



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

PRISCILA LIANE BIESDORF BORTH

**TRATAMENTO CONJUGADO DE ESGOTO DOMÉSTICO E
LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO EM REATORES
ANAERÓBIOS DE MANTA DE LODO E PÓS-TRATAMENTO
POR COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO-SEDIMENTAÇÃO**

Londrina
2017

PRISCILA LIANE BIESDORF BORTH

**TRATAMENTO CONJUGADO DE ESGOTO DOMÉSTICO E
LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO EM REATORES
ANAERÓBIOS DE MANTA DE LODO E PÓS-TRATAMENTO
POR COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO-SEDIMENTAÇÃO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento do Centro de Tecnologia e Urbanismo da Universidade Estadual de Londrina, como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia de Edificações e Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Fernandes

Londrina
2017

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

Borth, Priscila Liane Biesdorf.

Tratamento conjugado de esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário em reatores anaeróbios de manta de lodo e pós-tratamento por coagulação-floculação-sedimentação / Priscila Liane Biesdorf Borth. - Londrina, 2017. 120 f. : il.

Orientador: Fernando Fernandes.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Tecnologia e Urbanismo, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2017.

Inclui bibliografia.

1. Águas residuais - Tese. 2. Lodo de esgoto - Tese. 3. Aterro sanitário - Tese. 4. Água-purificação-coagulação - Tese. I. Fernandes, Fernando. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Tecnologia e Urbanismo. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. III. Título.

PRISCILA LIANE BIESDORF BORTH

**TRATAMENTO CONJUGADO DE ESGOTO DOMÉSTICO E
LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO EM REATORES ANAERÓBIOS
DE MANTA DE LODO E PÓS-TRATAMENTO POR COAGULAÇÃO-
FLOCULAÇÃO-SEDIMENTAÇÃO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento do Centro de Tecnologia e Urbanismo da Universidade Estadual de Londrina, como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia de Edificações e Saneamento.

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Prof. Dr. Fernando Fernandes
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Prof. Dr. Ajadir Fazolo
Universidade Tecnológica Federal do Paraná –
UTFPR

Prof. Dr. Miguel Mansur Aisse
Universidade Federal do Paraná – UFPR

Londrina, 21 de fevereiro de 2017.

*Dedico este trabalho ao meu esposo
Marcos, que de forma especial e
carinhosa me apoia em todos os
momentos*

AGRADECIMENTOS

À Deus, por sempre me abençoar e guiar a minha vida de forma tão incrível.

Ao meu orientador Dr. Fernando Fernandes pela orientação com o trabalho, paciência e gentileza em todos os momentos.

À Professora Dra. Emília Kiyomi Kuroda por sempre estar presente e disposta a ajudar, pela atenção e preocupação em auxiliar no que fosse necessário.

Ao meu esposo, melhor amigo e companheiro... meu amor Marcos, por estar sempre ao meu lado, me motivando e tornando meus dias mais felizes.

Aos meus familiares que sempre me acompanham e apoiam.

Ao meu colega de laboratório Renan, pelos ensinamentos, conversas e momentos de descontração mesmo em meio aos dias cansativos.

À minha colega Luana (IC), pela gentileza e auxílio na realização das atividades de laboratório.

À todos os colegas do LabSan: Renan, Arthur, Mariane, Emily, Sarah, Thaís, Vilson, Amanda, Aline, Josemarque, Luana, ICs Júnios, que direta ou indiretamente contribuíram para a realização desse trabalho e que mesmo em dias de muito trabalho e estudo, fizeram meus dias melhores.

Ao técnico do laboratório de Hidráulica e Sanemanto Ivan Jorge Alves, pelo auxílio e gentileza em todos os momentos.

Ao técnico do laboratório de Maquetes Carlos Alberto Duarte pelo auxílio na confecção dos aparatos experimentais, pela gentileza e simpatia.

Aos professores componentes da banca de defesa, Ajadir Fazolo e Miguel Mansur Aisse, pelas valiosas contribuições.

Aos professores do programa de mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento pelos ensinamentos.

À Fundação Araucária e Companhia de Saneamento do Paraná - Sanepar pelo apoio financeiro na realização desta pesquisa.

Aos funcionários da Sanepar da cidade de Londrina, em especial ao Sérgio Luiz Medeiros, pelo excelente atendimento e auxílio nas coletas.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES pela concessão da bolsa de mestrado.

À todos que colaboraram para a realização deste trabalho, meus sinceros agradecimentos.

BORTH, Priscila Liane Biesdorf. **Tratamento conjugado de esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário em reatores anaeróbios de manta de lodo e pós-tratamento por coagulação-floculação-sedimentação**. 2017. 120 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2017.

RESUMO

O tratamento conjugado de esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário, em reatores anaeróbios de manta de lodo, têm sido estudado devido ao grande uso destes reatores em estações de tratamento de esgoto, e também devido à complexidade geralmente encontrada para o tratamento de lixiviado. Contudo, ainda há algumas incertezas em relação aos efeitos causados pela adição do lixiviado no tratamento do esgoto, como a redução da eficiência do tratamento devido a efeitos tóxicos aos processos biológicos, pela presença de matéria orgânica recalcitrante e possível presença de metais no lixiviado. Neste contexto, o objetivo principal deste trabalho é avaliar os impactos da adição de lixiviado no tratamento de esgoto, em reatores anaeróbios de manta de lodo tipo UASB em escala piloto. Primeiramente, foi realizado um estudo de comparação do tratamento de esgoto natural e esgoto sintético em reatores UASB em escala piloto reduzida com volume de 5,27 L e TDH de 8 horas. Posteriormente, foram construídos 4 reatores em escala piloto, com volume de 14,14 L, que foram operados com TDH de 8 horas em temperatura ambiente controlada de $25 \pm 2^\circ\text{C}$. Optou-se por utilizar nesta etapa o esgoto sintético em substituição ao esgoto natural e foram adicionadas porcentagens volumétricas de lixiviado de 0; 1,0; 2,5; 5,0; 7,5 e 10% em relação ao esgoto. Após o tratamento anaeróbio, realizou-se o pós-tratamento do efluente com 10% de lixiviado, por coagulação-floculação-sedimentação. O coagulante empregado foi o cloreto férrico, com dosagens variando de 20 a 100 mg Fe L⁻¹ e pH de coagulação de 4 a 8. Nos ensaios preliminares em escala piloto reduzida, foi constatado que o esgoto sintético apresentou características físico-químicas similares ao esgoto natural, com menor variação da carga orgânica e possibilidade de produção diária. O lixiviado de estudo apresentou características de estabilizado e baixa concentração de nitrogênio amoniacal (148 mg L⁻¹). Os resultados de tratamento conjugado em reatores UASB em escala piloto demonstraram que o lixiviado de estudo não interferiu de forma significativa no tratamento do esgoto. Foram obtidas porcentagens de remoção dentro da faixa esperada para reatores UASB para todas as águas de estudo. Para a porcentagem volumétrica com 10% de lixiviado, obteve-se remoção média de DQO de 69,3%, enquanto que para o tratamento apenas com esgoto, a eficiência de remoção de DQO foi de 82,4%. Foram constatados elevados valores de cor verdadeira e SDT no efluente devido à adição do lixiviado, observando-se a necessidade de pós-tratamento. No pós-tratamento do efluente por coagulação-floculação-sedimentação, a condição com dosagem de coagulante de 30 mg Fe L⁻¹ e pH de coagulação de 5 foi selecionada como condição ótima. Nesta condição, não houve remoção de SDT, contudo foi possível obter valores residuais de DQO de 62 mg L⁻¹ (48 % de remoção), cor verdadeira de 34 uH (89% de remoção) e fósforo de 0,43 mg L⁻¹ (91% de remoção).

Palavras-chave: Reator UASB. Esgoto sanitário. Esgoto sintético. Pós-tratamento físico-químico.

BORTH, Priscila Liane Biesdorf. **Combined treatment of domestic sewage and landfill leachate in anaerobic sludge blanket reactors and post-treatment by coagulation-flocculation-sedimentation**. 2017. 120 p. Dissertation (Master in Building Engineering and Sanitation) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2017.

ABSTRACT

The combined treatment of sanitary sewage and landfill leachate in anaerobic sludge blanket reactors has been studied due to the great use of these reactors in sewage treatment plants and also due to the complexity generally found for the treatment of leachate. However, there are still some uncertainties regarding the effects caused by the addition of leachate in the treatment of sewage, such as the reduction of treatment efficiency due to toxic effects on biological processes, the presence of recalcitrant organic matter and possible presence of metals in the leachate. In this context, the main objective of this work is to evaluate the impacts of leachate addition on the treatment of sewage in anaerobic sludge blanket reactors UASB in pilot scale. Firstly, a study was carried out comparing the treatment of natural sewage and synthetic sewage in UASB reactors in a reduced pilot scale with volume of 5.27 L and HDT of 8 hours. Subsequently, four pilot scale reactors with a volume of 14.14 L were constructed, which were operated with HDT of 8 hours at a controlled ambient temperature of $25 \pm 2^\circ\text{C}$. It was decided to use the synthetic sewage in substitution of natural sewage in this stage and it were added volumetric percentages of leachate of 0; 1.0; 2.5; 5.0; 7.5 and 10% in relation to sewage. After the anaerobic treatment, the pós-treatment of the effluent treated with 10% of leachate was carried out by coagulation-flocculation-sedimentation. The coagulant employed was ferric chloride, with dosages varying from 20 to 100 mg Fe L⁻¹ and coagulation pH from 4 to 8. In the preliminary tests on a reduced pilot scale, it was verified that the synthetic sewage had physical-chemical characteristics similar to natural sewage, with lower variation of organic load and possibility of daily production. The study leachate showed characteristics of stabilized and low concentration of ammoniacal nitrogen (148 mg L⁻¹). The results of conjugated treatment in UASB reactors in pilot scale have demonstrated that the study leachate did not significantly interfere in the treatment of sewage. Removal percentages were obtained within the range expected for UASB reactors for all percentages studied. For the volumetric percentage with 10% of leachate, it was obtained COD removal averaged 69.3%, whereas for the treatment with only sewage, COD removal efficiency was 82.4%. High values of true color and DS were observed in the effluent due to the addition of the leachate, observing the need for post-treatment of the effluent. In the post-treatment of the effluent by coagulation-flocculation-sedimentation, the condition with coagulant dosage of 30 mg Fe L⁻¹ and coagulation pH of 5 was selected as optimal condition. In this condition, there was no removal of DS, however, it was possible to obtain COD residual values of 62 mg L⁻¹ (48% of removal), true color of 34 uH (89% of removal) and phosphorus of 0.43 mg L⁻¹ (91% removal).

Keywords: UASB reactor. Sewage. Synthetic sewage. Physical-chemical post-treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fases do processo de digestão anaeróbia	31
Figura 2 – Porcentagem de amônia livre em função do pH e temperatura	34
Figura 3 - Representação de uma sistema UASB.....	37
Figura 4 - Modelo da dupla camada elétrica de uma partícula coloidal.....	39
Figura 5 - Diagrama de coagulação para o ferro.....	40
Figura 6 – Representação do reator UASB em escala piloto reduzida	50
Figura 7 - Reatores em escala piloto reduzida.....	51
Figura 8– Representação esquemática detalhada dos reatores UASB	56
Figura 9- Esquema do sistema experimental utilizado	57
Figura 10 - Sistema experimental empregado na fase experimental II	58
Figura 11 – Aparato experimental utilizado para o teste de DQO inerte	63
Figura 12 - Monitoramento do pH durante a operação dos reatores.....	66
Figura 13 - Monitoramento da alcalinidade durante a operação dos reatores Fonte: o próprio autor.....	66
Figura 14 - Monitoramento de AGV durante a operação dos reatores.....	67
Figura 15 - Monitoramento da DQO durante a operação dos reatores UASB	69
Figura 16 – Monitoramento do pH durante a operação dos reatores UASB	75
Figura 17 - Monitoramento da alcalinidade durante a operação dos reatores UASB	76
Figura 18 - Monitoramento dos AGV durante a operação dos reatores UASB	78
Figura 19 - Monitoramento da DQO durante a operação dos reatores UASB	81
Figura 20 – Relação entre a carga orgânica volumétrica e a remoção de DQO média de acordo com as porcentagens volumétricas de lixiviado	83
Figura 21 - Monitoramento da DBO durante a operação dos reatores UASB.....	85
Figura 22 – Monitoramento do parâmetro cor verdadeira durante a operação dos reatores UASB	86
Figura 23- Amostras das misturas de esgoto sintético e lixiviado em porcentagens volumétricas de 0 a 10%	87
Figura 24 - Amostras das misturas de esgoto sintético e lixiviado em porcentagens volumétricas de 0 a 10% após o tratamento por UASB	87
Figura 25 - Monitoramento da condutividade durante a operação dos reatores UASB	88

Figura 26 – Valores médios antes e após o tratamento para os parâmetros N-amoniacoal e NKT	89
Figura 27 - Valores médios antes e após o tratamento para o parâmetro fósforo.....	89
Figura 28 - Valores médios antes do tratamento para os parâmetros ST, SVT, SST, SSV e SDT	91
Figura 29 - Valores médios após o tratamento para os parâmetros ST, SVT, SST, SSV e SDT	91
Figura 30 - Valores médios de SVT em diferentes alturas do reator 02 e reator controle no início da operação	93
Figura 31 - Valores médios de SVT em diferentes alturas do reator 02 e reator controle após o final da operação	93
Figura 32 – Cor verdadeira residual do sobrenadante após os ensaios de coagulação-floculação-sedimentação	96
Figura 33 – Amostras da AE10% antes e após as técnicas de tratamento empregadas	99
Figura 34 – Relação entre a DQO filtrada das amostras lixiviado e glicose durante o tempo do teste.....	100
Figura 35 - Relação entre a DQO filtrada das amostras de esgoto sintético e glicose durante o tempo do teste	101
Figura 36 - Relação entre a DQO filtrada das amostras da AE10% e da glicose durante o tempo do teste.....	101
Figura 37 - Relação entre a DQO filtrada das amostras da AE10% tratada e da glicose durante o tempo do teste	102
Figura 38 - Relação entre a DQO filtrada das amostras da AE10% pós-tratada e da glicose durante o tempo do teste	102
Figura 39 – Relação entre os valores residuais médios de alguns parâmetros para as diferentes águas residuárias de estudo.....	104

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características dos lixiviados brasileiros	21
Tabela 2 - Características dos diferentes tipos de lixiviados de aterros	23
Tabela 3 – Características típicas de esgoto doméstico em países em desenvolvimento	26
Tabela 4 - Vantagens e Desvantagens dos sistemas de tratamento anaeróbios.....	28
Tabela 5 - Substâncias inorgânicas e concentrações prejudiciais ao processo anaeróbio	33
Tabela 6 – Valores limites permitidos para corpo receptor Classe 2.....	46
Tabela 7 – Composição básica para formação da DQO do esgoto sintético.	49
Tabela 8 – Composição do esgoto sintético para DQO de 500 mg L ⁻¹	49
Tabela 9 – Especificações dos reatores UASB em escala piloto reduzida	51
Tabela 10 – Frequência de análises de monitoramento do afluente e efluente	52
Tabela 11 – Denominação das águas de estudo desta fase experimental	54
Tabela 12 – Especificações dos reatores UASB em escala piloto	55
Tabela 13 – Frequência das análises do monitoramento dos reatores	60
Tabela 14 - Valores e parâmetros de controle operacional empregados no pós-tratamento	60
Tabela 15 - Composição da solução de macronutrientes	62
Tabela 16 – Composição da solução de micronutrientes.....	62
Tabela 17 – Métodos e equipamentos para caracterização físico-química das águas residuárias de estudo	64
Tabela 18 – Valor médio e desvio padrão obtidos para os parâmetros pH, alcalinidade e AGV.....	65
Tabela 19 - Valores médios e desvio padrão obtidos para os parâmetros DQO e DBO	68
Tabela 20 - Resultados médios dos parâmetros de monitoramento cor aparente e turbidez.	70
Tabela 21 - Resultados médios dos parâmetros de monitoramento NKT, N-amoniaco e fósforo	71
Tabela 22 – Caracterização do lixiviado de estudo	72
Tabela 23 - Resultados médios dos parâmetros de monitoramento pH, alcalinidade, AGV e relação AGV/alcalinidade.....	74

Tabela 24 - Resultados médios dos parâmetros de monitoramento DQO e DBO	80
Tabela 25 – Valores médios de incremento de DQO no afluente e efluente e redução da eficiência em relação ao tratamento controle	82
Tabela 26 – Valores médios para os parâmetros cor aparente, cor verdadeira e turbidez	86
Tabela 27 – Porcentagem remoção média de ST, SVT, SST, SSV e SDT	90
Tabela 28 – Vazões de projeto das ETEs de Londrina e relação com a vazão de produção de lixiviado.....	95
Tabela 29 – Caracterização das amostras antes e após a coagulação-floculação-sedimentação.....	97
Tabela 30 – Resultados da concentração de COD, DQO e relação COD/DQO das amostras.....	99
Tabela 31 – Comparação dos resultados obtidos para a AE10% tratada e pós-tratada com os valores de enquadramento limites para corpo receptor Classe 2	106
Tabela 32 – Valores máximos estabelecidos e resultados obtidos antes e após os tratamentos realizados	107

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AWWA	American Water Works Association.
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AE	Água residuária de Estudo
AEs	Água residuária de Estudo Sintética
AEn	Água residuária de Estudo Natural
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
CFS	Coagulação-floculação-sedimentação
COD	Carbono orgânico dissolvido
COT	Carbono orgânico total
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
Fe	Ferro
Gmr	Gradiente de velocidade médio de mistura rápida
Gfloc	Gradiente de velocidade médio de floculação
LQ	Limite de quantificação
NBR	Norma Brasileira
NKT	Nitrogênio Kjeldahl Total
pH	Potencial de Hidrogênio
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
SSF	Sólidos Suspensos Fixos
SVT	Sólidos Voláteis Totais
SFT	Sólidos Fixos Totais
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
ST	Sólidos Totais
Tmr	Tempo médio de mistura rápida
Tfloc	Tempo médio de floculação
Tsed	Tempo de sedimentação
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
Vsed	Velocidade de sedimentação

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA.....	17
2	OBJETIVO.....	19
2.1	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	19
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	20
3.1	ATERRO SANITÁRIO	20
3.2	LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO	20
3.3	ALTERNATIVAS DE TRATAMENTO DE LIXIVIADO	24
3.3.1	Tratamento físico-químico: <i>Stripping</i> de amônia.....	24
3.3.2	Tratamento biológico de lixiviado	25
3.4	ESGOTO SANITÁRIO	26
3.4.1	Alternativas de tratamento de esgoto sanitário	27
3.5	TRATAMENTO BIOLÓGICO DE ESGOTO	28
3.5.1	Tratamento anaeróbio	28
3.6	FUNDAMENTOS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	28
3.6.1	Hidrólise.....	29
3.6.2	Acidogênese.....	29
3.6.3	Acetogênese.....	30
3.6.4	Metanogênese	30
3.6.5	Ácidos graxos voláteis.....	31
3.7	FATORES INTERFERENTES NO TRATAMENTO ANAERÓBIO.....	32
3.7.1	Toxicidade e inibição.....	32
3.8	REATORES ANAERÓBIOS TIPO UASB	35
3.9	PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE UASB	37
3.9.1	Coagulação-floculação-sedimentação.....	38
3.10	TRATAMENTO CONJUGADO DE LIXIVIADO E ESGOTO SANITÁRIO	41
3.10.1	Estudos realizados sobre o tratamento conjugado.....	42
3.11	ASPECTOS LEGAIS RELACIONADOS.....	45
4	MATERIAL E MÉTODOS.....	47

4.1	DELINEAMENTO EXPERIMENTAL	47
4.2	FASE EXPERIMENTAL I - ESTUDO COMPARATIVO DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO E ESGOTO SINTÉTICO EM REATORES UASB	47
4.2.1	Esgoto sanitário e lodo de inóculo utilizados	48
4.2.2	Formulação do esgoto sintético	48
4.2.3	Reatores UASB e dados operacionais	50
4.2.4	Descrição geral do experimento	52
4.2.5	Parâmetros de monitoramento	52
4.2.6	Frequência de monitoramento	52
4.3	PARTIDA DOS REATORES UASB	52
4.3.1	Inoculação do reator	53
4.3.2	Alimentação do reator com esgotos	53
4.4	FASE EXPERIMENTAL II - TRATAMENTO CONJUGADO DE ESGOTO SINTÉTICO E LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO	54
4.4.1	Lixiviado de estudo	54
4.4.2	Águas residuárias de estudo	54
4.5	EXPERIMENTOS EM ESCALA PILOTO	55
4.5.1	Reatores UASB e dados operacionais	55
4.5.2	Descrição geral do experimento	57
4.5.3	Partida e operação dos reatores anaeróbios	59
4.5.4	Parâmetros de monitoramento	59
4.7	FASE EXPERIMENTAL III - PÓS-TRATAMENTO DO EFFUENTE DE UASB POR COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO-SEDIMENTAÇÃO	60
4.6	ANÁLISE DA DQO INERTE SOB CONDIÇÕES ANAERÓBIAS	61
4.9	CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE ESTUDO	63
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	65
5.1	FASE EXPERIMENTAL I - ESTUDO COMPARATIVO DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO E ESGOTO SINTÉTICO EM REATORES UASB	65
5.1.1	Parâmetros de monitoramento dos reatores anaeróbios	65
5.1.1.1	pH, alcalinidade e AGV	65

5.1.1.2	DQO e DBO.....	68
5.1.1.3	Turbidez e cor aparente.....	70
5.1.1.4	Nutrientes	70
5.2	CONSIDERAÇÕES SOBRE A COMPARAÇÃO DOS ESGOTOS NATURAL E SINTÉTICO	71
5.3	FASE EXPERIMENTAL II - TRATAMENTO CONJUGADO DE ESGOTO SINTÉTICO E LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO.....	72
5.3.1	Caracterização do lixiviado de estudo.....	72
5.3.2	Parâmetros de monitoramento dos reatores anaeróbios.....	74
5.3.3	pH, alcalinidade e AGV.....	74
5.3.4	DQO e DBO	80
5.3.5	Cor aparente, cor verdadeira e turbidez	85
5.3.6	Condutividade	87
5.3.7	Nutrientes	88
5.3.8	Série de sólidos	90
5.4	ANÁLISE DO PERFIL DE SÓLIDOS NOS REATORES.....	92
5.5	CONSIDERAÇÕES SOBRE O TRATAMENTO CONJUGADO DE LIXIVIADO E ESGOTO SANITÁRIO.....	94
5.6	FASE EXPERIMENTAL III -COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO- SEDIMENTAÇÃO	96
5.7	ANÁLISE DE CARBONO ORGÂNICO DISSOLVIDO	99
5.8	ANÁLISE DA DQO INERTE SOLÚVEL.....	100
5.9	CONSIDERAÇÕES SOBRE O PÓS-TRATAMENTO	104
5.10	ATENDIMENTO AOS PADRÕES ESTABELECIDOS POR LEGISLAÇÃO	105
5.10.1	Fase experimental II.....	105
5.10.2	Fase experimental III.....	106
6	CONCLUSÕES.....	109
7	RECOMENDAÇÕES	111
	BIBLIOGRAFIA	112

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

O contínuo crescimento industrial, comercial e populacional e as mudanças de hábitos da sociedade contemporânea em diversos países nos últimos anos, têm levado a um aumento rápido na geração de resíduos sólidos urbanos e industriais. A geração de resíduos sólidos municipais cresce tanto em *per capita* como em termos globais (LEITE *et al.*, 2003; RENO *et al.*, 2008).

O aterro sanitário é uma forma de disposição de resíduos sólidos muito utilizada, devido principalmente ao seu baixo custo e simplicidade operacional. Um dos produtos gerados na disposição de resíduos em aterros é o lixiviado, formado pela infiltração da água da chuva e pelos produtos da biodegradação dos resíduos. O lixiviado possui alto poder poluidor, pois apresenta elevada concentração de compostos orgânicos e inorgânicos, além de alto teor de nitrogênio amoniacal (RENO *et al.*, 2008).

O tratamento do lixiviado para lançamento em níveis aceitáveis em corpos d'água, exige uma sequência de processos e isto implica em custos elevados e complexidade na operação do sistema. Por isso, uma alternativa que vem sendo estudada é o tratamento conjugado com o esgoto sanitário. Esta proposta consiste em transportar o lixiviado até a ETE - Estação de Tratamento de Esgoto e adicionar uma pequena proporção no esgoto bruto.

Os reatores UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*, ou reatores anaeróbios de manta de lodo, têm sido utilizados em grande escala no Brasil no tratamento de esgoto sanitário. Estes reatores apresentam diversas vantagens em relação aos processos aeróbios convencionais, principalmente quando utilizados em locais de clima quente. Estes sistemas são caracterizados por serem compactos, com baixa demanda de área, baixo custo de implantação e de operação, baixa produção de lodo, baixo consumo de energia e remoção de DBO/DQO próximo a 65-75%. O Paraná é o estado brasileiro onde mais se utiliza o tratamento anaeróbio de esgoto sanitário, tendo desenvolvido uma variação do reator UASB denominada RALF – Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado.

Alguns estudos têm sido realizados para analisar o tratamento conjugado de esgoto e lixiviado em reatores anaeróbios. Contudo, ainda há muitas dúvidas em relação aos efeitos causados pela adição de lixiviado no tratamento biológico de

esgotos, como a redução da eficiência do tratamento (efeitos tóxicos aos processos biológicos), baixa estabilização da biomassa, acúmulo de metais no lodo, entre outros (BOCCHIGLIERI, 2010; ALBUQUERQUE, 2012). De acordo com alguns estudos, o tratamento conjunto do lixiviado com esgoto sanitário pode ser uma alternativa viável, contudo deve ser estabelecida a proporção adequada de mistura para que o processo de tratamento não seja perturbado, e que a qualidade do efluente tratado atenda aos padrões de lançamento e do corpo receptor (GOMES, 2009; BOCCHIGLIERI, 2010).

Mesmo em meio às diversas vantagens do reator UASB, este sistema é caracterizado por não produzir efluente que atenda aos padrões de lançamento. Uma das alternativas de pós-tratamento que pode ser utilizada é a coagulação-floculação-sedimentação, que têm sido empregada tanto no tratamento de esgoto como no de lixiviado, para melhoramento do efluente tratado em relação à remoção complementar de matéria orgânica, nutrientes e compostos recalcitrantes.

Neste contexto, o presente trabalho tem como objetivo principal avaliar os impactos ocasionados pela adição do lixiviado bruto em diferentes porcentagens, no tratamento conjunto com esgoto sanitário em reatores anaeróbios de manta de lodo.

2 OBJETIVO

O objetivo principal deste trabalho é avaliar os impactos da adição de lixiviado de aterro sanitário no tratamento de esgoto em reatores anaeróbios de manta de lodo tipo UASB em escala piloto.

2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Comparar o tratamento de esgoto sanitário e esgoto sintético em reatores UASB em escala piloto;
- Analisar o desempenho do reator UASB em escala piloto no tratamento conjunto de lixiviado e esgoto em diferentes porcentagens volumétricas e comparar com o reator controle (tratamento apenas com esgoto) nas mesmas condições;
- Avaliar a eficiência do pós-tratamento do efluente de UASB na porcentagem volumétrica selecionada, por coagulação-floculação-sedimentação;
- Analisar o teor de matéria orgânica recalcitrante das amostras de lixiviado, esgoto sintético e efluentes tratados e pós-tratados com base na análise de DQO inerte.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 ATERRO SANITÁRIO

De acordo com a NBR 8419/92 da ABNT, o aterro sanitário é uma técnica de disposição de Resíduos Sólidos Urbanos - RSU no solo, que busca não causar danos à saúde pública e ao meio ambiente. Este método utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos na menor área e volume possível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada etapa.

A composição dos RSU domésticos é variada, englobando restos de alimentos, papéis, plásticos, metais e vidro. As características dos resíduos sólidos variam de acordo com aspectos sociais, econômicos, culturais, geográficos e climáticos. Além dos microrganismos responsáveis pela degradação dos resíduos, pode haver microrganismos patogênicos em decorrência da existência de resíduos contaminados por dejetos humanos ou animais domésticos, além de certos tipos de resíduos de saúde, que podem ser prejudiciais ao meio ambiente e à saúde pública (CASTILHOS JUNIOR, 2002).

De acordo com o texto descrito pela norma brasileira NBR 10004 de 2004, resíduos sólidos podem ser definidos como:

“Resíduos nos estados sólido e semissólido, que resultam de atividade de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Também ficam incluídos os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos receptores de água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente viáveis em face à melhor tecnologia disponível.”.

3.2 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

O aterro sanitário é uma forma de disposição de resíduos sólidos muito utilizada no Brasil, devido principalmente ao seu baixo custo de implantação e simplicidade operacional. Um dos produtos gerados pela disposição dos resíduos em aterro é o lixiviado, formado basicamente pela umidade dos resíduos, água da chuva que penetra nas células do aterro e o chorume produzido na biodegradação dos resíduos.

A água pluvial que se infiltra, além de solubilizar compostos presentes nos resíduos, determina a vazão gerada de lixiviado. As características físicas, químicas e microbiológicas do lixiviado são resultado da composição dos resíduos depositados (RENOU *et al.*, 2008; VELI; ÖZTÜRK; DIMOGLO, 2008; GOMES, 2009; BOCCHIGLIERI, 2010).

A composição do lixiviado faz com que este efluente possua elevado potencial poluidor, pois apresenta grande quantidade de matéria orgânica (biodegradável e refratária à biodegradação, dependendo da idade do aterro e do tipo de resíduos depositados), dentre as quais as substâncias húmicas constituem uma parcela importante, bem como o nitrogênio amoniacal, metais pesados, organoclorados e sais inorgânicos (WANG *et al.*, 2002; RENOU, *et al.*, 2008; VELI; ÖZTÜRK; DIMOGLO, 2008; KAWAHIGASHI *et al.*, 2014).

Fatores como a variabilidade na composição do lixiviado de acordo com o aterro e as variações da vazão ao longo do ano conforme as chuvas levam a uma maior dificuldade no tratamento desse tipo de efluente. Com isso, o tratamento do lixiviado para lançamento em níveis aceitáveis exige uma sequência de processos e isto implica em custos elevados e complexidade na operação do sistema de tratamento (GOMES, 2009; ALBUQUERQUE, 2012).

Na Tabela 1 são apresentados valores mais prováveis na caracterização de lixiviados de aterros sanitários no Brasil, obtidos pelo levantamento de dados de 25 aterros.

Tabela 1 – Características dos lixiviados brasileiros

Variável	Faixa máxima	Faixa mais provável	Frequência de ocorrência dos valores mais prováveis (%)
pH	5,7 – 8,6	7,2 – 8,6	78
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	750 – 11400	750 - 7100	69
Dureza (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	95 – 3100	95 – 2100	81
Condutividade (µS cm ⁻¹)	2 950 – 25000	2 950 - 17660	77
Cloreto (mg L ⁻¹)	500 – 5200	500 - 3000	72
DBO (mg L ⁻¹)	< 20 – 30000	< 20 - 8600	75
DQO (mg L ⁻¹)	190 – 80000	190 - 22300	83
NTK (mg L ⁻¹)	80 – 3100	não há	-
N-amoniacal (mg L ⁻¹)	0,4 – 3000	0,4 - 1800	72

Variável	Faixa máxima	Faixa mais provável	Frequência de ocorrência dos valores mais prováveis (%)
N-nitrito (mg L ⁻¹)	0 – 50	0 - 15	69
N-nitrato (mg L ⁻¹)	0 – 11	0 – 3,5	69
P-total (mg L ⁻¹)	0,1 - 40	0,1 - 15	63
Sólidos totais-ST (mg L ⁻¹)	3200 – 21900	3200 a 14400	79
ST voláteis (mg L ⁻¹)	630 – 20000	630 - 5000	60
ST fixos (mg L ⁻¹)	2 100 – 14500	2 100 - 8300	74
ST suspensos (mg L ⁻¹)	5 - 2 800	5 - 700	68
Sólidos suspensos voláteis (mg L ⁻¹)	5 – 530	5 - 200	62
Ferro (mg L ⁻¹)	0,01 – 260	0,01 - 65	67
Manganês (mg L ⁻¹)	0,04 – 2,6	0,04 – 2,0	79
Cobre (mg L ⁻¹)	0,005 – 0,6	0,05 – 0,15	61
Níquel (mg L ⁻¹)	0,03 – 1,1	0,03 – 0,5	71
Cromo (mg L ⁻¹)	0,003 – 0,8	0,003 – 0,5	89
Cádmio (mg L ⁻¹)	0 – 0,26	0 – 0,065	67
Chumbo (mg L ⁻¹)	0,01 – 2,8	0,01 – 0,5	64
Zinco (mg L ⁻¹)	0,01 – 8,0	0,01 – 1,5	70

Fonte: Souto e Povinelli (2007)

De acordo com Souto e Povinelli (2007), a literatura reporta que a geração de lixiviado estabilizado inicia após 5 anos de operação do aterro sanitário. Contudo, a produção de lixiviado estabilizado pode acontecer de um a dois anos após o início da operação do aterro em países de clima tropical. A geração de lixiviado estabilizado pode ser intensificada pela rápida decomposição dos resíduos devido às temperaturas mais elevadas e também pelo uso de sistemas de drenagem com brita, pois estes sistemas funcionam como filtros anaeróbios, removendo a matéria orgânica facilmente biodegradável e fazendo com que o lixiviado adquira características recalcitrantes.

De acordo com Reichert (1999), pode-se dividir a fase de degradação anaeróbia do lixiviado, de acordo com suas características, em três macro fases, as quais permitem identificar a idade do aterro em relação à degradação biológica:

- Fase ácida: Geração de ácidos graxos voláteis - AGV e alta carga orgânica (aterro jovem);

- Fase metanogênica: Geração de gás metano, pH levemente alcalino e lixiviado menos concentrado (aterro velho);
- Fase de maturação: As emissões diminuem até valores insignificantes (aterro estabilizado).

Em geral, as diversas fases de decomposição ocorrem simultaneamente no aterro, porém em pontos diferentes. Os resíduos recém dispostos e os localizados na superfície, estão submetidos à processos aeróbios de degradação. As camadas mais antigas e profundas estão em fase metanogênica estável (SOUTO, 2009).

Geralmente lixiviados provenientes de aterros jovens possuem valores elevados de DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio e DQO - Demanda Química de Oxigênio. O lixiviado estabilizado contém uma complexa composição com altas concentrações de ácidos húmicos e fúlvicos, bem como sais e baixa relação DBO/DQO (menor que 1) (MORAIS; ZAMORA, 2005).

Amostras de lixiviado frequentemente são caracterizadas pela relação DBO/DQO, valor que geralmente se encontra entre 0,05 e 0,8. Esta relação pode ser utilizada como um indicador de idade de lixiviados, assim como sua biodegradabilidade. (ALVAREZ-VAZQUEZ; JEFFERSON; JUDD, 2004). Os dados apresentados na Tabela 2 apresentam uma classificação para lixiviados de acordo com a idade do aterro.

Tabela 2 - Características dos diferentes tipos de lixiviados de aterros

Tipo de lixiviado	Jovem	Intermediário	Estabilizado
Idade do aterro (ano)	<1	1–5	>5
pH	<6.5	6.5–7.5	>7.5
DBO/DQO	0.5–1.0	0.1–0.5	<0.1
DQO (g L ⁻¹)	>15	3–15	<3
COT/DQO	<0.3	0.3–0.5	>0.5
NH ₃ -N (mg L ⁻¹)	<400	NA	>400
Nitrogênio Kjeldhal (g L ⁻¹)	0.1–2	NA	NA

NA - Não Avaliado

Fonte: Kurniawan, Lo e Chan (2006)

Em geral, não é possível estabelecer uma composição fixa para o lixiviado, contudo quatro grupos de poluentes principais podem ser citados (CHRISTENSEN, 2001; EDUARDO, 2007):

- Matéria orgânica dissolvida, expressa em DQO ou Carbono Orgânico Total, incluindo ácidos graxos voláteis e compostos refratários como substâncias húmicas e fúlvicas: A presença de substâncias húmicas e fúlvicas, em elevada quantidade, faz com que este efluente apresente cor escura, tensoatividade, atividade fotoquímica e alta capacidade de tamponamento.
- Macrocompostos inorgânicos: Sódio, potássio, cálcio, magnésio, ferro, cloretos, sulfato e amônio. As elevadas concentrações desses compostos estão associadas à sua solubilidade em água, variando com as fases de decomposição do lixo.
- Metais pesados: Geralmente estão em pequenas concentrações, como cádmio, cromo, cobre, chumbo, níquel e zinco.
- Compostos orgânicos xenobióticos: Oriundos de produtos químicos industriais ou domésticos, como hidrocarbonetos aromáticos, compostos fenólicos e compostos alifáticos clorados. Estes compostos estão presentes em concentrações baixas, contudo podem apresentar toxicidade maior em relação à outros compostos presentes.

3.3 ALTERNATIVAS DE TRATAMENTO DE LIXIVIADO

Entre as alternativas de tratamento de lixo mais estudadas, encontram-se o tratamento biológico (lagoas aeróbias/anaeróbias, lodos ativados, reatores UASB, filtros anaeróbios, etc.) e o tratamento físico-químico (coagulação/floculação, oxidação química, filtração, *air stripping*, carvão ativado, troca iônica, etc.). Geralmente, as alternativas de tratamento mais eficazes são a combinação de mais de um tipo de tecnologia (ALVAREZ-VAZQUEZ; JEFFERSON; JUDD, 2004; KAWAHIGASHI *et al.*, 2014).

3.3.1 Tratamento físico-químico: *Stripping* de amônia

A concentração de nitrogênio amoniacal pode ser elevada no lixo. Segundo Gomes (2009), um dos métodos que se mostra eficiente para remoção do nitrogênio amoniacal é o arraste (*air stripping*), ou *stripping* de amônia. Esse processo é caracterizado por facilitar a volatilização da amônia não ionizada, através do aumento de contato entre o lixo e o ar e pelo aumento do pH.

O *stripping* de amônia, conhecido também como dessorção de amônia, pode ser definido como a transferência de fases de um meio líquido para um meio gasoso, e em determinadas condições, apenas um componente é transferido entre as fases (GOMES, 2009).

Nas águas residuárias em geral, o íon amônio e a amônia ficam em equilíbrio, conforme a equação 1.



Quando o pH do líquido é superior a 7, o equilíbrio da equação 1 se desloca para a esquerda e o íon amônio NH_4^+ se converte em gás amônia (deslocamento do equilíbrio da direita para a esquerda). Com isso, quanto mais elevado for o pH, maior será o percentual de amônia da água residuária e mais facilmente ela pode ser volatilizada (McCARTY, 1964; GOMES, 2009).

3.3.2 Tratamento biológico de lixiviado

Os processos biológicos têm possibilitado bons resultados na remoção de matéria orgânica e nitrogênio de lixiviados quando a razão de DBO/DQO tem um valor elevado (maior que 0,5). Com o tempo, a maior presença de compostos refratários (principalmente ácidos húmicos e fúlvicos) tende a limitar a eficácia do processo (ABBAS *et al.*, 2009). A dificuldade no tratamento de lixiviado não é apenas para lixiviados antigos. Em casos de lixiviado mais jovem, também pode haver problemas operacionais no uso de sistemas biológicos de tratamento, devido à grande variação nas características físico-químicas, das altas cargas biológicas, das elevadas concentrações de metais alcalinos, compostos halogenados, nitrogenados e falta de nutrientes (LIN; CHANG; CHANG, 2000; SANTOS, 2009).

O tratamento do lixiviado em reatores anaeróbios tem sido estudado. Os problemas do tratamento de lixiviado em reatores UASB se referem ao possível efeito tóxico que o lixiviado pode apresentar aos microrganismos, principalmente devido à presença de amônia, sódio e alguns metais pesados (ABBAS *et al.*, 2009).

Neste contexto, devido à dificuldade de tratamento biológico de lixiviado e muitas vezes por este efluente exigir uma sequência de tratamentos que podem ocasionar elevados custos e complexidade operacional, o uso de processos de

cotratamento de esgoto sanitário e lixiviado é uma alternativa que pode favorecer a utilização de reatores anaeróbios sob determinadas circunstâncias operacionais. As vantagens são a redução da toxicidade ao reator UASB, que podem favorecer a manutenção da eficiência operacional (SANTOS, 2009).

3.4 ESGOTO SANITÁRIO

O esgoto sanitário é formado em diversas atividades humanas pelo uso da água. Os principais constituintes do esgoto doméstico são: excreta humana (fezes, urina), águas de banho, de processamento de alimentos e de produtos domésticos, papel, sabão, detergentes, além de uma grande variedade de compostos orgânicos e inorgânicos. Além disso, os esgotos sanitários podem ser compostos por águas pluviais, águas de infiltração e eventualmente despejos industriais (JORDÃO; PESSÔA, 2014; METCALF; EDDY, 2016). Na Tabela 3 são apresentadas os valores típicos de parâmetros físico-químicos e biológicos para esgoto doméstico para países em desenvolvimento.

Tabela 3 – Características típicas de esgoto doméstico em países em desenvolvimento

Parâmetro	Unidade	Concentração	
		Típico	Faixa
Sólidos totais	mg L ⁻¹	700-1350	1100
Sólidos em suspensão	mg L ⁻¹	200-450	350
Sólidos em suspensão fixos	mg L ⁻¹	40-100	80
Sólidos em suspensão voláteis	mg L ⁻¹	165-350	320
Sólidos dissolvidos	mg L ⁻¹	500-900	700
Sólidos dissolvidos fixos	mg L ⁻¹	300-550	400
Sólidos dissolvidos voláteis	mg L ⁻¹	200-350	300
DBO5	mg L ⁻¹	250-400	300
DQO	mg L ⁻¹	450-800	600
DBO última	mg L ⁻¹	350-600	450
Nitrogênio total	mg L ⁻¹	35-60	45
Nitrogênio orgânico	mg L ⁻¹	15-25	20
Amônia	mg L ⁻¹	20-35	25
Fósforo	mg L ⁻¹	4-15	7
Fósforo orgânico	mg L ⁻¹	1-6	2
Fósforo inorgânico	mg L ⁻¹	3-9	5
pH	-	6,7-8,0	7,0
Alcalinidade	mgCaCO3 L ⁻¹	100-250	200
Metais pesados	mg L ⁻¹	≈0	≈0
Microorganismos			
Coliformes totais	org 100mL ⁻¹	10 ⁷ -10 ¹⁰	-

Parâmetro	Unidade	Típico	Faixa
Coliformestermotolerantes	org 100mL ⁻¹	10 ⁶ -10 ⁹	-
E. Coli	org 100mL ⁻¹	10 ⁶ -10 ⁹	-
Estreptococos fecais	org 100mL ⁻¹	10 ⁴ -10 ⁷	-
Cistos de protozoário	org 100mL ⁻¹	<10 ⁴	-
Ovos de helmintos	org 100mL ⁻¹	10 ⁰ -10 ³	-
Vírus	org/100mL ⁻¹	10 ² -10 ⁴	-

Fonte: Von Sperling (2007)

3.4.1 Alternativas de tratamento de esgoto sanitário

Os processos empregados para o tratamento do esgoto são geralmente a combinação de mais de um método, podendo dividi-los em três processos (JORDÃO; PESSÔA, 2014; METCALF; EDDY, 2016):

- Processos físicos: Utilizam-se fenômenos físicos para a remoção de constituintes do esgoto, principalmente substâncias que não se encontram dissolvidas, como sólidos grosseiros, sedimentáveis e flutuantes. Entre as alternativas estão o peneiramento, floculação, sedimentação, flotação, filtração e adsorção.
- Processos químicos: Este método baseia-se na utilização de produtos químicos ou reações químicas para a remoção de constituintes do esgoto. As principais formas são a precipitação química, coagulação, oxidação química e desinfecção.
- Processos biológicos: São empregados princípios de remoção biológica (ação de microrganismos) para remover substâncias orgânicas biodegradáveis, coloidais ou dissolvidas. O tratamento biológico pode ser utilizado também para remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto. Os processos biológicos podem ser de forma aeróbia ou anaeróbia.

Os métodos de tratamento do esgoto são aplicados em diferentes níveis, conhecidos como nível primário, secundário, terciário e avançado. Geralmente, no nível primário são empregados processos físicos; no nível secundário, processos químicos e biológicos, e terciário a combinação dos três (METCALF; EDDY, 2016).

3.5 TRATAMENTO BIOLÓGICO DE ESGOTO

A remoção da matéria orgânica, dissolvida e particulada, é possível pela ação de diversos microrganismos, principalmente bactérias. Os microrganismos são utilizados para oxidar (converter) a matéria orgânica em produtos finais simples e biomassa adicional (METCALF; EDDY, 2016).

3.5.1 Tratamento anaeróbio

Os sistemas de tratamento anaeróbio de esgoto têm sido utilizados em diversos casos, desde efluentes com baixa carga orgânica até efluentes com carga elevada. Na Tabela 4 são apresentadas vantagens e desvantagens deste tipo de tratamento em relação ao tratamento aeróbio.

Tabela 4 - Vantagens e Desvantagens dos sistemas de tratamento anaeróbios.

Vantagens	Desvantagens
Menor consumo de energia	Maior período de partida para desenvolvimento da biomassa
Menor produção de lodo	Pode requerer adição de alcalinizante
Menor necessidade de nutrientes	Requer pós-tratamento para atingir os padrões de emissão
Produção de metano, fonte potencial de energia	Não possibilita a remoção biológica de fósforo e nitrogênio
Menor volume do reator	Mais sensível aos efeitos negativos da baixa temperatura
Possibilidade de eliminação da poluição do ar pela queima/utilização dos gases	Mais suscetível a perturbações por substâncias tóxicas
	Possibilidade de geração de maus odores e gases corrosivos

Fonte: Metcalf e Eddy (2016)

3.6 FUNDAMENTOS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA

Nos processos de conversão da matéria orgânica na ausência de oxigênio (anaeróbia), são utilizados aceptores de elétrons inorgânicos como o NO_3^- (redução de nitrato), SO_4^{2-} (redução de sulfato) ou CO_2 (formação de metano). Na digestão anaeróbia, diversos microrganismos atuam interativamente na conversão da matéria

orgânica complexa em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico, amônia e novas células bacterianas (CHERNICHARO, 1997).

Os microrganismos envolvidos na decomposição anaeróbia podem ser divididos em três grupos (CHERNICHARO, 1997):

- Bactérias fermentativas: Transformam, por hidrólise, os polímeros em monômeros, e estes em acetato, hidrogênio, dióxido de carbono, ácidos orgânicos de cadeia curta, aminoácidos, glicose, entre outros.
- Bactérias acetogênicas: Produzem hidrogênio, convertem os produtos gerados pelas bactérias fermentativas em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono.
- Arqueas metanogênicas: Divididas em dois grupos, sendo que um grupo (metanogênicas acetoclásticas) utiliza o acetato e transforma-o em metano e dióxido de carbono, e o outro grupo (metanogênicas hidrogenotróficas) transforma dióxido de carbono em metano.

O processo de digestão anaeróbia pode ser dividido em quatro fases principais, como descrito a seguir:

3.6.1 Hidrólise

A primeira etapa na degradação consiste na hidrólise de materiais complexos em moléculas menores, solúveis e mais simples que podem atravessar as paredes celulares das bactérias fermentativas. Esta conversão é decorrente da ação de exoenzimas excretadas por bactérias fermentativas hidrolíticas (CHERNICHARO, 2007b; METCALF; EDDY, 2016).

3.6.2 Acidogênese

Os compostos solúveis são metabolizados no interior das células fermentativas sendo convertidos em compostos mais simples e posteriormente são excretados, como os ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido lático, gás carbônico, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio. Os ácidos graxos voláteis são o principal produto formado, por isto estas bactérias são chamadas de bactérias fermentativas acidogênicas (CHERNICHARO, 2007b).

3.6.3 Acetogênese

Nesta fase, as bactérias acetogênicas realizam a oxidação dos produtos gerados na fase acidogênica em substrato adequado para as arqueas metanogênicas, gerando hidrogênio, dióxido de carbono e acetato. Na formação de ácido acético e propiônico, é gerada uma grande quantidade de H^+ , ocasionando a queda no valor do pH do meio. O hidrogênio é consumido de duas formas, através das arqueas metanogênicas (utilizam hidrogênio e dióxido de carbono para produção de metano) ou através da formação de ácido orgânicos, tais como propiônico e butírico (reação do hidrogênio com dióxido de carbono e ácido acético) (CHERNICHARO, 2007b).

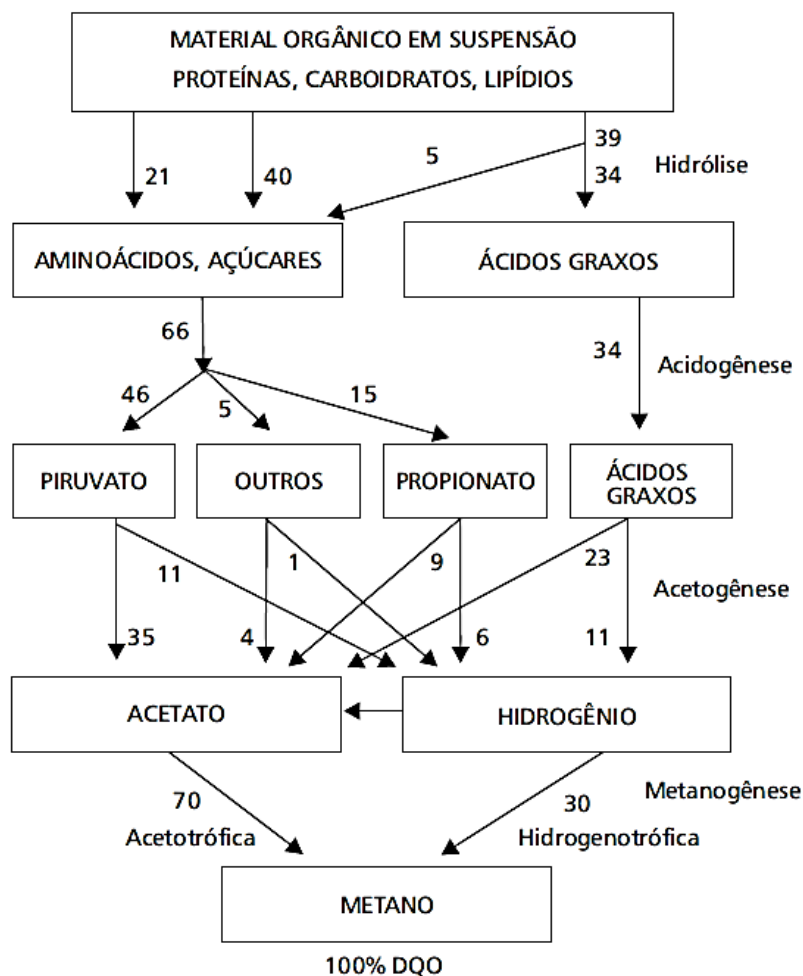
3.6.4 Metanogênese

A metanogênese é a última fase do processo de degradação anaeróbia. As arqueas metanogênicas utilizam ácido acético, hidrogênio/dióxido de carbono, ácido fórmico, metanol, metilaminas e monóxido de carbono para a formação de metano e dióxido de carbono (CHERNICHARO, 2007b).

As arqueas metanogênicas são divididas em dois grupos, de acordo com o substrato utilizado para produção de metano. As arqueas metanogênicas acetoclásticas são geralmente predominante na digestão anaeróbia, mesmo havendo poucas espécies de metanogênicas capazes de formar metano a partir do acetato. Elas produzem em torno de 60 a 70% da produção total de metano. Já no caso das arqueas metanogênicas hidrogenotróficas, praticamente todas as espécies são capazes de produzir metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono. A composição básica do gás gerado nessas reações de forma estável, contém geralmente 65% de metano e 35% de gás carbônico (CHERNICHARO, 2007b; METCALF; EDDY, 2016).

A Figura 1 apresenta a sequência dos processos metabólicos da digestão anaeróbia, sendo que os números representam as porcentagens expressas como DQO.

Figura 1 - Fases do processo de digestão anaeróbia



Fonte: Campos, 1999

3.6.5 Ácidos graxos voláteis

Os ácidos graxos são o principal produto dos organismos fermentativos, por isso estes são chamados de bactérias fermentativas acidogênicas. O equilíbrio entre os diversos tipos de arqueas metanogênicas e bactérias acidogênicas na digestão anaeróbia, é de extrema importância para a eficiência do sistema. Um parâmetro muito utilizado para avaliar esse equilíbrio ecológico são os ácidos graxos voláteis - AGV (CHERNICHARO, 1997).

Os ácidos graxos voláteis são produzidos a partir da degradação de carboidratos, proteínas e lipídeos. Os componentes mais importantes são os ácidos voláteis de cadeia curta, que podem ser destilados à pressão atmosférica. Os ácidos

voláteis são compostos intermediários da degradação, e a partir destes a maior parte do metano é produzida, através das arqueas metanogênicas (CHERNICHARO, 1997).

Quando há uma quantidade suficiente de arqueas metanogênicas e condições ambientais favoráveis, elas utilizam os ácidos intermediários assim que eles são formados. Com isso, não há acúmulo de ácidos além da capacidade neutralizadora da alcalinidade natural, e o pH se mantém em uma faixa favorável à metanogênese e o sistema anaeróbio permanece em equilíbrio (CHERNICHARO, 1997; CONTRERA, 2008).

Contudo, se as arqueas metanogênicas não estiverem em quantidade suficiente ou se as condições ambientais não forem favoráveis, não haverá o consumo dos ácidos na mesma proporção em que são produzidos, ocorrendo o consumo da alcalinidade e os ácidos livres ocasionam uma queda no pH e inibição das arqueas metanogênicas sensíveis a mudanças ambientais (CHERNICHARO, 1997; RIBAS, MORAES; FORESTI, 2007).

Os ácidos voláteis intermediários mais importantes na formação do metano são o acético e o propiônico. O ácido acético é o mais abundante, formado a partir de praticamente todos os compostos orgânicos. Na degradação de lodo de esgoto por exemplo, o ácido acético é precursor de cerca de 72% do metano produzido, e juntamente com o ácido propiônico, geram aproximadamente 85% do metano total produzido (CHERNICHARO, 1997).

3.7 FATORES INTERFERENTES NO TRATAMENTO ANAERÓBIO

Vários fatores podem influenciar no processo de digestão anaeróbia, entre os mais relevantes, pode-se citar o tempo de retenção de sólidos, o tempo de detenção hidráulica, a temperatura, a alcalinidade, o pH, a presença de compostos tóxicos/inibidores e a disponibilidade de nutrientes (JORDÃO E PESSÔA, 2014).

3.7.1 Toxicidade e inibição

Um elevado número de substâncias orgânicas e inorgânicas podem resultar em inibição ou toxicidade aos microrganismos anaeróbios. Contudo, o termo “tóxico” é relativo e a concentração na qual um composto se torna tóxico ou inibitório pode variar. Além disso, os microrganismos possuem geralmente a capacidade de se adaptar a

concentrações inibitórias de diversos compostos. O grau de adaptação é relativo e a aclimatação pode se aproximar da obtida na ausência do material inibitório e em outros casos, a aclimatação pode ser até mais fácil (McCARTY, 1964).

McCarty (1964) cita alguns métodos que podem ser utilizados para o controle da inibição por compostos tóxicos:

- Remoção prévia do material tóxico do efluente;
- Diluição até o limite de toxicidade;
- Formação de complexos insolúveis ou precipitação;
- Utilização de antagonizantes ao material tóxico.

Na Tabela 5 são apresentadas algumas substâncias inorgânicas tóxicas ou inibidoras e concentrações prejudiciais à metanogênese no tratamento anaeróbio.

Tabela 5 - Substâncias inorgânicas e concentrações prejudiciais ao processo anaeróbio

Substância	Concentração moderadamente inibidora (mg L ⁻¹)	Concentração fortemente inibidora (mg L ⁻¹)
Na ⁺	3.500-5.500	8.000
K ⁺	2.500-4.500	12.000
Ca ⁺	2.500-4.500	8.000
Mg ²⁺	1.000-1.500	3.000
N-NH ₃	1.500-3.000	3.000
Sulfeto, S ²⁻	200	200
Cobre, Cu	-	0,5 (solúvel) 50-70 (total)
Cromo hexavalente, Cr(VI)	-	3,0 (solúvel) 200-250 (total)
Cromo trivalente, Cr(III)	-	180-420 (total) 2,0 (solúvel)
Níquel, Ni	-	30,0 (total)
Zinco (Zn)	-	1,0 (solúvel)

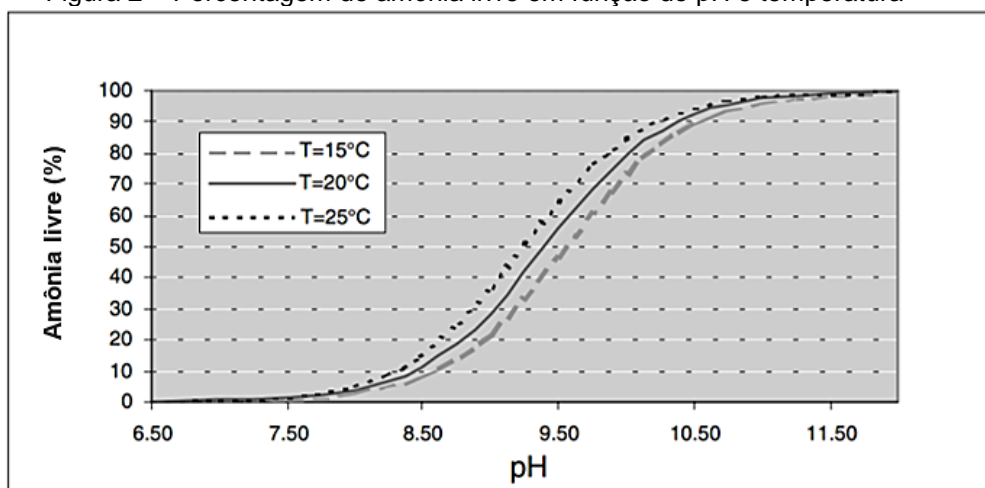
Fonte: Parkin e Owen (1986)

Alguns compostos podem ocasionar efeitos tóxicos ou inibidores dependendo de alguns fatores:

- **Metais alcalinos e alcalinos terrosos:** Metais alcalinos e alcalinos terrosos como sódio, potássio, cálcio e magnésio podem ser uma das causas de ineficiência e mesmo falência de sistemas anaeróbios (McCARTY, 1964);
- **Amônia:** Em relação ao nitrogênio amoniacal, em níveis mais elevados de pH a concentração de gás amônia pode se tornar inibitória. O gás amônia ou

amônia livre (NH_3) é inibitório em concentrações muito menores do que o íon amônio (McCARTY, 1964). De acordo com a Tabela 5, valores de 1.500 à 3.000 mg L^{-1} de nitrogênio amoniacal são considerados moderadamente inibidores, e valores acima de 3.000 mg L^{-1} são fortemente inibidores ao tratamento anaeróbio. Deste modo, a concentração total de nitrogênio amoniacal (amônio e amônia) que pode ser tolerada depende da concentração de amônia livre que causa toxicidade. Valores mais elevados podem ser empregados com um maior tempo de aclimatação dos microrganismos ou pela mudança na população de microrganismos mais resistentes. A quantidade de amônia livre varia em função do pH e da temperatura (Figura 2), sendo que os limites de amônia livre indicados para não causar toxicidade no tratamento anaeróbio variam de 100 a 250 mg L^{-1} (METCALF; EDDY, 2016). Quanto maior o pH e a temperatura, maior a porcentagem de amônia livre em uma amostra. Para valores de pH menores que 8, a maior parte do nitrogênio amoniacal se encontra na forma ionizada (NH_4^+) (VON SPERLING; 2007).

Figura 2 – Porcentagem de amônia livre em função do pH e temperatura



Fonte: Von Sperling (2007)

- **Metais pesados:** Baixas concentrações, porém solúveis, de sais de cobre, zinco e níquel são tóxicos e estes sais são associados a maioria dos problemas de toxicidade de metais pesados no tratamento anaeróbio. O cromo hexavalente também pode ser tóxico para o tratamento anaeróbio. No entanto, este íon metálico é normalmente reduzido para a forma trivalente que é insolúvel em valores de pH normalmente utilizados na digestão e,

consequentemente, não é muito tóxico. Sais de ferro e alumínio também não são tóxicos devido à sua baixa solubilidade (McCARTY, 1964);

- **Compostos orgânicos:** Há também materiais orgânicos que podem inibir o processo de digestão. Estes variam de solventes orgânicos para compostos comuns, tais como os álcoois e ácidos graxos de cadeia longa (McCARTY, 1964).

3.8 REATORES ANAERÓBIOS TIPO UASB

O uso do tratamento anaeróbio para o tratamento de esgotos sanitários iniciou em 1882, na França, com uma câmara vedada, denominada Fossa Automática Mouras. A partir de então, outras formas de tratamento anaeróbio foram desenvolvidas, como o tanque Imhoff, biocompartimentado, em 1905 na Alemanha. Na década de 1970, diversas configurações de reatores anaeróbios de alta taxa surgiram, como o leito fluidizado e o reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) (McCARTY, 1982).

Um dos sistemas mais utilizados para o tratamento de esgoto é o reator de manta de lodo UASB, também denominado RAFA - Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente, DAFA - Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente ou ainda RALF - Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado. Devido às condições de operação simples e de baixo custo, este sistema de tratamento tem sido estudado e utilizado principalmente em países em desenvolvimento e com temperatura favorável, como Brasil, Colômbia, México, Índia e também na Holanda, país onde surgiu esta modalidade de reator (FORESTI, 2002; CHERNICHARO, 2007b; JORDÃO; PESSÔA, 2014).

Os reatores de manta de lodo apresentam diversas vantagens em relação aos processos aeróbios convencionais, principalmente quando utilizados em locais de clima quente. Entre as vantagens pode-se citar que são sistemas compactos, com baixa demanda de área, baixo custo de implantação e de operação, baixa produção de lodo, baixo consumo de energia e satisfatória remoção de DBO/DQO (65-75%) para o tratamento de esgoto sanitário. Entre as desvantagens desse sistema, há a possibilidade de maus odores, baixa capacidade em tolerar cargas tóxicas e necessidade de pós-tratamento (CHERNICHARO, 1997; KHAN *et al.*, 2011).

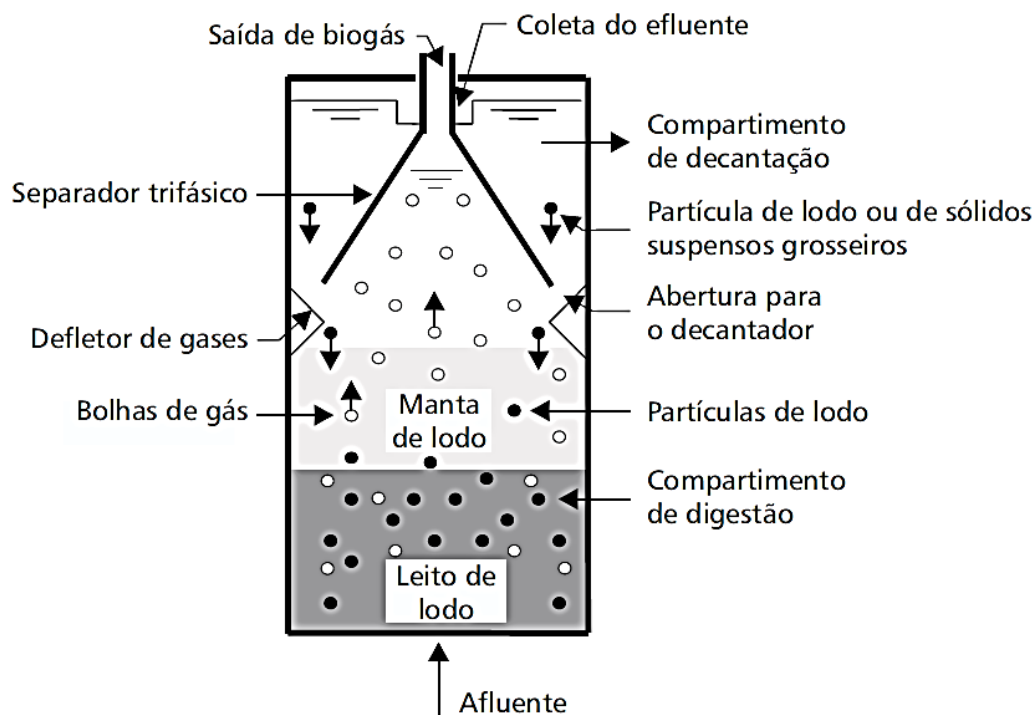
Os reatores UASB são considerados reatores anaeróbios de alta taxa, e esta configuração possui algumas vantagens, principalmente em relação ao elevado acúmulo de biomassa no interior do reator, fazendo com que o tempo de residência dos microrganismos seja maior que o tempo de detenção hidráulica (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

O reator UASB é constituído pelas seguintes partes principais (CAMPOS, 1999):

- Câmara de digestão: Local onde situa-se a manta de lodo e onde ocorre propriamente a digestão anaeróbia. O esgoto entra no reator de forma ascendente, e passando pela zona de lodo, parte da matéria orgânica é retida;
- Separador trifásico: Dispositivo que se configura como sedimentador e câmara de coleta de gases, separando as fases sólida e gasosa da fase líquida;
- Zona de transição: Situa-se entre a câmara de digestão e a zona de sedimentação;
- Zona de sedimentação/decantação: Localizada na parte superior, onde os sólidos sedimentam e o líquido alcança os vertedores de superfície;
- Zona de acumulação de gás: O gás gerado na digestão é coletado e destinado (eventualmente aproveitado);

Na Figura 3 é apresentada uma representação esquemática do funcionamento de um reator anaeróbio UASB.

Figura 3 - Representação de uma sistema UASB.



Fonte: Campos (1999)

3.9 PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE UASB

Mesmo com as diversas vantagens dos reatores anaeróbios para tratamento de esgoto, estes sistemas dificilmente produzem efluentes que atendam os padrões de lançamento estabelecidos. Com isso, os efluentes de reatores anaeróbios necessitam de um pós-tratamento, com objetivo de adequar o efluente tratado aos padrões das legislações pertinentes e proteger os recursos hídricos. O principal objetivo do pós-tratamento é a remoção complementar de matéria orgânica, além da remoção de compostos como nitrogênio e fósforo e organismos patogênicos (vírus, bactérias, protozoários e helmintos) (CHERNICHARO, 2006).

Algumas tecnologias de tratamento físico-químico, tais como coagulação, precipitação química, adsorção em carvão ativado, processos de troca iônica ou processos de separação por membranas, podem ser aplicados para a remoção de substâncias inertes de lixiviados estabilizado, especialmente após o tratamento biológico para melhoramento do efluente tratado (KURNIAWAN, 2006; INCE *et al.*, 2010; FELICI, 2010; BATISTA, 2016).

3.9.1 Coagulação-floculação-sedimentação

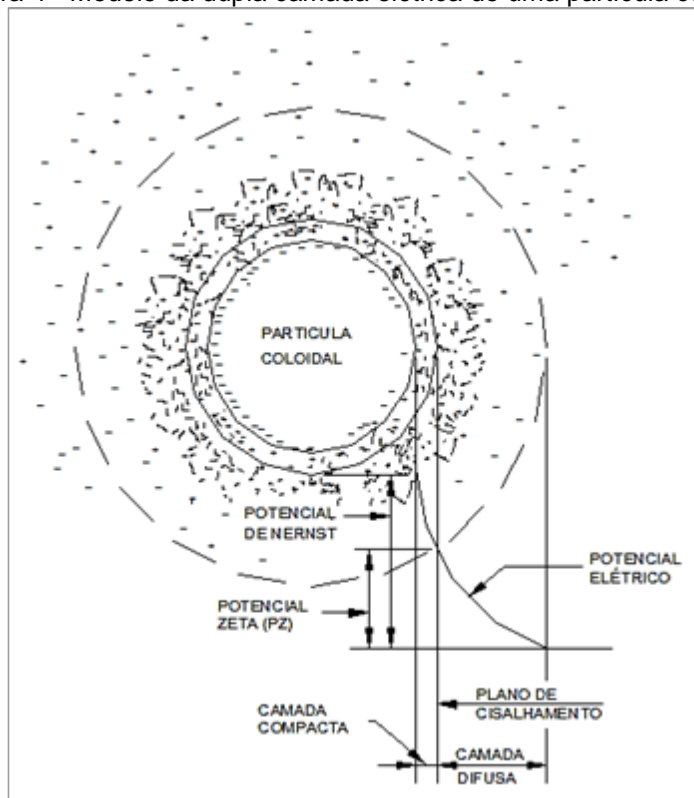
A coagulação química seguida de floculação é uma das alternativas de tratamento físico-químico para lixiviado e para esgoto sanitário, a qual tem sido utilizada para remoção de compostos orgânicos não-biodegradáveis e metais pesados. Além disso, o tratamento físico-químico é empregado como polimento de efluentes de reatores anaeróbios, para remoção de matéria orgânica e nutrientes, visto que a eficiência destes reatores não é suficiente para o enquadramento do efluente, nos padrões de lançamento, e para proteção dos recursos hídricos (KURNIAWAN, 2006; SILVA; AQUINO; SANTOS, 2007; MOTA; VON SPERLING, 2009).

As impurezas contidas em águas em geral, apresentam carga superficial negativa, fazendo com que estas não se aproximem umas das outras. Para que estas impurezas possam ser removidas, torna-se necessário alterar algumas condições, que podem ser obtidas por meio da coagulação, floculação, sedimentação (ou flotação) e filtração. A coagulação depende diretamente das características da água, como o pH, alcalinidade, cor verdadeira, turbidez, temperatura, condutividade elétrica, tamanho e distribuição das partículas coloidais e em suspensão, entre outros (DI BERNARDO E DANTAS, 2005).

A chamada Dupla Camada Elétrica (DCE) das partículas, é composta pelas cargas superficiais e pelo excesso de íons com carga oposta adsorvidos na partícula. Isto influencia para que o meio circundante seja eletricamente neutro e mais distante da superfície, e por íons de mesma carga distribuídos de maneira difusa no meio polar (LETTERMAN, R.D.; AMIRTHARAJAH, A. O'MELIA, 1999; DI BERNARDO E DANTAS, 2005).

Um modelo para a DCE considera uma divisão desta em duas regiões, a Camada Compacta (CC) e a Camada Difusa (CD), conforme a Figura 4. Devido a superfície da partícula ser negativa, há acúmulo de íons positivos na interface sólido-líquido, formando, juntamente com a carga negativa da partícula, a CC. Então, íons negativos se aproximam da CC e atraem íons positivos, que formam a CD. O potencial elétrico existente devido à presença do coloide na água diminui com o aumento da distância do próprio coloide (LETTERMAN, R.D.; AMIRTHARAJAH, A. O'MELIA, 1999; DI BERNARDO E DANTAS, 2005).

Figura 4 - Modelo da dupla camada elétrica de uma partícula coloidal



Fonte: Di Bernardo e Dantas (2005)

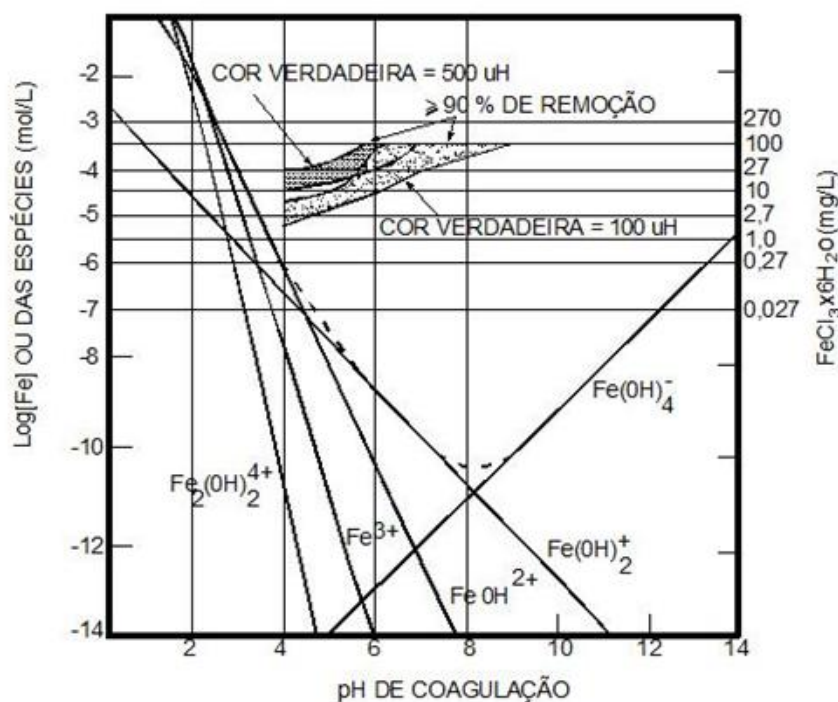
Na coagulação química, geralmente são empregados sais de alumínio ou de ferro, visando alterar a força iônica do meio, que pode ser efetuada pela ação individual ou combinada de quatro mecanismos (DI BERNARDO E DANTAS, 2005):

- **Compressão da dupla camada elétrica:** Neste mecanismo considera-se que a introdução de um coloide ocasionará aumento na densidade de cargas na CD (elevada concentração de íons positivos e negativos) e para se manter eletricamente neutra a CD têm sua espessura reduzida, ocorrendo a compressão da dupla camada. Sais como o cloreto de sódio e cloreto de cálcio são considerados eletrólitos indiferentes e atuam neste mecanismo.
- **Adsorção e neutralização de carga:** Neste caso, espécies hidrolisadas do coagulante são adsorvidas na DCE e ocasionam a neutralização da partícula, permitindo a formação de flocos. Este mecanismo ocorre com espécies hidrolisadas de ferro ou alumínio em baixas dosagens ou polímeros sintéticos catiônicos, e é importante quando o tratamento é realizado por filtração direta, pois são formados flocos menores.

- Varredura: Ocorre a formação de precipitados, em função da quantidade de coagulante adicionado, do pH e da concentração de alguns íons na mistura. Os flocos formados por este mecanismo são maiores e sedimentam ou flutam mais facilmente em comparação com o mecanismo de adsorção e neutralização de cargas. Coagulantes à base de alumínio ou ferro são geralmente utilizados em alta dosagem para ocorrência deste mecanismo, formando precipitados do tipo $\text{Al}(\text{OH})_3$ ou $\text{Fe}(\text{OH})_3$.
- Adsorção e formação de pontes: Baseado na utilização de polímeros de cadeias moleculares grandes, que servem de ponte entre a superfície à qual estão aderidos e as partículas do meio.

Amirtharajah (1989) elaborou um diagrama de coagulação para o ferro (Figura 5) com base na remoção de cor verdadeira de dois tipos de água, uma com 100 uH e outra com 500 uH de cor verdadeira. As regiões destacadas são referentes à remoção de cor verdadeira superior a 90%. O diagrama foi desenvolvido com base nas seguintes condições aplicadas: mistura rápida ($T_{mr} = 1$ min; $G_{mr} \cong 100$ a 120 s^{-1}); floculação ($T_{floc} = 20$ min; $G_{floc} \cong 15$ a 20 s^{-1}); sedimentação ($T_{sed} = 2$ h).

Figura 5 - Diagrama de coagulação para o ferro



Fonte: Amirtharajah (1989)

As condições ótimas de coagulação podem variar com o tipo de água a ser tratada. Com isso, ensaios em escala de bancada (jarteste) auxiliam na obtenção destas condições para aplicação em escala real.

A floculação, é um processo físico realizado após a coagulação, que promove o choque entre as partículas para formação de flocos maiores que posteriormente são removidos por sedimentação/flotação. Para que ocorra o choque entre as partículas aplica-se uma agitação moderada para evitar a ruptura dos flocos. Já a sedimentação ocorre por meio da gravidade, proporcionando a clarificação do meio pela separação das fases sólido-líquido (DI BERNARDO E DANTAS , 2005).

3.10 TRATAMENTO CONJUGADO DE LIXIVIADO E ESGOTO SANITÁRIO

O tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário é uma alternativa que já vêm sendo utilizada em alguns países, e consiste no lançamento do lixiviado junto ao esgoto afluente da ETE, sendo que o efluente tratado deve atender as exigências legais (BOCCHIGLIERI, 2010; ALBUQUERQUE, 2012). Essa alternativa de tratamento é muito utilizada nos Estados Unidos, Europa e Japão, contudo há ainda questionamentos em relação às interferências que o lixiviado pode ocasionar no processo de tratamento, principalmente nos biológicos (GOMES, 2009).

A agência de proteção ambiental americana (EPA), estimou que no ano de 2000 quase 800 aterros de resíduos não perigosos dos Estados Unidos encaminhavam o lixiviado para os sistemas de tratamento de esgoto, sem algum tipo de pré-tratamento. Assim, a USEPA concluiu que os lixiviados não interferiam na operação dos sistemas de tratamento de esgotos (USEPA, 2000).

O tratamento combinado de lixiviado e esgoto doméstico pode ser uma alternativa viável economicamente, em que a degradação de poluentes orgânicos seria favorecida pela diluição (DEL BORGHI, *et al.*, 2003). Além disso, a diluição proporciona um melhor controle das características do afluente, pois a carga contaminante do lixiviado possui elevada variabilidade (TORRES *et al.*, 2009).

Ainda há muitas dúvidas em relação aos efeitos causados pela adição de lixiviado no tratamento de esgoto, como a redução da eficiência do tratamento (efeitos

tóxicos aos processos biológicos), baixa estabilização da biomassa, sedimentação do lodo, acúmulo de metais no lodo, entre outros (ALBUQUERQUE, 2012).

De acordo com alguns estudos, esta alternativa de tratamento pode ser viável, contudo deve ser estabelecida a proporção adequada de mistura para que o processo de tratamento do esgoto não seja perturbado, e para que a qualidade do efluente tratado atenda aos padrões de lançamento do corpo receptor (BOCCHIGLIERI, 2010; GOMES, 2009).

Gomes (2009) ressalta a importância de estudos complementares visando melhor entender os impactos causados pela mistura do lixiviado e esgoto sanitário nos processos de degradação convencionalmente empregados em ETE, além de avaliar a viabilidade técnica e econômica e estabelecer parâmetros de controle operacional.

O atendimento às normas legais é um aspecto importante na escolha do tratamento adequado. Os sistemas de tratamento de lixiviado, muitas vezes podem não atender a todos os padrões de lançamento, visto a dificuldade de tratamento deste tipo de efluente. Contudo, no tratamento conjugado com esgoto sanitário, essa dificuldade não é tão expressiva, devido à proporção de lixiviado ser pequena em relação ao esgoto, sendo por isso, um fator importante nas decisões de gestão desses efluentes (BOCCHIGLIERI, 2010).

É importante se atentar às consequências da adição do lixiviado em uma ETE, principalmente em relação ao possível aumento de carga orgânica e de nitrogênio amoniacal. Também pode haver o incremento de compostos orgânicos não biodegradáveis, o que será apenas diluído no esgoto. Não são esperados impactos significativos por metais pesados, visto que suas concentrações no lixiviado são relativamente baixas. Contudo, dependendo da fase em que se encontra o processo de degradação do lixiviado no aterro, podem haver maiores concentrações de alguns metais, como por exemplo o zinco (STEGMANN; HEYER; COSSU, 2005).

3.10.1 Estudos realizados sobre o tratamento conjugado

Diversas alternativas de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário têm sido investigadas, como o tratamento biológico por lodos ativados (DEL BORGHI, *et al.*, 2003; BOCCHIGLIERI, 2010; ALBUQUERQUE, 2012), lagoas

de estabilização (CAMPOS, 2012), reatores anaeróbios UASB (RAMOS, 2009; SANTOS, 2009) e tratamento físico-químico (FERREIRA *et al.*, 2009).

Alguns estudos têm sido realizados sobre o tratamento conjugado de esgoto e lixiviado em reatores anaeróbios (FUEYO; GUTIERREZ; BERRUETA, 2003; RAMOS, 2009; SANTOS, 2009; TORRES *et al.*, 2009). Os resultados mostram que as relações volumétricas entre estes dois efluentes dependem das características como idade e tipo de lixiviado, presença de metais pesados e de compostos de difícil biodegradação.

Fueyo, Gutiérrez e Berrueta (2002) realizaram um estudo em escala de bancada em frascos de 500 mL e temperatura controlada de 37°C, com proporções volumétricas de lixiviado de 0, 30, 50, 70 e 100% em relação ao volume de esgoto, com e sem ajuste de pH da mistura. Foi analisada a remoção de DQO diariamente com a coleta de uma pequena amostra, e outros parâmetros foram analisados no início e fim do experimento, que durou de 10 – 15 dias. Os ensaios de biodegradabilidade demonstraram que cerca de 58% da matéria orgânica do lixiviado era biodegradável, aspecto relacionado à idade do aterro (12 anos). O estudo demonstrou que há melhoria no tratamento anaeróbio do lixiviado quando tratado juntamente com esgoto. A matéria orgânica recalcitrante de ambos os efluentes foi adicionalmente degradada quando estes foram tratados em conjunto, sendo que a máxima fração da matéria recalcitrante foi degradada na proporção de 30% de lixiviado em relação ao esgoto.

Fueyo, Gutiérrez e Berrueta (2003), realizaram um estudo com reatores UASB em escala piloto, com volume de 100 L e temperatura ambiente controlada de 35 ±1°C. O lixiviado utilizado possuía valores médios de DQO de 4500 mg L⁻¹, nitrogênio amoniacal de 2500 mg L⁻¹ N-NH₄⁺ e pH de 8,1. O esgoto empregado possuía características de doméstico e o lodo de inóculo utilizado foi proveniente do próprio reator que tratava lixiviado em um estudo anterior. O efeito sinérgico do tratamento conjugado no percentual de remoção de DQO, observado em seu estudo em escala de bancada (FUEYO; GUTIÉRREZ; BERRUETA, 2002) não foi observado nos ensaios em escala piloto. Com 30% de lixiviado, foi obtida uma porcentagem de remoção de 60% de DQO com carga orgânica aplicada de 1,89 Kg DQO m⁻³ d⁻¹, e 75% para o tratamento apenas com esgoto doméstico com carga orgânica aplicada de 0,42 Kg DQO m⁻³ d⁻¹. Os autores sugerem a combinação de outros processos

integrados ao tratamento anaeróbio, como o tratamento aeróbio e físico-químico, para remoção complementar de DQO e cor do efluente.

No estudo de Ramos (2009), foi investigado o tratamento conjugado de lixiviado pré-tratado por *stripping* de amônia e esgoto sanitário, em reatores UASB em escala piloto, com volume de 41,5 L e TDH de 12 horas. O esgoto sanitário possuía valores médios de DQO de 350 mg L⁻¹, nitrogênio amoniacal de 55 mg L⁻¹ N-NH₃ e pH de 7,4. O lixiviado, após o tratamento por *stripping*, possuía valores médios de DQO de 2100 mg L⁻¹, nitrogênio amoniacal de 5,7 mg L⁻¹ N-NH₃ e pH de 9,5. Foram aplicadas as proporções volumétricas de 3 e 10% de lixiviado, nas quais foram obtidas porcentagens de remoção de DQO de 59,4 e 44%, respectivamente. O efluente tratado em ambas as proporções apresentou características satisfatórias para o pós-tratamento em lagoas de estabilização.

No estudo de Santos (2009), foram testadas porcentagens de aplicação volumétrica de chorume no esgoto de até 10%, em um reator UASB em escala piloto de 33 litros, com Tempo de Detenção Hidráulica – TDH de 8 horas. O lixiviado apresentou DQO média de 12768 mg L⁻¹, nitrogênio amoniacal de 1747 mg L⁻¹ e relação DQO/DBO média de 3,63. Observou-se que até a proporção de 2,5% não ocorreu efeito adverso significativo na eficiência do reator UASB (eficiência na remoção de DQO e DBO). Na faixa de 2,5% até 5% os efeitos tornaram-se significativos, e acima de 10% essa alternativa não foi recomendada pelo autor após os resultados obtidos.

Torres *et al.* (2009) estudaram o tratamento anaeróbio em reatores UASB com volume de 6 L, proporção de lixiviado de 5% em relação ao volume de esgoto, com TDH de 8 horas, carga orgânica volumétrica de 2,84 kg m⁻³ d⁻¹ e temperatura ambiente média de 27°C. Foi obtida eficiência média de 70% para remoção de DQO, sem observação de problemas inibitórios, contudo ressaltou-se a necessidade de um tratamento complementar para remoção da matéria orgânica e nitrogênio. A porcentagem de 5% foi adotada com base em um estudo anterior (BARBA *et al.* 2008) onde foi observado que proporções volumétricas menores de 10% não causaram efeito inibitório no tratamento anaeróbio.

3.11 ASPECTOS LEGAIS RELACIONADOS

Em nível nacional, a resolução CONAMA 357/2005 estabelece os padrões de qualidade das águas de acordo com as suas classes, além de estabelecer padrões de lançamento. Esta foi alterada e complementada pela resolução 430/2011, a qual dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes. Os padrões para o lançamento de efluentes de sistema de esgoto sanitário em corpos d'água são mencionados em um item à parte na resolução 430/2011, sendo que algumas das condições exigidas são pH entre 5 e 9 e Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO 5 dias, 20°C: máximo de 120 mg L⁻¹, sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO, ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.

Além disso, as condições e padrões de lançamento relacionados na resolução CONAMA 430/2011 na seção II poderão ser aplicáveis aos sistemas de tratamento de esgotos sanitários, a critério do órgão ambiental competente, em função das características locais, não sendo exigível o padrão de nitrogênio amoniacal total. No caso de sistemas de tratamento de esgotos sanitários que recebam lixiviados de aterros sanitários, o órgão ambiental competente deverá indicar quais parâmetros deverão ser atendidos e monitorados.

Em relação ao estado do Paraná, a resolução SEMA 021/2009, dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências para empreendimentos de saneamento. Os efluentes das ETEs poderão ser lançados nos corpos d'água desde que obedeçam as condições e padrões estabelecidos, sendo DBO₅ de até 90 mg L⁻¹, DQO de até 225 mg L⁻¹, entre outras exigências aplicáveis.

Em relação aos padrões de enquadramento de corpos d'água especificados na resolução CONAMA 357/2005, os valores apresentados na Tabela 6 são para aplicáveis para um corpo d'água de água doce classe 2.

Tabela 6 – Valores limites permitidos para corpo receptor Classe 2

Parâmetro	Valor limite
pH	6 a 9
Cor verdadeira	75 uH
Turbidez	100 uT
DBO 5 dias a 20° C	5 mg L ⁻¹
Fósforo total	Até 0,030 mg L ⁻¹ em ambientes lênticos e até 0,050 mg L ⁻¹ em ambientes intermediários com tempo de residência entre 2 e 40 dias e tributários diretos de ambiente lêntico
N-amoniaco total	3,7 mg L ⁻¹ N, para pH ≤ 7,5 2,0 mg L ⁻¹ N, para 7,5 < pH ≤ 8,0 1,0 mg L ⁻¹ N, para 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5 mg L ⁻¹ N, para pH > 8,5
Sólidos dissolvidos totais	500 mg L ⁻¹

Fonte: CONAMA 357/2005

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

O presente estudo se dividiu em três fases experimentais:

- Fase experimental I: Referente ao experimento realizado com 2 reatores UASB em escala piloto reduzida utilizando esgoto sanitário natural e esgoto sintético, a fim de se escolher o tipo de esgoto para a fase posterior.
- Fase experimental II: Foi realizado um experimento com 4 reatores UASB em escala piloto para avaliação do desempenho dos reatores no tratamento conjunto de esgoto sintético e lixiviado de aterro sanitário;
- Fase experimental III: Foram realizados ensaios de coagulação-floculação-sedimentação – CFS em escala de bancada para o pós-tratamento do efluente de UASB com a porcentagem volumétrica selecionada na fase experimental II.

4.2 FASE EXPERIMENTAL I - ESTUDO COMPARATIVO DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO E ESGOTO SINTÉTICO EM REATORES UASB

Este trabalho faz parte do projeto intitulado Tratamento anaeróbio de esgoto sanitário conjugado com lixiviado de aterro sanitário bruto e pré-tratado em reatores do tipo RALF executado no âmbito da Chamada 09/2014 - Programa Paranaense de Pesquisas em Saneamento Ambiental financiado pela Fundação Araucária de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Paraná - FA, em parceria com a Companhia de Saneamento do Paraná – Sanepar, que abrange 02 trabalhos de mestrado. Assim, a Fase I deste trabalho foi desenvolvida de forma colaborativa com o trabalho de Galvão (2017) e partilha dos mesmos resultados.

No planejamento experimental da fase experimental II, considerou-se a opção de se utilizar o esgoto sintético em substituição ao esgoto natural, pelo fato do volume de esgoto necessário ser elevado, o que prejudicaria seu adequado armazenamento e conservação de suas características. Além disso, as possíveis alterações nas características do esgoto sanitário coletado na ETE poderiam interferir no objetivo principal deste trabalho, que era avaliar o impacto da adição do lixiviado no tratamento do esgoto.

Com isso, nesta fase experimental foi realizado um estudo de comparação do desempenho de reatores UASB em escala piloto reduzida no tratamento de esgoto natural e esgoto sintético.

4.2.1 Esgoto sanitário e lodo de inóculo utilizados

Tanto o esgoto natural como o lodo de inóculo foram provenientes da Estação de Tratamento de Esgoto – ETE Norte da Sanepar, localizada na cidade de Londrina - PR. O lodo que serviu de inóculo para os reatores foi coletado no sistema de descarga de lodo de um reator anaeróbio RALF. Já o esgoto sanitário, denominado neste estudo de Água residuária de Estudo natural – AEn, foi coletado após a caixa de areia, antes do reator anaeróbio da ETE.

Foram realizadas coletas semanais de aproximadamente 120 L de esgoto sanitário, suficientes para alimentar o reator por 7 dias. Logo após a coleta, o esgoto era caracterizado e armazenado sob refrigeração.

4.2.2 Formulação do esgoto sintético

O esgoto sintético, denominado neste estudo de Água residuária de Estudo sintética – AEs, foi produzido diariamente a partir da formulação proposta por Torres (1992) para uma DQO de 500 mg L⁻¹. Antes do abastecimento do tanque de alimentação com esgoto sintético, deixava-se este em repouso em torno de 24 horas, para a formação de ácidos voláteis por meio da fermentação biológica.

A DQO do esgoto sintético é formada por proteínas, carboidratos e lipídios, simulando o esgoto natural. O esgoto era preparado com água do sistema público de abastecimento e soluções concentradas dos constituintes do esgoto sintético, de modo a compor o esgoto na concentração desejada. Na Tabela 7 são apresentadas as frações orgânicas e suas respectivas porcentagens na formação da DQO final do esgoto.

Tabela 7 – Composição básica para formação da DQO do esgoto sintético.

Fração Orgânica	Porcentagem da DQO (%)	Composto Orgânico	
Proteínas	50	Extrato de Carne	
Carboidratos	40	Sacarose	20%
Lipídios	10	Amido comercial	60%
		Celulose	20%
		Óleo de Soja	

Fonte: Torres (1992)

As soluções concentradas foram preparadas com a pesagem dos compostos e dissolução destes em água do sistema público de abastecimento. Estas soluções eram armazenadas sob refrigeração. As soluções de extrato de carne, celulose e amido eram fervidas com agitação contínua para dissolução completa.

Além dos compostos orgânicos, foram adicionadas soluções de sais minerais (Fosfato monobásico de potássio, cloreto de sódio, cloreto de magnésio e cloreto de cálcio), solução de bicarbonato de sódio para garantir valores de alcalinidade e pH adequados e uma mistura de óleo e detergente emulsionados. As concentrações de cada componente estão especificadas na Tabela 8.

Tabela 8 – Composição do esgoto sintético para DQO de 500 mg L⁻¹

Composto	Concentração
<i>Carboidratos (mg L⁻¹)</i>	
Amido	114
Celulose	34
Sacarose	35
<i>Proteínas (mg L⁻¹)</i>	
Extrato de carne	208
<i>Lipídeos (mL L⁻¹)</i>	
Óleo de soja (*)	0,051
<i>Tampão (mg L⁻¹)</i>	
NaHCO ₃	300
<i>Sais (mg L⁻¹)</i>	
NaCl	250
MgCl ₂ .6H ₂ O	7,0
CaCl ₂ .2H ₂ O	4,5
KH ₂ PO ₄	26,4

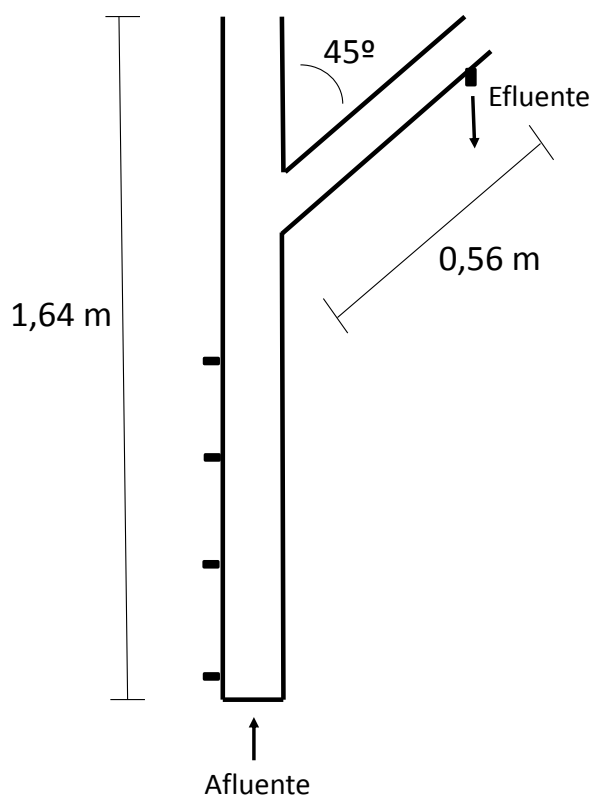
(*) adicionou-se 3 gotas de detergente neutro comercial por litro de esgoto sintético para emulsionar o óleo de soja.

Fonte: Adaptado de Torres (1992)

4.2.3 Reatores UASB e dados operacionais

Foram construídos dois reatores UASB em acrílico que posteriormente foram encapados para evitar a proliferação de algas. Os reatores possuíam altura total de 1,64 m, altura útil de 1,51 m (da entrada até a saída do efluente), base quadrada de 5,5 x 5,5 cm e defletor de gases/separador trifásico em forma de Y com comprimento de 56 cm e ângulo de 45° com a vertical, totalizando um volume útil de cada reator de 5,27 L. O tempo de detenção hidráulica – TDH adotado foi de 8 horas correspondendo à vazão de operação de 0,66 L h⁻¹, com alimentação realizada através de bombas dosadoras ProMinent - Gala 1601. Na Figura 6 apresenta algumas informações sobre a configuração dos reatores anaeróbios utilizados nesta fase experimental.

Figura 6 – Representação do reator UASB em escala piloto reduzida



Fonte: o próprio autor

Na Tabela 9 são descritas as especificações relacionadas aos reatores UASB em escala piloto reduzida.

Tabela 9 – Especificações dos reatores UASB em escala piloto reduzida

Parâmetro	Dimensão
Altura total	1,64 m
Altura útil	1,51 m
Volume útil	5,27 L
Diâmetro	5,5 x 5,5 cm
TDH	8 h
Vazão da bomba	0,66 L h ⁻¹

Fonte: o próprio autor

Na Figura 7 são apresentados os reatores em escala piloto reduzida utilizados.

Figura 7 - Reatores em escala piloto reduzida



Fonte: o próprio autor

4.2.4 Descrição geral do experimento

O esgoto sintético era produzido em torno de 24 horas antes de ser adicionado no tanque de alimentação. Os esgotos eram adicionados em tanques de alimentação com capacidade de 65 litros e os reatores eram alimentados constantemente na sua parte inferior pela bomba dosadora. Os reatores foram operados por um período de 43 dias.

4.2.5 Parâmetros de monitoramento

Os parâmetros analisados para caracterizar as amostras antes e após o tratamento, foram: pH, alcalinidade, série de sólidos, Ácidos Graxos Voláteis – AGV, Demanda Química de Oxigênio - DQO, Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO, turbidez, cor aparente, nitrogênio amoniacal, Nitrogênio Kjeldhal Total – NKT e fósforo.

4.2.6 Frequência de monitoramento

O monitoramento dos reatores, em escala piloto reduzida, foi realizado conforme a frequência apresentada na Tabela 10.

Tabela 10 – Frequência de análises de monitoramento do afluente e efluente

Frequência	Parâmetro
1 vez por semana	Cor aparente, turbidez e DBO
2 vezes por semana	pH, alcalinidade, AGV e DQO
A cada 2 semanas	NKT, N-amoniacal e fósforo

Fonte: o próprio autor

4.3 PARTIDA DOS REATORES UASB

Os procedimentos durante a partida dos reatores anaeróbios nas fases experimentais I e II foram realizados segundo a recomendação de Chernicharo (1997), como descrito abaixo:

4.3.1 Inoculação do reator

- Transferiu-se o lodo de inóculo para o reator (cerca de 1/3 do volume do reator), cuidando para que o mesmo fosse descarregado no fundo, evitando turbulências e contato excessivo com o ar;
- Deixou-se o lodo em repouso por um período de 24 horas, possibilitando a sua adaptação gradual à temperatura ambiente.

4.3.2 Alimentação do reator com esgotos

- Após o repouso, iniciou-se a alimentação do reator com o esgoto até que o mesmo atingiu aproximadamente a metade de seu volume útil;
- Deixou-se o reator sem alimentação por um período de 24 horas. Ao término deste período, coletou-se amostras do sobrenadante do reator e foram efetuadas as análises: pH, alcalinidade, AGV e DQO (Valores aceitáveis: pH entre 6,8 e 7,4 e AGV abaixo de 200 mg/L);
 - Devido aos parâmetros analisados estarem dentro da faixa recomendada, foi dada continuidade no enchimento do reator, até o seu volume total (nível da saída);
 - Deixou-se o reator novamente sem alimentação por 24 horas. Ao término desse período, foram retiradas novas amostras para serem analisadas como anteriormente;
 - Como os parâmetros analisados estavam dentro das faixas estabelecidas, iniciou-se a alimentação contínua do reator.

Para os reatores em escala piloto reduzida, operou-se com TDH de 16 horas nos 5 primeiros dias, TDH de 12 horas nos 5 dias seguintes e por fim TDH de 8 horas (vazão de operação) a partir do décimo dia.

4.4 FASE EXPERIMENTAL II - TRATAMENTO CONJUGADO DE ESGOTO SINTÉTICO E LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

4.4.1 Lixiviado de estudo

O lixiviado de estudo foi coletado em uma lagoa de armazenamento do aterro sanitário do Centro de Tratamento de Resíduos – CTR da cidade de Londrina-PR. O aterro sanitário está sendo operado desde o ano de 2010 e o lixiviado apresentou-se estabilizado biologicamente. Sua coleta foi realizada através de um caminhão-tanque e, posteriormente, foi armazenado em reservatório fechado de polietileno reforçado com fibra de vidro com capacidade volumétrica de 15 m³, no Laboratório de Hidráulica e Saneamento da UEL.

4.4.2 Águas residuárias de estudo

Com base nos resultados obtidos na fase experimental I, optou-se em utilizar o esgoto sintético nos experimentos subsequentes. Assim, os experimentos de tratamento anaeróbio em reator UASB em escala piloto, foram realizados com misturas preparadas diariamente de esgoto sintético e lixiviado bruto em diferentes porcentagens volumétricas (0,0; 1,0; 2,5; 5,0; 7,5 e 10,0%), conforme denominação descrita na Tabela 11.

Tabela 11 – Denominação das águas de estudo desta fase experimental

Denominação	Especificação da água de estudo
AEs	Água residuária de estudo controle contendo apenas esgoto sintético
AE1%	Água residuária de estudo contendo 1% (v:v) de lixiviado bruto em esgoto sintético
AE2,5%	Água residuária de estudo contendo 2,5% (v:v) de lixiviado bruto em esgoto sintético
AE5%	Água residuária de estudo contendo 5% (v:v) de lixiviado bruto em esgoto sintético
AE7,5%	Água residuária de estudo contendo contendo 7,5% (v:v) de lixiviado bruto em esgoto sintético
AE10%	Água residuária de estudo contendo contendo 10% (v:v) de lixiviado bruto em esgoto sintético

Fonte: o próprio autor

4.5 EXPERIMENTOS EM ESCALA PILOTO

Esta etapa da pesquisa consistiu na construção, instalação e operação de 4 reatores UASB em escala piloto para tratamento das misturas de lixiviado e esgoto sintético nas diferentes porcentagens volumétricas.

4.5.1 Reatores UASB e dados operacionais

Foram construídos 4 reatores tipo UASB em tubos de PVC de 100 mm de diâmetro, altura total de 1,95 m e altura útil de 1,80 m, proporcionando um volume útil de 14,14 L. O TDH empregado na operação dos reatores foi de 8 horas, com vazão da bomba de 1,77 L h⁻¹. Cada reator era composto por dispositivos intermediários para coleta de amostras e lodo, separador de gases interno de material plástico e uma saída para coleta do efluente tratado. Cada reator continha também uma placa perfurada na sua parte inferior, para distribuição homogênea do efluente na sua entrada.

Para coleta do efluente tratado, cada reator era composto por um registro de PVC DN25 na altura de 1,80 m, o qual era conectado por mangueiras de borracha a uma tubulação central em PVC DN50 que recebia todos os efluentes e encaminhava para o tanque de descarte. Para coleta do efluente, as mangueiras eram desconectadas e as amostras eram coletadas a partir dos registros.

Na Tabela 12 são apresentadas as principais características dos reatores UASB em escala piloto utilizados nesta fase experimental.

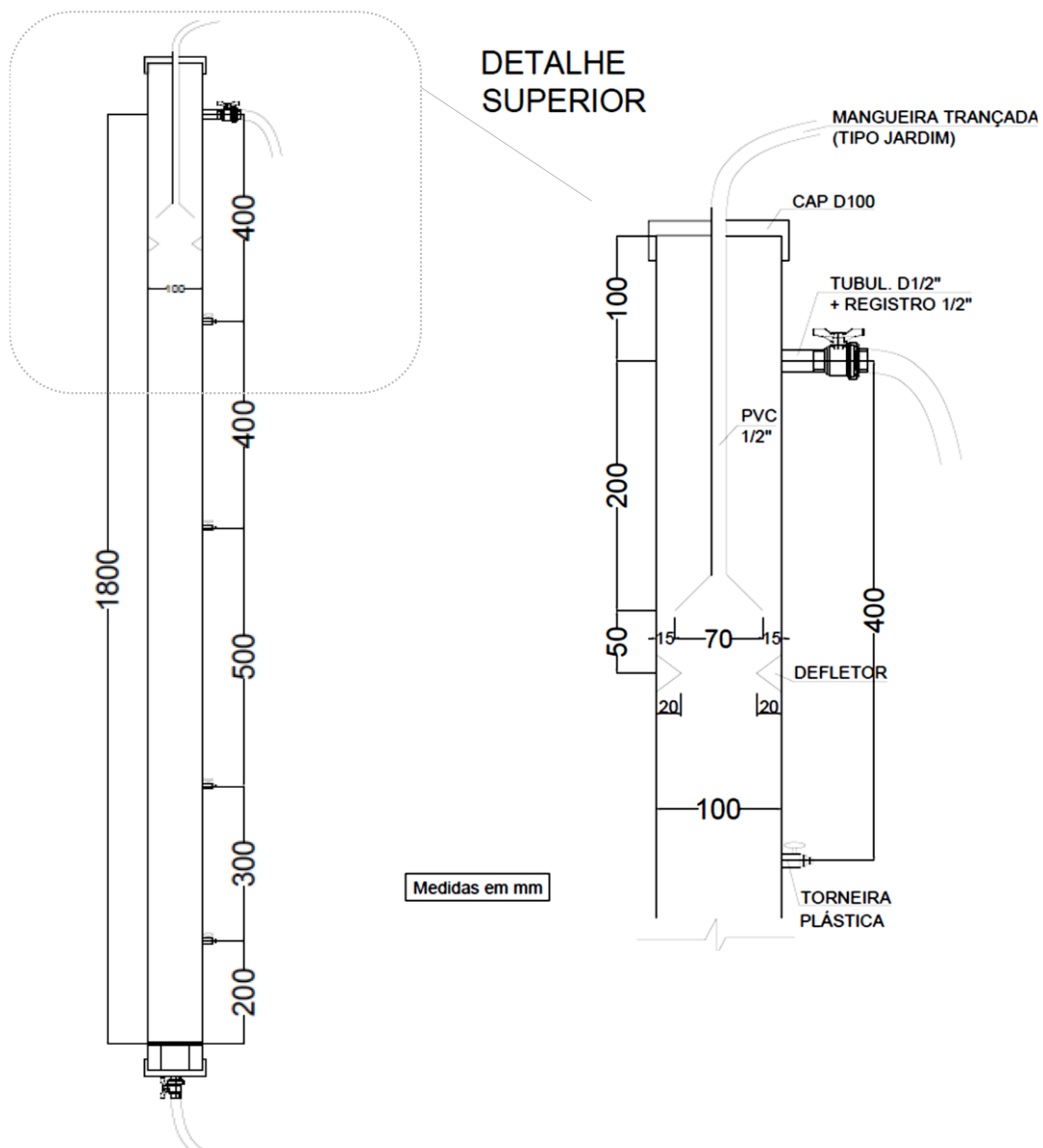
Tabela 12 – Especificações dos reatores UASB em escala piloto

Parâmetro	Reator piloto UASB
Altura total	1,95 m
Altura útil	1,80 m
Volume útil	14,14 L
Diâmetro	10 cm
TDH	8 h
Vazão da bomba	1,77 L h ⁻¹

Fonte: o próprio autor

Na Figura 8 é apresentada uma representação esquemática detalhada dos reatores UASB utilizados nesta pesquisa.

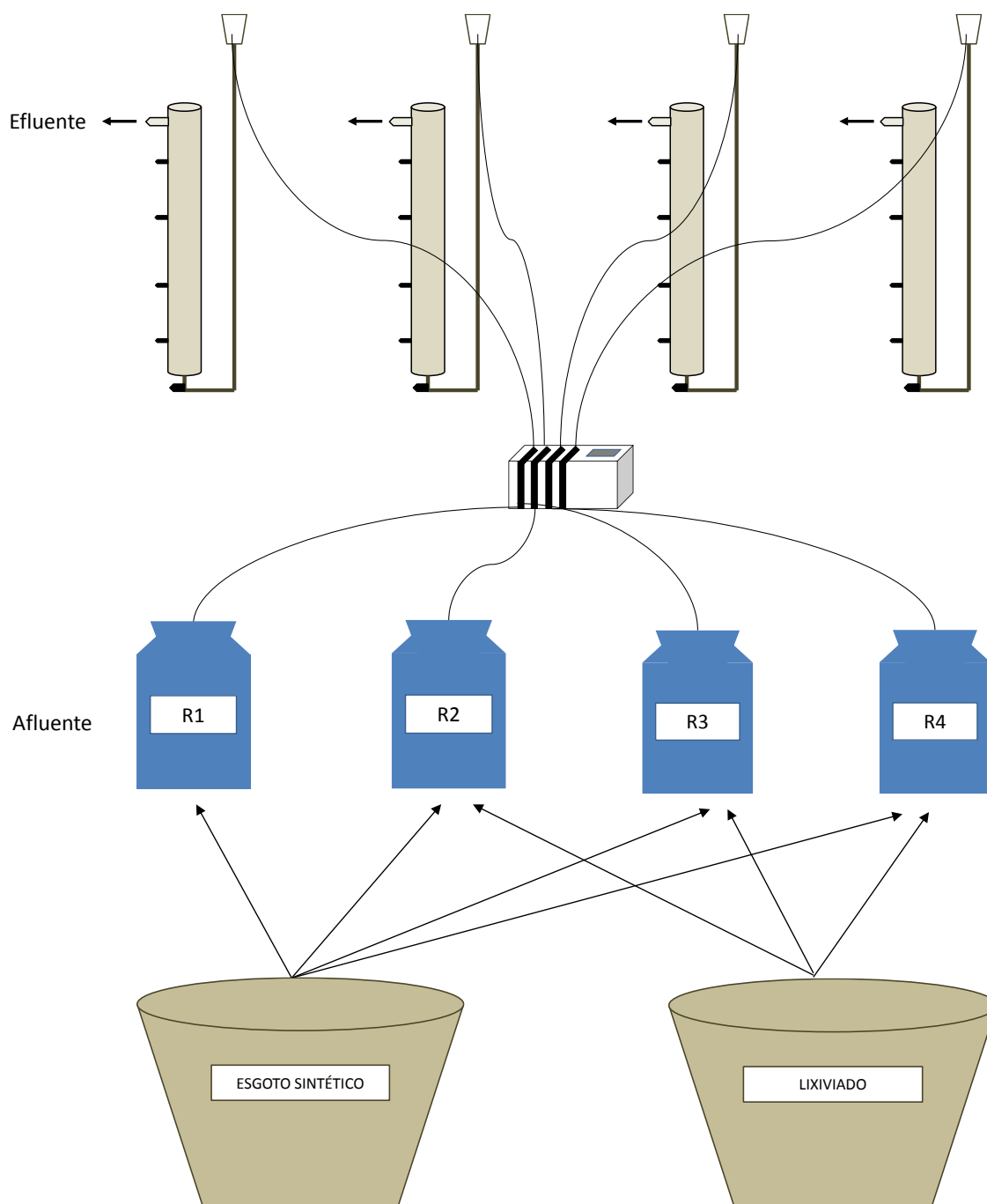
Figura 8– Representação esquemática detalhada dos reatores UASB



Fonte: o próprio autor

Na Figura 9 é apresentado um esquema do sistema utilizado nesta fase experimental.

Figura 9- Esquema do sistema experimental utilizado



Fonte: o próprio autor

4.5.2 Descrição geral do experimento

O esgoto era produzido diariamente em um tanque com capacidade de 500 L, em torno de 24 horas antes de ser transferido para os tambores de alimentação que

possuíam capacidade volumétrica de 65 litros. As misturas de lixiviado e esgoto sintético eram preparadas diariamente nos próprios tanques de alimentação. A alimentação do esgoto nos reatores era realizada por uma bomba peristáltica Gilson - *minipuls evolution* que bombeava a água residuária até recipientes na parte superior do sistema (2,15 m de altura) onde a alimentação era realizada por gravidade através de tubulações de PVC DN 25 até a parte inferior dos reatores, e a partir de então o fluxo era ascendente.

O sistema experimental foi instalado em uma sala climatizada, com temperatura ambiente controlada de $25 \pm 2^\circ\text{C}$. Para exaustão dos gases gerados na digestão anaeróbia, foi construído um sistema de tubulação conectada ao separador trifásico interno dos reatores, a partir do qual o gás era encaminhado para a parte externa da sala de experimentos.

Na Figura 10 é apresentado o sistema experimental utilizado, contudo foram utilizados apenas 4 reatores para este trabalho.

Figura 10 - Sistema experimental empregado na fase experimental II



Fonte: O próprio autor

4.5.3 Partida e operação dos reatores anaeróbios

Os reatores foram operados simultaneamente, para permitir a avaliação do impacto da adição de diferentes porcentagens de lixiviado no tratamento do esgoto e comparar com o tratamento controle (apenas com esgoto).

O monitoramento dos reatores através dos parâmetros físico-químicos foi realizado pelo período de 147 dias. Para partida dos reatores foram seguidos os procedimentos descritos nos itens 4.3.1 e 4.3.2. Nos primeiros 7 dias foi utilizado um TDH de 16 horas, e posteriormente, por 7 dias o TDH de 12 horas e então procedeu-se a operação com o TDH de 8 horas. Após a partida do sistema, os reatores foram operados apenas com esgoto sintético por um período de 44 dias, para a estabilização do sistema. Após este período, os reatores foram operados considerando um reator como tratamento controle (apenas alimentado com esgoto sintético) e os outros 3 reatores com adições de lixiviado bruto nas porcentagens de 1,0; 2,5 e 5,0% em relação ao volume de esgoto.

A adição do lixiviado foi realizada gradualmente. Na primeira semana, foi adicionado 1% de lixiviado em cada reator (com exceção do reator controle). Na segunda semana, aumentou-se a porcentagem do segundo e terceiro reator para 2,5% e na terceira semana atingiu-se a porcentagem de 5% para o terceiro reator. Assim, um reator foi operado apenas com esgoto sintético, e os outros reatores com 1%, 2,5% e 5% de lixiviado, por um período de 70 dias.

Após este período, manteve-se a porcentagem de 5% e foram aumentadas de forma gradual as demais porcentagens de lixiviado, atingindo as proporções de 7,5% e 10%. Estas proporções foram monitoradas por um período adicional de 33 dias.

4.5.4 Parâmetros de monitoramento

Os parâmetros empregados para caracterizar as amostras antes e após o tratamento nesta fase experimental foram: pH, alcalinidade, AGV, DQO, DBO, série de sólidos, condutividade elétrica, turbidez, cor aparente, cor verdadeira, nitrogênio amoniacal, NKT e fósforo. A frequência inicial de análise dos parâmetros de monitoramento está descrita na Tabela 13, contudo após 94 dias de operação dos reatores, todos os parâmetros citados foram analisados uma vez por semana. Além

destes parâmetros, foi analisado o Carbono Orgânico Dissolvido – COD e a DQO inerte de amostras específicas.

Tabela 13 – Frequência das análises do monitoramento dos reatores

Frequência	Parâmetro
1 vez por semana	Cor aparente, cor verdadeira DBO, turbidez, condutividade, série de sólidos, NKT, N-amoniaco e fósforo
2 vezes por semana	pH, alcalinidade, AGV e DQO

Fonte: O próprio autor

4.7 FASE EXPERIMENTAL III - PÓS-TRATAMENTO DO EFFUENTE DE UASB POR COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO-SEDIMENTAÇÃO

Foram realizados ensaios de coagulação-floculação-sedimentação em escala de bancada para o pós-tratamento físico-químico do efluente produzido no reator UASB na porcentagem volumétrica de 10% de lixiviado, para seleção da condição mais adequada de coagulação química e avaliação do desempenho do CFS para este esta AE.

Os ensaios foram realizados em escala de bancada em equipamento Jarteste, composto por 6 jarros de 2 L, tacômetro digital para visualização da rotação, dispositivo para aplicação de produtos químicos e coleta simultânea de amostra nos 6 jarros. Considerando as condições operacionais de um sistema de tratamento em escala real em batelada foram adotados como parâmetros de controle operacional os valores apresentados na Tabela 14.

Tabela 14 - Valores e parâmetros de controle operacional empregados no pós-tratamento

Parâmetro de controle operacional	Valor
Tempo médio de mistura rápida (T _{mr})	60 s
Gradiente de velocidade médio de mistura rápida (G _{mr})	600 s ⁻¹
Tempo médio de floculação (T _{floc})	20 min
Gradiente de velocidade médio de floculação (G _{floc})	20 s ⁻¹
Velocidade de sedimentação (V _{sed})	1 cm min ⁻¹
Tempo de sedimentação (T _{sed})	7 min

Fonte: Adaptado de Felici (2010); Monteiro *et al.* (2013)

O coagulante utilizado foi o cloreto férrico, com estudo da variação das dosagens de 20 a 100 mg L⁻¹ e valores de pH do efluente de 4 a 8.

Os produtos químicos utilizados para os ensaios de CFS foram:

- Hidróxido de sódio: como alcalinizante, com massa específica de 1,013 kg L⁻¹;
- Solução comercial de ácido clorídrico: como acidificante, com concentração de 37% (em massa) e massa específica de 1,187 kg L⁻¹;
- Solução comercial de cloreto férrico como coagulante, com 38,94% de FeCl₃.6H₂O, massa específica de 1,42 kg L⁻¹ e cor amarela.

As condições de maior eficiência de coagulação foram determinadas analisando-se os valores residuais de cor verdadeira e turbidez do sobrenadante. Após identificação da melhor condição foram realizados experimentos de reprodução para a caracterização física e química completa.

4.6 ANÁLISE DA DQO INERTE SOB CONDIÇÕES ANAERÓBIAS

O parâmetro DQO é geralmente utilizado para análise da matéria orgânica presente em efluentes, principalmente para monitoramento de tratamento biológico. Este parâmetro é de fácil análise, contudo não diferencia a matéria orgânica biodegradável da inerte. Como a DQO inerte da amostra não é alterada durante o tratamento, isto pode mascarar o resultado de tratabilidade biológica do efluente e com isso há a dificuldade de se estabelecer um critério de limitação de degradabilidade (GERMILI; ORHON; ARTAN, 1991).

A determinação da DQO inerte foi realizada com base no método proposto por Germili, Orhon e Artan (1991), a qual consiste no monitoramento de dois reatores alimentados com a mesma DQO inicial, sendo um reator com a amostra e outro com glicose. Como a DQO inerte da glicose é nula e considerando que a DQO inerte (S_1) e os produtos metabólicos residuais solúveis (S_P) totalizam a DQO residual ($S_{R_{\text{teff}}}$), a DQO inerte do efluente é a diferença entre a DQO residual da amostra e a DQO da solução de glicose no final do experimento. A DQO inerte é calculada conforme as equações:

$$SR_{tefl} = S_1 + S_p \quad \text{Equação 2}$$

$$SR_{tglyc} = S_p \quad \text{Equação 3}$$

$$S_1 = SR_{tefl} - S_{glyc} \quad \text{Equação 4}$$

Sendo assim, foram utilizados reatores anaeróbios com capacidade volumétrica de 500 mL, com operação em batelada, sendo que os efluentes estudados foram: lixiviado, AEs, AEs tratado, AE10% e AE10% tratado.

Para o desenvolvimento do experimento, foram adicionados nos frascos de reação:

- 300 mL de amostra ou glicose;
- 100 mL de lodo proveniente de reator UASB coletado na mesma ETE em que foi coletado o lodo de inóculo dos reatores pilotos;
- 50 mL da solução de macronutrientes;
- 0,5 mL da solução de micronutrientes.

A solução de macronutrientes é descrita na Tabela 15 e a solução de micronutrientes é apresentada na Tabela 16.

Tabela 15 - Composição da solução de macronutrientes

Substância	Concentração (g L ⁻¹)
KH ₂ PO ₄	1,50
K ₂ HPO ₄	6,50
NH ₄ Cl	5,00
CaCl ₂ .2H ₂ O	1,00
MgCl ₂ .6H ₂ O	1,00

Fonte: adaptado de Germili; Orhon e Artan (1991)

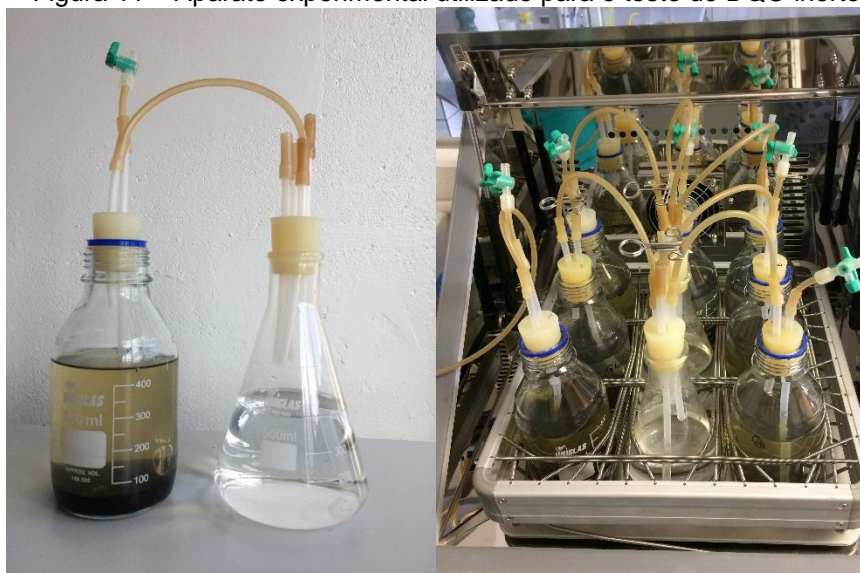
Tabela 16 – Composição da solução de micronutrientes

Substância	Concentração (g L ⁻¹)
FeCl ₃ .6H ₂ O	2,00
ZnCl ₂	0,05
CuCl ₂ .2H ₂ O	0,03
MnCl ₂ .4H ₂ O	0,50
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ .4H ₂ O	0,05
NiCl ₂ .6H ₂ O	0,05
H ₃ BO ₄	0,01
HCl	1,00

Fonte: adaptado de Germili; Orhon e Artan (1991)

Os reatores foram mantidos em condições anaeróbias, agitação contínua e temperatura ambiente controlada de 25°C no equipamento Shaker Nova Tecnica – NT 714. O monitoramento dos reatores foi baseado na análise da DQO solúvel (filtrada em membrana de 0,22 μm) em intervalos de 3 dias até que este parâmetro permaneceu constante para o reator com a solução de glicose. Após o encerramento do monitoramento dos reatores, foi realizado o cálculo da DQO inerte solúvel de acordo com a equação 4 já apresentada. O aparato experimental utilizado para o teste é apresentado na Figura 11.

Figura 11 – Aparato experimental utilizado para o teste de DQO inerte



Fonte: o próprio autor

4.9 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE ESTUDO

A caracterização dos efluentes e lixiviado, denominadas neste trabalho de Águas Residuárias de Estudo – AE – bem como dos lodos produzidos, antes e após o tratamento anaeróbio e/ou pós-tratamento físico-químico, foi realizada segundo os parâmetros, métodos e equipamentos listados na Tabela 17.

Tabela 17 – Métodos e equipamentos para caracterização físico-química das águas residuárias de estudo

Parâmetro	Ref. APHA, AWWA, WEF (2012)	Método	Equipamento (modelo/marca)
pH	Potenciométrico 4500	Método potenciométrico	pHmetro: Digimed DM-2P Agitador: FISATOM 761
Temperatura (°C)	2550 B	-	Termômetro de Hg
Alcalinidade (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	2320 B	Método titulométrico	pHmetro Digimed DM-2P Agitador FISATOM 761 Titulador METROHM 20 mL
AGV (mg L ⁻¹)	5560 C Adaptado	Método titulométrico	pHmetro Digimed DM-2P Agitador FISATOM 761 Titulador METROHM 20 mL
Cor aparente e verdadeira (uH)	2120 C	Método espectrofotométrico e para cor verdadeira filtrar em membrana 0,45 µm	Espectrofotômetro MN Nanocolor Vis
Turbidez (uT)	2320 B	Nefelométrico	Turbidímetro HACH 2100Q
Condutividade (uS cm ⁻¹)	2510 B	-	Condutímetro Digimed DM-3P
Série de sólidos (mg L ⁻¹)	2540 B, C,D e E	Sólidos totais secos a 103-105°C, Sólidos totais dissolvidos secos a 180°C, Sólidos totais suspensos secos a 103-105°C.	Membranas 1,2 µm Mufla 550°C Marconi MA383/3 Estufa 103°C LUFERCO
DBO (mg L ⁻¹)	5210 B	Teste DBO 5 dias a 20°C	Incubadora BOD Tecnal TE371 Oxímetro HACH HQ30D
DQO (mg L ⁻¹)	5220 C	Método do refluxo fechado	Bloco digestor COD Reactor HACH Espectrofotômetro MN Nanocolor Vis
COT (mg L ⁻¹)	5310 B	Método da combustão a alta temperatura.	Analizador de COT e N: Vario TOC Select / Elementar
Cloreto (mg L ⁻¹)	4500 – Cl ⁻ B	Método de Mohr	Agitador FISATOM 761 Bureta de 25 mL
NKT (mg L ⁻¹)	4500 - N _{org} B e C	Micro-Kjeldhal	pHmetro Digimed DM-2P Agitador FISATOM 761 Titulador METROHM 20 mL Destilador BUCHI K-355 Bloco Digestor BUCHI K-435 Lavador de gases BUCHI B-414
N-amoniacoal (mg L ⁻¹)	4500 – NH ₃ B e C	Destilação e titulação	pHmetro Digimed DM-2P Agitador FISATOM 761 Titulador METROHM 20 mL Destilador BUCHI K-355
Fósforo (mg L ⁻¹)	4500 – P J adaptado	Método espectrofotométrico e digestão com persulfato	Bloco digestor COD Reactor HACH Espectrofotômetro MN Nanocolor Vis

Fonte: o próprio autor

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 FASE EXPERIMENTAL I - ESTUDO COMPARATIVO DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO E ESGOTO SINTÉTICO EM REATORES UASB

Este trabalho faz parte do projeto intitulado Tratamento anaeróbio de esgoto sanitário conjugado com lixiviado de aterro sanitário bruto e pré-tratado em reatores do tipo RALF executado no âmbito da Chamada 09/2014 - Programa Paranaense de Pesquisas em Saneamento Ambiental financiado pela Fundação Araucária de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Paraná - FA, em parceria com a Companhia de Saneamento do Paraná – Sanepar, que abrange 02 trabalhos de mestrado. Assim, a Fase experimental I deste trabalho foi desenvolvida de forma colaborativa com o trabalho de Galvão (2017) e partilha dos mesmos resultados.

5.1.1 Parâmetros de monitoramento dos reatores anaeróbios

5.1.1.1 pH, alcalinidade e AGV

Os parâmetros pH, alcalinidade e AGV estão relacionados entre si e são muito importantes para a operação adequada dos reatores anaeróbios. Na Tabela 18 são relacionados os valores médios obtidos e o Desvio Padrão – DP relacionado ao conjunto de dados de pH, alcalinidade e AGV. Nas Figuras 12, 13 e 14 são apresentados os resultados obtidos durante o monitoramento dos reatores antes e após o tratamento, para os mesmos parâmetros, para TDH de 8 horas.

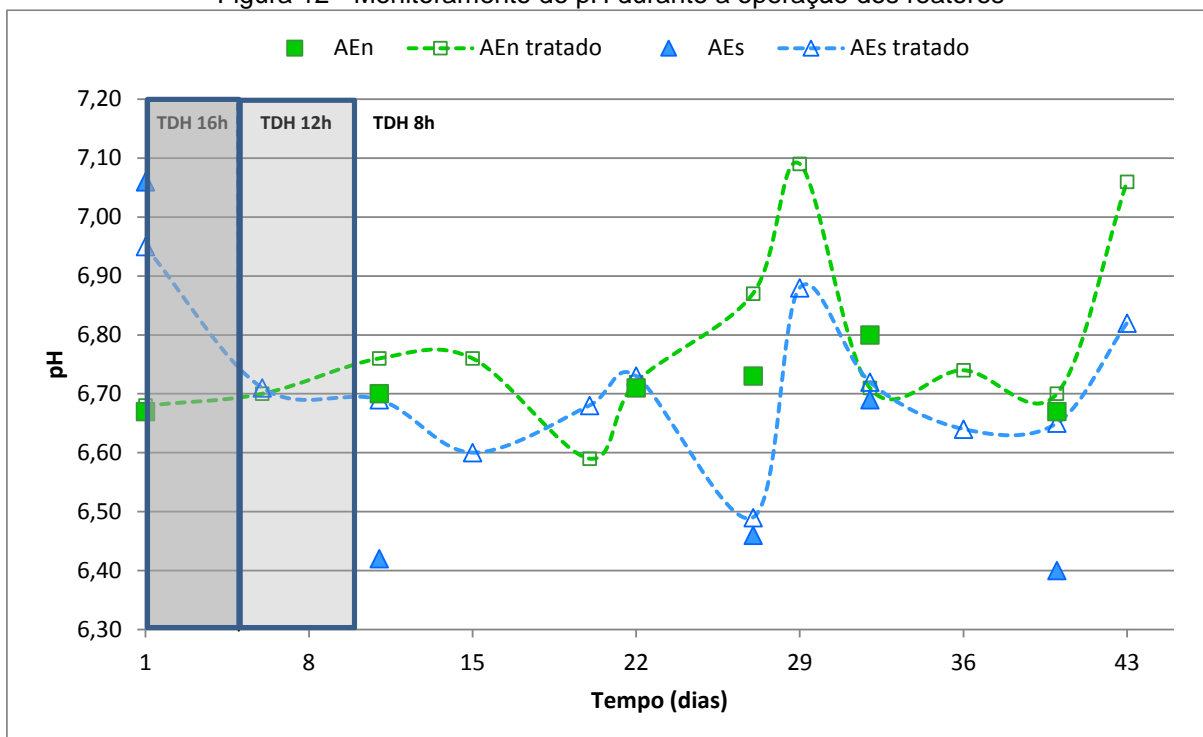
Tabela 18 – Valor médio e desvio padrão obtidos para os parâmetros pH, alcalinidade e AGV

	pH	Alcalinidade	AGV
AE	Valor médio ± DP	Valor médio (mg L⁻¹) ± DP	Valor médio (mg L⁻¹) ± DP
AEn	6,71 ± 0,05	223 ± 24	49 ± 11
AEn tratado	6,78 ± 0,15	253 ± 32	46 ± 11
AEs	6,61 ± 0,28	157 ± 48	77 ± 31
AEs tratado	6,71 ± 0,12	228 ± 52	40 ± 9

* AEn = Água residuária de estudo natural; AEs = Água residuária de estudo sintética

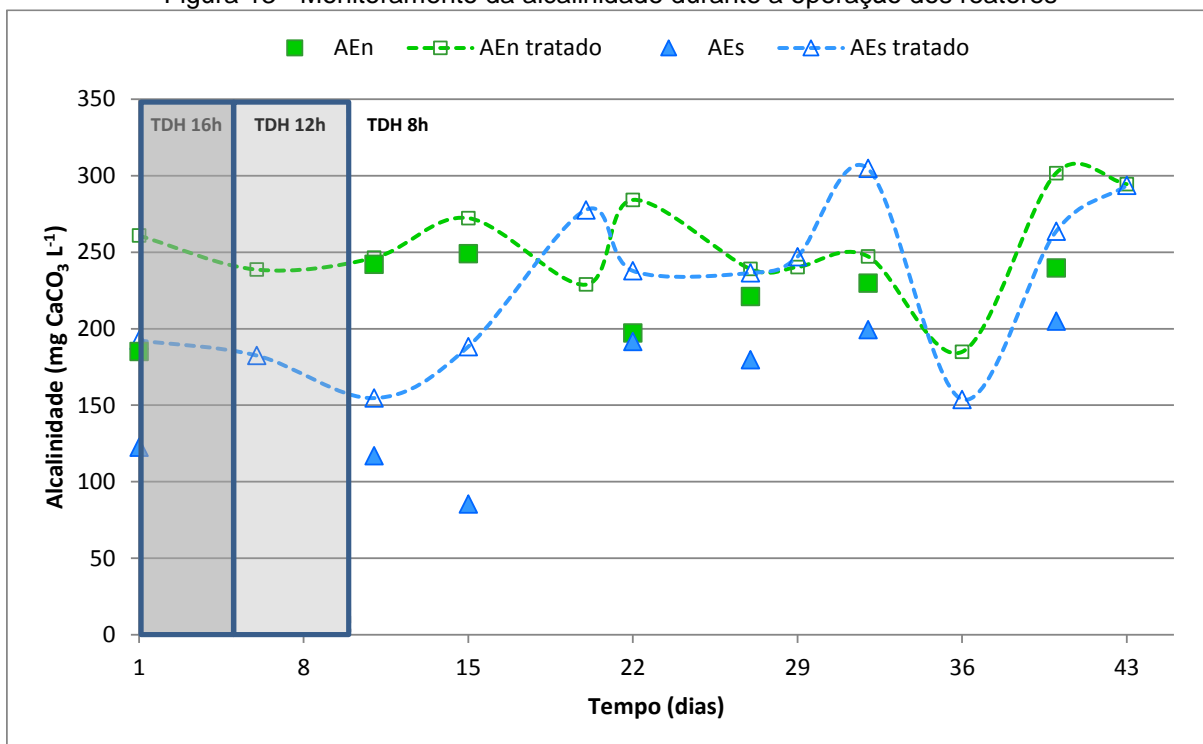
Fonte: o próprio autor

Figura 12 - Monitoramento do pH durante a operação dos reatores



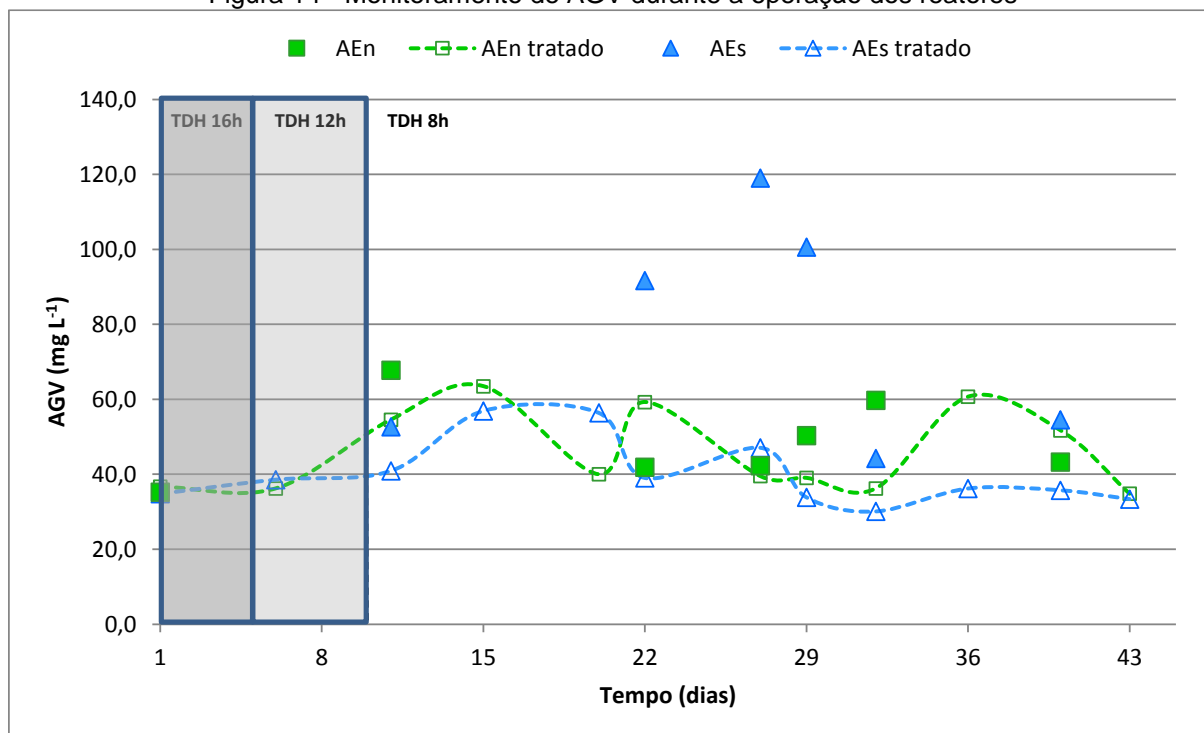
Fonte: o próprio autor

Figura 13 - Monitoramento da alcalinidade durante a operação dos reatores



Fonte: o próprio autor

Figura 14 - Monitoramento de AGV durante a operação dos reatores



De acordo com Chernicharo (1997), a faixa ideal de pH para que ocorra a estabilidade da formação de metano é de valores entre 6,6 e 7,4, contudo pode-se obter estabilidade em uma faixa mais ampla, entre 6,0 e 8,0. Valores fora desta faixa poderão inibir o metabolismo das arqueas metanogênicas.

Neste experimento, foram obtidos valores médios de 6,71 e 6,61 para o esgoto natural (AEn) e esgoto sintético (AEs) afluentes, respectivamente. De acordo com os valores máximos e mínimos, todos se enquadraram na faixa mais ampla sugerida para afluentes de reatores anaeróbios. Os resultados de pH dos efluentes após o tratamento anaeróbio demonstram que alcalinidade dos esgotos foi suficiente para manter o pH dentro da faixa aceitável e manter a estabilidade do reator.

De acordo com Santos (2009), o parâmetro Ácidos Graxos Voláteis - AGV é muito importante no monitoramento de reatores anaeróbios e os valores recomendados para o efluente de UASB devem ser de no máximo 100 mg L⁻¹. Este autor, em seu monitoramento de um reator UASB em escala piloto para tratamento de esgoto sanitário, obteve um valor médio de AGV de 53,2 mg L⁻¹ no efluente. No presente trabalho, de acordo com a Figura 14 e Tabela 18, os valores obtidos no efluente dos reatores ficaram abaixo do valor máximo aceitável, tanto para o esgoto

sintético como para o esgoto natural, resultando em valores médios de 40 mg L⁻¹ de AGV para o esgoto sintético tratado e 46 mg L⁻¹ para o esgoto natural tratado.

A relação entre AGV e alcalinidade total – AT no processo de digestão anaeróbia está relacionada com a capacidade da alcalinidade do sistema neutralizar os ácidos gerados no processo e evitar mudanças bruscas de pH caso houver acumulação de AGV. Portanto, a relação AGV/AT indica a estabilidade do sistema anaeróbio, sendo que o valor limite recomendado para esta relação é de 0,35 (CHERNICHARO, 2007; SANTOS, 2009). Neste experimento, a relação AGV/AT média obtida foi de 0,2 para ambos os esgotos, abaixo do valor máximo recomendado e indicando estabilidade do sistema.

5.1.1.2 DQO e DBO

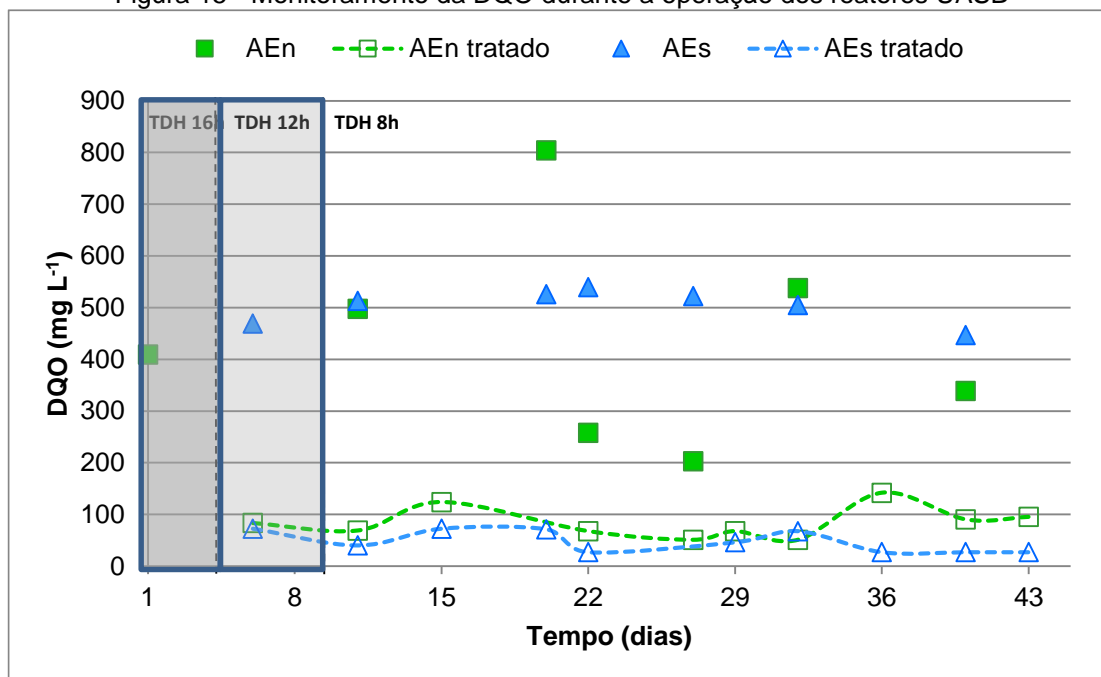
Na Tabela 19 são apresentados o valor médio, desvio padrão - DP e a porcentagem de remoção para os parâmetros DQO e DBO. Na Figura 15 são apresentados os resultados obtidos no monitoramento da DQO em relação ao tempo de operação dos reatores em escala piloto.

Tabela 19 - Valores médios e desvio padrão obtidos para os parâmetros DQO e DBO

AE	DQO		DBO	
	Valor médio (mg L ⁻¹) ± DP	Remoção (%)	Valor médio (mg L ⁻¹) ± DP	Remoção (%)
AEn	435 ± 202	81	305 ± 93	88
AEn tratado	84 ± 30		36 ± 12	
AEs	503 ± 33	91	313 ± 59	88
AEs tratado	48 ± 21		39 ± 24	

Fonte: o próprio autor

Figura 15 - Monitoramento da DQO durante a operação dos reatores UASB



Fonte: o próprio autor

Um bom desempenho na remoção de DQO foi observado logo nos primeiros dias de operação. Chernicharo (1997) cita que a ordem de remoção de DBO/DQO é de 65 a 75% para reatores anaeróbios de manta de lodo no tratamento de esgoto sanitário. Santos (2009) obteve em seus ensaios de escala piloto um valor médio residual de DQO de 73 mg L⁻¹ com esgoto bruto apresentando DQO de 484 mg L⁻¹ (aproximadamente 85% de remoção).

Neste experimento foram obtidas elevadas porcentagens de remoção para o parâmetro DQO, sendo 81% para o esgoto natural e 91% para o esgoto sintético. As maiores porcentagens de remoção foram obtidas quando o esgoto afluente apresentou valores mais elevados de DQO, pois o efluente tratado resultou em valores pouco variáveis. Esta elevada eficiência do tratamento anaeróbio pode ter sido influenciada pelos elevados valores de temperatura ocorridos durante a operação dos reatores, visto que o experimento foi realizado nos meses de janeiro e fevereiro, em ambiente sem controle da temperatura.

Torres (1992) realizou um estudo sobre o tratamento de esgoto sintético em reator UASB em escala de bancada, com volume de 10,5 L e TDH de 9 horas. Em testes de biodegradabilidade realizados foram obtidos resultados que demonstraram que o esgoto sintético foi degradado em taxas próximas de esgoto sanitário. Além

disso, a autora obteve remoção de DQO média de 73% com DQO afluente de 492 a 611 mg L⁻¹ e DQO efluente de 201 – 134 mg L⁻¹. No estudo de Gonçalves, Araujo e Chernicharo (1997) foi monitorado um reator UASB com volume de 46 litros, sendo que para o TDH de 8 horas o efluente tratado apresentou sólidos suspensos de 37 mg L⁻¹, DQO de 112 mg L⁻¹ e DBO de 36 mg L⁻¹.

5.1.1.3 Turbidez e cor aparente

Na Tabela 20 são apresentados os resultados obtidos em relação aos parâmetros cor aparente e turbidez.

Tabela 20 - Resultados médios dos parâmetros de monitoramento cor aparente e turbidez.

AE	COR APARENTE		TURBIDEZ	
	Valor médio (uH) ± DP	Remoção (%)	Valor médio (uT) ± DP	Remoção (%)
AEn	950 ± 393	73	163 ± 67	91
AEn tratado	256 ± 52		15 ± 4	
AEs	387 ± 110	64	90 ± 51	87
AEs tratado	139 ± 29		11 ± 7	

Fonte: o próprio autor

Os valores residuais de cor aparente apresentaram-se relativamente mais elevados quando comparados com Santos (2009), que obteve valor médio de 45 uH com esgoto bruto de 200 uH. Tal fato pode ser explicado devido aos elevados valores dos afluentes do UASB utilizados neste experimento, com valores médios de 950 uH para a AEn e 387 uH para a AEs, produzindo efluentes com valores residuais de 256 e 139 uH para as AEn e AEs tratadas, respectivamente.

Os valores residuais de turbidez médios obtidos foram de 15 uT para o esgoto natural tratado e 11 uT para o esgoto sintético tratado, com porcentagens de remoção de 91 e 87%, respectivamente. Os valores médios residuais de turbidez obtidos por Santos (2009) foram de 30 uT com esgoto bruto apresentando 177 uT.

5.1.1.4 Nutrientes

Na Tabela 21 são apresentados o valor médio, o DP e as porcentagens de remoção para Nitrogênio Kjeldhal Total – NKT, N-amoniaco e fósforo.

Tabela 21 - Resultados médios dos parâmetros de monitoramento NKT, N-amoniaco e fósforo

AE	NKT		N-amoniaco		Fósforo	
	Valor médio (mg L ⁻¹)	Remoção (%)	Valor médio (mg L ⁻¹)	Remoção (%)	Valor médio (mg L ⁻¹)	Remoção (%)
AEn	74 ± 14	10	52 ± 9	-	7,7 ± 1,5	9,4
AEn tratado	67 ± 10		57 ± 10		7,0 ± 0,8	
AEs	34 ± 8	-	16 ± 9	-	3,4 ± 0,4	8,9
AEs tratado	34 ± 13		24 ± 5		3,1 ± 0,8	

Fonte: o próprio autor

Em relação aos nutrientes fósforo e nitrogênio notou-se que a remoção foi muito baixa, corroborando com dados da literatura, pois normalmente os reatores anaeróbios não são eficientes na remoção de nutrientes. Conforme Von Sperling e Chernicharo (2005), as porcentagens de remoção de amônia, nitrogênio total e fósforo total são de no máximo 50, 60 e 35%, respectivamente. Com isso, há a necessidade de um pós-tratamento para remoção destes compostos, além de remoção complementar da matéria orgânica.

Comparando-se os valores de nutrientes dos esgotos natural e sintético, percebe-se que o esgoto sintético apresentou concentrações menores de NKT, N-amoniaco e fósforo. Este fato é decorrente da própria formulação do esgoto sintético, que devido às concentrações dos constituintes levaram aos valores médios apresentados.

5.2 CONSIDERAÇÕES SOBRE A COMPARAÇÃO DOS ESGOTOS NATURAL E SINTÉTICO

Com os resultados obtidos pode-se observar que o esgoto sintético apresentou características físico-químicas similares ao esgoto natural, podendo ser utilizado para fins de pesquisa em substituição a este esgoto. Os reatores também resultaram em desempenho semelhante, com remoção de matéria orgânica acima da média citada pela literatura. A DQO do esgoto sintético bruto apresentou menor variação em relação ao esgoto natural, o que permite um maior controle da carga orgânica aplicada aos reatores. Além disso, a possibilidade de produção diária do esgoto sintético pode favorecer a utilização deste para fins de pesquisa, visto que as características do esgoto natural podem ser alteradas durante seu armazenamento. Assim, optou-se por utilizar o esgoto sintético na fase experimental II, visto que o objetivo principal deste

trabalho é avaliar os impactos da adição de lixiviado no tratamento de esgoto em reatores UASB.

5.3 FASE EXPERIMENTAL II - TRATAMENTO CONJUGADO DE ESGOTO SINTÉTICO E LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

5.3.1 Caracterização do lixiviado de estudo

Na Tabela 22 são apresentadas as características do lixiviado utilizado neste trabalho.

Tabela 22 – Caracterização do lixiviado de estudo

Parâmetro	Unidade	Valor médio
pH	-	8,64
Alcalinidade	mg CaCO ₃ L ⁻¹	2433
DQO	mg L ⁻¹	1199
DBO	mg L ⁻¹	68
COD	mg L ⁻¹	291
Cor Aparente	uH	4231
Cor Verdadeira	uH	3894
Condutividade	µs cm ⁻¹	1047
Turbidez	uT	33,3
AGV	mg L ⁻¹	152
N-Amoniacal	mg N-NH ₄ L ⁻¹	148
NKT	mg N-NH ₄ L ⁻¹	239
Fósforo	mg L ⁻¹	4
ST	mg L ⁻¹	6723
SVT	mg L ⁻¹	1077
SST	mg L ⁻¹	46
SSV	mg L ⁻¹	40
SDT	mg L ⁻¹	6677

Fonte: o próprio autor

De acordo com a caracterização do lixiviado utilizado apresentada na Tabela 22, os resultados demonstram similaridade com as características de lixiviado estabilizado apresentadas por Kurniawan, Lo e Chan (2006) apresentados na Tabela 2. Verificou-se que o pH, a relação DBO/DQO, a DQO estiveram dentro das faixas indicadas pelos

autores como características de lixiviado estabilizado, proveniente de aterros com mais de 5 anos de idade.

A relação DBO/DQO pode ser utilizada para indicar a biodegradabilidade do lixiviado e de acordo com Alvarez-Vazquez; Jefferson e Judd (2004), esta relação geralmente é de 0,05 a 0,8 para lixiviados de aterro sanitário. Neste estudo, o lixiviado apresentou relação DBO/DQO de aproximadamente 0,06 o que indica baixa biodegradabilidade do efluente. Como as características de lixiviado jovem e intermediário geralmente são encontradas apenas para lixiviados de aterros de até 5 anos, na maior parte dos casos, o lixiviado já encontra-se estabilizado.

Observa-se também que o teor de nitrogênio amoniacal presente neste lixiviado ($148 \text{ mg N-NH}_4 \text{ L}^{-1}$) é considerado baixo, pois para lixiviados estabilizados espera-se valores mais elevados deste parâmetro. De acordo com Kurniawan, Lo e Chan (2006) e dados obtidos por Felici *et al.* (2013), Kawahigashi *et al.* (2014) e Maler *et al.* (2015) para lixiviados estabilizados geralmente são encontradas concentrações maiores que 400 mg L^{-1} de nitrogênio amoniacal. Kawahigashi *et al.* (2014) utilizou em seu estudo lixiviado estabilizado que apresentou baixa relação DBO/DQO (0,03) e elevados valores de cor verdadeira (4180 uH), DQO (1819 mg L^{-1}) e nitrogênio amoniacal ($859 \text{ mg N-NH}_3 \cdot \text{L}^{-1}$).

O parâmetro DQO deve ser analisado com cuidado para lixiviado de aterro sanitário, não sendo recomendado a utilização única deste parâmetro como medida de matéria orgânica. De acordo com Kylefors, Ecke e Lagerkvist (2003), foi observada interferência nos resultados de DQO devido à presença de sulfeto e ferro na amostra. O manganês também ocasionou pequena influência, e os compostos amônio e cloreto não causaram interferência significativa em concentrações geralmente encontradas em lixiviado. Os autores também observaram que até cerca de um terço do valor da DQO obtida (utilizando método de oxidação com dicromato) foi causada pela presença de compostos inorgânicos, sendo que grande parte deste efeito foi causado pela interação entre ferro e sulfeto. Deste modo, as análises de DQO do lixiviado foram realizadas de modo a evitar a possível interferência de compostos.

A concentração de nitrito e nitrato no lixiviado de estudo estavam abaixo do limite de quantificação do método utilizado. Ainda, pode-se observar o baixo teor de sólidos suspensos totais e o elevado valor de cor do lixiviado. A pequena diferença entre os

valores de cor aparente e verdadeira indicam que a cor do efluente está associada à presença de substâncias dissolvidas.

5.3.2 Parâmetros de monitoramento dos reatores anaeróbios

Todos os resultados obtidos no monitoramento dos reatores UASB em escala piloto foram para o TDH de 8 horas.

5.3.3 pH, alcalinidade e AGV

Na Tabela 23 são apresentados o valor médio e o DP referentes aos parâmetros de monitoramento pH, alcalinidade total - AT, AGV e relação AGV/AT.

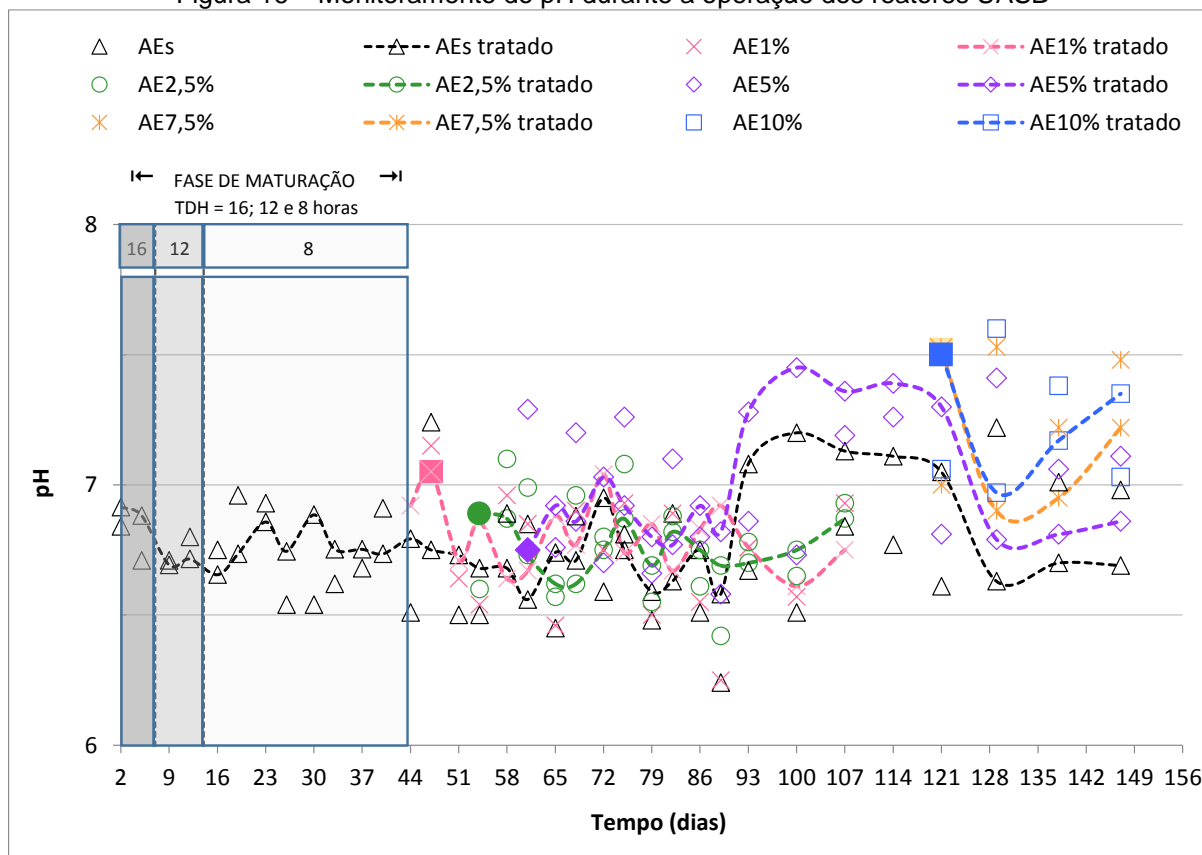
Tabela 23 - Resultados médios dos parâmetros de monitoramento pH, alcalinidade, AGV e relação AGV/alcalinidade

AE	Nº de amostras	pH ± DP	Alcalinidade (mg CaCO ₃ L ⁻¹) ± DP	AGV (mg L ⁻¹) ± DP	Relação AGV/AT
AEs	21	6,74 ± 0,26	180 ± 12	58 ± 15	
AEs tratado	21	6,79 ± 0,20	282 ± 11	34 ± 9	0,12
AEs 1%	17	6,73 ± 0,23	205 ± 17	58 ± 12	
AEs 1% tratado	17	6,86 ± 0,28	301 ± 8	36 ± 9	0,12
AEs 2,5%	15	6,80 ± 0,22	242 ± 24	63 ± 12	
AEs 2,5% tratado	15	6,92 ± 0,31	337 ± 8	41 ± 14	0,12
AEs 5%	17	6,99 ± 0,26	295 ± 43	85 ± 20	
AEs 5% tratado	17	7,00 ± 0,25	389 ± 11	46 ± 15	0,12
AEs 7,5%	4	7,31 ± 0,25	324 ± 19	99 ± 14	
AEs 7,5% tratado	4	7,15 ± 0,29	433 ± 9	40 ± 10	0,09
AEs 10%	4	7,27 ± 0,27	390 ± 16	101 ± 13	
AEs 10% tratado	4	7,25 ± 0,23	484 ± 13	40 ± 7	0,08

Fonte: o próprio autor

Na Figura 16 são apresentados os resultados obtidos durante o monitoramento dos reatores para o parâmetro pH. Para a fase de maturação dos reatores, foi realizada uma média dos resultados obtidos nos 4 reatores, para todos os parâmetros que serão apresentados nas figuras subsequentes.

Figura 16 – Monitoramento do pH durante a operação dos reatores UASB



Fonte: o próprio autor

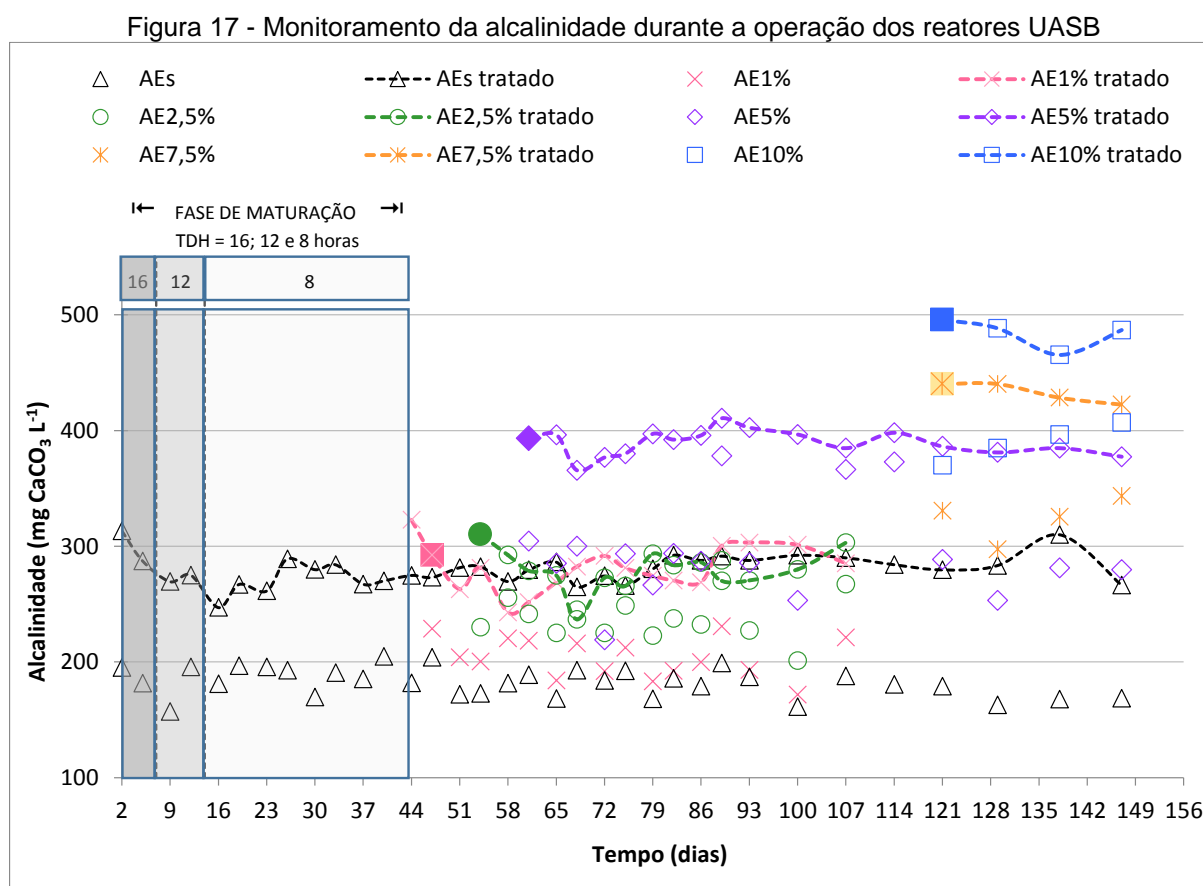
Devido ao fato de as arqueas metanogênicas possuírem maior sensibilidade a valores baixos de pH, a faixa adequada do pH é muito importante para diminuição do risco de inibição da metanogênese e consequente falha no processo. Valores de pH abaixo de 6 ou acima de 8 podem causar a diminuição significativa da metanogênese. Além disso, mudanças rápidas de pH podem prejudicar o processo e a recuperação depende de vários fatores relacionados ao tipo de dano causado (CHERNICHARO, 2007).

Com base nos resultados do monitoramento de pH apresentados na Figura 16 e na Tabela 23, observa-se que a adição do lixiviado ao esgoto nestas proporções ocasionou um aumento gradativo pH. Contudo essa variação não foi elevada devido ao pH do lixiviado ser de 8,64 e a porcentagem volumétrica ser baixa, resultando em um valor médio de 7,27 para a água residuária com proporção volumétrica de 10% de lixiviado. Com isso, os valores de pH não extrapolaram a faixa aceitável para o bom desempenho do tratamento anaeróbio.

Santos (2009) realizou um estudo sobre o tratamento conjugado em reatores UASB em escala piloto, e cita que o pH pode ter interferido de forma significativa no desempenho dos reatores, pois obteve valores médios de pH de até 8,8 com 10% de lixiviado, com obtenção de efluente tratado com valor médio de pH de 8,16.

No estudo sobre o tratamento conjugado em reatores UASB realizado por Ramos (2009), o autor obteve valores de pH de 7,3 a 9,0 no afluente com 10% de lixiviado e 90% de esgoto sanitário e efluente tratado com variação de 7,2 a 8,8. Já em uma segunda etapa, com adição de 3% de lixiviado, houve uma redução do pH, com valores entre 7,2 a 8,1 para o pH do afluente e de 7,8 a 8,0 para o efluente.

Na Figura 17 são apresentados os resultados obtidos durante o monitoramento dos reatores em relação à alcalinidade.



Fonte: o próprio autor

A alcalinidade está relacionada à capacidade tampão, que pode ser descrita como a capacidade de uma solução em evitar alterações de pH. Nos processos

anaeróbios, um dos principais fatores que interferem no pH e na alcalinidade são os AGV. A alcalinidade no efluente deve ser suficiente para neutralizar os ácidos formados no processo (CHERNICHARO, 2007). Neste trabalho, foi constatado um aumento da alcalinidade do efluente após o tratamento anaeróbio. O aumento de alcalinidade no reator anaeróbio pode ser consequência do processo de amonificação ou devido à remoção dos AGV, proporcionando a estabilidade do sistema e manutenção do pH (SILVA; LEITE, 2015).

Também foi constatado que o lixiviado ocasionou em aumento da alcalinidade das águas residuárias. Este fato que pode ser benéfico ao sistema por melhorar a capacidade de tamponamento, desde que o aumento da alcalinidade não ocasione um aumento do pH à valores fora de faixa adequada para o tratamento anaeróbio.

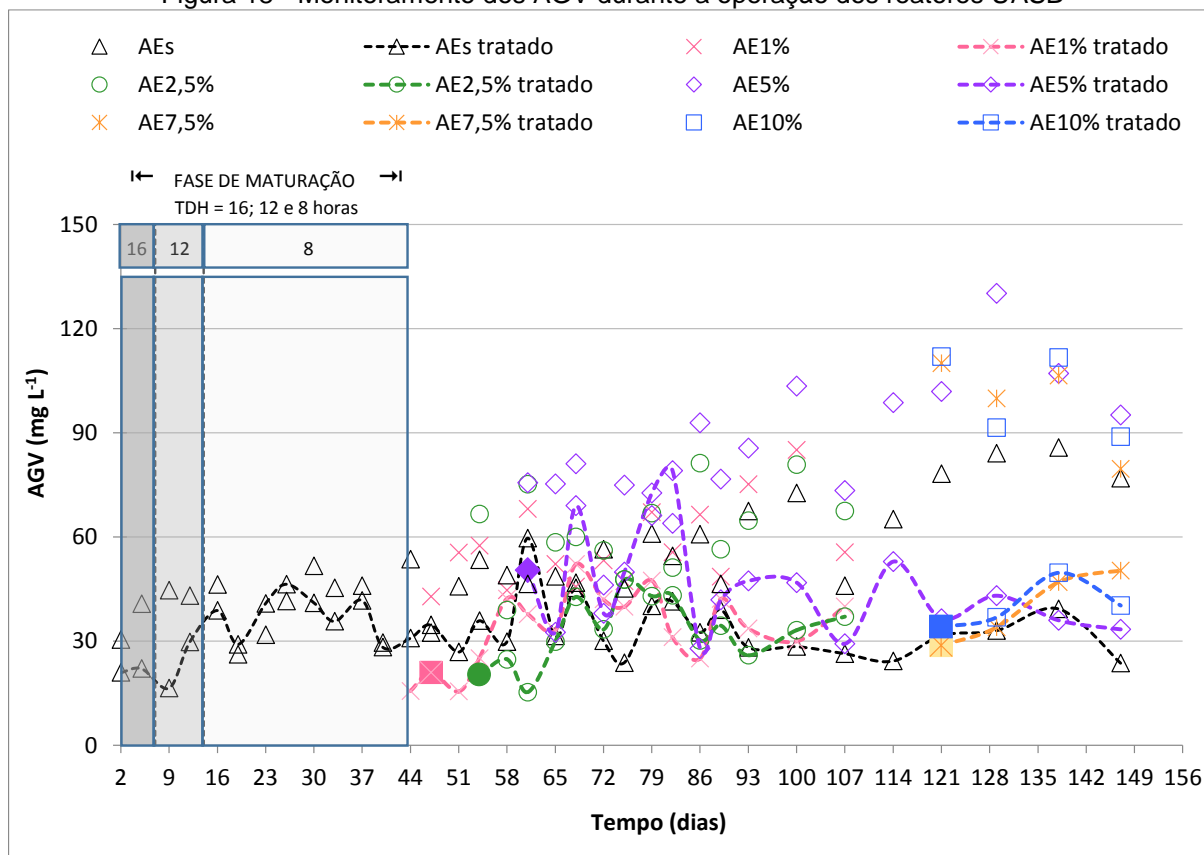
No estudo de Silva e Leite (2015), com adição de 1% de lixiviado ao tratamento conjunto com esgoto sanitário, também foi observado aumento da alcalinidade total após o tratamento por UASB, sendo que o afluente apresentou $471 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ com carga orgânica aplicada de $1 \text{ Kg DBO}_5 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ e de $412 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ com carga orgânica aplicada de $1,5 \text{ Kg DBO}_5 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, e o efluente tratado apresentou alcalinidade de 472 e 440 $\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, respectivamente, para cada carga orgânica.

Observou-se um aumento nos valores de alcalinidade dos afluentes com a adição e aumento da proporção de lixiviado. Desde que a alcalinidade não ocasione um aumento do pH prejudicial aos processos anaeróbios, este aumento pode ser benéfico ao sistema, diminuindo a possibilidade de variação significativa do pH. A AEs apresentou alcalinidade média de $180 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ e houve aumento de acordo com as porcentagens de lixiviado, resultando em um valor médio de $390 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ para a AE10%, visto que a alcalinidade do lixiviado era de $2433 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$.

Ramos (2009) verificou um aumento da alcalinidade afluente e efluente com o aumento da proporção de lixiviado de 3% para 10%. Com 3% de lixiviado, o autor obteve alcalinidade média no efluente do UASB de 631 e com 10% de lixiviado, 516 $\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$.

Na Figura 18 são apresentados os resultados obtidos durante o monitoramento do efluente dos reatores, em relação ao parâmetro AGV.

Figura 18 - Monitoramento dos AGV durante a operação dos reatores UASB



Em relação aos AGV, percebeu-se tendência de aumento de sua concentração no afluente com a adição do lixiviado, contudo nos efluentes tratados não houve impacto da adição do lixiviado neste parâmetro. Todos os valores de AGV ficaram abaixo de 100 mg L⁻¹, valor indicado por Santos (2009) como máximo para efluentes de reatores anaeróbios. Este mesmo autor obteve valores de AGV de até 188,83 mg L⁻¹ com 10% de lixiviado em relação ao volume de esgoto sanitário no tratamento conjugado em reatores UASB.

Pode-se constatar que houve diminuição dos AGV após o tratamento anaeróbico. A diminuição dos AGV após o tratamento por UASB indica que está ocorrendo o consumo destes ácidos e a consequente conversão a metano (SILVA E LEITE, 2015).

No estudo de Ramos (2009), foram obtidos valores de AGV de 57 mgHAc L⁻¹ no efluente do reator com 10% de lixiviado e 36 mgHAc L⁻¹ com 3% de lixiviado, com carga orgânica aplicada de 2,1 kg m⁻³ d⁻¹ e 1,6 kg m⁻³ d⁻¹, respectivamente. Com adição de 10% de lixiviado no esgoto afluente do reator, houve uma ampla faixa de variação da concentração de AGV do efluente, contudo não foi observado impactos

relacionados nos valores de pH. O autor cita que o acúmulo de AGV nesta etapa pode ser devido a não haver condições ideais de crescimento microbiano, como a ausência de nutrientes ou presença de compostos tóxicos.

De acordo com Aquino e Chernicharo (2005), em um reator estável operando em condições ótimas, as etapas acidogênica, acetogênica como a metanogênica ocorrerão nas proporções ideais, ocorrendo o equilíbrio da produção e consumo dos compostos intermediários, não havendo a acumulação significativa de AGV. Contudo, condições ideais raramente são observadas em ETEs, em decorrência das variações na concentração, composição e vazão do afluente e mudanças temporárias das condições ambientais, como temperatura, ausência de nutrientes e presença de compostos tóxicos.

A relação AGV/AT refere-se à capacidade da alcalinidade do efluente em neutralizar os ácidos formados no processo e evitar mudanças de pH, com valor máximo recomendado de 0,35. Como observado na Tabela 23, a relação máxima obtida foi de 0,12, referente as AEs, AE1% e AE2,5%. Com o aumento da porcentagem de lixiviado, há diminuição na relação AGV/AT, devido ao incremento de alcalinidade do lixiviado à mistura e pequena variação do AGV no efluente tratado.

Ramos (2009) obteve valores médios da relação AGV/AT de 0,09 para a o tratamento anaeróbio com 10% de lixiviado e de 0,08 na etapa com 3% de lixiviado em relação ao volume de esgoto, o que indica que a alcalinidade foi suficiente para garantir condições favoráveis para os processos anaeróbios. O autor observou maior oscilação de AGV/AT no mesmo período em que houve maior produção de AGV e instabilidade da alcalinidade total, fato que pode ser sido ocasionado por variações na concentração, composição e vazão do afluente, alterações das condições ambientais, ausência de nutrientes ou presença de compostos tóxicos.

No trabalho realizado por Santos (2009), foi verificado que a geração média de metano diminuiu significativamente com proporções de 5 e 10%. O autor explica o fato citando que as arqueas metanogênicas são mais sensíveis a variações de pH, e o pH inadequado provavelmente interferiu na metanogênese, o que foi também indicado pelo aumento da concentração de AGV.

5.3.4 DQO e DBO

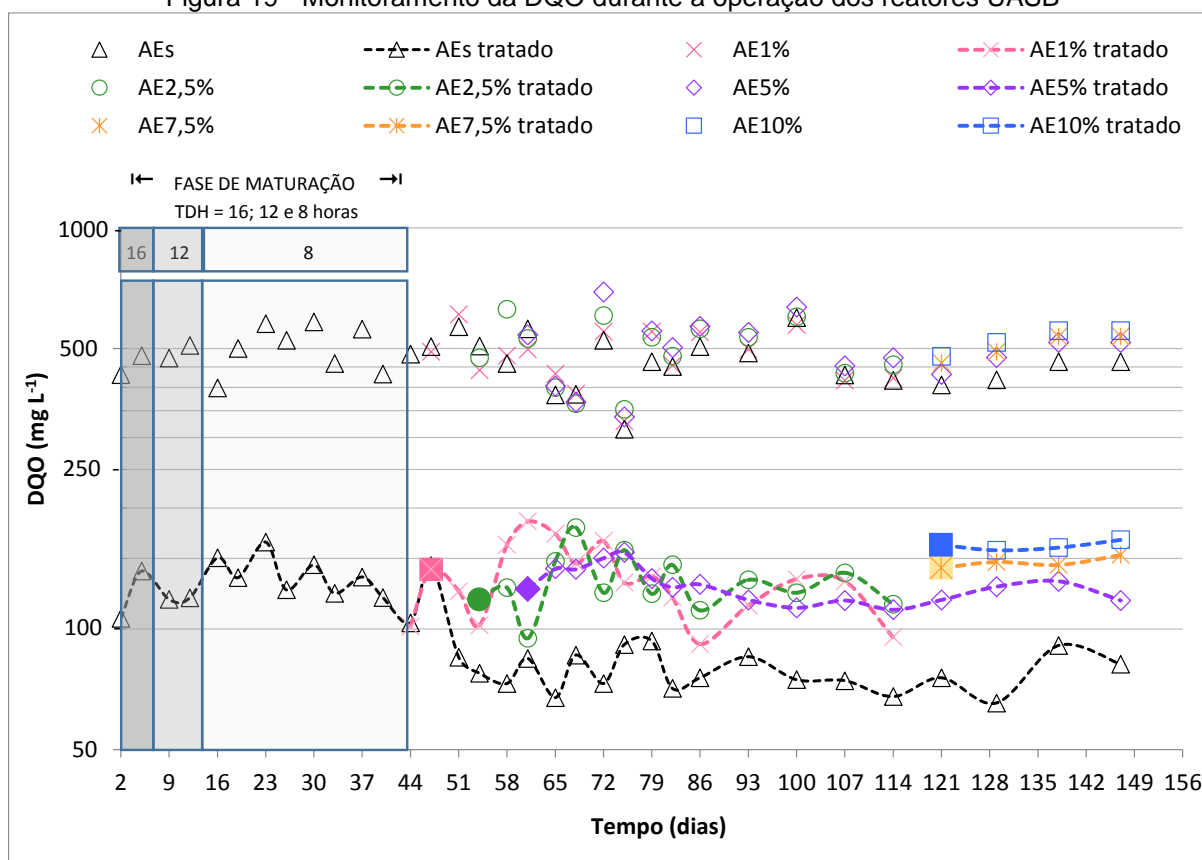
Na Tabela 24 são apresentados o valor médio, o DP e a porcentagem de remoção, obtidos no monitoramento das AE para os parâmetros DQO e DBO. Na Figura 19 são apresentados os valores obtidos durante o monitoramento do afluente e efluente para o parâmetro DQO.

Tabela 24 - Resultados médios dos parâmetros de monitoramento DQO e DBO

AE	DQO			DBO		
	Nº de amostras	Valor médio (mg L ⁻¹) ± DP	Remoção (%)	Nº de amostras	Valor médio (mg L ⁻¹) ± DP	Remoção (%)
AEs	20	465 ± 69	82,4%	14	231 ± 46	89,6%
AEs tratado	20	82 ± 17		14	24 ± 4	
AEs 1%	15	472 ± 75	78,1%	10	250 ± 37	89,6%
AEs 1% tratado	15	103 ± 17		10	26 ± 7	
AEs 2,5%	12	476 ± 88	77,5%	9	238 ± 39	90,7%
AEs 2,5% tratado	12	107 ± 16		9	22 ± 4	
AEs 5%	16	501 ± 93	74,3%	12	236 ± 41	88,3%
AEs 5% tratado	16	129 ± 13		12	28 ± 7	
AEs 7,5%	04	506 ± 37	71,0%	4	289 ± 30	90,0%
AEs 7,5% tratado	04	147 ± 5		4	29 ± 4	
AEs 10%	04	526 ± 36	69,3%	4	265 ± 31	89,7%
AEs 10% tratado	04	161 ± 4		4	27 ± 4	

Fonte: o próprio autor

Figura 19 - Monitoramento da DQO durante a operação dos reatores UASB



Fonte: o próprio autor

Com os resultados apresentados na Figura 19, pode-se observar que houve um pequeno aumento da DQO com a adição de lixiviado no esgoto, tanto nas AE antes do tratamento como após o tratamento. Este fato foi ocasionado pelas características do próprio lixiviado, que apresentava DQO de 1199 mg L⁻¹. Verificou-se também uma pequena redução da eficiência na remoção deste parâmetro (13%) em comparação com o tratamento controle. Contudo, mesmo assim, obteve-se elevados valores de remoção de DQO, acima da média esperada para aplicação em escala real.

Foram obtidas porcentagens de remoção de DQO médias de 82,4; 78,1; 77,5; 74,3; 71,0 e 69,3% para as AEs, AE2,5%, AE5%, AE7,5% e AE10%, respectivamente. O aumento da proporção de lixiviado ocasionou uma pequena redução da eficiência dos reatores, provavelmente devido à presença de compostos recalcitrantes e possivelmente compostos tóxicos ao tratamento anaeróbico.

Ramos (2009) obteve remoção média de DQO de 44% no tratamento conjugado com 10% de lixiviado, onde o reator foi operado com carga orgânica de 2,1

Kg DQO m⁻³d⁻¹. Esta eficiência obtida foi descrita pelo autor como insatisfatória, pois resultou em valores abaixo das remoções citadas pela literatura com os mesmos parâmetros operacionais. Este fato pode ter sido ocasionado pela presença de compostos recalcitrantes no lixiviado, e também pela falta de um período de adaptação da biomassa, pois iniciou-se a operação com 10% de lixiviado. Na segunda etapa, com 3% de lixiviado foi obtida remoção média de 59,4%.

No estudo de Santos (2009), também foi observado o impacto do aumento das porcentagens de lixiviado na remoção média de DQO. Os valores obtidos foram de 85,0; 72,9; 65,8; 45,8 e 29,6% de remoção, para as porcentagens de 0; 1; 2,5; 5 e 10% de lixiviado, respectivamente. Até a porcentagem volumétrica de 2,5% de lixiviado, o reator UASB em escala piloto apresentou eficiências dentro da faixa esperada para este tipo de sistema, com remoções acima de 65% de DQO e DBO. Contudo, com proporções de 5 e 10% o tratamento foi prejudicado, fato que o autor sugere ser devido ao aumento de pH médio do afluente, de 7,82 com 5% e 8,22 com 10% de lixiviado.

Torres *et al.* (2009) obtiveram remoção de 70% de DQO com 5% de lixiviado em relação ao volume de esgoto doméstico, com carga orgânica aplicada de 2,84 kg m⁻³ d⁻¹, TDH de 8 horas e temperatura média de 27°C.

Na Tabela 25 são apresentados os valores médios do incremento de DQO ocasionado pela adição do lixiviado, em comparação com os valores médios do tratamento controle, para o afluente e efluente dos reatores, além dos valores de diminuição da eficiência em relação ao tratamento controle apenas com esgoto (AEs).

Tabela 25 – Valores médios de incremento de DQO no afluente e efluente e redução da eficiência em relação ao tratamento controle

AE	Incremento médio afluente (mg L⁻¹)	Incremento médio efluente (mg L⁻¹)	Redução da eficiência (%)
AEs 1%	6	21	4
AEs 2,5%	11	25	5
AEs 5%	36	47	8
AEs 7,5%	40	65	11
AEs 10%	61	79	13

Fonte: o próprio autor

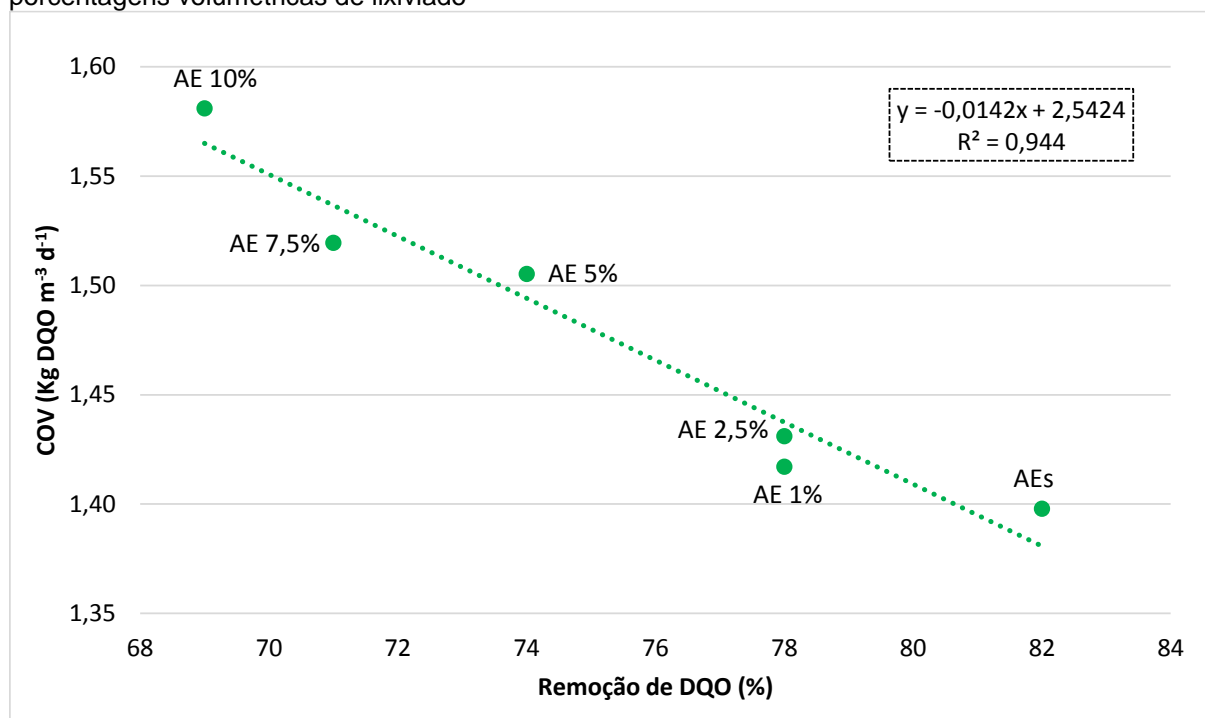
De acordo com a Tabela 25, observa-se que a adição do lixiviado proporciona um aumento na DQO média do afluente. Percebe-se que os valores de incremento de

DQO no afluente não são completamente removidos, pois os valores de incremento do efluente tratado são maiores. Este fato pode ser devido ao lixiviado possuir DQO recalcitrante que não é removida no tratamento biológico e também devido ao possível efeito tóxico de compostos presentes no lixiviado ao tratamento anaeróbio.

Barba *et al.* (2010) realizaram ensaios de biodegradabilidade das misturas de lixiviado e esgoto doméstico. Foi constatado que houve um aumento de DQO recalcitrante com o aumento da porcentagem de lixiviado, atingindo valores residuais de DQO correspondentes a 27, 47 e 51% da DQO inicial da mistura, para as proporções de 10, 20 e 30% de lixiviado, respectivamente. Já o esgoto doméstico apresentou 15% de DQO resistente à degradação anaeróbia. Proporções acima de 20% de lixiviado resultaram em valores de DQO residual próximo ao tratamento apenas com lixiviado, demonstrando que acima desta porcentagem ocorreu inibição significativa e dificuldade de degradação próxima ao tratamento de lixiviado puro.

Na Figura 20 são apresentados os valores médios de Carga Orgânica Volumétrica – COV com base na DQO afluente, relacionados à cada porcentagem volumétrica de lixiviado estudada.

Figura 20 – Relação entre a carga orgânica volumétrica e a remoção de DQO média de acordo com as porcentagens volumétricas de lixiviado



Fonte: o próprio autor

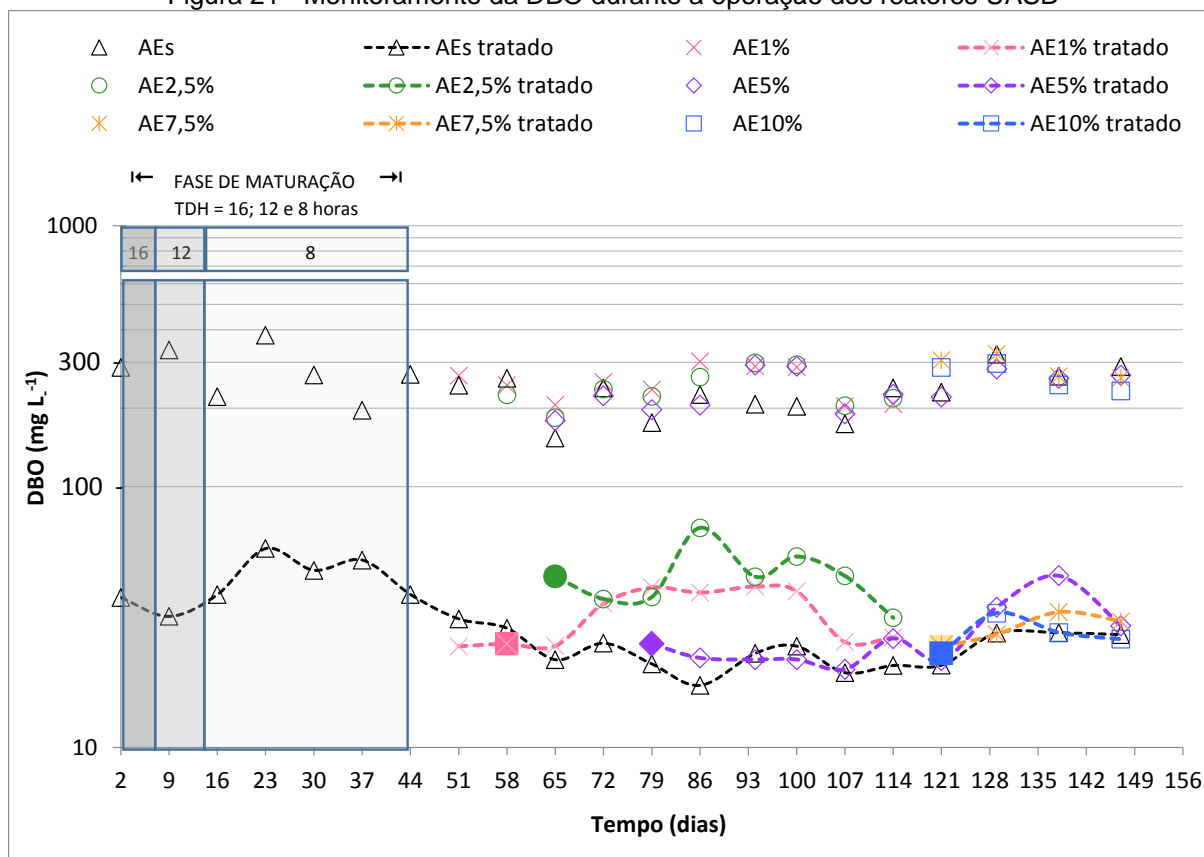
Com base na Figura 20, pode-se observar que o aumento das porcentagens de lixiviado incrementam os valores de COV, devido à DQO do lixiviado ser maior que a DQO do esgoto sintético. Para as porcentagens de lixiviado estudadas, a eficiência na remoção de DQO seguiu uma linha de tendência, sendo que as porcentagens de remoção ficaram dentro da faixa esperada para reatores UASB (65 - 75%). Contudo, caso as porcentagens volumétricas de lixiviado fossem maiores que 10%, não se pode afirmar que esta linha de tendência seria mantida, devido à fatores que podem comprometer o tratamento com maior intensidade.

A COV média referente à AE10% resultou em $1,58 \text{ kgDQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, enquanto que a COV do da AEs (esgoto sintético) foi de $1,40 \text{ kgDQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$. Mesmo com o fato da diminuição da eficiência do reator estar relacionada com a COV, não pode-se afirmar que a COV é o fator interferente na perda de eficiência, pois outros fatores como pH, presença de compostos tóxicos e compostos recalcitrantes também interferem no tratamento anaeróbio.

No estudo de Ramos (2009), foram obtidos valores de carga orgânica no afluente do reator de $1,6 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ com 3% de lixiviado e $2,1 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ com 10% de lixiviado. Esta carga orgânica está relacionada à DQO presente no lixiviado, que pode variar de acordo com o tipo de lixiviado. Já Fueyo, Gutiérrez e Berrueta (2003), em seu estudo de tratamento conjugado em reatores em escala piloto com porcentagens volumétricas de lixiviado de 0, 30, 50, 70 e 100%, observaram uma porcentagem de remoção de 60% de DQO com 30% de lixiviado, com carga orgânica aplicada de $1,89 \text{ KgDQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ e remoção de 75% de DQO para o tratamento apenas com esgoto doméstico com carga orgânica aplicada de $0,42 \text{ Kg DQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$.

Na Figura 21 são apresentados os resultados de monitoramento dos reatores para as diferentes porcentagens volumétricas, em relação ao tempo de operação.

Figura 21 - Monitoramento da DBO durante a operação dos reatores UASB



Fonte: o próprio autor

Com base na Figura 21, para o parâmetro DBO, não pôde-se observar impactos da adição do lixiviado nos valores deste parâmetro, tanto no afluente como no efluente do reator. As porcentagens de remoção de DBO situaram-se entre 80,3 e 90,7%, valores acima do esperado para este tipo de tratamento.

Silva e Leite (2015), utilizando 1% de lixiviado em relação ao volume de esgoto, obtiveram eficiências médias de remoção de DBO de 48% (carga orgânica de 1 Kg DBO₅ m⁻³ d⁻¹) e 63% de remoção (carga orgânica de 1,5 Kg DBO₅ m⁻³ d⁻¹), com afluentes apresentando 265 e 221 mg L⁻¹ e efluentes apresentando valores residuais de DBO de 137 e 81 mg L⁻¹, respectivamente.

5.3.5 Cor aparente, cor verdadeira e turbidez

Na Tabela 26 são apresentados os valores médios obtidos para cor aparente, cor verdadeira e turbidez. Na Figura 22 são apresentados os valores de

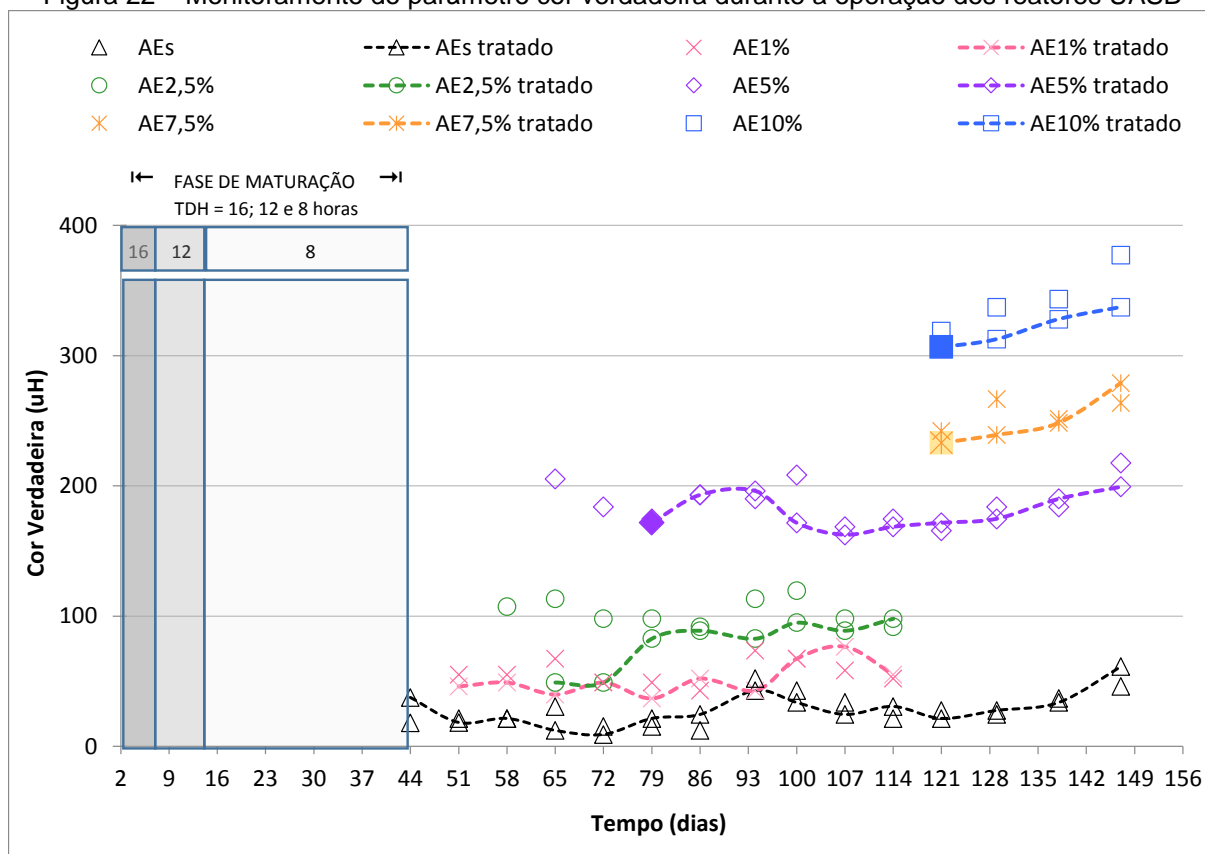
monitoramento de cor verdadeira, que passou a ser analisada a partir do final da fase de maturação.

Tabela 26 – Valores médios para os parâmetros cor aparente, cor verdadeira e turbidez

	Nº de amostras	Cor aparente (uH)	Cor verdadeira (uH)	Turbidez (uT)
AE		Valor médio ± DP	Valor médio ± DP	Valor médio ± DP
AEs	14	608 ± 142	28 ± 12,2	39 ± 10
AEs tratado	14	138 ± 33	26 ± 13,1	9 ± 4
AEs 1%	10	689 ± 121	57 ± 9,7	48 ± 14
AEs 1% tratado	10	203 ± 41	52 ± 12,2	9 ± 2
AEs 2,5%	09	776 ± 120	104 ± 10,1	48 ± 10
AEs 2,5% tratado	09	231 ± 31	94 ± 9,1	7 ± 2
AEs 5%	12	950 ± 122	188 ± 16,3	52 ± 14
AEs 5% tratado	12	347 ± 54	177 ± 14,1	11 ± 4
AEs 7,5%	04	1122 ± 71	256 ± 11,3	51 ± 4
AEs 7,5% tratado	04	403 ± 8	250 ± 20,4	13 ± 7
AEs 10%	04	1247 ± 68	344 ± 24,3	54 ± 12
AEs 10% tratado	04	500 ± 34	321 ± 14,0	14 ± 5

Fonte: o próprio autor

Figura 22 – Monitoramento do parâmetro cor verdadeira durante a operação dos reatores UASB

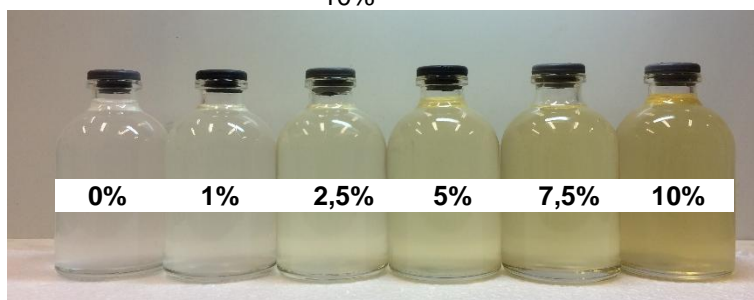


Fonte: o próprio autor

Com base na Figura 22, observa-se elevado aumento na cor verdadeira dos afluentes e efluentes com a adição de lixiviado, sendo que este parâmetro praticamente não é removido pelo tratamento em UASB. Com 10% de lixiviado, o afluente apresentou em média cor verdadeira de 344 uH e o efluente tratado 321 uH. Santos (2009) verificou que a cor do efluente sofria um aumento proporcional ao teor de lixiviado utilizado na mistura, com efluente tratado apresentando 715 uH de cor aparente após o tratamento anaeróbico com 10% de lixiviado. No presente trabalho, obteve-se residual de cor aparente de 500 uH com 10% de lixiviado.

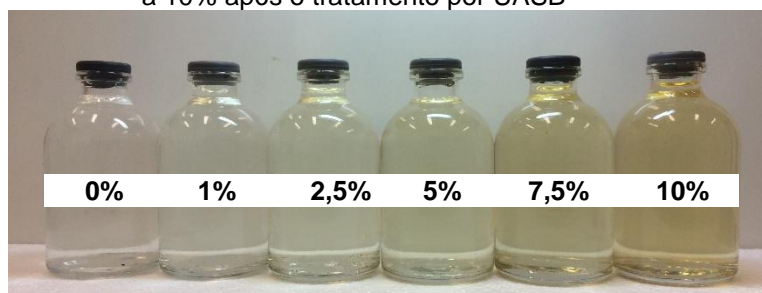
Com base nas Figuras 23 e 24 pode-se observar o aumento gradativo de cor com a adição do lixiviado ao esgoto sintético a baixa remoção de cor do efluente após o tratamento por UASB.

Figura 23- Amostras das misturas de esgoto sintético e lixiviado em porcentagens volumétricas de 0 a 10%



Fonte: o próprio autor

Figura 24 - Amostras das misturas de esgoto sintético e lixiviado em porcentagens volumétricas de 0 a 10% após o tratamento por UASB

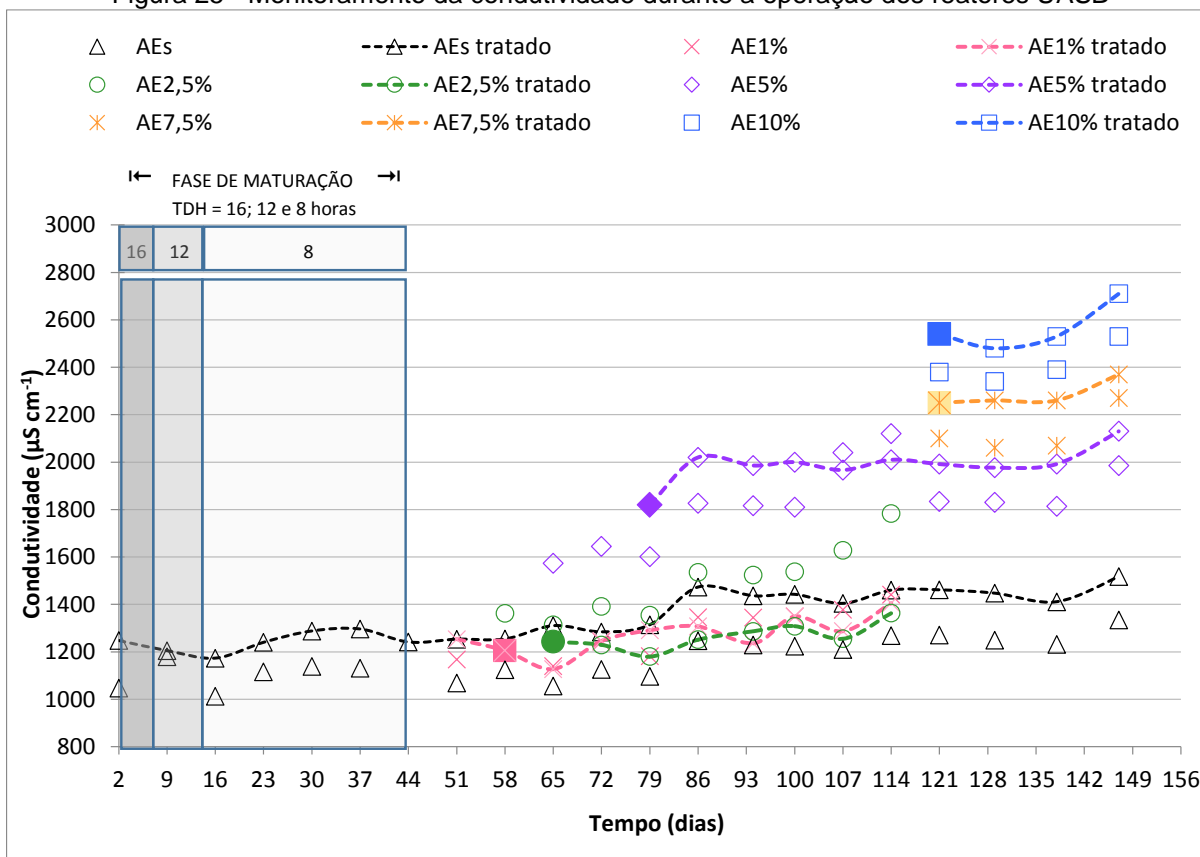


Fonte: o próprio autor

5.3.6 Condutividade

Na Figura 25 são apresentados os resultados do monitoramento dos reatores anaeróbios em relação ao parâmetro condutividade.

Figura 25 - Monitoramento da condutividade durante a operação dos reatores UASB



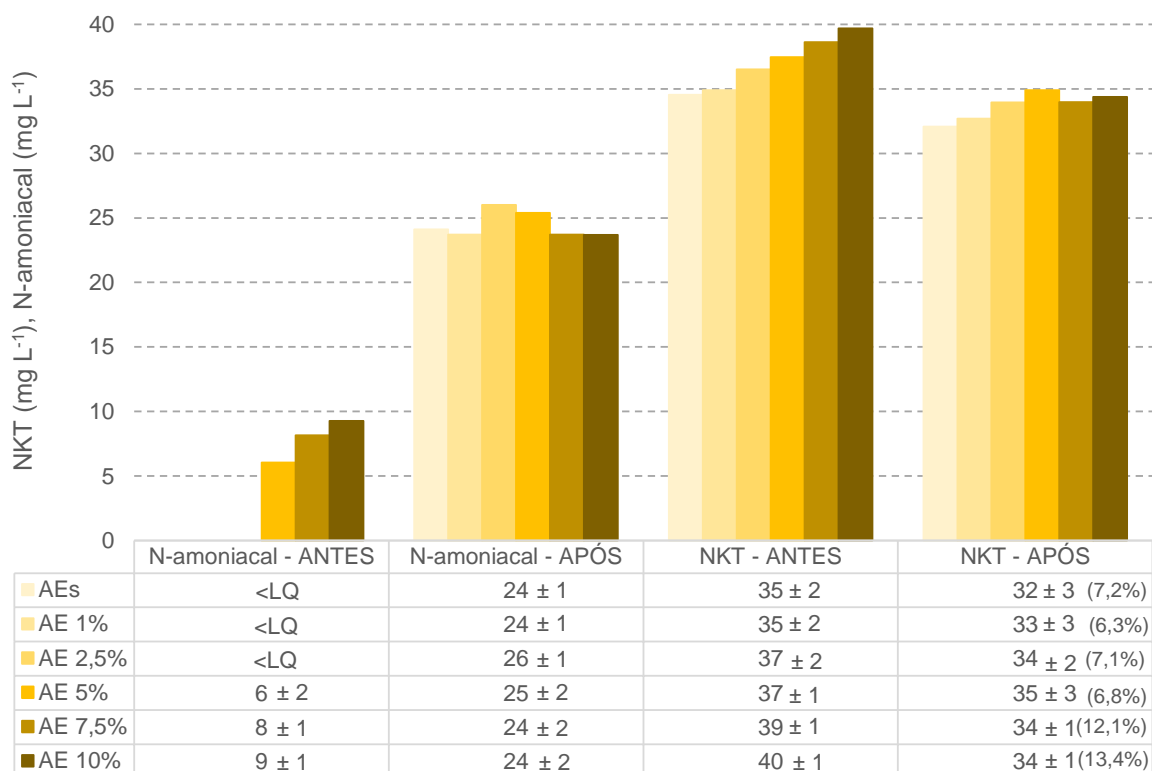
Fonte: o próprio autor

A condutividade é uma medida comum para caracterização de lixiviados de aterros sanitários, pois este efluente possui valores elevados de condutividade, devido à processos físico-químicos atuantes em sua formação, degradação biológica e solubilização de substâncias diversas. Com base na Figura 25, observa-se o incremento de condutividade com o aumento da proporção de lixiviado nas AE. Santos (2009) também obteve aumento considerável na condutividade com a adição de lixiviado, com valor médio de $1111 \mu\text{S cm}^{-1}$ no afluente apenas com esgoto e $4140 \mu\text{S cm}^{-1}$ no afluente com porcentagem volumétrica de 10% de lixiviado.

5.3.7 Nutrientes

Na Figura 26 são apresentados os valores médios afluente e efluente aos reatores, para os parâmetros N-amoniaco e NKT e na Figura 27 são apresentados os resultados médios obtidos para fósforo total.

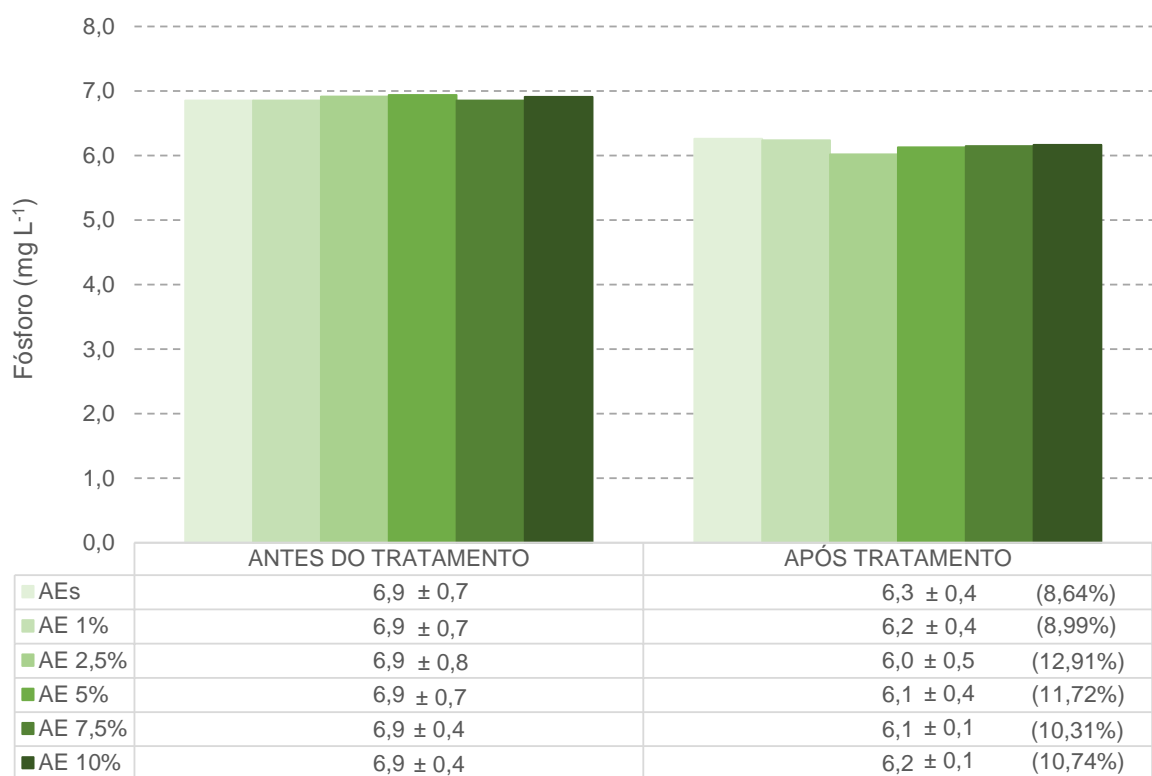
Figura 26 – Valores médios antes e após o tratamento para os parâmetros N-amoniacoal e NKT



*<LQ = abaixo do limite de quantificação do método

Fonte: o próprio autor

Figura 27 - Valores médios antes e após o tratamento para o parâmetro fósforo



Como já esperado, houve baixa remoção dos nutrientes nitrogênio e fósforo nos reatores UASB, ocorrendo até mesmo um aumento no nitrogênio amoniacal após o tratamento. Em relação aos resultados obtidos para o parâmetro N-amoniacal, foi constatado que houve amonificação do nitrogênio orgânico após o tratamento, pois a concentração de N-amoniacal nas águas residuárias antes do tratamento era abaixo de 10 mg L^{-1} , e após o tratamento anaeróbio passou a valores médios entre 24 e 26 mg L^{-1} .

Também pode-se verificar que não houve aumento significativo da concentração de N-amoniacal com a adição do lixiviado. Este fato foi ocasionado pela baixa concentração de N-amoniacal no lixiviado bruto ($148 \text{ mg N-NH}_3 \text{ L}^{-1}$). Para valores de pH menores que 8, a maior parte do nitrogênio amoniacal se encontra na forma ionizada (NH_4^+) (VON SPERLING; 2007). Neste caso, o pH das misturas de esgoto e lixiviado é menor que 8, resultando em baixa concentração de amônia livre e portanto baixa toxicidade em função deste parâmetro.

As porcentagens de remoção de fósforo foram em média de até aproximadamente 13%. De acordo com Chernicharo (2007), aproximadamente 10% de fósforo, referente à parte insolúvel, é removido no reator anaeróbio. Como a maior parte do fósforo está na forma solúvel após o tratamento primário, a remoção deste parâmetro é mínima em sistemas convencionais de tratamento biológico, com pequena parcela sendo incorporada à biomassa.

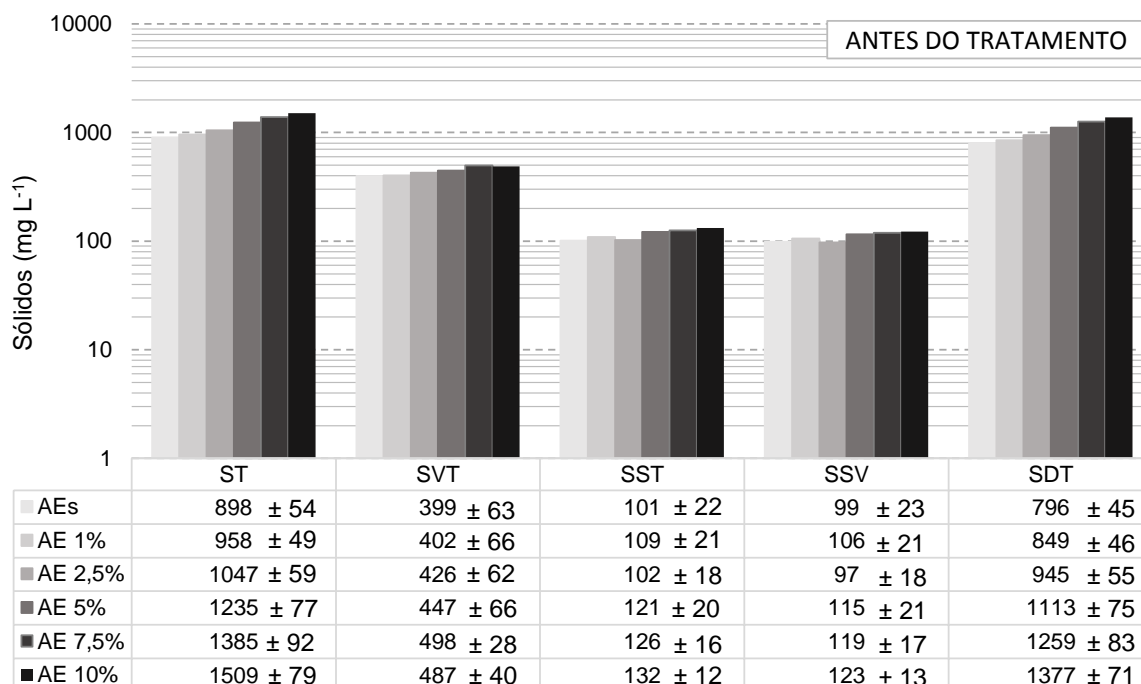
5.3.8 Série de sólidos

Na Tabela 27 e nas Figuras 28 e 29 são apresentados os resultados médios referentes aos parâmetros ST, SVT, SST, SSV e SDT obtidos durante o monitoramento dos reatores.

Tabela 27 – Porcentagem remoção média de ST, SVT, SST, SSV e SDT

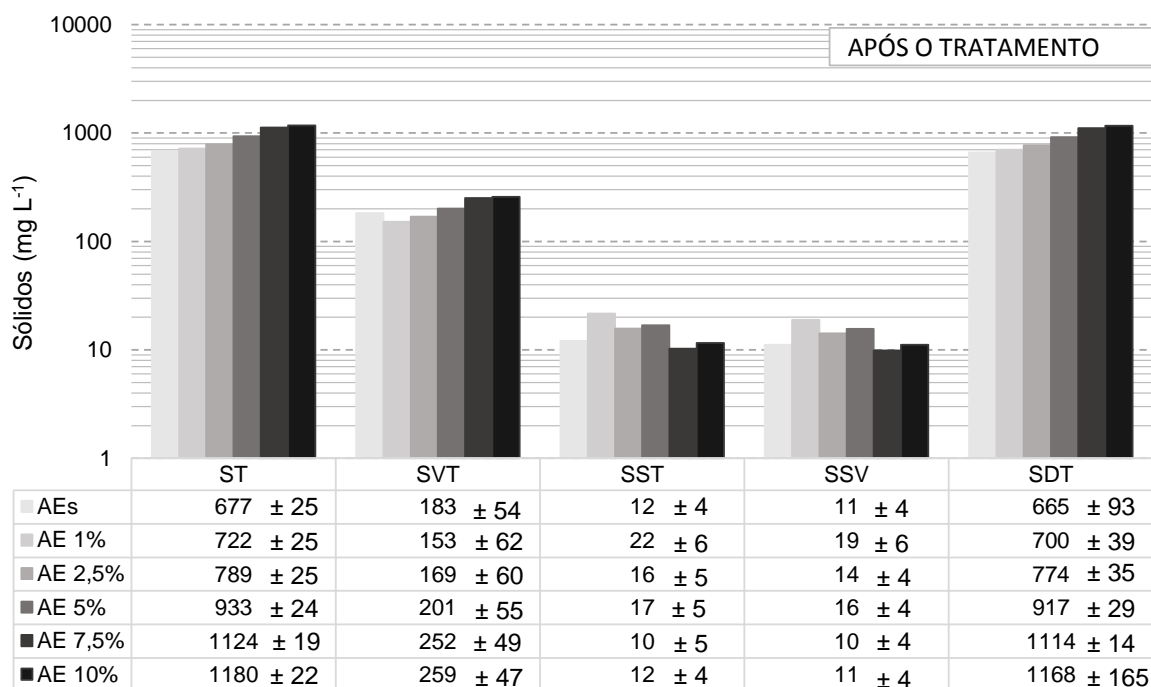
AE	Nº de amostras	Porcentagem de remoção média (%)				
		ST	SVT	SST	SSV	SDT
AEs	14	25	54	88	89	17
AEs 1%	10	25	62	80	82	17
AEs 2,5%	09	25	60	85	85	18
AEs 5%	12	24	55	86	86	15
AEs 7,5%	4	19	49	92	92	12
AEs 10%	4	22	47	91	91	15

Figura 28 - Valores médios antes do tratamento para os parâmetros ST, SVT, SST, SSV e SDT



Fonte: o próprio autor

Figura 29 - Valores médios após o tratamento para os parâmetros ST, SVT, SST, SSV e SDT



Fonte: o próprio autor

A remoção de SST pelo reator UASB situa-se na faixa de 65-80%, com produção de efluentes com concentração de 20-100 mg L⁻¹ de SST (CAMPOS, 1999;

VON SPERLING; CHERNICHARO; 2005). Os valores médios obtidos neste experimento após o tratamento foram abaixo dos valores esperados, com variação das médias de 10 a 22 mg L⁻¹ para as diferentes águas residuárias.

O parâmetro SSV está relacionado à perda de biomassa do reator anaeróbio. Em relação aos resultados obtidos houve baixa concentração de SSV no efluente tratado.

Em relação aos sólidos totais voláteis, Ramos (2009) obteve remoção média de STV de 53,6% no reator operando com 3% de lixiviado e 48,5% com 10% de lixiviado. O autor obteve variação na concentração de SST, atingindo valores de 14 a 189 mg L⁻¹ no afluente com 10% de lixiviado, e de 24 a 80 mg L⁻¹ no afluente com 3% de lixiviado, com remoção média de 85,4 e 92,7%, respectivamente.

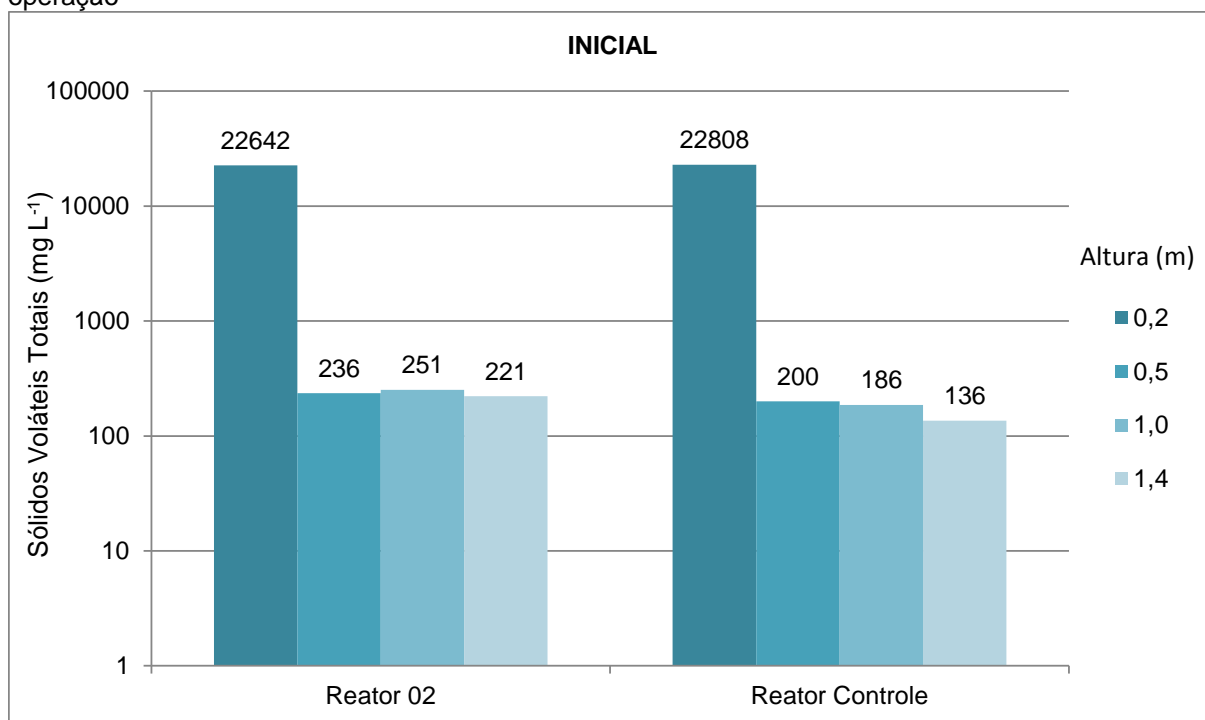
Com base na Figura 29, observa-se o aumento na concentração de ST e SDT em função do aumento da porcentagem de lixiviado, e com base na Tabela 27 pode-se verificar que há baixa remoção de SDT no reator anaeróbio, com produção de efluente tratado com 1168 mg L⁻¹ de SDT.

5.4 ANÁLISE DO PERFIL DE SÓLIDOS NOS REATORES

A concentração de sólidos voláteis pode ser utilizada como uma forma de medição da concentração da biomassa presente nos reatores, com isso, a avaliação da quantidade de biomassa é geralmente realizada através da determinação do perfil de sólidos do reator, medido em g SVT L⁻¹ (CHERNICHARO, 1997).

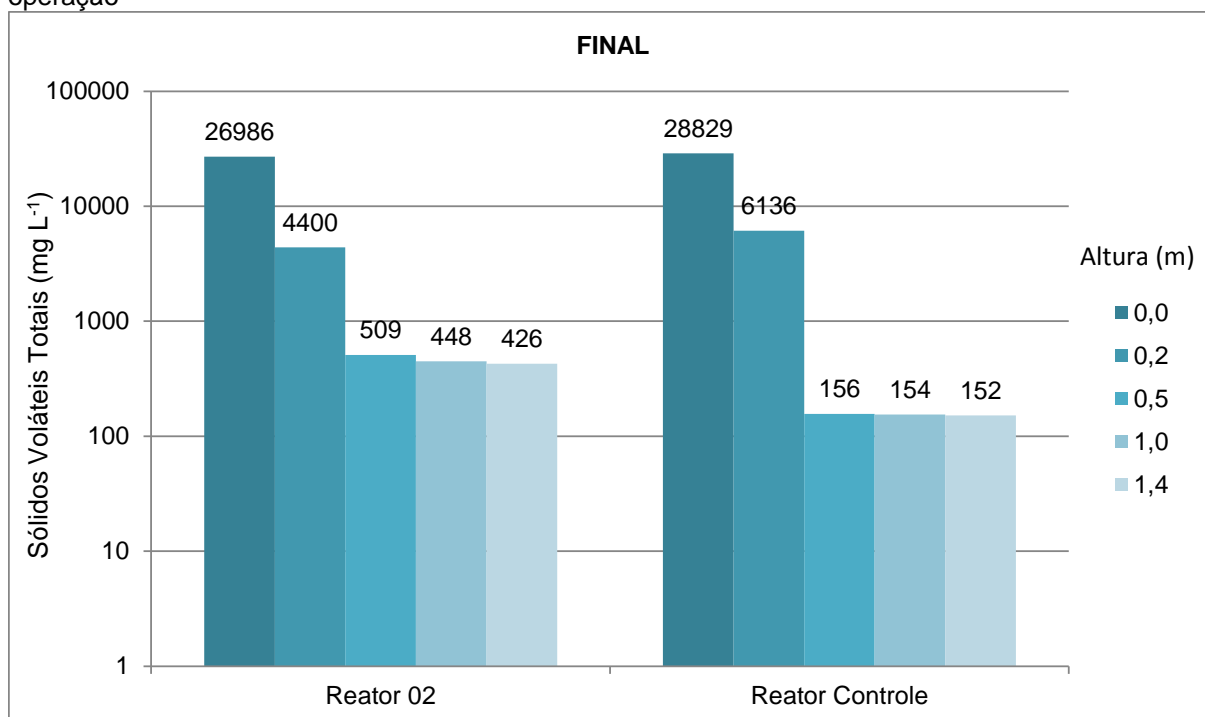
Uma análise da concentração de sólidos voláteis totais em diferentes alturas foi realizada para dois reatores, após 4 semanas de operação apenas com esgoto sintético e após o término desta fase experimental, foi realizada uma nova coleta de amostras. Esta análise foi utilizada para verificação de possíveis alterações na concentração de sólidos, no reator controle e no reator com porcentagem volumétrica de 10% de lixiviado (Reator 02). Nas Figuras 30 e 31 são apresentados os resultados obtidos em relação aos dois reatores no início e no final da operação. Na análise inicial do perfil de sólidos, não foi obtida amostra da altura de 0 metros, devido ao registro dos reatores dificultar a coleta.

Figura 30 - Valores médios de SVT em diferentes alturas do reator 02 e reator controle no início da operação



Fonte: o próprio autor

Figura 31 - Valores médios de SVT em diferentes alturas do reator 02 e reator controle após o final da operação



De acordo com as Figuras 30 e 31 verificou-se que a maior concentração de sólidos é no fundo do reator, na altura de 0 e 0,2 m. Já para as alturas de 0,5; 1,0 e 1,4 m, houve pouca diferença na concentração de sólidos entre estas alturas para um mesmo reator. Percebe-se que para a altura de 0,2 m, houve grande diferença entre os resultados iniciais e finais. Este fato é decorrente da análise inicial não conter a altura de 0,0 m e a análise final ter sido realizada com coletas de todo o volume do compartimento correspondente à altura. Os resultados finais se aproximam do modelo de perfil de sólidos sugerido por Chernicharo (1997), que indica uma diminuição gradual da concentração de SVT com o aumento da altura do reator.

Comparando-se a concentração de sólidos voláteis nas alturas de 0,5; 1,0 e 1,4 m inicial e final, percebe-se que houve um aumento mais significativo no reator 02, fato que pode estar relacionado ao aumento da matéria orgânica presente no efluente tratado (perda de eficiência da remoção de DQO), visto que os sólidos suspensos na saída do reator era baixo, portanto não houve aumento na perda de biomassa. A elevada concentração de biomassa no compartimento de digestão dos reatores pode indicar que o efeito inibidor/tóxico de compostos presentes no lixiviado pode ser minimizado pela alta concentração de microrganismos.

5.5 CONSIDERAÇÕES SOBRE O TRATAMENTO CONJUGADO DE LIXIVIADO E ESGOTO SANITÁRIO

A possibilidade de tratamento de lixiviado em conjunto com o esgoto sanitário demonstra ser uma alternativa interessante para o Brasil, visto que em muitos casos o lixiviado não é tratado de forma adequada nos aterros sanitários e lixões. No entanto, para aplicação do tratamento conjugado, a ETE deve possuir a capacidade de absorver a carga adicional que o lixiviado pode incrementar na mistura dos efluentes. Além disso, para a viabilização deste tratamento, o lixiviado deverá ser transportado para a ETE e armazenado para posterior adição na porcentagem adequada no esgoto afluente ao tratamento, ou então, caso o aterro sanitário ser localizado próximo a ETE, poderá ser implantado um sistema de bombeamento do lixiviado.

Os resultados obtidos neste trabalho demonstram que a fração orgânica do lixiviado de estudo é pouco biodegradável, não sofrendo grandes alterações durante

o tratamento anaeróbio. Esta é uma característica geralmente encontrada em lixiviado de aterros sanitários no Brasil, visto que o lixiviado jovem é gerado por menos de 5 anos após o início de operação do aterro, tempo pequeno em relação à vida útil de um aterro sanitário.

Quanto ao nitrogênio, não espera-se remoção neste nutriente, pois em meio anaeróbio não ocorre o processo de nitrificação. Neste caso, o nitrogênio amoniacal presente no lixiviado resultou em baixas concentrações, não ocasionando efeito tóxico ao tratamento após a mistura com o esgoto. Em casos de lixiviado com elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, pode ser necessária a aplicação de um pré-tratamento para remoção deste, visando diminuir a toxicidade ao tratamento anaeróbio.

Neste estudo, até a porcentagem volumétrica de 10% de lixiviado não foram observados grandes impactos da eficiência do reator UASB, devido às características peculiares deste lixiviado. No entanto, diferentes tipos de lixiviado poderão ocasionar maiores impactos no tratamento, devido principalmente ao nitrogênio amoniacal e carga orgânica, podendo ser utilizadas porcentagens volumétricas menores em comparação com este estudo.

Considerando a produção de lixiviado do aterro sanitário da Central de Tratamento de Resíduos – CTR na cidade de Londrina de $120 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ e as vazões de projeto das ETEs na cidade de Londrina informadas no Relatório de Diagnóstico da Situação do Saneamento (2009) pode-se verificar as porcentagens volumétricas de lixiviado correspondentes. Na Tabela 28 são apresentados os valores de vazão de projeto das ETEs (Q_{esg}) e a relação com a vazão de lixiviado (Q_{lix}) do aterro sanitário.

Tabela 28 – Vazões de projeto das ETEs de Londrina e relação com a vazão de produção de lixiviado

ETE	Norte	Sul	Cafezal	São Lourenço
Vazão de projeto (L s^{-1})	655	895	55	55
Relação $Q_{\text{lix}}/Q_{\text{esg}}$	0,21%	0,16%	2,53%	2,53%

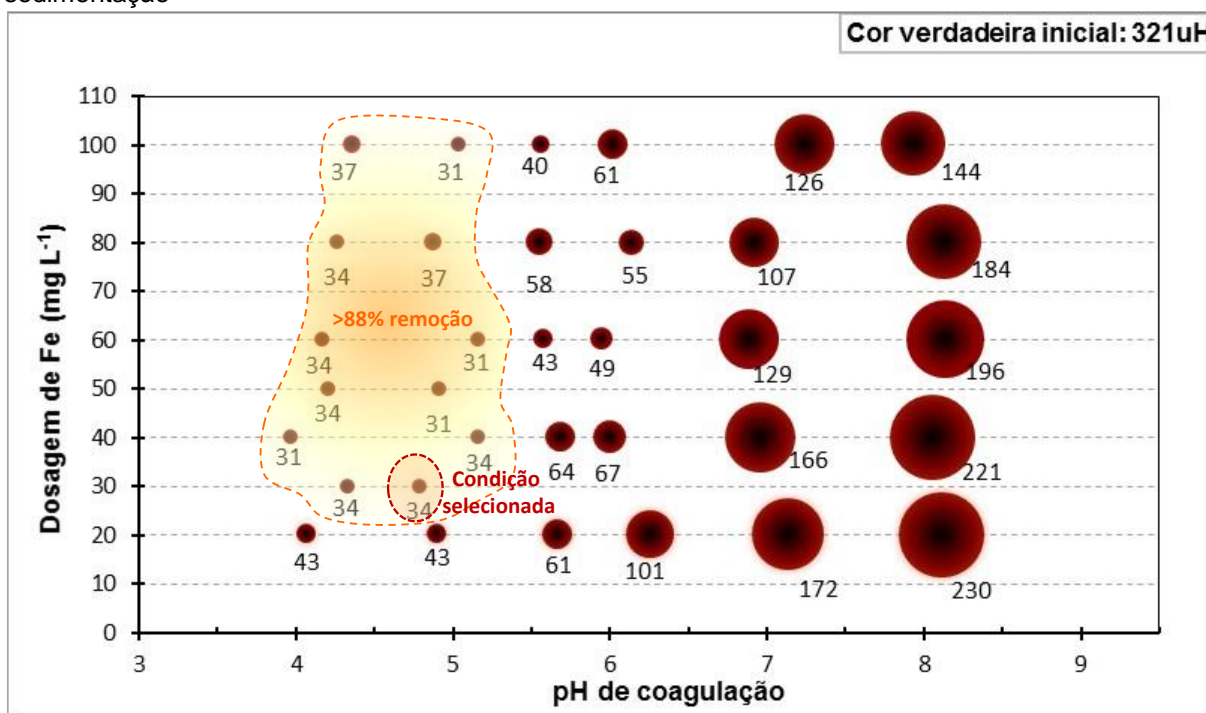
De acordo com os dados apresentados na Tabela 28, pode-se constatar que a relação entre as vazões de lixiviado e esgoto é baixa, sendo que para as ETEs com vazões de projeto pequenas, como a ETE Cafezal e São Lourenço, a porcentagem da vazão de lixiviado em relação à vazão de esgoto é de no máximo 2,5%. Portanto, a produção de lixiviado em relação à produção de esgoto é baixa, e no caso de se optar

pelo tratamento conjugado, dependendo das características do lixiviado, pode não ser necessária a utilização de porcentagens volumétricas elevadas de lixiviado.

5.6 FASE EXPERIMENTAL III -COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO-SEDIMENTAÇÃO

Os ensaios de coagulação-floculação-sedimentação foram realizados para o efluente tratado por UASB na porcentagem volumétrica de 10% de lixiviado. Na Figura 32 são apresentados os valores residuais de cor verdadeira do sobrenadante, em relação à variação da dosagem de ferro e pH de coagulação, para a velocidade de sedimentação de 1 cm min⁻¹.

Figura 32 – Cor verdadeira residual do sobrenadante após os ensaios de coagulação-floculação-sedimentação



Fonte: o próprio autor

Como pode-se observar na Figura 32, a coagulação-floculação-sedimentação – CFS teve melhor desempenho quando utilizou-se valores menores de pH, com melhora significativa para valores de pH abaixo de 5. Não foi obtido bom desempenho da coagulação com pH próximo ao natural do efluente. Para os valores de pH abaixo de 5 e dosagens de coagulante iguais ou superiores a 30 mg L⁻¹, foram obtidas eficiências superiores a 88% de remoção de cor verdadeira. Tendo em vista a

aplicação deste tratamento em escala real, a condição de eficiência para caracterização completa foi selecionada considerando-se o custo-benefício proporcionado. Com isso, a condição escolhida foi no pH de coagulação de próximo de 5 e dosagem de ferro de 30 mg L⁻¹, na qual obteve-se remoção de cor verdadeira de aproximadamente 89%.

Na Tabela 29 são apresentados os valores obtidos em relação à caracterização completa, antes e após o tratamento por CFS, assim como a porcentagem de remoção relacionada.

Tabela 29 – Caracterização das amostras antes e após a coagulação-floculação-sedimentação

	Unidade	AE 10% tratada	AE 10% Pós-tratada	% Remoção
pH	-	7,69	5,58	-
Alcalinidade	mg CaCO ₃ L ⁻¹	371	28	93
DQO	mg L ⁻¹	119	62	48
Cor aparente	uH	375	61	84
Cor verdadeira	uH	321	34	89
Turbidez	uT	3,43	2,22	35
Fósforo	mg L ⁻¹	4,94	0,43	91
N-amoniaco	mg N-NH ₄ L ⁻¹	24	23	-
Condutividade	µs cm ⁻¹	2480	3350	-
ST	mg L ⁻¹	934	1230	-
SVT	mg L ⁻¹	264	243	8
SST	mg L ⁻¹	11	31	-
SSV	mg L ⁻¹	9	4	53
SDT	mg L ⁻¹	924	1200	-

Fonte: o próprio autor

Conforme os dados apresentados na Tabela 29, com dosagem de Fe de 30 mg L⁻¹ e pH de coagulação de 5, foram obtidos valores residuais de DQO de 62 mg L⁻¹, cor verdadeira de 34 uH, fósforo de 0,43 mg L⁻¹ e turbidez de 2,22 uT, correspondendo às porcentagens de remoção de 48%, 89%, 91% e 35%, respectivamente. Contudo, houve um aumento da concentração de sólidos dissolvidos e sólidos suspensos no efluente pós-tratado. A condutividade também resultou em valores residuais maiores após a coagulação e elevado consumo de alcalinidade (93%), fato relacionado ao coagulante adicionado.

Ferreira *et al.* (2009) relatam um estudo realizado sobre o tratamento combinado de lixiviado e esgoto sanitário em jarreste, sem tratamento preliminar dos efluentes. As configurações operacionais empregadas foram as seguintes: mistura rápida de 150 rpm (dois minutos); mistura lenta de 30 rpm (20 minutos) e tempo de sedimentação de 30 minutos. Os coagulantes avaliados foram sulfato de alumínio, cloreto férrico e polímeros orgânicos, com dosagens de 20, 40 e 60 mg L⁻¹. As porcentagens de mistura avaliadas foram de 5; 0,5; 2 e 5% de lixiviado em relação ao esgoto, sem ajuste de pH dos efluentes. Os resultados demonstraram que a adição de lixiviado ao esgoto bruto diminuiu o desempenho do tratamento físico-químico em relação à remoção de DQO. Contudo, o aumento da porcentagem de lixiviado não impactou significativamente no desempenho da CFS. A dosagem de 20 mg Fe L⁻¹ foi suficiente para remoção de DQO de 54,3% e turbidez de 23,5% na mistura com 2% de lixiviado.

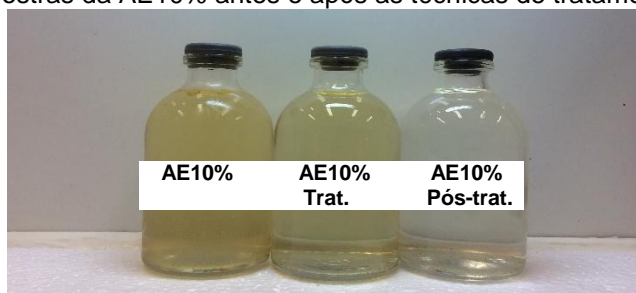
No trabalho realizado por Margutti, Filho e Piveli (2008) sobre a coagulação de esgoto sanitário após tratamento por UASB, utilizou-se cloreto férrico nas dosagens de 40, 60, 80, 100, 150 e 200 mg L⁻¹ e pH de coagulação entre 6,0 e 6,5. Foi analisada a remoção de fósforo que passou de 4 mg L⁻¹ para 1 mg L⁻¹ após a coagulação com dosagens acima de 60 mg L⁻¹, resultando em pouca melhora na eficiência em dosagens maiores de coagulante.

Silva, Aquino e Santos (2007) realizaram um estudo sobre o pós-tratamento de esgoto sanitário por coagulação-floculação-sedimentação, com efluente de reator UASB. A dosagem de coagulante empregada foi de 200 mg L⁻¹ de FeCl₃ e o pH do esgoto de 7,8. Com isso, o efluente de UASB que possuía turbidez de 23,2 UNT, DQO de 114,7 e sólidos dissolvidos de 920,5 mg L⁻¹, após o CFS apresentou turbidez de 3,3 UNT, DQO de 46,3 mg L⁻¹ (60% de remoção) e sólidos dissolvidos de 756,8 mg L⁻¹. Também foi constatado um consumo de alcalinidade do meio de 53% após a coagulação.

Já em relação ao pós-tratamento de lixiviado por coagulação-floculação-sedimentação, geralmente são necessárias dosagens mais elevadas de coagulante e valores baixos de pH, como demonstrado nos trabalhos de Felici *et al.* (2013), Batista (2016) e Pozzetti (2014). Felici *et al.* (2013) obtiveram a melhor condição de coagulação com dosagem de coagulante de 300 mg Fe L⁻¹ e pH 3,0, na qual obteve-se remoção de 96,4% de cor verdadeira e 80,4% de remoção de DQO.

Na Figura 33 pode-se observar o aspecto de amostras das misturas na porcentagem de 10% de lixiviado, antes do tratamento por reator UASB (Bruto), após o tratamento por UASB (tratado) e após a CFS (Pós-trat). Nota-se a remoção de cor do efluente com o pós-tratamento por coagulação.

Figura 33 – Amostras da AE10% antes e após as técnicas de tratamento empregadas



Fonte: o próprio autor

5.7 ANÁLISE DE CARBONO ORGÂNICO DISSOLVIDO

Apesar de o parâmetro Carbono Orgânico Dissolvido – COD ser especificado na Resolução Conama 357/2005 apenas como padrão de enquadramento de corpos hídricos classes 2 e 3 para águas salobras e salinas (5 e 10 mg L^{-1}), é muito importante relacionar este parâmetro com a quantidade de matéria orgânica presente em uma amostra.

Na Tabela 30 são apresentados os resultados obtidos para COD e DQO das amostras de lixiviado, esgoto sintético (AEs) e das misturas de esgoto e lixiviado antes e após o tratamento anaeróbio e pós-tratamento.

Tabela 30 – Resultados da concentração de COD, DQO e relação COD/DQO das amostras

AMOSTRA	COD (mg L^{-1})	DQO (mg L^{-1})	Relação COD/DQO
Lixiviado	291	1199	0,24
AEs	82	465	0,18
AEs tratada	24	82	0,29
AE10%	92	526	0,18
AE10% tratada	42	161	0,26
AE10% pós-tratada	14	62	0,22

Fonte: O próprio autor

Com base na Tabela 30, nota-se o incremento de COD no esgoto sintético (AEs) com a adição do lixiviado (AE 10%) e também a remoção de COD após o tratamento por UASB (remoção de 54%) e por coagulação-floculação-sedimentação (remoção de 67%). Margutti, Filho e Piveli (2008) realizaram a coagulação de esgoto sanitário após tratamento por UASB, utilizando como coagulante o cloreto férrico, nas dosagens de 40, 60, 80, 100, 150 e 200 mg L⁻¹ e pH de coagulação entre 6,0 e 6,5. Foram obtidas eficiências de remoção de COD acima de 65% independente da dosagem de coagulante.

Nota-se também que o lixiviado apresentou baixa concentração de COD (291 mg L⁻¹). Pozzetti (2014) utilizou em seu estudo um lixiviado com DQO de 1344 mg L⁻¹ e COD de 672 mg L⁻¹. Amaral (2009) obteve em seu lixiviado de estudo, valores médios de COT de 2384 mg L⁻¹, DQO de 6707 mg L⁻¹ e relação DBO/DQO de 0,4. Silva (2002) realizou a caracterização de lixiviado em diferentes épocas do ano, sendo que os valores médios obtidos foram de DQO de 3455 mg L⁻¹, COT de 815 mg L⁻¹ e relação COT/DQO de 0,24.

Kurniawan, Lo e Chan (2006) citam que a relação COT/DQO para lixiviados estabilizados é geralmente superior a 0,5. Para este lixiviado, a relação COD/DQO foi de 0,24.

5.8 ANÁLISE DA DQO INERTE SOLÚVEL

Nas Figuras 34, 35, 36, 37 e 38 são apresentados os resultados obtidos no ensaio de DQO inerte para as diferentes águas residuárias de estudo.

Figura 34 – Relação entre a DQO filtrada das amostras lixiviado e glicose durante o tempo do teste

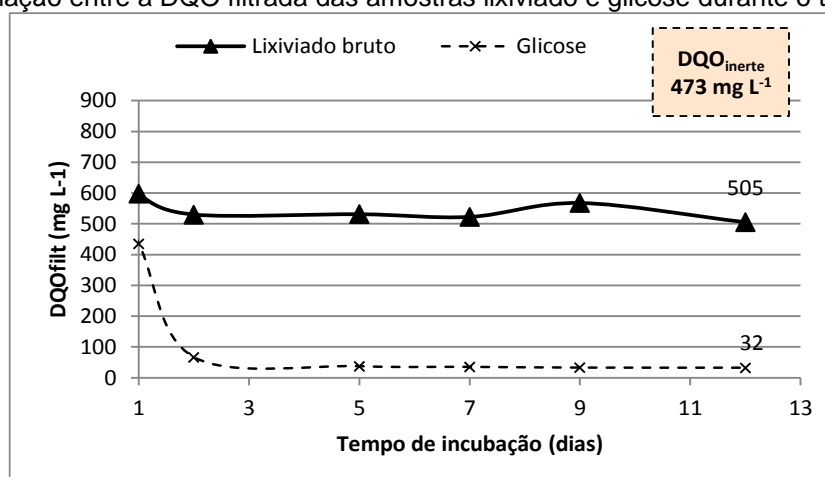


Figura 35 - Relação entre a DQO filtrada das amostras de esgoto sintético e glicose durante o tempo do teste

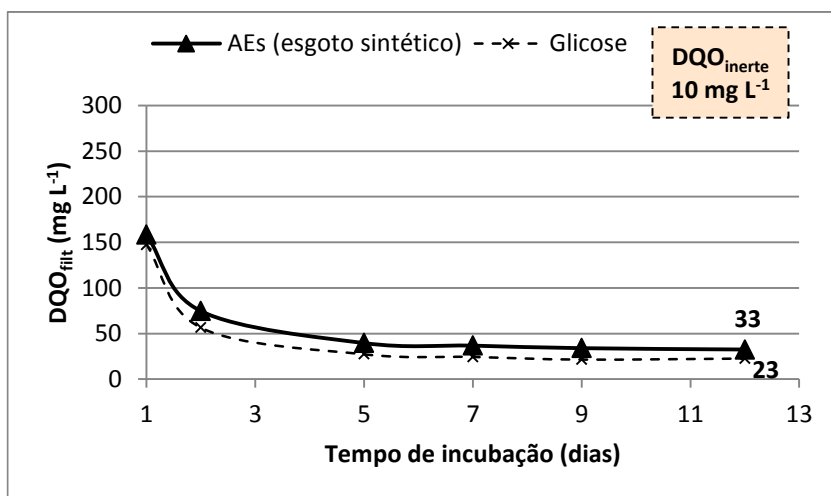


Figura 36 - Relação entre a DQO filtrada das amostras da AE10% e da glicose durante o tempo do teste

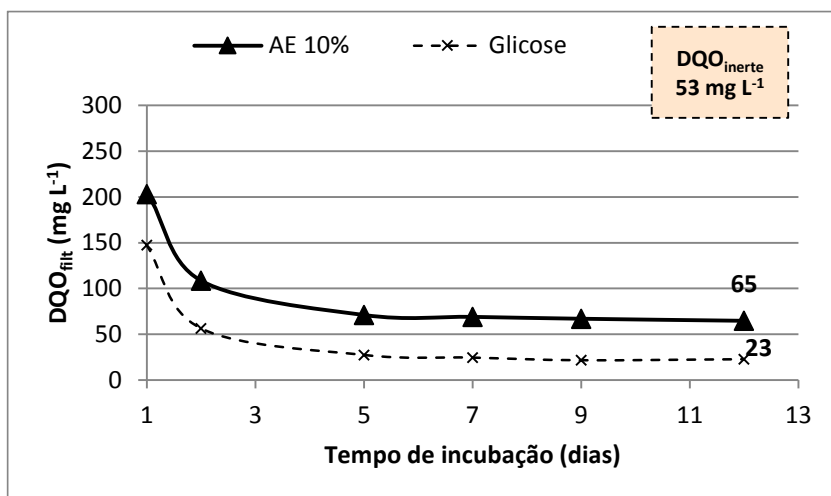


Figura 37 - Relação entre a DQO filtrada das amostras da AE10% tratada e da glicose durante o tempo do teste

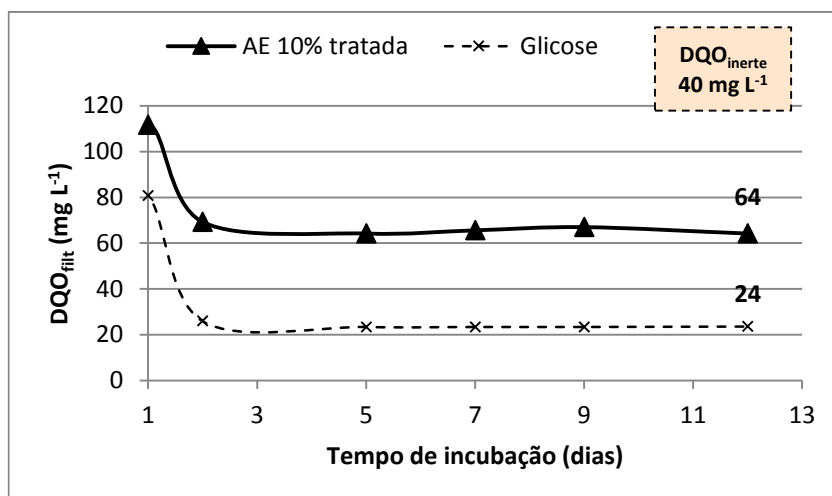
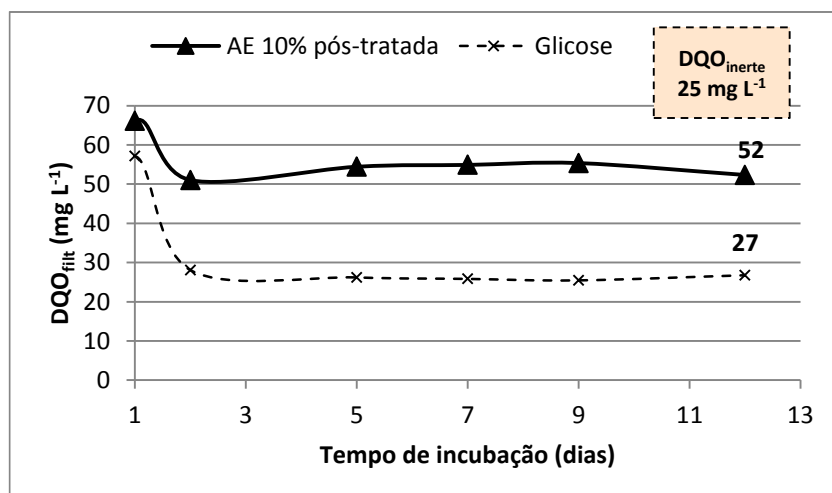


Figura 38 - Relação entre a DQO filtrada das amostras da AE10% pós-tratada e da glicose durante o tempo do teste



De acordo com a Figura 34, observa-se que grande parcela da DQO do lixiviado é caracterizada como inerte. A DQO total solúvel do lixiviado foi de 820 mg L^{-1} (filtrada em membrana de $0,22 \text{ }\mu\text{m}$) e ao final do experimento, quando ocorreu estabilização dos processos biológicos, o lixiviado apresentou DQO inerte solúvel de 473 mg L^{-1} , o que corresponde a aproximadamente 58% da DQO total solúvel. Esta análise de DQO inerte, juntamente com os dados de DQO e DBO, permitem avaliar a biodegradabilidade deste lixiviado. Pode-se então, a partir dos resultados, verificar que este lixiviado é parcialmente biodegradável e de acordo com a análise de DQO

inerte, aproximadamente 42% da DQO solúvel presente pode ser removida por tratamento biológico.

Lange e Amaral (2009) realizaram ensaios de DQO inerte sob condições anaeróbias, de um lixiviado proveniente de um aterro sanitário com operação desde 1975, possuindo células com diferentes idades e características. O lixiviado foi coletado no reservatório que recebe lixiviado de células em operação há 6, 10 e 20 anos. O lixiviado apresentou DQO solúvel total de 2374 mg L⁻¹ e DQO solúvel inerte após o final do experimento de 1270 mg L⁻¹, ou seja, aproximadamente 53% da DQO total solúvel.

Amaral *et al.* (2006) também realizaram ensaios anaeróbios para análise da DQO inerte solúvel de lixiviado, nos quais obtiveram elevada concentração desta, correspondente a 40% da DQO inicial. Os autores comentam que os resultados demonstram a dificuldade em se obter alta eficiência de remoção de matéria orgânica do lixiviado apenas com tratamento biológico, tornando-se necessária a aplicação de tratamentos físico-químicos complementares aos processos biológicos.

De acordo com os resultados apresentados, o esgoto sintético apresentou baixa concentração de DQO inerte (10 mg L⁻¹). Considerando o fator de diluição do lixiviado no esgoto de 10%, a DQO inerte do lixiviado de 473 mg L⁻¹ e do esgoto sintético de 10 mg L⁻¹, o valor teórico da DQO inerte da AE10% resulta em 56,3 mg L⁻¹ ($473 \text{ mg L}^{-1} \times 10\% + 10 \text{ mg L}^{-1} \times 90\% = 56,3 \text{ mg L}^{-1} \times 100\%$), o qual se aproxima do valor obtido de 53 mg L⁻¹. Também houve uma pequena diminuição da DQO inerte após o tratamento anaeróbio e a remoção já esperada com o tratamento físico-químico.

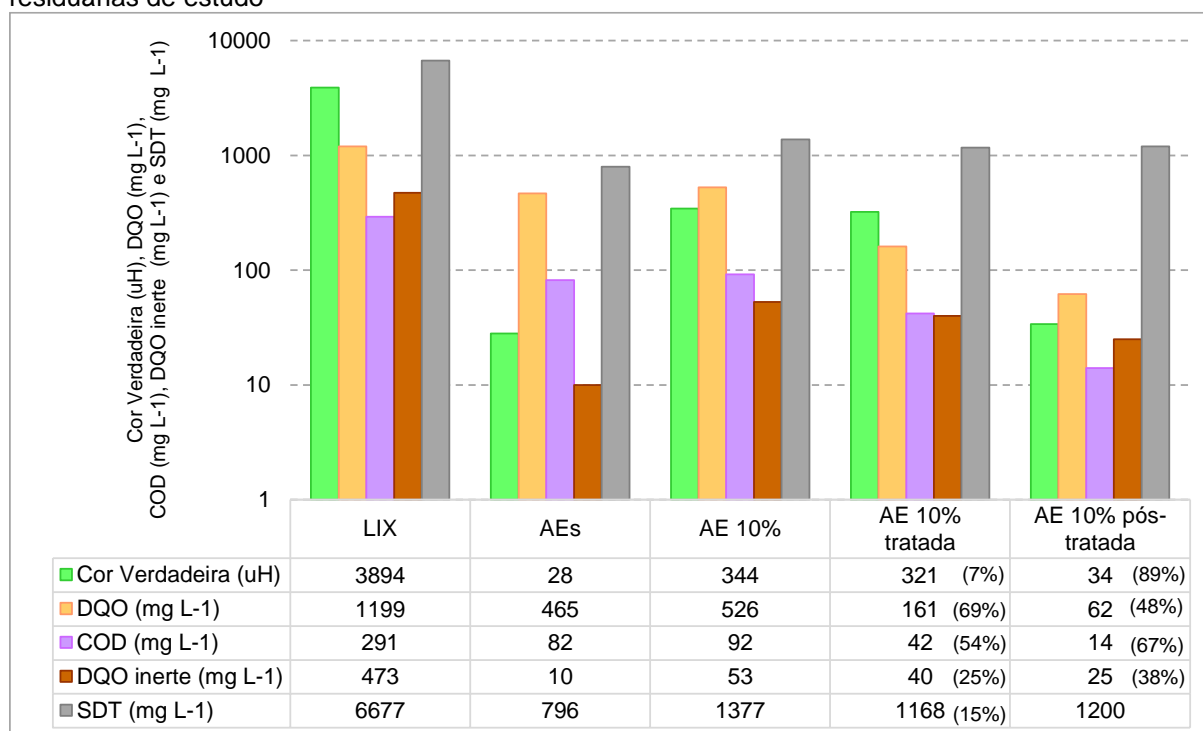
Os dados relacionados à diminuição da DQO inerte após o tratamento anaeróbio também foram verificados por Fueyo, Gutiérrez e Berrueta (2002), em seu ensaio de biodegradabilidade. Os autores realizaram um estudo em escala de bancada e temperatura controlada de 37°C, com proporções volumétricas de lixiviado de 0, 30, 50, 70 e 100% em relação ao volume de esgoto. Foi analisada a remoção de DQO diariamente com a coleta de uma pequena amostra durante o período de 10 a 15 dias. Os ensaios de biodegradabilidade demonstraram que cerca de 58% da matéria orgânica do lixiviado era biodegradável. O estudo demonstrou que há melhoria no tratamento anaeróbio do lixiviado quando tratado juntamente com esgoto. A matéria orgânica recalcitrante de ambos os efluentes foi adicionalmente degradada quando

estes foram tratados em conjunto, sendo que a máxima fração da matéria recalcitrante foi degradada na proporção de 30% de lixiviado em relação ao esgoto.

5.9 CONSIDERAÇÕES SOBRE O PÓS-TRATAMENTO

Na Figura 39 são apresentados os valores residuais médios, assim como as porcentagens de remoção, para os parâmetros cor verdadeira, DQO, COD, DQO inerte e SDT em relação às amostras de lixiviado (LIX), AEs (esgoto sintético), AE10%, AE10% tratada e AE10% pós-tratada.

Figura 39 – Relação entre os valores residuais médios de alguns parâmetros para as diferentes águas residuárias de estudo



O tratamento por reatores anaeróbios de manta de lodo se mostrou eficiente na remoção parcial da matéria orgânica representada pelos parâmetros DQO (69%) e COD (54%). Contudo, os SDT e a cor verdadeira praticamente não foram removidos. Os resultados obtidos no tratamento anaeróbio demonstraram a necessidade de aplicação de um pós-tratamento. Deve-se ressaltar a importância do pós-tratamento do efluente de UASB também para remoção complementar de matéria orgânica e de nutrientes, além dos parâmetros incrementados pela adição do lixiviado.

O tratamento por CFS permitiu melhoria do efluente tratado por UASB principalmente em relação à matéria orgânica recalcitrante, com remoção de cor verdadeira de 89%, DQO de 48%, COD de 67% e DQO inerte 38%. No entanto, não foi obtida remoção de SDT após a coagulação.

5.10 ATENDIMENTO AOS PADRÕES ESTABELECIDOS POR LEGISLAÇÃO

5.10.1 Fase experimental II

Considerando que a resolução SEMA 021/2009 é mais restritiva quanto aos parâmetros DQO e DBO em comparação com a CONAMA 430/2011, estabelecendo valores máximos de 225 mg L⁻¹ de DQO e 90 mg L⁻¹ de DBO, respectivamente, pode-se verificar o atendimento à estes parâmetros analisados, para todos os efluentes tratados, pois obteve-se em média 161 mg L⁻¹ para DQO e 27 para DBO mg L⁻¹ na condição com porcentagem volumétrica de 10% de lixiviado.

No caso do atendimento aos padrões de lançamento estabelecidos nas resoluções, deve-se levar em consideração a capacidade de autodepuração do corpo hídrico em questão. Por exemplo, a cor verdadeira da AE10% após o tratamento ainda é elevada, podendo não atender aos padrões determinados. Os nutrientes, dependendo da concentração destes no esgoto sanitário, podem não se enquadrar nos limites estabelecidos, pois o reator UASB não é eficiente na remoção destes parâmetros.

Mesmo com valores abaixo dos padrões de lançamento, pode-se verificar também o atendimento aos padrões de enquadramento da resolução 357/2005, considerando que estes valores podem ser os padrões de lançamento aplicados em determinados casos. De acordo a comparação dos valores médios obtidos e os valores de enquadramento de corpos receptores classe 2, o efluente AE10% tratado por UASB não apresentou qualidade compatível para os parâmetros cor verdadeira, DBO, fósforo total, nitrogênio amoniacal e sólidos dissolvidos totais. Contudo, deve-se verificar o fator de diluição e qualidade do corpo hídrico receptor para análise do atendimento destes padrões.

5.10.2 Fase experimental III

Os resultados obtidos nesta fase experimental demonstram a elevada eficiência do pós-tratamento por CFS em relação a remoção de cor verdadeira. O efluente pós-tratado apresentou qualidade de acordo com o padrão de enquadramento para corpos hídricos de classe 2 da resolução CONAMA 357/2005 para cor verdadeira, a qual estabelece o valor de 75 uH.

Na Tabela 31 é apresentada uma comparação dos valores estabelecidos pela resolução CONAMA 357/2005 para corpos receptores classe 2 e os valores médios obtidos após o tratamento por UASB (AE10% tratada) e após a CFS com a porcentagem de 10% de lixiviado (AE10% pós-tratada).

Tabela 31 – Comparação dos resultados obtidos para a AE10% tratada e pós-tratada com os valores de enquadramento limites para corpo receptor Classe 2

Parâmetro	Valor limite	AE10% tratada	AE10% pós-tratada
pH	6 a 9	7,25	5,58
Cor verdadeira (uH)	75	321	34
Turbidez (uT)	100	14	3,43
DBO 5 dias a 20° C (mg L ⁻¹)	5	27	-
Fósforo total (mg L ⁻¹)	Até 0,030 mg L ⁻¹ em ambientes lênticos e até 0,050 mg L ⁻¹ em ambientes intermediários	6,2	0,43
N-amoniaco total (mg L ⁻¹)	3,7 mg L ⁻¹ N, para pH ≤ 7,5	24	23
Sólidos dissolvidos totais (mg L ⁻¹)	500	1168	1200

Fonte: CONAMA 357/2005

Em relação ao parâmetro sólidos dissolvidos totais, não foi possível obter menores valores após a CFS, sendo portanto este parâmetro não enquadrado no valor de enquadramento para corpo receptor de classe 2 da resolução CONAMA 357. Além do SDT, não foi possível obter enquadramento dos parâmetros fósforo e N-amoniaco. Não foi possível quantificar a DBO da AE10% pós-tratada.

Deve se ressaltar que neste caso, o pH de coagulação utilizado foi próximo de 5, e neste caso deve-se adequar este valor antes do lançamento no corpo hídrico, de acordo com a legislação pertinente. Para comparação com os valores de

enquadramento dos corpos hídricos contidos na resolução CONAMA 357/2005, deve-se levar em consideração o fator de diluição de acordo com a vazão do corpo receptor.

Na Tabela 32 são apresentados os padrões de lançamento para metais determinados pela resolução CONAMA 430/2011 e os valores de enquadramento para corpos hídricos de água doce classe 2 estabelecidos pela resolução CONAMA 357/2005, bem como os valores obtidos antes e após os tratamentos realizados.

Tabela 32 – Valores máximos estabelecidos e resultados obtidos antes e após os tratamentos realizados

Parâmetros inorgânicos (mg L ⁻¹)	CONAMA 430	CONAMA 357	AEs tratada	AE10% tratada	AE10% pós-tratada
Arsênio total	0,5	0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Bário total	5,0	0,7	0,0128	0,0178	0,0258
Boro total	5,0	0,5	<0,01	0,168	0,168
Cádmio total	0,2	0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Chumbo total	0,5	0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Cianeto total	1,0	-	<0,05	<0,05	<0,05
Cobre dissolvido	1,0	0,009	<0,005	<0,005	<0,005
Cromo hexavalente	0,1		<0,01	<0,01	<0,01
Cromo trivalente	1,0		<0,01	0,0128	<0,01
Cromo total	-	0,05	<0,01	0,0128	<0,01
Estanho total	4,0	-	<0,01	<0,01	<0,01
Ferro dissolvido	15,0	0,3	0,0295	0,235	0,0192
Manganês dissolvido	1,0	-	<0,01	0,0977	0,163
Merúrio total	0,01	0,0002	<0,000075	<0,000075	<0,000075
Níquel total	2,0	0,025	<0,010	0,0142	0,025
Prata total	0,1	0,01	<0,01 ⁻¹	<0,01	<0,01
Selênio total	0,30	0,01	<0,008	<0,008	<0,008
Zinco total	5,0	0,18	0,0212	0,0573	0,0298

Fonte: o próprio autor

De acordo com a Tabela 32, comparando-se os valores da AEs tratada e AE10% tratada, nota-se que a adição do lixiviado ocasionou um pequeno aumento na concentração de Bário, Boro, cromo trivalente, cromo total, ferro dissolvido, manganês dissolvido, níquel total e zinco total. Contudo esse aumento foi pouco significativo e ainda assim os valores situaram-se abaixo dos padrões estabelecidos pelas resoluções CONAMA 357/2005 e 430/2011. Já para a AE10% pós-tratada, em comparação com a AE10% tratada, houve aumento na concentração de Bário, manganês dissolvido e níquel total. Este fato pode estar relacionado ao coagulante utilizado, como também aos mecanismos ocorridos durante a coagulação. Com o pós-

tratamento também foram obtidos valores abaixo dos limites estabelecidos pela legislação.

6 CONCLUSÕES

De acordo com as condições de estudo e resultados obtidos neste trabalho, pode-se concluir que:

- O esgoto sintético apresentou características físico-químicas similares ao esgoto natural, com menor variação da carga orgânica e possibilidade de produção diária, fato que influenciou na escolha do seu uso para o estudo do tratamento conjugado de esgoto com lixiviado de aterro sanitário. Assim, a utilização do esgoto sintético com características pouco variáveis proporcionou a análise das alterações dos parâmetros de monitoramento em decorrência da adição do lixiviado;
- Com os resultados obtidos sobre o tratamento conjugado de esgoto e lixiviado de aterro sanitário, pode-se ressaltar que o lixiviado de estudo não interferiu de forma significativa no tratamento do esgoto sanitário. O tratamento conjugado apresentou eficiência dentro da faixa esperada para o tratamento de esgoto em reatores UASB, com remoção média de DQO de 69,3% para a porcentagem volumétrica de 10% de lixiviado, enquanto que para o tratamento controle (apenas com esgoto sintético) a eficiência de remoção de DQO foi de 82,4%;
- Foi observada a interferência do lixiviado na qualidade do efluente tratado, principalmente em relação aos valores de cor verdadeira e SDT, em comparação com o tratamento controle. A condição de porcentagem volumétrica de 10% (AE10% tratada) apresentou valores de cor verdadeira de 321 uH e SDT de 1168 mg L⁻¹. Observou-se a necessidade de um pós-tratamento do efluente para remoção complementar da matéria orgânica, nutrientes, cor verdadeira e SDT;
- A condição de maior eficiência do pós-tratamento do efluente de UASB (AE10% tratada) por coagulação-floculação-sedimentação foi com dosagem de Fe de 30 mg L⁻¹ e pH 5. Nestas condições foram obtidas eficiências na remoção de cor verdadeira de 89%, DQO de 48%, COD de 67% e fósforo de 91%, com

produção de efluente com 34 uH, 62 mg L⁻¹ e 0,43 mg L⁻¹, respectivamente. Contudo, não foi obtida remoção de sólidos dissolvidos e nitrogênio.

- Os resultados da análise de DQO inerte solúvel sob condições anaeróbias permitiram verificar que o lixiviado de estudo é parcialmente biodegradável e aproximadamente 42% da DQO solúvel presente pode ser removida por tratamento biológico anaeróbio.

7 RECOMENDAÇÕES

- Realização dos testes de ecotoxicidade do efluente tratado e pós-tratado com adição de lixiviado, com base em diversos organismos aquáticos padronizados;
- Análise da influência de diferentes tipos de lixiviado no tratamento conjugado em reatores UASB sob as mesmas condições operacionais;
- Realização de estudos sobre o tratamento conjugado de lixiviado e esgoto sanitário, com instalação de reatores anaeróbios em escala piloto na própria ETE, visando a otimização da utilização do esgoto natural;
- Ensaio de atividade metanogênica específica do lodo para análise de possíveis impactos da adição de lixiviado no tratamento de esgoto;
- Monitoramento dos reatores anaeróbios por um maior período;
- Estudo de maiores porcentagens de lixiviado em relação ao volume de esgoto sanitário em reatores UASB.

BIBLIOGRAFIA

ABBAS A. A.; JINGSONG G.; PING L. Z.; PAN Y. Y.; AL-REKABI WS. Review on landfill leachate treatments. **American Journal of Applied Sciences**. v.6, n.4, p. 534–545, 2009.

ALBUQUERQUE, E. M. **Avaliação do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em sistemas de lodos ativados**. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos. 2012. 280 p.

ALVAREZ-VAZQUEZ, H.; JEFFERSON, B.; JUDD, S. J. Membrane bioreactors vs conventional biological treatment of landfill leachate: A brief review. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**. 79: 1043-1049. 2004.

AMARAL, M. S. **Tratamento físico-químico de lixiviado de aterro sanitário pré-tratado por processo biológico aeróbio**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2009.

AMARAL, M. C. S.; FERREIRA, C. F. A.; LANGE, L. C.; AQUINO, S. F.; FLORA, R. S. Avaliação da DQO inerte solúvel de lixiviados de aterro sanitário. In: Congresso de la Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. **Anais...** Punta Del Este, Uruguai. 2006.

AMIRTHARAJAH, A. The mechanisms of coagulation. In: SEMINÁRIO NACIONAL SOBRE COAGULAÇÃO E FILTRAÇÃO DIRETA. **Anais...** São Carlos, 1989.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos: procedimento. Rio de Janeiro, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. NBR 10004: resíduos sólidos: classificação. Rio de Janeiro, 2004.

APHA; AWWA; WEF. Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. 22 ed. Washington, DC: APHA, 2012.

AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A.L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AVGs) em reatores anaeróbios sob estresse; causas e estratégias de controle. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 10, n. 2, p. 153-161, Rio de Janeiro-RJ: ABES, 2005.

BARBA, L. E.; TORRES, P.; VICTORIA, J. A. R.; MARMOLEJO, L. F.; PIZARRO, C. A. Influencia de la incorporación de lixiviados sobre la biodegradabilidad anaerobia de aguas residuales domésticas. **Revista Ingeniería e Investigación**, v.30, fasc.1, p.75 – 79. Colombia, 2010.

BATISTA, A. D. **Tratamento e pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário por coagulação - floculação - sedimentação com diferentes coagulantes e auxiliares de floculação e avaliação ecotoxicológica**. Dissertação (Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento). Universidade Estadual de Londrina. Londrina, 2016.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. 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, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, p. 58-63. 2005.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2011.

BOCCHIGLIERI, M. M. **O Lixiviado dos Aterros Sanitários em Estações de tratamento dos Sistemas Públicos de Esgotos**. Tese (Doutorado), Universidade de São Paulo/ Faculdade de Saúde Pública. 255 p. 2010.

CAMPOS, J. R. (Coor.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), 435p. 1999.

CAMPOS, A. R. C. **Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas**. Dissertação (mestrado em ciência e tecnologia ambiental). Universidade Estadual da Paraíba, 98 p. 2012.

CASTILHOS JUNIOR, A. B. **Alternativas de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos para Pequenas Comunidades**. Coletânea de trabalhos técnicos. RiMa, ABES. Rio de Janeiro. 2002.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**; 1. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, v. 5. 1997.

CHERNICHARO C. A. L. Post treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**. V. 5, p. 73–92. 2006.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. V. 5, 2ª edição, DESA-UFMG, 2007a.

CHERNICHARO, C. A. L. **Anaerobic reactors**. In: **Biological Wastewater Treatment Series**. IWA publishing, London, 174 p, 2007b.

CHRISTENSEN T. H.; KJELDSEN P.; BJERG P. L.; JENSEN D. L.; CHRISTENSEN J. B.; BAUN A., ALBRECHTSEN H-J., HERON G., 2001. Biochemistry of landfill leachate plumes. **Applied Geochemistry**. v. 16, p. 659-718, 2001.

CONTRERA, R. C. **Tratamento de lixiviados de aterros sanitários em sistema de reatores anaeróbio e aeróbio operados em batelada sequencial**. 789f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

DEL BORGHI, A.; BINAGHI, L.; CONVERTI, A.; DEL BORGHI, M. Combined treatment of leachate from sanitary landfill and municipal wastewater by activated sludge. **Chem. Biochem. Eng. Q.** 17(4), 277–283. 2003.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2ª edição. Volume 1. São Carlos: RiMa, 2005.

EDUARDO, J. **Avaliação das características microbiológicas e físico-químicas do lixiviado (chorume) no processo de tratamento do aterro metropolitano de Gramacho (RJ–Brasil)**. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade do Rio de Janeiro, RJ, 2007.

FELICI, E.M. **Coagulação-floculação-sedimentação como Pós-tratamento de Efluente de Sistema Biológico em Batelada Aplicado a Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos**. Dissertação (Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento). Universidade Estadual de Londrina. Londrina, 2010.

FELICI, E. M.; KURODA, E. K.; YAMASHITA, F.; SILVA, S. M. C. P. Remoção de carga orgânica recalcitrante de lixiviado de resíduos sólidos urbanos pré-tratado biologicamente por coagulação química-floculação-sedimentação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, p. 177-184, 2013.

FERREIRA *et al.* Tratamento Combinado de Lixiviados de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos com Esgoto Sanitário. In: GOMES, L.P. **Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras**. PROSAB 5, v. 5, Rio de Janeiro: ABES, 358 p. 2009.

FORESTI, E. Anaerobic treatment of domestic sewage: established technologies and perspectives. **Water Science and Technology**. V. 45, n. 10 p. 181–186. 2002.

FUEYO, G., GUTIÉRREZ, A.; BERRUETA, J. Anaerobic degradation: the effect of the combined treatment of substrates on the refractory fraction. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, 77, p. 910–916. 2002.

FUEYO, G.; GUTIERREZ, A.; BERRUETA, J. Kinetics of Anaerobic Treatment of Landfill Leachates Combined With Urban Wastewaters. **Waste Management & Research**, v. 21, p.145-154, 2003.

GALVÃO, R. B. **Cotratamento de lixiviado pré-tratado de aterro sanitário e esgoto doméstico em reatores anaeróbios de manta de lodo e pós-tratamento por coagulação – floculação – sedimentação**. 2017. 109 páginas. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2017.

GERMILI, E.; ORHON, D.; ARTAN, N. Assessment of the initial inert soluble COD in industrial wastewaters. **Water Science and Technology**. v. 23, p. 1077-1086, 1991.

GOMES, L.P. **Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras**. PROSAB 5, v. 5, Rio de Janeiro: ABES, 2009. 358 p.

GONÇALVES, R.F., ARAÚJO, V.L., CHERNICHARO, C.A.L. Tratamento secundário de esgoto sanitário através da associação em série de reatores UASB e biofiltros aerados submersos. XIX CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. **Anais..** Foz do Iguaçu, PA. 1997

INCE, M., SENTURK, E., ONKAL ENGIN, G., KESKINLER, B. Further treatment of landfill leachate by nanofiltration and microfiltration—PAC hybrid process, **Desalination**, v. 255 p. 52–60, 2010.

JORDÃO, E. P; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 7ª edição. Rio de Janeiro: ABES, 2014.

KAWAHIGASHI, F. ; MENDES, M. B. ; ASSUNÇÃO JÚNIOR, V. G. ; GOMES, V. H. ; FERNANDES, F. ; HIROOKA, E. ; KURODA, E. K. . (2014). Pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário em carvão ativado. **Engenharia sanitária e ambiental**, v. 19, p. 178-185,

KHAN, A. A.; GAUR R. Z.; TYAGI V. K.; KHURSHEED A.; LEW B.; MEHROTRA I.; KAZMI A. A.; Sustainable options for post treatment of UASB effluent treating sewage: a review. **Resources, Conservation and Recycling**. v. 55, p. 1232–1251, 2011.

KURNIAWAN, T. A., LO, W. H., CHAN, G. Y. S. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. **Journal of hazardous materials**, v. B129, p. 80-100, 2006.

KYLEFORS, K., ECKE, H. & LAGERKVIST, A. Accuracy of COD test for landfill leachates. **Water, Air, & Soil Pollution**. v. 146, p. 153-169. 2003.

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. Geração e características do lixiviado. In: GOMES, L.P. **Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras**. PROSAB 5, v. 5, Rio de Janeiro: ABES, 358 p. 2009.

LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T., PRASAD, S.; SILVA, S. A. Tratamento biológico de percolado. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** Joinville, 2003.

LETTERMAN, R.D.; AMIRTHARAJAH, A. O'MELIA, C. R. Coagulation and flocculation. In: LETTERMAN, R.D. **Water Quality and Treatment: A Handbook of Community Water Supplies**. American Water Works Association. Washington, DC, McGraw-Hill. 1999.

LIN, C.Y.; CHANG, F.Y.; CHANG, C.H. Co-digestion of leachate with septage using a UASB reactor. **Bioresource Technology**, v. 73, n. 2000, p. 175–178, 2001.

MALER, C. L.; SIMIONATO, L. R.; SANTOS, T. A.; FERNANDES, F. Sequência de tratamentos para lixiviado de aterro sanitário utilizando os processos físico-químico convencional e Fenton como pós-tratamento. **Revista DAE**, v. 63, p. 47-57, 2015.

MARGUTTI, A. L.; FILHO, S. S. F.; PIVELI, R. P. Otimização de processos físico-químicos na remoção de fósforo de esgotos sanitários por processos de precipitação química com cloreto férrico. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 4, p. 395–404, 2008.

McCARTY, P. **Anaerobic waste treatment fundamentals**. Public Works, vol. 95.1964.

McCARTY, P. One Hundred Years of Anaerobic Treatment. In: **Anaerobic Digestion**. Elsevier Biomedical Press. 1982.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento De Efluentes E Recuperação De Recursos**. Tradução: Ivanildo Hespanhol, Jose Carlos Mierzwa. Bookman. 5 ed. 2016.

MONTEIRO, V. R. C.; VIDAL, C. M. S.; SOUSA, J. B. CAVALLINI, G. S. Tratamento Terciário de Esgoto Sanitário Proveniente de Lagoa de Polimento Utilizando Sistema de Coagulação/Precipitação Seguido de Radiação Ultravioleta. *Semina. Ciências Exatas e Tecnológicas (Impresso)*, v. 34, p. 67-80, 2013.

MORAIS, J.L.; ZAMORA, P.P. Use of advanced oxidation processes to improve the biodegradability of mature leachate. **Journal of Hazardous Materials**, B 123, p. 181-186, 2005.

MOTA, F.S.B., VON SPERLING, M. **Nutrientes de esgotos sanitário: utilização e remoção**. ABES: Rio De Janeiro, Brasil,v2, 428 p. 2009.

PARKIN, G. F.; OWEN, W. F. Fundamentals of anaerobic digestion of wastewater sludges. **Journal of Environmental Engineering**. Vol.112 (5), p.867-920. 1986.

PARANÁ. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Resolução SEMA 021/09. Dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências, para empreendimentos de saneamento. **Diário Oficial do Estado do Paraná**, Curitiba, n. 7962, p. 13-16, 2009.

POZZETTI, J. D. C. **Pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário por coagulação química-floculação-sedimentação, adsorção em carvão ativado pulverizado e avaliação ecotoxicológica**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento). Universidade Estadual de Londrina, 2014.

RAMOS, P. C. A. **Tratamento conjugado de lixiviado com esgotos domésticos em reator UASB**. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba. 2009.

REICHERT, G. A. **A vermicompostagem aplicada ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1999.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J.G.;POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.;MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**. V. 150 p. 468–493. 2008.

RIBAS, M. M.F.; MORAES, E.M.; FORESTI, E. Avaliação da acurácia de diversos métodos para determinação de ácidos graxos voláteis e alcalinidade e bicarbonato para monitoramento de reatores anaeróbicos. **Engenharia Sanitária Ambiental**. vol.12, n. 3, p. 240-246, 2007.

SANTOS, A. F. M. S., **Tratamento anaeróbio de chorume em conjunto com esgoto sanitário**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2009.

SILVA, A. C. **Tratamento do Percolado de Aterro Sanitário e Avaliação da Toxicidade**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Rio de Janeiro, COPPE/UFRJ. 2002.

SILVA, M.E.R.; AQUINO, M.D.; SANTOS, A.B. Pós-tratamento de efluentes provenientes de reatores anaeróbios tratando esgotos sanitários por coagulantes naturais e não naturais. **Revista Tecnologia**, Fortaleza, v.28, n.2, p.178-190, dez. 2007.

SILVA, R. B.; LEITE, V. D. Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio seguido de aeróbio. **Revista DAE**, maio-agosto, 2015.

SOUTO, G. B.; POVINELLI, J. Características de lixiviados de aterros sanitários no Brasil. In: 24º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. **Anais...** Belo Horizonte, Minas Gerais, 2007.

SOUTO, G. D. B. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros – estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”)**. Tese de Doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos – SP. 2009.

STEGMANN, R.; HEYER, K.U; COSSU, R. Leachate treatment. Proceedings Sardinia. Tenth International Waste Management and Landfill Symposium. **Anais...** S. Margherita di Paula, Cagliari, Italy; 3-7 October, 2005.

TORRES, P. **Desempenho de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) de bancada no tratamento de substrato sintético simulando esgoto sanitário sob diferentes condições de operação**. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos, SP. 1992.

TORRES, P.; RODRÍGUEZ J. A.; BARBA L. E.; MARMOLEJO, L. F.; PIZARRO, C. A. Combined treatment of leachate from sanitary landfill and municipal wastewater by UASB reactors. **Water Science & Technology**. 2009.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. Effluent limitations guidelines, pretreatment standards, and new source performance standards for the landfills point source category: final rule. Washington, DC: USEPA, 2000.

VELI, S.; ÖZTÜRK, T.; DIMOGLO, A. Treatment of of municipal solid wastes leachate by means of chemical – and electro-coagulation. **Separation and Purification Technology**; v. 61, p. 82 – 88. 2008.

VON SPERLING M.; CHERNICHARO C. A. L. **Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions**. IWA Publishing, London, 835 p. 2005.

VON SPERLING, M. **Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal**. Biological wastewater treatment Series. V. 1. IWA Publishing: London – UK, 2007.

WANG, ZP; ZHANG, Z; LIN, YJ; DENG, NS; TAO, T; ZHUO, K. Landfill Leachate Treatment by a Coagulation-photooxidation process. **Journal of Hazardous Materials**. v. 95, p. 153-159. 2002.