotada é a disposição do lodo de ETA em aterros sanitários. Porém, legislações cada vez mais restritivas, altos custos de transporte e disposição final, bem como a escassez de áreas adequadas em regiões altamente urbanizadas, tem levado pesquisadores e técnicos à busca de soluções mais econômicas e inteligentes para o uso e disposição final deste resíduo (JANUÁRIO & FERREIRA FILHO, 2007).

Para alguns pesquisadores essa alternativa é inviável, pois, associam a disposição em aterro sanitário com o alto custo de implantação e também as restrições



quanto à umidade máxima permitida para recebimento da torta de lodo (HOPPEN et al., 2005).

No Brasil, a NBR 10.004 tem sido utilizada como referência para licenciar e operar aterros sanitários, estendendo-se seus conceitos para enquadramento dos lodos de ETA e de ETE, e suas respectivas disposições. Nos estados Unidos, dentre as práticas de disposição de lodos, o aterro municipal é adotado em 20,7% das cidades com 100 mil habitantes (ANDREOLI, 2001).

#### 2.4.5. Disposição no solo

Apesar de ser um método muito econômico, limitações devem ser feitas com relação à concentração de certos metais presentes no lodo de ETA e a possível contaminação que podem causar. Por outro lado pode apresentar benefícios como melhoria da estrutura do solo, ajuste de pH, aumento da capacidade de retenção de água e melhorias das condições de aeração do solo degradado. No entanto, quando se tem a presença de alumínio no lodo, sua disposição no solo deve ser cuidadosa, pois o alumínio possui grande afinidade de ligação com o fósforo presente no solo, indisponibilizando-o para as plantas ou, até mesmo, apresentar toxicidade do alumínio com pH superior a 6,5 (REALI, 1999; HOPPEN et al., 2005, TEIXEIRA et al., 2007).

O lodo de ETA pode ser disposto em áreas degradadas, mas é necessário o monitoramento das alterações provocadas pela sua aplicação. Pode causar efeitos negativos para o solo e para as plantas, como a salinização, o acúmulo de metais e a lixiviação de nitratos. Os altos teores de cálcio no lodo de ETA em virtude da adição de cal no processo de tratamento de água e os valores elevados de pH interferem amplamente nos processos de adsorção e solubilização de íons de nutrientes no solo, e podem também causar a salinização do solo degradado (TEIXEIRA et al., 2005, 2007).

Nos solos onde são cultivadas plantas cítricas, normalmente existem deficiências de ferro, contudo, segundo ROSÁRIO (2007) e MEGDA et al. (2005), é necessário que a ETA utilize sulfato de ferro como coagulante primário para a aplicação neste tipo de cultura.

O cultivo de grama comercial incluindo grama para jardinagem, campos para atividades esportivas, parques, cemitérios e jardinagens de rodovias, o lodo de ETA pode ser aplicado na forma líquida ou após a desidratação, tanto na fase de preparação do solo como na fase de crescimento da grama. Segundo MEGDA et al. (2005), a aplicação de lodo de ETA no cultivo de gramas, aumentou a aeração e a capacidade de retenção de líquido no solo, fornecendo também nutrientes para as plantas.

#### 2.4.6. Fabricação de cimentos

A utilização de lodos de ETA na fabricação de cimento Portland é realizada com sucesso, principalmente, por empresas de saneamento dos Estados Unidos (ROSÁRIO, 2007).

Os materiais comumente utilizados na fabricação do cimento são calcário, xisto e argila. O calcário corresponde a cerca de 70 a 80% do material bruto utilizado, porém tem baixas concentrações de sílica, ferro e alumínio. Por conseguinte, são adicionados argila, xisto e minério de ferro ou bauxita.

O lodo de ETA que utiliza coagulante durante o processo de tratamento de água, normalmente, contém todos os elementos químicos que são adicionados durante o processo de fabricação do cimento, e por isso, o lodo poderia ser introduzido no processo de fabricação na fase de pré-homogeneização das matérias primas (MEGDA et al., 2005).

#### 2.4.7. Fabricação de materiais cerâmicos e tijolos

As características de lodo de ETA são, muitas vezes, similares às dos materiais utilizados na fabricação de tijolos, pois apresentam propriedades físicas e químicas similares à argila natural e xisto, utilizados na produção destes materiais. As grandes quantidades de lodo de ETA podem diminuir, significativamente, a quantidade de matéria prima utilizada na fabricação de tijolos, aumentando a vida útil das jazidas naturais. Os lodos mais indicados para a fabricação de tijolos são compostos de argila,

silte, areia, coagulantes e matéria orgânica removidos durante o tratamento de água. A presença de cal e carvão ativado no lodo, por outro lado, compromete a qualidade do tijolo produzido, inviabilizando a sua aplicação (MEGDA et al., 2005).

Segundo PAIXÃO et al. (2008), um setor que apresenta um enorme potencial para contribuir na solução de problemas ambientais originários nos mais diversos processos industriais é o da cerâmica vermelha. O lodo de ETA proveniente do Sistema Rio Manso/COPASA – M.G., contendo alto teor de ferro apresentou resultados recomendáveis à incorporação de até no máximo de 5% na massa argilosa para que as características físicas do corpo cerâmico não sejam fortemente degradadas. Esta fração, entretanto, pode ser aumentada com o beneficiamento por calcinação e/ou moagem do lodo, o que diminui o efeito deletério das partículas do lodo na resistência mecânica.

O lodo de ETA é um composto particulado com potencial de utilização semelhante a algumas argilas cauliníticas. O elevado valor de limite de plasticidade impõe algumas restrições à sua incorporação para o setor cerâmico, pois provocam alterações significativas nas propriedades físicas e mecânicas, como o aumento da absorção de água e a redução da resistência mecânica (MARGEM et al., 2006).

#### 2.4.8. Compostagem

Atualmente, algumas pesquisas estão sendo direcionadas para o uso de lodo de ETA em compostagem. Utilizam-se o sistema de leiras, juntamente com restos vegetais, resíduos sólidos domésticos e bio-sólidos. Segundo MEGDA et al. (2005) e ROSÁRIO (2007), a adição de lodo de ETA tem alguns benefícios, como ajuste da umidade, fornecimento de minerais, ajuste de pH e serve, também, como material para o aumento do volume do composto.

#### 2.4.9. Lançamento de lodo de ETA em ETE

Um método comumente utilizado na Europa e Estado Unidos de disposição do lodo de ETA é o lançamento em Estações de Tratamento de Esgotos (ETE). É uma alternativa atraente, pois elimina a implantação de sistemas de tratamento de resíduos na própria ETA. Contudo esta alternativa apenas transfere o problema do tratamento e disposição do lodo da ETA para a ETE.

Segundo JANUÁRIO & FERREIRA FILHO (2007), esta é uma solução tecnicamente viável, uma vez que as operações de tratamento de ambas as fases sólidas serão concentradas em uma única unidade de tratamento, com significativa economia de escala nos seus custos operacionais.

O transporte dos resíduos gerados nas ETA até a ETE pode ser feito via rede coletora de esgotos, através de sistemas de recalque, ou através de caminhões-tanque, sendo que o mais utilizado e adequado é o lançamento na rede coletora de esgotos (SCALIZE, 2003).

Por isso, deverão ser avaliados alguns fatores, como o impacto dos resíduos da ETA no sistema de transporte, ou seja, a declividade adequada das redes coletoras de esgotos e, principalmente os efeitos no tratamento biológico provocado pelo lodo de ETA no sistema de tratamento de esgotos utilizado (DI BERNARDO et al., 1999). A rede coletora de esgotos geralmente é projetada com declividade adequada para o transporte de sólidos sanitários, em geral, sendo suficiente para os resíduos de ETA.

Existem exigências para o lançamento de resíduos de ETA na rede coletora de esgotos, tais como, neutralização do pH, homogeneização da vazão para garantir concentração uniforme, limitação da concentração total de sólidos, de metais ou de componentes que possam causar corrosões, odores ou outras condições indesejáveis (DI BERNARDO et al., 1999).

Para evitar possíveis interferências ocorridas no desempenho das ETE e disposição de seu lodo, devem ser avaliadas algumas considerações como: sobrecargas hidráulicas, orgânicas, de sólidos e tóxicos, separação sólido-líquido,

processos biológicos de tratamento, espessamento, desidratação e disposição final do lodo de ETE (SCALIZE, 2003).

Segundo SCALIZE (2003) e ROSÁRIO (2007), a quantidade de resíduo de ETA introduzida na ETE, possivelmente não provocará sobrecarga hidráulica, visto que o percentual volumétrico no esgoto é de, no máximo, 7%.

## 2.5. Fundamentos da digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia consiste no processo biológico no qual um consórcio de diferentes tipos de microrganismos, na ausência de oxigênio molecular, promove a transformação de compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em produtos mais simples como metano e gás carbônico. Os microrganismos envolvidos na digestão anaeróbia são muito especializados e cada grupo atua em reações específicas.

O processo de digestão anaeróbia ocorre em quatro estágios conhecidos como hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (CAMPOS 1999; ROSÁRIO, 2007; CHERNICHARO, 2007).

Na hidrólise o material orgânico complexo particulado é convertido em compostos dissolvidos de menor peso molecular, ou seja, as proteínas se convertem em aminoácidos, os carboidratos se transformam em açúcares solúveis e os lipídios em ácidos graxos (CAMPOS 1999; ROSÁRIO, 2007; CHERNICHARO, 2007).

Na acidogênese os compostos dissolvidos, gerados no processo de hidrólise, são absorvidos nas células das bactérias fermentativas, e, após a acidogênese, excretadas como substâncias orgânicas simples como ácidos graxos voláteis de cadeia curta, álcoois, ácido lático e compostos minerais. A fermentação acidogênica é realizada por um grupo diversificado de bactérias, das quais a maioria é anaeróbia obrigatória (CAMPOS 1999; ROSÁRIO, 2007; CHERNICHARO, 2007).

Já a acetogênese é a conversão dos produtos da acidogênese em compostos que formam os substratos para a produção de metano, as bactérias acetogênicas transformam os ácidos voláteis em ácido acético, hidrogênio e gás carbônico.

Aproximadamente 70% da matéria orgânica digerida é convertida em ácido acético, enquanto que o restante é concentrado do hidrogênio formado (CAMPOS 1999; ROSÁRIO, 2007; CHERNICHARO, 2007).

Na metanogênese, as arqueas metanogênicas utilizam o hidrogênio produzido para a redução de gás carbônico, originando então o gás metano e a água. Nesta etapa também pode ser realizada a descarboxilação do acetato para produzir gás carbônico e gás metano (CAMPOS 1999; ROSÁRIO, 2007; CHERNICHARO, 2007).

Segundo ROSÁRIO (2007), a metanogênese, de um modo geral, limita a velocidade de digestão, pois as arqueas metanogênicas se reproduzem lentamente e são mais sensíveis as alterações ambientais que os demais microrganismos envolvidos.

Além dos processos fermentativos que levam à produção de biogás, podem se desenvolver outros processos no reator anaeróbio. Neste não se encontra oxigênio dissolvido, mas pode haver presença de oxidantes alternativos, que permitem o desenvolvimento de bactérias que usam o catabolismo oxidativo. Estes oxidantes são os nitratos e os sulfatos. O nitrato pode ser reduzido para nitrogênio molecular com processo denominado desnitrificação e o sulfato pode ser reduzido a sulfeto (CAMPOS, 1999).

Segundo CAMPOS (1999), a redução biológica de sulfato em digestores anaeróbios em geral é considerada como um processo indesejável por duas razões: o sulfato oxida material orgânico que deixa de ser transformado em metano e no processo forma-se o gás sulfídrico, que é corrosivo e confere odor muito desagradável tanto à fase líquida como ao biogás, além de poder ser tóxico para o processo de metanogênese.

#### 2.5.1. Fatores que influenciam a digestão anaeróbia

Os principais fatores que influenciam o desempenho da digestão anaeróbia são: a temperatura, o pH, a alcalinidade e a presença de nutrientes. Outros fatores como a capacidade de assimilação de cargas tóxicas, transferência de massa, sobrecargas

hidráulicas e a atividade metanogênica, também desempenham um papel importante no processo (CAMPOS, 1999; ROSÁRIO, 2007).

A temperatura é um dos fatores ambientais mais importantes na digestão, uma vez que afeta a velocidade do metabolismo bacteriano, o equilíbrio iônico e a solubilidade dos substratos. Existem três faixas de temperatura associadas ao crescimento microbiano na maioria dos processos biológicos: a psicrófila de 0 a 20 °C; a mesófila que varia de 20 a 45 °C e a termófila de 45 a 70 °C (CHERNICHARO, 2007).

Com temperaturas inferiores a 20 °C, a solubilização de gorduras, do material particulado e de polímeros orgânicos é lenta, podendo constituir-se na etapa limitante do processo. Os compostos não solubilizados podem ser arrastados do reator ou ficar acumulados junto a superfície, sendo que a faixa ideal para desenvolver a digestão anaeróbia é de 30 a 40 °C (CAMPOS, 1999).

Segundo ROSÁRIO (2007), para uma velocidade maior na digestão anaeróbia e uma maior eficiência de tratamento, deve-se optar pela digestão termófila. Tal faixa de temperatura também remove mais patógenos e propicia a formação de um lodo que é facilmente desidratado.

De acordo com CHERNICHARO (2007), a formação microbiana do metano pode ocorrer numa faixa bastante ampla de temperatura (0 a 97 °C), mas dois níveis ótimos de temperatura tem sido associados à digestão anaeróbia, um na faixa mesófila (30 a 35 °C) e outro na faixa termófila (50 a 55 °C). Segundo NOYOLA et al. (2007), a utilização do processo anaeróbio em duas etapas, termófila e mesófila, permite associar as vantagens individuais da fase termófila, que propicia maior destruição de patógenos às da fase mesófila, que reduz a concentração de ácidos graxos voláteis.

Nitrogênio e fósforo são nutrientes essenciais para todos os processos biológicos, e para que se tenham boas condições de operação são necessárias quantidades mínimas de nutrientes para os microrganismos.

A quantidade de nitrogênio e fósforo, em relação à matéria orgânica presente, depende da eficiência dos microrganismos em obter energia para síntese, a partir das reações bioquímicas de oxidação do substrato orgânico. A baixa velocidade de

crescimento dos microrganismos anaeróbios, comparados aos aeróbios, resulta em menor requerimento nutricional (CAMPOS, 1999).

Admite-se que a relação DQO:N:P de 500:5:1 é suficiente para atender às necessidades de macronutrientes dos microrganismos anaeróbios. Além de nitrogênio e fósforo, o enxofre é também considerado um dos nutrientes essenciais para a metanogênese, em concentrações iguais ou levemente superiores as de fósforo. Dentre os micronutrientes considerados essenciais, destacam-se o ferro, o cobalto, o níquel e o zinco (CHERNICHARO, 2007).

Na Tabela 2.6, é representada a composição química das bactérias metanogênicas, de acordo com CHERNICHARO (2007).

Tabela 2.6. Composição química das arqueas metanogênicas.

MACRONUTRIENTES		MICRONUTRIENTES	
Elemento	Concentração (g/kg SST)	Elemento	Concentração (mg/kg SST)
Nitrogênio	65	Ferro	1.800
Fósforo	15	Níquel	100
Potássio	10	Cobalto	75
Enxofre	10	Molibidênio	60
Cálcio	4	Zinco	60
Magnésio	3	Manganês	20
		Cobre	10

Fonte: Chernicharo (2007).

Os efluentes sanitários, geralmente apresentam todos os tipos apropriados de nutrientes em concentrações adequadas, promovendo dessa forma o ambiente ideal para o crescimento, sem limitações para o processo de digestão anaeróbia.

As arqueas metanogênicas são consideradas sensíveis ao pH, isto é, segundo CAMPOS (1999) e CHERNICHARO (2007), o crescimento ótimo ocorre em faixa relativamente estreita de pH, e consideram que o reator deve ser operado em pH entre 6,5 e 8,2.



Compostos como CO<sub>2</sub> e ácidos graxos voláteis de cadeia curta, tendem a abaixar o pH, enquanto cátions geradores de alcalinidade, como íons de nitrogênio amoniacal provenientes da degradação de proteínas e o sódio originado da degradação de sabão, aumentam a alcalinidade e o pH. Segundo CHERNICHARO (2007), na faixa de pH entre 6,0 e 7,5 a capacidade de tamponamento do sistema anaeróbio é quase que completamente dependente do sistema gás carbônico/alcalinidade, o qual, em equilíbrio com a dissociação do ácido carbônico, tende a regular a concentração do íon hidrogênio.

Como resultado da reação da alcalinidade com ácidos graxos voláteis produzidos no sistema, a alcalinidade bicarbonato é convertida em alcalinidade de ácidos voláteis, porque estes são mais fortes que os bicarbonatos e, todavia, a capacidade de tamponamento da alcalinidade dos ácidos voláteis ocorre na faixa de pH entre 3,75 e 5,75 (CHERNICHARO, 2007).

A sensibilidade dos processos anaeróbios a cargas tóxicas depende, significativamente, do parâmetro operacional tempo de retenção celular ou idade do lodo. Quanto maior o tempo de retenção celular, maior é a capacidade do reator de assimilar cargas tóxicas, e para reatores anaeróbios operados à temperatura ambiente, na faixa de 20 a 30 °C, é aconselhável que o tempo de retenção celular seja da ordem de 50 dias ou mais (CAMPOS, 1999).

Segundo ROSÁRIO (2007), dentre as substâncias que podem ser tóxicas ao processo anaeróbio podemos citar os ácidos voláteis, a amônia, o nitrato, os cianetos, os fenóis, os metais pesados, os metais alcalinos e alcalinos terrosos, o oxigênio, os sulfetos e os surfactantes.

Os ácidos voláteis podem se acumular nos digestores anaeróbios devido à sobrecarga orgânica, hidráulica e tóxica, ou por variações bruscas de pH e temperatura. Tais compostos não serão tóxicos ao processo caso a concentração permaneça entre 6.000 e 8.000 mg/L e o pH próximo ao neutro (ROSÁRIO, 2007).

A amônia, fonte de nitrogênio para os microrganismos, é formada no tratamento anaeróbio pela degradação de resíduos com proteínas e/ou uréia. Por ter efeito tóxico

às arqueas metanogênicas, a concentração a amônia livre não pode ser superior a 150 mg/L (CHERNICHARO, 2007).

O nitrato ao ser incorporado em um digestor anaeróbio pode ser transformado em nitrogênio molecular ( $N_2$ ), devido à desnitrificação. Caso haja 10 mg/L de nitrogênio no digestor não haverá problemas, mas se este valor chegar a 50 mg/L ocorrerá inibição da metanogênese (ROSÁRIO, 2007).

Segundo ROSÁRIO (2007), concentrações de cianeto na faixa de 20 a 40 mg/L não causam qualquer problema na produção de metano, mas se este valor chegar a 750 mg/L provocará severa inibição do processo. Também, os fenóis são efetivamente degradáveis em reatores anaeróbios com idade do lodo superior a 40 dias, contudo, caso a concentração do mesmo esteja acima de 700 mg/L, pode ocorrer inibição.

A toxicidade pelo sulfeto é um problema potencial no tratamento anaeróbio, primeiramente devido à redução biológica dos sulfatos e outros compostos orgânicos contendo enxofre, como também pela degradação anaeróbia de compostos ricos em proteína. A inibição pelo sulfeto é fortemente dependente do pH e a maior ou menor presença de sulfetos na fase gasosa dependerá da produção de gases no sistema. Quanto maior for a produção de metano no reator, maior será a quantidade de sulfetos na forma gasosa retirada da fase líquida. Dessa forma, segundo CHERNICHARO (2007), a toxicidade do sulfeto de hidrogênio ( $H_2S$ ) decrescerá com o aumento da concentração de DQO do afluente, sendo geralmente assumido que, para uma relação  $DQO/SO_4^{-2}$  maior que 10, não ocorrerão problemas de toxicidade no reator anaeróbio.

Os surfactantes, agentes ativos dos detergentes, não se degradam adequadamente nos reatores anaeróbios e em concentrações entre 600 e 900 mg/L podem vir a inibir a digestão (ROSÁRIO, 2007).

Pequenas concentrações de cobre, zinco e níquel são muito tóxicas à digestão anaeróbia, entretanto, se estes metais estiverem na forma de sulfetos e carbonatos, serão insolúveis e precipitarão, não inibindo o processo de digestão. Sais de sódio, potássio, cálcio e magnésio, que são metais alcalinos e alcalinos terrosos, quando em pequenas quantidades não interferem na digestão anaeróbia, podendo vir a estimular o processo (CHERNICHARO, 2007).

SCALIZE (2003) avaliou a interferência do lodo de ETA que utilizava sulfato de alumínio como coagulante na digestão anaeróbia, quando foram realizados ensaios de toxicidade através do teste da atividade metanogênica específica, durante a digestão de lodo primário. A medida que aumentou a quantidade de lodo da ETA no sistema, a concentração molar de metano foi reduzida. Mesmo na menor concentração estudada de 28 mg/L de SST de esgoto sanitário, houve redução da ordem de 18% na produção de metano. Portanto, o resíduo da ETA teve influência negativa sobre os microrganismos metanogênicos. No exame microscópico realizado no licor misto do frasco-reator do ensaio da atividade metanogênica ficou evidenciado que algumas espécies de microrganismos do gênero *Methanotrix* sp foram inibidas pela presença do resíduo da ETA, pois foram encontradas em maior número no frasco-reator controle.

CARVALHO & DI BERNARDO (1998) realizaram teste de tratabilidade anaeróbia e os resultados dos testes não indicaram efeito negativo na taxa de produção de metano com o aumento da dosagem de resíduo de ETA presente no lodo em digestão. As doses utilizadas por CARVALHO & DI BERNARDO (1998) foram de até 225 mg/L de lodo de ETA, e esta utilizava cloreto férrico como coagulante.

### 2.5.2. Princípio de funcionamento do reator UASB

Na década de 1970, várias configurações de reatores anaeróbios de alta taxa foram desenvolvidas e aplicadas especialmente na Holanda, para o tratamento de águas residuárias industriais, como o leito fluidizado e o reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (Upflow Anaerobic Sludge Bed Reactor), cuja sigla original é UASB. Para o tratamento de esgotos sanitários, a aplicação de reatores anaeróbios como principal unidade de tratamento teve início na década de 80, principalmente na Holanda, Brasil, Colômbia, Índia e México (CAMPOS, 1999).

LETTINGA em 1980 desenvolveu um reator com retenção interna de lodo, com a incorporação de um separador diferente, para os sólidos suspensos e para o gás, revolucionando a área de tratamento de efluentes (ROSÁRIO, 2007).

O processo de tratamento no reator UASB consiste de um fluxo ascendente do líquido através de um leito de lodo denso e de elevada atividade. O perfil do sólido no reator varia de muito denso e com partículas granulares de elevada capacidade de sedimentação, próximas ao fundo, até um lodo mais disperso e leve, próximo ao topo do reator.

A estabilização da matéria orgânica ocorre em todas as zonas de reação, sendo a mistura do sistema promovida pelo fluxo ascensional do líquido a das bolhas de gás. O afluente a ser tratado entra pelo fundo do reator de manta de lodo, sendo distribuído uniformemente para que seja possível um contato entre a biomassa e o substrato, garantindo um melhor regime de mistura e uma diminuição da ocorrência de zonas mortas no leito de lodo (CHERNICHARO, 2007; ROSÁRIO, 2007).

O afluente, ao percorrer em fluxo ascendente, passa pela zona de digestão, onde ocorrerá a mistura com lodo e a digestão anaeróbia, com conseqüente produção de biogás e crescimento do lodo. O efluente tratado sai do reator pelo topo, junto ao compartimento de decantação, após passar por um sistema de placas defletoras, funcionando como um dispositivo que separa as fases líquidas, sólida e gasosa garantindo condições ótimas para a sedimentação das partículas que se desgarram da manta de lodo, permitindo que estas retornem à câmara de digestão, ao invés de serem arrastadas para fora do sistema (CHERNICHARO, 2007; ROSÁRIO, 2007).

Segundo CHERNICHARO (2007), embora parte das partículas mais leves sejam perdidas juntamente com o efluente, o tempo médio de residência de sólidos no reator é mantido suficientemente elevado para manter o crescimento de uma massa densa de microrganismos formadores de metano, apesar do reduzido tempo de detenção hidráulica.

Uma das principais características é a configuração que lhe permite essencialmente o desenvolvimento de uma grande quantidade de biomassa ativa, de flocos ou de grânulos (1 a 5 mm de tamanho) de alta densidade e resistência mecânica, e sua retenção no reator, o que lhe confere um elevado tempo de retenção celular. Com isso, ele pode acomodar altas cargas orgânicas volumétricas, com tempo de detenção

hidráulica curto, dependendo das condições operacionais e das características do resíduo (CHERNICHARO, 2007).

O cultivo de um lodo anaeróbio de boa qualidade é conseguido através de um processo cuidadoso de partida do sistema, durante o qual a seleção artificial da biomassa é imposta, permitindo que o lodo mais leve, de má qualidade, seja arrastado para fora do sistema, ao mesmo que o de boa qualidade é retido. O lodo mais pesado normalmente se desenvolve junto ao fundo do reator e apresenta uma concentração de sólidos totais da ordem de 40 a 100 g/L (ROSÁRIO, 2007).

O UASB desempenha simultaneamente várias funções que, em outras estações de tratamento aeróbio convencional, são usualmente efetuadas em tanques separados. Portanto, ele desempenha a digestão da parte sólida retida, seja o lodo dos esgotos, como parte da própria biomassa presente, daí resultar um lodo bem estabilizado, requerendo depois somente secagem, quando do descarte do lodo em excesso. A grosso modo, o UASB, é ao mesmo tempo um decantador primário, um reator biológico propriamente dito, um decantador secundário e um digestor de lodo (CAMPOS, 1999).

A partida (start-up) de reatores anaeróbios pode ser definida como o período transiente inicial, marcado por instabilidades operacionais (CHERNICHARO, 2007). Também pode ser definida, segundo WEBER (2006) e DOMINGUES (2005), pelo tempo que o biofilme requer para alcançar a estabilidade e a proliferação dos microrganismos no interior do reator.

Entre todas as fases do tratamento anaeróbio de resíduos, o processo de partida é o passo mais longo, mais importante e também mais difícil de controlar (BEUX, 2005).

Segundo CHERNICHARO (2007), a partida pode ser conseguida através de três formas distintas:

- utilizando-se lodo de inóculo adaptado ao esgoto a ser tratado, onde a partida do sistema procede-se de forma rápida e satisfatória, não havendo necessidade de aclimação do lodo;
- utilizando-se lodo de inóculo não adaptado ao esgoto a ser tratado, e nesse caso a partida passa por um período de aclimação, incluindo uma fase de seleção microbiana;

- sem a utilização do lodo de inóculo, onde essa forma é considerada a mais desfavorável de proceder à partida do sistema, uma vez que haverá a necessidade de se inocular o reator com os próprios microrganismos contidos no esgoto afluyente.

De maneira geral, os processos anaeróbios de alta taxa podem ser operados com cargas orgânicas superiores às dos reatores anaeróbios convencionais, mas muitas vezes estes processos requerem períodos mais longos para a partida, melhor controle operacional para que consiga atingir o desempenho sem colocar o processo em risco.

É comum ocorrerem distúrbios no reator durante a partida, conduzindo a um fraco desempenho, e reduzindo a eficiência na remoção de matéria orgânica. Um dos maiores problemas da partida consiste na adaptação da população microbiana ao afluyente, principalmente quando o resíduo for complexo. Assim a operação de um reator somente se torna estável quando a biomassa está estabilizada (BEUX, 2005).

Para otimizar um processo de digestão anaeróbia é necessário um controle efetivo na partida e operação dos reatores. Alguns fatores devem ser considerados, como tamanho dos flocos da biomassa, fonte dos microrganismos, procedimento inicial de alimentação e o tipo do afluyente.

A carga orgânica volumétrica (COV) é um fator que interfere na partida de um reator e é definida como a quantidade (massa) de matéria orgânica aplicada diariamente ao reator, por unidade de volume. Para os esgotos domésticos que possuem baixa concentração de matéria orgânica, a carga orgânica volumétrica não é, segundo CHERNICHARO (2007), o fator limitante, uma vez que a mesma é quase sempre inferior a 2,5 a 3,0 kg DQO/m<sup>3</sup> d. Já para efluentes industriais essa carga pode ser maior.

Vários estados brasileiros tem imposto que a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) do efluyente deve ter um valor máximo de 60 mg/L. Tal fator é o que vem limitando o uso de sistemas anaeróbios para o tratamento de esgotos sanitários.

Os reatores UASB apresentam uma eficiência de remoção de DBO de 55 a 75%, levando a um valor final de 60 a 120 mg/L.

Entretanto, este não é o único problema do reator UASB, pois a remoção de compostos nitrogenados, fósforo e coliformes também são insatisfatórias, devido a tudo isso, é muito importante que se aplique um pós-tratamento no efluente dos reatores anaeróbios de manta de lodo, para assim ocorrer o atendimento da legislação vigente e a proteção aos corpos de água (ROSÁRIO, 2007).

A função do pós-tratamento será de completar a remoção da matéria orgânica e de remover os compostos nitrogenados, fósforo e organismos patogênicos (CHERNICHARO, 2007).

Dentre as alternativas de pós-tratamento de reatores UASB temos: filtro anaeróbio, lagoas de polimento, aplicação no solo, biofiltro aerado, filtro biológico, lodo ativado e coagulação seguida de flotação por ar dissolvido.

### 2.5.3. Características dos lodos provenientes de reatores UASB

No tratamento anaeróbio com reatores UASB há crescimento de lodo e quando a capacidade de armazenamento esgota, há necessidade de descarga de lodo com o efluente em quantidade igual à produção de lodo resultante do tratamento (descarga involuntária). Se por um lado, para obter a maior eficiência do tratamento, deseja-se manter uma quantidade máxima de lodo no sistema, por outro lado a descarga de lodo com o efluente deve ser evitada, porque a presença de flocos prejudicará a qualidade do efluente. Assim, há necessidade de remoção do lodo em excesso do reator, porém, estas descargas não podem ser excessivas, pois poderão prejudicar a eficiência do tratamento (VAN HAANDEL et al., 1999).

VAN HAANDEL et al. (1999) usaram tempos de detenção hidráulica de 4 e de 8 horas, num reator UASB de 126 L, em escala piloto, com um separador de fases eficiente, e foi possível dar descargas de 50 a 60% da massa máxima de lodo, sem prejudicar significativamente seu desempenho. Descargas de 80% resultaram numa

redução temporária da eficiência de remoção da DQO e o aumento da concentração de ácidos voláteis no efluente, contudo, sem ameaçar a estabilidade operacional.

Segundo ROSÁRIO (2007) e CAMPOS (1999), existem algumas características importantes dos lodos anaeróbios provenientes de reatores UASB, que são:

- devido ao tempo de resistência celular no reator, o lodo apresenta elevado grau de estabilização, não necessitando de pré tratamento antes da desinfecção;
- concentração de sólidos de 3 a 5%, havendo então a necessidade de pequenos descartes;

O lodo resultante de reatores anaeróbio é constituído por bactérias vivas além de altas concentrações de metais, sendo considerado como resíduo e, portanto há necessidade de tratamento e disposição final adequada (ROSÁRIO, 2007).

De acordo com PARSEKIAN & PIRES (2005), uma possibilidade para diminuir o descarte de lodo excedente é realizar sua recirculação total após aplicação de lise celular forçada. A aplicação da tecnologia de ultra-som na engenharia ambiental ainda está na fase inicial. Entretanto, sua utilização oferece um grande potencial para melhorar os processos de tratamento de água, esgotos e de lodos.

Algumas vantagens da lise celular são: o aumento da biodegradabilidade anaeróbia dos materiais orgânicos tratados, a aceleração do processo de degradação, o aumento da produção de metano, a menor produção de lodo digerido e o melhoramento do balanço energético do processo (PARSEKIAN & PIRES, 2005). Ainda, os autores mencionam que a estabilização do lodo é mais rápida com a aplicação da lise celular, pois ela quebra a parede celular dos microrganismos facilitando sobremaneira a hidrólise, que é a etapa mais lenta da digestão anaeróbia. Estudando um digestor anaeróbio alimentado com lodos provenientes de reator de lodo ativado, lisado com ultra-som, obtiveram eficiência de digestão aumentada em 60%, além de um aumento de 40% na produção de gás metano.



#### 2.5.4. Tratamento de lodo em reator UASB

O reator UASB além de ser utilizado para o tratamento de esgotos domésticos e industriais, também vem sendo aplicado para o tratamento de lodo, funcionando como decantador primário, reator biológico, sedimentador e digestor de lodo, com muitas vantagens, como baixo custo de implantação e operação, baixo consumo de energia e maior estabilidade, conforme citado por CHERNICHARO (2007). No entanto, alguns problemas podem surgir, como a dificuldade de retenção de lodo em seu interior quando há problemas na formação de lodo granular, dependendo da composição do efluente a ser tratado e das condições de operação.

Numerosos estudos realizados nas décadas de 1920 e 1930, como o da influência da temperatura sobre a velocidade de digestão, da importância da inoculação e do controle do pH em sistemas anaeróbios, levaram a um melhor entendimento do processo. Assim, ao final dos anos 30, já se tinha um conhecimento acumulado razoável do processo para permitir a sua aplicação prática no tratamento de lodos de esgotos em digestores aquecidos. Posteriormente, só durante a década de 50 é que ocorreu significativo desenvolvimento do processo, quando foi reconhecida a necessidade de manutenção de uma população grande de bactérias metanogênicas nos digestores (CAMPOS, 1999).

Uma alternativa viável, técnica e econômica que vem sendo estudada atualmente, é a disposição do lodo de ETA e ETE em reatores UASB. Entre os diferentes métodos de estabilização do lodo a digestão anaeróbia é um processo bastante atrativo, principalmente, pela geração de energia (COSENTINO et al., 2005).

Para se ter uma medida da estabilidade do lodo, há vários parâmetros e o procedimento proposto pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA, 1992) é o mais aplicado, pois estabelece que, após a estabilização do lodo, a redução de SSV não deve ser maior que 17%, quando incubado a 30 °C em ambiente anaeróbio, durante um período de 30 dias (COSENTINO et al., 2005).

COSENTINO et al. (2005) avaliaram a viabilidade técnica de estabilização de lodo aeróbio em reatores UASB tratando esgoto sanitário com TDH de 6 h. Foram

monitorados 4 reatores UASB com capacidade de 120 L. Três deles receberam cargas adicionais de lodo aeróbio, equivalentes a 20%, 40% e 60% da carga orgânica de esgoto. De acordo com os resultados, a digestão simultânea do esgoto e do lodo aeróbio nos reatores UASB não afetou a eficiência de remoção do material orgânico, a qual foi acima de 74% para a DQO. Os lodos estabilizados gerados nos reatores apresentaram percentagens de material biodegradável inferior ao limite máximo, geralmente, adotado de 17%. Portanto, a estabilização do lodo aeróbio em reatores UASB mostrou-se factível para cargas orgânicas de lodo de até 60%, não afetando a atividade metanogênica do lodo do reator UASB.

CASEIRO et al. (2007) também avaliaram o desempenho de um reator UASB, tratando esgoto sanitário doméstico e digerindo lodo aeróbio excedente de um sistema de lodos ativados e concluiu que o reator reduziu a matéria orgânica afluenta, resultando na eficiência de remoção de DQO de 70%. Portanto, manteve a eficiência do tratamento de esgotos e não comprometeu a digestão do lodo que se manteve com relação SSV/SST igual a 0,74.

SILVA et al. (2005) avaliaram o desempenho de reator UASB, com TDH de 7 h, tratando esgoto sanitário doméstico que recebia continuamente lodo aeróbio da lavagem de biofiltros. Foram obtidas eficiências de remoção de DQO de 53% para o reator UASB e de 83% no sistema UASB+biofiltros. O lodo do reator UASB apresentou relação SV/ST de 0,77. Assim, a associação do reator UASB e dos biofiltros asseguraram o padrão de qualidade do efluente tratado com SST menor que 30 mg/L e DQO menor que 90 mg/L.

ROSÁRIO (2007) aplicou dosagens de 50 e 75 mg/L em termos de sólidos suspensos totais (SST) de lodo de ETA que utilizava sulfato de alumínio, em reator UASB tratando esgoto sanitário doméstico do Conjunto Residencial da Universidade de São Paulo, com vazão de 50L/h e TDH de 8 h. Os resultados obtidos indicaram que com a adição do lodo de ETA o reator UASB não teve seu desempenho afetado e as eficiências de remoção de matéria orgânica foram muito próximas a dos reatores que não tratavam lodo de ETA. As eficiências de remoção de DQO foram de 67% para as duas dosagens de lodo de ETA e de DBO de 70% para a dosagem de lodo de ETA de

50 mg/L e 78% para a dosagem de 75 mg/L, confirmando a estabilidade do reator. A relação SSV/SST do lodo do reator UASB foi de 0,74; o qual se constatou aumento de 17% de SSV quando foi adicionado lodo de ETA.

De acordo com os trabalhos citados, o reator UASB tratando esgoto sanitário e recebendo simultaneamente lodo aeróbio ou lodo de ETA, mantém a eficiência e estabilidade no tratamento com uma biomassa mista, ou seja, lodo anaeróbio e lodo aeróbio ou lodo de ETA, adaptada e estável, ampliando as alternativas de destino de lodo com o uso de reator UASB em sistemas combinados para o tratamento de efluentes e de lodo.

## 2.6. Uso de lodo anaeróbio para a remoção de metais

A intensificação de atividades industriais durante os últimos anos vem contribuindo fortemente para o aumento da descarga de compostos tóxicos, dentre eles os metais, nos ambientes naturais, principalmente em sistemas aquáticos, iniciando um processo de degradação dos recursos naturais, tendo por consequência sérios prejuízos a saúde e ao bem estar dos seres vivos.

O estabelecimento de legislações rígidas, bem como a consciência ambiental está apontando para a necessidade de pesquisa visando o desenvolvimento de novas tecnologias, em particular, para a remoção de metais pesados do ambiente, com o objetivo de atingir os limites permitidos pela legislação.

A principal característica dos elementos metálicos é a tendência de acumularem no meio através da sua fácil assimilação na cadeia alimentar dos seres vivos. Geralmente são dispostos no solo e nas águas na forma solubilizada, associados com elementos orgânicos na forma de complexos organo-metálicos e na forma de colóides e suspensões, como precipitados (OYAMADA et al., 2005).

Para a remoção de metais pesados podem-se utilizar os seguintes processos: neutralização, precipitação química, oxi-redução, técnicas eletroquímicas, troca iônica utilizando solventes orgânicos ou resinas sintéticas, carvão ativado e sofisticadas tecnologias como emprego de membranas. Entretanto, estes processos apresentam

alto custo e baixa eficiência quando as concentrações de metais dissolvidas encontram-se na faixa de 1 a 100 mg/L (OYAMADA et al., 2005).

Segundo OYAMADA et al. (2005), novas tecnologias estão sendo pesquisadas, dentre elas a biotecnologia, com o intuito de amenizar a agressão ambiental, combinando baixos custos e eficiência na remoção de metais pesados, destacando-se atualmente o processo de bioadsorção como uma das alternativas.

### 2.6.1. Bioadsorção

A bioadsorção é um processo de adsorção passiva ou de complexação de íons metálicos em altas quantidades com determinados tipos de biomaterias (OYAMADA et al., 2005).

Segundo LIMONS (2008), o termo bioadsorção define um processo no qual se utilizam sólidos de origem vegetal ou microrganismos na retenção, remoção ou recuperação de metais pesados de um ambiente líquido.

De acordo com HAWARI & MULLINGAN (2006a e b), o primeiro processo de adsorção foi observado por LOWITZ em 1785 e foi aplicado na remoção da cor durante o processo de refinamento do açúcar. Mais tarde, começou a ser aplicado em filtros nas estações de tratamento para a purificação da água em vários países.

HAWARI & MULLINGAN (2006a e b, 2007) definem bioadsorção como a habilidade que certos tipos de biomassa tem em acumular metais pesados em solução aquosa, na presença de cálcio e com pH acima de 5,5. Vários grupos de microrganismos como bactérias, algas, fungos e leveduras podem ser bioadsorventes no processo de remoção de metais.

Uma das vantagens do processo de bioadsorção é o bom desempenho que apresenta na remoção de diferentes espécies metálicas e o baixo custo do material bioadsorvente, já que este pode ser biomassa ativa ou inativa.

Segundo LIMONS (2008), as células de microrganismos vivos têm capacidade efetiva de retenção de metais, mas requerem condições especiais como suplemento nutricional para manutenção e reprodução das células. Além disso, as condições ótimas

para a captação de metais podem ser tóxicas para as células ativas. Já as células mortas quando usadas na bioadsorção proporcionam uma captação mais rápida e eficiente de elementos metálicos.

Os biossorventes provenientes de biomassa morta têm como vantagens a possibilidade de sua reutilização, podendo ser regeneradas depois de saturadas, usando um efluente adequado. Este procedimento evita problemas associados à disposição do metal retido pelo biossorvente, usualmente por aterramento ou queima da biomassa para a recuperação do metal.

### 2.6.2. Mecanismos de remoção de metais

A bioadsorção de metais não é baseada num único mecanismo. Segundo HAWARI & MULLINGAN (2006a e b), a bioadsorção de metais envolve vários mecanismos que, quantitativa e qualitativamente, diferem de acordo com as espécies usadas, a origem da biomassa e seu processamento.

A bioadsorção, como um método passivo para seqüestrar metais, ocorre por meio de diferentes mecanismos físico-químicos, dependendo do número de fatores ambientais externos: tipo de metal, sua forma iônica na solução e o tipo de sítio particular ativo para seqüestrar o metal (LIMONS, 2008).

De acordo com LIMONS (2008) e FONSECA (2004), a bioadsorção em sistemas não controlados envolve tipicamente uma combinação dos mecanismos passivos e ativos de transporte, que começam com a difusão do íon do metal à superfície da célula microbiana.

A superfície das bactérias é análoga a superfície dos minerais, no que diz respeito à existência de grupos funcionais que atraem espécies catiônicas, como os metais. Uma vez que o íon metálico tenha se difundido até a superfície da célula, este deverá se ligar aos sítios sobre a superfície da célula a qual exhibe alguma afinidade química com o metal. Esta fase contém etapas de acumulação e pode incluir: adsorção, troca iônica, ligações covalentes, complexação e microprecipitação (LIMONS, 2008; FONSECA, 2004).

Por serem muitos cátions metálicos similares no tamanho, como por exemplo,  $Mn^{2+}$ ,  $Fe^{2+}$ ,  $Co^{2+}$ ,  $Ni^{2+}$ ,  $Cu^{2+}$ ,  $Zn^{2+}$ , todos com diâmetros entre 138 e 160 pm, as células geralmente não diferem os metais fisiologicamente necessários dos tóxicos, durante a assimilação. Muitos cátions metálicos são transportados através da membrana celular por um processo químico-osmótico que ocorre por proteínas transportadoras que atuam no sistema de transporte inorgânico de metais, ou pelo sistema de assimilação por Mg, os quais são processos não específicos de transporte intracelular, quando as concentrações extracelulares de um metal tóxico são altas (FONSECA, 2004).

Cátions de metais podem se ligar a grupos sulfetos presentes em aminoácidos causando a inibição de enzimas, ou seja, podem exercer toxicidade interferindo em íons fisiológicos, como  $Cd^{2+}$  com  $Zn^{2+}$  ou  $Ca^{2+}$ ,  $Ni^{2+}$  e  $Co^{2+}$  com  $Fe^{2+}$ ,  $Zn^{2+}$  com  $Mg^{2+}$  inibindo a função apropriada para um cátion fisiológico (FONSECA, 2004).

Os mecanismos de bioadsorção, apesar de distintos, podem ocorrer de forma simultânea. Geralmente a adsorção do íon metálico é rápida, reversível e não é o fator limitante na cinética de bioadsorção.

Segundo LIMONS (2008), os mecanismos de bioadsorção podem ser classificados em:

- dependente do metabolismo: transporte através de membrana celular e precipitação;
- independente do metabolismo; precipitação, adsorção física, troca iônica, complexação.

De acordo com a localização do metal removido, os mecanismos podem ser classificados como:

- acumulação extracelular: precipitação;
- sorção na superfície da célula: troca iônica, complexação, adsorção física e precipitação;
- acumulação intracelular: transporte através de membrana.

A troca iônica é identificada como o principal mecanismo de bioadsorção de metais. Esta hipótese foi formulada a partir de estudos que revelaram uma diminuição da bioadsorção de cátions metálicos à medida que o pH diminui. Como muitos metais precipitam em pH maior que 5,5; inicialmente considerou-se que com altos valores de pH, os metais poderiam se acumular dentro das células e em capilaridades da parede celular por mecanismo combinado de sorção-microprecipitação. Entretanto, experimentos realizados em bateladas, sem ajuste de pH, revelaram que a sorção de metais pesados por biomassa tratada com ácido causa um decréscimo do pH da solução. A partir desses resultados confirma-se a hipótese de troca iônica entre prótons e metais pesados (LIMONS, 2008).

Segundo LIMONS (2008), a bioadsorção, operando como uma parte de um sistema de tratamento de efluente bem integrado, é viável para uma grande variedade de resíduos com baixas concentrações de metais pesados, utilizando moderada quantidade de biomassa para seqüestrar metais tóxicos de efluentes.

OLIVEIRA et al. (1997) observaram precipitados contendo N, P, Ca, S, Fe e Al em lodo granular de reator UASB e ABREU NETO & OLIVEIRA (2009) verificaram remoções de 80 a 96% para Cu, Fe e Zn, de 50 a 82% para N, Ca e Mn, e de 40 a 59% para P em reator anaeróbio compartimentado, ambos tratando águas residuárias de suinocultura.

### III. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1. Localização

O município de Araraquara está localizado na região central do Estado de São Paulo, tendo como coordenadas geográficas 21°47'37" (latitude sul) e 48°10'52" (longitude oeste), com uma altitude média de 646 m em relação ao nível do mar. Área atual de 1.312 km<sup>2</sup>, cerca de 80 km<sup>2</sup> ocupados pelo espaço urbano e com uma estimativa de população de 199.575 habitantes, segundo o censo de 2008 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2008).

O abastecimento de água do município é realizado pelo Departamento Autônomo de Água e Esgotos – DAAE, que possui duas Estações de Tratamento de Água e uma Estação de Tratamento de Esgotos. A cidade conta com 65.741 ligações domiciliares de água e esgoto, 1.054 km de redes de água, 920 km de redes de esgotos, atingindo assim uma produção média de 70.000 m<sup>3</sup> por dia de água tratada para abastecimento público com capacidade de reservação de 44.100 m<sup>3</sup> e tratamento médio de 45.000 m<sup>3</sup> por dia de esgotos, correspondendo a 100% do abastecimento de água e do tratamento de esgotos.

Atualmente, a cidade é abastecida por três sistemas de captação superficial e treze sistemas de captação subterrânea, sendo 50% da água captada superficialmente e 50% de poços profundos que retiram sua produção do Aquífero Guarani.

Também a cidade é privilegiada por possuir sistemas de coleta seletiva e todos os resíduos sólidos gerados (domiciliar e de saúde) são encaminhados para o aterro sanitário, com uma geração média de aproximadamente 165 t/dia.

O parque industrial do município conta com setores mecânico, metalúrgico, têxtil, de produtos alimentares e de vestuário.

O município de Araraquara situa-se no divisor de duas grandes bacias hidrográficas, sendo 65% do território pertencente à Bacia do Tietê-Jacaré ao sul e 35% pertencente à Bacia do Mogi-Guaçu ao norte. As bacias hidrográficas do Tietê-Jacaré e



Mogi-Guaçú é definida pela Lei 9.034/94 pertencentes à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRH) 13 e 9, respectivamente (MACEDO, 2007).

Os dois principais cursos de água que atravessam a área urbana de Araraquara são o Ribeirão do Ouro, que deságua no Rio Chibarro, e o Ribeirão das Cruzes, ambos afluentes do Rio Jacaré-Guaçú, na Bacia do Tietê-Jacaré.

O Ribeirão das Cruzes é responsável por aproximadamente 35% do abastecimento público e tem sua nascente dentro da área urbana, possuindo uma sub-bacia de 173 km<sup>2</sup>. No Ribeirão das Cruzes, há dois importantes mananciais destinados ao abastecimento público: a captação das Cruzes e a captação Paiol. O Ribeirão das Cruzes possui uma vazão de 1.976,40 m<sup>3</sup>/h e está enquadrado como rio classe 2 de acordo com a Resolução CONAMA 357 de 17 de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água (BRASIL, 2005).

Na área rural, localizam-se o córrego Itaquerê e a Represa Anhumas. No trecho inicial da Represa Anhumas localizada a noroeste do município de Araraquara foi construída a represa de captação para abastecimento humano. A área de drenagem corresponde a um total de 94,41 km<sup>2</sup>, onde se verificam a predominância dos cultivos agrícolas. Este manancial também está enquadrado como rio classe 2 de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005).

### 3.1.1. Clima

Com base na classificação climática proposta por Köeppen, existe na bacia hidrográfica do Tietê-Jacaré dois tipos climáticos, com domínio do tipo Cwa e pequenas áreas de ocorrência de Cwb (IPT, 2000).

O clima Cwa é quente e úmido, com inverno seco. Apresenta no mês mais seco, chuvas inferiores a 30 mm; temperaturas médias superiores a 22 °C no mês mais quente e temperaturas menores que 18 °C no mês mais frio. Já o clima Cwb tem características de clima úmido, com períodos secos. Os totais de chuvas nos meses mais secos são menores que 30 mm; a temperatura média no mês mais quente é inferior a 22 °C, e no mês mais frio é inferior a 18 °C.

Segundo o IPT (2000), analisando a variabilidade espacial das chuvas no período de 1971 – 1993, identificaram-se três grandes conjuntos para a bacia hidrográfica Tietê-Jacaré. O primeiro, com chuvas médias anuais superiores a 2.000 mm; o segundo, com médias anuais entre 1.500 e 2.000 mm; e o terceiro com chuvas anuais entre 1.100 e 1.500 mm. O município de Araraquara está inserido no segundo conjunto.

Também se observa na bacia, um comportamento de distribuição das chuvas, com valores que variam em torno de 1.200 a 1.600 mm, sendo os maiores valores registrados na região de São Carlos, pela influência do relevo, e os menores, no entorno de Pederneiras. De acordo com os dados do IPT (2000), Araraquara apresenta uma média anual de 1.300 mm de chuva.

Na bacia do Tietê-Jacaré, como na maior parte do estado, o período chuvoso ocorre de outubro a março, sendo o trimestre mais chuvoso o de dezembro a fevereiro. O período mais seco vai de abril a setembro, com o trimestre mais seco entre junho e agosto.

Quanto à temperatura, estas são condicionadas pela altitude e latitude de cada lugar. No Estado de São Paulo, as temperaturas diminuem de norte/noroeste para sul/sudoeste, sendo mais baixas nas porções serranas e aumenta em direção à baixada litorânea (IPT, 2000). Assim, na bacia do Tietê-Jacaré, as temperaturas médias anuais variam de 21 a 23 °C; as médias máximas, em janeiro, situam-se entre 29 e 32 °C; e a média das mínimas, em julho, entre 11 e 13 °C.

### 3.1.2. Descrição da ETA Fonte de Araraquara

O trabalho foi realizado com o lodo da Estação de Tratamento de Água – ETA Fonte, e os reatores UASB foram montados nas dependências do Departamento Autônomo de Água e Esgotos – DAAE de Araraquara (Figura 3.1).

A ETA Fonte, construída em 1969, recebe água de dois mananciais da cidade, o Ribeirão das Cruzes e o Ribeirão Anhumas e trata através do processo convencional

utilizando cloreto férrico como coagulante primário, tendo capacidade para tratar uma vazão diária de 600 L/s, totalizando 30.000 m<sup>3</sup> por dia.

Através de adutoras a água bruta captada é conduzida a Estação ETA Fonte até a câmara de chegada onde é adicionada a cal para ajustar o pH necessário para que ocorra a floculação. Depois é adicionado o coagulante cloreto férrico e a partir deste ponto, a vazão de água coagulada é dividida para dois módulos de floculação, constituído de chicanas que são os floculadores hidráulicos passando para os floculadores mecânicos equipados com agitadores de eixo vertical com paletas paralelas ao eixo. Nesta etapa são formados os flocos onde as impurezas são aderidas. Com a adição da cal e do coagulante durante o processo de tratamento, são utilizados, aproximadamente, 25 t/mês de cal e 45.000 kg/mês de cloreto férrico.



Figura 3.1. Vista da Estação de Tratamento de Água – ETA Fonte.

A água floculada é veiculada aos decantadores por meio de um canal de seção variável, distribuindo-se ao longo do seu comprimento. Na etapa de decantação as partículas em suspensão mais pesadas irão se depositar no fundo do decantador por

ação da gravidade. A água decantada é coletada em calhas e encaminhada para o canal de alimentação dos filtros.

Os filtros rápidos são descendentes e formados por camadas de cascalho grosso, cascalho fino, areia e antracito e funcionam por ação da gravidade e sob pressão. Nos filtros são removidas as impurezas retidas da água bruta e dos condicionantes utilizados durante o processo de tratamento.

A próxima etapa é a cloração e a fluoretação, onde a cloração consiste na desinfecção da água através do cloro gasoso e a fluoretação na utilização de flúor sob forma de ácido fluossilícico atuando na prevenção da cárie infantil.

Após o tratamento, a água é analisada através de um controle realizado a cada duas horas onde são verificados os parâmetros de cloro, flúor, pH e turbidez conforme estabelece a Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde, depois é reservada e distribuída para a população.

Os resíduos dos decantadores e das lavagens dos filtros da ETA são lançados no Ribeirão do Ouro através de descargas contínuas. No ano de 2008 foram gerados pela ETA Fonte um volume de 16.407 m<sup>3</sup>/mês de resíduos das descargas dos decantadores e de 14.197 m<sup>3</sup>/mês de resíduos das lavagens dos filtros, representando, respectivamente, uma perda de 1,82% e 1,62%, conforme apresentado na Tabela 3.1.

Tabela 3.1. Volume de água tratada na ETA Fonte e volume de lodo nas descargas dos decantadores e lavagens de filtros no ano de 2008.

Período	Volume de água aduzido à ETA Fonte (m <sup>3</sup> )	Volume de água gasto nas descargas de decantadores (m <sup>3</sup> )	Volume de água gasto nas lavagens dos filtros (m <sup>3</sup> )
Janeiro	965.593	19.005	15.525
Fevereiro	844.628	16.735	14.445
Março	827.678	22.449	14.175
Abril	880.312	17.820	13.365
Mai	843.268	11.079	13.365
Junho	827.139	15.241	13.095
Julho	978.175	16.385	16.875
Agosto	893.284	11.833	11.730
Setembro	869.737	14.104	12.825
Outubro	993.277	16.070	15.050
Novembro	935.394	15.471	15.525
Dezembro	960.832	20.697	14.175
Total	10.819.317	196.889	170.150
Média/mês	901.610	16.407	14.197
Perda (%)	100	1,82	1,62

### 3.2. Resíduos gerados na ETA Fonte

A ETA Fonte possui dois decantadores de alta taxa, com perfis retangulares, cada decantador possui quatro conjuntos de três válvulas, uma maior ao centro e duas menores nas laterais (Figura 3.2).

Para a realização de uma descarga de fundo de um dos decantadores, as três válvulas de cada conjunto são abertas durante 5 minutos, um conjunto por vez em seqüência. De acordo com as necessidades operacionais são realizadas, duas descargas por dia em cada decantador, em turnos diferentes.



Figura 3.2. Conjunto de válvulas utilizadas para descarga do decantador.

O levantamento do volume de descarga de um decantador foi realizado através da abertura de um dos conjuntos de três válvulas durante o tempo de 5 minutos. Durante este tempo, a vazão afluyente no decantador foi de 166 L/s, e notou-se o rebaixamento do nível interno do decantador durante a descarga através de uma régua instalada na parte interna.

O volume de descarga pode ser calculado somando a variação do volume interno do decantador durante a descarga ao volume que entrou no decantador. Para o cálculo do volume interno, mediu-se o nível de água no início e no final da descarga, sendo que houve um rebaixamento de 26 cm e os decantadores tem 65 cm de profundidade, portanto o volume calculado das descargas de cada decantador é de 320 m<sup>3</sup>.

A ETA Fonte possui seis filtros com seis repartições cada e são lavados através do sistema de retrolavagem com insuflação de ar, seguida da lavagem com água no sentido ascensional, durante um período de 10 a 15 minutos ou até a clarificação da água, dependendo das condições do filtro (Figura 3.3).



Figura 3.3. Procedimento de lavagem de filtro.

A lavagem de um filtro na ETA Fonte é realizada a cada 6 horas quando o nível de água no interior dos filtros atingirem a cota da carga hidráulica máxima, e, portanto lavando-se os filtros somente quando necessário, atingindo um volume de água, em média, de 170 m<sup>3</sup> durante a lavagem de cada filtro.

Os resíduos gerados nos decantadores e filtros da ETA Fonte foram coletados separadamente para uma primeira caracterização. As amostras da água da descarga do decantador e da água de lavagem de filtros foram coletadas uma vez por semana no período de um mês. Os atributos foram analisados de acordo com a 20<sup>a</sup> edição do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WPCF, 1998) e as análises foram realizadas no laboratório físico-químico e microbiológico do DAAE. Na Tabela 3.2 estão expressos os valores médios encontrados no resíduo da descarga do decantador e do resíduo da lavagem de filtro. Em 2008 foram realizadas análises de metais das águas das descargas dos decantadores e das lavagens dos filtros, por um laboratório terceirizado, conforme descrito na Tabela 3.3.

Tabela 3.2. Valores médios encontrados no resíduo da descarga de decantador e da lavagem de filtro, no mês de outubro de 2009.

Atributos	Resíduo da descarga do decantador	Resíduo da lavagem de filtro
DQO (mg/LO <sub>2</sub> )	206	83
pH	8,85	8,70
Condutividade (us/cm)	162	155
Sólidos Totais (mg/L)	2.120	1.132
Sólidos Fixos (mg/L)	1.607	754
Sólidos Voláteis (mg/L)	513	378
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	1.919	607
Sólidos Suspensos Fixos (mg/L)	1.525	491
Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)	394	116
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	408	525
Sólidos Dissolvidos Fixos (mg/L)	220	263
Sólidos Dissolvidos Voláteis (mg/L)	188	262
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	264	68
Turbidez (NTU)	1.803	677
Cor (mg/L Pt-Co)	5.489	2.428
Cloreto (mg/L Cl)	20	20
Nitrogênio Amoniacal (mg/L N)	0,33	0,26
Nitrato (mg/L N)	0,20	0,30
Nitrito (mg/L N)	0,01	0,01
Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L N)	6,72	5,88
Fósforo Total (mg/L P)	1,61	0,92
Ferro Total (mg/L Fe)	178	128
Manganês Total (mg/L Mn)	1,69	0,84
Coliformes Totais (UFC/100mL)	2,4 x 10 <sup>4</sup>	1,3 x 10 <sup>4</sup>
Escherichia coli (UFC/100mL)	1,4 x 10 <sup>3</sup>	7,8 x 10 <sup>2</sup>
Temperatura da Amostra (°C)	25	25
Temperatura Ambiente (°C)	26	26

Fonte: Laboratório físico-químico e microbiológico – DAAE (2009).



Tabela 3.3. Caracterização das águas de descarga dos decantadores e das lavagens dos filtros da ETA Fonte, no ano de 2008.

Atributos	Resíduo da descarga do decantador	Resíduo da lavagem de filtro
Zinco (mg/L Zn)	1,68	0,44
Chumbo (mg/L Pb)	< 0,01	< 0,01
Cádmio (mg/L Cd)	< 0,0006	< 0,0006
Níquel (mg/L Ni)	< 0,008	< 0,008
Ferro (mg/L Fe)	282,00	90,60
Manganês (mg/L Mn)	2,80	0,92
Cobre (mg/L Cu)	0,18	0,09
Cromo (mg/L Cr)	0,08	0,12
Prata (mg/L Pt)	< 0,001	< 0,001
Cálcio (mg/L Ca)	16,60	17,66
Magnésio (mg/L Mg)	2,53	1,02
Cobalto (mg/L Co)	< 0,001	< 0,001
Lítio (mg/L Li)	< 0,01	< 0,01
Sódio (mg/L Na)	1,80	1,00
Potássio (mg/L K)	2,20	2,60
Alumínio (mg/L Al)	< 0,01	< 0,01

Fonte: Hidrosan Engenharia (2008).

### 3.3. Resíduos gerados na ETE Araraquara

A Estação de Tratamento de Esgotos da cidade de Araraquara – ETE Araraquara, cuja construção teve início em 1998 iniciando sua operação em 1999, foi projetada para tratar 100% dos esgotos domésticos coletados.

Foram construídos dois módulos de tratamento, cada módulo formado por uma lagoa aerada, uma lagoa de sedimentação e uma lagoa para a disposição do lodo excedente.

Está localizada na bacia do Médio Tietê, UGRH 13 - Tietê-Jacaré, tendo como corpo receptor o Ribeirão das Cruzes, enquadrado como classe 4 de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005).

Os esgotos são enviados ao sistema de tratamento por gravidade através de emissários. Passam por um tratamento preliminar constituído por um sistema de gradeamento com espaçamento de 20 mm e processo de remoção de detritos através de caixas de areia mecanizadas equipadas com raspador de fundo do tipo circular com roscas transportadoras helicoidais. Posteriormente passam por peneiras mecanizadas com espaçamento de 6 mm.

Após o tratamento preliminar, os esgotos são encaminhados para a caixa de distribuição de vazão, onde são encaminhados para as lagoas aeradas com capacidade suficiente para um tempo de detenção médio de 3 dias, considerando a vazão nominal média de cada módulo de 400 L/s. Em seguida são enviados para as lagoas de sedimentação, com tempo médio de detenção de 2 dias. O efluente já tratado das lagoas de sedimentação é lançado no Ribeirão das Cruzes.

O volume total de esgotos tratado na ETE Araraquara no ano de 2008 foi de 12.497.296 m<sup>3</sup>.

Na Tabela 3.4 estão contidos os valores médios das análises físico-químicas e microbiológicas do afluente e efluente da ETE Araraquara realizadas em março de 2009. Neste ano, foram realizadas análises de metais para as amostras do afluente (esgoto bruto) que chega à ETE Araraquara e do lodo retirado das lagoas de sedimentação.

Os atributos analisados por laboratório terceirizado foram realizados de acordo com a 20ª edição do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WPCF, 1998), e estão apresentados na Tabela 3.5.

Tabela 3.4. Valores médios dos atributos analisados no mês de março de 2009 para o afluente e efluente da ETE Araraquara.

Atributos	Afluente	Efluente
DQO (mg/LO <sub>2</sub> )	544	269
DBO (mg/LO <sub>2</sub> )	218	65
pH	7	8
Condutividade (us/cm)	707	691
Sólidos Totais (mg/L)	651	458
Sólidos Fixos (mg/L)	306	278
Sólidos Voláteis (mg/L)	354	180
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	162	100
Sólidos Suspensos Fixos (mg/L)	25	16
Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)	138	84
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	489	358
Sólidos Dissolvidos Fixos (mg/L)	281	262
Sólidos Dissolvidos Voláteis (mg/L)	207	96
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	4	0
Turbidez (NTU)	-	239
Cor (mg/L Pt-Co)	-	622
Cloreto (mg/L Cl)	56	53
Nitrogênio Amoniacal (mg/L N)	21,90	25,60
Nitrato (mg/L N)	1,10	1,40
Nitrito (mg/L N)	0,05	0,10
Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L N)	40,30	39,50
Fósforo Total (mg/L P)	6,70	6,22
Substâncias Solúveis em Hexano (mg/L)	54	16
Coliformes Totais (UFC/100mL)	9,4 x 10 <sup>7</sup>	1,9 x 10 <sup>6</sup>
Escherichia coli (UFC/100mL)	5,4 x 10 <sup>6</sup>	7,8 x 10 <sup>4</sup>
Temperatura da Amostra (°C)	20	20
Temperatura Ambiente (°C)	31	31

Fonte: Laboratório físico-químico e microbiológico – DAAE (2009).

Tabela 3.5. Valores de metais encontrados nas amostras do afluente e do lodo da ETE Araraquara em 2008.

Atributos	Afluente	Lodo
Zinco (mg/L Zn)	9,00	150,00
Chumbo (mg/L Pb)	< 0,01	< 0,02
Cádmio (mg/L Cd)	< 0,0006	< 0,0006
Níquel (mg/L Ni)	< 0,008	< 0,008
Ferro (mg/L Fe)	77,99	2800,00
Manganês (mg/L Mn)	1,98	21,02
Cobre (mg/L Cu)	-	31,00
Cromo (mg/L Cr)	2,88	42,00
Cálcio (mg/L Ca)	-	99.000,00
Magnésio (mg/L Mg)	-	2.200,00
Cobalto (mg/L Co)	1,44	< 0,001
Lítio (mg/L Li)	-	-
Sódio (mg/L Na)	-	14.000,00
Potássio (mg/L K)	-	3.000,00
Alumínio (mg/L Al)	-	< 0,01

Fonte: Hidrosan Engenharia (2008).

### 3.4. Instalações experimentais

As unidades experimentais, montadas na ETA Fonte – Araraquara, foram constituídas com dois reatores anaeróbios UASB, em escala de bancada.

O reator 1 com volume de 18,4 L, 150 mm de diâmetro e 1.210 mm de altura, construído com tubo de policloreto de vinila (PVC), para a câmara de digestão e com fibra de vidro para o separador de fases e sedimentador, conforme mostrado na Figura 3.4.

O reator 2 com volume de 38 L, 195 mm de diâmetro e 1.080 mm de altura (Figura 3.5), também construído com tubo de policloreto de vinila (PVC), para a câmara de digestão e com fibra de vidro para o separador de fases e sedimentador.



Figura 3.4. Reator 1 – reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) de 18,4 L, em escala de bancada.



Figura 3.5. Reator 2 – reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) de 38 L, em escala de bancada.

Foram montados tanques de 60 L cada para preparação e armazenamento do afluente (tanque de armazenamento) para os dois reatores, sistemas intermitentes de mistura com pás e bombas dosadoras de diafragma para alimentação dos reatores UASB, além de selos hidráulicos constituídos de frascos de vidro e rolhas de borracha para uma boa vedação e gasômetros para quantificação da produção de biogás.

Na Figura 3.6 está um esquema dos reatores utilizados neste experimento, com todos os equipamentos bem como os pontos de coleta do afluente e efluente e os pontos de coleta do lodo dos reatores.

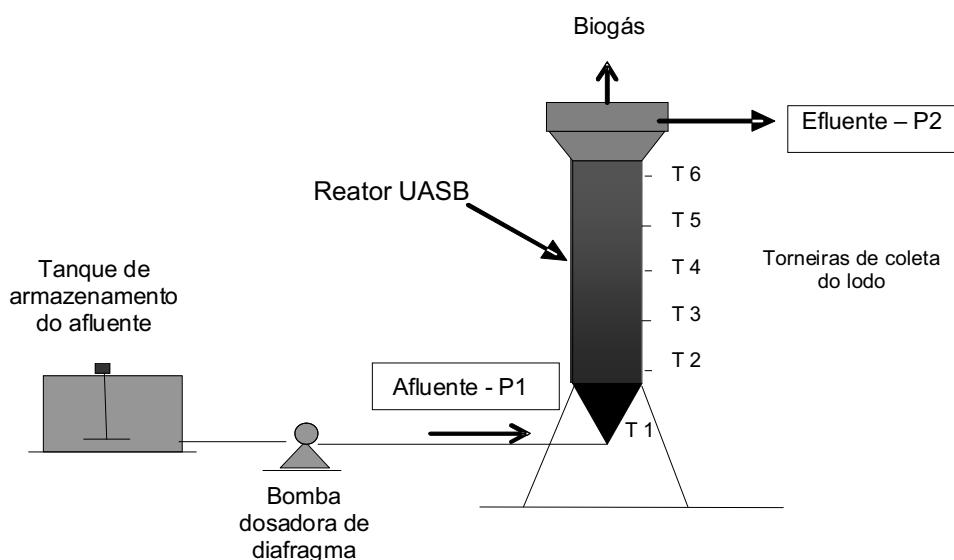


Figura 3.6. Desenho esquematizado do reator anaeróbico UASB e dos pontos de coleta do afluente, efluente e do lodo.

### 3.5. Descrição da operação

O experimento foi dividido em quatro ensaios realizados em períodos diferentes, conforme descritos abaixo, com os reatores UASB operando continuamente com TDH de 24 h.

- Ensaio 1: o afluente utilizado no reator 1 foi o lodo da ETA Fonte, resultante das descargas diárias dos decantadores e das lavagens dos filtros, misturados em volumes iguais, sendo 10 L de lodo da descarga do decantador e 10 L de lodo da lavagem do filtro. Portanto, neste primeiro ensaio, o reator foi alimentado somente com o lodo gerado na ETA Fonte. O período de operação do reator 1 foi de 31 dias, pois com o preenchimento da câmara de digestão devido ao lodo excedente, o reator entrou em colapso.
- Ensaio 2: o reator 1 foi alimentado com mistura de 10 L de lodo de ETA (5 L do decantador e 5 L da lavagem dos filtros) e 10 L esgoto sanitário doméstico proveniente da Estação de Tratamento de Esgotos de Araraquara - ETE, coletado na entrada da lagoa aerada, após o peneiramento, em proporção de 1:1. O período de operação foi de 92 dias.
- Ensaio 3: no reator 1, o afluente utilizado foi preparado com 5 L de lodo de ETA (mistura em volumes iguais de resíduos resultantes da descarga do decantador e da lavagem de filtro) e 15 L de esgoto sanitário doméstico da ETE Araraquara, coletado após o peneiramento, em proporção de 1:3. O período de operação foi de 47 dias.
- Ensaio 4: este ensaio foi realizado em paralelo com o ensaio 3 utilizando o reator 2. O afluente foi composto por 5 L de lodo de ETA (volumes iguais de resíduos resultantes da descarga do decantador e da lavagem de filtro) e 35 L de esgoto sanitário doméstico da ETE Araraquara, coletado após peneiramento, em proporção de 1:7. O período de operação foi de 41 dias.

Para cada ensaio, o reator foi esvaziado e devidamente lavado antes de ser inoculado e alimentado com o novo afluente a ser tratado.

Os tanques de armazenamento foram alimentados todos os dias no período da manhã.

Os afluentes, antes de serem colocados nos tanques de armazenamento, eram peneirados com peneira de malha de 3 mm para a retirada de sólidos grosseiros

presentes no afluente dos reatores UASB, simulando o tratamento preliminar e evitando o entupimento e danos na bomba dosadora.

Nos tanques de armazenamento, o afluente era misturado por meio de um sistema intermitente de mistura com pás, evitando a sedimentação dos resíduos no fundo dos tanques.

Para cada reator foi calculada a vazão das bombas dosadoras de diafragma para a alimentação, considerando-se o volume de cada reator e o tempo de detenção hidráulica (TDH), o qual foi de 24 h. Resultou, para o reator 1, a vazão de 12,8 mL/min, e para o reator 2, 26,4 mL/min.

As condições de operação dos reatores nos ensaios 1, 2, 3 e 4 estão descritas na Tabela 3.6.

Tabela 3.6. Condições de operação dos reatores UASB nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

Atributos	Ensaio			
	1	2	3	4
Duração (dias)	31	92	47	41
TDH (h)	24	24	24	24
DQO total afluente (mg/L)	161	458	519	1.174
SST afluente (mg/L)	918	2.109	1.146	3.072
SST lodo de ETA (mg/L)	918	1.909	946	2.872
COV (g DQOtotal /L reator d)	0,161	0,458	0,519	1,17
Velocidade superficial (m/h)	0,044	0,044	0,044	0,053

TDH - tempo de detenção hidráulica; SST - sólidos suspensos totais; DQO - demanda química de oxigênio; COV - carga orgânica volumétrica.

Para a partida dos reatores UASB, nos quatro ensaios, foi utilizado, como inóculo, lodo proveniente de reatores UASB, em escala piloto, tratando águas residuárias de suinocultura, instalados no Departamento de Engenharia Rural da UNESP de Jaboticabal. Na Tabela 3.7 estão apresentadas as concentrações de sólidos totais e sólidos voláteis dos lodos utilizados como inóculos nos reatores UASB nos ensaios 1, 2, 3 e 4.



Tabela 3.7. Concentrações de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) do lodo anaeróbio utilizado como inóculo nos reatores UASB nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

Ensaio	ST (mg/L)	SV (mg/L)
1	41.588	30.174
2	14.544	11.059
3 e 4	51.752	37.498

O volume de lodo anaeróbio adicionado no reator UASB nos ensaios 1, 2 e 3 foi de 6 L. No ensaio 4, para o reator 2, foram 12 L. Esses valores corresponderam a 30% do volume dos reatores.

### 3.6. Amostragem e análises de acompanhamento

#### 3.6.1. Amostragem

As amostras foram coletadas nos dois reatores UASB nos ensaios 1, 2, 3 e 4 em dois pontos: na entrada do afluente no reator, após a bomba dosadora e na saída do efluente, na tubulação da canaleta do decantador dos reatores UASB, conforme pode ser observado na Figura 3.6, onde temos P1, para o afluente e P2 para o efluente. As amostras do afluente e do efluente dos reatores foram coletadas duas vezes por semana, no período da manhã. As amostras do afluente foram coletadas de forma pontual, e as amostras do efluente, coletadas de forma composta, em virtude da pequena vazão na saída dos reatores, os frascos demoravam a completar 1 L, aproximadamente 4 h.

Também foram coletadas, semanalmente, amostras de lodo presente na câmara de digestão dos reatores. No reator 1, foram coletadas amostras em cinco torneiras instaladas equidistantes a partir da entrada do reator (T1) e ao longo da câmara de digestão (T2 a T5), e no reator 2, em seis torneiras, a partir da entrada do reator (T1) e ao longo da câmara de digestão (T2 a T6), conforme esquematizado na Figura 3.6.

As amostras foram coletadas em frascos plásticos de 1L e levadas para o laboratório, onde foram refrigeradas e armazenadas a temperatura de 4 °C .

### 3.6.2. Análises de acompanhamento da operação

As análises foram realizadas no laboratório físico-químico e microbiológico do DAAE e no laboratório de Digestão Anaeróbia do Departamento de Engenharia Rural da UNESP, câmpus de Jaboticabal.

Os atributos analisados no afluente e no efluente dos reatores foram: pH, demanda química de oxigênio total (DQO total), DQO dissolvida (DQO diss) e DQO da fração devido aos sólidos suspensos (DQO ss); sólidos totais (ST), fixos (SF) e voláteis (SV); sólidos suspensos totais (SST), fixos (SSF) e voláteis (SSV); nitrogênio Kjeldahl (NK), nitrogênio amoniacal (N-am) e nitrogênio orgânico (N-org); fósforo total (P-total), cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), sódio (Na), níquel (Ni), cobalto (Co), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cromo (Cr) e zinco (Zn); coliformes totais; *Escherichia coli* conforme metodologia do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WPCF,1998). Também foi medida a temperatura das amostras do afluente, efluente e do ar, no momento da coleta com termômetro digital. As análises para determinação da alcalinidade total (AT), parcial (AP) e intermediária (AI) foram realizadas conforme descrito por JENKINS et al. (1983); e as análises para a determinação de ácidos voláteis totais (AVT) de acordo com DILALLO & ALBERTSON (1961).

Para as amostras de lodo coletadas dos reatores foram realizadas análises para determinação de sólidos totais (ST), fixos (SF) e voláteis (SV); nitrogênio (N), fósforo total (P-total), cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), sódio (Na), níquel (Ni), cobalto (Co), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cromo (Cr) e zinco (Zn); coliformes totais; e *Escherichia coli*, conforme metodologia descrita no Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WPCF,1998).

A periodicidade, o método e a referência bibliográfica da metodologia dos atributos analisados durante a operação dos ensaios 1, 2, 3 e 4 para o afluente, efluente e o lodo estão resumidos na Tabela 3.8.

Tabela 3.8. Atributos, freqüências, métodos e referências bibliográficas das análises e exames realizados nas amostras do afluente, efluente e lodo dos reatores UASB.

Afluente e Efluente dos Reatores					
Atributos	Frequência	Métodos	Referência		
pH	2x semana	pHmetro	APHA, (1998)	AWWA,	WPCF
DQOtotal; DQOdiss e DQOss	2x semana	Método colorimétrico e digestão com refluxo fechado, leitura em espectrofotômetro	APHA, (1998)	AWWA,	WPCF
Sólidos totais (ST), fixos (SF) e Voláteis (SV); Sólidos Suspensos Totais (SST), Fixos (SSF) e Voláteis (SSV)	2x semana	Gravimetria	APHA, (1998)	AWWA,	WPCF
Nitrogênio Kjeldahl (NK), Nitrogênio amoniacal (N-am) e Nitrogênio orgânico (N-org)	2x semana	Método Kjeldahl	APHA, (1998)	AWWA,	WPCF
Ca, Mg, K, Cu, Fe, Mn, Na, Ni, Co e Zn	2x semana	Digestão nítrico-perclórico e leitura espectrofotômetro absorção atômica	APHA, (1998)	AWWA,	WPCF
Fósforo total	2x semana	Digestão nítrico-perclórico e leitura espectrofotômetro	APHA, (1998)	AWWA,	WPCF
Coliformes Totais e Escherichia coli	2x semana	Membrana filtrante	APHA, (1998)	AWWA,	WPCF
Alcalinidade Total (AT), Parcial (AP) e Intermediária (AI)	2x semana	Titulação	APHA, (1998)	AWWA,	WPCF
Ácidos Voláteis Totais (AVT)	2x semana	Titulação	JENKINS et al. (1983)		
Temperatura	2x semana	Termômetro	DILLALO & ALBERTSON (1961)	AWWA,	WPCF
			APHA, (1998)		
Lodo dos Reatores					
Sólidos Totais (ST), Fixos (SF) e Voláteis (SV)	1x semana	Gravimetria	APHA, (1998)	AWWA,	WPCF
Nitrogênio (N)	1x semana	Método Kjeldahl	APHA, (1998)	AWWA,	WPCF
Ca, Mg, K, Cu, Fe, Mn, Na, Ni, Co e Zn	1x semana	Digestão nítrico-perclórico e leitura espectrofotômetro absorção atômica.	APHA, (1998)	AWWA,	WPCF
Fósforo total	1x semana	Digestão nítrico-perclórico e leitura espectrofotômetro	APHA, (1998)	AWWA,	WPCF
Coliformes Totais e Escherichia coli	1x semana	Membrana filtrante	APHA, (1998)	AWWA,	WPCF

### 3.7. Análise estatística

O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado (DIC) com quatro tratamentos: ensaios 1, 2, 3 e 4. As repetições para cada atributo analisado foram os resultados das amostragens no tempo, cujos valores foram 9, 24, 13 e 12, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente.

Foram realizadas análises de variância pelo teste F e a comparação de médias com o teste de Tukey (a 5% de probabilidade) para experimento com números diferentes de repetições dos tratamentos.

## IV. RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 4.1. Demanda química de oxigênio (DQO)

Os valores médios da DQO total do afluente foram de 161, 458, 519 e 1.174 mg/L, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente (Tabela 4.1).

DI BERNARDO et al. (1999) caracterizaram os resíduos líquidos da ETA Araraquara e encontraram DQO de 150 a 540 mg/L na descarga do decantador e 64 mg/L na lavagem dos filtros. DI BERNARDO & DANTAS (2005) observaram DQO de 140 mg/L no lodo de descarga de decantador.

Considerando-se a mistura de ambos os resíduos (água da descarga de decantador e lavagem de filtros) na proporção de 1:1 (em volume), nesta pesquisa, o valor médio de DQO total de 161 mg/L no ensaio 1, está compreendido nos limites inferiores das faixas citadas. Isto pode ter ocorrido em virtude da melhoria da qualidade da água bruta resultante das medidas de proteção dos mananciais de captação.

O aumento da DQO total do afluente, a partir do ensaio 2, ocorreu devido a adição do esgoto sanitário doméstico em volumes crescentes, sendo 50% no ensaio 2, 75% no ensaio 3 e 87,5% no ensaio 4. Apesar disso, as médias nos ensaios 1, 2 e 3 não diferiram significativamente.

No efluente dos reatores UASB, os valores médios da DQO total nos quatro ensaios foram de 31, 87, 88 e 106 mg/L (Tabela 4.1), respectivamente. Nos ensaios 2, 3 e 4 foram significativamente maiores do que no ensaio 1 ( $p < 0,05$ ).

As médias da eficiência de remoção da DQO total foram de 75% no ensaio 1, 79% no ensaio 2, 82% no ensaio 3 e de 83% no ensaio 4 (Tabela 4.1), e não diferiram entre si, mesmo com as adições crescentes de esgoto sanitário doméstico nos ensaios 2, 3 e 4.

Os valores médios da DQOss no afluente, resultante da diferença entre DQO total e a DQO dissolvida, corresponderam, na média, a 73, 87, 81 e 90% da DQO total nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente.

Tabela 4.1. Valores médios e respectivos coeficientes de variação (CV em %) da demanda química de oxigênio total (DQO<sub>total</sub>), dissolvida (DQO<sub>diss.</sub>) e dos sólidos suspensos (DQO<sub>ss</sub>) nos afluentes e efluentes, e das eficiências de remoção (%), obtidos durante a operação dos reatores UASB nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

Atributos		E 1		E 2		E 3		E 4		CV	F
DQO total (mg/L O <sub>2</sub> )	Afluente	161	b	458	b	519	b	1.174	a	96	6,7 **
	Efluente	31	b	87	a	88	a	106	a	44	8,0 **
	Eficiência	75		79		82		83		19	0,5 <sup>ns</sup>
DQO diss. (mg/L O <sub>2</sub> )	Afluente	44	b	57	b	99	a	114	a	44	12,6 **
	Efluente	23	c	51	b	65	ab	75	a	41	10,4 **
	Eficiência	49	a	13	b	32	ab	29	ab	82	6,8 **
DQO ss (mg/L O <sub>2</sub> )	Afluente	118	b	401	b	420	b	1.060	a	109	6,1 **
	Efluente	6		37		23		32		114	2,2 <sup>ns</sup>
	Eficiência	77		90		93		94		19	2,2 <sup>ns</sup>

E 1 – Ensaio 1, E 2 – Ensaio 2, E 3 – Ensaio 3 e E 4 – Ensaio 4. Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade ( $p < 0,05$ ); ns – não significativo ao nível de 5% de probabilidade pelo teste F; \* ( $p < 0,05$ ) – significativo ao nível de 5% de probabilidade pelo teste F; \*\* ( $p < 0,01$ ) – significativo ao nível de 1% de probabilidade pelo teste F.

No efluente, os valores médios da DQO<sub>ss</sub> nos ensaios 1, 2, 3 e 4, corresponderam, respectivamente, a 26, 42, 26 e 30% da DQO total. Portanto, a melhoria na qualidade do efluente, para DQO deveu-se à remoção da matéria orgânica suspensa, a qual ocorreu, principalmente, por mecanismos físicos de sedimentação e interceptação na manta de lodo. Em seguida pode ter sido hidrolisada pelos microrganismos anaeróbios, o que ocorreu em menor proporção tendo em vista o aumento da massa de SV do lodo durante a operação dos reatores UASB nos ensaios 1, 2, 3 e 4, conforme descrito no item 4.9.

Os valores médios da eficiência de remoção da DQO<sub>ss</sub> foram de 77, 90, 93 e 94% nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente, e não diferiram entre si (Tabela 4.1).

Nas Figuras 4.1, 4.3, 4.5, 4.7 pode-se observar os valores da DQO total no afluente e efluente dos reatores UASB, nos quatro ensaios realizados durante o período de operação.

Como observado na Tabela 4.1, no ensaio 1 ocorreram os menores valores ( $p < 0,05$ ) de DQO total no efluente, contudo houve aumento acentuado da DQO total do efluente a partir do 24º dia de operação, como pode ser verificado na Figura 4.1.

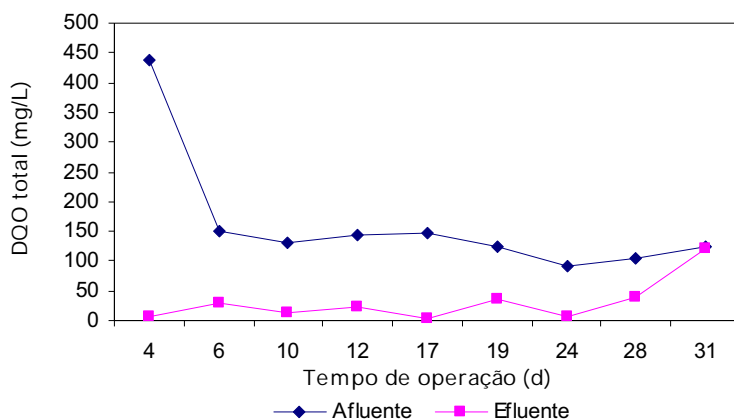


Figura 4.1. Valores de DQO total no afluente e efluente do reator UASB no ensaio 1.

Durante o ensaio 1, o reator teve alta eficiência de remoção de DQO total, acima de 80% até o 19º dia de operação. Houve diminuição acentuada para até 2%, no 31º dia de operação, caracterizando o colapso do reator (Figura 4.2). Neste ensaio, a queda de eficiência e consequentemente da qualidade do efluente, para DQO, ocorreram em virtude do preenchimento da câmara de digestão com a mistura do lodo anaeróbico e do lodo de ETA, provocando o arraste dos sólidos e aumento da DQOss, o que poderia ser minimizado com o descarte do lodo excedente.

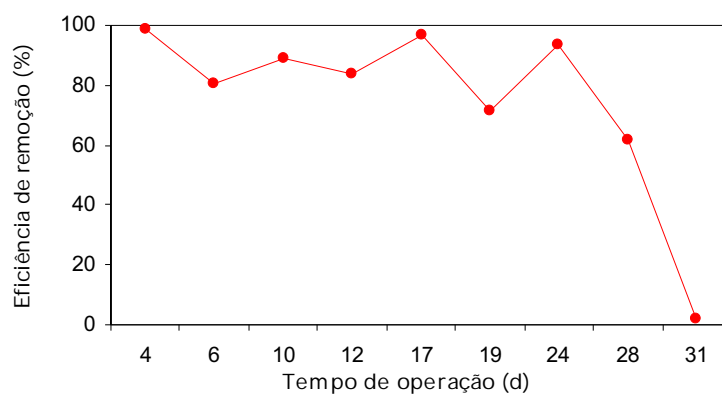


Figura 4.2. Eficiências de remoção da DQO total no reator UASB no ensaio 1.

No ensaio 2 também ocorreu aumento na DQO total no efluente no 59<sup>a</sup> dia de operação, e conseqüentemente, a queda na eficiência, podendo ser caracterizado como algum distúrbio pontual no reator UASB, pois após este evento as remoções de DQO total permaneceram acima de 80%, conforme apresentado nas Figuras 4.3 e 4.4.

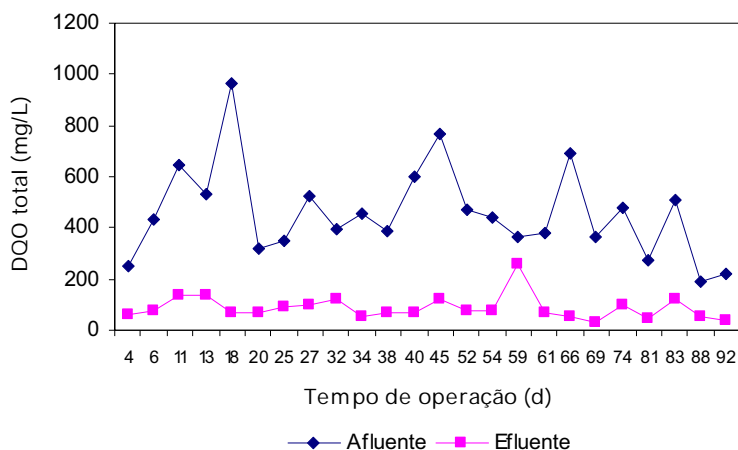


Figura 4.3. Valores da DQO total no afluente e efluente do reator UASB no ensaio 2.

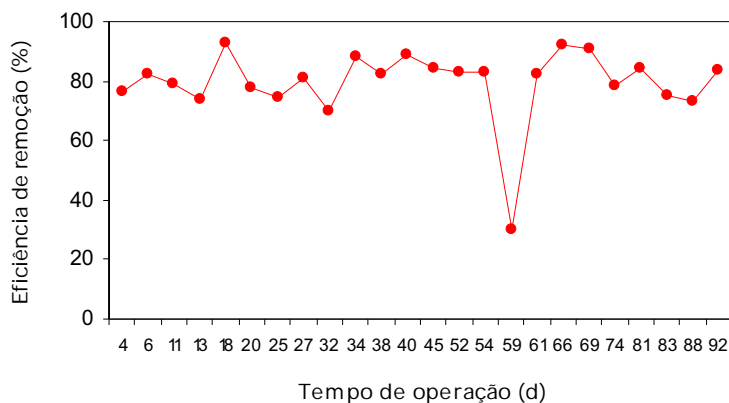


Figura 4.4. Eficiências de remoção da DQO total no reator UASB no ensaio 2.

Nos ensaios 2, 3 e 4, em virtude da mistura do lodo de ETA com o esgoto sanitário doméstico, não ocorreu o preenchimento da câmara de digestão no mesmo período que ocorreu no ensaio 1. Portanto, prolongando o intervalo de tempo para o



descarte de lodo excedente, com durações superiores a 28 dias, sem prejuízos para as eficiências de remoção de DQO total e DQOss, e para a qualidade do efluente que comprometesse acentuadamente a sua disposição final, mantendo-se a estabilidade do reator UASB, conforme pode ser observado nas Figuras 4.3, 4.4, 4.5, 4.6, 4.7 e 4.8.

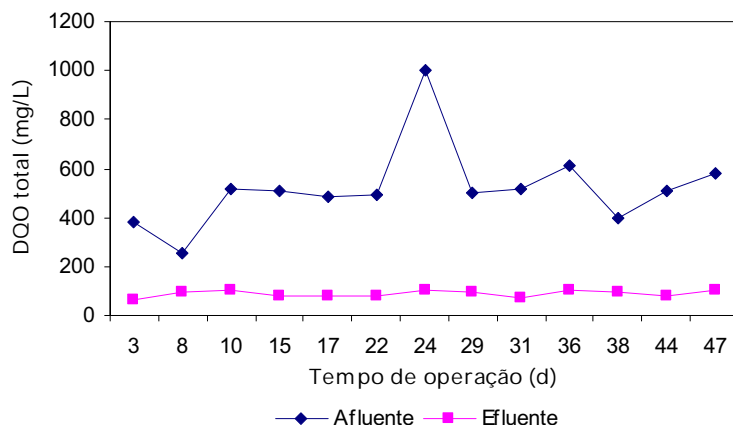


Figura 4.5. Valores da DQO total no afluente e efluente do reator UASB no ensaio 3.

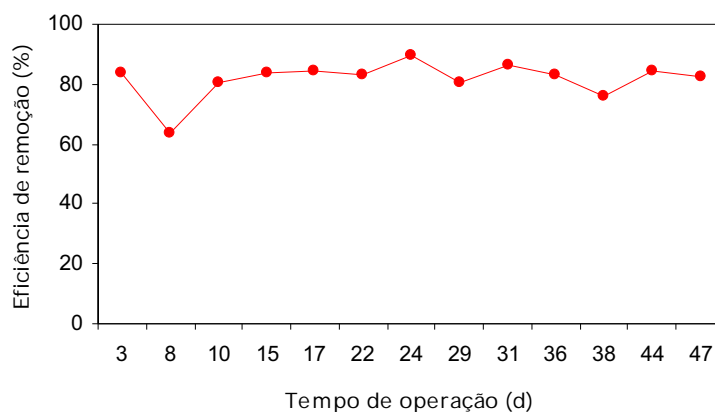


Figura 4.6. Eficiências de remoção da DQO total no reator UASB no ensaio 3.

Observa-se, nas Figuras 4.3, 4.4, 4.5, 4.6, 4.7 e 4.8, que nos ensaios 2, 3 e 4 ocorreram valores elevados de DQO total no afluente em determinados períodos em virtude da elevação da concentração de matéria orgânica do esgoto sanitário doméstico adicionado ao lodo de ETA. Mesmo com os choques de carga orgânica, os reatores

UASB mantiveram bom desempenho, com valores de eficiência de remoção de DQO total acima de 75% nos ensaios 2, 3 e 4, garantindo a qualidade do efluente para DQO total.

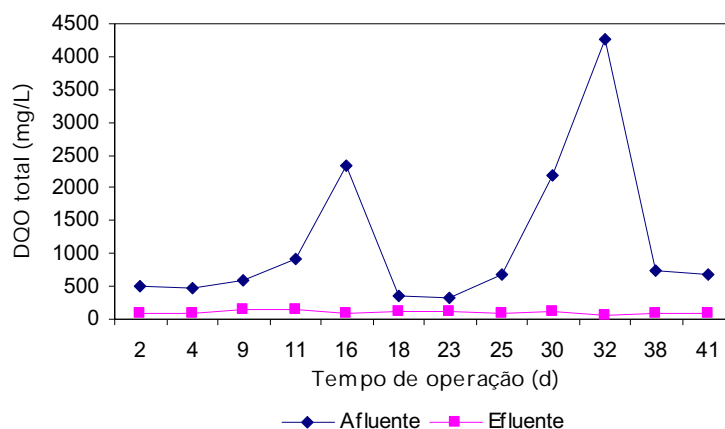


Figura 4.7. Valores da DQO total no afluente e efluente do reator UASB no ensaio 4.

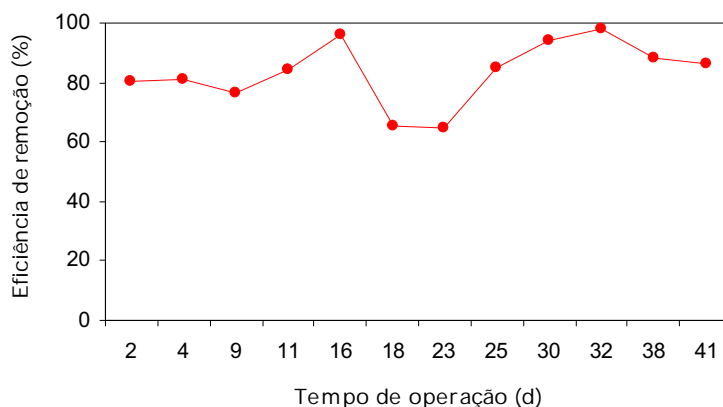


Figura 4.8. Eficiência de remoção da DQO total no reator UASB no ensaio 4.

Rosário (2007) tratando esgoto sanitário doméstico em reator UASB com TDH de 8 h, adicionou 50 e 75 mg/L de SST de lodo de ETA e obteve eficiência média de remoção de DQO total de 67% com as duas doses e efluentes com DQO total de 149 e 146 mg/L. Nesse trabalho, aumentando-se o TDH para 24 h e mesmo utilizando

somente o lodo de ETA e mistura do lodo de ETA em maior doses com o esgoto sanitário doméstico, foi possível obter maiores remoções de DQO total e efluente com menores valores médios de DQO total (Tabela 4.1).

Nos ensaios 1, 2 e 3, as COV médias de 0,16; 0,46 e 0,52 g DQO total/L d foram menores do que a COV de 1,35 g DQO total/Ld utilizada por ROSÁRIO (2007). No entanto, mesmo no ensaio 4, com COV média de 1,20 g DQO total/L d, os valores de eficiência de remoção foram maiores (83%) e a DQO total do efluente menor (106 mg/L), indicando que o reator UASB pode acomodar maiores quantidades de lodo de ETA no afluente sem deterioração do desempenho para a qualidade do efluente.

Os melhores resultados podem ser atribuídos, também, às menores velocidades superficiais, de 0,044 (ensaios 1, 2 e 3) e 0,053 m/h (ensaio 4), e da carga hidráulica volumétrica, de 1 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> d, em relação às utilizadas por ROSÁRIO (2007), as quais foram de 0,49 m/h e 3 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> d.

No Decreto Estadual 8.684/1976 do Estado de São Paulo (SÃO PAULO, 1976), o padrão de lançamento de efluentes em corpos d'água para DBO é de 60 mg/L. Considerando-se a relação DQO/DBO de 2/1 (METCALF & EDDY, 2003), nos ensaios 1, 2, 3 e 4 o padrão de lançamento deve ter sido atendido. Comparando-se com a Deliberação Normativa COPAM 010/1986, do Estado de Minas Gerais, o limite máximo de DQO para lançamentos realizados direta ou indiretamente do efluente em corpos de água é de 90 mg/L, o qual foi atendido nos ensaios 1, 2 e 3, conforme descrito na Tabela 4.1.

#### 4.2. Sólidos totais (ST), fixos (SF) e voláteis (SV) e sólidos suspensos totais (SST), fixos (SSF) e voláteis (SSV)

Os valores médios de ST no afluente foram de 1.948, 3.039, 1.562 e 3.502 mg/L. No efluente foram reduzidos para 169, 343, 405 e 423 mg/L nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente (Tabela 4.2).

DI BERNARDO et al. (1999) citaram concentrações de ST e SV, respectivamente, de 1.700 a 4.750 mg/L e de 300 a 793 mg/L no resíduo de descarga

do decantador, e de 507 e 75 mg/L no resíduo de lavagem de filtros. Os valores médios obtidos no ensaio 1 de 1.948 e 419 mg/L para ST e SV, respectivamente, estão compreendidos nas faixas citadas. A relação média SV/ST do lodo de ETA, afluente no ensaio 1, foi de 0,22; pouco superior aos valores de 0,15 a 0,18 obtidos por DI BERNARDO et al. (1999), confirmando a predominância de sólidos fixos (SF), com 78% dos ST no lodo de ETA.

Tabela 4.2. Valores médios e respectivos coeficientes de variação (CV em %) dos sólidos totais (ST), fixos (SF) e voláteis (SV); e sólidos suspensos totais (SST), fixos (SSF) e voláteis (SSV) nos afluentes e efluentes, e das eficiências de remoção (%), obtidos durante a operação dos reatores UASB nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

Atributos		E 1	E 2	E 3	E 4	CV	F
ST (mg/L)	Afluente	1.948	3.039	1.562	3.502	124	0,1 <sup>ns</sup>
	Efluente	169	343	405	423	25	18,2 <sup>**</sup>
	Eficiência	87	85	73	64	19	7,0 <sup>**</sup>
SF (mg/L)	Afluente	1.530	2.303	1.122	2.264	127	0,8 <sup>ns</sup>
	Efluente	91	208	307	278	26	27,2 <sup>**</sup>
	Eficiência	90	87	72	56	23	9,8 <sup>**</sup>
SV (mg/L)	Afluente	419	743	441	1.237	122	2,2 <sup>ns</sup>
	Efluente	78	136	98	145	49	3,4 <sup>*</sup>
	Eficiência	75	78	77	73	20	0,3 <sup>ns</sup>
SST (mg/L)	Afluente	918	2.109	1.146	3.072	157	1,2 <sup>ns</sup>
	Efluente	63	33	30	28	156	0,9 <sup>ns</sup>
	Eficiência	92	98	97	93	8	2,0 <sup>ns</sup>
SSF (mg/L)	Afluente	725	1.629	764	1.991	153	1,1 <sup>ns</sup>
	Efluente	47	12	15	11	220	1,9 <sup>ns</sup>
	Eficiência	92	99	98	94	8	2,3 <sup>ns</sup>
SSV (mg/L)	Afluente	193	480	381	1.081	175	1,9 <sup>ns</sup>
	Efluente	16	21	15	17	113	0,2 <sup>ns</sup>
	Eficiência	90	94	96	91	9	1,0 <sup>ns</sup>

E 1 – Ensaio 1, E 2 – Ensaio 2, E 3 – Ensaio 3 e E 4 – Ensaio 4. Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade ( $p < 0,05$ ); ns – não significativo ao nível de 5% de probabilidade pelo teste F; \* ( $p < 0,05$ ) – significativo ao nível de 5% de probabilidade pelo teste F; \*\* ( $p < 0,01$ ) – significativo ao nível de 1% de probabilidade pelo teste F.

Não houve aumento significativo ( $p > 0,05$ ) das concentrações de ST no afluente em virtude da adição do esgoto sanitário doméstico (Tabela 4.2), no entanto, o menor valor no efluente ( $p < 0,05$ ) ocorreu no ensaio 1, ou seja, somente com lodo de ETA no afluente. Com a adição de esgoto sanitário doméstico nos ensaios 2, 3 e 4, os valores

médios de ST no efluente aumentaram significativamente ( $p < 0,01$ ), e não diferem entre si, indicando que a quantidade misturada com o lodo de ETA não interferiu na qualidade do efluente, assim como foi observado para a DQO total.

Não houve diferença significativa entre as concentrações de ST do afluente em virtude do alto valor do coeficiente de variação (CV), provocado pela ocorrência de valores discrepantes em algumas amostragens, nos quatro ensaios (Figuras 4.9, 4.11, 4.13 e 4.15), decorrentes de alterações ocasionais nas características do lodo de ETA e/ou do esgoto sanitário doméstico. Isto também ocorreu com os SF, SV, SST, SSF e SSV do afluente.

Com aumento da adição do esgoto sanitário nos ensaios 3 e 4, houve queda significativa ( $p < 0,05$ ) nas eficiências de remoção de ST de 87 e 85%, nos ensaios 1 e 2, para 73 e 64%, nos ensaios 3 e 4, respectivamente (Tabela 4.2).

No ensaio 1, em virtude do colapso do reator UASB, observa-se na Figura 4.10, a queda da eficiência de remoção de ST de valores em torno de 90% para 49% no 31º dia de operação, como também foi observado para a DQO total. Isto ocorreu em virtude do arraste de sólidos suspensos da manta de lodo com o preenchimento da câmara de reação do reator UASB.

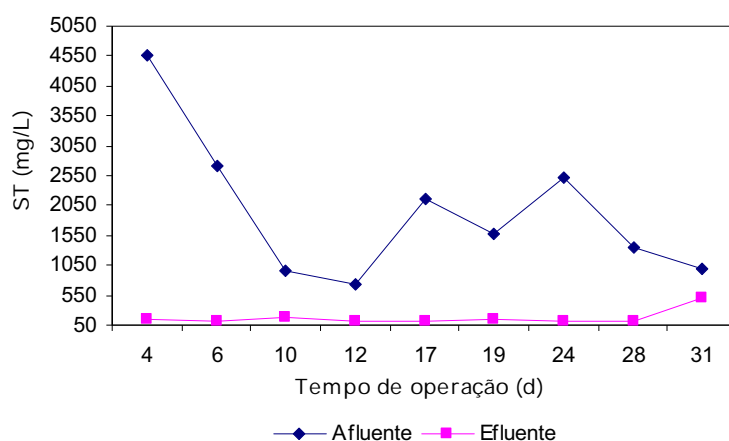


Figura 4.9. Concentração de sólidos totais (ST) no afluente e efluente do reator UASB no ensaio 1.

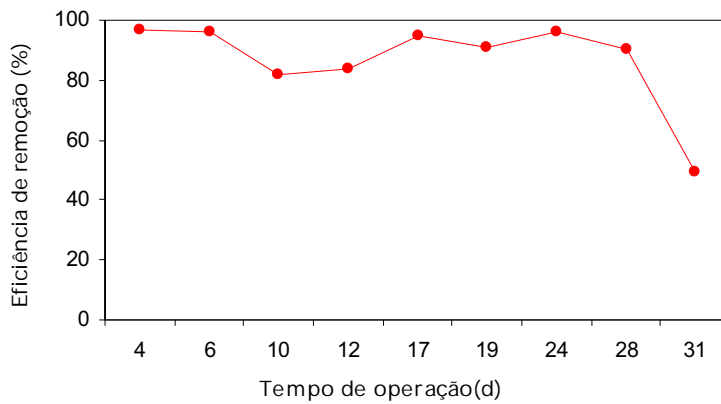


Figura 4.10. Eficiência de remoção de sólidos totais (ST) no reator UASB no ensaio 1.

Durante o ensaio 2 (Figura 4.11), houve um aumento significativo dos ST do afluente no 18º dia de operação, o que também foi observado para a DQO total, caracterizando um choque de carga de sólidos no reator UASB. Porém, no efluente do reator não ocorreu alteração significativa da concentração de ST e as eficiências de remoção permaneceram acima de 80% (Figura 4.12), demonstrando a capacidade do reator UASB, nessas condições, de assimilar choques de carga de sólidos, como também foi observado nos ensaios 3 e 4 (Figuras 4,13 e 4,15). Isto pode ser atribuído às baixas COV e velocidades superficiais aplicadas nos reatores UASB.

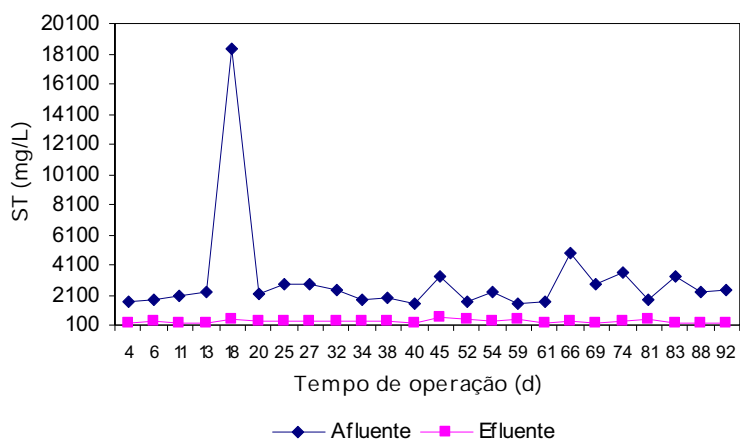


Figura 4.11. Concentração de sólidos totais (ST) no afluente e efluente do reator UASB no ensaio 2.

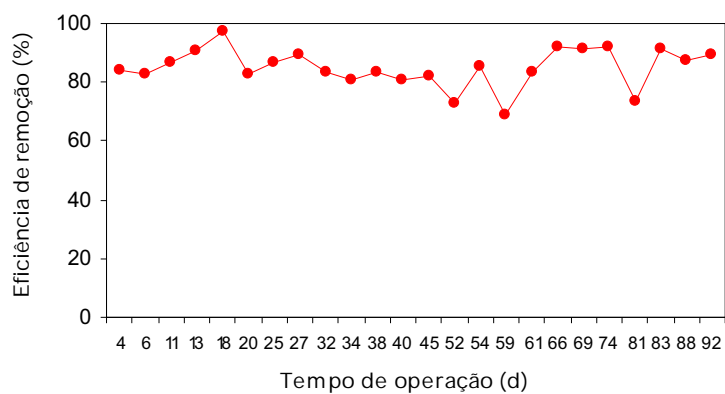


Figura 4.12. Eficiência de remoção de sólidos totais (ST) no reator UASB no ensaio 2.

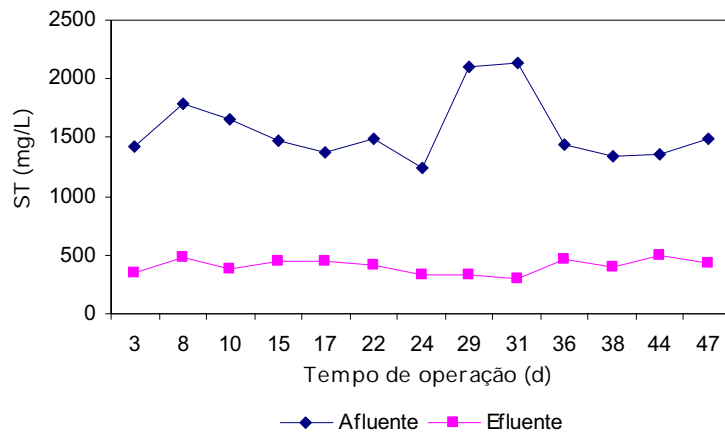


Figura 4.13. Concentração de sólidos totais (ST) no afluente e efluente do reator UASB no ensaio 3.

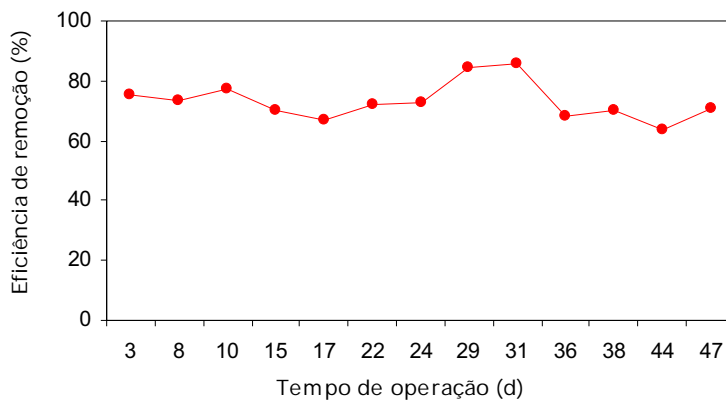


Figura 4.14. Eficiência de remoção de sólidos totais (ST) no reator UASB no ensaio 3.



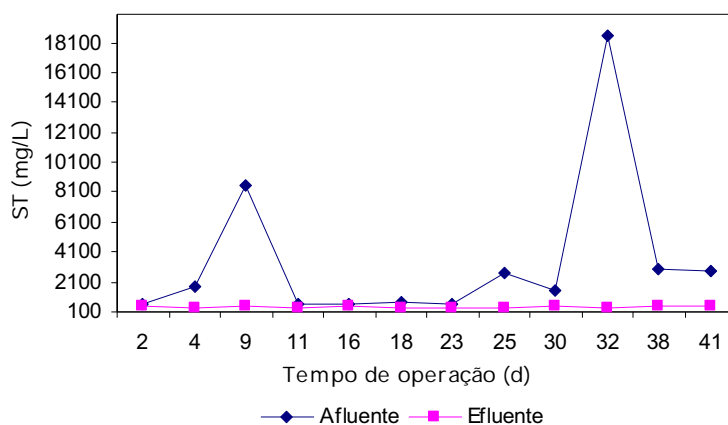


Figura 4.15. Concentração de sólidos totais (ST) no afluente e efluente do reator UASB no ensaio 4.

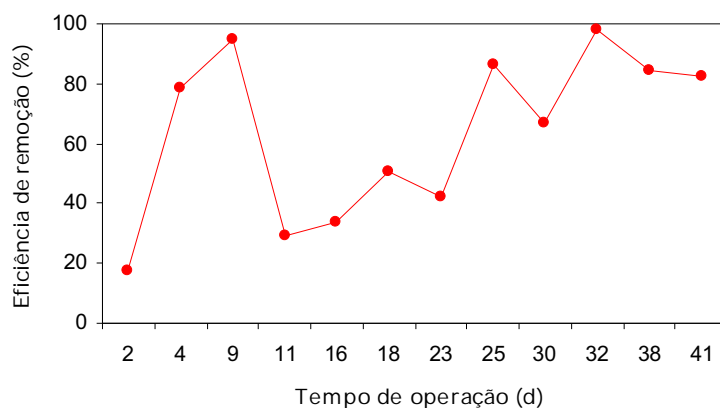


Figura 4.16. Eficiência de remoção de sólidos totais (ST) no reator UASB no ensaio 4.

Os valores médios de sólidos voláteis (SV) no afluente e efluente do reator UASB nos ensaios 1, 2, 3 e 4 não diferiram estatisticamente, assim como as eficiências de remoção de SV (Tabela 4.2).

Os valores médios de sólidos fixos (SF) no afluente variaram de 1.122 a 2.303 mg/L nos quatro ensaios e não diferiram significativamente (Tabela 4.2), indicando que a adição crescente de esgoto sanitário não foi capaz de diluir os compostos inorgânicos

presentes no lodo de ETA. Isto ocorreu em virtude da introdução de esgoto industrial na rede coletora municipal de Araraquara, da qual foi proveniente o esgoto misturado com o lodo de ETA nos ensaios 2, 3 e 4.

No entanto, a adição do esgoto sanitário com o lodo de ETA afetou significativamente ( $p < 0,05$ ) a qualidade do efluente do reator UASB, aumentando as concentrações de SF nos ensaios 2, 3 e 4 (Tabela 4.2). Com isso, a menor eficiência de remoção de SF, de 56%, ocorreu no ensaio 4 e a maior, de 90%, no ensaio 1. Portanto, a diluição do lodo de ETA com mais de 50% de esgoto sanitário doméstico aumentou significativamente ( $p < 0,05$ ) a concentração de SF no efluente, de 91 mg/L no ensaio 1 para 307 e 278 mg/L nos ensaios 3 e 4, respectivamente.

O lodo de ETA é um resíduo de difícil degradação, em virtude dos colóides orgânicos estáveis, formados com o coagulante, e por ser constituído na maior parte por material inorgânico, o que pode ser observado por meio dos valores médios de SF e de sólidos suspensos fixos (SSF) no afluente, que corresponderam às maiores concentrações nos quatro ensaios, em relação aos SV e sólidos suspensos voláteis (SSV). Contudo, as eficiências de remoção de SV foram estáveis (CV de 20%), de 73 a 78%. Como no mínimo 46% (ensaio 1 – lodo de ETA) e no máximo 87% (ensaio 4 – 87,5% de esgoto + 12,5% de lodo de ETA) dos SV do afluente foram provenientes de SSV, as remoções de SV (de 73 a 78%) podem ser atribuídas, principalmente, a mecanismos físicos (sedimentação e interceptação na manta de lodo) e biológicos (hidrólise microbiana, em menor proporção) de remoção de SSV, cuja eficiência foi de 90 a 96%, da mesma forma que foi descrita para a DQOss.

As concentrações médias de SST no afluente foram de 918, 2.109, 1.146 e 3.072 mg/L e nos efluentes diminuíram para 63, 33, 30 e 28 mg/L, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. As eficiências de médias de remoção foram altas, de 92, 98, 97 e 93%. Estes valores médios das eficiências de remoção não diferiram significativamente nos ensaios 1, 2, 3 e 4 (Tabela 4.2). O mesmo comportamento foi observado para os SSF e SSV.

DI BERNARDO & DANTAS (2005) observaram concentrações de SST de 775 mg/L no lodo das descargas de decantadores da ETA Araraquara. DI BERNARDO et al.

(1999) citaram concentrações de SST de 1.500 a 4.500 mg/L no resíduo da descarga de decantador e 491 mg/L no resíduo de lavagem de filtros. Dessa forma, o valor médio de 918 mg/L de SST, no ensaio 1, está compreendido na faixa de valores citados, considerando a mistura na proporção 1:1 ( em volume) do lodo de descarga do decantador e de lavagem dos filtros.

No ensaio 1, os SST corresponderam a 47% dos ST. Com a adição de esgoto sanitário esse valor aumentou para 69, 73 e 88% dos ST, nos ensaios 2, 3 e 4, respectivamente, aumentando a importância dos mecanismos de remoção de sólidos suspensos para o desempenho do reator UASB.

DI BERNARDO et al. (1999) observaram que os SST representaram de 88 a 94% dos ST, nos resíduos de descarga do decantador, e 97% dos ST, no resíduo de lavagem de filtros, indicando que no período de coleta do lodo de ETA para o ensaio 1, aumentou a participação dos sólidos dissolvidos totais (SDT) nos resíduos de lavagem dos filtros e de descarga dos decantadores.

A relação SSV/SST do lodo de ETA, afluyente no ensaio 1, foi 0,21; similar a relação SV/ST. Assim verificou-se a predominância (79%) dos SSF na composição dos SST. Ainda, considerando-se as proporções de SSF de 79% dos SST e 37% dos ST, as altas remoções no reator UASB, nos quatro ensaios, de 92 a 98%, foram importantes para a melhoria da qualidade inorgânica do efluente. Com a adição do esgoto sanitário, nos ensaios 2, 3 e 4, a proporção de SSF diminuiu pouco para 77, 67 e 65% dos SST, em virtude da participação de esgoto industrial no afluyente da ETE Araraquara, onde foi coletado o esgoto sanitário utilizado nos ensaios.

Na Figura 4.17, observa-se que as concentrações de SST no afluyente no ensaio 1 foram altas de 600 a 1.200 mg/L, exceto no 10º dia de operação. O efluente manteve-se com menos de 100 mg/L de SST durante todo o período, exceto no 31º, dia no qual apresentou um aumento significativo, consequência do colapso do reator UASB com o arraste de sólidos com o efluente, provocado pelo preenchimento com lodo da câmara de reação do reator UASB.

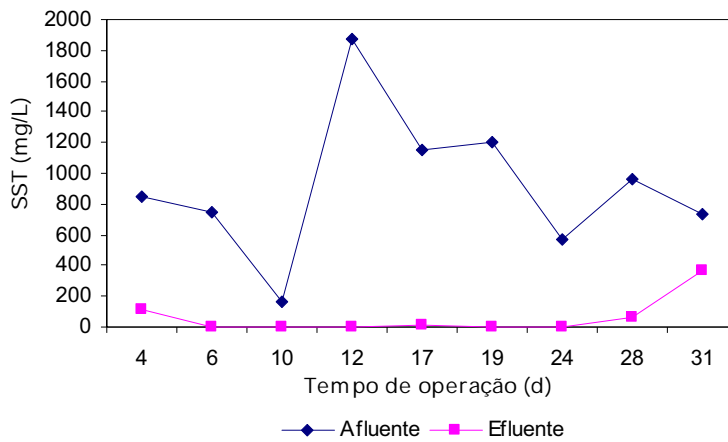


Figura 4.17. Concentração de sólidos suspensos totais (SST) no afluente e efluente do reator UASB no ensaio 1.

Durante o ensaio 1, o reator teve alta eficiência de remoção de SST, porém a partir do 24º dia de operação, houve diminuição acentuada, com queda para 49% no 31º dia. (Figura 4.18).

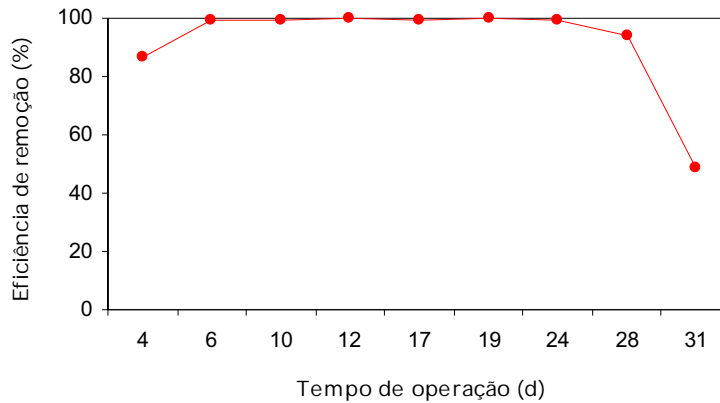


Figura 4.18. Eficiência de remoção de sólidos suspensos totais (SST) no reator UASB no ensaio 1.

No efluente, os valores médios de SSV foram de 16, 21, 15 e 17 mg/L, correspondendo a 25, 61, 50 e 61% dos SST do efluente, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. As médias das eficiências de remoção de SSV foram de 90, 94, 96 e 91% nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. (Tabela 4.2). Assim aumentou a

proporção de material orgânico no efluente, nos ensaios 2, 3 e 4, indicando a presença de partículas de lodo composto por microrganismos ou mesmo sólidos suspensos voláteis do afluente, estabilizados, os quais foram arrastados com o efluente. Mesmo com o aumento da proporção do material orgânico nestes ensaios, a qualidade do efluente não foi alterada, tendo em vista que os valores médios encontrados não diferiram entre si.

Nos ensaios 2, 3 e 4, as concentrações de SST e as eficiências de remoção, mantiveram-se com estabilidade até o final de cada ensaio, conforme pode ser observado nas Figuras 4.19, 4.20, 4.21, 4.22, 4.23 e 4.24. Observou-se que a adição de esgoto sanitário prolongou o período para descarte de lodo excedente, de 28 dias no ensaio 1 para acima de 92 dias no ensaio 2, em virtude da redução à metade da entrada de lodo de ETA no reator UASB.

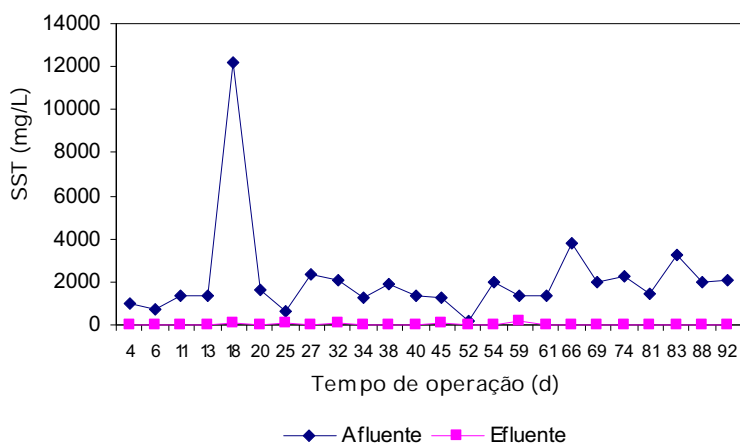


Figura 4.19. Concentração de sólidos suspensos totais (SST) no afluente e efluente do reator UASB no ensaio 2.

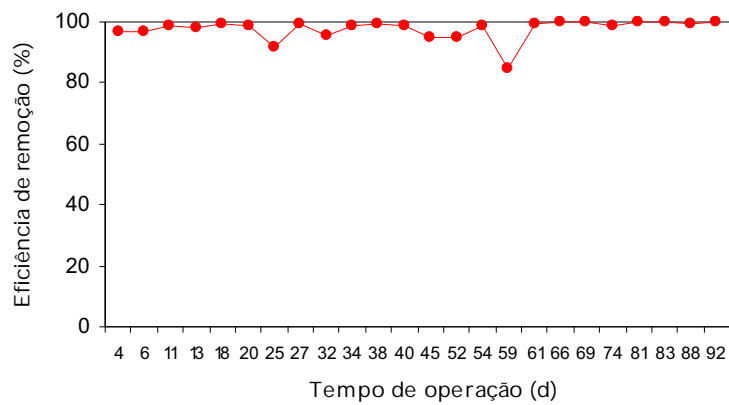


Figura 4.20. Eficiência de remoção de sólidos suspensos totais (SST) no reator UASB no ensaio 2.

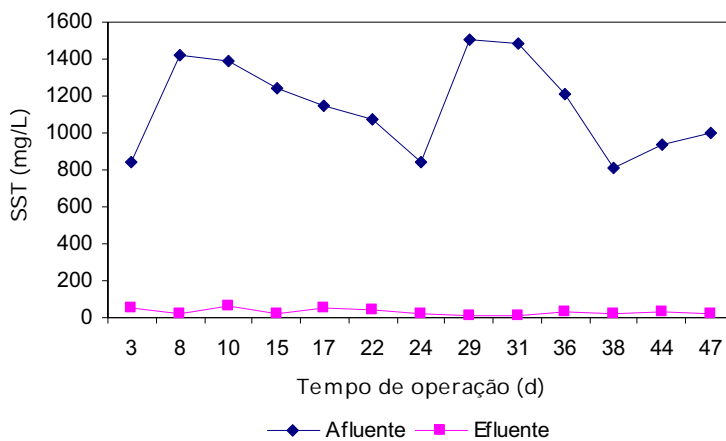


Figura 4.21. Concentração de sólidos suspensos totais (SST) no afluente e efluente do reator UASB no ensaio 3.

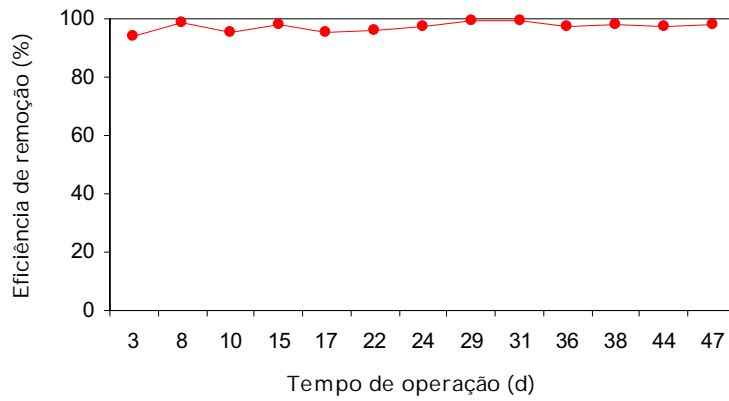


Figura 4.22. Eficiência de remoção de sólidos suspensos totais (SST) no reator UASB no ensaio 3.

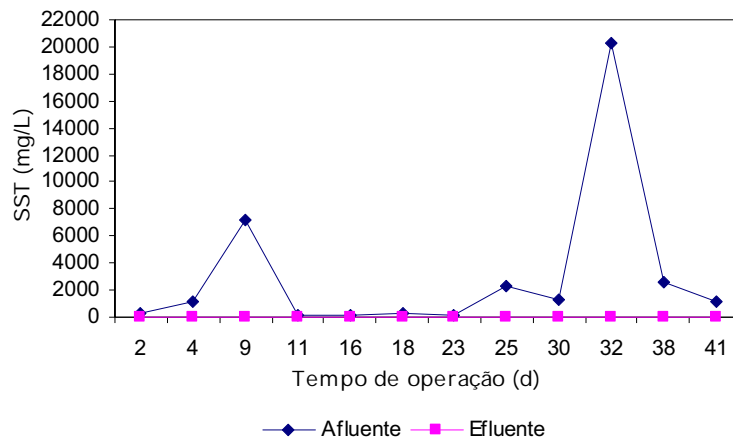


Figura 4.23. Concentração de sólidos suspensos totais (SST) no afluente e efluente do reator UASB no ensaio 4.

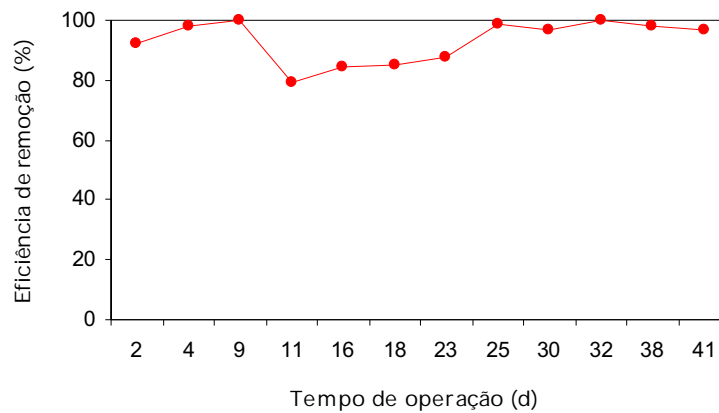


Figura 4.24. Eficiência de remoção de sólidos suspensos totais (SST) no reator UASB no ensaio 4.

#### 4.3. Temperatura, pH, alcalinidades e ácidos voláteis totais (AVT)

Na Tabela 4.3 observa-se que os valores médios de pH no afluente diferiram significativamente ( $p < 0,01$ ). No ensaio 1, o pH foi maior ( $p < 0,05$ ) e acima de 9,0. Nos ensaios 2, 3 e 4 os valores médios do pH diminuíram significativamente ( $p < 0,05$ ) para valores em torno de 8,0 devido a adição de quantidades crescentes de esgoto sanitário. No efluente também diferiram estatisticamente ( $p < 0,01$ ). Nos ensaios 2 e 3 houve redução significativa ( $p < 0,05$ ) para valores em torno de 8,0, e no ensaio 4 diminuiu ( $p < 0,05$ ) para 7,64.

Estes valores elevados de pH no afluente e efluente ocorreram em virtude do uso de lodo de ETA no afluente, pois se adiciona grande quantidade de cal na entrada da estação de tratamento de água para a correção do pH e para que ocorra a coagulação.

Esse foi um dos fatores prejudiciais para a produção e captação de metano, pois mesmo com a adição do esgoto sanitário, os valores de pH foram acima da faixa ótima para o crescimento das arqueas metanogênicas.

O pH é um parâmetro muito importante para o controle e operação de reator UASB, pois os grupos de microrganismos que se desenvolvem neste tipo de reator



necessitam de uma faixa estreita. Segundo CHERNICHARO (2007), as arqueas metanogênicas tem crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,8 e 7,2; embora possa ocorrer estabilidade na formação de metano numa faixa de pH entre 6,0 e 8,0.

ROSÁRIO (2007) observou que, com a adição de 50 e 75 mg/L de SST de lodo de ETA ao esgoto sanitário, os valores médios de pH do afluente não mudaram acentuadamente e foram de 7,2 e 7,1; respectivamente, e no efluente de 6,9 para ambos os reatores UASB.

Tabela 4.3. Valores médios e respectivos coeficientes de variação (CV em %) da temperatura, pH, alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP), alcalinidade intermediária (AI) e ácidos voláteis totais (AVT) nos afluentes e efluentes dos reatores UASB durante os ensaios 1, 2, 3 e 4.

Atributos		E 1	E 2	E 3	E 4	CV	F				
Temperatura (°C)	Afluente	24	a	20	b	19	b	19	b	10	13,6 **
	Efluente	24	a	20	b	19	b	19	b	10	13,0 **
pH	Afluente	9,42	a	8,22	b	7,87	c	7,90	c	4	54,4 **
	Efluente	8,35	a	7,94	b	7,96	b	7,64	c	3	13,4 **
AT (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	Afluente	633	ab	633	ab	423	b	1.551	a	126	3,3 *
	Efluente	68	d	221	c	274	b	344	a	19	70,3 **
AP (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	Afluente	261	ab	290	ab	239	b	659	a	107	3,5 *
	Efluente	46	d	170	c	217	b	265	a	15	115,1 **
AI (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	Afluente	372	ab	344	ab	185	b	892	a	146	3,0 *
	Efluente	21	b	51	ab	57	a	79	a	56	6,4 **
AVT (mg/LCH <sub>3</sub> COOH)	Afluente	13		12		12		14		28	0,4 <sup>ns</sup>
	Efluente	8		8		9		11		62	0,9 <sup>ns</sup>

E 1 – Ensaio 1, E 2 – Ensaio 2, E 3 – Ensaio 3 e E 4 – Ensaio 4. Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade ( $p < 0,05$ ); ns – não significativo ao nível de 5% de probabilidade pelo teste F; \* ( $p < 0,05$ ) – significativo ao nível de 5% de probabilidade pelo teste F; \*\* ( $p < 0,01$ ) – significativo ao nível de 1% de probabilidade pelo teste F.

Outro fator importante para a atividade microbiana é a temperatura, cuja faixa ótima recomendada é de 25 a 35°C (CHERNICHARO, 2007), o que não ocorreu nos ensaios, nos quais as temperaturas médias foram inferiores a 25°C, e decresceram significativamente ( $p < 0,05$ ) nos ensaios 2, 3 e 4 (Tabela 4.3).

Não foi obtido biogás nos ensaios para a avaliação de produção de metano. Com a adição do coagulante cloreto férrico e da cal para o tratamento da água, o lodo de ETA provocou aumento do pH, prejudicando a reprodução e/ou intensificando o efeito

tóxico nas arqueas metanogênicas. De acordo com SCALIZE (2003), que avaliou a disposição de lodo de ETA em estações de tratamento de esgotos domésticos, as arqueas do gênero *Methanothrix* sp não foram encontradas, utilizando-se exames microscópicos do lodo, e a produção de metano foi reduzida nos reatores anaeróbios que receberam o lodo de ETA em proporções de 1, 3 e 5 g/L de sólidos.

Os valores médios de alcalinidade total (AT) no afluente diferiram significativamente ( $p < 0,05$ ) e foram de 633, 633, 423 e 1.551 mg/L  $\text{CaCO}_3$  nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. No efluente foram crescentes e diferiram estatisticamente ( $p < 0,01$ ), com valores de 68, 221, 274 e 344 mg/L  $\text{CaCO}_3$ , nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente (Tabela 4.3).

DI BERNARDO et al. (1999) obtiveram alcalinidade de 85 a 242 mg/L  $\text{CaCO}_3$  no resíduo de descarga de decantador e de 42 mg/L  $\text{CaCO}_3$  no resíduo de lavagem de filtros. DI BERNARDO & DANTAS (2005) citaram valores de alcalinidade de 12,6 a 81,2 mg/L  $\text{CaCO}_3$  em águas de lavagem de filtros de várias ETA do Estado de São Paulo. Com a mistura obtida no ensaio 1, o lodo de ETA teve valores médios superiores para AT e similares para alcalinidade parcial (AP).

ROSÁRIO (2007) observou valores de alcalinidade de 234 e 246 mg/L  $\text{CaCO}_3$  no afluente do reator UASB tratando esgoto sanitário com a adição de lodo de ETA (50 e 75 mg/L de SST). No efluente houve pequeno aumento para 261 e 250 mg/L  $\text{CaCO}_3$ , respectivamente. Os valores no afluente foram menores, tendo em vista que adicionaram-se quantidades de lodo de ETA superiores e que o esgoto sanitário utilizado nos ensaios 2 a 4 era atípico, pois recebia contribuições de despejos industriais. No entanto, nos efluentes os valores foram próximos dos obtidos nos ensaios 2, 3 e 4.

Os valores médios de alcalinidade parcial (AP) no afluente diferiram significativamente ( $p < 0,05$ ) entre os ensaios e foram menores do que os valores de alcalinidade intermediária (AI) nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

No efluente houve diminuição de AT, AP e AI, indicando o consumo em virtude de atividade biológica.

Com a adição do esgoto sanitário a partir do ensaio 2, houve aumento significativo da AP no afluente do ensaio 4 e aumento das alcalinidades (AT e AP) no efluente dos ensaios 2, 3 e 4, o que pode ser atribuído à intensificação da digestão anaeróbia, com predominância da fermentação acidogênica, confirmada pela redução do pH, nos mesmos ensaios.

Os valores médios de AVT no afluente e efluente foram baixos de 13, 12, 12 e 14 mg/L  $\text{CH}_3\text{COOH}$ , e de 8, 8, 9 e 11 mg/L  $\text{CH}_3\text{COOH}$ , nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente, não diferindo estatisticamente ( $p>0,05$ ). Mesmo com as concentrações de AVT baixas, indicando que não houve acúmulo de ácidos, ocorreu queda do pH e consumo de alcalinidade, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, o que pode ser atribuído a produção de ácidos orgânicos que foram neutralizados (Tabela 4.3).

#### 4.4. Nitrogênio Kjeldahl (NK), nitrogênio amoniacal (N-am.) e nitrogênio orgânico (N-org.)

Com os valores obtidos nas determinações de NK, N-am. e N-org., pode-se observar, na Tabela 4.4, que houve aumento significativo ( $p<0,01$ ) nas concentrações dos afluentes, em razão da adição crescente de esgoto sanitário nos ensaios 2, 3 e 4. O menor valor ( $p<0,05$ ) de NK no afluente foi de 7,22 mg/L no ensaio 1. Nos ensaios 2 e 3 aumentou significativamente ( $p<0,05$ ) para 34,06 e 39,06 mg/L. No ensaio 4 ocorreu a maior ( $p<0,05$ ) média, de 76,05 mg/L. No efluente, os valores médios foram de 5,60; 17,97; 26,82 e 39,53 mg/L nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente, e diferiram estatisticamente entre si ( $p<0,05$ ) (Tabela 4.4).

DI BERNARDO et al. (1999) obtiveram concentrações de nitrogênio total em resíduos de lavagens de filtro de diversas ETA, e os valores médios de amostras compostas variaram de 4,0 a 10,0 mg/L. Assim, o valor médio obtido no ensaio 1 encontra-se compreendido na faixa citada.

As eficiências de remoção de NK foram baixas, de 23, 41, 27 e 38%, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente, e diferem significativamente ( $p<0,05$ ) pelo teste F (Tabela 4.4).

Os valores médios de N-am. no afluente aumentaram ( $p < 0,01$ ) de 0,07 no ensaio 1 para 30,05 mg/L no ensaio 4, em decorrência das quantidades crescentes de esgoto sanitário misturados com o lodo de ETA. No efluente, ocorreu aumento significativo ( $p < 0,01$ ) nas concentrações nos quatro ensaios, de 0,98 mg/L no ensaio 1, para 31,76 mg/L no ensaio 4. Com a imobilização de N-org. na manta de lodo e a atividade microbiana de amonificação, realizada pelas bactérias heterotróficas, convertendo a matéria orgânica nitrogenada em amônia, não houve redução da concentração de N-am no efluente, pelo uso de tratamento anaeróbio (Tabela 4.4).

Tabela 4.4. Valores médios e respectivos coeficientes de variação (CV em %) das concentrações de nitrogênio Kjeldahl (NK), nitrogênio amoniacal (N-am.) e nitrogênio orgânico (N-org.) nos afluentes e efluentes, e das eficiências de remoção (%), durante a operação dos reatores UASB nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

Atributos		E 1		E 2		E 3		E 4		CV	F
NK (mg/L N)	Afluente	7,22	c	34,06	b	39,06	b	76,05	a	56	17,9 **
	Efluente	5,60	d	17,97	c	26,82	b	39,53	a	28	56,9 **
	Eficiência	23	a	41	a	27	a	38	a	53	3,0 *
N – am. (mg/L N)	Afluente	0,07	d	11,22	c	20,12	b	30,05	a	25	118,2 **
	Efluente	0,98	d	11,51	c	21,79	b	31,76	a	49	30,6 **
N – org. (mg/L N)	Afluente	7,15	b	22,84	b	18,95	b	46,00	a	91	6,0 **
	Efluente	4,62		6,46		5,03		7,77		115	0,5 <sup>ns</sup>
	Eficiência	33		64		28		58		171	0,6 <sup>ns</sup>

E 1 – Ensaio 1, E 2 – Ensaio 2, E 3 – Ensaio 3 e E 4 – Ensaio 4. Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade ( $p < 0,05$ ); ns – não significativo ao nível de 5% de probabilidade pelo teste F; \* ( $p < 0,05$ ) – significativo ao nível de 5% de probabilidade pelo teste F; \*\* ( $p < 0,01$ ) – significativo ao nível de 1% de probabilidade pelo teste F.

Os valores médios de N-org. no afluente também aumentaram ( $p < 0,01$ ) do ensaio 1 para o 4, de 7,15 para 46,00 mg/L, respectivamente. No efluente ocorreu diminuição acentuada para valores médios de 4,62 a 7,77 mg/L, os quais não diferiram entre si, assim como as eficiências de remoção que variaram de 33 a 64%. Mesmo não diferindo significativamente, as remoções de N-org. nos reatores UASB propiciaram efluentes similares.

Os valores médios das concentrações N-am. no efluente do reator UASB nos ensaios 1 e 2 atendem aos padrões de lançamento de efluentes em corpo d'água, de

acordo com a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), na qual está estabelecido o valor máximo de 20 mg/L de N.

#### 4.5. Fósforo total (P-total), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e sódio (Na)

De acordo com os valores encontrados, pode-se observar na Tabela 4.5, que as concentrações de P-total, K e Na nos afluentes aumentaram ( $p < 0,05$ ) nos ensaios 2, 3 e 4.

Os valores médios de P-total no afluente diferiram significativamente ( $p < 0,01$ ) e foram 1,66; 1,82; 5,69 e 10,57 mg/L nos ensaios 1, 2, 3 e 4. No efluente diminuíram para 0,32; 0,22; 0,48 e 2,19 mg/L, respectivamente. No ensaio 4 ocorreu o maior valor no efluente em decorrência do maior ( $p < 0,05$ ) valor no afluente, proveniente da maior quantidade de esgoto sanitário adicionada (Tabela 4.5).

Tabela 4.5. Valores médios e respectivos coeficientes de variação (CV em %) das concentrações de fósforo total (P-total), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e sódio (Na) nos afluentes e efluentes, e das eficiências de remoção (%), durante a operação dos reatores UASB nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

Atributos		E 1		E 2		E 3		E 4		CV	F
P-total (mg/L)	Afluente	1,66	c	1,82	c	5,69	b	10,57	a	61	31,1 **
	Efluente	0,32	b	0,22	b	0,48	b	2,19	a	78	38,1 **
	Eficiência	76	ab	87	ab	90	a	71	b	20	3,8 *
K (mg/L)	Afluente	5,12	b	12,01	a	7,95	ab	10,32	ab	54	4,5 **
	Efluente	3,49	b	8,93	a	9,63	a	12,24	a	45	8,3 **
	Eficiência	29	a	21	ab	6	b	7	b	109	4,6 **
Ca (mg/L)	Afluente	188,94		278,31		195,72		267,15		98	0,5 <sup>ns</sup>
	Efluente	25,80	c	74,29	b	132,33	a	138,85	a	38	24,8 **
	Eficiência	80	a	64	a	30	b	36	b	43	12,7 **
Mg (mg/L)	Afluente	30,62	b	49,80	a	11,42	b	10,78	b	60	18,5 **
	Efluente	10,33	b	30,53	a	10,65	b	10,15	b	54	18,5 **
	Eficiência	65	a	35	b	17	bc	13	c	70	12,2 **
Na (mg/L)	Afluente	8,64	c	43,13	b	68,19	a	75,19	a	16	141,2 **
	Efluente	4,28	c	42,09	b	67,45	a	74,11	a	30	50,6 **
	Eficiência	51	a	14	b	8	b	6	b	71	32,0 **

E 1 – Ensaio 1, E 2 – Ensaio 2, E 3 – Ensaio 3 e E 4 – Ensaio 4. Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade ( $p < 0,05$ ); ns – não significativo ao nível de 5% de probabilidade pelo teste F; \* ( $p < 0,05$ ) – significativo ao nível de 5% de probabilidade pelo teste F; \*\* ( $p < 0,01$ ) – significativo ao nível de 1% de probabilidade pelo teste F.

DI BERNARDO & DANTAS (2005) citaram concentrações de fosfato de 0,022 a 0,070 mg/L  $\text{PO}_4^{3-}$  em águas de lavagem de filtros. As diferenças são acentuadas em relação ao P-total no ensaio 1, de 1,66 mg/L P, em virtude de tratar-se de determinações diferentes e da não inclusão do resíduo de descarga de decantador nos dados apresentados por DI BERNARDO & DANTAS (2005). No entanto, com essas informações pode-se considerar que o lodo de ETA contem baixas concentrações de P, comparando-se com o esgoto sanitário e outros despejos industriais, e altas comparando-se com água doce classe 3, na qual os limites de P-total variam de 0,05 a 0,15 mg/L.

Nas Figuras 4.25, 4.26, 4.27 e 4.28 observa-se que a qualidade do efluente para P-total manteve-se estável, com valores bem inferiores ao afluente, mesmo com aumentos acentuados das concentrações de P-total em alguns dias no afluente dos reatores UASB, principalmente, nos ensaios 2, 3 e 4, pois receberam esgoto sanitário atípico com interferência de despejos industriais.

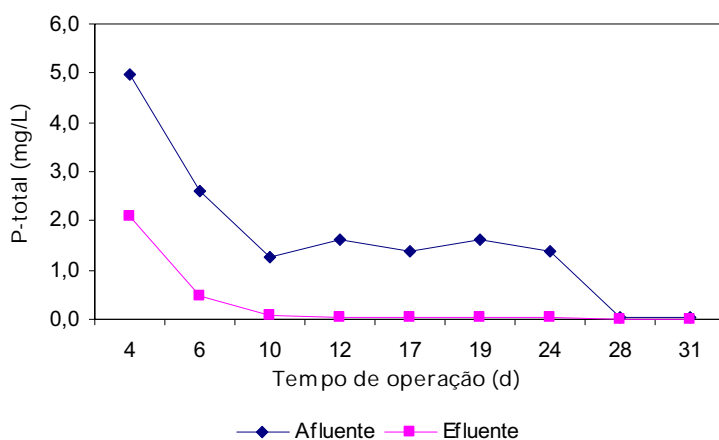


Figura 4.25. Concentração de P-total no afluente e efluente do reator UASB no ensaio 1.

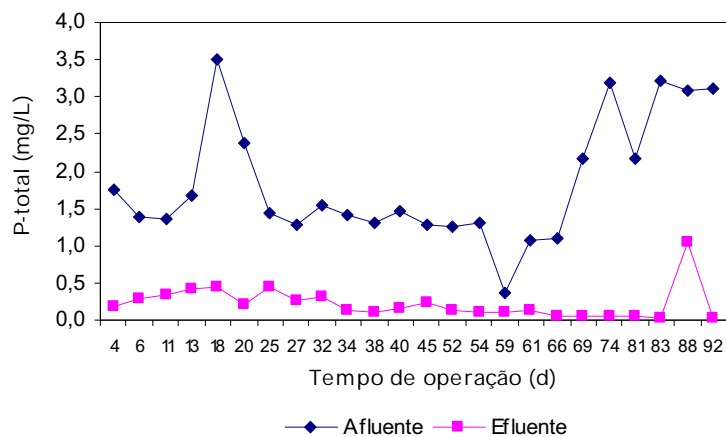


Figura 4.26. Concentração de P-total no afluente e efluente do reator UASB no ensaio 2.

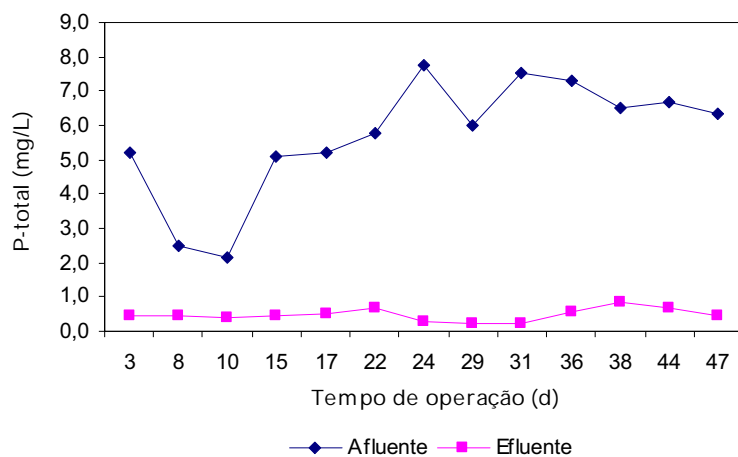


Figura 4.27. Concentração de P-total no afluente e efluente do reator UASB no ensaio 3.

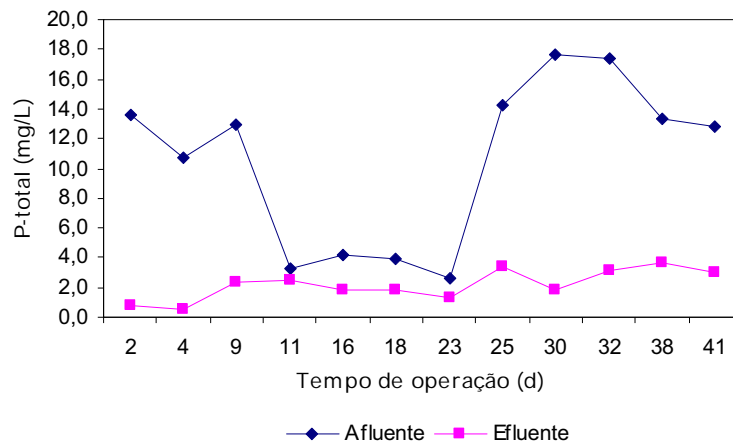


Figura 4.28. Concentração de P-total no afluente e efluente do reator UASB no ensaio 4.

Mesmo com o aumento das concentrações de P-total no afluente do ensaio 3, as eficiências de remoção nos ensaios 1, 2 e 3, de 76, 87 e 90%, não diferiram significativamente entre si. No ensaio 4 a remoção diminuiu significativamente ( $p < 0,05$ ) para 71% (Tabela 4.5).

No ensaio 1, a eficiência de remoção estabilizou acima de 90% do 10º ao 24º dia, a partir de quando decresceu, chegando a atingir 12% no 31º dia (Figura 4.29), em virtude do arraste de sólidos com o efluente, provocado pelo preenchimento da câmara de reação do reator UASB.

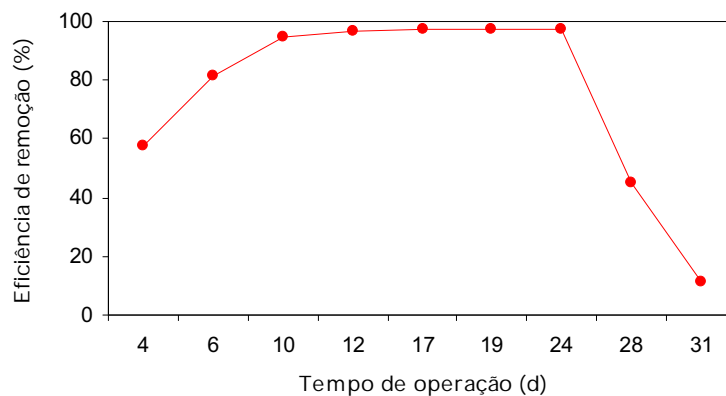


Figura 4.29. Eficiência de remoção do P-total no reator UASB no ensaio 1.



Nos ensaios 2 e 3 as eficiências de remoção de P-total mantiveram-se estáveis acima de 65 e 80%, respectivamente (Figuras 4.30 e 4.31). No ensaio 4, até o 11º dia de operação a remoção decresceu, mas a partir manteve-se acima de 50% (Figura 4.32).

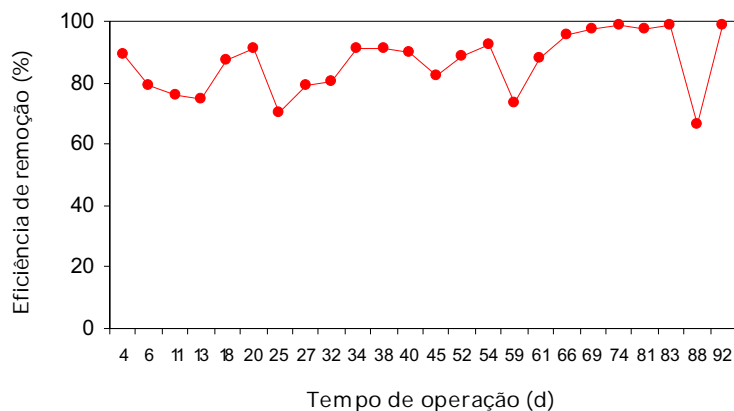


Figura 4.30. Eficiência de remoção do P-total no reator UASB no ensaio 2.

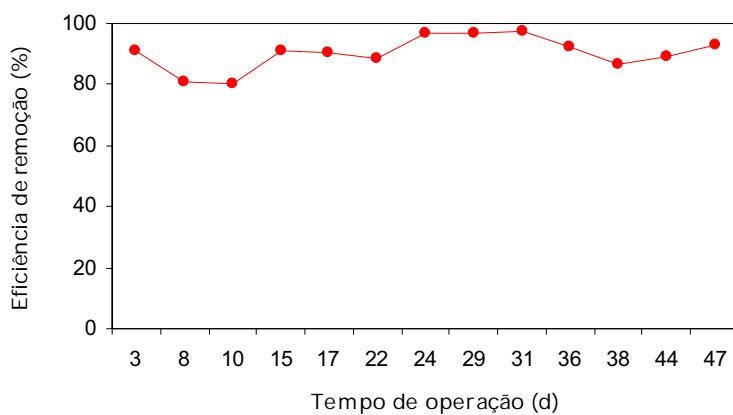


Figura 4.31. Eficiência de remoção do P-total no reator UASB no ensaio 3.

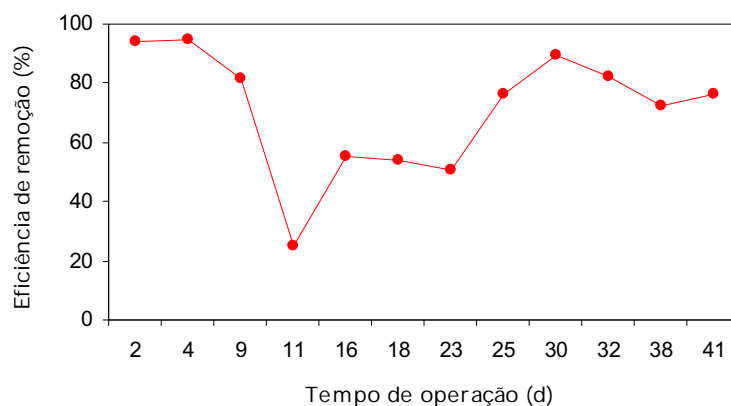


Figura 4.32. Eficiência de remoção do P-total no reator UASB no ensaio 4.

Os valores médios das concentrações de K no afluente diferiram significativamente ( $p < 0,01$ ) e o menor (5,12 mg/L) ocorreu no ensaio 1. Nos ensaios 2, 3 e 4 foram de 12,01; 7,95 e 10,32 mg/L e não diferiram entre si. No efluente, as concentrações de K diminuíram somente nos ensaios 1 e 2, para 3,49 e 8,93 mg/L, resultando em eficiências de remoção de 29 e 21%, respectivamente. A adição de esgoto sanitário nos ensaios 2, 3 e 4 provocou ocorrência de maiores ( $p < 0,05$ ) concentrações de K no efluente do reator UASB, do que no ensaio 1 (Tabela 4.5).

Os valores médios de Ca no afluente foram os mais altos entre os macronutrientes e não diferiram significativamente, mesmo com a diminuição da adição do lodo de ETA nos ensaios 2, 3 e 4. As concentrações foram de 188,94, 278,31, 195,72 e 267,15 mg/L nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente.

DI BERNARDO & DANTAS (2005) citaram concentrações de Ca de 95,6 mg/L na água de lavagem de filtros da ETA Paiol do município de Araraquara. Com a adição de resíduo de descarga de decantador a concentração de Ca foi maior no lodo de ETA utilizado no ensaio 1.

As concentrações médias de Ca diminuíram no efluente dos reatores UASB para 25,80 mg/L no ensaio 1; 74,29 mg/L no ensaio 2; 132,33 mg/L no ensaio 3 e 138,85 mg/L no ensaio 4 (Tabela 4.5), com diferenças significativas ( $p < 0,01$ ) entre os ensaios, provocadas pela adição crescente de esgoto sanitário no afluente.

Consequentemente, as eficiências médias de remoção de Ca diminuíram significativamente ( $p < 0,05$ ) de 80 e 64%, nos ensaios 1 e 2, para 30 e 36%, nos ensaios 3 e 4, respectivamente.

Nas Figuras 4.33, 4.34, 4.35, 4.36, pode-se verificar que as concentrações de Ca no afluente variaram acentuadamente nos ensaios 1, 2, 3 e 4, em virtude de mudanças sazonais nas características do lodo de ETA (ensaio 1) e do esgoto sanitário (ensaios 2, 3 e 4). Entretanto, verifica-se que as concentrações de Ca no efluente permaneceram estáveis, principalmente, nos ensaios 1 e 2, quando foram utilizadas as maiores quantidades de lodo de ETA no afluente. Isto indica que as formas precipitadas de Ca presentes no lodo de ETA foram mais suscetíveis à remoção, com retenção na manta de lodo

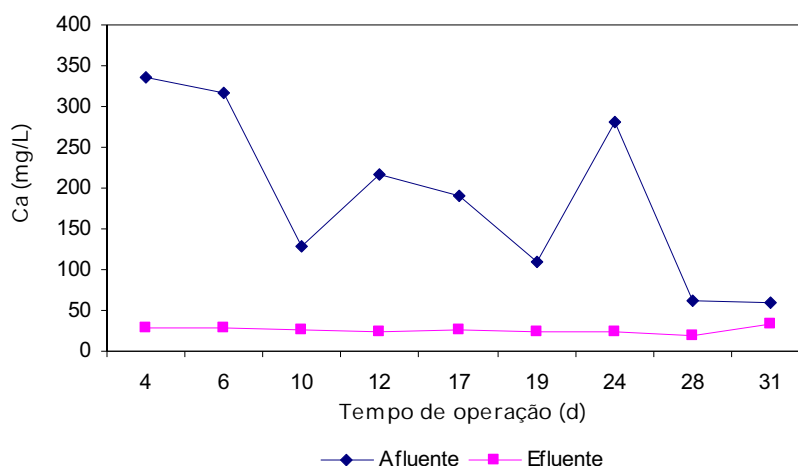


Figura 4.33. Concentração de Ca no afluente e efluente do reator UASB no ensaio 1.

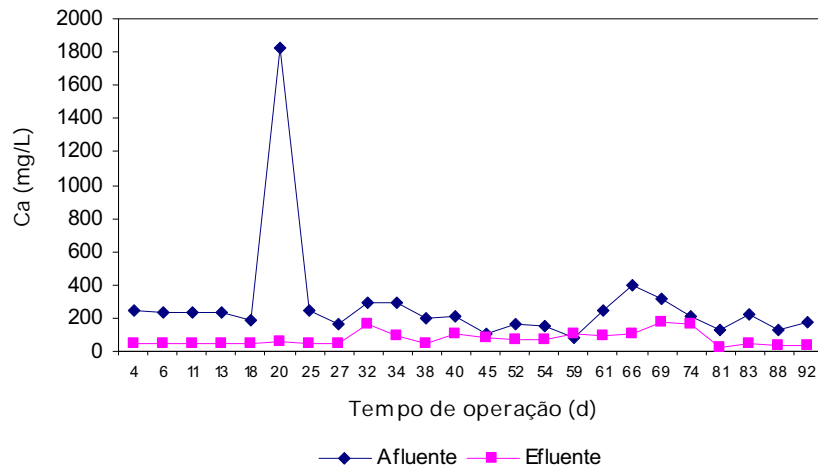


Figura 4.34. Concentração de Ca no afluente e efluente do reator UASB no ensaio 2.

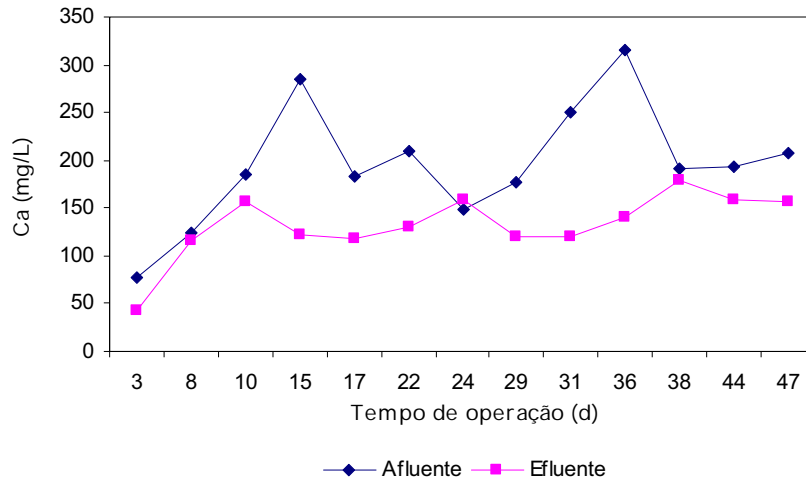


Figura 4.35. Concentração de Ca no afluente e efluente do reator UASB no ensaio 3.

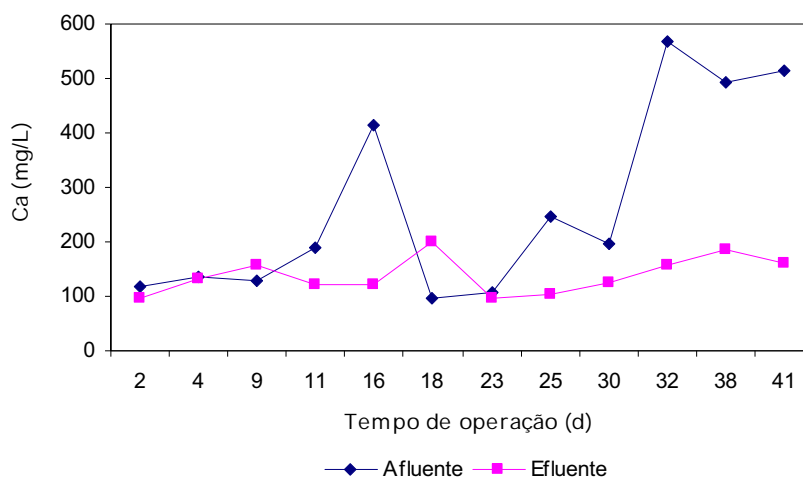


Figura 4.36. Concentração de Ca no afluente e efluente do reator UASB no ensaio 4.

As elevações das concentrações de Ca no afluente apresentadas nas Figuras 4.33 a 4.36 podem ser associadas ao aumento da dosagem de cal no tratamento da água bruta, em virtude de períodos de chuva ou de alguma alteração na qualidade da água do manancial de captação.

No ensaio1, com o colapso do reator UASB, a eficiência de remoção de Ca teve uma queda acentuada a partir do 24º dia de operação, conforme já descrito nos itens anteriores para outros parâmetros, atingindo 42% no 31º dia (Figura 4.37).

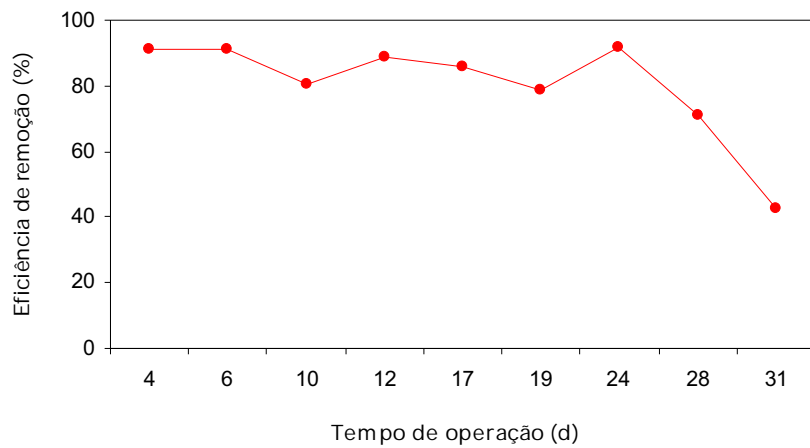


Figura 4.37. Eficiência de remoção do Ca no reator UASB no ensaio 1.

A partir do ensaio 2, observa-se nas Figuras 4.38 a 4.40, que a eficiência de remoção de Ca variou acentuadamente durante a operação dos reatores UASB. No ensaio 2, até o 27º dia de operação, as eficiências estavam acima de 70%, similar ao que ocorreu no ensaio 1.

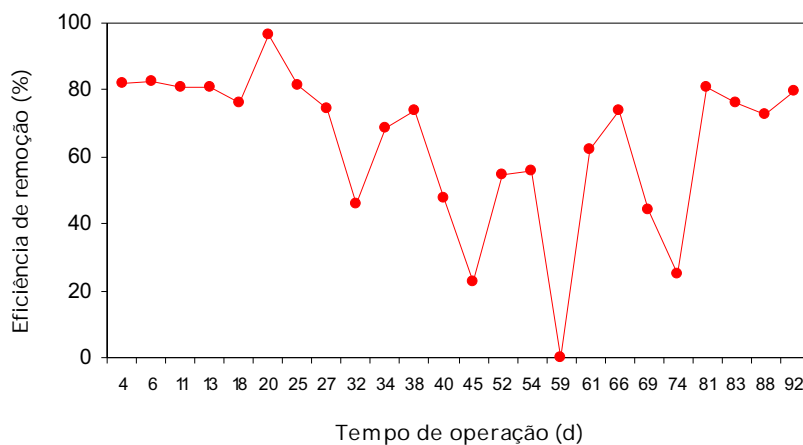


Figura 4.38. Eficiência de remoção do Ca no reator UASB no ensaio 2.

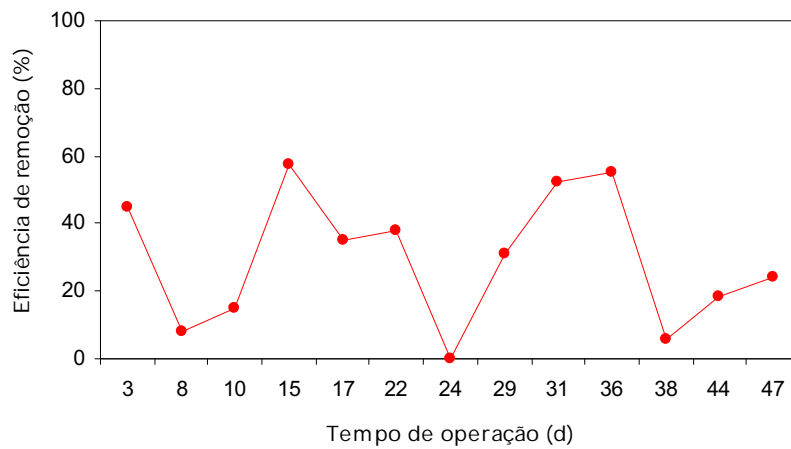


Figura 4.39. Eficiência de remoção do Ca no reator UASB no ensaio 3.

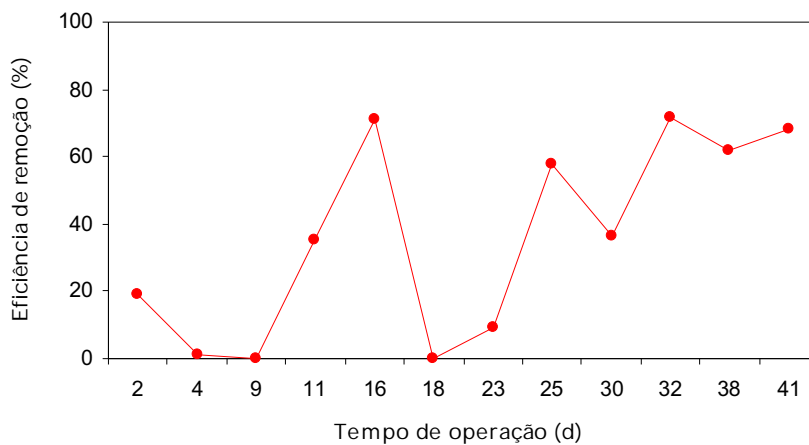


Figura 4.40. Eficiência de remoção do Ca no reator UASB no ensaio 4.

Para o Mg, as concentrações médias no afluente diferiram significativamente ( $p < 0,01$ ) e o maior valor (49,80 mg/L) ocorreu no ensaio 2 e o menor no ensaio 4 (10,78 mg/L). No efluente as concentrações de Mg também diferiram significativamente ( $p < 0,01$ ), com valores de 10,15 a 30,35 mg/L. A remoção de Mg foi influenciada pela adição crescente de esgoto sanitário ao afluente, de tal forma que a eficiência diminuiu

significativamente ( $p < 0,05$ ) de 65%, no ensaio 1, para 35, 17 e 13% nos ensaios 2, 3 e 4, respectivamente (Tabela 4.5).

As concentrações médias de Na no afluente aumentaram significativamente ( $p < 0,01$ ) com a adição crescente de esgoto sanitário ao lodo de ETA, variando de 8,64 a 75,19 mg/L. No efluente, os valores médios diminuíram. O menor ( $p < 0,05$ ), de 4,28 mg/L, ocorreu no ensaio 1, e os maiores ( $p < 0,05$ ), de 67,45 e 74,11 mg/L, foram observados nos ensaios 3 e 4. Conseqüentemente, as eficiências médias de remoção também diferiram significativamente ( $p < 0,01$ ), com valores de 51% no ensaio 1 e 6% no ensaio 4 (Tabela 4.5).

Desta forma, dentre esses macronutrientes, os que mais tiveram influência da adição crescente de esgoto sanitário no afluente, provocando aumentos de concentração no efluente e/ou diminuição da eficiência de remoção, foram  $\text{Na} > \text{K} > \text{Mg} > \text{Ca} > \text{P}$ . O efeito da adição de esgoto sanitário na mistura com o lodo de ETA evidenciou-se como o de intensificar a solubilização desses macronutrientes na manta de lodo do reator UASB. Com ação efetiva com menores quantidades (ensaios 2 e 3) sobre os mais solúveis (Na, K e Mg) e menor efeito no P e no Ca, os quais podem formar precipitados estáveis e/ou serem imobilizados na fração orgânica do lodo do reator UASB.

Para o P, os processos e mecanismos predominantes devem ter sido a precipitação com Ca e Fe, os quais estiveram presentes em altas concentrações nos afluentes. E em seguida a sedimentação/interceptação e imobilização dos precipitados no lodo anaeróbio.

Segundo HAWARI & MULLIGAN (2006a e b, 2007), a utilização de biomassa viável proveniente de lodo anaeróbio granulado tem efeitos significativos na remoção de metais em virtude dos processos de bioadsorção e bioacumulação, a qual consiste na habilidade que certos tipos de biomassas têm em acumular metais pesados em soluções aquosas, principalmente, na presença de cálcio no lodo e com valores de pH acima de 5,5. Estas condições ocorreram nos ensaios 1, 2, 3 e 4, pois os resíduos utilizados têm altas concentrações de cálcio e o efluente do reator apresentou pH acima de 7,0.



Valores elevados de remoção de P, Ca e Mg também foram observados por ABREU NETO & OLIVEIRA (2009), DUDA & OLIVEIRA (2009) e SANATANA (2008) em reatores anaeróbios de alta taxa, tratando águas residuárias de suinocultura, os quais foram atribuídos a imobilização no lodo anaeróbio, em virtude do proposto por HAWARI & MULLIGAN (2006), e dos precipitados observados por OLIVEIRA et al. (1997) no lodo de reatores UASB.

#### 4.6. Cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn) e cobalto (Co)

Os valores médios de Cu no afluente foram de 2,51; 5,02; 0,08 e 0,29 mg/L nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente, indicando que a adição crescente de esgoto sanitário reduziu ( $p < 0,05$ ) a concentração de Cu. Os valores médios no efluente diminuíram para 1,24; 2,11 e 0,004 mg/L nos ensaios 1, 2 e 3. No ensaio 4 não foi detectado (Tabela 4.6).

DI BERNARDO & DANTAS (2005) relataram concentração de Cu de 1,7 mg/L no resíduo de descarga dos decantadores da ETA Araraquara. Também citaram concentrações de Cu em resíduos de descarga de outros decantadores e em águas de lavagem de filtros, cujos valores foram de 0,04 a 2,06 mg/L e de 0,84 mg/L, respectivamente. Comparando-se com o valor médio no ensaio 1, o lodo de ETA utilizado teve concentrações de Cu maiores.

Foram observadas eficiências de remoção de Cu crescentes, de 51, 68, 97 e 100% nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente, as quais diferiram significativamente ( $p < 0,05$ ). A diluição do lodo de ETA, com o esgoto sanitário, proporcionou melhoria na qualidade do efluente e no desempenho do reator para a remoção de Cu.

Os valores médios da concentração de Fe no afluente dos reatores UASB não diferiram entre si e foram de 334,44, 467,86, 72,12 e 59,32 mg/L nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente (Tabela 4.6). Nos ensaios 1 e 2, observa-se nas Figuras 4.41 e 4.42, ocorreram aumentos acentuados das concentrações de Fe, em poucas amostragens, decorrentes de acréscimos na adição de cloreto férrico na água bruta para corrigir

alterações pontuais na qualidade da água. Esses valores provocaram elevações exageradas do CV o que prejudicou a avaliação de diferenças entre os ensaios.

Tabela 4.6. Valores médios e respectivos coeficientes de variação (CV em %) das concentrações de cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn) e cobalto (Co) nos afluentes e efluentes, e das eficiências de remoção (%), durante a operação dos reatores UASB nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

Atributos		E 1		E 2		E 3		E 4		CV	F
Cu (mg/L)	Afluente	2,51	ab	5,02	a	0,08	b	0,29	b	197	3,8 *
	Efluente	1,24		2,11		0,004		<0,001		211	3,6 *
	Eficiência	51	b	68	b	97	a	100	a	24	179 *
Fe (mg/L)	Afluente	334,44		467,86		72,12		59,32		200	2,2 <sup>ns</sup>
	Efluente	7,56	b	39,86	a	22,77	ab	16,20	b	84	6,1 **
	Eficiência	93	a	83	ab	69	b	74	b	20	5,2 **
Mn (mg/L)	Afluente	2,12		41,15		1,58		3,02		659	0,5 <sup>ns</sup>
	Efluente	0,04	b	0,15	ab	0,20	ab	0,27	a	95	3,7 *
	Eficiência	96	ab	96	a	83	b	84	b	13	5,4 **
Zn (mg/L)	Afluente	1,24		2,32		0,54		1,10		155	1,9 <sup>ns</sup>
	Efluente	0,15		0,26		0,08		0,17		110	2,3 <sup>ns</sup>
	Eficiência	83		79		84		72		30	0,6 <sup>ns</sup>
Co (mg/L)	Afluente	0,20	b	0,43	a	<0,01		<0,01		49	10,4 **
	Efluente	0,05	b	0,18	a	<0,01		<0,01		105	4,5 *
	Eficiência	70		62		-		-		43	0,5 <sup>ns</sup>

E 1 – Ensaio 1, E 2 – Ensaio 2, E 3 – Ensaio 3 e E 4 – Ensaio 4. ND – Não Detectado. Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade ( $p < 0,05$ ); ns – não significativo ao nível de 5% de probabilidade pelo teste F; \* ( $p < 0,05$ ) – significativo ao nível de 5% de probabilidade pelo teste F; \*\* ( $p < 0,01$ ) – significativo ao nível de 1% de probabilidade pelo teste F.

DI BERNARDO & DANTAS (2005) citaram concentrações de Fe solúvel de 214 mg/L no resíduo de descarga dos decantadores da ETA Araraquara. Também apresentaram outros valores de concentrações de Fe para resíduo de descarga de decantadores, de 290 a 940 mg/L, e para águas de lavagem de filtros, de 10 a 700 mg/L. DI BERNARDO et al. (1999) encontraram concentrações de Fe total de 300 a 950 mg/L, na descarga de decantador, e de 73 mg/L, na lavagem de filtros, em ETA que empregava cloreto férrico como coagulante primário. O valor médio observado no ensaio 1, de 334,44 mg/L, está compreendido nesses valores.

As concentrações médias de Fe no efluente foram de 7,56 mg/L, 39,86 mg/L, 22,77 mg/L e 16,20 mg/L, e diferiram significativamente ( $p < 0,01$ ).

No ensaio 1, as concentrações de Fe no afluente e efluente do reator UASB tiveram as mesmas variações que foram observadas nos parâmetros DQO total, ST, SV e Ca, entre outros. Na Figura 4.41, observam-se concentrações maiores de Fe no afluente no início do ensaio, porém no efluente as concentrações ficaram abaixo de 10 mg/L, exceto no 31º dia de operação, aumentou para 35 mg/L, quando o reator entrou em colapso.

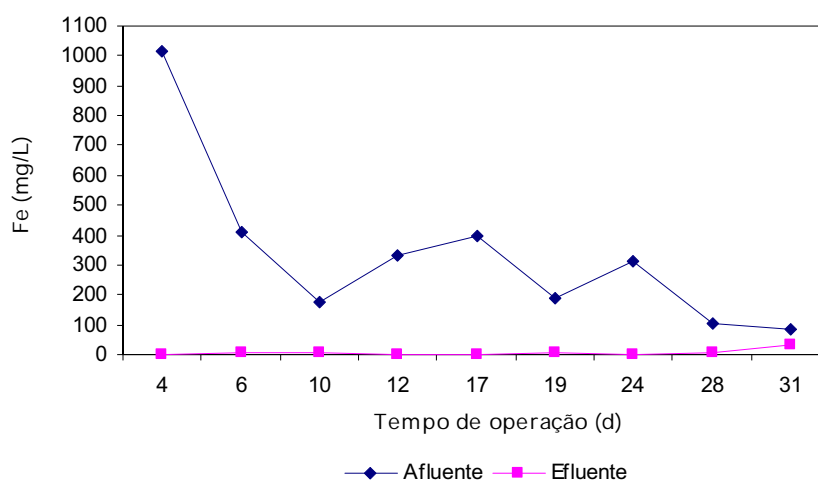


Figura 4.41. Concentração de Fe no afluente e efluente do reator UASB no ensaio 1.

No ensaio 2 ocorreram as mesmas variações dos parâmetros DQO total, ST, SV e Ca, entre outros, com o aumento da concentração de Fe no 20º dia de operação, conforme mostrado na Figura 4.42. Este fato pode ser caracterizado por alguma alteração na água bruta captada dos mananciais, como o arraste de matéria orgânica e nutrientes, pela chuva ou por despejo de esgotos, provocando aumento na concentração de DQO e de SV, como também foi observado no P-total no 18º e 20º dias. Conseqüentemente adicionaram-se doses maiores de cal e de cloreto férrico na ETA, e com isso ocorreu o aumento das concentrações de ST e SF e dos nutrientes Ca e Fe, conforme já descrito.

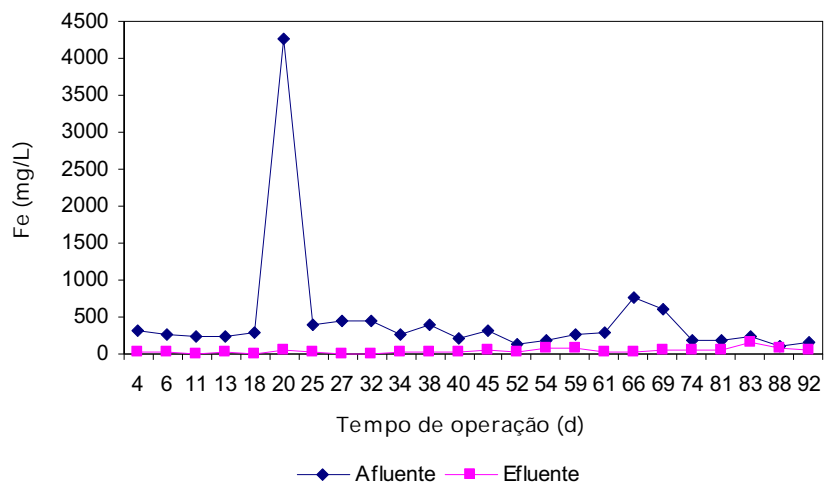


Figura 4.42. Concentração de Fe no afluente e efluente do reator UASB no ensaio 2.

Mesmo nestas condições, as concentrações de Fe no efluente durante o ensaio 2 foram abaixo de 50 mg/L (Figura 4.42). Nos ensaios 3 e 4, as variações nas concentrações de Fe no afluente foram menores e no efluente os valores mantiveram-se abaixo de 30 mg/L, conforme observa-se nas Figuras 4.43 e 4.44.

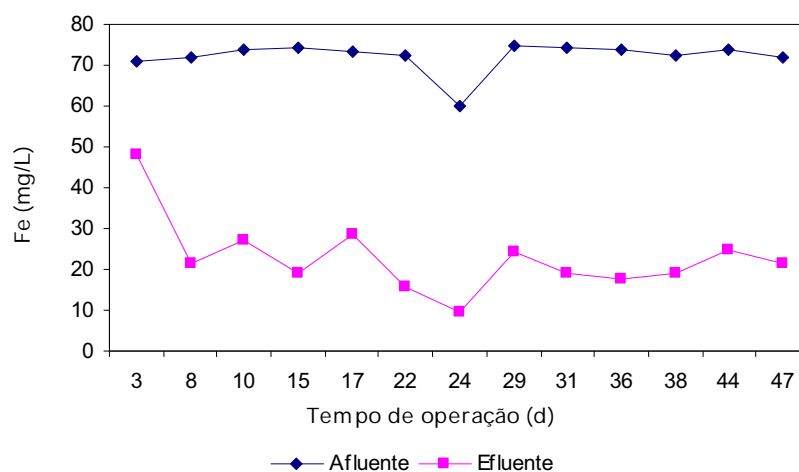


Figura 4.43. Concentração de Fe no afluente e efluente do reator UASB no ensaio 3.

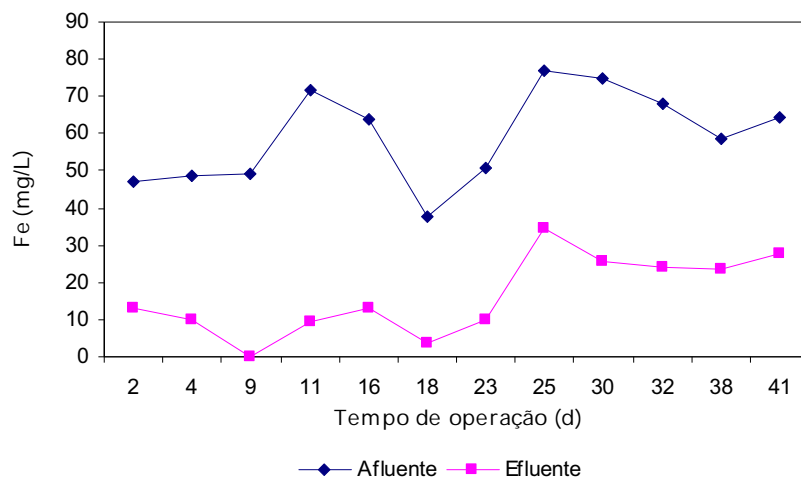


Figura 4.44. Concentração de Fe no afluente e efluente do reator UASB no ensaio 4.

As eficiências médias de remoção de Fe foram altas e diferiram significativamente ( $p < 0,01$ ), com valores de 93% no ensaio 1, 83% no ensaio 2, 69% no ensaio 3 e 74% no ensaio 4 (Tabela 4.6).

Na Figura 4.45 estão apresentadas as eficiências de remoção de Fe no ensaio 1, as quais foram estáveis e superiores a 90%, exceto no 31º dia de operação, quando houve uma queda para 58% em virtude do colapso do reator UASB. Nos ensaios 2, 3 e 4, as variações da eficiência foram mais acentuadas atingindo valores inferiores, conforme pode ser constatado nas Figuras 4.46, 4.47 e 4.48.

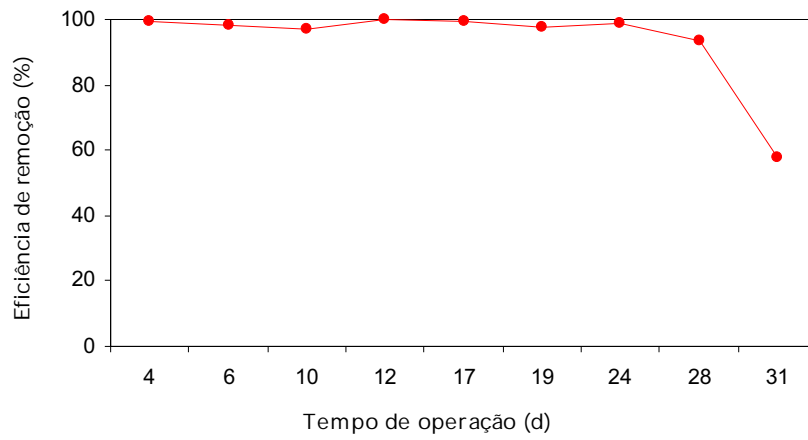


Figura 4.45. Eficiência de remoção do Fe no reator UASB no ensaio 1.

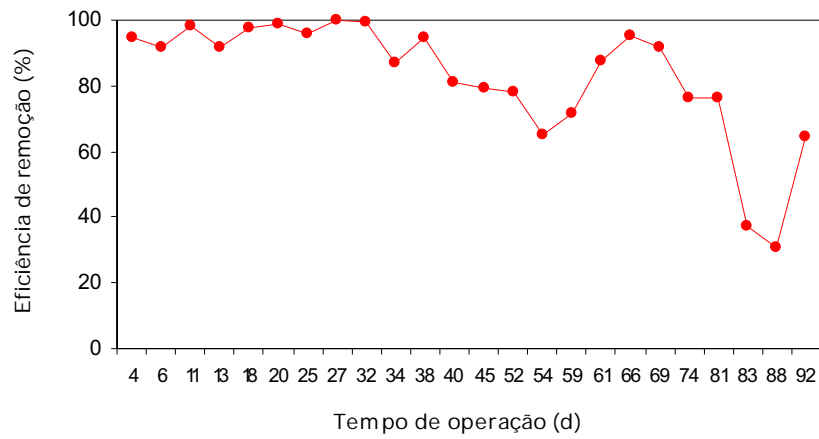


Figura 4.46. Eficiência de remoção do Fe no reator UASB no ensaio 2.

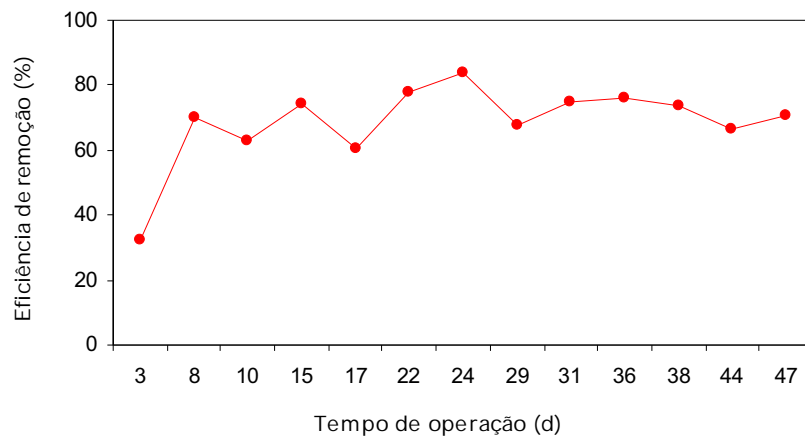


Figura 4.47. Eficiência de remoção do Fe no reator UASB no ensaio 3.

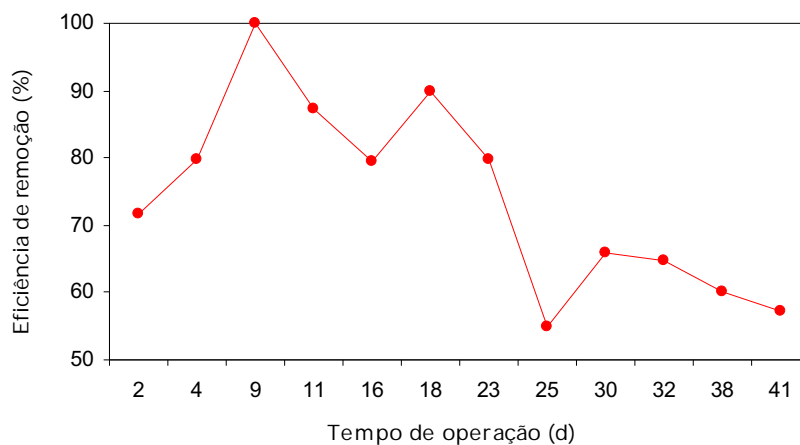


Figura 4.48. Eficiência de remoção do Fe no reator UASB no ensaio 4.

As concentrações médias de Mn no afluente não diferiram entre si, pelos mesmos motivos descritos para o Fe, e variaram de 1,58 mg/L no ensaio 3, a 41,15 mg/L no ensaio 2.

DI BERNARDO & DANTAS (2005) citaram concentrações de Mn de 5,2 a 10,0 mg/L no resíduo de descarga de decantadores e de 0,10 a 2,19 mg/L na água de lavagem de filtros. A concentração média de Mn verificada no ensaio 1, encontra-se

próxima dos valores mínimos citados, considerando-se a mistura de ambos os resíduos na proporção 1:1 (em volume) para obtenção do lodo de ETA utilizado.

No efluente as variações foram menos acentuadas e ocorreram diferenças estatísticas ( $p < 0,05$ ), com a menor concentração média, de 0,04 mg/L, ensaio 1 e a maior, de 0,27 mg/L, no ensaio 4, indicando que houve efeito significativo das adições crescentes de esgoto sanitário no afluente, prejudicando a qualidade do efluente, no que diz respeito ao Mn. Consequentemente, as eficiências de remoção também diferiram significativamente ( $p < 0,05$ ), com os maiores valores (96%) nos ensaios 1 e 2 e os menores nos ensaios 3 e 4 (83 e 84%).

O Mn teve comportamento similar ao P, K, Ca, Na e Fe, ou seja, com acréscimos no efluente com o aumento da adição de esgoto sanitário no afluente, provocando, possivelmente, maior solubilização desses elementos, a qual pareceu também estar relacionada com o tempo de operação dos reatores UASB.

Os valores médios de Zn no afluente foram 1,24; 2,32; 0,54 e 1,10 mg/L nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. No efluente foram 0,15; 0,26; 0,08 e 0,17 mg/L nos respectivos ensaios. Estatisticamente, os valores não diferem entre si (Tabela 4.6).

DI BERNARDO et al. (1999) analisaram o Zn nas águas de lavagem de filtros e descarga de decantador e obtiveram concentrações de 0,11 e 1,70 mg/L. DI BERNARDO & DANTAS (2005) citaram concentração de 0,1 mg/L na descarga de decantadores da ETA Araraquara. Em outras ETA observaram concentrações de Zn de 0,06 a 2,00 mg/L e de 0,13 a 1,70 mg/L nas águas de lavagem de filtros e de descarga de decantadores, respectivamente. Os valores médios de Zn no ensaio 1 foram próximos aos valores máximos citados.

Na Figura 4.49, observam-se variações acentuadas nas concentrações de Zn no afluente no ensaio 1, e no efluente as variações foram menores e com concentrações inferiores a 0,20 mg/L, chegando no máximo a 0,5 mg/L no 19º dia de operação.



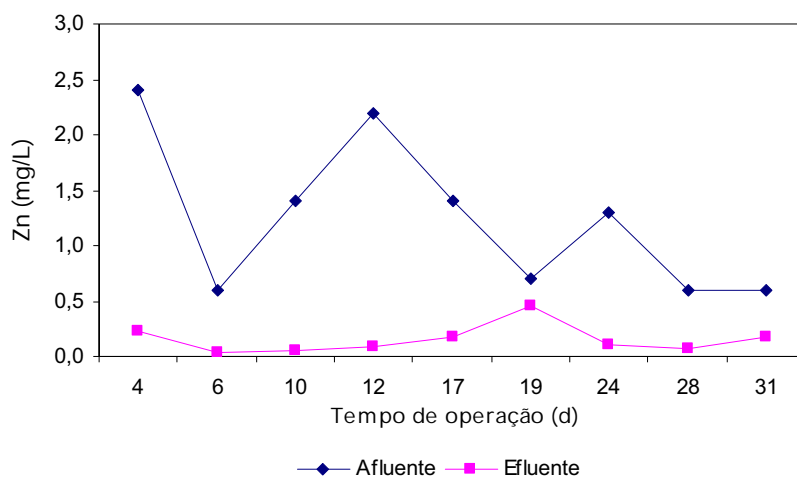


Figura 4.49. Concentração de Zn no afluente e efluente do reator UASB ensaio 1.

No ensaio 2 também ocorreu elevação acentuada da concentração de Zn no afluente no 20º dia de operação, conforme foi constatado para outros elementos (p. ex. Fe). Contudo, no efluente manteve-se abaixo de 0,5 mg/L a maior parte do período de operação (Figura 4.50).

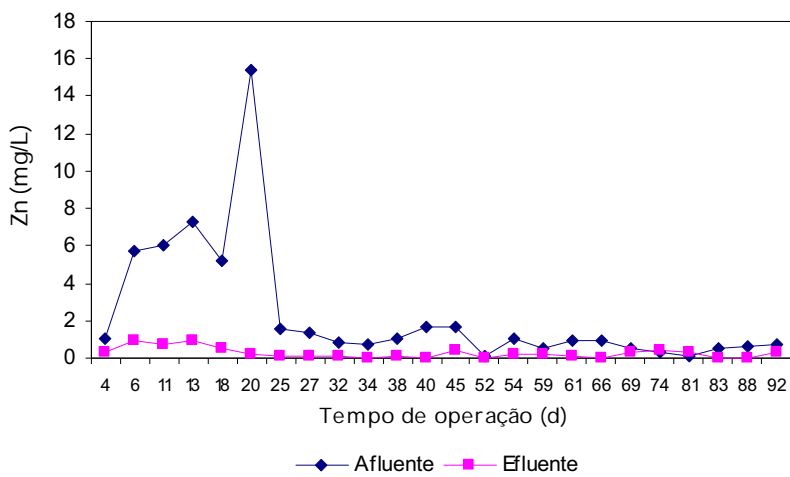


Figura 4.50. Concentração de Zn no afluente e efluente do reator UASB no ensaio 2.

Nos ensaios 3 e 4, as concentrações de Zn no afluente também variaram, contudo numa faixa mais estreita, e nos efluentes mantiveram-se abaixo de 0,20 mg/L, na maior parte do período de operação (Figuras 4.51 e 4.52).

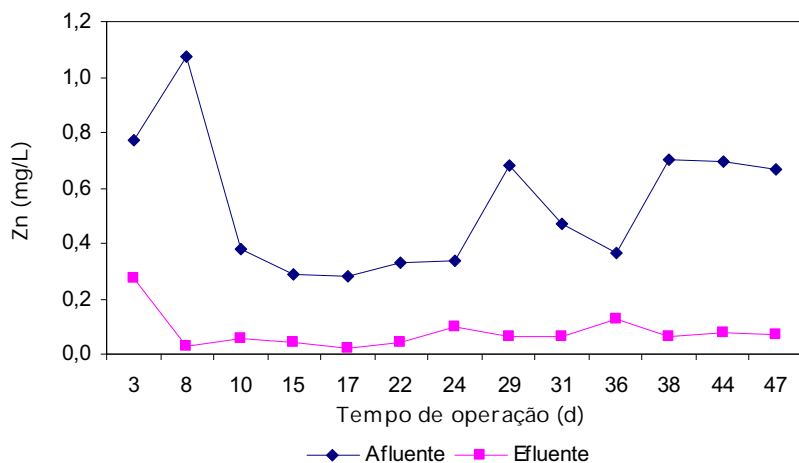


Figura 4.51. Concentração de Zn no afluente e efluente do reator UASB no ensaio 3.

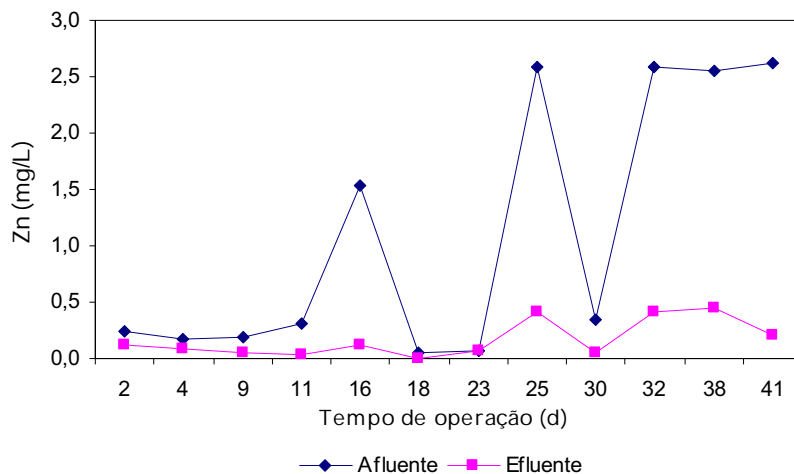


Figura 4.52. Concentração de Zn no afluente e efluente do reator UASB no ensaio 4.

As eficiências médias de remoção de Zn durante os quatro ensaios foram altas, de 83% no ensaio 1, 79% no ensaio 2, 84% no ensaio 3 e 72% no ensaio 4, e não diferem entre si (Tabela 4.6).

Nas Figuras 4.53, 4.54, 4.55 e 4.56 observa-se que ocorreram algumas variações acentuadas nas eficiências de remoção de Zn, mas normalmente em decorrência de diminuições da concentração de Zn no afluente, conforme pode ser verificado nas Figuras 4.49 a 4.52.

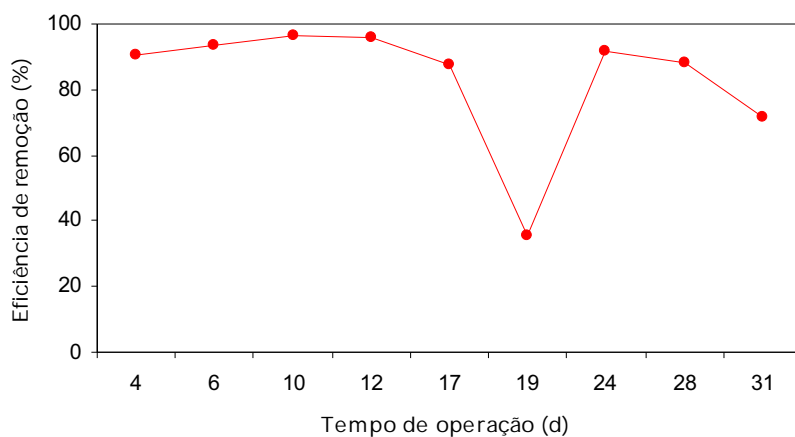


Figura 4.53. Eficiência de remoção do Zn no reator UASB no ensaio 1.

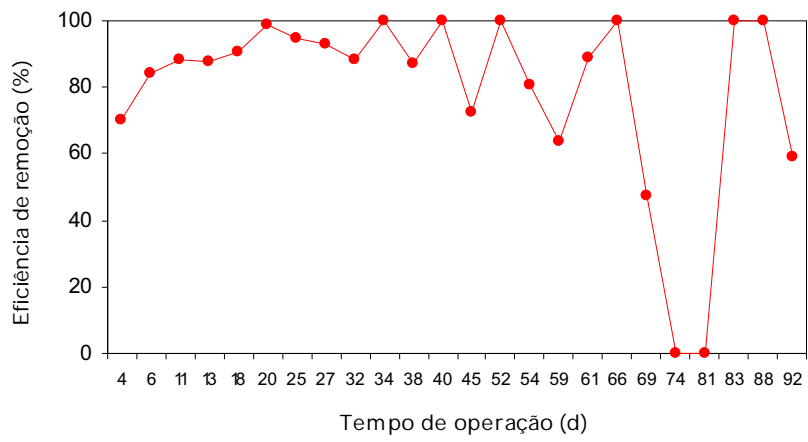


Figura 4.54. Eficiência de remoção do Zn no reator UASB no ensaio 2.

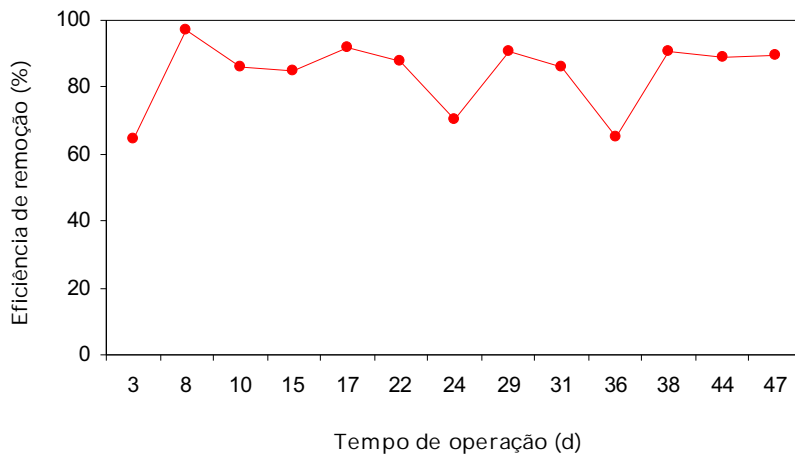


Figura 4.55. Eficiência de remoção do Zn no reator UASB no ensaio 3.

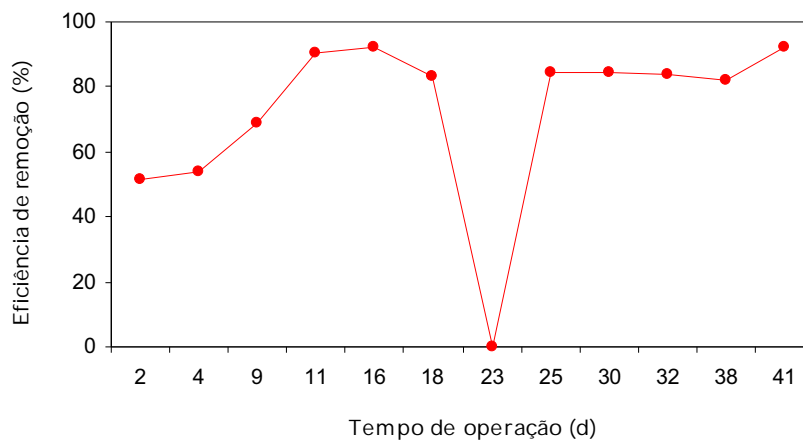


Figura 4.56. Eficiência de remoção do Zn no reator UASB no ensaio 4.

O Co foi detectado nos ensaios 1 e 2, com concentrações médias, significativamente diferentes ( $p < 0,01$ ), de 0,20 e 0,43 mg/L, respectivamente. No efluente os valores diminuíram para 0,05 e 0,18 mg/L, com diferença significativa ( $p < 0,05$ ), resultando em eficiências de remoção de 70 e 62% nos ensaios 1 e 2, respectivamente.

Os valores médios das concentrações de Mn e Zn no efluente dos reatores UASB, em todos os ensaios, atenderam aos padrões de lançamento de efluentes em corpos de água, de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), na qual está estabelecido o limite máximo para Mn dissolvido de 1,0 mg/L e para Zn total de 5,0 mg/L.

Na Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), o limite máximo é de 1,0 mg/L de Cu dissolvido. Os valores médios das concentrações de Cu no efluente do reator UASB nos ensaios 3 e 4 atendem, e nos ensaios 1 e 2 estão acima. No entanto, foi determinado Cu total e não dissolvido. Assim, no ensaio 1 é possível que o limite tenha sido atendido. O mesmo aconteceu com o Fe, cujo limite é de 15 mg/L de Fe dissolvido, o qual foi atendido no ensaio 1 e possivelmente no ensaio 4.

Quanto ao Co, não está no padrão de lançamento (BRASIL, 2005). Tomando-se por base, os valores máximos dos padrões de qualidade de água doce da Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), no ensaio 1, a concentração média de Co é igual

ao limite de 0,05 mg/L de Co-total na água doce classe 1, e no ensaio 2, está pouco abaixo do valor máximo de 0,20 mg/L de Co total na água doce classe 3. Nos ensaios 3 e 4, o Co não foi detectado.

As altas eficiências de remoção destes metais confirmaram a viabilidade da utilização de biomassa viável de lodo anaeróbio, com efeitos significativos na remoção de metais pesados em virtude dos processos de bioadsorção e bioacumulação, além de precipitação química, descritos por HAWARI & MULLIGAN (2006), os quais podem ser melhorados na presença de Ca e com pH acima de 5,5, condições estas que ocorreram nos quatro ensaios.

#### 4.7. Níquel (Ni), cádmio (Cd), chumbo (Pb) e cromo (Cr)

As concentrações médias de Ni no afluente foram de 0,22; 0,52; 0,02 e 0,06 mg/L nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. Os menores valores ( $p < 0,05$ ) ocorreram nos ensaios 3 e 4, com o aumento da adição de esgoto sanitário no afluente (Tabela 4.7).

DI BERNARDO et al. (1999) encontraram Ni somente no resíduo de descarga de decantador, com concentração de 1,06 mg/L. DI BERNARDO & DANTAS (2005) citaram que BARROSO & CORDEIRO (2001) não detectaram Ni no resíduo de descarga de decantador da ETA Araraquara. Em outros trabalhos foram citados em águas de lavagem de filtros concentrações de Ni de 0,12 e 0,35 mg/L, mas na maioria das vezes não foi detectado. O valor médio obtido no ensaio 1 está abaixo dos citados, considerando-se a mistura na proporção 1:1 (em volume) dos lodos de descarga dos decantadores e de lavagem de filtros.

Os valores médios de Ni no efluente diminuíram para 0,05, 0,36 e 0,01 mg/L nos ensaios 1, 2 e 4, respectivamente. No ensaio 3, o Ni não foi detectado. No ensaio 2, ocorreu a maior ( $p < 0,05$ ) concentração de Ni no efluente (Tabela 4.7).

As eficiências de remoção de Ni foram de 78, 38, 100 e 88%, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente, e diferiram significativamente ( $p < 0,01$ ) (Tabela 4.7). Nos ensaios 1, 3 e 4 as eficiências de remoção não diferiram significativamente.

Os valores médios de Cd no afluente aumentaram significativamente ( $p < 0,01$ ) com a adição crescente de esgoto sanitário doméstico e foram de 0,07; 0,13; 0,80 e 0,89 mg/L nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. No efluente também aumentaram significativamente ( $p < 0,01$ ) de 0,03 mg/L no ensaio 1 para 0,88 mg/L no ensaio 4 (Tabela 4.7).

DI BERNARDO et al. (1999) encontraram Cd somente no resíduo de descarga do decantador, com concentração de 0,05 mg/L. DI BERNARDO & DANTAS (2005) citaram que BARROSO & CORDEIRO (2001) não detectaram Cd no resíduo de descarga de decantador da ETA Araraquara. Em outros trabalhos foram citadas, em águas de lavagem de filtros, concentrações de Cd de 0,01 mg/L, mas na maioria das vezes não foi detectado. O valor médio obtido no ensaio 1 foi superior às concentrações citadas. Ficou evidente que as maiores entradas de Cd foram provenientes do esgoto sanitário, o qual tem contribuição de despejos industriais.

Tabela 4.7. Valores médios e respectivos coeficientes de variação (CV em %) das concentrações de níquel (Ni), cádmio (Cd), chumbo (Pb) e cromo (Cr) nos afluentes e efluentes, e das eficiências de remoção (%), durante a operação dos reatores UASB nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

Atributos		E 1	E 2	E 3	E 4	CV	F				
Ni (mg/L)	Afluente	0,22	b	0,52	a	0,02	c	0,06	bc	64	32,5 *
	Efluente	0,05	b	0,36	a	<0,01	b	0,01	b	87	29,2 **
	Eficiência	78	a	38	b	100	a	88	a	32	28,1 **
Cd (mg/L)	Afluente	0,07	b	0,13	b	0,80	a	0,89	a	45	69,6 **
	Efluente	0,03	b	0,07	b	0,87	a	0,88	a	30	208,5 **
	Eficiência	63	a	41	a	3	b	6	b	120	8,0 **
Pb (mg/L)	Afluente	2,49	a	0,93	b	0,16	b	0,25	b	137	8,3 **
	Efluente	0,53	a	0,22	b	0,13	b	0,19	b	92	6,6 **
	Eficiência	76	a	52	ab	33	b	24	b	72	5,4 **
Cr (mg/L)	Afluente	<0,01		0,06	b	0,17	ab	0,43	a	177	5,4 **
	Efluente	<0,01		0,01	b	0,03	ab	0,07	a	148	7,0 **
	Eficiência	-	-	96	a	82	ab	72	b	24	5,9 **

E 1 – Ensaio 1, E 2 – Ensaio 2, E 3 – Ensaio 3 e E 4 – Ensaio 4. ND – Não Detectado. Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade ( $p < 0,05$ ); ns – não significativo ao nível de 5% de probabilidade pelo teste F; \* ( $p < 0,05$ ) – significativo ao nível de 5% de probabilidade pelo teste F; \*\* ( $p < 0,01$ ) – significativo ao nível de 1% de probabilidade pelo teste F.

A adição crescente de esgoto sanitário, conseqüentemente, prejudicou a qualidade do efluente para o Cd, pois houve aumento no afluente e diminuição significativa ( $p < 0,01$ ) das eficiências de remoção de 63% no ensaio 1 para 3% e 6% nos ensaios 3 e 4 (Tabela 4.7).

Os valores médios de Pb no afluente diferiram significativamente ( $p < 0,01$ ) e foram de 2,49; 0,93; 0,16 e 0,25 mg/L nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. No efluente foram de 0,53; 0,22; 0,13 e 0,19 mg/L, respectivamente. No afluente e efluente, as concentrações diminuíram significativamente ( $p < 0,05$ ) com a adição crescente do esgoto sanitário no afluente.

DI BERNARDO et al. (1999) encontraram Pb somente no resíduo de descarga de decantador, com concentração de 0,88 mg/L. DI BERNARDO & DANTAS (2005) citaram que BARROSO & CORDEIRO (2001) não detectaram Pb no resíduo de descarga de decantador da ETA Araraquara. Em outros trabalhos foram citadas, em águas de lavagem de filtros, concentrações de Pb de 0,58 mg/L e, em resíduo de descarga de decantador, de 0,55 mg/L. Esses valores foram muito inferiores aos obtidos no ensaio 1, indicando que existe, nos mananciais de captação e/ou nos produtos químicos utilizados no tratamento da água, alguma fonte adicional de Pb.

As eficiências de remoção de Pb foram 76, 52, 33 e 24% nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente, e diminuíram significativamente nos ensaios 3 e 4, indicando que além do efeito de diluição das quantidades crescentes de esgoto sanitário adicionados ao efluente, ocorreu a solubilização de Pb.

O Cr não foi detectado nas amostras do afluente e do efluente do reator UASB no ensaio 1. Já nos ensaios 2, 3 e 4, os valores médios no afluente foram significativamente ( $p < 0,01$ ) crescentes com o aumento da adição de esgoto sanitário no afluente, com valores de 0,06; 0,17 e 0,43 mg/L, respectivamente.

DI BERNARDO et al. (1999) encontraram Cr somente no resíduo de descarga de decantador, com concentração de 0,42 mg/L. DI BERNARDO & DANTAS (2005) citaram que BARROSO & CORDEIRO (2001) observaram concentrações de Cr de 0,19 mg/L no resíduo de descarga de decantador da ETA Araraquara e de 0,01 mg/L em outra ETA. Foi citado por DI BERNARDO & DANTAS (2005), em águas de lavagem de



filtros, a concentração de Cr de 0,09 mg/L, enquanto em outras ETA o Cr não foi detectado no resíduo de descarga de decantador. Com base nestas informações, verifica-se que no período do ensaio 1 não ocorreu a fonte de Cr no manancial de abastecimento e/ou nos produtos químicos utilizados no tratamento da água, ou até que a fonte de Cr que existia foi eliminada.

Portanto, os acréscimos desse metal pesado no afluente, assim como do Cd, do Na, do P, do NK, do N-am. e do N-org. foram provenientes do esgoto sanitário.

As eficiências de remoção de Cr nos ensaios 2, 3 e 4 foram de 96, 82 e 72% e diferiram significativamente ( $p < 0,01$ ). Com a adição de esgoto sanitário no afluente, as eficiências de remoção de Cr do ensaio 2 para o 4, diminuíram significativamente ( $p < 0,05$ ) (Tabela 4.7).

De acordo com a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), os valores encontrados de Ni e Cr nos efluentes dos ensaios 1, 2, 3 e 4 atenderam aos padrões de lançamento de efluentes em corpo de água, cujos valores máximo são, para o Ni total de 2,0 mg/L, e para o Cr total de 0,5 mg/L. No ensaio 1, a concentração média de Pb foi pouco acima do valor máximo que é de 0,5 mg/L. Nos ensaios 2, 3 e 4 atenderam ao padrão. As concentrações médias de Cd atenderam ao padrão de lançamento nos ensaios 1 e 2, nos quais os valores foram inferiores a 0,2 mg/L, que é o valor máximo estabelecido na legislação.

HAWARI & MULLIGAN (2006b) constataram que, após o tratamento de lodo anaeróbio granular de reator UASB com íons Ca, a capacidade de troca de cátions foi de aproximadamente 111 mg/100 g de MS de lodo, a qual é comparável a resinas trocadoras de íons comercializadas para retenção de metais em solução aquosas. Verificaram, também, que o lodo anaeróbio viável tem maior capacidade de adsorção que o lodo não viável; que o pH afeta a adsorção e que com valores de pH acima de 4,0 a 5,5 o efeito não foi significativo. A ordem de afinidade para bioadsorção do lodo anaeróbio dos metais pesados estudados foi  $Pb > Cu > Ni > Cd$  (HAWARI & MULLIGAN, 2007). HAWARI & MULLIGAN (2006b) verificaram que as quantidades máximas de soluto adsorvidas no sorvente lodo anaeróbio ( $q_{\text{máx.}}$ ) foram de 255, 60, 55 e 26 mg/g (1,23; 0,53; 0,87 e 0,44 mmol/g) para o  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$ ,  $Cu^{2+}$  e  $Ni^{2+}$ , respectivamente.

Diante dessas informações, pode-se concluir que, para o Pb, a propriedade de bioadsorção do lodo anaeróbio do reator UASB no ensaio 1 confirmou os resultados de HAWARI & MULLIGAN (2006b e 2007). Com maiores concentrações de Pb nos ensaios 1 e 2, ocorreram as maiores remoções (76 e 52%). De acordo com HAWARI & MULLIGAN (2006a), para o Pb, 50% dos mecanismos de bioadsorção foram atribuídos à troca iônica, 30% à precipitação e 20% à complexação.

Para o Cu e Cd, o mecanismo de bioadsorção ao lodo anaeróbio predominante foi a troca iônica, com 77 e 82% do total adsorvido, respectivamente. À complexação, foram atribuídos 18 e 15%, respectivamente (HAWARI & MULLIGAN, 2006a). Para o Cu e Cd, as maiores remoções, de 97 e 100% e de 63 e 41%, ocorreram com as menores concentrações dos elementos no afluente, ou seja, nos ensaios 3 e 4, e ensaios 1 e 2, respectivamente, confirmando a ordem de afinidade e de  $q_{máx}$  obtidos por HAWARI & MULLIGAN (2007).

A troca iônica foi o mecanismo de bioadsorção no lodo anaeróbio predominante para o Ni (HAWARI & MULLIGAN, 2006a). As maiores remoções de Ni de 100, 88 e 78%, ocorreram nos ensaios 3, 4 e 1, respectivamente, quando as concentrações de Ni foram menores, de 0,02; 0,06 e 0,22 mg/L.

#### 4.8. Coliformes totais (CT) e Escherichia coli (E. coli)

Os valores médios de coliformes totais no afluente foram de  $4,5 \times 10^4$ ;  $2,2 \times 10^6$ ;  $1,7 \times 10^6$  e  $6,9 \times 10^6$  UFC/100 mL para os ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. As contagens médias de coliformes totais aumentaram significativamente ( $p < 0,01$ ) nos ensaios 2, 3 e 4, com a adição crescente do esgoto sanitário no afluente. No efluente, os valores médios foram, respectivamente, de  $4,4 \times 10^2$ ;  $1,4 \times 10^5$ ;  $5,9 \times 10^4$  e  $3,1 \times 10^5$  UFC/100 mL, com aumentos significativos ( $p < 0,01$ ) nos ensaios 2, 3 e 4, como ocorreu no afluente. Com a adição de esgoto sanitário no afluente do reator UASB, aumentou a carga orgânica e conseqüentemente a concentração e sobrevivência dos microrganismos (Tabela 4.8).

Para a Escherichia coli (E. coli), as concentrações nos afluentes tiveram aumento significativo ( $p < 0,01$ ) a partir do ensaio 2, e foram de  $4,3 \times 10^3$ ;  $8,0 \times 10^5$ ;  $2,2 \times 10^6$  e

2,3x10<sup>6</sup> UFC/100 mL, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. No efluente as contagens de E. coli diminuíram e diferiram significativamente (p<0,01), com o menor (p<0,05) valor no ensaio 1, de 1,5x10<sup>1</sup> UFC/100 mL, e os maiores, de 2,6x10<sup>4</sup> a 3,1x10<sup>5</sup> UFC/100 mL, nos ensaios 3 e 4 (Tabela 4.8).

DI BERNARDO et al. (1999) examinaram resíduos de descarga de decantador e de lavagem de filtro de ETA e obtiveram contagens de coliformes totais de 1,2x10<sup>5</sup> e 1,9x10<sup>4</sup> NMP/100 mL, e de E.coli de 1,6x10<sup>4</sup> e 2,0x10<sup>2</sup> NMP/100 mL, respectivamente. DI BERNARDO & DANTAS (2005) citaram, em águas de lavagem de filtros, contagens de coliformes totais de 2,3x10<sup>2</sup> a 2,4x10<sup>5</sup> NMP/100 mL e de E.coli de 3,0 a 1,8x10<sup>4</sup> MNP/100 mL. Os valores médios obtidos no ensaio 1 estão abrangidos nas faixas citadas

Tabela 4.8. Valores médios e coeficientes de variação (CV em %) das contagens de coliformes totais (CT) e de Escherichia coli nos afluentes e efluentes, e das eficiências de remoção (%) obtidos durante a operação dos reatores UASB nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

Atributos		E 1		E 2		E 3		E 4		CV	F
CT (UFC/100mL)	Afluente	4,5X10 <sup>4</sup>	c	2,2X10 <sup>6</sup>	b	1,7X10 <sup>6</sup>	b	6,9X10 <sup>6</sup>	a	5	95,2 **
	Efluente	4,4X10 <sup>2</sup>	c	1,4X10 <sup>5</sup>	b	5,9X10 <sup>4</sup>	b	3,1X10 <sup>5</sup>	a	11	72,2 **
	Eficiência	99		94		94		95		6	1,7 <sup>ns</sup>
E. coli (UFC/100mL)	Afluente	4,3X10 <sup>3</sup>	b	8,0X10 <sup>5</sup>	a	2,2X10 <sup>6</sup>	a	2,3X10 <sup>6</sup>	a	7	89,6 **
	Efluente	1,5X10 <sup>1</sup>	c	4,2X10 <sup>4</sup>	b	2,6X10 <sup>4</sup>	b	3,1X10 <sup>5</sup>	a	18	76,4 **
	Eficiência	99	a	96	a	94	ab	87	b	9	4,3 **

E 1 – Ensaio 1, E 2 – Ensaio 2, E 3 – Ensaio 3 e E 4 – Ensaio 4. Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade (p<0,05); ns – não significativo ao nível de 5% de probabilidade pelo teste F; \* (p<0,05) – significativo ao nível de 5% de probabilidade pelo teste F; \*\* (p<0,01) – significativo ao nível de 1% de probabilidade pelo teste F.

No efluente do ensaio 1, a qualidade microbiológica foi correspondente a água doce de classe 1, conforme as condições estabelecidas na Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), na qual o limite de E. coli é de 200 UFC/100mL. Os corpos de água de classe 1 podem ser utilizados para o abastecimento público após tratamento simplificado; irrigação de hortaliças e plantas frutíferas; à recreação de contato primário, tais como natação e mergulho; entre outros. A Organização Mundial da Saúde (WHO, 2006) estabelece que para a reutilização na irrigação, sem restrições,

o número de *E. coli* dever ser inferior a 1.000 UFC/100 mL. De acordo com a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), não é estabelecido limite máximo de coliformes totais e nem *E. coli* para lançamento em corpos de água, podendo os efluentes dos reatores serem dispostos em cursos de água de acordo com a classe de qualidade da água do corpo receptor.

Nos demais ensaios, em razão da adição de esgoto sanitário doméstico no afluente, o pH diminuiu e as concentrações de matéria orgânica, microrganismos e de alguns nutrientes aumentaram, propiciando melhores condições para a reprodução microbiana e, conseqüentemente, para a sobrevivência da *Escherichia coli*. Com a reprodução dos microrganismos, o pH do efluente do reator diminuiu em virtude do processo metabólico realizado pelas bactérias em condições anaeróbias, fazendo com que o meio ficasse menos alcalino. MOURA et al. (2009), observaram que com o aumento do número de coliformes totais e *E. coli* nas águas do principal manancial que abastece a cidade de Cascavel – PR ocorreu à acidificação do meio com o processo metabólico de fermentação, ocasionando diminuição do pH e a alteração da cor da água.

Também se pode observar na Tabela 4.8 que, apesar do aumento significativo das concentrações de coliformes totais e *E. coli*, as eficiências de remoção para ambos os parâmetros foram acima de 90%, exceto no ensaio 4, o que pode ser considerado um bom resultado, em virtude das quantidades crescentes de esgoto sanitário adicionadas. Isto indica que os reatores mantiveram boa capacidade de remoção destes microrganismos e conseqüentemente de outros patógenos comumente existentes no esgoto sanitário, mesmo com o aumento da quantidade de microrganismos adicionada com o esgoto sanitário.

PASSAMANI et al. (1999) tratando esgotos domésticos em reator UASB seguido de biofiltro aerado, com diferentes TDH, obtiveram contagens média de  $2,5 \times 10^7$  NMP/100 mL de *E. coli* e eficiências de remoção de *E. coli* de 84% no reator UASB, de 93% no biofiltro e de 99% para a remoção global do sistema. SOARES et al. (2000) verificaram eficiências de remoção de *E. coli* em reator UASB seguido por uma lagoa de polimento com chicanas, tratando esgoto sanitário com TDH de 5,5 h, de 90% no reator

UASB, de 97% na lagoa e de 99% para remoção global do sistema. Os valores citados foram similares aos obtidos nos ensaios, utilizando somente o reator UASB. Isto foi favorecido pelo TDH de 24 h e pela utilização do lodo de ETA no afluente.

#### 4.9. Perfil de sólidos, de coliformes e de elementos químicos na manta de lodo dos reatores UASB

De acordo com os exames realizados no lodo dos reatores UASB nos ensaios 1, 2, 3 e 4, pode-se observar nas Tabelas 4.9, 4.10, 4.11 e 4.12 que, com o tempo de operação, as concentrações de sólidos totais no lodo aumentaram, principalmente, nas regiões superiores da manta de lodo dos reatores UASB. No ensaio 1, isto chegou a provocar o colapso do reator, pois haveria necessidade de descarte do lodo excedente para manter a qualidade do efluente. Nos ensaios 2, 3 e 4, esse fato não ocorreu durante o período de operação de até 92 dias no ensaio 2, pois as concentrações de sólidos nas regiões superiores da manta de lodo foram menores, não havendo necessidade do descarte do lodo excedente e ainda verificou-se maior adensamento do lodo.

No ensaio 1, as concentrações de ST e SV do lodo atingiram valores máximos de 45.432 (ponto 2) e 18.292 mg/L (ponto 1) e mínimos de 19.304 (ponto 5) e 3.468 mg/L (ponto 5), respectivamente, com relação SV/ST de 0,14 a 0,49, aos 31 dias de operação, indicando que houve o adensamento e mineralização do lodo (Tabela 4.9).

No ensaio 2, o adensamento e mineralização foram mais intensos, em virtude do período mais longo de operação (92 dias), alcançando valores máximos de ST de 62.094 mg/L (ponto 1) e de SV de 15.870 mg/L (ponto 1), e mínimos de 3.359 (ponto 5) e de 627 mg/L (ponto 5), com relação SV/ST de 0,18 a 0,26 (Tabela 4.10).

Tabela 4.9. Concentrações de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) e relação SV/ST do lodo do reator UASB, no ensaio 1.

Tempo de operação (dias)	Ponto	ST (mg/L)	SV (mg/L)	SV/ST	ST (mg/L)	SV (mg/L)	SV/ST	Tempo de operação (dias)
	Inóculo	41588	30174	0,73				
6	1	28202	12844	0,46	27080	13410	0,50	19
	2	41383	29747	0,72	46102	32756	0,71	
	3	22241	5557	0,25	37052	4930	0,13	
	4	NA	NA	NA	25340	4412	0,17	
	5	NA	NA	NA	21906	3676	0,17	
12	1	18070	7830	0,43	36980	18292	0,49	31
	2	37600	26692	0,71	45432	17026	0,37	
	3	22582	3828	0,17	34468	4734	0,14	
	4	19588	2526	0,13	24828	4344	0,17	
	5	10132	2018	0,20	19304	3468	0,18	

NA – Não Avaliado.

No ensaio 3, mesmo com período de operação menor, e com maior quantidade de esgoto sanitário em relação ao ensaio 2, o adensamento e mineralização do lodo foram acentuados, com contribuição para isso do inóculo mais concentrado e com menor relação SV/ST. Os maiores valores de ST e SV ocorreram no final do ensaio, aos 47 dias de operação, e foram de 94.322 (ponto 3) e 22.282 mg/L (ponto 3) e os menores de 527 (ponto 5) e 170 mg/L (ponto 5), respectivamente, com relação SV/ST de 0,19 a 0,42 (Tabela 4.11).

No ensaio 4, com o mesmo inóculo e tempo de operação de 41 dias, mas com maior quantidade de esgoto sanitário no afluente, as concentrações máximas de ST diminuíram para 59.156 (ponto 1) e de SV aumentaram para 32.754 mg/L (ponto 1) e as mínimas para 430 (ponto 6) e 115 mg/L (ponto 4), respectivamente, com relação SV/ST de 0,23 a 0,66 (Tabela 4.12).

Considerando-se os parâmetros de projeto de adensadores por flotação, nos quais a faixa usual do teor de sólidos do lodo espessado é de 6 a 9% (em massa), para lodos de ETA que utilizam sulfato de alumínio, condicionado com cal, e de 2 a 5%, para lodos de ETA que utilizam sais de alumínio ou ferro, condicionados com polímeros (REALI, 1999); os valores máximos de ST obtidos nos ensaios estão dentro da faixa de lodo espessado, com mínimos em torno de 2% de ST no ensaio 1; 2,5% de ST no

ensaio 2 (até o ponto 4); 4,2% de ST no ensaio 3 (até o ponto 3) e de 4,3% de ST no ensaio 4 (até o ponto 2). Com o aumento do tempo de operação nos ensaios 2, 3 e 4, esses valores de ST e de extensão da manta de lodo podem aumentar.

Tabela 4.10. Concentrações de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) e relação SV/ST do lodo do reator UASB, no ensaio 2.

Tempo de operação (dias)	Ponto	ST (mg/L)	SV (mg/L)	SV/ST	ST (mg/L)	SV (mg/L)	SV/ST	Tempo de operação (dias)
	Inóculo	14544	11059	0,76				
6	1	29914	18420	0,62	18148	6216	0,34	52
	2	6254	1636	0,26	31434	5810	0,18	
	3	15640	3570	0,23	60844	10576	0,17	
	4	514	204	0,40	10812	1964	0,18	
	5	510	186	0,36	4823	843	0,17	
13	1	24210	11042	0,46	20864	6668	0,32	61
	2	23460	4340	0,18	31092	6636	0,21	
	3	41364	7226	0,17	88976	16432	0,18	
	4	12056	2514	0,21	51086	11094	0,22	
	5	342	138	0,40	4306	1020	0,24	
20	1	36226	19986	0,55	23766	8908	0,37	69
	2	32724	6680	0,20	31396	7057	0,22	
	3	70664	10276	0,15	85472	15949	0,19	
	4	14046	3398	0,24	53044	11810	0,22	
	5	666	204	0,31	3356	954	0,28	
27	1	43366	26078	0,60	39350	14200	0,36	74
	2	76136	15262	0,20	33430	6484	0,19	
	3	19834	3450	0,17	87530	16334	0,19	
	4	15550	3466	0,22	69470	13698	0,20	
	5	384	49	0,13	22874	4320	0,19	
34	1	45350	28294	0,62	45678	18356	0,40	83
	2	80712	15876	0,20	36541	8863	0,24	
	3	6050	1224	0,20	76521	10954	0,14	
	4	18944	4186	0,22	61877	18166	0,29	
	5	467	77	0,16	2033	489	0,24	
40	1	23920	12800	0,54	62094	15870	0,26	92
	2	102492	18032	0,18	60226	11406	0,19	
	3	52676	9822	0,19	25520	4704	0,18	
	4	25698	5910	0,23	24506	4530	0,18	
	5	10011	2265	0,23	3359	627	0,19	

ROSÁRIO (2007) também observou que os valores de SST no lodo foram aumentando gradualmente à medida que foi dosado lodo de ETA no reator UASB. O

aumento da produção média de lodo de 12.284 para 14.386 g de SST, representou um aumento de 17% de lodo no reator após receber lodo de ETA.

No ensaio 1, somente no ponto 2, no 6º, 12º e 19º dias de operação, que o valor médio da relação SV/ST do lodo foi pouco acima de 0,70, conforme se pode observar na Tabela 4.9. De acordo com a Resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006), para fins de utilização agrícola, o lodo de esgoto ou produto derivado deve ser estável, o que ocorre com relação SV/ST inferior a 0,70. Dessa forma, o lodo em excesso do reator UASB, no que diz respeito à estabilidade, não terá limitações para utilização na agricultura. Estes valores de relação SV/ST foram obtidos em virtude da predominância de compostos inorgânicos no lodo de ETA e dos elevados tempos de retenção de sólidos (TRS) obtidos nos reatores UASB, que foram de 496 dias no ensaio 1, 284 dias no ensaio 2, 146 dias no ensaio 3 e de 156 dias no ensaio 4.

Na Tabela 4.10, pode-se observar que, no ensaio 2, as relações SV/ST foram inferiores a 0,70 em todos os pontos de coletas de lodo, confirmando que o lodo em excesso do reator UASB, no que diz respeito à estabilidade, não terá limitações para utilização na agricultura, mesmo com a adição de 50% de esgoto sanitário no afluente.

Com essas concentrações de SV na manta de lodo do reator UASB, os valores médios das taxas de carregamento orgânico do lodo (TCL) foram de 0,013; 0,087; 0,051 e de 0,084 g DQO/g SV d nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. CHERNICHARO (2007) recomendou TCL de 0,05 a 0,15 g DQO/g SV d para a partida de reatores anaeróbios, devendo ser aumentada gradativamente em função da eficiência. Para reatores UASB, tratando esgoto sanitário doméstico, TCL da ordem de 0,30 g DQO/g SV d, durante a partida, não prejudicou a estabilidade do processo em termos de pH e de ácidos graxos voláteis. Dessa forma, as TCL aplicadas não foram limitantes para a operação dos reatores UASB em condições de estabilidade.

No ensaio 3, a relação SV/ST também foi inferior a 0,70; exceto nos pontos 2 e 3 do 3º dia de operação do reator, mas durante todo o restante do período de operação, o lodo apresentou-se estável, podendo ser considerado apropriado para o uso agrícola (Tabela 4.11).



Tabela 4.11. Concentrações de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) e relação SV/ST do lodo do reator UASB, no ensaio 3.

Tempo de operação (dias)	Ponto	ST (mg/L)	SV (mg/L)	SV/ST	ST (mg/L)	SV (mg/L)	SV/ST	Tempo de operação (dias)
	Inóculo	51752	37498	0,72				
3	1	15098	5794	0,38	34567	15219	0,44	31
	2	31026	22250	0,72	47811	21972	0,46	
	3	27242	19288	0,71	52540	20090	0,38	
	4	744	378	0,51	1006	127	0,13	
	5	621	229	0,37	537	216	0,40	
10	1	17486	5552	0,32	44020	18255	0,41	38
	2	50874	24978	0,49	38723	16423	0,42	
	3	40590	27160	0,67	62100	32320	0,52	
	4	794	116	0,15	882	412	0,47	
	5	636	227	0,36	579	235	0,41	
17	1	28006	9954	0,36	60846	21092	0,35	47
	2	44854	21046	0,47	41584	17308	0,42	
	3	51054	24298	0,48	94322	22282	0,24	
	4	36768	8598	0,23	1768	330	0,19	
	5	449	102	0,23	527	170	0,32	
24	1	23920	7140	0,30				
	2	52492	29556	0,56				
	3	62676	27476	0,44				
	4	2569	1229	0,48				
	5	484	185	0,38				

Já no ensaio 4, a relação SV/ST foi maior que 0,70 nos pontos 2 e 3 até os 32º dia de operação do reator UASB. Na última semana de operação, a relação SV/ST diminuiu para 0,66; indicando a estabilização adequada para o uso agrícola (Tabela 4.12). Esse aumento da relação SV/ST está relacionado com a maior concentração de matéria orgânica do esgoto sanitário adicionado juntamente com o lodo de ETA no afluente, aumentando a carga orgânica no reator.

Tabela 4.12. Concentrações de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) e relação SV/ST do lodo do reator UASB, no ensaio 4.

Tempo de operação (dias)	Ponto	ST (mg/L)	SV (mg/L)	SV/ST	ST (mg/L)	SV (mg/L)	SV/ST	Tempo de operação (dias)
Inóculo		51752	37498	0,72				
4	1	41048	27468	0,67	45612	29292	0,64	25
	2	28842	22186	0,77	32510	24950	0,77	
	3	11896	8928	0,75	15670	10920	0,70	
	4	1208	588	0,49	578	315	0,54	
	5	863	396	0,46	478	245	0,51	
	6	841	312	0,37	560	287	0,51	
11	1	40798	21052	0,52	43200	25600	0,59	32
	2	25564	17852	0,70	37880	29560	0,78	
	3	14046	9346	0,67	19320	16370	0,85	
	4	512	79	0,15	567	334	0,59	
	5	478	118	0,25	432	234	0,54	
	6	504	64	0,13	413	228	0,55	
18	1	38770	20250	0,52	59156	32754	0,55	41
	2	27450	20670	0,75	43340	28782	0,66	
	3	12390	9166	0,74	2056	1148	0,56	
	4	630	252	0,40	507	115	0,23	
	5	610	282	0,46	430	119	0,28	
	6	617	300	0,49	430	116	0,27	

ROSÁRIO (2007) também verificou que, com a adição de lodo de ETA no reator UASB tratando esgoto sanitário, a relação SV/ST foi menor de que 0,74; e no reator que não recebeu lodo de ETA foi de 0,79. SILVA et al. (2005) observaram relação SV/ST de 0,77 em reator UASB, tratando esgoto sanitário. Assim, os valores obtidos nos ensaios 1, 2, 3 e 4, encontram-se abaixo dos valores citados.

Dessa forma, o lodo em excesso dos reatores UASB nos quatro ensaios, no que diz respeito à estabilidade, não terá limitação para utilização na agricultura, mesmo com a adição crescente de esgoto sanitário doméstico nos ensaios 2, 3 e 4.

Foram realizados exames de coliformes totais e E. coli no lodo no final de cada ensaio, e as contagens de E.coli, da base (ponto 1) ao topo (pontos 5 e 6) da manta de lodo dos reatores UASB estão representadas na Figura 4.57.

Da mesma forma que para o efluente dos reatores UASB, a introdução de quantidades crescentes de esgoto sanitário no afluente nos ensaios 2, 3 e 4, prejudicou a qualidade microbiológica do lodo dos reatores UASB.

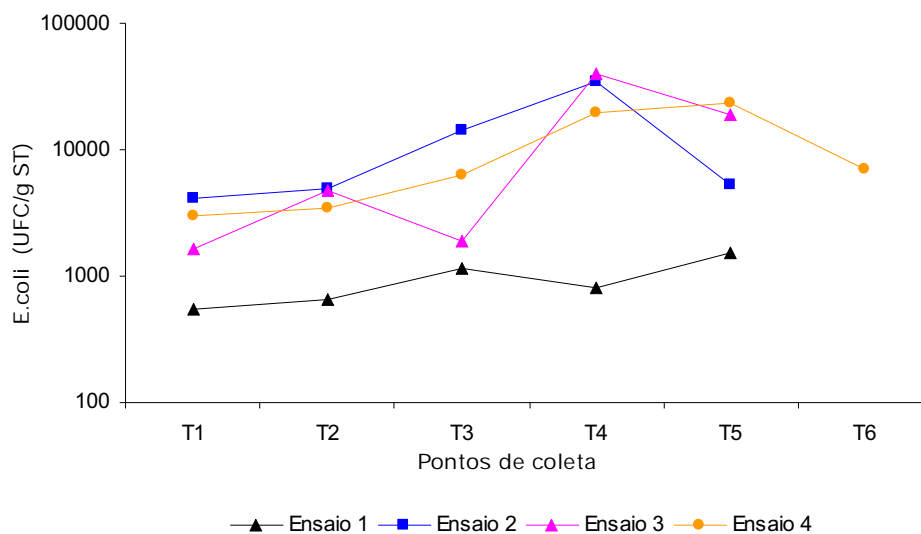


Figura 4.57. Valores médios de Escherichia coli da base (ponto 1) ao topo (pontos 5 e 6) da manta de lodo dos reatores UASB nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

No ensaio 1, os valores obtidos permitem o enquadramento do lodo como de classe A, de acordo com o descrito na Resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006), porque foram inferiores a 1.000 UFC/g de ST e, portanto, só não poderiam ser utilizados em pastagens e cultivos de olerícolas, tubérculos e raízes e demais culturas cuja parte comestível entre em contato com o solo. Já nos ensaios 2, 3 e 4 os resultados foram todos acima de 1.000 UFC/g de ST e, conseqüentemente, o lodo deve ser classificado como classe B, para o qual o limite deve ser inferior a 100.000 NMP/g de ST, e a utilização é restrita às cultura de café, silvicultura, e culturas para a produção de fibras e óleos. As contagens menores no ensaio 1 ocorreram em virtude dos menores valores de E. coli no afluente, aos altos valores de pH e ao elevado TRS. Nos ensaios 2, 3 e 4 esses valores foram maiores devido à adição de esgoto sanitário no afluente, que promoveu diminuição do pH e do TRS.

Associando-se os resultados das concentrações de ST no lodo dos reatores UASB nos ensaios 1, 2, 3 e 4 (Tabelas 4.9 a 4.12), verificou-se que, com a diminuição da concentração de ST na região superior da manta de lodo, as concentrações de elementos químicos foram mais elevadas, em virtude de terem sido calculadas em base

seca, ou seja, em miligramas de elemento químico no lodo por quilograma de ST. Isto foi feito para permitir a comparação com os valores encontrados na Resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006). No entanto, a massa dos elementos químicos analisados, normalmente, foi menor na região superior da manta de lodo dos reatores UASB.

Os valores de elementos químicos no lodo dos reatores UASB estão apresentados nas Tabelas de 4.13 a 4.20. Também foram apresentadas as massas de elementos químicos na manta de lodo dos reatores UASB, durante o período de operação, conforme Figuras 4.58 a 4.65.

Nos ensaios 1 e 2, as concentrações de P-total no lodo do reator UASB foram elevadas, principalmente nas regiões inferiores da manta (pontos 1, 2 e 3) (Tabelas 4.13 e 4.15). Nos ensaios 3 e 4, com o aumento da concentração de esgoto sanitário doméstico na mistura com o lodo de ETA, as concentrações de P-total também aumentaram ao longo de toda a câmara de reação do reator UASB (Tabelas 4.17 e 4.19). Assim, as altas eficiências de remoção de 76, 87, 90 e 71% nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente, foram em virtude da imobilização do P no lodo.

Nas Figuras 4.58, 4.60, 4.62 e 4.64, pode-se observar o aumento da massa de P-total na manta de lodo durante o período de operação dos reatores UASB.

A partir das equações de regressão linear ( $y = ax + b$ ) apresentadas nas Figuras 4.58 a 4.65 também foi possível confirmar a tendência de acumulação dos elementos químicos na manta de lodo, quando o coeficiente angular ( $a$ ) foi positivo, e estimar a taxa de acumulação diária (mg do elemento químico por dia de operação do reator UASB) tornando-se o coeficiente ( $a$ ) em mg/d, com maior ou menor precisão em função do valor de  $R^2$ . Também foi calculada a concentração do elemento químico na manta de lodo (por g de SV e ST) no final de cada ensaio, e os valores estão descritos na Tabela 4.21.

Assim, as estimativas das taxas de acumulação de P no lodo foram de 105,1; 52,8; 7,5 e 40,6 mg/d, indicando que houve acúmulo de P na manta de lodo. A concentração de P em relação aos SV e ST do lodo foram de 78,4; 116,6; 110,8 e 84,6 mg/g SV e de 21,8; 22,9; 35,1 e 50,8 mg/g ST, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente

(Tabela 4.21). Portanto, as maiores concentrações em relação aos SV foram nos ensaios 2 e 3, quando ocorreram as maiores eficiências de remoção, e em relação aos ST foram nos ensaios 3 e 4, nos quais as concentrações adicionadas de esgoto sanitário no lodo de ETA foram maiores.

Tabela 4.13. Concentrações de P-total, N, Ca, Mg, Na e K (em mg/kg, base seca) no lodo do reator UASB, no ensaio 1.

Tempo de operação (dias)	Ponto	P	N	Ca	Mg	Na	K
6	1	41993	NA	52411	7595	702	1319
	2	36627	NA	26206	674	580	1689
	3	22257	NA	48127	7689	536	1012
12	1	36982	45213	53060	6740	963	1146
	2	38258	1138	38051	6965	582	1540
	3	16917	1736	52170	5394	1328	877
	4	4793	1889	76547	5866	904	613
	5	5920	2128	62002	7698	1895	859
19	1	43280	31204	40990	4874	399	1296
	2	55304	13687	28574	5798	312	1555
	3	9421	1068	75024	5295	267	478
	4	6603	1500	57395	4534	296	497
	5	5575	1270	46001	4451	397	603
31	1	45495	22866	43524	4624	406	1347
	2	35601	20585	30725	4834	264	1037
	3	9745	812	73947	6162	409	705
	4	3402	677	49734	3734	362	326
	5	5351	580	75497	5439	668	575

NA – Não Avaliado.

As concentrações de N no lodo aumentaram nos ensaios 1 e 2, e diminuíram nos ensaios 3 e 4 (Tabelas 4.13, 4.15, 4.17 e 4.19). Isso fica evidente nas Figuras 4.58, 4.60, 4.62 e 4.64, nas quais se observa que a massa de N na manta de lodo teve estimativas de taxas de acumulação de 228,5 mg/d no ensaio 1 e de 12,4 mg/d no ensaio 2, enquanto nos ensaios 3 e 4 as taxas foram negativas, em virtude do decréscimo da massa durante o tempo de operação do reator UASB. As concentrações de N no lodo, no final dos ensaios 1, 2, 3 e 4, foram de 39,0; 47,9; 9,4 e 50,9 mg/g SV e de 10,9; 9,4; 3,0 e 30,6 mg/g ST (Tabela 4.21). Mesmo com o aumento significativo ( $p < 0,05$ ) das concentrações de NK no afluente (Tabela 4.4), com as adições crescentes de esgoto sanitário nos ensaios 2, 3 e 4, as taxas de acumulação e concentrações de N

na manta de lodo não aumentaram acentuadamente nos ensaios 2, 3 e 4, apresentado variações, em virtude da solubilização do N.

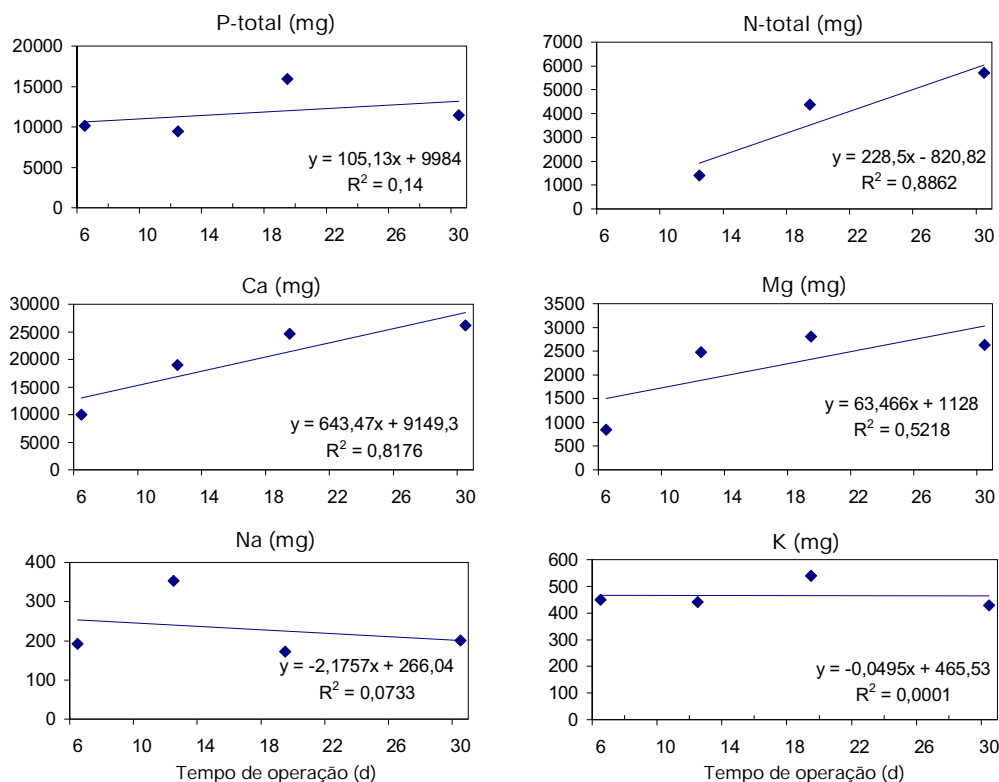


Figura 4.58. Massa de P-total, N, Ca, Mg, Na e K na manta de lodo do reator UASB no ensaio 1.

As altas concentrações de Ca no lodo nos ensaios, conforme já citado, ocorreram em virtude da adição de cal na água bruta da ETA, o que provocou o aumento das concentrações no lodo dos reatores UASB (Tabelas 4.13, 4.15, 4.17 e 4.19), principalmente nos ensaios 1 e 2, quando as eficiências de remoção foram altas, de 80 e 64%. Pode-se observar, nas Figuras 4.58, 4.60, 4.62 e 4.64, o aumento da massa de Ca no lodo dos reatores UASB, ao longo do período de operação, com estimativas das taxas de acumulação de 643,5; 52,2; 148,5 e 402,8 mg/d, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. Isto resultou em concentrações de Ca no lodo de 179,2; 207,7; 92,1 e 149,2 mg/g SV no final dos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente (Tabela

4.21). Portanto, as concentrações foram maiores nos ensaios 1 e 2, quando as remoções foram significativamente mais altas (80 e 64%), confirmando a imobilização do Ca no lodo. Para os ST, as concentrações foram de 49,8; 40,8; 29,2 e 89,6 mg/g ST nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente (Tabela 4.21).

Tabela 4.14. Concentrações de Fe, Zn, Cu, Mn, Co, Ni, Cd e Pb (em mg/kg, base seca) no lodo do reator UASB, no ensaio 1.

Tempo de operação (dias)	Ponto	Fe	Zn	Cu	Mn	Co	Ni	Cd	Pb
6	1	90135	2979	750	628	21	30	8	243
	2	17858	749	771	465	8	14	4	50
	3	NA	4901	434	760	27	47	7	224
12	1	94521	2449	656	675	36	39	6	216
	2	41995	2866	831	523	17	21	7	217
	3	165442	4672	383	713	33	44	4	169
	4	179293	523	554	786	31	43	8	82
	5	NA	197	671	1076	54	74	13	33
19	1	68648	2705	1132	582	22	30	3	88
	2	15791	1985	830	470	11	16	2	54
	3	152299	2341	717	625	26	34	3	78
	4	180545	4262	1304	762	32	37	1	46
	5	NA	2922	1264	890	37	48	2	70
31	1	57004	2972	976	579	20	23	1	52
	2	95836	1739	687	464	17	23	1	47
	3	172247	2198	953	730	23	36	2	65
	4	118576	2477	1341	578	28	32	1	45
	5	212288	3730	2067	1002	47	54	10	202

NA – Não Avaliado.

As concentrações de Mg no lodo do reator UASB foram maiores nos ensaios 1 e 2 (Tabelas 4.13 e 4.15), nos quais ocorreram os maiores valores médios no afluente e as maiores ( $p < 0,05$ ) eficiências de remoção. Nas Figuras 4.58, 4.60, 4.62 e 4.64, observa-se o aumento da massa de Mg no lodo, somente nos ensaios 1, 3 e 4, com estimativas de taxas de acumulação de 63,5; 15,9 e 62,2 mg/d, respectivamente. As concentrações de Mg no lodo foram de 18,0; 25,9 e 23,3 mg/g SV e de 5,0; 8,2 e 14,0 mg/g ST nos ensaios 1, 3 e 4, respectivamente (Tabela 4.21).

As concentrações de Na e K no lodo dos reatores foram menores (Tabelas 4.13, 4.15, 4.17 e 4.19), ficando menos adsorvidos no lodo do reator, por serem solúveis, como pode ser confirmado pelas baixas eficiências de remoção. Quanto a acumulação

de Na e K no lodo dos reatores UASB, observa-se nas Figuras 4.58, 4.60, 4.62 e 4.64, que ocorreu apenas nos ensaios 3 e 4, com estimativas de taxas de 18,2 e 6,1 mg/d e de 3,5 e 8,8 mg/d, respectivamente.

As concentrações de K foram de 2,1 e 3,2 mg/g SV e de 0,7 e 1,9 mg/g ST, no final dos ensaios 3 e 4, respectivamente. Para o Na, as concentrações foram de 14,8 e 15,4 mg/g SV e de 4,7 e 9,3 mg/g ST, nos ensaios 3 e 4, respectivamente (Tabela 4.21).

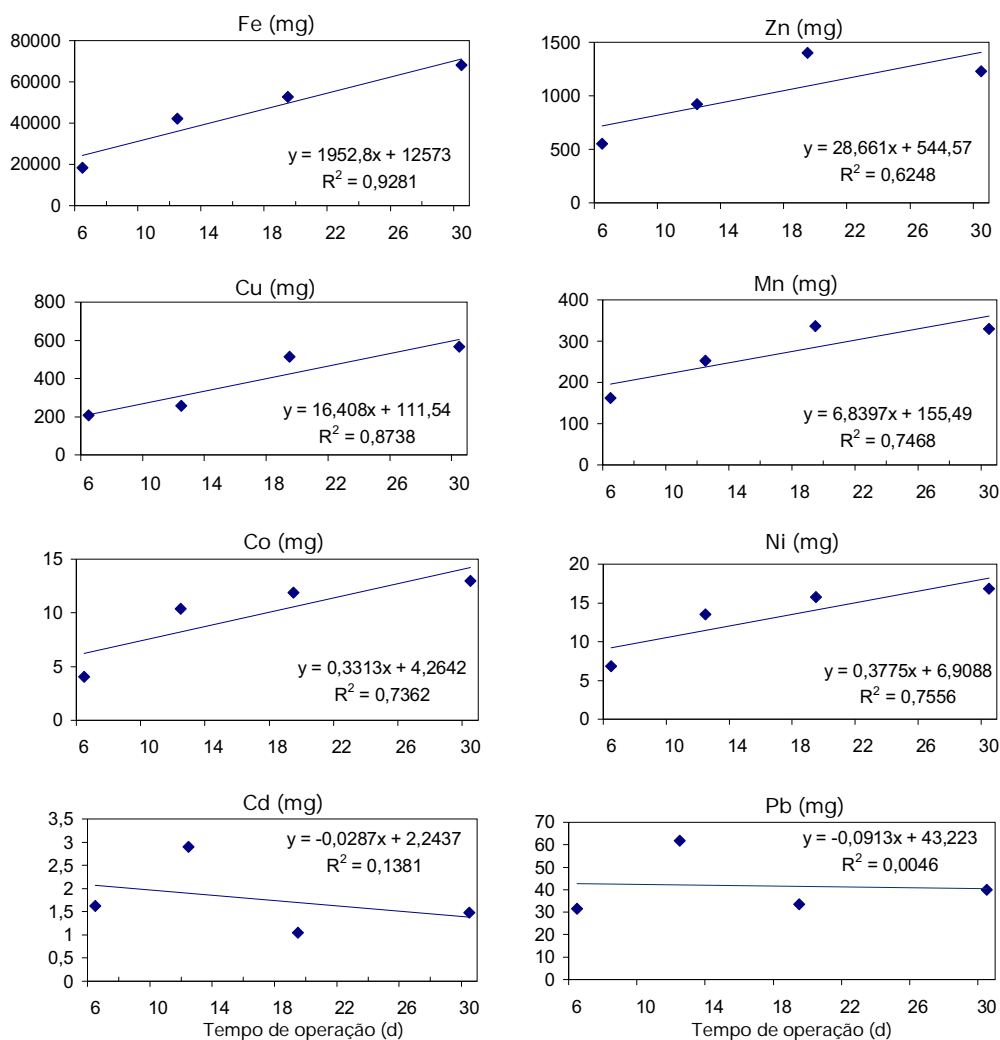


Figura 4.59. Massa de Fe, Zn, Cu, Mn, Co, Ni, Cd e Pb na manta de lodo do reator UASB no ensaio 1.



Tabela 4.15. Concentrações de P-total, N, Ca, Mg, Na e K (em mg/kg, base seca) no lodo do reator UASB, no ensaio 2.

Tempo de operação (dias)	Ponto	P	N	Ca	Mg	Na	K
6	1	71539	41185	41158	7552	1615	1815
	2	29315	7163	75264	8970	5708	2159
	3	<0,05	1790	65563	5313	2359	1151
	4	<0,05	10895	NA	95720	65370	19844
	5	<0,05	9216	NA	99412	115882	32941
13	1	76026	22057	36555	4721	1797	1450
	2	21742	7639	74437	3836	1982	1113
	3	6344	1571	66311	5026	117	892
	4	17784	647	50489	5922	3310	1841
20	1	23386	27384	33142	5789	1226	1532
	2	17818	23866	58058	3080	138	761
	3	4993	792	26432	1609	548	340
	4	10103	3061	38360	5147	1260	1666
	5	<0,05	10060	NA	63063	54054	18919
27	1	54624	17940	41473	9454	1681	816
	2	32511	5687	17893	5910	1265	627
	3	99304	3933	63648	6353	4704	1255
	4	33468	521	70707	6367	3878	1350
	5	NA	11458	NA	92188	136719	25000
34	1	35208	43837	7819	933	2329	225
	2	2120	5342	15659	2535	1126	290
	3	104076	7405	26430	7884	16512	1934
	4	14946	6799	3801	5004	4276	744
	5	NA	<0,5	1285	68737	271734	34690
40	1	59469	51589	41338	8253	1555	1254
	2	10985	3298	10795	1695	18	252
	3	15314	987	6202	4027	188	68
	4	23733	1712	13203	2720	981	374
	5	29600	499	26341	7042	6803	1588
52	1	34748	54386	56138	5058	3042	926
	2	17844	10975	35952	4342	1441	429
	3	23256	1052	59883	3560	769	345
	4	87587	2960	46920	7159	2137	694
	5	2405	82	5432	461	313	37
61	1	30901	42513	7908	3336	2056	475
	2	16224	8941	791	3531	1341	376
	3	11881	854	32503	475	755	189
	4	5100	626	14288	382	1028	206
	5	25082	1881	85276	3902	8430	1184
69	1	46503	33157	47425	4494	2171	606
	2	20835	10224	27070	2696	1481	354
	3	10837	632	6107	783	502	144
	4	11338	547	4298	809	752	181
	5	28535	1639	28695	9207	9029	1788
74	1	43760	9962	40578	244	846	114
	2	193985	58630	461173	2872	17140	3231
	3	17284	4031	28447	2060	456	75
	4	17630	4837	29128	2863	17	320
	5	20612	1714	59465	4210	1875	538
83	1	27060	20645	21279	3127	1084	296
	2	17025	10618	21091	2734	1338	320
	3	10874	849	7880	1235	576	125
	4	6509	549	7563	1382	635	136
	5	59146	2361	60354	16527	13576	1771
92	1	28520	19696	41936	2971	440	285
	2	19210	11258	36488	3248	548	264
	3	21537	2429	58513	4350	1434	553
	4	28807	1387	21791	2816	1396	465
	5	46731	2382	134415	10985	10360	2411

NA – Não Avaliado.

As concentrações de Fe no lodo foram as maiores, seguidas do Ca, P e N. Os maiores valores ocorreram nos ensaios 1 e 2, e estão relacionados as remoções mais elevadas, as quais foram de 93, 83, 69 e 74% nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente.

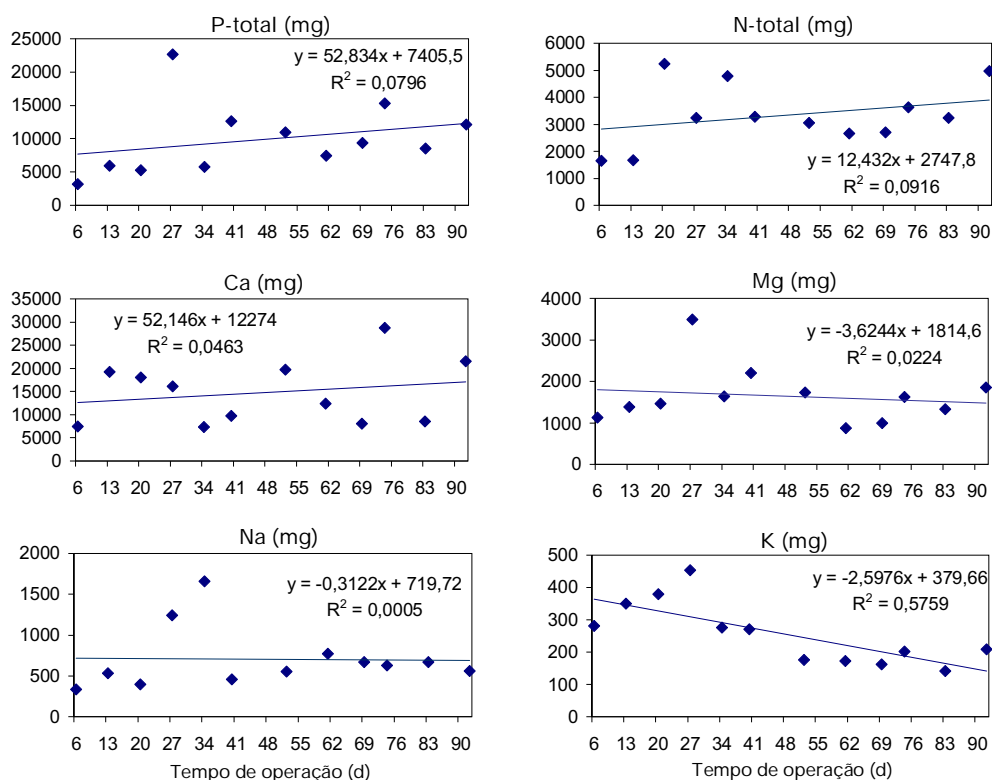


Figura 4.60. Massa de P-total, N, Ca, Mg, Na e K na manta de lodo do reator UASB no ensaio 2.

Tabela 4.16. Concentrações de Fe, Zn, Cu, Mn, Co, Ni, Cd, Cr e Pb (em mg/kg, base seca) no lodo do reator UASB, no ensaio 2.

Tempo de operação (dias)	Ponto	Fe	Zn	Cu	Mn	Co	Ni	Cd	Cr	Pb
6	1	54289	2165	1631	730	22	30	2	<0,1	67
	2	122961	8954	7763	1023	72	104	11	<0,1	<0,4
	3	134207	3437	2634	1033	45	51	4	<0,1	99
	4	227626	14105	92704	1556	681	681	126	<0,1	4611
	5	101961	26471	108039	980	784	588	<0,1	<0,1	1255
13	1	62660	2034	2615	615	27	31	9	<0,1	323
	2	82182	884	2634	991	34	34	3	<0,1	123
	3	113867	1656	1507	606	22	28	4	<0,1	103
	4	120687	1410	5333	854	46	62	4	<0,1	137
20	1	55319	2885	1133	610	22	26	1	<0,1	30
	2	120279	2277	1328	652	23	34	2	<0,1	57
	3	45653	428	560	250	10	16	1	<0,1	66
	4	175708	1495	3296	1136	46	61	3	<0,1	318
	5	151652	3378	74850	1426	601	676	38	<0,1	2583
27	1	54229	3369	837	721	45	45	<0,1	<0,1	46
	2	21121	553	573	437	17	31	<0,1	<0,1	88
	3	196501	817	534	1308	63	88	<0,1	<0,1	113
	4	46817	672	84	1740	84	174	<0,1	<0,1	92
	5	NA	2995	781	3255	1953	5469	<0,1	<0,1	2695
34	1	293080	1142	87	1667	86	76	3	<0,1	71
	2	19006	43	5	408	31	21	<0,1	<0,1	49
	3	NA	2017	8	1942	174	231	<0,1	<0,1	269
	4	16264	53	3	77	40	53	<0,1	<0,1	107
	5	189293	535	107	857	642	1285	<0,1	<0,1	728
40	1	105652	3027	742	838	6	31	<0,1	<0,1	77
	2	103564	288	32	457	32	32	1	<0,1	23
	3	49880	429	51	1295	47	58	<0,1	<0,1	60
	4	NA	1018	86	1537	115	80	<0,1	<0,1	81
	5	NA	445	80	2392	220	80	<0,1	<0,1	164
52	1	31089	1143	284	1160	80	94	54	106	36
	2	56617	173	41	1125	29	56	40	132	3
	3	43865	480	63	1004	61	52	9	74	17
	4	NA	1290	254	1498	245	287	42	186	14
	5	19810	68	5	138	12	17	17	11	11
61	1	56015	1325	271	1201	98	79	57	50	12
	2	64139	246	45	1328	96	77	23	46	5
	3	31588	241	34	680	37	34	9	35	9
	4	29264	289	16	352	44	27	27	15	5
	5	122573	453	46	1614	441	255	317	108	70
69	1	43383	936	749	1210	95	80	39	49	12
	2	51096	213	140	688	59	65	37	89	12
	3	22860	306	36	363	31	37	10	35	9
	4	25782	249	51	272	37	24	15	18	6
	5	131317	670	343	2563	387	238	247	100	4
74	1	42717	1751	405	905	43	48	43	48	6
	2	NA	1720	583	8406	673	553	91	67	126
	3	7188	318	44	820	33	33	7	52	10
	4	31775	221	49	940	33	58	15	10	5
	5	39954	203	55	1443	85	81	65	128	2
83	1	35746	694	322	682	56	53	20	38	6
	2	33442	246	94	616	63	51	33	56	85
	3	17057	376	34	412	31	27	10	18	9
	4	13887	281	22	259	27	20	11	17	5
	5	NA	1353	172	2705	615	246	300	418	37
92	1	670	699	163	805	38	47	13	7	4
	2	NA	222	61	945	56	55	20	68	24
	3	2241	417	63	1505	84	88	26	68	61
	4	38354	398	45	614	71	67	29	<0,1	3
	5	NA	581	74	1682	104	402	235	211	48

NA – Não Avaliado.

O Fe removido ficou imobilizado no lodo do reator UASB, considerando-se as altas concentrações ao longo da manta de lodo, relacionadas nas Tabelas 4.14, 4.16, 4.18 e 4.20. O acúmulo pode ser melhor visualizado nas Figuras 4.59, 4.61, 4.63 e 4.65, onde observa-se que houve aumento da massa de Fe no lodo nos quatro ensaios, durante o período de operação dos reatores UASB, menos evidente no ensaio 2, a partir dos 41º dias de operação. As estimativas das taxas de acumulação de Fe no lodo foram de 1952,8; 325,0; 548,1 e 853,2 mg/d nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. As concentrações em relação aos SV foram de 465,5 mg/g no ensaio 1; 1.112,2 mg/g no ensaio 2; 255,0 mg/g no ensaio 3 e 179,0 mg/g no ensaio 4. Em relação aos ST, as concentrações foram de 129,4 mg/g no ensaio 1; 218,2 mg/g no ensaio 2; 80,9 mg/g no ensaio 3 e 107,5 mg/g no ensaio 4. Assim, as maiores concentrações de Fe ocorreram no final dos ensaios 1 e 2, nos quais as eficiências de remoção no reator UASB foram significativamente maiores ( $p < 0,05$ ).

Quanto ao Zn e ao Cu, no ensaio 1, houve aumento da concentração no lodo ao longo da manta até o 31º dia de operação (Tabela 4.14) com taxa de acumulação de 28,7 e 16,4 mg/d, respectivamente (Figura 4.59). As concentrações médias na manta de lodo no final do ensaio 1 foram de 8,4 mg/g SV e de 2,3 mg/g ST para o Zn e de 3,9 mg/g SV e de 1,1 mg/g ST para o Cu (Tabela 4.21). Nos ensaios 2, 3 e 4, ao longo do período de operação dos reatores UASB, as concentrações diminuíram (Tabelas 4.16, 4.18 e 4.20) e as estimativas das taxas de acumulação foram negativas (Figuras 4.61, 4.63 e 4.65).

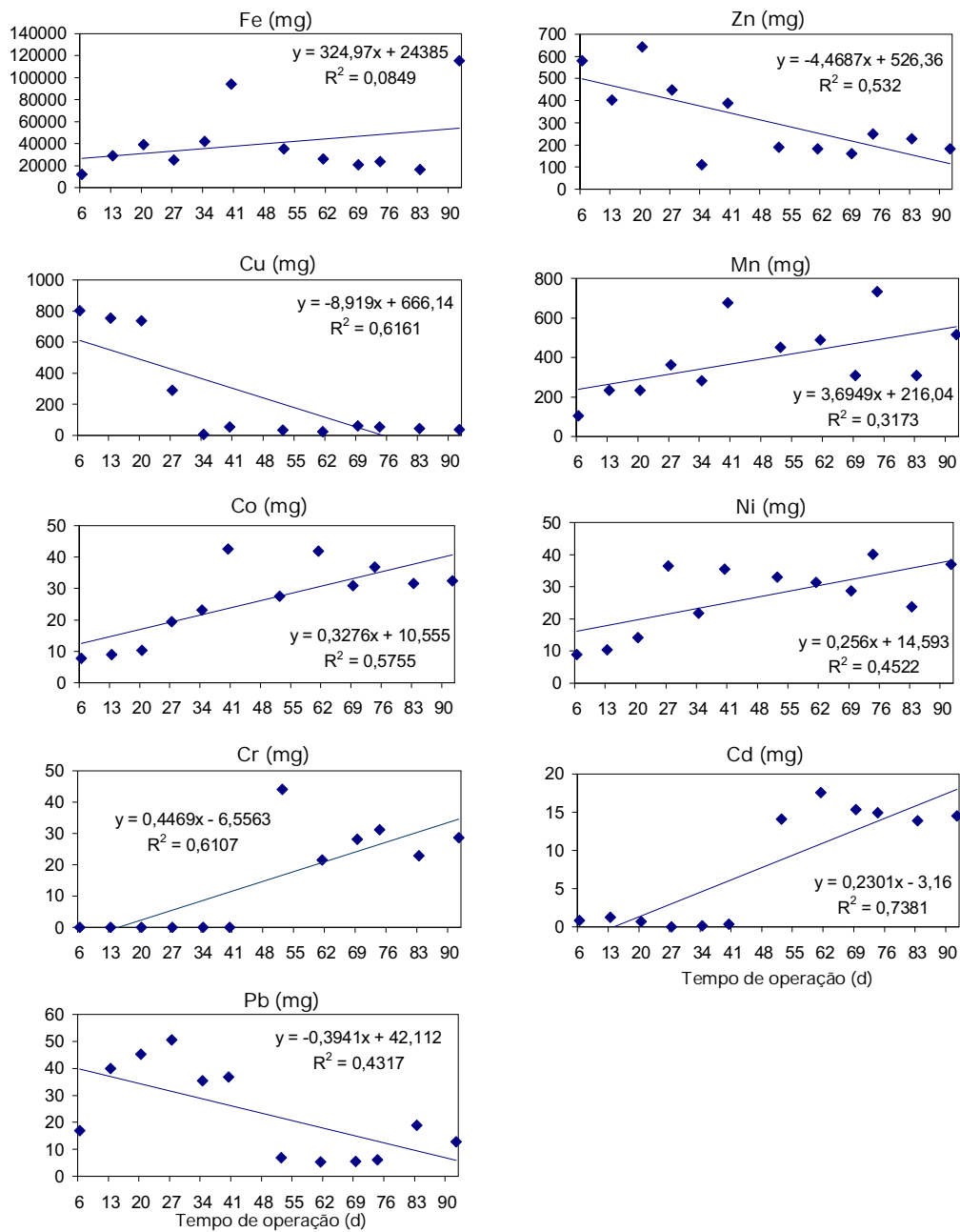


Figura 4.61. Massa de Fe, Zn, Cu, Mn, Co, Ni, Cr, Cd e Pb na manta de lodo do reator UASB no ensaio 2.

Tabela 4.17. Concentrações de P-total, N, Ca, Mg, Na e K (em mg/kg, base seca) no lodo do reator UASB, no ensaio 3.

Tempo de operação (dias)	Ponto	P	N	Ca	Mg	Na	K
3	1	44262	35369	32011	4948	4848	1212
	2	72890	18275	35651	15316	2843	1489
	3	83326	11783	41957	16333	3557	1762
	4	112260	154570	142339	41935	87903	15323
	5	169370	12560	123994	36256	123994	4428
10	1	44141	38145	88825	3054	9889	635
	2	41695	11184	48461	6452	4151	604
	3	59798	5543	60841	8740	4011	967
	4	80287	98237	556858	14162	191877	7550
	5	85427	6289	461274	19418	297398	7524
17	1	33713	17396	61544	8099	6375	1359
	2	43533	14108	57140	7654	5041	969
	3	37546	11114	44954	6704	2594	810
	4	20711	8986	43020	8022	3711	1318
	5	110520	12472	806013	53185	302929	19844
24	1	27662	29557	82121	6457	7696	904
	2	36033	9963	51450	6410	4343	725
	3	31620	3367	45103	5321	3111	620
	4	272956	4671	720374	81654	61102	8028
	5	131710	12603	619318	41364	179091	10568
31	1	35241	20193	79791	10234	5855	1699
	2	47596	9538	58767	7600	4528	1048
	3	40785	4244	55281	6591	3178	803
	4	588465	92445	NA	145209	117545	17495
	5	102929	11173	856750	42961	323957	23864
38	1	25919	17924	59573	2986	5399	838
	2	48772	13455	72480	9175	5369	1111
	3	30079	1578	28465	2985	3153	404
	4	758740	44218	NA	180215	207029	20578
	5	97089	8463	796978	243178	227029	24698
47	1	24153	7856	31366	5731	3425	551
	2	49719	4280	29018	8822	4730	764
	3	21131	339	13417	2927	1645	237
	4	273059	20362	440187	117279	72607	10390
	5	81655	11575	NA	366319	220417	21917

NA – Não Avaliado.

As concentrações de Mn no lodo dos reatores UASB, não tiveram variações acentuadas durante os ensaios 1, 2, 3 e 4 (Tabelas 4.14, 4.16, 4.18 e 4.20) mesmo com as eficiências de remoção, no entanto observando-se as Figuras 4.59, 4.61, 4.63 e 4.65, verifica-se que houve aumento da massa de Mn na manta de lodo durante os ensaios 1, 2, 3 e 4, com estimativas das taxas de acumulação de 6,8; 3,7; 3,2 e 1,2 mg/d. As concentrações em relação aos SV foram de 2,2; 5,0; 1,8 e 1,1 mg/g no final dos ensaios 1, 2, 3 e 4, e em relação aos ST de 0,6; 1,0; 0,6 e 0,6 mg/g no final dos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente (Tabela 4.21). Com isso, verifica-se que os ensaios

1 e 2, nos quais as eficiências de remoção foram maiores ( $p < 0,05$ ), de 96%, ocorreram as maiores taxas de acumulação e concentração no lodo no final dos ensaios.

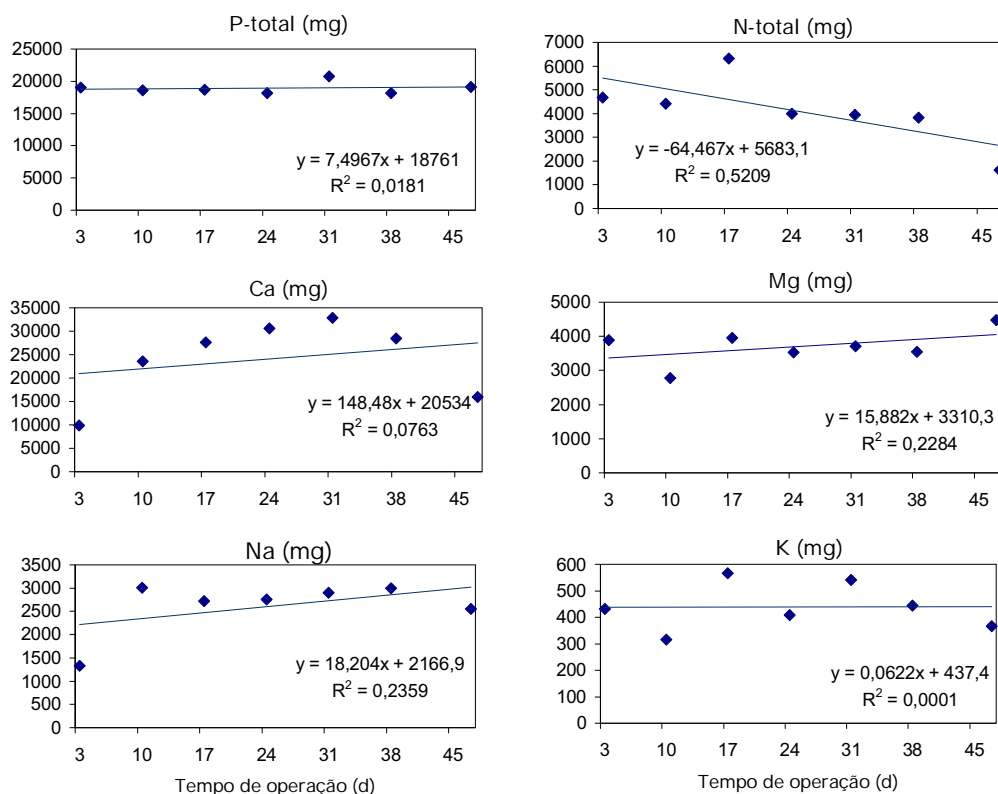


Figura 4.62. Massa de P-total, N, Ca, Mg, Na e K na manta de lodo do reator UASB no ensaio 3.

O Ni e o Co, apesar das concentrações baixas e poucas variações no lodo durante os ensaios (Tabelas 4.14, 4.16, 4.18 e 4.20), tiveram altas eficiências de remoção no reator UASB. Confirmando o processo de adsorção no lodo anaeróbio, pode ser verificado o aumento da massa de Ni e Co na manta dos reatores UASB, durante o período de operação, por meio das Figuras 4.59, 4.61, 4.63 e 4.65. As estimativas das taxas de acumulação do Ni no lodo foram de 0,38; 0,26; 0,03 e 0,05 mg/d, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente.

Tabela 4.18. Concentrações de Fe, Zn, Cu, Mn, Co, Ni, Cd, Cr e Pb (em mg/kg, base seca) no lodo do reator UASB, no ensaio 3.

Tempo de operação (dias)	Ponto	Fe	Zn	Cu	Mn	Co	Ni	Cd	Cr	Pb
3	1	191237	821	242	1292	83	89	107	56	39
	2	29917	2446	933	577	<0,1	68	20	59	14
	3	35599	2098	200	650	33	51	27	3	4
	4	15726	8333	806	1008	269	1478	2103	148	538
	5	47544	1208	1208	1047	<0,1	<0,1	3027	209	700
10	1	191952	492	163	912	<0,1	3	100	166	7
	2	70635	1321	464	604	<0,1	6	34	41	13
	3	68799	2940	936	520	<0,1	6	48	9	25
	4	241171	1304	1448	1826	<0,1	<0,1	2481	1637	976
	5	124819	1447	393	708	<0,1	<0,1	2925	3577	998
17	1	128598	1596	284	702	<0,1	16	71	59	111
	2	82062	1548	637	735	<0,1	10	41	63	15
	3	72140	1322	480	550	<0,1	9	39	75	22
	4	101205	553	116	525	<0,1	18	49	67	43
	5	297060	5200	111	1782	<0,1	<0,1	4588	200	3185
24	1	147810	425	92	815	<0,1	13	75	51	51
	2	71043	1215	380	579	<0,1	10	30	42	34
	3	61366	992	274	551	<0,1	6	25	6	24
	4	NA	10294	1810	8038	<0,1	97	671	728	450
	5	179153	785	207	2376	<0,1	<0,1	4019	114	3182
31	1	107823	1516	330	953	<0,1	27	47	59	57
	2	81212	1427	543	784	<0,1	18	37	71	46
	3	75677	1123	266	720	<0,1	22	30	8	39
	4	NA	3444	1889	21571	<0,1	149	1844	1382	1914
	5	60279	801	93	2048	<0,1	<0,1	3529	568	2803
38	1	81390	947	404	402	<0,1	28	42	30	38
	2	86350	1378	518	815	<0,1	25	45	56	36
	3	41638	931	265	405	<0,1	25	25	4	32
	4	2738254	4314	3118	22392	<0,1	340	2109	1253	1769
	5	112936	570	1036	2850	<0,1	<0,1	3264	190	2418
47	1	60723	648	245	362	<0,1	28	31	29	24
	2	91773	1289	363	695	<0,1	28	43	57	39
	3	38896	716	118	334	<0,1	20	17	4	18
	4	NA	2008	905	6476	<0,1	226	1055	215	362
	5	174649	1139	1423	6357	<0,1	<0,1	3615	361	1110

NA – Não Avaliado.

As concentrações de Ni no lodo, em relação a massa de SV foram de 0,12; 0,36; 0,08 e 0,01 mg/g SV e em relação a massa de ST de 0,03, 0,07; 0,03 e 0,08 mg/g ST no final dos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente (Tabela 4.21). As taxas de acumulação e as concentrações no lodo (em relação ao SV) diminuíram, acompanhando a redução na concentração média de Ni nos afluentes dos ensaios 3 e 4. As estimativas das taxas de acumulação do Co no lodo do reator UASB foram 0,33 mg/d nos ensaios 1 e 2 (Figuras 4.59 e 4.61). As concentrações no lodo, em relação aos sólidos, foram de 0,09 e 0,31 mg/g SV e de 0,02 e 0,06 mg/g ST nos ensaios 1 e 2, respectivamente (Tabela



4.21). Não foi detectado Co nos afluentes e efluentes dos ensaios 3 e 4, e no lodo apenas na 1ª semana do ensaio 3.

As concentrações de Cd na manta de lodo foram baixas no ensaio 1, e aumentaram nos ensaios 2, 3 e 4 (Tabelas 4.14, 4.16, 4.18 e 4.20). Nos ensaios 3 e 4 as eficiências de remoção foram baixas e não houve o acúmulo de Cd na manta de lodo no ensaio 4 (Figura 4.65) e a taxa de acumulação diminuiu para 0,12 mg/d no ensaio 3, em relação ao ensaio 2, quando foi de 0,23 mg/d, indicando a solubilização para o efluente com o aumento da quantidade de esgoto sanitário no afluente (Tabela 4.7 e Figuras 4.61 e 4.63).

As concentrações de Pb no lodo nos ensaios 1, 2 e 3 variaram acentuadamente até o 31º dia de operação (Tabela 4.14 e Figura 4.59). No ensaio 2 aumentaram até o 27º dia de operação e depois decresceram até o 92º dia (Tabela 4.16 e Figura 4.61). No ensaio 3 aumentaram até o 31º dia e em seguida diminuíram até o 47º dia de operação (Tabela 4.18 e Figura 4.63). No ensaio 4 foram relativamente estáveis após o 18º dia de operação (Tabela 4.20 e Figura 4.65).

Apesar dos resultados de maior adsorção de Pb ao lodo anaeróbio, obtidos por HAWARI & MULLIGAN (2006b e 2007); principalmente, nos ensaios 2, 3 e 4, quando as concentrações no afluente decresceram, verificou-se diminuição significativa ( $p < 0,05$ ) das eficiências de remoção de Pb (Tabela 4.7). Portanto, neste trabalho ocorreram efeitos negativos na adsorção de Pb com a introdução de esgoto sanitário e conseqüentemente diluição do afluente para o Pb, com o tempo de operação dos reatores UASB. As concentrações de Pb na manta de lodo no final dos ensaios 2, 3 e 4 diminuíram, de 0,27 mg/g SV no ensaio 1, para 0,12; 0,11 e 0,13 mg/g SV, respectivamente (Tabela 4.21).

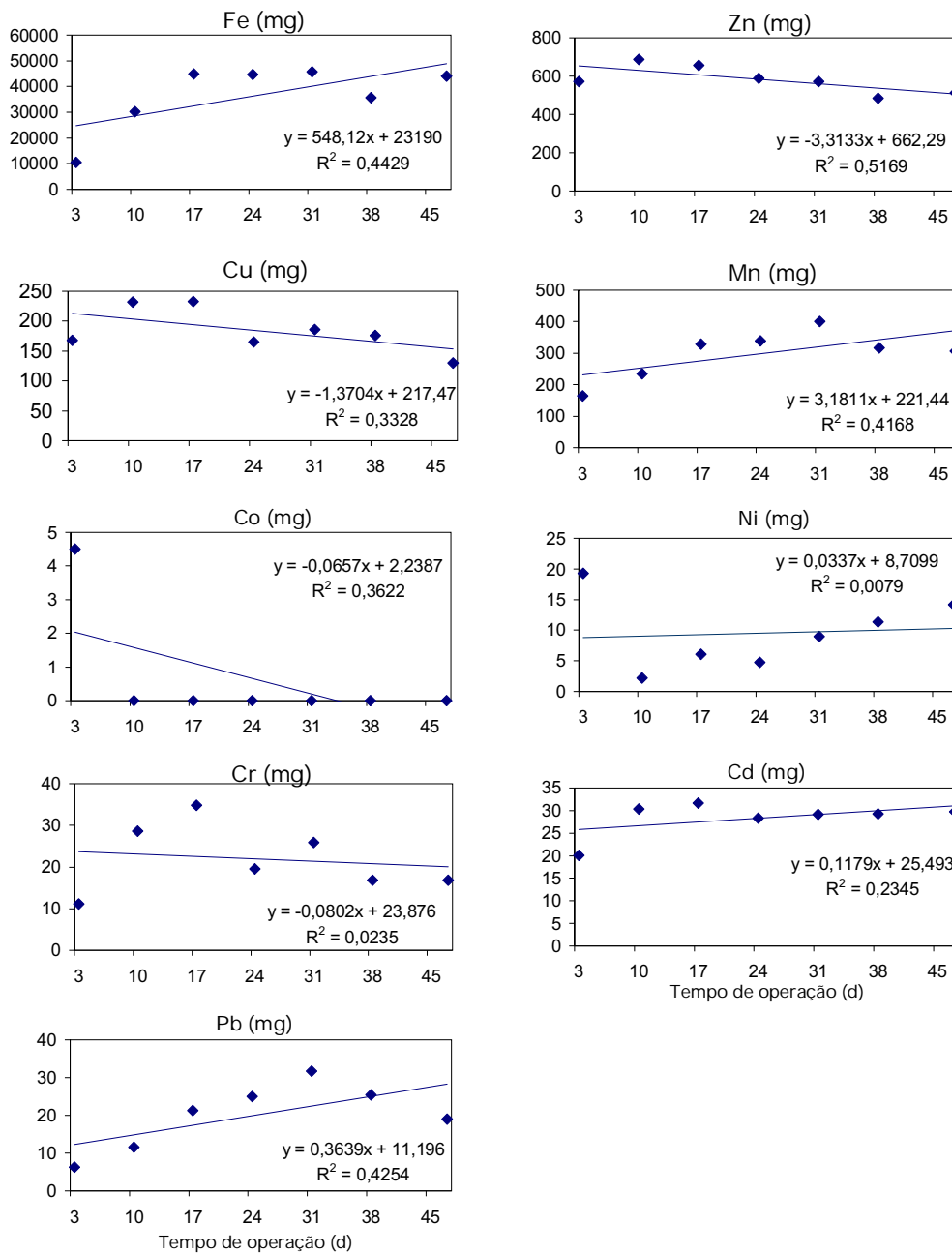


Figura 4.63. Massa de Fe, Zn, Cu, Mn, Co, Ni, Cr, Cd e Pb na manta de lodo do reator UASB no ensaio 3.

Tabela 4.19. Concentrações de P-total, N, Ca, Mg, Na e K (em mg/kg, base seca) no lodo do reator UASB, no ensaio 4.

Tempo de operação (dias)	Ponto	P	N	Ca	Mg	Na	K
4	1	60416	40879	59339	8646	3409	797
	2	71162	42785	68293	12256	5084	1230
	3	60608	56994	84049	21901	13403	1345
	4	73817	9272	387550	13771	209665	9243
	5	96781	3476	327451	13581	232810	7010
	6	784	<0,5	235434	12616	143942	3924
11	1	54808	43924	63372	8622	5232	1562
	2	51151	51917	62681	13016	4365	1575
	3	50125	40666	67468	17378	12096	2365
	4	104277	<0,5	384248	25176	235254	18154
	5	40777	<0,5	466349	11213	335523	15994
	6	122747	<0,5	339385	11776	210833	14296
18	1	50778	42146	82477	9154	5740	1419
	2	88354	44517	98834	13386	5777	1729
	3	95355	43422	118239	25241	13357	2220
	4	87735	20635	484175	25643	258500	230
	5	95243	<0,5	309262	18475	211885	15689
	6	68218	<0,5	527091	7853	353712	18452
25	1	54577	34596	73280	7825	4454	1277
	2	78484	29991	65017	11381	7501	2228
	3	33813	22719	54228	13387	11902	1390
	4	64675	25952	350744	18157	150727	3997
	5	105784	11715	377636	33379	262803	12427
	6	71798	<0,5	383429	23955	221277	9920
32	1	57384	31111	73703	8632	5525	1197
	2	57066	24710	62260	9307	5712	1073
	3	36539	19565	103395	15173	9739	2055
	4	55966	49383	NA	553880	237654	56067
	5	182439	27778	735880	411227	300463	15660
	6	42635	<0,5	520702	283656	260484	11985
41	1	39948	26489	44525	5932	4241	775
	2	47726	25450	52056	7513	4799	915
	3	344268	205739	NA	124927	89107	19635
	4	101591	220907	NA	456706	241696	66391
	5	135111	13721	NA	386279	280116	75337
	6	75987	<0,5	946512	419535	263233	40930

NA – Não Avaliado.

As concentrações de Cr no lodo dos reatores UASB foram detectadas nos ensaios 2, 3 e 4. Houve o acúmulo de Cr no lodo apenas nos ensaios 2 e 4, nos quais as estimativas das taxas de acumulação foram de 0,45 e 0,11 mg/d, respectivamente (Figuras 4.61 e 4.65). No ensaio 3 a massa de Cr no lodo aumentou até o 17º dia de operação e depois diminuiu (Figura 4.63). As concentrações de Cr na manta de lodo do reator UASB foram de 0,28; 0,10 e 0,10 mg/g SV e de 0,05; 0,03 e 0,06 mg/g ST no final dos ensaios 2, 3 e 4, respectivamente. No ensaio 1 não foi detectado Cr no afluente, efluente e no lodo do reator (Tabela 4.21).

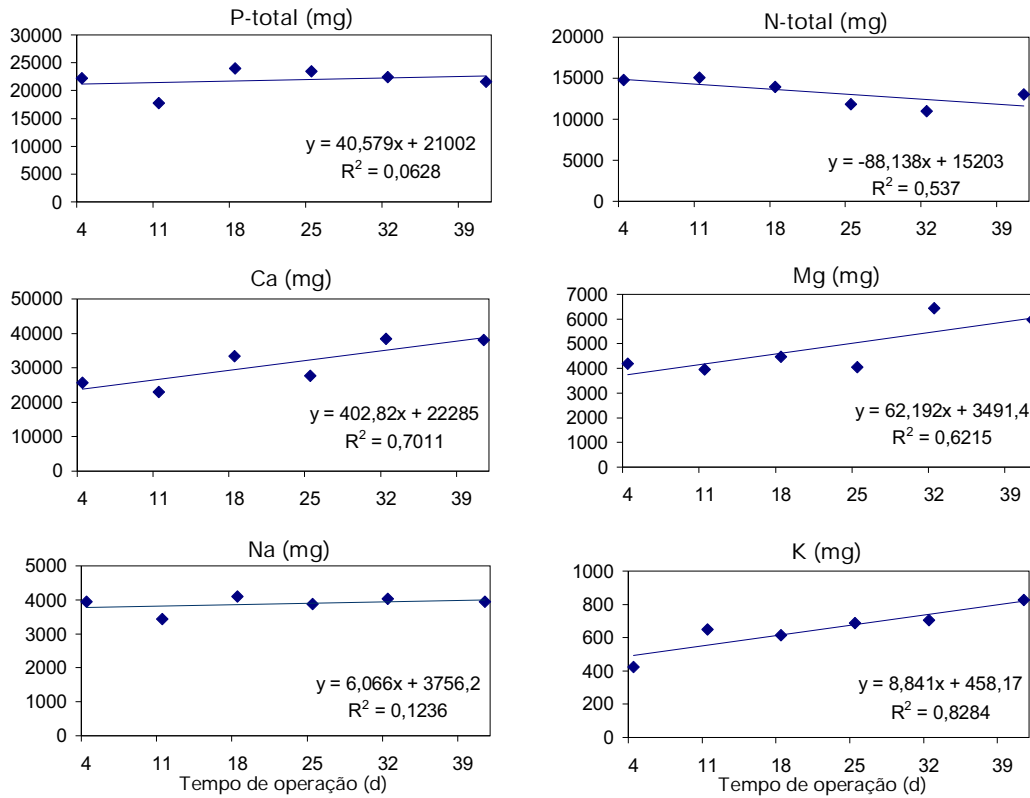


Figura 4.64. Massa de P-total, N, Ca, Mg, Na e K na manta de lodo do reator UASB no ensaio 4.

Tabela 4.20. Concentrações de Fe, Zn, Cu, Mn, Co, Ni, Cd, Cr e Pb (em mg/kg, base seca) no lodo do reator UASB, no ensaio 4.

Tempo de operação (dias)	Ponto	Fe	Zn	Cu	Mn	Co	Ni	Cd	Cr	Pb
4	1	52151	1752	950	616	<0,1	7	43	61	45
	2	25994	2429	1113	686	<0,1	7	61	40	40
	3	17911	4662	929	525	<0,1	4	155	84	96
	4	27835	1283	704	538	<0,1	<0,1	1511	257	401
	5	21541	2572	406	406	<0,1	<0,1	2173	35	342
	6	432818	1457	297	297	<0,1	<0,1	2241	18	202
11	1	86961	1617	743	650	<0,1	11	42	116	72
	2	68778	2580	923	610	<0,1	6	82	71	86
	3	78781	3988	723	456	<0,1	<0,1	119	93	168
	4	146719	576	195	684	<0,1	<0,1	3604	20	4463
	5	65690	126	<0,1	418	<0,1	<0,1	3964	178	3828
	6	65308	188	<0,1	298	<0,1	<0,1	3829	139	3681
18	1	3618	1783	803	773	<0,1	19	47	115	34
	2	123327	2679	1379	885	<0,1	13	67	145	106
	3	135141	5088	1312	791	<0,1	8	145	143	7
	4	72000	317	714	952	<0,1	<0,1	3175	444	619
	5	41328	221	82	246	<0,1	<0,1	3139	230	697
	6	63444	146	<0,1	324	<0,1	<0,1	2934	130	924
25	1	81554	1529	697	715	<0,1	19	40	107	33
	2	108851	2916	1541	889	<0,1	17	55	151	40
	3	61441	3266	488	396	<0,1	<0,1	112	63	86
	4	34585	164	87	1211	<0,1	<0,1	2846	311	2829
	5	50805	513	<0,1	1046	<0,1	<0,1	3421	554	3692
	6	55705	205	<0,1	536	<0,1	<0,1	3259	71	2455
32	1	86516	1557	826	503	<0,1	22	45	97	39
	2	87033	1457	837	434	<0,1	9	48	89	34
	3	58682	2476	675	448	<0,1	<0,1	91	46	70
	4	969841	2028	3968	2028	<0,1	<0,1	2919	582	3228
	5	NA	220	116	1389	<0,1	<0,1	3773	370	3611
	6	NA	133	<0,1	726	<0,1	<0,1	4370	218	2833
41	1	60482	1081	563	440	<0,1	10	32	57	34
	2	85037	1225	486	526	<0,1	6	42	52	41
	3	696284	2028	4426	4985	<0,1	<0,1	837	109	661
	4	NA	6509	5128	11144	<0,1	<0,1	3136	224	3393
	5	NA	3023	349	4302	<0,1	<0,1	4012	174	3279
	6	NA	651	<0,1	1279	<0,1	<0,1	4093	105	255

NA – Não Avaliado.

Contudo, observou-se de maneira geral o aumento da massa de elementos químicos na manta de lodo dos reatores UASB durante os períodos de operação dos reatores. Verificou-se a imobilização na manta de lodo, o que pode ter ocorrido por adsorção para a maioria dos elementos químicos, conforme proposto por HAWARI & MULLIGAN (2006a e b) para os metais pesados (Pb, Cd, Cu e Ni), removendo-os do efluente e conferindo alterações na qualidade do lodo de ETA e do lodo anaeróbico para a sua disposição final.

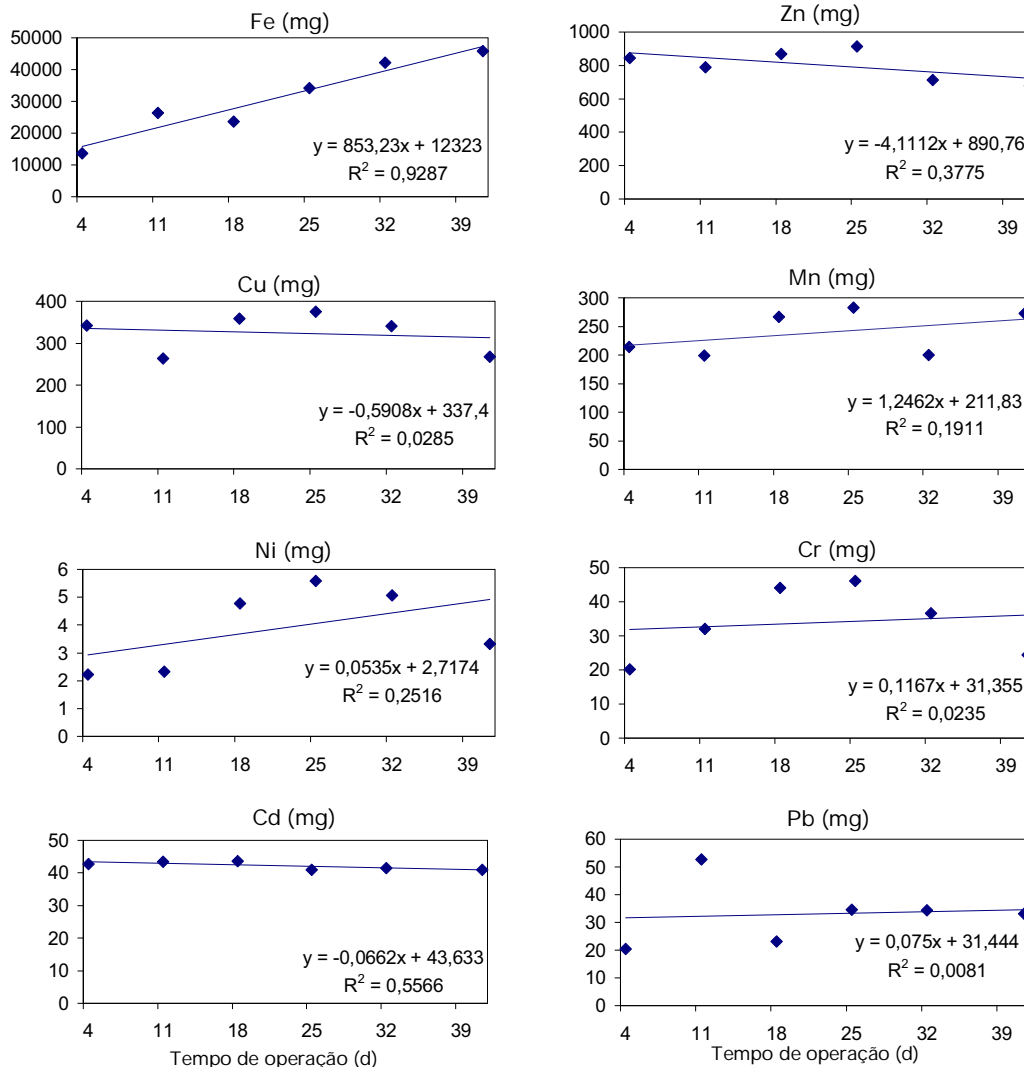


Figura 4.65. Massa de Fe, Zn, Cu, Mn, Ni, Cr, Cd e Pb na manta de lodo do reator UASB no ensaio 4.

No ensaio 1, as concentrações de Cd, Pb, Cr, Cu e Ni do lodo foram inferiores as estabelecidas na Resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006), de 39, 300, 1.000, 1.500 e 420 mg/kg base seca, respectivamente, exceto para o Cu no ponto 5 na 31º dia de operação (Tabela 4.14), indicando que o lodo proveniente do reator UASB no ensaio 1 pode ser utilizado na agricultura. O Zn não atendeu ao limite de 2.800 mg/Kg, base

seca, estabelecidos na Resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006), estando, portanto, fora dos padrões para uso agrícola (Tabela 4.14). Considerando-se, a homogeneização de todo o lodo descartado da manta do reator UASB, no final do ensaio, as concentrações de Cd, Pb, Cu, Cr, Ni e Zn foram de 3; 80; 1.080; 0; 30 e 2.340 mg/kg ST, respectivamente (Tabela 4.21), as quais estão todas abaixo dos limites estabelecidos na Resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006).

Tabela 4.21. Concentração de nutrientes e metais pesados na manta de lodo do reator UASB (em mg/g SV e mg/g ST) no final dos ensaios 1, 2, 3 e 4.

	E 1		E 2		E 3		E 4	
	SV	ST	SV	ST	SV	ST	SV	ST
P-total	78,42	21,80	116,59	22,87	110,81	35,14	84,58	50,81
N	39,04	10,85	47,91	9,40	9,37	2,97	50,90	30,58
Ca	179,16	49,81	207,72	40,75	92,08	29,20	149,16	89,60
Mg	17,97	5,0	17,93	3,52	25,91	8,22	23,34	14,02
Na	1,38	0,38	5,38	1,06	14,78	4,69	15,44	9,28
K	2,94	0,82	2,02	0,40	2,12	0,67	3,23	1,94
Fe	465,47	129,41	1112,16	218,20	255,00	80,87	178,98	107,51
Zn	8,40	2,34	1,75	0,34	2,96	0,94	2,65	1,59
Cu	3,88	1,08	0,37	0,07	0,75	0,24	1,05	0,63
Mn	2,25	0,63	4,97	0,98	1,78	0,56	1,07	0,64
Co	0,09	0,02	0,31	0,06	<0,1	0	0	0
Ni	0,12	0,03	0,36	0,07	0,08	0,03	0,01	0,08
Cd	0,01	0,003	0,14	0,03	0,17	0,05	0,16	0,09
Cr	0	0	0,28	0,05	0,10	0,03	0,10	0,06
Pb	0,27	0,08	0,12	0,02	0,11	0,03	0,13	0,08

No ensaio 2, as concentrações de Zn, Cu, Ni, Cd, e Pb foram mais altas do que os limites estabelecidos na Resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006) em alguns pontos, em virtude da mistura do lodo de ETA com o esgoto sanitário, o que pode ser explicado pelo lançamento de efluentes industriais no sistema de esgotamento sanitário da cidade. Portanto, há restrições para o uso agrícola, conforme estabelece a

Resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006). O Cr teve concentrações no lodo do reator inferiores a 1.000 mg/kg, estando dentro dos limites estabelecidos pela legislação (Tabela 4.16). Considerando-se, a homogeneização de todo o lodo descartado da manta do reator, no final do ensaio 2, as concentrações de Cd, Pb, Cu, Cr, Ni e Zn foram de 30; 20; 70; 50; 70 e 340 mg/kg ST, respectivamente (Tabela 4.21), as quais estão todas abaixo dos limites estabelecidos na Resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006).

No ensaio 3, as concentrações de Zn, Cu, Cd, e Pb também foram altas em alguns pontos, e acima dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006), não permitindo o seu uso agrícola. As concentrações de Ni no lodo dos reatores UASB foram inferiores a 420 mg/kg, base seca, exceto no ponto 4 da 3º dia de operação, conforme se pode observar na Tabela 4.18, portanto, dentro dos limites estabelecidos pela legislação. Considerando-se a homogeneização de todo o lodo descartado da manta de lodo do reator, no final do ensaio 3, as concentrações de Cd, Pb, Cu, Cr, Ni e Zn foram de 50; 30; 240; 30; 30 e 940 mg/kg ST, respectivamente (Tabela 4.21), dentre os quais somente o Cd está acima do limite estabelecido na Resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006).

No ensaio 4, as concentrações de Zn, Cu, Cd, Pb no lodo do reator tiveram resultados acima dos limites estabelecidos para o uso agrícola, conforme define a Resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006), em virtude da maior quantidade de esgoto sanitário utilizada na mistura com o lodo de ETA, contribuindo para o aumento da concentração destes metais no lodo. Para o Ni e o Cr os valores foram inferiores aos estabelecidos pela legislação (Tabela 4.20). Considerando-se a homogeneização de todo o lodo descartado da manta do reator, no final do ensaio 4, as concentrações de Cd, Pb, Cu, Cr, Ni e Zn foram de 90; 80; 630; 60; 80 e 1.590 mg/kg ST, respectivamente (Tabela 4.21), dentre os quais, novamente, somente o Cd está acima do limite estabelecido na Resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006).

As massas removidas dos elementos químicos estudados ficaram armazenadas no lodo, promovendo boas eficiências de remoção dos efluentes dos reatores UASB, conferindo-lhe qualidade para o lançamento em corpo receptor. O lodo obtido pode ser



utilizado na agricultura, com a mistura do lodo de ETA com até 50% do esgoto sanitário utilizado, pois os nutrientes ficaram concentrados e poderão ser utilizados durante o ano agrícola. Com o tempo de operação do reator UASB e o crescimento da manta, houve aumento da massa da maioria dos nutrientes, que se acumularam no lodo, possibilitando maior recuperação com a utilização agrícola do lodo.

TEIXEIRA et al. (2005 e 2007) concluíram que o lodo de ETA pode ser disposto em áreas degradadas, visto que eleva os teores de macro e micronutrientes, e o pH do solo, e que para fins de recuperação, sua aplicação deve estar associada a um resíduo orgânico. O lodo do reator UASB, nas condições estudadas, proporcionou essa fração orgânica, apresentando melhores características para a disposição final no solo.

## V. CONCLUSÕES

Os reatores anaeróbios UASB alimentados com lodo de ETA que utilizou cloreto férrico como coagulante, foram eficientes nas remoções de DQO e ST.

Os valores de DQO no efluente dos ensaios 1, 2 e 3 foram menores que 90 mg/L. O Decreto Estadual 8.684/1976 do Estado de São Paulo (SÃO PAULO, 1976), não estabelece limite de DQO para lançamento de efluentes, mas comparando-se com a Deliberação Normativa COPAM 010/1986, do Estado de Minas Gerais, a qual o limite máximo de DQO para lançamentos realizados direta ou indiretamente do efluente em corpos de água é de 90 mg/L, portanto, o efluente dos reatores UASB nas condições dos ensaios 1, 2 e 3 atende ao padrão de lançamento.

As concentrações de N-am, Fe, Mn, Ni, Cd, Pb, Cr, Cu e Zn no efluente dos reatores atenderam aos padrões de lançamento de efluentes conforme estabelece a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), onde operou apenas com lodo de ETA.

O efluente do reator UASB, tratando lodo de ETA, nas condições estudadas, apresentou qualidade de água doce de classe 1 para coliformes, avaliados como *Escherichia coli*, conforme descrito na legislação federal CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005).

Os valores da contagem de *Escherichia coli* nas amostras do lodo do reator UASB, tratando lodo de ETA, permitiriam o uso agrícola, com enquadramento na classe A. A introdução de esgoto sanitário, em quantidades crescentes, piora a qualidade microbiológica do lodo, alterando o uso agrícola para classe B, conforme estabelecido Resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006).

A relação SV/ST, os, comprova a estabilidade do lodo dos reatores UASB para o uso agrícola, conforme estabelece a Resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006).

O lodo anaeróbio teve alta capacidade de bioadsorção e bioacumulação de metais, verificada pelas altas eficiências de remoção dos reatores UASB e pelas estimativas das taxas de acumulação dos elementos químicos no lodo. Em relação aos elementos químicos analisados, o lodo obtido pode ser utilizado na agricultura, quando for obtido de reator UASB tratando o lodo de ETA e a mistura do lodo de ETA com até 50% do esgoto sanitário. Portanto, o tratamento de lodo de estações de tratamento de água em reator UASB pode ser uma alternativa viável para o tratamento conjunto com esgoto sanitário e inóculo de lodo anaeróbio.

## VI. REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT (2004). Classificação de resíduos sólidos. NBR 10004 de 31 de maio de 2004. Rio de Janeiro, 2 ed, 71 p.

ABREU NETO, M. S. de; OLIVEIRA, R. A. de. Remoção de matéria orgânica, nutrientes e coliformes em processo anaeróbio em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) tratando águas residuárias de suinocultura. Revista de Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v.29, n.1, p.148-161, 2009.

ANDREOLI, C. V. (Coord.) Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final. Rio de Janeiro: ABES, 2001. 282 p. (Projeto PROSAB).

APHA, AWWA, WPCF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20 ed. New York, DC: American Public Health Association, American Water Works Association, Water pollution Control Federation, 1998. 1.569 p.

AZEVEDO NETO, J. M. de. Técnica de abastecimento e tratamento de água. 3 ed. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1987. v. 2.

BEUX, S. Avaliação do tratamento de efluentes de abatedouro em digestores anaeróbios de duas fases. 2005. 99 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Resolução 357 de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União, Brasília – DF, 18 de março de 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. 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. Resolução 375 de 29 de agosto de 2006. Diário Oficial da União, Brasília – DF, 30 de agosto de 2006.

CAMPOS, J. R. (Coord.). Tratamento de esgotos sanitário por processos anaeróbios e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 464 p. (Projeto PROSAB).

CARRIJO, J. R.; BIONDI, G. F. Levantamento de ovos de helmintos em lodo de esgoto oriundo de Campo Grande (MS) após tratamento anaeróbio. Ciência Animal Brasileira, v. 9, n. 1, p. 297-211, 2008.

CARVALHO, E. H.; DI BERNARDO, L. Interferência dos despejos de estações de tratamento de água na digestão de lodos de esgoto. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 26., 1998. Lima – Peru. 1998. 16 p.

CASEIRO, A. H.; PIVELI, R. P.; SOBRINHO, P. A. Avaliação de desempenho de um digestor anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) tratando esgoto sanitário e digerindo lodo anaeróbio excedente. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., 2007, Belo Horizonte – MG. Anais eletrônico II-326. Rio de Janeiro: ABES, 2007. 6 p.

CHERNICHARO, C. A. L. Reatores Anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2007. 379 p.

CORDEIRO, J. S. O problema dos lodos gerados nos decantadores em estações de tratamento de água. 1993. 342 p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1993.

COSENTINO, P. R. S.; FILHO, J. A. S.; VAN HAANDEL, A. C.; CAVALCANTI, P. F. F. Estabilização de lodo de sistemas aeróbios em reatores do tipo UASB. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande – MS. Anais eletrônicos II-395. Rio de Janeiro: ABES, 2005. 6 p.

DI BERNARDO, L.; CARVALHO, E. H.; SCALIZE, P.S. Disposição de resíduos líquidos de ETAs em ETEs. In: REALI, M. A. P. (Coord.). Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 169-202.

DI BERNARDO, L. Métodos e técnicas de tratamento de água. Rio de Janeiro: ABES, 2005.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. Resíduos gerados no tratamento. In: \_\_\_ Métodos e técnicas de tratamento de água. São Carlos: RIMA, 2005. v. 2, p. 1315-1494.

DILALLO, R.; ALBERTSON, O. E. Volatile acids by direct titration journal. Journal Water Pollution Control Federation, Alexandria, 1961. v. 33, n. 4, p.356-65.

DOE, P. W. Water quality plant waste management. In: PONTIUS, F. W. Water quality and treatment: a handbook of community water supplies. 4 ed. New York, American Water Works Association: McGraw-Hill, 1990.

DOMINGUES, L. M. Sistema combinado Filtro Anaeróbio – Biofiltro Aerado Submerso: avaliação da partida e da nitrificação de esgotos sanitários. 2005. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Campinas – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Departamento de saneamento e Ambiente, Campinas, 2005.

DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. de. Reatores anaeróbios em batelada seqüencial seguidos de lagoas de polimento para o tratamento de águas residuárias de suinocultura – Parte II: remoção de nutrientes e coliformes. Revista de Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v. 29, n. 1, p. 135-148, 2009.

FERREIRA, C. A.; ANDREOLI, C. V; LARA, A. I. Riscos associados ao uso de lodo de esgoto. In: ANDREOLI, C. V. (Coord.). Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura. Rio de Janeiro: ABES, 1999. cap. 3, p. 29-33.

FERREIRA FILHO, S. S. Pré-condicionamento de lodos de estações de tratamento de água visando o seu adensamento por gravidade. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA AMBIENTAL, 19., 1997, Foz do Iguaçu – PR. Anais eletrônicos II-025. Rio de Janeiro: ABES, 1997. p. 1181-1192.

FONSECA, S. M. Estudo da interação entre atividade bacteriana, metais pesados e matéria orgânica nos sedimentos da Baía de Guanabara – RJ. 2004. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2004.

HAWARI, A. H.; MULLIGAN, C. N. Heavy metals uptake mechanisms in a fixed-bed column by calcium-treated anaerobic biomass. Process Biochemistry, v. 41, p. 187-198, 2006.

HAWARI, A. H.; MULLIGAN, C. N. Biosorption of lead (II), cadmium (II) and nickel (II) by anaerobic granular biomass. Bioresource Technology, v. 97, p. 692-700, 2006.

HAWARI, A. H.; MULLIGAN, C. N. Effect of the presence of lead on the biosorption of copper, cadmium and nickel by anaerobic biomass. Process Biochemistry, v. 42, p. 1546-1552, 2007.

HIDROSAN ENGENHARIA. Projeto executivo do sistema de recuperação de águas de lavagens e tratamento de lodo da ETA Fonte. São Carlos, 2007. v. 1, 30 p.

HOPPEN, C.; PORTELLA, K. F.; ANDREOLI, C. V.; SALES, A.; JOUKOSKI, A. Estudo de dosagem para incorporação do lodo de ETA em matriz de concreto, como forma de disposição final. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA AMBIENTAL, 23., 2005, Mato Grosso do Sul – MS. 7 p, 2005. Anais eletrônico. Disponível em: <http://www.google.com.br..>

HOPPEN, C.; PORTELLA, K. F.; JOUKOSKI, A.; TRINDADE, E. M. Uso de lodo de estação de tratamento de água centrifugado em matriz de concreto de cimento Portland para reduzir o impacto ambiental. Revista Química Nova, v. 29, n. 1, p. 79-84, 2006.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE, (2008). Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS – IPT (2000). Diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos e estabelecimentos de diretrizes técnicas para a elaboração do plano da bacia Hidrográfica do Tietê/Jacaré: Relatório final. São Paulo, 2000. Disponível em: [http://www.sigrh.sp.gov.br/sigrh/ARQS/RELATORIO/CRH/CBH-TJ/255/rel\\_tietejacareseg.pdf](http://www.sigrh.sp.gov.br/sigrh/ARQS/RELATORIO/CRH/CBH-TJ/255/rel_tietejacareseg.pdf). Acesso em: 29/11/2005.

JANUÁRIO, G. F. Planejamento e aspectos ambientais envolvidos na disposição final de lodos de estações de tratamento de água da região metropolitana de São Paulo. 2005. 222 p. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

JANUÁRIO, G. F.; FERREIRA FILHO, S. S. Planejamento e aspectos ambientais envolvidos na disposição final de lodos das estações de tratamento de água da Região



Metropolitana de São Paulo. Revista Sanitária Ambiental, Rio de Janeiro, v. 12, n. 2, 2007.

JENKINS, S. R.; MORGAN, J. M.; SAWYER, C. L. Measuring anaerobic sludge digestion and growth by a simple alkalimetric titration. Journal Water Pollution Control Federation, Alexandria, 1983. v. 55, n. 5, p. 448-453.

LIMONS, R. S. Avaliação do potencial de utilização da macrófita aquática seca *Salvinia* sp. no tratamento de efluentes de fecularia. 2008. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia Química, Toledo – PR, 2008.

MACEDO, M. F. Avaliação do sistema de monitoramento da sub-bacia do Ribeirão da Cruzes e da viabilidade prática, técnica e econômica da aplicação da resolução CONAMA 357/2005. 2007. 115 p. Dissertação (Mestrado) – Centro Universitário de Araraquara – UNIARA, Araraquara, 2007.

MARGEM, J.I.; ALEXANDRE, J.; VIEIRA, C. M. F.; MONTEIRO, S. N. Cerâmica vermelha incorporada com lodo de ETA. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA E CIÊNCIAS DOS MATERIAIS. 17., 2006, Foz do Iguaçu – PR. Anais eletrônicos. Disponível em: <http://www.google.com.br>.

MARQUES, A. D.; PEREIRA, D. S. C. A. de; COVRE, M. A.; GONÇALVES, R. F.; KELLER, R. Remoção de *Cryptosporidium* sp e *Giardia Lamblia* em águas de abastecimento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA AMBIENTAL, 23., 2005, Mato Grosso do Sul – MS. Anais eletrônicos I-053. Rio de Janeiro: ABES, 2005. 5 p.

MEGDA, C. R.; SOARES, L. V.; ACHON, C. L. Propostas de aproveitamento de lodos gerados em ETAs. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA AMBIENTAL, 23., 2005, Mato Grosso do Sul – MS. Anais... CD-ROM.

METCALF & EDDY. Tratamiento y depuración de las águas residuais. Madrid, Editorial labor, s.a., 2003.

MOURA, A. C.; ASSUMPÇÃO, R. A. B.; BISCHOFF, J. Monitoramento físico-químico e microbiológico da água do Rio Cascavel durante o período de 2003 a 2006. Arq. Inst. Biol., São Paulo, v. 76, n.1, p. 17-22, 2009.

NOYOLA, A.; GARBOSSA, L. H. P.; BRAGA, M. C. B.; ANDREOLI, C. V.; FERNANDES, C. V. S. Digestão e higienização de lodos de estação de tratamento de esgotos através de um processo de duas fases não convencionais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA AMBIENTAL, 24., 2007, Belo Horizonte – MG. Anais eletrônicos II-159. Rio de Janeiro: ABES, 2007. 8 p.

OLIVEIRA, R. A. de.; VAZOLLER, R. F.; FORESTI, E. Sludge bed characteristics of UASB reactors: growth, activity, microbial structure and chemical composition of granules. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON ANAEROBIC DIGESTION, 8., 1997, Sendai. Proceedings. Sendai: IAWQ, 1997. p. 524-531.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS – ONU (2008). Disponível em: <http://www.onu-brasil.org.br>.

OYAMADA, N. S.; KLEINÜBING, S. J.; SILVA, M. G. C. Bioadsorção de cádmio em coluna extratora utilizando alga marinha Sargassum sp. In: VI CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA EM INICIAÇÃO CIENTÍFICA. 2005, Campinas – SP. Anais eletrônicos. Disponível em: <http://www.google.com.br>

PAIXÃO, L. C. C.; YOSHIMURA, H. N.; ESPINOSA, D. C. R.; TENORIO, J. A. S. Efeito da incorporação de lodo de ETA contendo alto teor de ferro em cerâmica argilosa. Revista Cerâmica, v. 54, p. 63-76, 2008.

PARSEKIAN, M. P. S.; PIRES, E. C. Tratamento ultra-sônico do lodo excedente de sistema combinado de tratamento de água residuária. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande – MS. Anais eletrônicos II-046. Rio de Janeiro: ABES, 2005. 6 p.

PASSAMANI, F. R. F.; BOF, V. S.; FIGUEIREDO, K. F.; MOTTA, J. S.; ROCHA, V. J. R.; GONÇALVES, R. F. Remoção de coliformes fecais e patógenos em um conjunto UASB-BF tratando esgoto sanitário. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro – RJ. Anais eletrônicos I-088. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 394-401.

PATRIZZI, L. J. Redução do volume de lodo gerado em decantadores de estações de tratamento de água (ETAs) tradicionais, utilizando espessamento por flotação e por gravidade seguidos de centrifugação. 1998. 222 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1998.

PORTELLA, K. F.; ANDREOLI, C. V.; HOPPEN, C.; SALES, A.; BARON, O. Caracterização físico-química do lodo centrifugado da estação de tratamento de água Passaúna – Curitiba – Pr. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville – SC. Anais... CD-ROM.

REALI, M. A. P. (Coord.). Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 250 p. (Projeto PROSAB).

REIS, E. L. T.; COTRIM, M. E. B.; RODRIGUES, C.; PIRES, M. A. F.; FILHO, B. O.; ROCHA, S. M.; CUTOLO, S. A. Identificação da influência do descarte de lodo de estações de tratamento de água. Revista Química Nova, v. 30, n. 4, p. 865-872, 2007.

RICHTER, C. A. Tratamento de lodos de estações de tratamento de água. São Paulo: Edgard Blücher, 2001. 102 p.

ROSARIO, C. G. A. Avaliação da disposição de lodo gerado numa estação de tratamento de água em reator anaeróbio de fluxo ascendente e manto de lodo. 2007. 116 p. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

SANTANA, A. M. de Atividade da microbiota e desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em dois estágios seguidos de reator em batelada seqüencial aeróbio no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura. 2008. 261 p. Tese (Doutorado) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2008.

SÃO PAULO (SP). Decreto Estadual. Dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. Decreto Estadual nº 8.468 de 8 de setembro de 1976, São Paulo.

SCALIZE, P. S.; DI BERNARDO, L. Caracterização da água de lavagem de filtros rápidos de estações de tratamento de água e dos sobrenadantes e sedimentos obtidos após ensaios de clarificação utilizando polímeros aniônicos. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre – RS. Anais eletrônicos II-023. Rio de Janeiro: ABES, 2000. 11p.

SCALIZE, P. S.; DI BERNARDO, L. Simulação da disposição de resíduos de ETAs em ETEs – remoção de sólidos e de ovos e larvas de helmintos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa - PE. Anais eletrônicos I-009. Rio de Janeiro: ABES, 2001. 8 p.

SCALIZE, P. S. Disposição de resíduos gerados em estações de tratamento de água em estações de tratamento de esgoto. 2003. 146 p Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

SILVA, A. L. B.; ANDRADE, M. C. F. E.; LOUZADA, A. G.; CASSINI, S. T. A.; GONÇALVES, R. F. Comportamento da biomassa metanogênica de lodo de reator UASB tratando esgoto sanitário e lodo de descarte de biofiltros aerados submersos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande – MS. Anais eletrônicos II-231. Rio de Janeiro: ABES, 2005. 6 p.

SOARES, A. M. E.; ZERBINI, A. M.; MELO, M. C.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. de. Perfil longitudinal de *Escherichia coli* e ovos de helmintos em um sistema reator UASB/lagoa de polimento com chicanas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre – RS. Anais eletrônicos I-106. Rio de Janeiro: ABES, 2000. 10 p.

SOTERO-SANTOS, R. B.; ROCHA, O.; POVINELLI, J. Toxicity of ferric chloride sludge to aquatic organisms. *Chemosphere*, v. 68, p. 628-636, 2007.

TEIXEIRA, T. S.; MELO, W. J.; SILVA, E. T. Aplicação de lodo da estação de tratamento de água em solo degradado. *Revista Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 40, n. 1, p. 91-94, 2005.

TEIXEIRA, T. S.; MELO, W. J.; SILVA, E. T. Plant nutrients in a degraded soil treated with water treatment sludge and cultivated with grasses and leguminous plants. *Soil Biology & Biochemistry*, v. 39, p. 1348-1354, 2007.

VAM HAANDEL, A. C.; CAVALCANTI, P. F. F.; MEDEIROS, E. J. S.; SILVA, J. K. M. Estratégia de descarga do lodo de excesso de reatores UASB tratando esgoto municipal. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA

AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro – RJ. Anais eletrônicos I-167. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 949-962.

WEBER, M. I. Avaliação da eficiência de um reator anaeróbio de leito fluidizado para o tratamento de resíduos líquidos da indústria de refrigerantes. 2006. 184 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

WHO. World Health Organization. Wastewater use in agriculture. In: \_\_\_\_ Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Geneva, 2006. v. 2.