



UNIVERSIDADE  
ESTADUAL DE LONDRINA

---

RENAN BORELLI GALVÃO

**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**



UNIVERSIDADE  
ESTADUAL DE LONDRINA

RENAN BORELLI GALVÃO

7 CHF5 H5 A9 BHC`89`@L=J-58 C`DFv!HF5 H5 8 C`89`  
5 H9 FFC`G5 B=Hâ F=C`9`9G; CHC`8 CA vGH7 C`9A`  
F95 HCF9G`5 B59F é 6=C G`89`A5 BH5`89`@C8 C`9`  
Dé G!HF5 H5 A9 BHC`DCF`7 C5; I @uÇC`Ë`  
: @C7I @uÇC`Ë`G98=A9BH5uÇC`

LONDRINA - PARANÁ

2017

RENAN BORELLI GALVÃO

**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**

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.

Orientadora: Profa. Dra. Emília Kiyomi Kuroda

Londrina  
2017



RENAN BORELLI GALVÃO

**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**

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**

---

Orientadora: Profa. Dra. Emília Kiyomi Kuroda  
Universidade Estadual de Londrina – UEL

---

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

---

Prof. Dr. Ricardo Nagamine Costanzi  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná –  
UTFPR

Londrina, 21 de fevereiro de 2017.

.

.  
.   
.   
.   
.   
.   
.

*Aos meus pais, com amor.*

## **5; F5897-A9BHC6**

À Profa. Dra. Emília Kiyomi Kuroda, pela valorosa orientação durante este trabalho e por todos os anos de acompanhamento acadêmico e pessoal.

Ao Profs. Drs. Miguel Mansur Aisse e Ricardo Nagamine Costanzi, pela cuidadosa leitura do trabalho e valorosas contribuições nas bancas de qualificação e defesa.

Ao Prof. Dr. Fernando Fernandes e à Profa. Dra. Elisa Yoko Hirooka, pelas constantes orientações e contribuições acadêmicas.

Aos docentes do Programa de Pós-graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento da Universidade Estadual de Londrina, em especial à Prof. Dra. Deize Dias Lopes.

Ao técnico do Laboratório de Maquetes, Carlos Alberto Duarte, pela valiosa ajuda na montagem dos reatores pilotos. Ao técnico do Laboratório de Saneamento, Ivan Jorge Alves, pela constante colaboração na execução das tarefas.

Aos funcionários da Sanepar de Londrina, em especial Sérgio Luiz Medeiros.

À mestranda e amiga de laboratório Priscila Liane Biesdorf Borth, pelo grande comprometimento com essa pesquisa e valorosa colaboração durante todo o trabalho. À IC Luana e mestrando Arthur, pelo enorme apoio técnico na execução dos experimentos.

Aos queridos amigos do Laboratório de Hidráulica e Saneamento: Aline, Amanda, Cássia, Emily, Josemarque, Mariane, Sarah, Thaís e Vilson, pela excelente convivência e amizade.

A meus pais, Marilda e Claudécir, por continuarem sendo meu lar. A toda a minha família e amigos, pelo carinho e apoio.

À CAPES, pela bolsa-auxílio.

À SANEPAR/FUNDAÇÃO ARAUCÁRIA, pelo financiamento da pesquisa através do Programa Paranaense de Pesquisa em Saneamento Ambiental (Chamada 09/2014).

A todos que contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho.

GALVÃO, Renan Borelli. **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 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2017.

## RESUMO

Lixiviado de aterro sanitário é uma água residuária de composição complexa, difícil biodegradação e alto poder poluente, e que necessita de um tratamento adequado antes de sua disposição na natureza. O cotratamento de lixiviado e esgoto doméstico tem se mostrado uma solução interessante, desde que o transporte do lixiviado à Estação de Tratamento de Esgoto - ETE seja viável e que a mesma tenha capacidade de absorver a sobrecarga. É necessário, porém, analisar criteriosamente as porcentagens máximas de lixiviado a serem adicionadas, pois elevadas taxas podem comprometer o bom funcionamento do sistema. Este trabalho buscou avaliar os impactos da adição de lixiviado de aterro sanitário pré-tratado por stripping de amônia no tratamento de esgoto sanitário em reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB) com pós-tratamento por coagulação-floculação-sedimentação. O trabalho foi dividido em três fases experimentais, sendo a Fase I correspondente aos ensaios de tratamento anaeróbio em reatores em escala piloto reduzida, para comparação e definição do tipo de esgoto, natural da ETE ou sintético, a ser utilizado nos ensaios subsequentes; a Fase II aos ensaios de cotratamento anaeróbio em escala piloto, em reatores com volume de 14,14 L, vazão de 1,77 L h<sup>-1</sup> e TDH de 8 h, para avaliação de desempenho e seleção da proporção mais adequada da mistura esgoto/lixiviado; e a Fase III aos ensaios de pós-tratamento físico-químico por coagulação-floculação-sedimentação - CFS, em escala de bancada (jarteste), utilizando sulfato de alumínio como coagulante, para determinação da condição mais adequada de coagulação química para o efluente selecionado na Fase II. O cotratamento de lixiviado pré-tratado e esgoto em reatores de manta de lodo foi eficiente na remoção de DQO e DBO, apresentando remoções entre 69,2 e 82,6% e entre 87,3 e 90,7%, com valores residuais de 82 a 168 mg L<sup>-1</sup> e de 23 a 28 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. A adição máxima de lixiviado pré-tratado investigada de 10% não prejudicou o desempenho do reator, sendo esta selecionada como porcentagem de maior eficiência para o cotratamento. O cotratamento não foi eficiente na remoção de nutrientes (fósforo e nitrogênio), sólidos dissolvidos e cor verdadeira, com remoções máximas de 11,8; 13,8; 18,2 e 8,6%, respectivamente. Por fim, o pós-tratamento por CFS mostrou-se eficiente na remoção de cor verdadeira, com eficiência de 90,4% e valor residual de 31 mg L<sup>-1</sup>, e fósforo, com eficiência de 87,0% e residual de 0,75 mg L<sup>-1</sup>.

**Palavras-chave:** Cotratamento de lixiviado de aterro e esgoto doméstico. Tratamento anaeróbio. Pós-tratamento físico-químico. Reator UASB.

GALVÃO, Renan Borelli. **Cotreatment of pre-treated landfill leachate and domestic wastewater in UASB reactors and post-treatment by coagulation-flocculation-sedimentation.** 2017. 109 p. Dissertation (Master in Building Engineering and Sanitation) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2017.

## ABSTRACT

Landfill leachate is a wastewater of complex composition, difficult biodegradation and high polluting power, which needs proper treatment before its disposal in nature. Co-treatment of landfill leachate and domestic wastewater has shown to be an interesting solution, since the transport of the leachate to the Wastewater Treatment Plant - WWTP is feasible and that it has the capacity to absorb the overload. However, it is necessary to carefully analyze the maximum percentages of leachate to be added, since high rates can compromise the good functioning of the system. This work aimed to evaluate the impacts of the addition of pretreated landfill leachate by ammonia stripping in the treatment of domestic wastewater in Upflow Anaerobic Sludge Blanket reactors (UASB) followed by coagulation-flocculation-sedimentation as post-treatment. The experiments were divided in three experimental phases, with Phase I corresponding to the anaerobic treatment tests in reduced pilot scale reactors, for comparison and definition of the type of domestic wastewater, natural from WWTP or synthetic, to be used in the subsequent tests; Phase II corresponding to anaerobic co-treatment tests, in pilot scale reactors with volume of 14.14 L, flow rate of 1.77 L h<sup>-1</sup> and HRT of 8 h for performance evaluation and selection of the most adequate proportion of the domestic wastewater/leachate mixture; and Phase III to the physical-chemical post-treatment by coagulation-flocculation-sedimentation - CFS, in bench scale (jartest), using aluminum sulfate as a coagulant, to determine the most appropriate chemical coagulation condition for the selected effluent from Phase II. Co-treatment of pre-treated landfill leachate and domestic wastewater in UASB reactors was efficient in the removal of COD and BOD, with removals between 69.2 and 82.6% and between 87.3 and 90.7%, with residual values of 82 to 168 mg L<sup>-1</sup> and from 23 to 28 mg L<sup>-1</sup>, respectively. The maximum addition of pretreated leachate investigated (10%) did not affect reactor performance, which was selected as the percentage of higher efficiency for co-treatment. Co-treatment was not efficient in the removal of nutrients (phosphorus and nitrogen), dissolved solids and true color, with maximum removals of 11.8; 13.8; 18.2 and 8.6%, respectively. Finally, the post-treatment by CFS was efficient in the removal of true color, with efficiency of 90.4% and residual value of 31 mg L<sup>-1</sup>, and phosphorus, with efficiency of 87.0% and residual of 0,75 mg L<sup>-1</sup>.

**Keywords:** Co-treatment of landfill leachate and domestic sewage. Anaerobic treatment. Physical-chemical post-treatment. UASB reactor.

Figura 1 - Esquema simplificado das etapas da digestão anaeróbia .....	28
Figura 2 - Desenho esquemático de um reator UASB .....	30
Figura 3 – Fluxograma da Fase I .....	47
Figura 4 - Fluxograma da Fase II .....	48
Figura 5 - Fluxograma da Fase III .....	49
Figura 6 – Esquema do sistema de reator em escala piloto reduzida .....	54
Figura 7 – Esquema da instalação dos reatores piloto UASB .....	59
Figura 8 – Detalhe do projeto dos reatores pilotos UASB .....	60
Figura 9 – Aparato experimental utilizado nos ensaios de DQO inerte .....	64
Figura 10 - Equipamento jarreste utilizado na Fase III .....	65
Figura 11 – Valores de pH em função do tempo de operação / Fase I .....	68
Figura 12 – Valores de alcalinidade em função do tempo de operação / Fase I .....	68
Figura 13 – Valores de AGV em função do tempo de operação / Fase I .....	69
Figura 14 – Valores de DQO em função do tempo de operação / Fase I .....	71
Figura 15 – Valores de pH em função do tempo de operação / Fase II .....	76
Figura 16 – Valores de alcalinidade em função do tempo de operação / Fase II .....	77
Figura 17 – Valores de AGV em função do tempo de operação / Fase II .....	77
Figura 18 – Valores de DQO em função do tempo de operação / Fase II .....	80
Figura 19 – Valores de DBO em função do tempo de operação / Fase II .....	80
Figura 20 – Carga Orgânica Volumétrica – COV média por porcentagem média de remoção de DQO .....	84
Figura 21 – Valores médios e remoções de N-amoniaco e NKT antes e após cotratamento / Fase II .....	85
Figura 22 – Valores médios e remoções de Fósforo antes e após cotratamento / Fase II .....	86
Figura 23 – Valores médios de ST, SST, SSV e SDT das AE antes do cotratamento / Fase II .....	87
Figura 24 – Valores médios de ST, SST, SSV e SDT das AE após o cotratamento / Fase II .....	88
Figura 25 – Valores de cor verdadeira em função do tempo de operação / Fase II ..	90

Figura 26 – Valores de cor verdadeira residual do efluente contratado para a condição selecionada após CFS para diferentes condições de coagulação / Fase III .....	92
Figura 27 – Foto da AE 10%, AE 10% cotratada e AE 10% pós-tratada .....	93
Figura 28 – Perfil de SVT dos reatores UASB após os ensaios de cotratamento .....	96
Figura 29 – Curva de DQO inerte para o lixiviado pré-tratado .....	98
Figura 30 – Curva de DQO inerte para a AEs (esgoto sintético).....	98
Figura 31 – Curva de DQO inerte para a AE 10%.....	99
Figura 32 – Curva de DQO inerte para a AE 10% após cotratamento .....	99
Figura 33 – Curva de DQO inerte para a AE 10% após pós-tratamento.....	99
Figura 34 – Valores residuais e % de remoção de cor verdadeira, DQO, COD, DQO inerte e SDT do lixiviado, esgoto sintético (AEs) e AE 10% (condição selecionada) antes e após os tratamentos .....	102

## CONTÍNDÍO

Tabela 1 – Concentrações típicas dos principais parâmetros de esgotos sanitários	23
Tabela 2 – Eficiências e TDHs típicos dos principais sistemas de tratamento de esgotos.....	25
Tabela 3 – Substâncias inorgânicas tóxicas ao processo anaeróbio e concentrações prejudiciais .....	32
Tabela 4 - Vantagens e desvantagens dos aterros sanitários.....	33
Tabela 5 – Fases de estabilização de um aterro sanitário .....	34
Tabela 6 – Característica dos lixiviados de aterros sanitários brasileiros .....	35
Tabela 7 - Caracterização de lixiviado de aterros sanitários .....	36
Tabela 8 - Características de aterros sanitários de acordo com a idade e métodos de tratamento .....	38
Tabela 9 – Eficiências típicas (*) da CFS no tratamento de esgoto .....	44
Tabela 10 – Valores limites permitidos para corpo receptor Classe 2.....	46
Tabela 11 - Métodos e equipamentos para caracterização físico-química das águas residuárias de estudo .....	51
Tabela 12 – Composição geral do esgoto sintético para DQO de 500 mg L <sup>-1</sup> .....	53
Tabela 13 – Frequência de análises de monitoramento do efluente .....	53
Tabela 14 - Principais características dos reatores pilotos UASB.....	58
Tabela 15 – Frequência de análises de monitoramento do efluente .....	61
Tabela 16 – Parâmetros de projeto empregados nos reatores pilotos .....	62
Tabela 17 - Composição da solução de macronutrientes .....	63
Tabela 18 – Composição da solução de micronutrientes.....	63
Tabela 19 - Valores e parâmetros de controle operacional / Fase III .....	65
Tabela 20 – Valor médio dos parâmetros de controle / Fase I.....	69
Tabela 21 – Valor médio e remoção dos parâmetros de DQO e DBO / Fase I.....	71
Tabela 22 – Valor médio e remoção de N-amoniacal, NKT e Fósforo / Fase I .....	72
Tabela 23 – Valor médio e remoção de turbidez / Fase I.....	73
Tabela 24 – Caracterização físico-química dos lixiviados bruto e pré-tratado por <i>stripping</i> .....	74
Tabela 25 – Valores médios dos parâmetros de controle / Fase II .....	78
Tabela 26 – Valores médios e remoções dos parâmetros DQO e DBO / Fase II.....	81

Tabela 27 – Incrementos de DQO e redução da eficiência em relação a AEs.....	82
Tabela 28 – Eficiências de remoção de DQO no cotratamento de lixiviado e esgoto .....	82
Tabela 29 – Eficiências de remoção de ST, SST, SSV e ST / Fase II .....	88
Tabela 30 – Valores médios e remoções de turbidez / Fase II.....	89
Tabela 31 – Valores médios e remoções de cor verdadeira / Fase II .....	90
Tabela 32 – Caracterização físico-química do efluente cotratado em reator de manta de lodo e pós-tratado com CFS para as condições selecionadas / Fase III.....	94
Tabela 33 – Valores de parâmetros inorgânicos para AEs tratada e AE 10% tratada e pós-tratada e concentrações limites da legislação .....	97
Tabela 34 – Valores de DQO inerte e porcentagens de remoção.....	100
Tabela 35 – Vazões de projeto para as ETEs de Londrina e relação Qlixiviado/Qesgoto .....	103

GH5 89 56 F9J 5HI F5G9 G G

.

ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas

ABRELPE: Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais

AGV: Ácidos Graxos Voláteis

Al: Alumínio

APHA: *American Public Health Association*

AWWA: *American Water Works Association*

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente

DBO: Demanda bioquímica de oxigênio

COD: Carbono orgânico dissolvido

ETE: Estação de Tratamento de Esgoto

DQO: Demanda química de oxigênio

HCl: Ácido clorídrico

IAP: Instituto Ambiental do Paraná

IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

NaOH: Hidróxido de Sódio

NBR: Norma Brasileira

NKT: Nitrogênio Kjeldahl Total

OD: Oxigênio Dissolvido

pH: Potencial Hidrogeniônico

PROSAB: Programa de Pesquisa em Saneamento Básico

RALF: Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado

RPM: Rotações por minuto

SANEPAR: Companhia de Saneamento do Paraná

SEMA: Secretaria Estadual do Meio Ambiente

ST: Sólidos totais

SFT: Sólidos fixos totais

SVT: Sólidos voláteis totais

SST: Sólidos suspensos totais

SSF: Sólidos suspensos fixos

SSV: Sólidos suspensos voláteis

SDT: Sólidos dissolvidos totais

SDF: Sólidos dissolvidos fixos

SDV: Sólidos dissolvidos voláteis

TDH: Tempo de detenção hidráulica

UASB: *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*

WEF: *Water Environment Federation*

## GI AâF=C'

1.1	OBJETIVOS.....	20
1.1.1	Objetivo geral .....	20
1.1.2	Objetivos Específicos .....	20
2.1	Esgoto Sanitário.....	21
2.2	Tratamento de Esgoto Sanitário .....	23
2.2.1	Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário.....	26
2.2.2	Tratamento Anaeróbio de Esgotos .....	27
2.2.3	Reatores de manta de lodo ou UASB.....	29
2.2.4	Compostos tóxicos ao processo anaeróbio .....	31
2.3	Aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos .....	32
2.4	Lixiviados de aterros sanitários.....	33
2.5	Tratamento de lixiviados de aterro sanitário .....	37
2.6	Cotratamento de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário.....	39
2.7	Coagulação – Floculação – Sedimentação.....	42
2.7.1	Coagulação – Floculação – Sedimentação em ETEs.....	43
2.8	Aspectos legais do lançamento de efluentes de ETEs .....	45
3.1	Delineamento experimental .....	47
3.2	Caracterização físico-química das águas residuárias de estudo e do lodo antes e após tratamento .....	50
3.3	FASE I - Tratamento anaeróbio de esgoto em reator UASB (Escala Piloto Reduzida).....	52
3.3.1	Águas residuárias de estudo .....	52
3.3.2	Frequência de monitoramento.....	53
3.3.3	Sistema de tratamento anaeróbio UASB em escala piloto reduzida .....	53
3.3.4	Partida dos reatores em escala piloto reduzida UASB .....	55
3.4	FASE II - Cotratamento de esgoto e lixiviado pré-tratado em reator UASB (escala piloto).....	56

3.4.1	Lixiviado bruto .....	56
3.4.2	Lixiviado pré-tratado por <i>stripping</i> de amônia .....	56
3.4.3	Águas residuárias de estudo .....	57
3.4.4	Sistema de cotratamento anaeróbico em reator UASB em escala piloto .....	57
3.4.5	Ensaio de DQO inerte .....	62
3.5	FASE III – Pós-tratamento por coagulação – floculação – sedimentação (Escala de Bancada) .....	64
3.5.1	Ensaio de pós-tratamento físico-químico por coagulação-floculação-sedimentação – CFS em escala de bancada .....	64

**( " F9GI @H58CG'9'8 -G7I GGÇC ".....\* +**

4.1	FASE I - Tratamento anaeróbico de esgoto em reator UASB (Escala Piloto Reduzida) .....	67
4.1.1	Parâmetros de controle operacional .....	67
4.1.2	Parâmetros de eficiência .....	71
4.2	FASE II - Cotratamento de esgoto e lixiviado pré-tratado em reator UASB (escala piloto) .....	74
4.2.1	Caracterização físico-química do lixiviado .....	74
4.2.2	Cotratamento de esgoto e lixiviado pré-tratado .....	75
4.2.2.1	Parâmetros de controle operacional .....	75
4.2.2.2	Parâmetros de desempenho .....	79
4.2.2.3	Atendimento às legislações vigentes .....	91
4.3	FASE III – Pós-tratamento do efluente cotratado por coagulação – floculação – sedimentação (escala de bancada) .....	92
4.4	Caracterização complementar – Ensaio específico .....	96
4.4.1	Perfil de Sólidos Voláteis Totais – SVT .....	96
4.4.2	Parâmetros Inorgânicos .....	97
4.4.3	DQO Inerte .....	98
4.5	Considerações finais .....	101

**) " 7CB7 @ GÈ9G ".....%\$(**

**\* " F97CA9B85uÈ9G: I HI F5G ".....%\$)**

**6-6 @C; F5: -5 ".....%\$\***

## 2.1.1.1. Lixiviado

A disposição de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários é uma das formas de disposição mais viável técnica e economicamente para a realidade brasileira, sendo uma técnica extensivamente utilizada no país. Um de seus subprodutos, o lixiviado, é um líquido escuro caracteristicamente de odor desagradável e alto poder poluente, gerado pelo carreamento do material solúvel resultante dos processos de decomposição do aterro e da água percolada das chuvas.

Devido ao fato do lixiviado ser um efluente que apresenta grande variabilidade de composição, bem como presença de compostos de difícil biodegradação, chamados recalcitrantes, a escolha de um sistema de tratamento eficiente pode ser complexa. Geralmente, adota-se uma combinação de processos biológicos e técnicas físico-químicas de maneira que o efluente do sistema de tratamento atenda aos padrões de lançamento e de enquadramento de qualidade das legislações vigentes.

Embora existam tecnologias, ou combinações destas, capazes de tratar o lixiviado de forma eficiente, estes sistemas apresentam em geral, alto custo de implantação e manutenção e necessitam de operação especializada.

Uma solução alternativa bastante interessante, já empregada em vários países, é o cotratamento de lixiviado de aterro sanitário com esgoto sanitário em estação de tratamento de esgoto – ETE existente. Tal alternativa técnica elimina os custos de implantação e operação de uma estação de tratamento de lixiviado no aterro sanitário, bem como seus possíveis impactos ambientais. Este tipo de solução é interessante desde que o transporte de lixiviado à ETE seja viável e que a ETE apresente capacidade de absorver no tratamento, o volume e carga de poluentes presentes no lixiviado.

O cotratamento apresenta vantagens para o lixiviado por reduzir a carga afluente de alguns poluentes inibidores dos processos biológicos, além de aumentar sua biodegradabilidade ( $DBO_5/DQO$ ). É vantajoso ao tratamento de esgoto por incrementar a alcalinidade, favorecendo o efeito de tamponamento do sistema, além de dispensar a adição de nutrientes, visto que o nitrogênio é suprido pelo lixiviado e o fósforo pelo esgoto. No entanto, o incremento de elevada carga

orgânica/inorgânica tais como nitrogênio amoniacal e metais pesados podem ser prejudiciais ao processo de digestão anaeróbia, inibindo as atividades metabólicas dos microrganismos presentes na biomassa do reator.

Na literatura, não há muitos estudos conclusivos a respeito do tratamento combinado de lixiviado e esgoto em reatores anaeróbios UASB, sendo a grande maioria das publicações voltadas para o tratamento combinado em sistemas aeróbios. No entanto, no Paraná, a Sanepar, companhia de saneamento do estado, presta serviços de coleta e tratamento de esgoto sanitário na maioria dos municípios e utiliza em suas estações uma versão modificada de reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), denominada RALF (Reator Anaeróbio de Lodo Fluidizado), de forma circular e tronco-cônica. Tal tecnologia tem sido extensivamente utilizada e aprimorada no Brasil, visto que a mesma apresenta diversas vantagens técnicas para países de clima quente, sendo o Paraná um dos estados de maior destaque.

Considerando que em média, após 5 anos de operação o lixiviado de aterro sanitário apresenta características de lixiviado estabilizado e que sua geração é continuada por longo período mesmo após o encerramento do aterro, é importante avaliar a aplicabilidade do cotratamento deste tipo de efluente com esgoto sanitário.

Desta forma, faz-se necessária a investigação das potencialidades e limitações do cotratamento de lixiviado estabilizado considerando a necessidade de pré-tratamento por *stripping* de amônia, uma vez que o nitrogênio amoniacal pode ser tóxico ao processo de digestão anaeróbia, e porcentagens volumétricas de aplicação a fim de garantir o tratamento do lixiviado sem comprometimento do tratamento de esgoto em reatores UASB.

Sabe-se que os processos biológicos, embora eficientes na remoção de matéria orgânica biodegradável, tem pouca ação sobre a matéria orgânica recalcitrante – carga adicionada pela adição de lixiviado estabilizado, necessitando assim, de um pós-tratamento físico-químico adequado. Assim, há necessidade de se realizar estudos sobre a coagulação-floculação-flotação como pós-tratamento de águas residuárias constituídas por esgoto e lixiviado estabilizado a fim de produzir efluente com qualidade compatível às legislações pertinentes.

orgânica/inorgânica tais como nitrogênio amoniacal e metais pesados podem ser prejudiciais ao processo de digestão anaeróbia, inibindo as atividades metabólicas dos microrganismos presentes na biomassa do reator.

Na literatura, não há muitos estudos conclusivos a respeito do tratamento combinado de lixiviado e esgoto em reatores anaeróbios UASB, sendo a grande maioria das publicações voltadas para o tratamento combinado em sistemas aeróbios. No entanto, no Paraná, a Sanepar, companhia de saneamento do estado, presta serviços de coleta e tratamento de esgoto sanitário na maioria dos municípios e utiliza em suas estações uma versão modificada de reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), denominada RALF (Reator Anaeróbio de Lodo Fluidizado), de forma circular e tronco-cônica. Tal tecnologia tem sido extensivamente utilizada e aprimorada no Brasil, visto que a mesma apresenta diversas vantagens técnicas para países de clima quente, sendo o Paraná um dos estados de maior destaque.

Considerando que em média, após 5 anos de operação o lixiviado de aterro sanitário apresenta características de lixiviado estabilizado e que sua geração é continuada por longo período mesmo após o encerramento do aterro, é importante avaliar a aplicabilidade do cotratamento deste tipo de efluente com esgoto sanitário.

Desta forma, faz-se necessária a investigação das potencialidades e limitações do cotratamento de lixiviado estabilizado considerando a necessidade de pré-tratamento por *stripping* de amônia, uma vez que o nitrogênio amoniacal pode ser tóxico ao processo de digestão anaeróbia, e porcentagens volumétricas de aplicação a fim de garantir o tratamento do lixiviado sem comprometimento do tratamento de esgoto em reatores UASB.

Sabe-se que os processos biológicos, embora eficientes na remoção de matéria orgânica biodegradável, tem pouca ação sobre a matéria orgânica recalcitrante – carga adicionada pela adição de lixiviado estabilizado, necessitando assim, de um pós-tratamento físico-químico adequado. Assim, há necessidade de se realizar estudos sobre a coagulação-floculação-flotação como pós-tratamento de águas residuárias constituídas por esgoto e lixiviado estabilizado a fim de produzir efluente com qualidade compatível às legislações pertinentes.

ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas

ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas

ABRELPE: Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais

AGV: Ácidos Graxos Voláteis

Al: Alumínio

APHA: *American Public Health Association*

AWWA: *American Water Works Association*

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente

DBO: Demanda bioquímica de oxigênio

COD: Carbono orgânico dissolvido

ETE: Estação de Tratamento de Esgoto

DQO: Demanda química de oxigênio

HCl: Ácido clorídrico

IAP: Instituto Ambiental do Paraná

IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

NaOH: Hidróxido de Sódio

NBR: Norma Brasileira

NKT: Nitrogênio Kjeldahl Total

OD: Oxigênio Dissolvido

pH: Potencial Hidrogeniônico

PROSAB: Programa de Pesquisa em Saneamento Básico

RALF: Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado

RPM: Rotações por minuto

SANEPAR: Companhia de Saneamento do Paraná

SEMA: Secretaria Estadual do Meio Ambiente

ST: Sólidos totais

SFT: Sólidos fixos totais

SVT: Sólidos voláteis totais

SST: Sólidos suspensos totais

SSF: Sólidos suspensos fixos

SSV: Sólidos suspensos voláteis

%% C6>9HJCG`

%%% CV^Hj c [ YfU`

Avaliar os impactos da adição de lixiviado de aterro sanitário pré-tratado por *stripping* de amônia no tratamento de esgoto sanitário em reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB) com pós-tratamento por coagulação-floculação-sedimentação.

%%%& CV^Hj cg`9gdYWZVt g`

- Comparar o desempenho do tratamento anaeróbio em reatores UASB para diferentes tipos de esgoto, natural da ETE e sintético, e selecionar a água residuária de estudo mais adequada para uso;
- Avaliar o desempenho do cotratamento anaeróbio em reatores UASB, considerando a qualidade do efluente cotratado, aplicando-se misturas contendo esgoto e diferentes porcentagens volumétricas de lixiviado pré-tratado por *stripping* de amônia e selecionar a porcentagem volumétrica de lixiviado mais adequada;
- Para o efluente cotratado com a proporção mais adequada da mistura esgoto/lixiviado pré-tratado, avaliar o desempenho do pós-tratamento físico-químico por coagulação-floculação-sedimentação, considerando a qualidade do efluente pós-tratado;
- Avaliar o teor de matéria orgânica recalcitrante, através de ensaios de DQO inerte, dos efluentes cotratados e pós-tratados para as condições selecionadas de maior eficiência.

**&" F9J-GÇC`6=6 @C; Fâ: =7 5`**

**&"% 9 g[ ctc`GUb]zfc`**

Denomina-se esgoto a água de abastecimento de determinada população após o seu uso em diferentes aplicações, sendo constituída de compostos que, sem tratamento, a tornam inadequada para a maioria dos usos e destinações.

Ao se acumular no meio, o esgoto bruto torna-se séptico e a decomposição da matéria orgânica presente leva à produção de gases de características maus odores. Pode conter grande variedade de microrganismos patogênicos, que se desenvolvem no trato intestinal humano, e de nutrientes, que podem provocar o crescimento de algas e outras plantas aquáticas. Desta forma, é imprescindível que os esgotos sejam encaminhados até a Estação de Tratamento de Esgoto – ETE visando reuso ou disposição adequada, de maneira a proteger a saúde pública e o ambiente de maneira geral (METCALF E EDDY, 2016).

Os esgotos, em geral, são classificados de acordo com sua origem em dois grupos: esgotos sanitários e industriais.

Os esgotos sanitários são compostos principalmente de despejos domésticos, de águas pluviais e de infiltração, e eventualmente de despejos industriais, em parcelas não muito significativas, apresentando características bastante definidas. Os esgotos domésticos são constituídos pela água utilizada em residências, comércios, instituições e outras edificações para fins domésticos, provenientes de instalações de banheiros, lavanderias, cozinhas e outros dispositivos. São as chamadas águas cinzas e negras, essencialmente águas de banho e de lavagem, urina e fezes, papel, restos de comida, sabão e detergentes, etc. Os esgotos industriais, extremamente diversos, provem de qualquer utilização da água para fins industriais, e adquirem características próprias em função do processo industrial empregado. Assim sendo, cada indústria deve ser considerada separadamente, uma vez que seus efluentes diferem até mesmo em processos industriais similares (JORDÃO E PESSÔA, 2014).

As características dos esgotos sanitários variam quantitativa e qualitativamente de acordo com os hábitos pessoais de seus geradores, embora apresentem valores médios característicos. Em geral, apresentam como

características físicas: teores de sólidos totais, em suspensão, dissolvidos e sedimentáveis; temperatura, ligeiramente maior que a das águas de abastecimento; cor, cinza quando fresco e cinza escuro/preto quando séptico; odor desagradável; e turbidez, em função da quantidade de sólidos em suspensão. Apresentam como características químicas: matéria orgânica, tendo como principais componentes: proteínas, carboidratos e lipídios; nutrientes, como nitrogênio (em suas diversas formas: orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato) e fósforo (nas formas orgânica e inorgânica); pH; alcalinidade; cloretos; e óleos e graxas. Como características biológicas, os esgotos sanitários podem apresentar em sua composição diversos tipos de microrganismos, tais como bactérias, fungos, protozoários, vírus e helmintos (VON SPERLING, 1996).

A Tabela 1 apresenta valores típicos de concentrações para os principais compostos e parâmetros utilizados na caracterização de esgotos.

Tabela 1 – Concentrações típicas dos principais parâmetros de esgotos sanitários

Parâmetro	Concentrações típicas (mg L <sup>-1</sup> )		
	Esgoto Forte	Esgoto Médio	Esgoto Fraco
Sólidos Totais	1160	730	370
Sól. Susp. Totais	360	230	120
Sól. Susp. Vol.	280	175	90
Sól. Susp. Fixos	80	55	30
Sól. Diss. Totais	800	500	250
Sól. Diss. Vol.	300	200	105
Sól. Diss. Fixos	500	300	145
Sól. Sediment. (mL L <sup>-1</sup> )	20	10	5
DQO	800	400	200
DBO <sub>5d20°C</sub>	400	200	100
OD	0	0	0
Nitrogênio Total	85	40	20
Nitrogênio Orgânico	35	20	10
Amônia Livre	50	20	10
Nitrito, NO <sub>2</sub>	0,10	0,05	0,00
Nitrato, NO <sub>3</sub>	0,40	0,20	0,10
Fósforo Total	20	10	5
Fósforo Orgânico	7	4	2
Fósforo Inorgânico	13	6	3
pH	Entre 6,5 e 7,5		
Alcalinidade	140		
Cloretos	35		
Óleos e graxas	110		
Coliformes Totais (org 100mL <sup>-1</sup> )	10 <sup>6</sup> – 10 <sup>9</sup>		
Coliformes Fecais (org 100mL <sup>-1</sup> )	10 <sup>5</sup> – 10 <sup>8</sup>		

Fonte: Jordão e Pessoa (2014); Von Sperling (1996) adaptado

## Objetivos do tratamento de esgotos sanitários

O principal objetivo do tratamento de esgotos sanitários é a remoção dos poluentes presentes, de maneira a atender aos padrões de lançamento ou de qualidade vigentes ou a uma determinada qualidade desejada.

O tratamento de esgotos pode ser classificado, de acordo com seu nível de remoção de contaminantes, em tratamento preliminar, primário, secundário e terciário. O tratamento preliminar tem como objetivo a remoção dos sólidos grosseiros, enquanto o tratamento primário a remoção de sólidos sedimentáveis e

parte da matéria orgânica, predominando os mecanismos físicos de remoção. O tratamento secundário visa a remoção de matéria orgânica e uma eventual parcela de nutrientes, através, em sua maioria, de mecanismos biológicos. Já o tratamento terciário objetiva a remoção de contaminantes específicos, tóxicos ou de difícil biodegradação, e a remoção complementar dos poluentes não suficientemente removidos no tratamento secundário (VON SPERLING, 1996).

Os sistemas de tratamento são compostos pela junção de operações e processos unitários de tratamento. Metcalf e Eddy (2016) afirma que muitas vezes o conceito de operação e processo é utilizado intercambiadamente, dado que os mesmos podem ocorrer na mesma unidade de tratamento de forma simultânea, e adota as seguintes definições:

- Operações físicas unitárias: métodos de tratamento em que a aplicação de forças físicas é predominante (ex.: gradeamento, mistura, floculação, sedimentação, flotação);
- Processos químicos unitários: métodos de tratamento em que a remoção/conversão de contaminantes se dá através de reações químicas ou da adição de produtos químicos (ex.: coagulação, precipitação, adsorção, desinfecção);
- Processos biológicos unitários: métodos de tratamento em que a remoção de contaminantes se dá por meio de atividade biológica (ex.: remoção da matéria orgânica carbonácea, nitrificação/desnitrificação).

A Tabela 2 apresenta as eficiências e tempos de detenção hidráulica típicos dos principais sistemas de tratamento de esgoto utilizados.

Tabela 2 – Eficiências e TDHs típicos dos principais sistemas de tratamento de esgotos

Sistema de Tratamento	Eficiência (%)				TDH (dias)
	SS	BOD <sub>5</sub>	DBP <sub>5</sub>	Coliformes Totais	
Tratamento preliminar	0-5	-	-	-	-
Tratamento primário	35-40	10-25	10-20	30-40	0,1-0,5
Lagoa facultativa	70-85	30-50	20-60	60-99	15-30
Lagoa anaeróbia – lagoa facultativa	70-90	30-50	20-60	60-99,9	12-24
Lagoa aerada facultativa	70-90	30-50	20-60	60-96	5-10
Lagoa era. Mist. Completa – Lagoa decant.	70-90	30-50	20-60	60-99	4-7
Lodos ativados convencional	85-93	30-40(a)	30-45(a)	60-90	0,4-0,6
Lodos ativados (aeração prolongada)	93-98	15-30(a)	10-2-(a)	65-90	0,8-1,2
Lodos ativados (fluxo intermitente)	85-95	30-40(a)	30-45(a)	60-90	0,4-1,2
Filtro biológico (baixa carga)	85-93	30-40(a)	30-45(a)	60-90	NA
Filtro biológico (alta carga)	80-90	30-40(a)	30-45(a)	60-90	NA
Biodiscos	85-93	30-40(a)	30-45(a)	60-90	0,2-0,3
Reator anaeróbio de manda de lodo	60-80	10-25	10-20	60-90	0,3-0,5
Fossa séptica – Filtro anaeróbio	70-90	10-25	10-20	60-90	1,0-2,0

Fonte: Von Sperling (1996)

## &"&'% HfUHLj Ybhc`6 ]c`QÆ ]Vt`XY'9 g[ c hc`GUb]hzf]c`

Pode-se pensar os processos biológicos de tratamento de esgoto como uma reprodução dos fenômenos biológicos ocorrentes na natureza, porém em dispositivos projetados, otimizando área e tempo dos mesmos.

Os processos biológicos de tratamento dependem da ação dos microrganismos presentes nos esgotos, em que os fenômenos inerentes à alimentação são predominantes na transformação dos componentes complexos em compostos simples, tais como: sais minerais, gás carbônico e outros (JORDÃO E PESSÔA, 2014).

Os processos biológicos podem ser utilizados tanto na oxidação biológica, aeróbia (lodos ativados, filtros biológicos aeróbios, lagoas de estabilização, valas de oxidação, etc.) e anaeróbia (reatores anaeróbios de manda de lodo, lagoas anaeróbias, tanques sépticos, etc.), como na digestão do lodo.

O conhecimento dos tipos de microrganismos envolvidos, suas reações e rotas metabólicas, fatores que afetam seu desempenho, demandas nutricionais e cinéticas de reação são fundamentais para o correto projeto e operação das unidades de tratamento. Metcalf e Eddy (2016) discorre que os principais processos citados anteriormente podem ser divididos em duas categorias:

- Processos de crescimento suspenso: os microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica/nutrientes são mantidos em suspensão no líquido através de gradientes de mistura adequados. Tais processos são operados por via aeróbia, com utilização de oxigênio dissolvido, via anóxica, em presença de nitrito/nitrato, ou ainda por via anaeróbia, sem a presença de oxigênio. Sistemas de lodos ativados são um exemplo bastante comum de crescimento suspenso.
- Processos de crescimento aderido/biofilme: os microrganismos responsáveis se encontram aderidos em um meio material de preenchimento inerte e o tratamento se dá através da passagem do esgoto pelo biofilme. Estes processos também podem operar por via aeróbia ou anaeróbia. Diversos materiais de preenchimento podem ser utilizados, tais como pedras e pedregulhos, areias, escórias, materiais plásticos e outros materiais sintéticos, sendo que estes podem estar total ou parcialmente submergidos no líquido.

## &"&' HFUJl Ybhc '5 bUYf0V]c 'XY'9 g[ c hcg'

A digestão anaeróbia da matéria orgânica durante o tratamento de esgotos ocorre por intermédio de grupos de microrganismos que operam sem a presença de oxigênio, utilizando aceptores inorgânicos de elétrons, como  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , ou  $\text{CO}_2$ , e que geram como produtos finais de suas reações, metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico, amônia e novas células bacterianas (CHERNICHARO, 1997).

Segundo Chernicharo (1997), de forma geral, o processo de digestão anaeróbia compõe-se de quatro fases sequenciais com microrganismos distintos envolvidos em cada uma, a saber:

### Hidrólise

As bactérias não são capazes de assimilar a matéria orgânica particulada, sendo assim, a primeira etapa do processo de degradação anaeróbia consiste na hidrólise de materiais particulados complexos em materiais dissolvidos mais simples (polímeros em moléculas menores), que são capazes de penetrar as paredes celulares das bactérias fermentativas. É um processo geralmente lento, sendo o grau e a taxa em que o substrato é hidrolisado dependente de diversos fatores, tais como: temperatura operacional; tempo de detenção hidráulica; composição do substrato; tamanho das partículas; pH; concentração de  $\text{NH}_4$ .

### Acidogênese

As bactérias fermentativas metabolizam os produtos solúveis provenientes da etapa de hidrólise no interior de suas células, convertendo-os em compostos mais simples posteriormente excretados pelas mesmas. Dentre os produtos produzidos nessa fase, pode-se destacar: ácidos graxos voláteis - AGV, álcoois, ácido láctico, gás carbônico, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio, além de novas células bacterianas. Os AGV são o principal produto dessas bactérias, de maneira que as mesmas são denominadas de bactérias fermentativas acidogênicas.

### Acetogênese

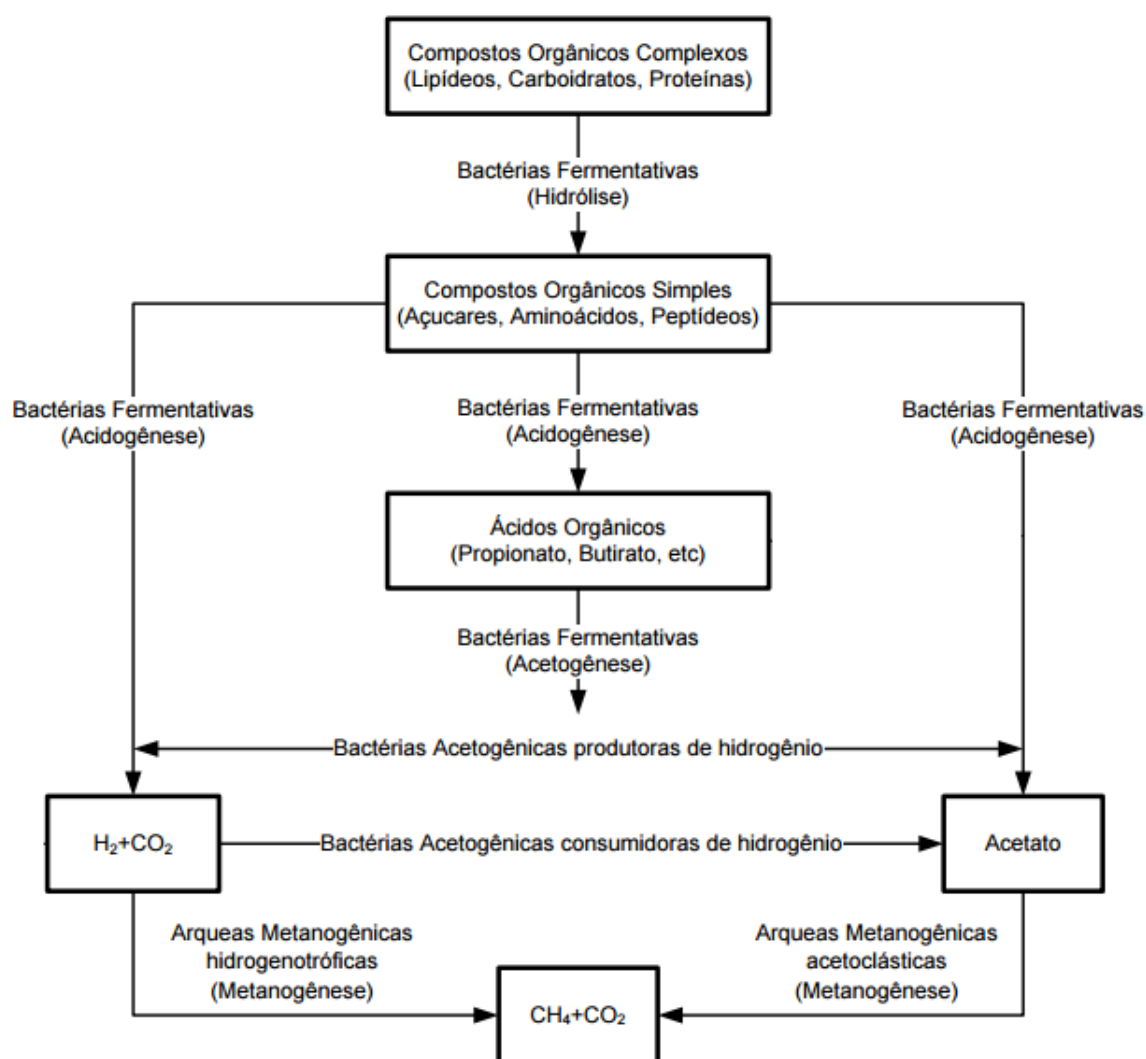
As bactérias acetogênicas são um grupo metabólico intermediário, que oxidam os produtos da fase acidogênica em substrato apropriado para as arqueas metanogênicas, sendo eles hidrogênio, dióxido de carbono e acetato. Pelo menos 50% da DQO biodegradável é convertida em propionato e butirato, que são posteriormente decompostos em acetato e hidrogênio pela ação das acetogênicas.

## Metanogênese

As arqueas metanogênicas são responsáveis pela etapa final do processo de digestão anaeróbia, convertendo um número limitado de substratos (ácido acético, hidrogênio/dióxido de carbono, ácido fórmico, metanol, metilaminas e monóxido de carbono) em metano e dióxido de carbono. Esses microrganismos são divididos em dois grupos principais, de acordo com o tipo de substrato utilizado em suas atividades: as acetoclásticas, que usam ácido acético ou metanol na produção de metano; e as hidrogenotróficas, que utilizam hidrogênio e dióxido de carbono.

A Figura 1 apresenta um esquema simplificado das quatro etapas do processo anaeróbio.

Figura 1 - Esquema simplificado das etapas da digestão anaeróbia



Fonte: Chernicharo (1997)

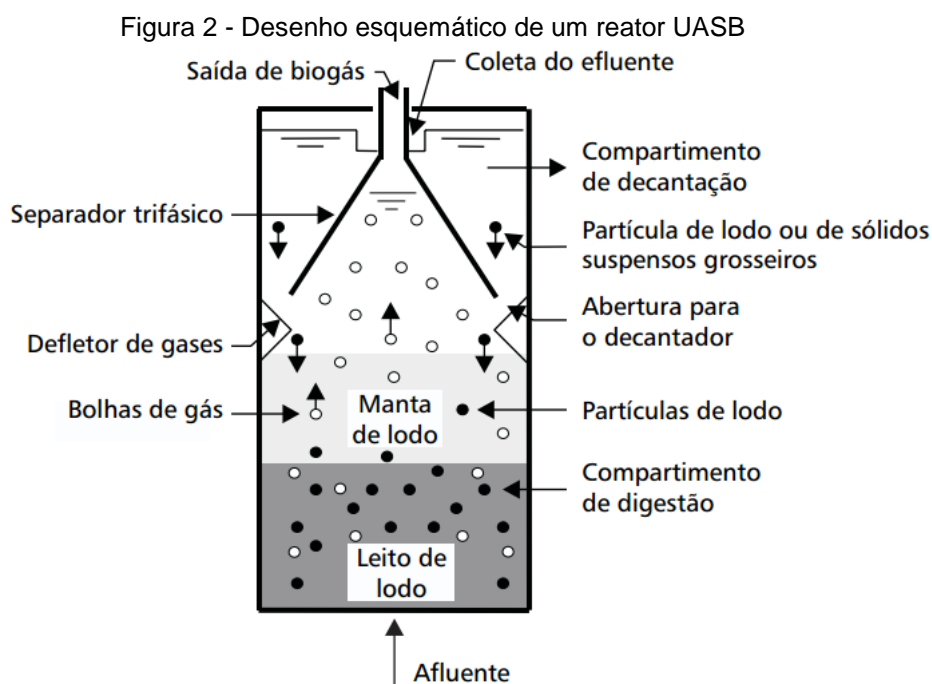
A utilização de processos anaeróbios no tratamento de esgoto era considerada antieconômica, uma vez que o reduzido crescimento da biomassa e a recuperação lenta do sistema tornavam o controle do sistema bastante complexo. A partir de maiores pesquisas na área, desenvolveram-se os sistemas de alta taxa, capazes de reter elevadas quantidades de biomassa para baixos valores de TDH, popularizando o processo anaeróbio como alternativa ao tratamento de esgoto (CHERNICHARO, 1997). Os sistemas anaeróbios foram então classificados em (1) sistemas convencionais: digestores de lodo, tanques sépticos e lagoas anaeróbias e (2) sistemas de alta taxa: (a) com crescimento aderido: reatores de leito fixo, de leito rotatório e de leito expandido/fluidificado; (b) com crescimento disperso: reatores de dois estágios, de chicanas, de manta de lodo, de leito granular expandido e reatores com recirculação interna.

#### **2.2.2. Reator de Manta de Lodo (UASB)**

O reator de manta de lodo ou UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) apresenta um significativo avanço na aplicação da tecnologia anaeróbia para o tratamento de esgoto e outras águas residuárias. A principal diferença deste tipo de reator é a ausência de qualquer material de enchimento para suporte da biomassa. A imobilização desta se dá por meio da auto-adesão, com a formação de flocos ou grânulos densos suspensos, que se acumulam em camadas de lodo a partir do fundo do reator (CAMPOS, 1999).

Sua configuração permite o desenvolvimento de elevada quantidade de biomassa ativa, caracteristicamente formada por flocos ou grânulos de alta densidade e resistência mecânica, bem como adequada retenção da mesma dentro do reator, conferindo, assim, elevado tempo de retenção celular. Desta forma, reatores UASB são capazes de acomodar altas cargas orgânicas volumétricas em tempos de detenção hidráulica menores que de outros sistemas anaeróbios convencionais, a depender das condições operacionais e características da água residuária. Além do mais, o próprio fluxo ascendente e gases gerados nas reações de digestão anaeróbia da matéria orgânica promovem uma adequada agitação e mistura hidráulica, promovendo o contato biomassa-esgoto (CAMPOS, 1999).

Em reatores UASB, diversas funções que seriam realizadas em unidades separadas em uma estação convencional de tratamento aeróbio são efetuadas simultaneamente em uma única. Dentro do reator UASB ocorre a sedimentação dos sólidos suspensos, que, devido a sua densidade e ao fluxo hidráulico ascendente, ficam retidos na manta espessa de lodo biológico, uma vez que o separador de sólidos, instalado na parte superior do tanque, dificulta o transpasse dos mesmos no efluente. A digestão do lodo retido, tanto dos esgotos como da biomassa presente, ocorre dentro do reator, concomitantemente ao processo de tratamento da parte solúvel do esgoto, resultando em lodo relativamente estabilizado no momento de descarte do excesso. Desta maneira, de forma geral, o UASB é decantador primário, reator biológico propriamente dito, decantador secundário e digestor de lodo (CAMPOS, 1999). A Figura 2 apresenta um esquema típico de um reator UASB.



Fonte: Campos (1999)

O separador de sólidos serve também como separador do biogás produzido no processo, encaminhando este para um compartimento de exaustão e o efluente tratado para um sistema coletor. É importante que o aflente do UASB seja distribuído uniformemente no fundo, a fim de se evitar o mau contato entre biomassa e esgoto e eventual surgimento de zonas mortas e/ou caminhos preferenciais (CAMPOS, 1999).

De maneira geral, os reatores UASB são um sistema compacto, com baixa demanda de área, baixo custo de implantação e operação e satisfatória remoção de DQO (entre 65 e 75%) e DBO (entre 60 e 80%) para esgotos. No entanto, são pouco eficientes na remoção de nutrientes, com remoções de 10 a 25% para nitrogênio e de 10 a 20% para fósforo. Apresentam ainda produção de lodo consideravelmente menor quando comparados a sistemas aeróbios e elevada concentração e boa desidratabilidade do lodo excedente. No entanto, essa tecnologia possui baixa tolerância a cargas tóxicas, elevado tempo de partida do sistema, além de necessitar de uma etapa de pós-tratamento para seu efluente (CHERNICHARO, 1997).

#### **&"&'( ' 7 ca dcgltcg' lOE ]Wt'g'Uc' d'fc WYggc' UbUYf OE]c '**

Diversos compostos orgânicos e inorgânicos podem apresentar toxicidade ao processo anaeróbio, inibindo o crescimento da biomassa no reator. Dependendo da concentração e do tipo, esses compostos passam de estimulantes (como o caso de alguns sais) a fortemente inibidores, fazendo até mesmo com a taxa de atividade microbiana caia a zero (Tabela 3). Por exemplo, a presença do bicarbonato de amônia, proveniente da digestão de esgotos ricos em compostos proteicos ou ureia, beneficia o processo anaeróbio, pois é fonte de nitrogênio e tampão para variações de pH. No entanto, tanto o íon amônia ( $\text{NH}_4^+$ ) como a amônia livre ( $\text{NH}_2$ ) podem ser inibidores quando em elevadas concentrações, estando uma forma mais disponível que a outra a depender do pH. Para a amônia livre, a concentração limite máxima de segurança é de  $150 \text{ mg L}^{-1}$  e para o íon amônia é de  $3000 \text{ mg L}^{-1}$  (CHERNICHARO, 1997).

Tabela 3 – Substâncias inorgânicas tóxicas ao processo anaeróbio e concentrações prejudiciais

Gi VgH bVU	7 cbWbHfU, ~c`a cXYfUXUa YbH` ]b]V]XcfUfa [ `@%L`	7 cbWbHfU, ~c`Z`fhYa YbH` ]b]V]XcfUfa [ `@%L`
Na <sup>+</sup>	3500 – 5500	8000
K <sup>+</sup>	2500 – 4500	12000
Ca <sup>+</sup>	2500 – 4500	8000
Mg <sup>2+</sup>	1000 – 1500	3000
N-NH <sub>3</sub>	1500 – 3000	3000
Sulfeto, S <sup>2-</sup>	200	200

Fonte: Parkin e Owen (1986) *apud* Metcalf e Eddy (2016)

## &" ` 5 hYffc g'gUb]hzf]cg`XY`fYg`Xi cg`gOE]Xcg`i fVUbcg`

As atividades comerciais, industriais, agrícolas e domésticas realizadas pelo homem geram em seu processo uma grande quantidade de resíduos sólidos. A Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT, em sua norma NBR10004/2004, descreve resíduos sólidos como “resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades da comunidade de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição 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 de água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível”.

Em conjunto com o desenvolvimento tecnológico e a mudança do estilo de vida da população moderna, a produção de resíduos vem crescendo com o decorrer do tempo. Segundo dados de 2012 da ABRELPE & IBGE, a geração de resíduos sólidos no Brasil cresceu 1,3% de 2011 para 2012, resultando em 62,7 milhões de toneladas. Do montante total coletado (56,6 milhões de toneladas), 57,98% tiveram destinação final adequada em aterros sanitários, enquanto 42,02% receberam destinação inadequada.

A NBR 8419/1992, que estabelece especificações técnicas para projetos de aterro sanitário, define os mesmos como técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, que utiliza princípios de engenharia para confinar os

resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, pelo cobrimento com camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho ou intervalos menores se for necessário, de forma que não cause danos ou riscos à saúde pública e à segurança e minimize impactos ambientais.

Aterro sanitário é uma opção de destinação final de resíduos sólidos bastante viável para a realidade brasileira devido a sua simplicidade, baixo custo de instalação e operação. Schalch e Lopes (2004) compilaram algumas vantagens e desvantagens da utilização da técnica listadas na Tabela 4.

Tabela 4 - Vantagens e desvantagens dos aterros sanitários

VANTAGENS	DESVANTAGENS
Recuperação de áreas topograficamente inutilizadas;	Necessidade de grandes áreas distantes da área urbana;
Controle da proliferação de vetores;	Desvalorização do terreno;
Possibilidade de disposição de lodos provenientes de estação de tratamento de águas residuárias;	Produção de chorume;
Baixo custo para construção (comparados aos das usinas de compostagem ou instalações de incineração).	Longo período para estabilização dos resíduos no aterro;
	Produção de ruídos e poeira durante a operação do aterro.

Fonte: Schalch e Lopes (2004)

## &' @! ]j ]UXcg'XY'UHffcg'gUb]hzf]cg'

O lixiviado, comumente conhecido também como chorume, é um líquido escuro caracteristicamente de odor desagradável e alto poder poluente, gerado pelo carreamento do material solúvel, resultante dos processos físico-químicos e biológicos de decomposição do aterro, e da água percolada das chuvas. Apresenta elevados teores de compostos orgânicos e inorgânicos, dissolvidos e em suspensão. De matriz complexa, sua composição é extremamente variável, dependendo das características do aterro (tipo de resíduos, idade, fase de estabilização) e climáticas (precipitação, temperatura, etc).

Pohland e Harper (1985) identificaram cinco fases sequenciais de estabilização dos resíduos em aterros sanitários, marcadas pelas alterações das características dos lixiviados e dos gases produzidos dependendo das condições

climáticas, tipos de resíduos e circunstâncias operacionais. Os principais eventos de cada fase são sumarizados na Tabela 5.

Tabela 5 – Fases de estabilização de um aterro sanitário

Fases	Descrição
Fase I Ajuste inicial	Disposição inicial dos resíduos e acúmulo de umidade; Compactação inicial e cobertura dos resíduos; Início das mudanças em termos de degradação; Redução da presença de oxigênio.
Fase II Transição	Formação dos lixiviados; Transição da condição aeróbia para anaeróbia; O agente oxidante (acceptor de elétrons) muda do oxigênio para os nitratos e sulfatos; Tendência no estabelecimento de condições redutoras no meio; Aparecimento de ácidos orgânicos voláteis.
Fase III Acidificação	Ácidos orgânicos voláteis se tornam predominantes com o processo de hidrólise e fermentação dos resíduos; Redução do pH, mobilização e possível complexação de espécies metálicas; Liberação de nutrientes como nitrogênio e fósforo, utilizados no crescimento microbiano; Surgimento de gás hidrogênio afeta a natureza dos produtos intermediários formados.
Fase IV Metanogênese	Conversão dos produtos intermediários formados na fase de acidificação em CH <sub>4</sub> e CO <sub>2</sub> ; O pH retorna dos valores baixos (controlado pelos ácidos orgânicos voláteis) para valores elevados, característicos do tamponamento por bicarbonato. O potencial redox atinge o valor mínimo; Nutrientes continuam sendo consumidos pela biomassa microbiana; A complexação e precipitação das espécies metálicas continuam; A carga orgânica dos lixiviados é muito reduzida com o aumento da produção de gases.
Fase V Maturação Final	Estabilização da biomassa microbiana; Nutrientes se tornam limitados; Redução e até mesmo fim da produção de gases; Condições ambientais naturais se restabelecem; Degradação lenta de substâncias recalcitrantes, com possível produção de substâncias húmicas capazes de complexar e mobilização dos metais pesados.

Fonte: Pohland and Harper (1985)

A fim de se conhecer melhor as características físico-químicas dos lixiviados de aterro sanitário, Souto e Povinelli (2007) compilaram valores típicos de alguns parâmetros característicos de aterros brasileiros (Tabela 6).

Tabela 6 – Característica dos lixiviados de aterros sanitários 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 L <sup>-1</sup> de CaCO <sub>3</sub> )	750 - 1.1400	750 - 7.100	69%
Dureza (mg L <sup>-1</sup> de CaCO <sub>3</sub> )	95 - 3.100	95 - 2.100	81%
Condutividade (µS cm <sup>-1</sup> )	2.950 - 25.000	2.950 - 17.660	77%
DBO (mg L <sup>-1</sup> )	<20 - 30.000	<20 - 8.600	75%
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	190 - 80.000	190 - 22.300	83%
NKT (mg L <sup>-1</sup> )	80 - 3.100	não há	-
N-amoniaco (mg L <sup>-1</sup> )	0,4 - 3.000	0,4 - 1.200	72%
N-orgânico (mg L <sup>-1</sup> )	5 - 1.200	400 - 1.200	80%
N-nitrito (mg L <sup>-1</sup> )	0 - 50	0 - 15	69%
N-nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	0 - 11	0 - 3,5	69%
Cloreto (mg L <sup>-1</sup> )	500 - 5.200	500 - 3.000	72%
Sólidos Totais (mg L <sup>-1</sup> )	3.200 - 21.900	3.200 - 14.400	79%
Sólidos Voláteis Totais (mg L <sup>-1</sup> )	630 - 20.000	630 - 5.000	60%
Sólidos Fixos Totais (mg L <sup>-1</sup> )	2.100 - 14.500	2.100 - 8.300	74%
Sólidos Suspensos Totais (mg L <sup>-1</sup> )	5 - 2.800	5 - 700	68%
Sólidos Suspensos Voláteis (mg L <sup>-1</sup> )	5 - 530	5 - 200	62%

Fonte: Souto e Povinelli (2007)

A idade do aterro é um fator determinante que reflete diretamente nas características do lixiviado. Renou *et al.* (2008) propuseram valores para parâmetros característicos de lixiviado de acordo com a idade do aterro (Tabela 7). Nota-se que aterros com menos de 5 anos de idade produzem lixiviado com pH da ordem de 6,5, DQO elevada (>10.000 mg L<sup>-1</sup>) e alta biodegradabilidade, enquanto aterros estabilizados (>10 anos) produzem lixiviado com pH mais elevado (>7,5), DQO relativamente mais baixa (<4.000 mg L<sup>-1</sup>) e apresentam baixa biodegradabilidade.

Tabela 7 - Caracterização de lixiviado de aterros sanitários

Características	Biodegradável	Intermediário	Estabilizado
Idade (anos)	<5	0,5 – 10	> 10
pH	6,5	6,5 - 7,5	> 7,5
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	>10.000	4.000 - 10.000	<4.000
DBO <sub>5</sub> /DQO	>0,3	0,1 - 0,3	<0,1
Compostos orgânicos	80 % ácido graxo volátil (AGV)	5 - 30% AGV + ácido húmico e fúlvico	Ácido húmico e fúlvico
Metais Pesados	Baixo - Médio	Baixo	Baixo
Biodegradabilidade	Importante	Média	Baixa

Fonte: Renou *et al.* (2008)

Lixiviados estabilizados podem conter substâncias de difícil degradação por microrganismos responsáveis pelos processos biológicos de decomposição, chamadas recalcitrantes. Por não serem rapidamente degradados, a acumulação destas substâncias no meio pode provocar impactos ambientais indesejáveis à natureza.

Segundo Silva (2002), a recalcitrância pode ser decorrente de diversos fatores:

- i) estrutura química complexa desprovida de grupos funcionais reativos;
- ii) a molécula pode exercer uma ação tóxica sobre a microflora ou ainda inativar enzimas-chaves do metabolismo celular;
- iii) a molécula pode se complexar ou interagir com elementos ou compostos químicos tornando-se pouco acessível às enzimas extracelulares e à posterior metabolização.

Silva (2002) associa a recalcitrância à presença das substâncias húmicas, compostos resultantes de decomposição animal e vegetal, com estruturas moleculares complexas e heterogêneas (carbono, hidrogênio, oxigênio e pequenas quantidades de nitrogênio, fósforo e enxofre em sua composição) e massa molecular elevada, responsáveis por conferir cor escura ao lixiviado. De forma geral podem ser divididas em três classes:

- Ácidos húmicos - solúveis em meio alcalino e insolúveis em meio ácido;
- Ácidos fúlvicos - solúveis tanto em meio alcalino quanto em meio ácido;
- Huminas - insolúveis para qualquer valor de pH, seja ele ácido ou alcalino.

Huo et al. (2007) em seus estudos com um aterro sanitário em Asuwei, China, quantificaram as substâncias húmicas presentes no lixiviado através de amostragem em 3 pontos distintos em cada fase de estabilização. Foram coletadas amostras de lixiviado na fase inicial em células que receberam disposição de resíduos entre 2003 e 2006, lixiviado intermediários em células que receberam disposição entre 1994 e 2003 e lixiviado estabilizado em células com 10 ou mais anos de disposição. Observaram que no lixiviado biodegradável ocorreu a predominância de huminas com teores em torno de 76%, ácidos fúlvicos e húmicos apresentam teores de 23,3% e 0,4% respectivamente. Já no lixiviado estabilizado foi observada a predominância de ácidos fúlvicos e húmicos, com teores 48,9 e 44,1%, respectivamente, e baixo teor de huminas (7,0%). No lixiviado intermediário foram quantificados 47,1% de huminas, 40,4% de ácidos fúlvicos, e 13,6% de ácidos húmicos.

A fim de se eliminar o risco de contaminação dos aquíferos por lixiviado, os aterros sanitários têm suas bases impermeabilizadas e contam com um dispositivo de drenagem do lixiviado. Tal efluente não deve ser lançado indiscriminadamente nos corpos d'água, mas sim passar por tratamento adequado, de maneira a atender aos padrões de lançamento e de enquadramento estabelecidos por lei a fim de assegurar sua disposição sem causar danos ao meio ambiente.

**&)' HfUlla Ybhc 'XY`|l Jj ]UXcg'XY'UHffc`gUb]hzf]c`**

Devido ao lixiviado ser um efluente que apresenta grande variabilidade de composição, bem como a presença de compostos recalcitrantes, a escolha de um sistema de tratamento eficiente pode ser, por vezes, complexa. Tal escolha deve levar em conta tanto as características do lixiviado a ser tratado como a qualidade do efluente final a ser lançado no corpo receptor, além de fatores relacionados à sustentabilidade técnica devido às condições operacionais e financeira considerando os custos de implantação e operação.

O tratamento de lixiviado pode ser baseado em processos biológicos e físico-químicos. O tratamento biológico pode ocorrer por processos aeróbios, anaeróbios e facultativos. Entretanto apresentam baixa eficiência na remoção de compostos recalcitrantes e coloridos. O tratamento físico-químico por sua vez, apresenta maior

eficiência na remoção de compostos recalcitrantes quando comparados ao tratamento biológico, podendo-se destacar, entre outros, a coagulação - floculação - sedimentação/flotação, adsorção, filtração por membranas, oxidação avançada e precipitação química. Sendo assim, o tratamento do lixiviado pode por vezes, requerer uma combinação de técnicas e processos biológicos e físico-químicos, a depender da qualidade desejável do efluente.

Embora existam tecnologias, ou combinações destas, capazes de tratar o lixiviado de forma eficiente (KAWAHIGASHI, 2012; MALER, 2013; POZZETTI, 2014; FUJII, 2014), estes sistemas apresentam em geral, alto custo de implantação e manutenção e necessitam de operação especializada.

A Tabela 8 apresenta faixas de parâmetros qualitativos assim como elenca alguns tipos de tratamento utilizados para os mesmos, relacionando suas eficiências às fases de estabilização dos aterros.

Tabela 8 - Características de aterros sanitários de acordo com a idade e métodos de tratamento

$\frac{X}{Y} \cdot \frac{Z}{W} \cdot \frac{V}{U}$ $\frac{H}{J} \cdot \frac{K}{L} \cdot \frac{M}{N}$	$\frac{O}{P} \cdot \frac{Q}{R} \cdot \frac{S}{T}$ $\frac{V}{W} \cdot \frac{X}{Y} \cdot \frac{Z}{U}$	$\frac{) !}{\$} \cdot \frac{f}{a} \cdot \frac{f}{X} \cdot \frac{c}{L}$ $\frac{] b}{h} \cdot \frac{f}{a} \cdot \frac{Y}{X} \cdot \frac{z}{f} \cdot \frac{j}{c}$	$\frac{2}{\$} \cdot \frac{f}{j} \cdot \frac{Y}{L} \cdot \frac{c}{L}$ $\frac{Y}{g} \cdot \frac{h}{U} \cdot \frac{V}{j} \cdot \frac{n}{U} \cdot \frac{X}{c}$
d<	< 6,5	6,5 – 7,5	> 7,5
8 EC <sup>fa</sup> [ @ <sup>%</sup> L	> 10.000	< 10.000	< 5.000
8 EC# CH	< 2,7	2,0 – 2,7	> 2,0
8 6 C, #8 EC	> 0,5	0,1 – 0,5	< 0,1
5 CJgt <sup>fl</sup> 7 CHL	> 70	5 - 30	< 5
HfUHLa Yblcg	9 ZW.bVUXc <sup>HfUHLa Yblc</sup>		
6 ]c`O£ JWc	alta	regular	baixa
CI ]XU, ~c`ei #a ]WU	regular - baixa	regular	regular
DfYWd]HU, ~c`ei #a ]WU	regular - baixa	regular	baixa
7 cU] i `U, ~c!ZcW`U, ~c`	regular - baixa	alta - regular	alta
5 Xgcf, ~c`Ya `WUj ~c`UHj UXc	regular - baixa	alta - regular	alta
Cga cgYfYj YfgU	regular	alta	alta

\*AOVs = Ácidos Orgânicos Voláteis.  
 Fonte: Amokrane *et al.* (1997)

&\*` 7 chfUHLJa Ybhc`XY`|I |j ]UXc`XY`UHffc`gUb]hzf]c`Y`Yg[ chc`gUb]hzf]c`

O cotratamento de lixiviado e esgoto em ETEs consiste na adição de lixiviado de aterro sanitário ao esgoto afluyente das estações, por ligação direta ou através de tanques de equalização, a depender da concepção adotada. É uma alternativa técnica bastante empregada nos Estados Unidos, Europa e Japão. De acordo com dados da Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA), no ano de 2000, os Estados Unidos destinavam o lixiviado de cerca de 800 aterros de resíduos classe II, diretamente a estações de tratamento de esgoto, sem nenhum tipo de pré-tratamento, não sendo observadas interferências relevantes na operação dos mesmos (FERREIRA *et al.*, 2009).

O cotratamento é uma solução interessante principalmente por possibilitar, devido às diferentes proporções afluentes, o uso de sistemas de tratamento de esgoto existentes, especialmente para países em desenvolvimento e de clima quente, onde eficiência, baixo custo de implantação/operação e sustentabilidade são requeridos. No entanto, é importante que se realize rigorosa avaliação a respeito do tipo de lixiviado a ser tratado e do possível aumento da carga orgânica aplicada, principalmente em períodos de elevada pluviosidade, pois tais características podem comprometer diretamente o funcionamento adequado dos reatores das estações.

Oliveira *et al.* (2008) destacam alguns requisitos para a aplicação da técnica, tais como, viabilidade do transporte de lixiviado à ETE, capacidade da ETE em assimilar a sobrecarga orgânica, e compatibilidade do processo de tratamento com as características do lixiviado e do efluente desejado.

Santos (2009) elenca, de uma maneira geral, as vantagens do cotratamento, a saber:

- Para o lixiviado, o efeito de diluição pelo esgoto reduz a carga afluyente de alguns poluentes inibidores dos processos biológicos sobretudo nitrogênio amoniacal, compostos orgânicos recalcitrantes, sódio e metais pesados;
- O aumento da relação DBO<sub>5</sub>/DQO do lixiviado aumenta a sua biodegradabilidade devido ao efeito sinérgico com a mistura do esgoto, à maior quantidade biodisponível de matéria orgânica (mais facilmente biodegradável do esgoto) estimulando a degradação e adaptação de microrganismos anaeróbios;

- Em relação ao esgoto, a elevada alcalinidade do lixiviado bruto favorece o efeito de tamponamento para o tratamento anaeróbio, podendo favorecer a manutenção do pH afluente sem necessidade de correção externa;
- A mistura pode dispensar a necessidade de adição de nutrientes, visto que o nitrogênio é suprido pelo lixiviado e o fósforo pelo esgoto, reduzindo custos e simplificando a operação.

A principal questão que deve ser observada e investigada é, portanto, o percentual volumétrico (v/v) de lixiviado no esgoto que o sistema pode receber sem alterar significativamente a eficiência e os padrões ambientais normativos. Deve-se considerar que a carga orgânica do lixiviado é bastante superior ao do esgoto sanitário, daí os pequenos valores para as proporções (SANTOS, 2009).

O cotratamento de lixiviado e esgoto por processos aeróbios é bastante reportado na literatura, entretanto, os tratamentos anaeróbios ainda são pouco estudados. Desta forma, a literatura existente não é conclusiva ainda sobre essa alternativa.

Sousa (2002) investigou o tratamento combinado em um reator UASB de 600 L de volume, que possui uma vazão de  $1440 \text{ L d}^{-1}$ , por um tempo de operação de 170 dias, com carga orgânica volumétrica específica variando de 2,3 a  $4,62 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ . O autor utilizou como parâmetro de eficiência principal a remoção de matéria orgânica (DQO). Os resultados mostraram que a alcalinidade a bicarbonato da mistura (esgotos + lixiviado) é suficiente para manter o sistema tamponado, não ocorrendo, portanto, colapso do reator, e o pH manteve-se próximo de 7. A eficiência de remoção de matéria orgânica (DQO) foi satisfatória (70 a 73%). O autor conclui que tratar lixiviado com esgoto sanitário utilizando reator tipo UASB é uma prática, técnica e economicamente, viável.

Barba *et al.* (2008) realizaram estudos de biodegradabilidade anaeróbia de misturas de lixiviado e esgoto, verificando que até a taxa volumétrica de 10% (v/v) não há efeitos inibitórios no tratamento anaeróbio.

Santos (2009) avaliou o tratamento combinado testando porcentagens de aplicação volumétrica de chorume no esgoto de até 10%, em um reator UASB, escala piloto, com volume de 33 litros e TDH de 8 horas, utilizando chorume com características de aterro em fase metanogênica, esgoto sanitário e lodo anaeróbio floculento proveniente de um reator UASB utilizado no tratamento de esgotos em escala real. O autor observou que até a proporção de 2,5% não ocorreu efeito

adverso significativo na eficiência do reator UASB (eficiência de 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 para as condições do estudo. Como se é esperado, verificou-se a necessidade de pós-tratamento para remoção de nitrogênio amoniacal e DQO residual do efluente do UASB.

Torres (2009) estudou o tratamento anaeróbico combinado em reatores UASB com substrato composto de 5% de lixiviado e 95% de esgoto. O reator assimilou adequadamente a fração de lixiviado incorporada e, para um TDH de 8 horas e carga orgânica volumétrica de  $2,84 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ , as porcentagens de remoção de DQO foram da ordem de 70% (sem nenhum problema de inibição do sistema). O autor, porém, destaca a importância da aplicação de um pós-tratamento para remoção complementar da matéria orgânica e remoção de nutrientes.

Ferreira *et al.* (2009) realizou estudo em dois reatores UASB, em escala piloto, com porcentagens de lixiviado de 1% e 10%, sendo a primeira para lixiviado bruto e a segunda para lixiviado pré-tratado. As eficiências médias foram de 55% e 45% de remoção de DBO, para os reatores utilizando lixiviado bruto pré-tratado, respectivamente.

Ramos (2009) estudou o tratamento combinado em reator UASB de 41,5 L, TDH de 12 horas e vazão de  $83 \text{ L d}^{-1}$ , com proporções volumétricas de 10% (carga orgânica de  $2,1 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ ) na primeira fase e 3% (carga orgânica de  $1,6 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ ) na segunda, obtendo remoções de DQO de 44 e 59,4%.

Silva (2014) pesquisou o processo de tratamento combinado em reator UASB seguido de filtro aeróbio percolador. O sistema adotado, segundo o autor, visou tratar lixiviado e esgoto de maneira a proporcionar condições de tratamento favoráveis a obtenção de um efluente que atenda aos padrões de descarte em corpos receptores, daí a inclusão de uma etapa de pós-tratamento. O sistema experimental foi constituído de um reator UASB seguido de um filtro aeróbio percolador e demais dispositivos complementares. Os reatores eram alimentados com substrato constituído por 99% de esgoto e 1% de lixiviado (porcentagem em volume) e o processo de monitoramento foi realizado em duas etapas diferentes. Na etapa 1, as eficiências médias de remoção de DBO5 do reator UASB, filtro aeróbio e sistema foram, respectivamente, 48%, 34% e 60% e, na etapa 2, 63%, 36% e 76%, e remoção de DQO total de 60%, 60% e 85% (etapa 1) e 70%, 62% e 89% (etapa 2).

O cotratamento já é uma alternativa utilizada em alguns aterros brasileiros. O município de São Paulo trata o chorume gerado nos quatro aterros sanitários urbanos (Bandeirantes, São João, Santo Amaro e Vila Albertina) em duas ETEs (Barueri e Suzano). Além disso, fazem uso do cotratamento: Porto Alegre (RS), Juiz de Fora (MG), Belo Horizonte (MG) e Niterói (RS) (SANTOS, 2009).

### **2.1.1.1. Mecanismos de Coagulação**

Um sistema coloidal pode ser definido como aquele em que as partículas encontram-se finamente divididas e dispersas em um meio contínuo, apresentando elevada superfície específica. Tal característica contribui para a formação de carga superficial negativa nas partículas, promovendo estabilidade do sistema. Ao se aproximarem, devido ao movimento browniano que as mantém em movimento no sistema, duas partículas coloidais sofrem ação de forças de atração (Forças de Van der Waals) e de repulsão (devido à força eletrostática superficial), impossibilitando sua agregação e conseqüente formação de flocos (ECKENFELDER, 1989).

Assim, a coagulação é um processo que promove a desestabilização das partículas coloidais através da adição um agente coagulante com carga positiva contrária as partículas carregadas, geralmente sais de ferro ou alumínio ou polímeros, que anula as forças de repulsão entre as partículas pela eliminação da barreira de energia. A desestabilização é um processo interativo coagulante-colóide dependente de diversos parâmetros físicos, tais como gradiente de velocidade, tempo e temperatura, e químicos, como pH, concentração de coagulante e natureza das impurezas (ECKENFELDER, 1989).

Os principais mecanismos de coagulação são: compressão da camada difusa, adsorção e neutralização, varredura, e adsorção e formação de pontes. Para coagulantes como sais de ferro e alumínio, há predominância dos mecanismos de adsorção-neutralização, gerando partículas desestabilizadas que serão retidas em filtros, ou de varredura, originando flocos maiores que sedimentam ou flutam com mais facilidade em unidades das etapas posteriores (DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

Na floculação, etapa posterior à coagulação, há ocorrência da agregação das partículas neutralizadas na forma de flocos. Este processo baseia-se na ocorrência de encontros entre as partículas, que se aderem umas as outras devido

às forças de atração atuantes, formando flocos cada vez maiores, mais densos e de maior volume. Dessa forma, o gradiente de floculação sob o qual a água será submetida deve ser tal que promova o choque entre as partículas, favorecendo a aglutinação das mesmas, sem exceder seus limites de resistência ao cisalhamento, de forma a evitar a ocorrência da ruptura dos flocos já formados (DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

A sedimentação é um fenômeno físico de separação de fases sólido-líquido, correspondendo ao processo de deposição das partículas floculadas pela ação da força da gravidade. As partículas devem ser mais densas que a água, sendo assim coletadas na forma de lodo adensado, promovendo a clarificação do efluente. Na sedimentação convencional, os principais parâmetros de controle são a taxa de escoamento superficial e o tempo de detenção hidráulica (período de permanência mínimo nos decantadores, suficiente para que as partículas percorram a altura total da superfície ao fundo da unidade (DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

No que se diz respeito ao tratamento de lixiviados por CFS, a remoção de DQO e COT por coagulação-floculação é geralmente da ordem de 10 a 25% em lixiviados provenientes de aterros novos, e 50 a 60% em lixiviados estabilizados ou pré-tratados biologicamente (AMOKRANE *et al.*, 1997). Estudos dos mesmos autores sobre tratamento de lixiviado estabilizado por coagulação-floculação-sedimentação utilizando como coagulantes sulfato de alumínio e cloreto férrico, chegaram a uma remoção de DQO de aproximadamente 40% para sulfato de alumínio e 55% para cloreto férrico, em pH entre 4,5 e 5,0.

Em seus estudos com pós-tratamento por coagulação - floculação - sedimentação de lixiviado estabilizado pré-tratado biologicamente, Kawahigashi (2012) obteve remoção de 85% de DQO, para dosagem de 250 mg L<sup>-1</sup> de Fe e pH 4,0. Estudos realizados por Amaral (2009) resultaram em remoções de DQO acima de 90% para dosagens de 400 mg L<sup>-1</sup> de Fe em pH próximo a 4,0.

### **&"+% 7 cU i `U, ~c`È: `cW`U, ~c`È`GYX]a YbHU, ~c`Ya `9H9g`**

O processo físico-químico de coagulação – floculação – sedimentação (CFS) vem se tornando uma prática crescente no tratamento primário de esgoto ou no pós-tratamento de sistemas convencionais e consiste na adição de produtos químicos, a fim de se modificar o estado físico dos sólidos suspensos e dissolvidos e

propiciar sua remoção através da sedimentação. Essa técnica, segundo Metcalf e Eddy (2016), é utilizada não somente para melhorar o nível de remoção de SST e DBO em ETEs, mas também para melhorar o desempenho de decantadores primários e para a remoção de fósforo e metais pesados.

Na coagulação são empregadas baixas concentrações de sais de ferro, no entorno de 10 a 30 mg L<sup>-1</sup>, combinados ou não com polímeros catiônicos e aniônicos. A CFS vem demonstrando ser aplicável no tratamento de esgoto por promover elevadas eficiências de remoção de sólidos e de DBO, entre 70 e 85% para SST e 45 e 55% para DBO (Tabela 9), muito superiores às obtidas na sedimentação convencional, bem como aceitar elevadas taxas de vazão superficial, de 80 a 100 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>, resultando em sensível economia nas dimensões ou no número de decantadores primários.

Tabela 9 – Eficiências típicas (\*) da CFS no tratamento de esgoto

Processo	Remoção de SST (%)	Remoção de DBO (%)	Remoção de DQO (%)	Remoção de Fósforo (%)
Primário Convencional	40 – 50	25 - 30	18 - 25	10 – 20
Primário Avançado	70 - 85	45 - 55	30 – 50	60 – 90 (**)

(\*) com dosagens normais; (\*\*) com dosagens elevadas

Fonte: Jordão e Pessoa (2014)

Os projetos associados a ETEs com CFS devem, assim, prever a determinação das condições de maior eficiência de coagulação (dosagem de coagulante e pH) e levar em consideração a instalação de unidades de mistura rápida, floculação e sedimentação, bem como instalações para o processamento de lodo e unidades de estocagem de produtos químicos, tubulações e sistemas de controle (METCALF E EDDY, 2016).

Ferreira *et al.* (2009), em seus ensaios de cotratamento de esgoto e lixiviado por CFS, obteve, para dosagens de 20 mg L<sup>-1</sup> de sulfato de alumínio e 0,5 mg L<sup>-1</sup> de polieletrólito aniônico, tempo de coleta de 30 min e porcentagem de lixiviado na mistura de 5%, remoção de 37,6% de DQO, com valor residual de 227 mg L<sup>-1</sup>. A utilização de cloreto férrico como coagulante no mesmo estudo, por sua vez, com a mesma dosagem de coagulante, sem adição de polieletrólito e mesmas

condições operacionais e de mistura de lixiviado, alcançou remoção de 36,3% de DQO, com valor residual de 237 mg L<sup>-1</sup>.

Fabreti *et al.* (2006), em seus estudos de pós-tratamento de efluentes de lagoas anaeróbias por CFS utilizando sulfato de alumínio como coagulante, em sistema piloto de fluxo contínuo para dosagem de 20 mg L<sup>-1</sup> de alumínio, obteve remoções de 50,5% de DQO e 97,8% de fósforo.

## **&," 5 gdYWtcg`Y[ Ujg`Xc`Ub, Ua Ybhc`XY`YZi YbhYg`XY`9H9 g`**

A fim de se limitar e controlar a carga poluidora proveniente dos esgotos sanitários e industriais tratados e descartados em corpos hídricos, diversos padrões de lançamento de efluentes e enquadramento de corpos d'água estabelecem limites para os principais parâmetros destas águas residuárias. No que se refere ao lançamento de efluentes de estações de tratamento de esgoto, a regulamentação se dá através de resoluções em níveis federais e estaduais, como por exemplo, a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente CONAMA 357/2005 e seu complemento Resolução 430/2011 e a Resolução da Secretaria Estadual do Meio Ambiente do Paraná SEMA 021/2009.

A Resolução CONAMA 357/2005 “dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes para o seu enquadramento”, dispondo as águas doces, salobras e salinas em diferentes classes, de acordo com seus usos preponderantes. Por exemplo, as águas doces (salinidade  $\leq 0,5\text{‰}$ ) são divididas em:

- Classe Especial: águas destinadas ao abastecimento humano, após desinfecção; preservação de comunidades aquáticas e ambientes aquáticos em unidades de conservação.
- Classe 1: águas destinadas ao abastecimento humano, após tratamento simplificado; à recreação de contato primário; etc.
- Classe 2: águas destinadas ao abastecimento humano, após tratamento convencional; recreação de contato primário; aquicultura e atividade de pesca; etc.
- Classe 3: águas destinadas ao abastecimento humano, após tratamento convencional ou avançado; recreação de contato secundário; dessedentação de animais; etc.
- Classe 4: águas destinadas à navegação e harmonia paisagística.

A essas classes são atribuídos parâmetros de qualidade específicos, cujas concentrações limites definidas não devem ser ultrapassadas a fim de não causar danos aos usos preponderantes das águas, constituindo-se assim o padrão de enquadramento da Resolução. A Tabela 10 relaciona os valores limites estabelecidos para os principais parâmetros de controle para corpos receptores Classe 2.

Tabela 10 – 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 <sup>-1</sup>
Fósforo total	Até 0,030 mg L <sup>-1</sup> em ambientes lênticos; Até 0,050 mg L <sup>-1</sup> em ambientes intermediários com tempo de residência entre 2 e 40 dias e tributários diretos de ambiente lêntico; Até 0,10 mg L <sup>-1</sup> para ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários
N-amoniaco total	3,7 mg L <sup>-1</sup> N, para pH ≤ 7,5 2,0 mg L <sup>-1</sup> N, para 7,5 < pH ≤ 8,0 1,0 mg L <sup>-1</sup> N, para 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5 mg L <sup>-1</sup> N, para pH > 8,5
Sólidos dissolvidos totais	500 mg L <sup>-1</sup>

Fonte: CONAMA 357/2005

Os padrões acima apresentados referem-se às concentrações de mistura após o lançamento de efluentes, devendo-se considerar, assim, o fator de diluição do corpo receptor. A Resolução CONAMA 430/2011, que complementa a 357/2005 e “dispõe sobre condições e padrões de lançamento nos corpos d’água”, por sua vez, estabelece padrões de lançamento diretamente de fontes poluidoras e como efluente de ETE. Para efluentes de ETE, a resolução limita o pH entre 5 e 9 e DBO<sub>5d</sub> de no máximo 120 mg L<sup>-1</sup>.

No âmbito estadual, a Resolução 021/2009 da Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – SEMA, que “dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências, para empreendimentos de saneamento”, determina padrões de lançamento para efluentes de ETEs, com valores limites de 90 mg L<sup>-1</sup> para DBO<sub>5d</sub> e 225 mg L<sup>-1</sup> para DQO.

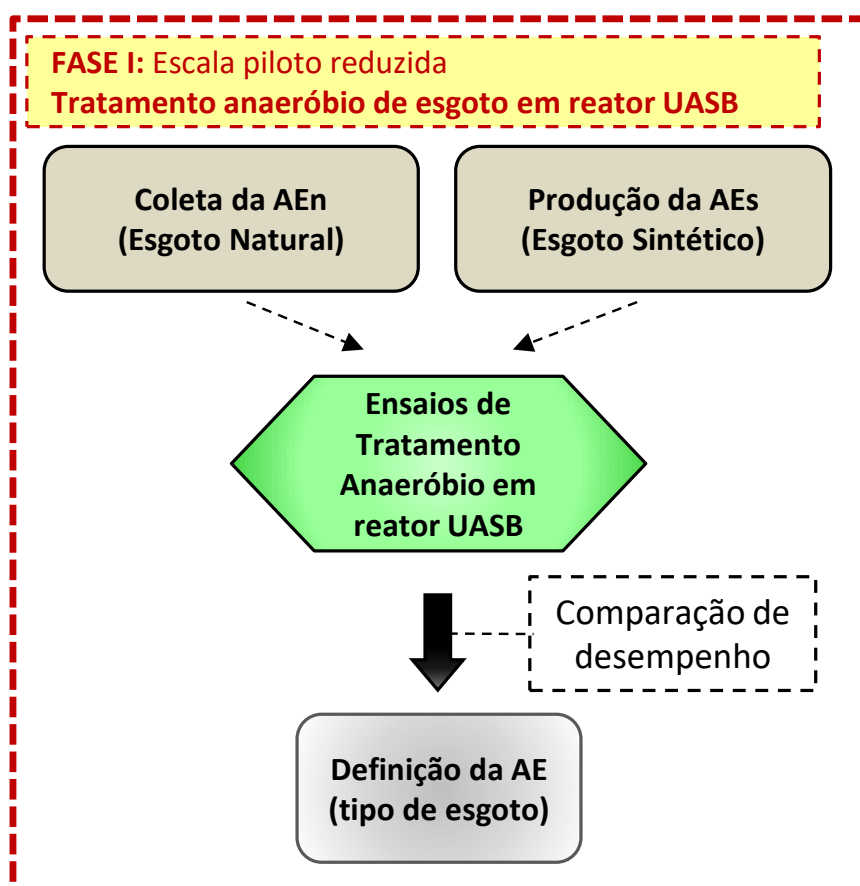
' " A5H9F-5 @9`AvHC8CG`

' "% 8Y]bYUa Ybhc`YI dYf]a YbHJ`

O presente trabalho foi dividido em três fases experimentais:

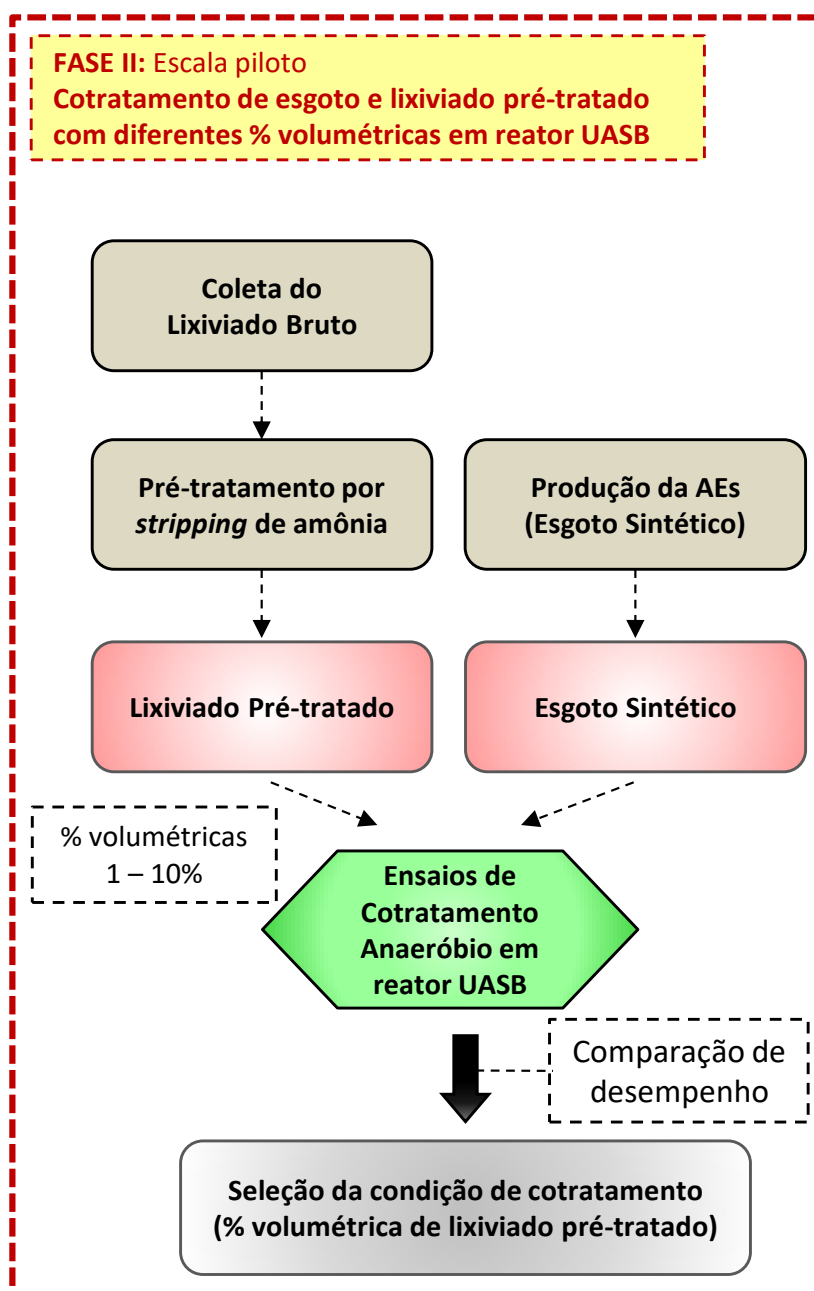
: UgY = corresponde aos ensaios de tratamento anaeróbico em reator tipo UASB realizados em escala piloto reduzida, para comparação e definição do tipo de esgoto (natural da Estação de Tratamento de Esgotos - ETE x sintético) a ser utilizado nos ensaios subsequentes;

Figura 3 – Fluxograma da Fase I



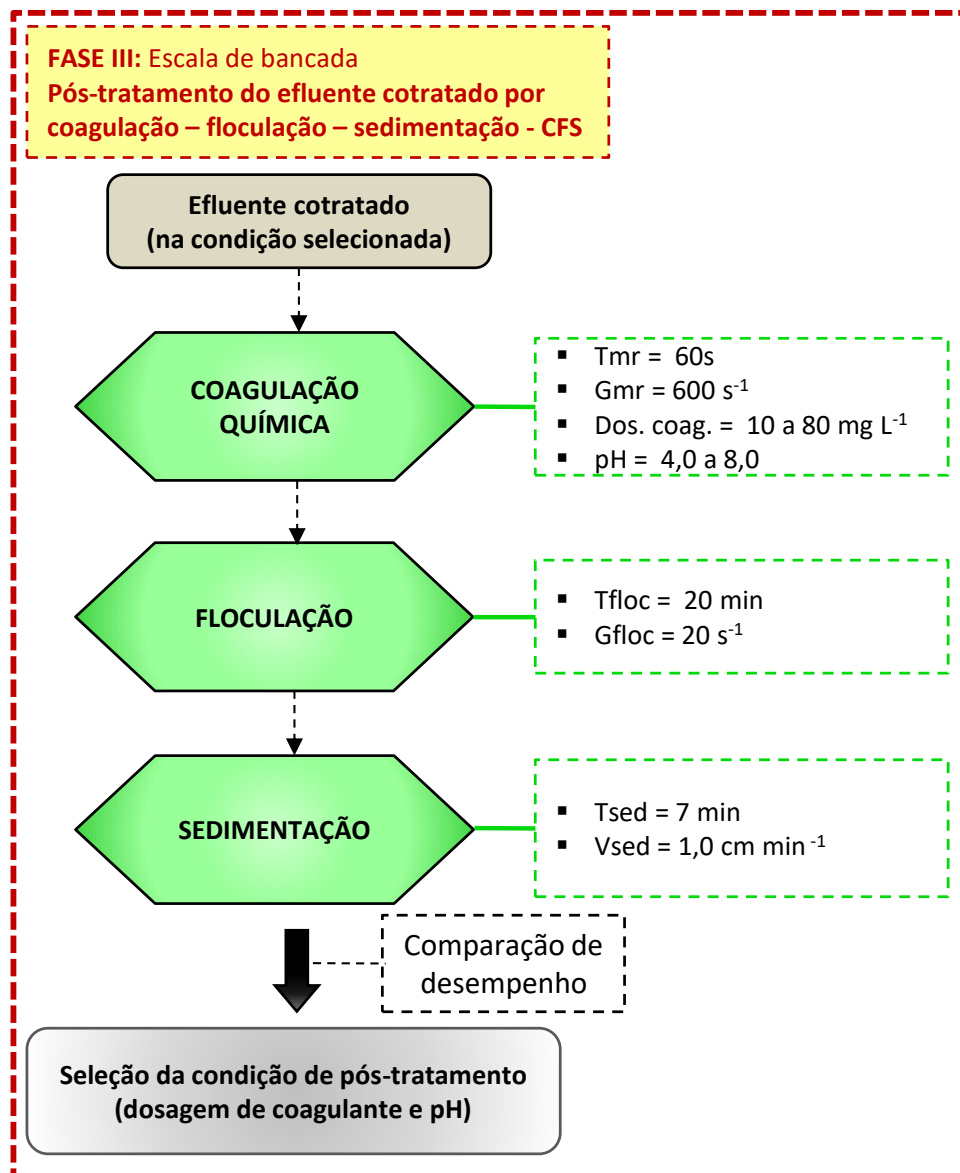
: UgY = corresponde aos ensaios de cotratamento anaeróbico em reator tipo UASB, realizados em escala piloto, para avaliação de desempenho e seleção da proporção mais adequada da mistura esgoto/lixiviado pré-tratado por *stripping* de amônia no cotratamento;

Figura 4 - Fluxograma da Fase II



**: UgY =** corresponde aos ensaios de pós-tratamento físico-químico por coagulação-floculação-sedimentação, em escala de bancada, para seleção da condição mais adequada de coagulação química e avaliação de desempenho para o efluente cotratado com a proporção mais adequada da mistura esgoto/lixiviado.

Figura 5 - Fluxograma da Fase III



Complementarmente, foi realizado ao final das Fases II e III, ensaios de DQO inerte a fim de se avaliar o teor de matéria orgânica recalcitrante das águas residuárias de estudo e dos efluentes produzidos para as condições selecionadas de cotratamento e pós-tratamento.

' "& 7 UfUWYf]nU, ~c`Zg]Wc!ei pa ]WU`XUg`z[ i Ug`fYg]Xi zf]Ug`XY`Yghi Xc`Y`Xc`cXc`  
UbhYg`Y`UdCg`IfUHa Ybhc`

A caracterização físico-química dos esgotos e lixiviados, denominadas neste trabalho genericamente de Águas Residuárias de Estudo – AE, antes e após cotratamento anaeróbio e pós-tratamento físico-químico, foi realizada segundo os parâmetros, métodos e equipamentos listados na Tabela 11.

Tabela 11 - 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 <sub>3</sub> L <sup>-1</sup> )	2320 B	Método titulométrico	pHmetro Digimed DM-2P Agitador FISATOM 761 Titulador METROHM 20 mL
AGV (mg L <sup>-1</sup> )	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 (µS cm <sup>-1</sup> )	2510 B	-	Condutivímetro Digimed DM-3P
Série de sólidos (mg L <sup>-1</sup> )	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 <sup>-1</sup> )	5210 B	Teste DBO 5 dias a 20°C	Incubadora BOD Tecnal TE371 Oxímetro HACH HQ30D
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	5220 C	Método do refluxo fechado	Bloco digestor COD Reactor HACH Espectrofotômetro MN Nanocolor Vis
COD (mg L <sup>-1</sup> )	5310 B	Método da combustão a alta temperatura.	Analizador de COT e N: Vario TOC Select / Elementar
NKT (mg L <sup>-1</sup> )	4500 - N <sub>org</sub> 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-amoniacal (mg L <sup>-1</sup> )	4500 - NH <sub>3</sub> B e C	Destilação e titulação	pHmetro Digimed DM-2P Agitador FISATOM 761 Titulador METROHM 20 mL Destilador BUCHI K-355
Fósforo (mg L <sup>-1</sup> )	4500 - P J adaptado	Método espectrofotométrico e digestão com persulfato	Bloco digestor COD Reactor HACH Espectrofotômetro MN Nanocolor Vis

' " ' : 5 G9 '≡!' HfUHLa Yblc`UbUYfOÆ]c`XY`Yg[ ctc`Ya `fYUrcf`I 5 G6 `fØgWJU D]`c lc`  
 FYXi n]XUL`

Durante a fase de planejamento experimental dos ensaios em escala piloto, cogitou-se pela substituição do uso de esgoto natural pelo esgoto sintético, visto que o volume semanal a ser coletado na ETE e utilizado na alimentação dos reatores pilotos seria bastante elevado, o que impossibilitaria seu adequado armazenamento. Além disso, uma avaliação preliminar indicou que a variação das características físico-químicas do esgoto natural era bastante significativa, podendo comprometer o atendimento ao objetivo do trabalho.

Desta forma, considerando que a produção de esgoto sintético permitiria maior controle sobre a carga orgânica inserida no sistema optou-se na Fase I, por realizar ensaios, em escala piloto reduzida, a fim de avaliar comparativamente, o desempenho do tratamento anaeróbico em reatores UASB com diferentes tipos de esgoto.

' " '% 5 [ i Ug`fYg]Xi zf]Ug`XY`Ygh Xc`

O esgoto natural denominado Água residuária de estudo natural - AEn foi coletada na Estação de Tratamento de Esgoto – ETE Norte da Sanepar, localizada na cidade de Londrina – PR. Foram realizadas coletas semanais de aproximadamente 120 L de esgoto, suficientes para alimentar o reator por 7 dias. Logo após a coleta, o esgoto foi caracterizado e armazenado sob refrigeração a 4°C até o momento de uso.

O esgoto sintético denominado Água residuária de estudo sintética - AEs utilizada foi produzida diariamente a partir da formulação adaptada da proposta por Torres (1992), para uma DQO de 500 mg L<sup>-1</sup>, de acordo com a Tabela 12.

Tabela 12 – Composição geral do esgoto sintético para DQO de 500 mg L<sup>-1</sup>

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

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

Fonte: Adaptado de Torres (1992)

### 3.2.2.2. Monitoramento dos efluentes

O monitoramento dos efluentes produzidos no tratamento anaeróbio em reatores UASB em escala piloto reduzida foi realizado conforme a frequência apresentada na Tabela 13.

Tabela 13 – Frequência de análises de monitoramento do efluente

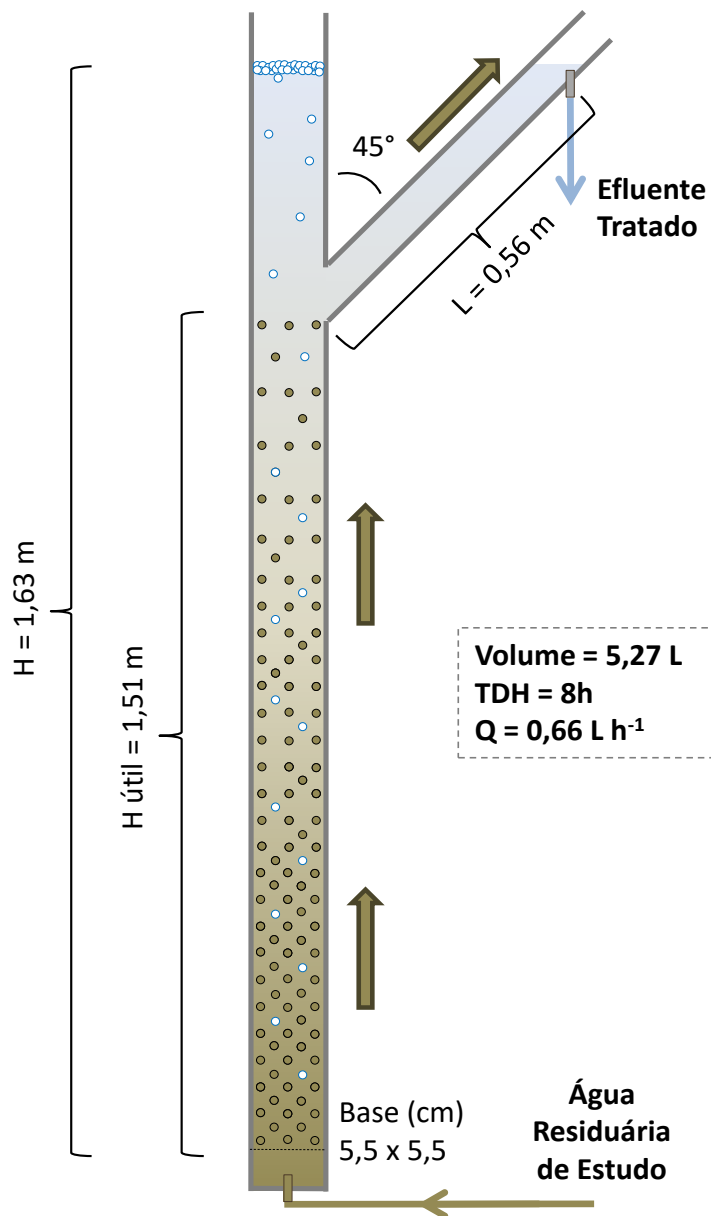
Parâmetros	Frequência
Cor aparente, DBO, turbidez, condutividade e série de sólidos	1 x por semana
pH, alcalinidade, temperatura, AGVs e DQO	2 x por semana
NKT, N-amoniaco e fósforo	A cada 2 semanas

### 3.2.2.3. Características dos reatores UASB

Foram construídos dois reatores UASB em acrílico, com altura total de 1,63 m, altura útil de 1,51 m, base quadrada de 5,5 x 5,5 cm, e defletor em forma de Y com 56 cm de comprimento e ângulo de 45° com a vertical, totalizando um volume útil de 5,27 L (Figura 6).

O tempo de detenção hidráulica – TDH adotado foi de 8h, o que levou a uma vazão de operação de  $0,66 \text{ L h}^{-1}$  alimentada em fluxo contínuo e ascendente através de bombas dosadoras ProMinent – Gala 1601.

Figura 6 – Esquema do sistema de reator em escala piloto reduzida



' " ( ' DUfjXUXcg'fYUcfYg'Ya 'YgWU'Ud]clc'fYXi n]XUI 5 G6 '

O lodo de inóculo utilizado foi coletado na ETE Norte da Sanepar, localizada na cidade de Londrina – PR. Os procedimentos durante a partida dos reatores anaeróbios foram realizados segundo Chernicharo (1997):

#### Inoculação do reator

- I. Transferir o lodo de inóculo para o reator (em torno 1/3 de seu volume) e acondicioná-lo no fundo do mesmo, evitando a formação de turbulência e excesso de contato com o ar;
- II. Deixar o lodo em repouso de 12 a 24 horas, de maneira a possibilitar gradual adaptação ao meio.

#### Alimentação do reator com esgoto

- I. Após o período de repouso, iniciar a alimentação do reator com a água residuária até que o mesmo atinja aproximadamente a metade de seu volume útil;
- II. Interromper a alimentação por um período de 24 horas. Ao término deste período, e antes de iniciar uma próxima alimentação, coletar amostras do sobrenadante do reator e efetuar as análises: temperatura, pH, alcalinidade, AGV e DQO. Caso estes parâmetros estejam dentro das faixas de valores aceitáveis (pH entre 6,8 e 7,4 e AGV abaixo de 200 mg L<sup>-1</sup>), prosseguir o processo de alimentação para enchimento do reator, até que o mesmo atinja o seu volume total (nível da saída);
- III. Deixar o reator novamente sem alimentação por 24 horas. Ao término desse período, retirar novas amostras para serem analisadas e proceder como anteriormente;
- IV. Caso os parâmetros analisados estejam dentro das faixas estabelecidas, iniciar a alimentação contínua do reator, com vazões correspondentes aos valores de TDH recomendados: TDH de 16h nos 5 primeiros dias, TDH de 12h nos 5 dias seguintes e por fim TDH de 8h (adotado) a partir do décimo dia e executar o monitoramento de rotina para avaliação.

' (" : 5 G9 '=! '7 c!fU!Ua Yb!c 'XY'Yg[ c!c 'Y`'l ]j ]UXc`df!f!fU!UXc`Ya`fYU!cf`l 5 G6`  
f!YgWU!Ud]`c!c!`

' (" '% @! ]j ]UXc`Vfi !c`

O lixiviado bruto foi proveniente do aterro sanitário do Centro de Tratamento de Resíduos – CTR da cidade de Londrina, que possui como coordenadas centrais 474.495 E e 7.406.009 S (Projeção UTM, Datum Sirgas 2000). O aterro iniciou sua operação em 2010 e seu lixiviado apresenta características de lixiviado em fase intermediária de estabilização biológica.

A coleta do lixiviado bruto foi realizada através de caminhão-tanque, com capacidade de 14 m<sup>3</sup> e armazenado em reservatório de polietileno reforçado com fibra de vidro com capacidade volumétrica de 15 m<sup>3</sup>, localizado no Laboratório de Hidráulica e Saneamento da UEL.

' (" '& @! ]j ]UXc`df!f!fU!UXc`dcf`gtripping`XY`Ua`' b]U

A opção técnica de se utilizar o lixiviado pré-tratado por *stripping* de amônia deve-se ao intuito de se eliminar o possível efeito tóxico do N-amoniaco sobre a atividade biológica do lodo no cotratamento proposto, uma vez que o lixiviado bruto pode conter, dependendo do grau de estabilização, concentrações consideráveis deste composto. Segundo Metcalf e Eddy (2016), concentrações entre 1500 e 3000 mg L<sup>-1</sup> de N-amoniaco são moderadamente inibidoras à digestão anaeróbia e concentrações acima de 3000 mg L<sup>-1</sup> são fortemente inibidoras.

Desta forma, o lixiviado bruto foi submetido ao pré-tratamento por *stripping* de amônia, a fim de se remover o nitrogênio amoniaco. O pré-tratamento foi realizado em regime intermitente (batelada), através de uma instalação piloto constituída por dois reatores com capacidade volumétrica de 1,0 m<sup>3</sup> cada e paletas giratórias de polietileno e aço inoxidável com rotação de aproximadamente 5,5 rpm, com tempo de detenção de 28 dias e ajuste de pH para 9,0. Para viabilizar este trabalho, foram produzidos 2 m<sup>3</sup> do lixiviado pré-tratado, suficiente para a realização dos ensaios de co-tratamento.

## 5.1.1. Características do Esgoto Sintético

Conforme esperado, após análise dos resultados obtidos na Fase I, adotou-se o uso do esgoto sintético pelos motivos já apresentados e especialmente, pela variação das características físico-químicas do esgoto natural, devido provavelmente, à recepção de esgotos industriais pela ETE.

Assim, os ensaios subsequentes de cotratamento anaeróbio em reator UASB foram realizados com misturas preparadas diariamente de esgoto sintético e lixiviado pré-tratado por *stripping* de amônia em diferentes % volumétricas (1,0; 2,5; 5,0; 7,5 e 10,0%), definidas a partir de consulta a literatura, denominadas conforme segue:

- Água residuária de estudo controle/referência contendo apenas esgoto sintético – AEs;
- Água residuária de estudo contendo 1% (v:v) de lixiviado pré-tratado por *stripping* de amônia em esgoto sintético – AE 1%;
- Água residuária de estudo contendo 2,5% (v:v) de lixiviado pré-tratado por *stripping* de amônia em esgoto sintético – AE 2,5%;
- Água residuária de estudo contendo 5% (v:v) de lixiviado pré-tratado por *stripping* de amônia em esgoto sintético – AE 5%;
- Água residuária de estudo contendo contendo 7,5% (v:v) de lixiviado pré-tratado por *stripping* de amônia em esgoto sintético – AE 7,5%;
- Água residuária de estudo contendo contendo 10% (v:v) de lixiviado pré-tratado por *stripping* de amônia em esgoto sintético – AE 10%;

## 5.1.2. Descrição do Sistema de Cotratamento Anaeróbio

A instalação piloto de cotratamento anaeróbio foi constituída por um sistema de alimentação e 4 (quatro) reatores tipo UASB.

Os reatores foram construídos em tubo de PVC de 100 mm de diâmetro, com 1,95 m de altura total (1,80 m de altura útil) e volume útil total de 14,14 L, providos de dispositivos para exaustão do biogás e para coleta de efluente tratado e de lodo em diferentes alturas (Tabela 14). Cada reator possuía em sua base uma placa perfurada de acrílico de maneira a promover a distribuição uniforme do afluente na seção transversal do escoamento interno ao reator e evitar a criação de caminhos preferenciais.

Tabela 14 - Principais características dos reatores pilotos UASB.

Parâmetro	Fase I (Escala Piloto Reduzida)	Fase II (Escala Piloto)
Altura total	1,64 m	1,95 m
Altura útil	1,51 m	1,80 m
Volume útil	5,27 L	14,14 L
Diâmetro	5,5 x 5,5 cm	10 cm
TDH	8 h	8 h
Vazão da bomba	0,66 L h <sup>-1</sup>	1,77 L h <sup>-1</sup>

O sistema de alimentação foi composto por tanques de acondicionamento com capacidade volumétrica de 65 L, abastecidos diariamente com 42 L das águas residuárias de estudo, que eram transportadas por bomba peristáltica (GILSON Minipuls Evolution) até recipientes fixados a 2,15 m de altura que em seguida eram encaminhadas aos reatores por gravidade através de tubulações rígidas em PVC DN25 conectadas ao centro da placa de fundo do reator.

O dispositivo de exaustão do biogás foi composto por separadores trifásicos, construídos em PVC e material plástico, dispostos nos topos dos reatores e conectados a uma tubulação central que encaminhava todo o biogás para fora da sala de experimentos. O dispositivo de coleta de efluente, por sua vez, foi constituído por registros de PVC DN25, fixados a 1,80 m de altura do reator, conectados por mangueiras flexíveis de borracha a uma tubulação única central em PVC DN50 que recebia e encaminhava todos os efluentes produzidos ao tanque de descarte. No momento das coletas, as mangueiras de cada reator eram desconectadas da tubulação central e adaptadas aos frascos de coleta individuais.

As Figura 7 e Figura 8 apresentam um esquema geral da instalação piloto e um detalhe do projeto dos reatores, respectivamente.

Figura 7 É Esquema da instalação dos reatores piloto UASB

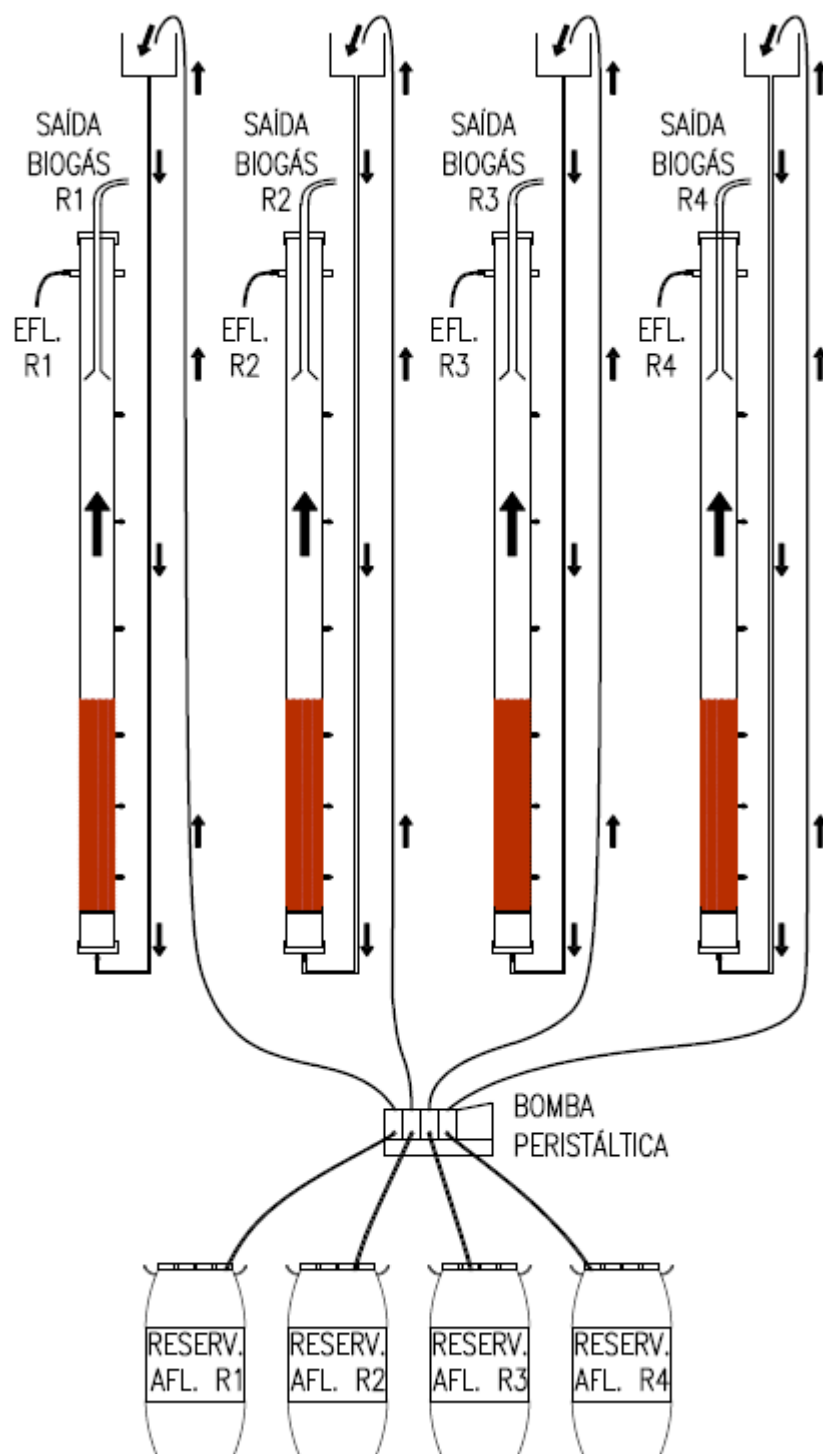
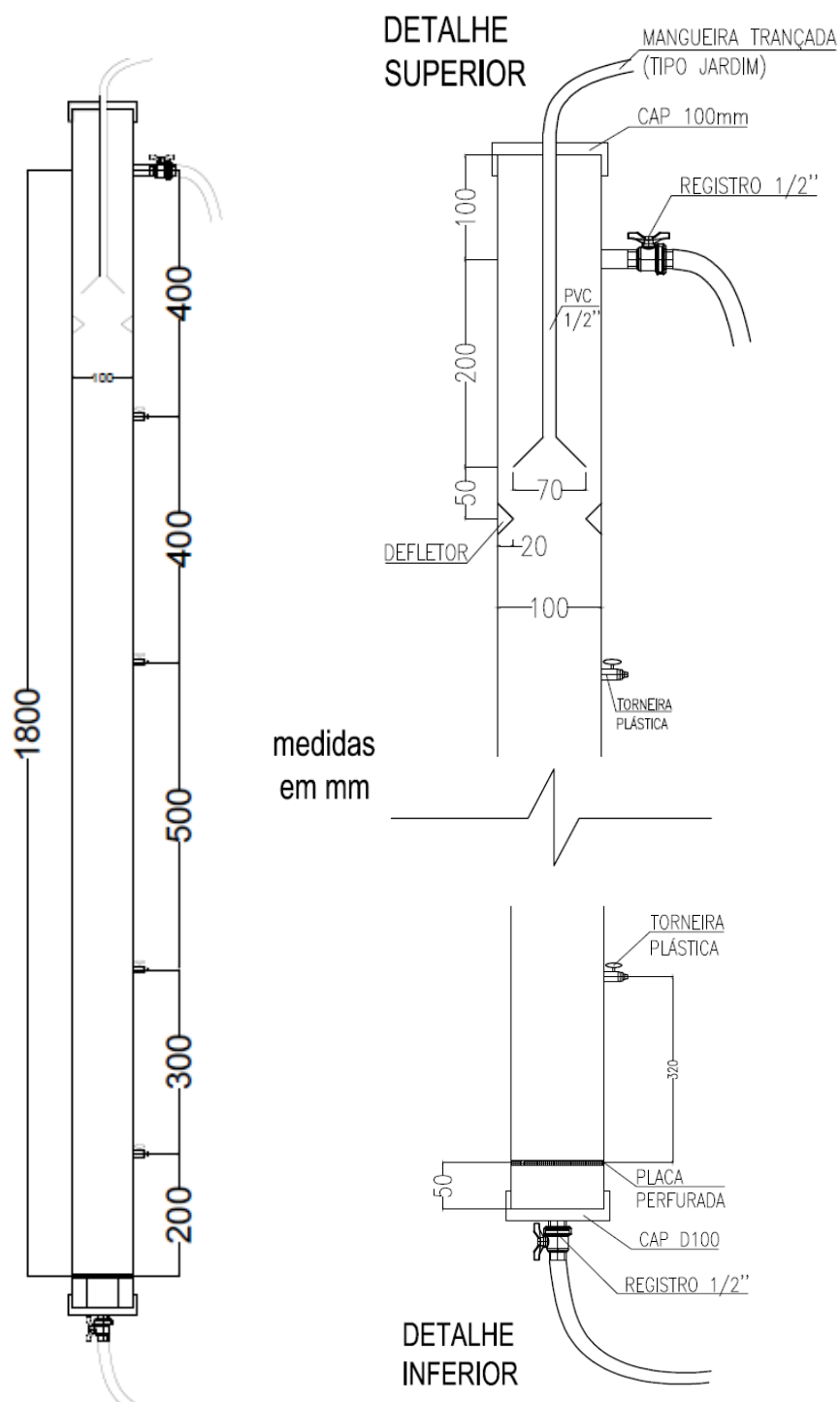


Figura 8 – Detalhe do projeto dos reatores pilotos UASB\*



Após montagem do sistema piloto de tratamento, seguiu-se com a fase de pré-operação incluindo adaptações para garantir a estanqueidade do sistema, aferição e calibração de bombas de alimentação e equipamentos. A adaptação do lodo inoculado ao efluente a ser tratado foi realizada utilizando-se a água residuária

de estudo controle/referência (esgoto sintético) – AEs, seguindo o mesmo procedimento de partida do sistema descrito no item 3.3.4 para todos os reatores, sendo que o sistema foi operado com TDH de 16h nos 7 primeiros dias, TDH de 12h nos 7 dias seguintes e TDH de 8h a partir do 14<sup>o</sup> dia, através da variação da vazão de alimentação.

Os 44 primeiros dias de operação consistiram na fase de adaptação e maturação dos reatores, onde todas as 4 unidades foram alimentadas somente com a AEs. A partir deste momento, com os reatores estabilizados, manteve-se uma unidade como tratamento controle/referência e iniciou-se a alimentação com as diferentes águas residuárias de estudo: primeiramente, com as AE 1%, AE 2,5% e AE 5%, e na etapa final, em função dos resultados obtidos após 114 dias de operação, com as AE 7,5% e AE 10%, a fim de se avaliar os limites de aplicação técnica do trabalho. Para cada reator, o incremento da porcentagem volumétrica de lixiviado pré-tratado foi realizado de forma gradual, com acréscimos sucessivos de 2,5% a cada 3 a 7 dias. Todos os ensaios da Fase II em escala piloto foram realizados simultaneamente em ambiente climatizado, com temperatura programada para  $25 \pm 2^{\circ}\text{C}$ , e o monitoramento de desempenho foi realizado conforme a frequência apresentada na Tabela 15.

Tabela 15 – Frequência de análises de monitoramento do efluente

Parâmetros	Frequência
Cor aparente, DBO, turbidez, condutividade, série de sólidos, NKT, N-amoniaco e fósforo	1 x por semana
pH, alcalinidade, AGVs e DQO	2 x por semana

Na Tabela 16 são apresentados alguns parâmetros de projeto utilizados como referência na construção dos reatores.

Tabela 16 – Parâmetros de projeto empregados nos reatores pilotos

	JUcf'fYWŁa YbXUXc'f7 Ua dcgž % - - 'ĔDfcgUWŁ	: UgY'≠!' D]cfc'	: UgY'≠'ĔD]cfc' Ya 'YgWJU fYXi n]XU
Carga Hidráulica Volumétrica (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> dia <sup>-1</sup> )	Máx 5,0	3,0	3,0
TDH (horas)	Mín 4,8	8	8
Carga Orgânica Volumétrica (kg DQO m <sup>-3</sup> dia <sup>-1</sup> )	Máx 2,5 a 3,5	1,5 (DQO=500 mg L <sup>-1</sup> )	1,3 (DQO=430 mg L <sup>-1</sup> )
Velocidade ascendente (cm h <sup>-1</sup> )	50 – 70	22,5	18,8

### ' (' )' 9bgU]cg'XY8 EC' ]bYfH'

A DQO é um parâmetro indireto de análise da matéria orgânica presente em águas residuárias. No entanto, ela não diferencia a matéria orgânica inerte da biodegradável. Uma vez que a DQO inerte não é alterada durante o tratamento biológico, isto pode mascarar o resultado da tratabilidade da água residuária (GERMILI; ORHON; ARTAN, 1991).

O método proposto por Germili, Orhon e Artan (1991) consiste no monitoramento de dois reatores alimentados com a mesma DQO inicial, sendo um reator com a amostra a ser analisada e outro com glicose, cuja DQO inerte é nula. A DQO inerte do efluente é calculada pela diferença entre a DQO residual da amostra e a DQO da solução de glicose no final do experimento.

Foram realizados ensaios de DQO inerte para o lixiviado após *stripping* e para as águas residuárias de estudo AEs, AE10%, AE 10% tratado e AE 10% pós-tratado.

Para o desenvolvimento do experimento, foram adicionados a frascos de reação de 500 mL:

- 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 de uma solução de macronutrientes;
- 0,5 mL de uma solução de micronutrientes.

A solução de macronutrientes é descrita na Tabela 17 e a solução de micronutrientes é apresentada na Tabela 18.

Tabela 17 - Composição da solução de macronutrientes

Composto	Concentração (g/L)
$\text{KH}_2\text{PO}_4$	1,50
$\text{K}_2\text{HPO}_4$	6,50
$\text{NH}_4\text{Cl}$	5,00
$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	1,00
$\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	1,00

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

Tabela 18 – Composição da solução de micronutrientes

Composto	Concentração (g/L)
$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	2,00
$\text{ZnCl}_2$	0,05
$\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	0,03
$\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	0,50
$(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	0,05
$\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0,05
$\text{H}_3\text{BO}_4$	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. O monitoramento dos reatores foi baseado na análise da DQO solúvel (filtrada em membrana de 0,22 µm) a cada 2 ou 3 dias até que a mesma permanecesse constante no reator com solução de glicose.

A Figura 9 apresenta uma foto do aparato experimental utilizado nos ensaios.

Figura 9 – Aparato experimental utilizado nos ensaios de DQO inerte



' ') : 5 G9' = Ë D0g!fU!a Yb!c' dcf' W!U! i `U, ~c' È ZcW`U, ~c' È gYX!a Yb!U, ~c' f!gWU`XY'6 UbWUXU'

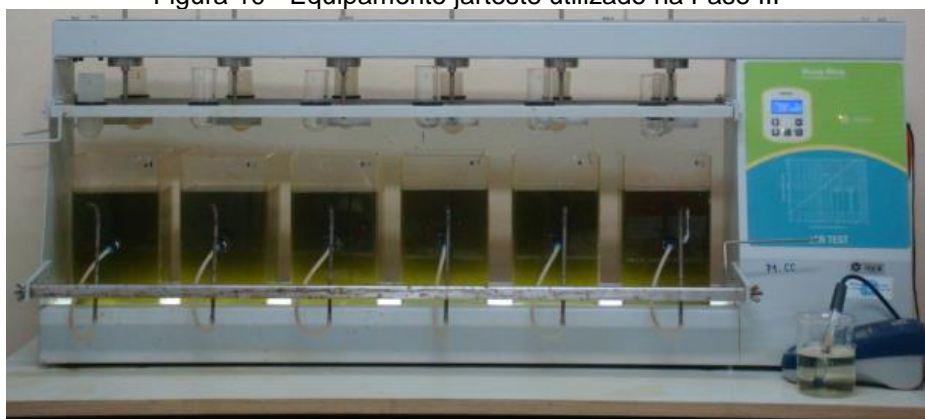
' ') "% 9bgU!cg' XY' d0g!fU!a Yb!c' Z!g!W!e!i !a !W!c' dcf' W!U! i `U, ~c!ZcW`U, ~c! gYX!a Yb!U, ~c' È7 : G`Ya `YgWU`XY'VUbWUXU'

Os ensaios de pós-tratamento físico-químico foram realizados para seleção da condição mais adequada de coagulação química e avaliação de desempenho por CFS em escala de bancada - jarteste, utilizando-se água residuária de estudo selecionada no cotratamento durante a Fase II, contendo 10% (v:v) de lixiviado pré-tratado por *stripping* de amônia em esgoto sintético – AE10%.

Os ensaios foram realizados utilizando-se equipamento Jarresteste (Nova Ética - 218/6LDBE). Este é composto de 6 jarros de acrílico transparente de 2 L, tacômetro digital para visualização da rotação (até 600 rpm  $\pm$  2 %), conferindo um gradiente de velocidade de até 1.200 s-1, dispositivo para aplicação de produtos químicos e coleta de água simultâneas nos 6 jarros.

Na Figura 10 é mostrada uma foto do equipamento jarteste.

Figura 10 - Equipamento jarteste utilizado na Fase III



Os ensaios foram realizados de acordo com os parâmetros operacionais mostrados na Tabela 19, selecionados após revisão da literatura pertinente e realização de ensaios preliminares.

Tabela 19 - Valores e parâmetros de controle operacional / Fase III

Parâmetros de controle operacional	Valor
Tempo médio de mistura rápida ( $T_{mr}$ ) <sup>*</sup>	1 min <sup>*</sup>
Gradiente de velocidade médio de mistura rápida ( $G_{mr}$ ) <sup>*</sup>	600 s <sup>-1</sup>
Tempo médio de floculação ( $T_{floc}$ )	20 min <sup>*</sup>
Gradiente de velocidade médio de floculação ( $G_{floc}$ ) <sup>*</sup>	20 s <sup>-1</sup>
Velocidade de sedimentação ( $V_{sed}$ ) <sup>*</sup>	1,0 cm min <sup>-1</sup>
Tempo de sedimentação ( $T_{sed}$ ) <sup>*</sup>	7 min <sup>*</sup>

Para realização dos ensaios foram utilizados os seguintes produtos químicos:

- Hidróxido de sódio: com massa específica = 1,013 kg L<sup>-1</sup> como alcalinizante;
- Solução comercial de ácido clorídrico: com concentração de 37% (em massa) e massa específica = 1,187 kg L<sup>-1</sup> como acidificante;
- Solução comercial de sulfato de alumínio com 8,20% de Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> e massa específica = 1,33 kg L<sup>-1</sup>, como coagulante.

A avaliação de desempenho do tratamento foi realizada em relação à remoção de cor verdadeira (após filtração em membrana de éster de celulose com porosidade média de 0,45 μm) e turbidez dos efluentes sobrenadantes para diferentes dosagens de Fe (10 a 80 mg.L<sup>-1</sup>) do coagulante e faixa de pH entre 4,0 e 8,0.

Após seleção da condição mais adequada de coagulação química e avaliação de desempenho por CFS procedeu-se os ensaios de reprodução para coleta e caracterização complementar dos efluentes sobrenadantes.

( " F9GI @H58CG'9'8=G7I GGÇC´

( "% : 5 G9´≡!´HfUHLa Ybfc´UbUYfCØ]c´XY´Yg[ cfc´Ya´fYUrcf´I 5 G6´fØgWU´U´D]´cfc´  
F YXi n]XUŁ

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 entre outros, 02 trabalhos de mestrado. Assim, a Fase I - Tratamento anaeróbio de esgoto em reator UASB (Escala Piloto Reduzida) deste trabalho foi desenvolvido de forma colaborativa com o trabalho de Borth (2017) e partilha dos mesmos resultados.

( "%% DUf] a Yifcg´XY´Wbfc´Y´cdYfUW]cbU´

As Figura 11, Figura 12 e Figura 13 apresentam os gráficos de monitoramento dos parâmetros de controle (pH, alcalinidade e AGV) dos reatores em escala piloto reduzida, para as águas residuárias de estudo natural – AEn e sintética – AEs antes e após tratamento, e a Tabela 20 apresenta os valores médios obtidos para esses parâmetros durante o período de operação.

Figura 11 – Valores de pH em função do tempo de operação / Fase I

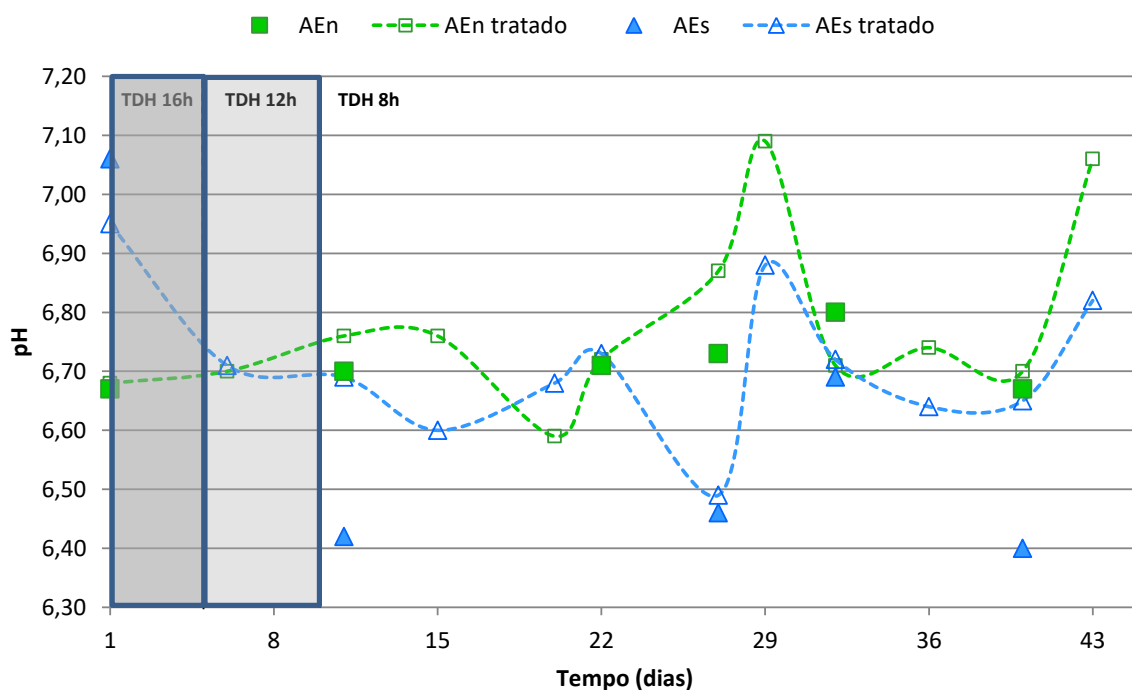


Figura 12 – Valores de alcalinidade em função do tempo de operação / Fase I

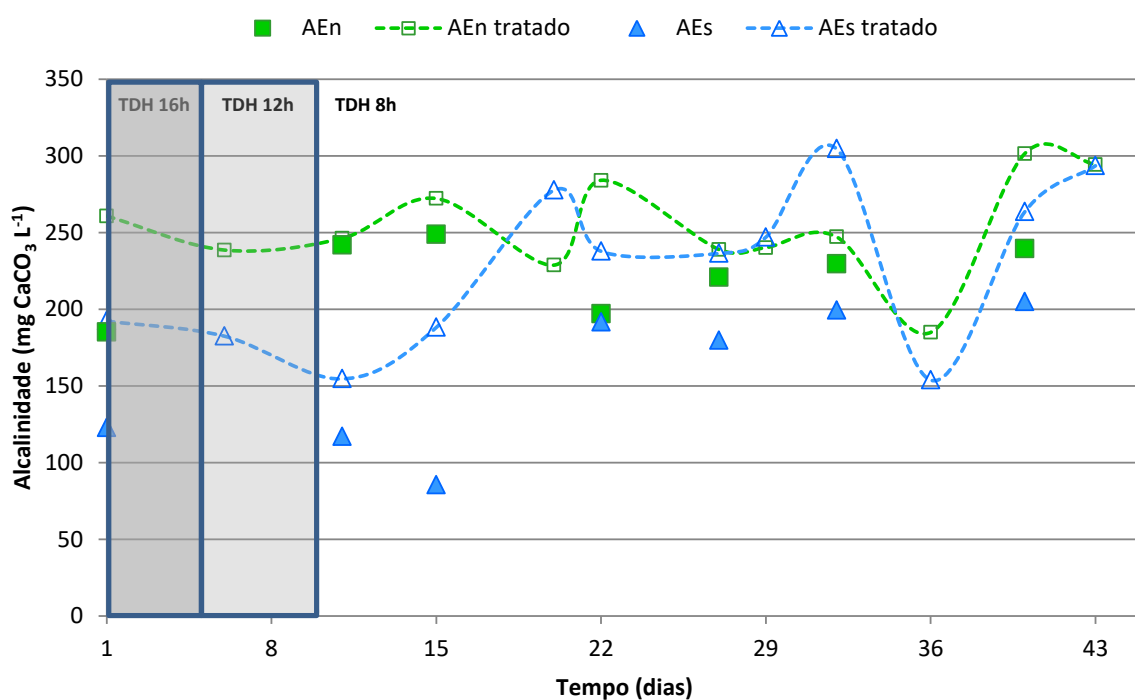


Figura 13 – Valores de AGV em função do tempo de operação / Fase I

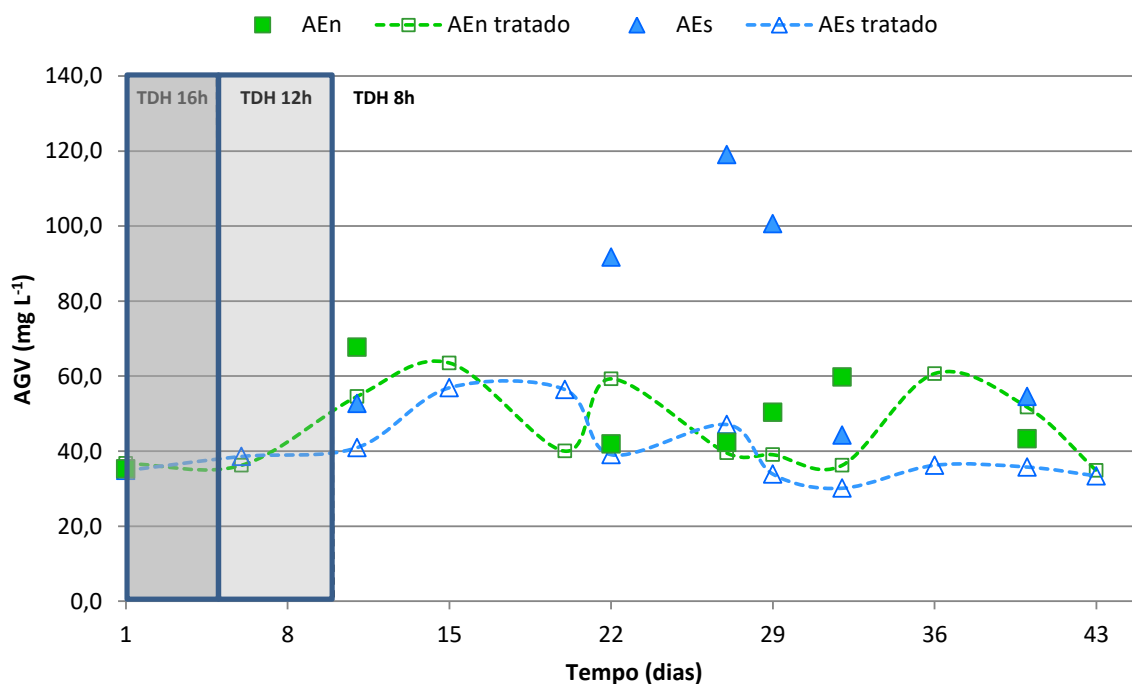


Tabela 20 – Valor médio dos parâmetros de controle / Fase I

59	d<	5 WJb]XUY (mg L <sup>-1</sup> )	5; J (mg L <sup>-1</sup> )
AEn	6,71 ± 0,05	223 ± 24	49 ± 11
AEn tratada	6,78 ± 0,15	253 ± 32	46 ± 11
AEs	6,61 ± 0,28	157 ± 48	77 ± 31
AEs tratada	6,71 ± 0,12	228 ± 52	40 ± 9

As faixas de valores de pH indicadas pela literatura como ótimas para digestão anaeróbia em reatores UASB estão entre 6,6 e 7,4 (CHERNICHARO, 1997) e 6,8 e 7,2 (CAMPOS,1999). Nota-se que os valores de pH variaram entre 6,67 e 6,80 para a AEn e entre 6,40 a 7,06, com maior variabilidade, para a AEs, devido provavelmente à própria variação da água da rede de abastecimento. Os efluentes, por sua vez, apresentaram valores médios dentro das faixas recomendadas, com valor de 6,78 para a AEn tratada e 6,71 para a AEs tratada, indicando que os reatores possuíram alcalinidades suficientes para tamponar o sistema.

Os valores médios de alcalinidade da AEn e AEs foram, respectivamente, 223 e 157 mg L<sup>-1</sup>, e após o tratamento anaeróbio foram de 253 e 228. Assim como pode ser observado pelos valores de pH, os sistemas apresentaram tamponamento

suficiente para inclusive aumentar a alcalinidade do efluente (Figura 12), mantendo-se relativamente estáveis, sem tendência de redução da alcalinidade do efluente. Torres (1992), operando reator UASB com esgoto sintético, obteve valor médio de alcalinidade do efluente de  $204 \text{ mg L}^{-1}$  e Santos (2009), operando com esgoto natural, obteve valor médio de  $280,7 \text{ mg L}^{-1}$ . Nota-se que estes valores são da mesma ordem de grandeza dos valores de alcalinidade das duas águas residuárias de estudo tratadas nesta fase.

Os AGV são compostos intermediários da digestão anaeróbia, e a partir destes a maior parte do metano é produzida através das arqueas metanogênicas. Quando há uma quantidade suficiente de arqueas metanogênicas e condições ambientais favoráveis, elas utilizam os ácidos intermediários e, dessa forma, não há acúmulo de ácidos além da capacidade neutralizadora da alcalinidade natural, o pH se mantém em uma faixa favorável às bactérias metanogênicas e o sistema anaeróbio permanece em equilíbrio. Contudo, se as bactérias metanogênicas não estiverem em quantidade suficiente ou se as condições de digestão não forem favoráveis, não haverá o consumo dos ácidos na mesma proporção em que são produzidos, ocorrendo o consumo da alcalinidade e queda do pH, com acidificação do reator (CHERNICHARO, 1997).

Segundo Santos (2009), a concentração de AGV no efluente de UASB deve ser de no máximo  $100 \text{ mg L}^{-1}$ . Os valores obtidos para os efluentes de ambas as águas de estudo, de 46 e de  $40 \text{ mg L}^{-1}$  para as AEn e AEs tratadas, respectivamente, resultaram inferiores ao valor máximo recomendado. Torres (1992) e Santos (2009) reportaram valores médios similares para os efluentes de seus reatores de 43,0 e  $53,2 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente.

A relação entre ácidos voláteis e alcalinidade nos processos anaeróbios é importante, pois representa a capacidade do sistema em neutralizar os ácidos formados no processo e também em tamponar o pH na ocorrência de acumulação de ácidos voláteis. Portanto, a relação AGV/alcalinidade é um indicativo da estabilidade de sistemas anaeróbios e o valor limite indicado na literatura é de 0,35 (SANTOS, 2009), sendo que o mesmo autor obteve valor médio de 0,19. Na Fase I, a relação AGV/alcalinidade média obtida foi de 0,18 para ambas as águas de estudo, indicando estabilidade do sistema.

Assim, os resultados do monitoramento dos parâmetros operacionais indicaram que a concepção dos reatores UASB em escala piloto reduzida foi adequada para ambas as águas residuárias.

### ( '%& DUF| a Ylfcg'XY'YZW'.bWU

A Figura 14 apresenta o gráfico de monitoramento dos valores de DQO, e a Tabela 21 apresenta os valores médios, desvios padrões e remoções para esse parâmetro e para o parâmetro de DBO.

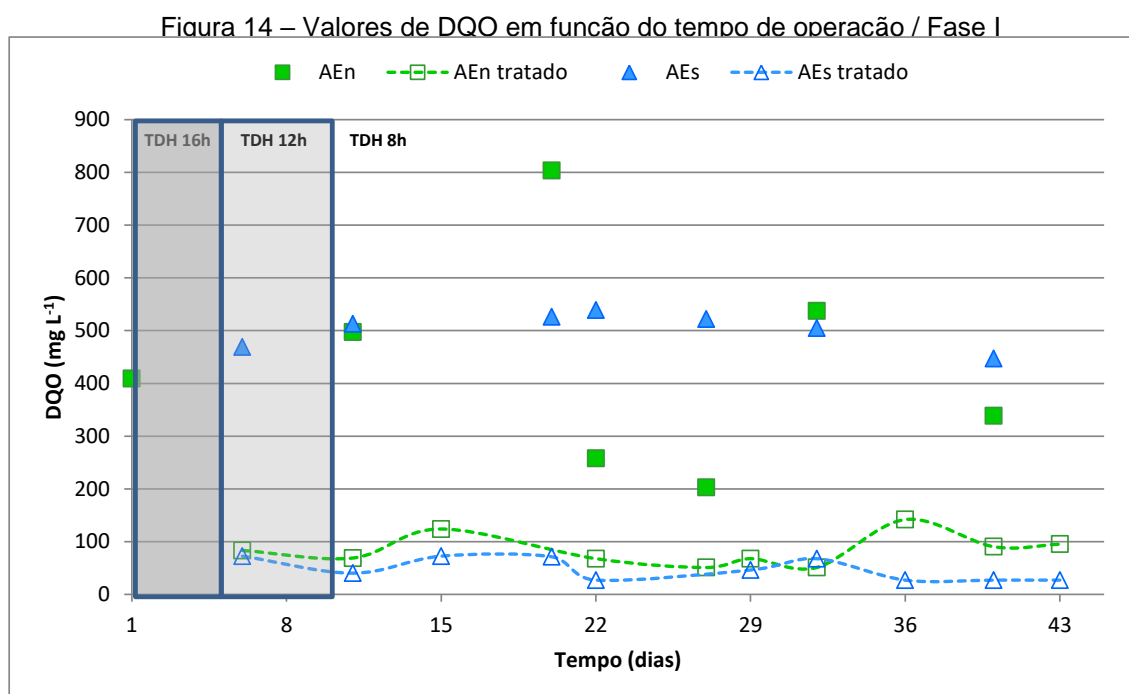


Tabela 21 – Valor médio e remoção dos parâmetros de DQO e DBO / Fase I

59'	8 EC		86 C	
	JUcf'a fX c' fl [ '@%L'	FYa c, ~c' fl L'	JUcf'a fX c' fl [ '@%L'	FYa c, ~c' fl L'
AEn	435 ± 202	80,7	305 ± 93	88,2
AEn tratada	84 ± 30		36 ± 12	
AEs	503 ± 33	90,5	313 ± 59	87,5
AEs tratada	48 ± 21		39 ± 24	

A eficiência obtida em reatores UASB tratando esgotos domésticos em relação à remoção de matéria orgânica reportada pela literatura varia de 65 a 75%

para DQO e DBO (CHERNICHARO, 1997). Pode-se observar, para a AEn, porcentagem de remoção média de 80,7%, próxima à faixa relacionada, com valor residual de 84 mg L<sup>-1</sup>. A AEs, por sua vez, apresentou eficiência relativamente superior ao esperado, com porcentagem de remoção média de 90,5% e valor residual de 48 mg L<sup>-1</sup>. Este fato pode estar relacionado às elevadas temperaturas ocorridas nesta fase experimental no período entre janeiro e fevereiro de 2016 e também ao maior controle operacional devido ao fator de escala (piloto reduzida).

Com base nos valores de DQO da AEn, pode-se observar que o esgoto natural apresentou maiores variações deste parâmetro devido provavelmente, à recepção de esgotos industriais pela ETE, com valores mínimo e máximo de 203 e 804 mg L<sup>-1</sup>. Já a AEs, por ser um esgoto sintético, apresentou menor variação, com valores mínimo e máximo de 447 e 539 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente e valor médio de 503 mg L<sup>-1</sup>, próximo ao valor preestabelecido de 500 mg L<sup>-1</sup>.

Em relação à DBO, ambos os reatores apresentaram eficiência média elevada de remoção de 88,2 e 87,5%, com valores residuais de 36 e 39 mg L<sup>-1</sup> para as águas residuárias AEn e AEs, respectivamente. Além disso, AEn e AEs apresentaram valores médios semelhantes antes do tratamento de 305 e 313 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente.

A Tabela 22 apresenta os valores médios e remoções obtidos para os nutrientes N-amoniaco, NKT e Fósforo.

Tabela 22 – Valor médio e remoção de N-amoniaco, NKT e Fósforo / Fase I

59	B!Ua cb]UW		B?H		: Qzfc	
	JUcf a fX]c fb [ @%L	FYa c, ~c fl L	JUcf a fX]c fb [ @%L	FYa c, ~c fl L	JUcf a fX]c fb [ @%L	FYa c, ~c fl L
AEn	52 ± 9	-	74 ± 14	9,5	7,7 ± 1,5	9,1
AEn tratada	57 ± 10		67 ± 10		7,0 ± 0,8	
AEs	-	-	34 ± 8	-	3,4 ± 0,4	8,8
AEs tratada	24 ± 5		34 ± 13		3,1 ± 0,8	

Os reatores UASB em escala piloto reduzida apresentaram baixas remoções para os nutrientes dos esgotos, o que corrobora com o conhecimento que se tem sobre a digestão anaeróbia e sua ineficiência na degradação de tais

compostos. Para a AEn, observou-se remoção média de NKT de 9,5%, e valor residual médio de  $67 \text{ mg L}^{-1}$ , e ligeiro aumento na concentração de N-amoniacoal, devido provavelmente, à mineralização (amoniificação) do nitrogênio orgânico presente. A AEs, por sua vez, não apresentou remoção de NKT, com valor residual médio de  $34 \text{ mg L}^{-1}$ , e, assim como para a AEn, observou-se aumento do N-amoniacoal, para uma concentração média no efluente tratado de  $24 \text{ mg L}^{-1}$ . De forma similar, a remoção de fósforo nos reatores UASB também apresentou baixa eficiência, com porcentagens de remoção médias de 9,1 e 8,8% para AEn e AEs, respectivamente, e valores residuais médios de 7,0 e  $3,1 \text{ mg L}^{-1}$ .

É importante ressaltar ainda que o valor médio de  $74 \text{ mg L}^{-1}$  para NKT da AEn pode ser considerado elevado para esgoto segundo a literatura, sendo o valor médio de  $34 \text{ mg L}^{-1}$  da AEs mais representativo. O N-amoniacoal da AEs, por sua vez, não apresenta valor quantificável pelo método utilizado, possivelmente porque o nitrogênio proveniente dos produtos químicos utilizados na produção do esgoto sintético está em sua maioria na forma orgânica.

A Tabela 23 apresenta os valores médios e remoções de turbidez obtidos na Fase I.

Tabela 23 – Valor médio e remoção de turbidez / Fase I

59	Hi fVJXyn fl HK	FYa c, ~c (%)
AEn	$163 \pm 67$	91
AEn tratada	$15 \pm 4$	
AEs	$90 \pm 51$	87
AEs tratada	$11 \pm 7$	

Nota-se uma elevada remoção de turbidez para ambas as águas residuárias de estudo, com porcentagens de 91 e 87%, para AEn e AEs respectivamente, com valores residuais de 15 e 11 uT, o que pode-se correlacionar a uma boa remoção de sólidos suspensos e adequada sedimentabilidade para o sistema como um todo.

De maneira geral, as duas águas de estudo apresentaram comportamento satisfatório e eficiências superiores às esperadas para os parâmetros DQO e DBO, segundo a literatura relacionada, sendo que a AEs apresentou menores variações em relação a DQO, principal parâmetro de eficiência

desta pesquisa, quando comparadas à AEn, o que levou à decisão de se optar pela utilização dessa água (água residuária sintética - AEs) na Fase II.

( " & ' : 5 G9 ' = ! ' 7 c f U H a Y b h c ' X Y ' Y g [ c h c ' Y ' ' ] I j j ] U X c ' d f f ! f U H X c ' Y a ' f Y U h c f ' I 5 G 6 ' f l y g W U U d ] c h c ' £

( " & ' % 7 U f U W Y f j n U , ~ c ' Z g j W c ! e i p a ] W U X c ' ' ] I j j ] U X c '

A Tabela 24 apresenta os resultados da caracterização físico-química do lixiviado utilizado na Fase II antes e após o pré-tratamento por *stripping* de amônia.

Tabela 24 – Caracterização físico-química dos lixiviados bruto e pré-tratado por *stripping*

DUf   a Yffc'	@! j j ] U X c ' 6 f i h c '	@! j j ] U X c ' ' D f f ! f U H X c '	F Y a c , ~ c ' f i £'
pH	8,64	9,14	-
Alcalinidade (mgCaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup> )	2433	3794	-
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	1199	1248	-
DBO (mg L <sup>-1</sup> )	68	39	42,6
COD (mg L <sup>-1</sup> )	291	335	-
Cor Aparente (uH)	4231	4047	4,3
Cor Verdadeira (uH)	3894	3925	-
Condutividade (µS cm <sup>-1</sup> )	1047	1363	-
Turbidez (uT)	33,3	32,3	3,0
AGV (mg L <sup>-1</sup> )	152	161	-
N-Amoniacal (mg L <sup>-1</sup> )	148	< LQ	> 96,6
NKT (mg L <sup>-1</sup> )	239	68	71,5
Fósforo (mg L <sup>-1</sup> )	4	6	-
ST (mg L <sup>-1</sup> )	6723	9707	-
SVT (mg L <sup>-1</sup> )	1077	1336	-
SST (mg L <sup>-1</sup> )	46,5	242	-
SSV (mg L <sup>-1</sup> )	40,5	152	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	6677	9465	-

Segundo Renou *et al.* (2008), lixiviados estabilizados apresentam pH maior que 7,5, DQO menor que 4000 mg L<sup>-1</sup> e relação DBO<sub>5</sub>/DQO menor que 0,1. É possível observar, assim, que o lixiviado de estudo apresenta características compatíveis com a fase de estabilização biológica, pois apresenta pH de 8,64, DQO de 1199 mg L<sup>-1</sup> e relação DBO<sub>5</sub>/DQO de 0,06, indicando assim sua baixa biodegradabilidade.

Nota-se que o pré-tratamento por *stripping* de amônia atingiu seu objetivo principal, uma vez que o valor residual de N-amoniaco do lixiviado após o pré-tratamento foi menor que o limite de quantificação do método utilizado (5 mg L<sup>-1</sup>), apresentando uma remoção superior a 96,6%. Conseqüentemente, uma remoção parcial de NKT também foi atingida, com porcentagem de remoção de 71,5% e valor residual de 68 mg L<sup>-1</sup>. O incremento na DQO, COD e em alguns outros parâmetros do lixiviado pré-tratado possivelmente se deu devido à evaporação do lixiviado durante o período de *stripping*.

É importante salientar, porém, que as concentrações de nitrogênio (tanto N-amoniaco quanto NKT) podem ser consideradas baixas quando comparadas às usualmente encontradas em outros trabalhos. Por exemplo, Kawahigashi (2012) utilizou lixiviado estabilizado com valores de NKT e N-amoniaco de 997 e 859 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente, apresentando remoção de 62% de N-amoniaco após *stripping*, com valor residual de 325 mg L<sup>-1</sup>. Domingues (2016) utilizou lixiviado com valores de NKT e N-amoniaco de 467 e 344 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente, apresentando remoção de 97,2% de N-amoniaco após *stripping*, com valor residual de 10 mg L<sup>-1</sup>. De qualquer forma, devido à baixa carga nitrogenada, as porcentagens estudadas neste trabalho não seriam consideradas inibidoras ao processo de digestão anaeróbia de acordo com a faixa indicada por Metcalf e Eddy (2016): de 1500 a 3000 mg L<sup>-1</sup> moderadamente inibidora e acima de 3000 mg L<sup>-1</sup> fortemente inibidora.

( "&"& 7 cHfUHLJa Ybhc`XY`Yg[ chc`Y` ]l ]j ]UXc`df f!lfUHLXc`

( "&"&"% DUf | a Yfchg`XY`Wbhc`Y`cdYfUHLcbU`

As Figura 15, Figura 16 e Figura 17 apresentam para as diferentes águas residuárias (esgoto sintético e misturas de esgoto sintético e lixiviado pré-tratado em diferentes % volumétricas) antes e após o cotratamento, os valores de pH,



Figura 16 – Valores de alcalinidade em função do tempo de operação / Fase II

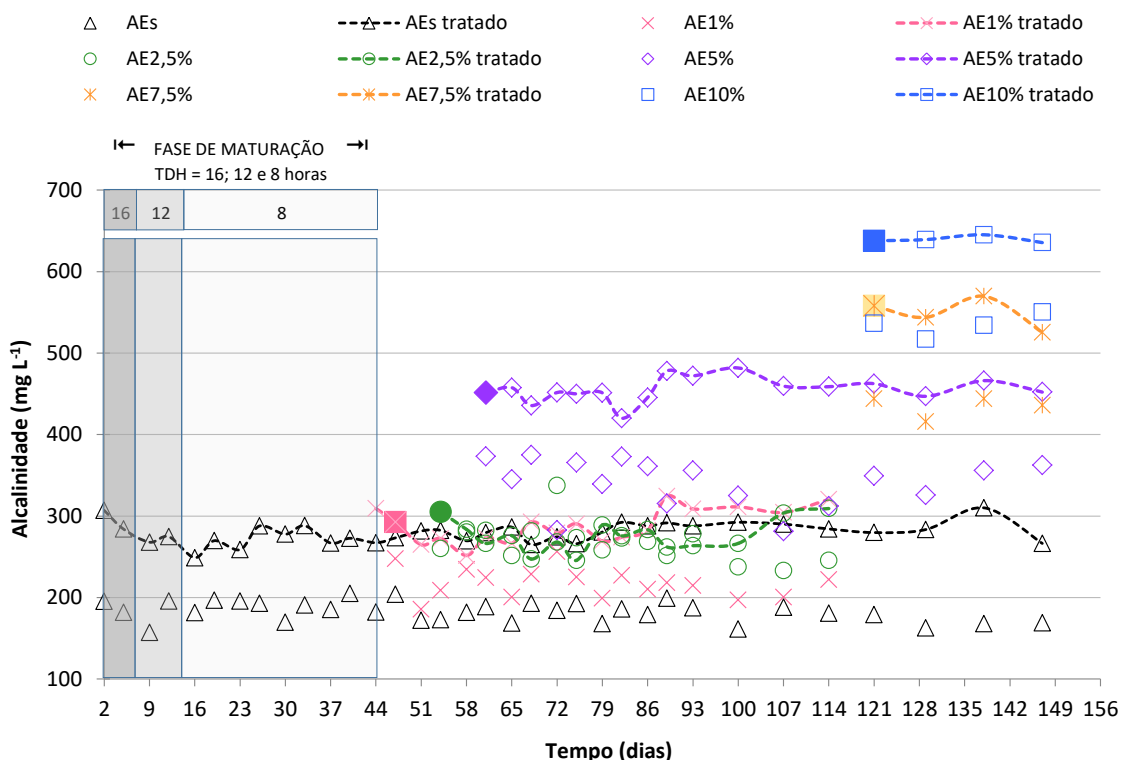


Figura 17 – Valores de AGV em função do tempo de operação / Fase II

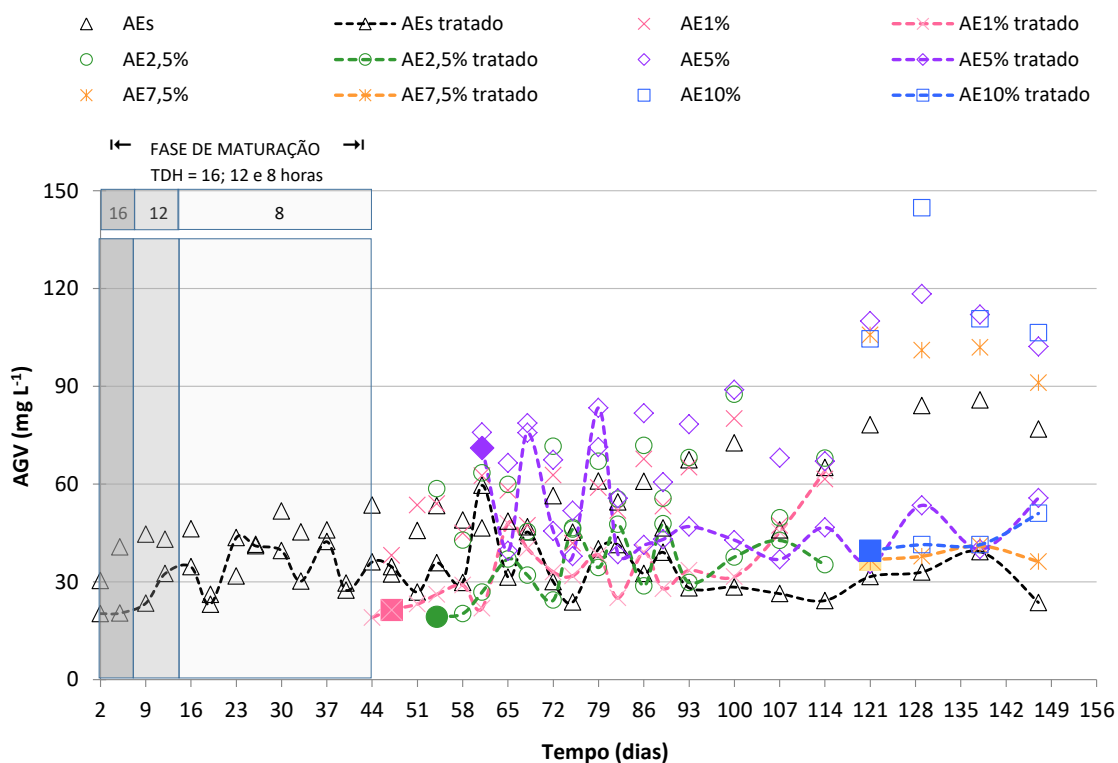


Tabela 25 – Valores médios dos parâmetros de controle / Fase II

59'	d<'	5`WU]b]XUXY` (mg L <sup>-1</sup> )	5; J` (mg L <sup>-1</sup> )	5; J# UWU]b]XUXY`	Bc`" Ua cgIfUg`
AEs	6,74 ± 0,26	180 ± 12	58 ± 15	0,32	17
AEs tratado	6,79 ± 0,20	282 ± 11	34 ± 9	0,12	17
AE 1%	6,75 ± 0,26	218 ± 19	56 ± 10	0,26	13
AE 1% tratado	6,88 ± 0,21	318 ± 10	39 ± 13	0,12	13
AE 2,5%	6,89 ± 0,25	268 ± 25	61 ± 12	0,23	13
AE 2,5% tratado	6,93 ± 0,23	369 ± 14	40 ± 9	0,11	13
AE 5%	7,28 ± 0,45	341 ± 30	80 ± 20	0,23	17
AE 5% tratado	7,14 ± 0,26	455 ± 15	49 ± 14	0,11	17
AE 7,5%	7,62 ± 0,48	435 ± 13	100 ± 6	0,23	4
AE 7,5% tratado	7,24 ± 0,22	549 ± 19	38 ± 2	0,07	4
AE 10%	7,59 ± 0,30	535 ± 14	117 ± 19	0,22	4
AE 10% tratado	7,36 ± 0,20	640 ± 4	43 ± 5	0,07	4

Santos (2009), variando porcentagens de lixiviado de 1 a 10%, obteve variação nos valores de pH de 6,7 a 8,2 para o afluente do reator e de 7,0 a 8,2 para o efluente tratado. Ramos (2009), por sua vez, para porcentagens de 3 a 10% de lixiviado apresentou variações de pH de 7,2 a 9,0 para o afluente e de 7,2 a 8,8 para o efluente do reator. Na Fase II, pode-se observar uma variação de 6,74 a 7,62 para as AE e de 6,79 a 7,36 para as AE tratadas. Tais variações, embora em menor intensidade, estão dentro da faixa de variação reportada pelos trabalhos citados. Nota-se, ainda, que até a porcentagem de 5% de lixiviado, as águas de estudo afluentes se encontram como pH dentro da faixa recomendada para a digestão anaeróbia (6,6 a 7,4). Para a AE 7,5% e AE 10%, porém, esses valores extrapolam o limite máximo, com valores médios de 7,62 e 7,59, respectivamente, o que pode prejudicar a eficiência do tratamento.

A alcalinidade apresentou variação na Fase II, para as porcentagens de lixiviado estudadas, de 180 a 535 mg L<sup>-1</sup> para as AE e de 282 a 640 mg L<sup>-1</sup> para as AE tratadas. É possível notar o aumento significativo da alcalinidade devido à presença do lixiviado, com aumento de até 197% para AE 10% em relação à AEs. Quando comparados com dados da literatura, estes valores mostram-se similares aos reportados por Santos (2009), que obteve variações entre 244 e 599 mg L<sup>-1</sup> para

o afluente e 281 e 693 mg L<sup>-1</sup> para o efluente. É importante ressaltar ainda que durante todo o período de operação a alcalinidade foi suficiente para tamponar o sistema e manter o pH das AE tratadas dentro de valores aceitáveis, não ocorrendo acidificação dos reatores.

Em relação aos AGV, observa-se uma variação de 56 a 117 mg L<sup>-1</sup> para as AE e de 34 a 49 mg L<sup>-1</sup> para as AE tratadas. Santos (2009) reportou variações entre 90 e 189 mg L<sup>-1</sup> para o afluente do reator e 53 e 188 mg L<sup>-1</sup> para o efluente. Comparando-se os resultados obtidos com os de Santos (2009), nota-se que a Fase II apresentou menores incrementos nos valores de AGV, provavelmente devido à utilização de um lixiviado menos ácido, tendendo mais para a fase de estabilização. Todos os valores médios de AGV para as AE tratadas permaneceram abaixo do valor máximo recomendado de 100 mg L<sup>-1</sup>, indicando o consumo desse composto intermediário e não acúmulo do mesmo.

Por fim, a relação a AGV/alcalinidade das AE tratadas variou de 0,07 a 0,12, abaixo do valor máximo recomendável de 0,35, indicando a estabilidade dos sistemas. Santos (2009) reportou variações dessa relação de 0,17 a 0,35.

### ( "&"& DUF| a Yf cg`XY`XYgYa dYb\ c`

As Figura 18 e Figura 19 apresentam os valores de DQO e DBO das águas residuárias afluentes e efluentes do cotratamento produzidos durante a Fase II em função do tempo e a Tabela 26 reúne os valores médios e remoções destes parâmetros.

Figura 18 – Valores de DQO em função do tempo de operação / Fase II

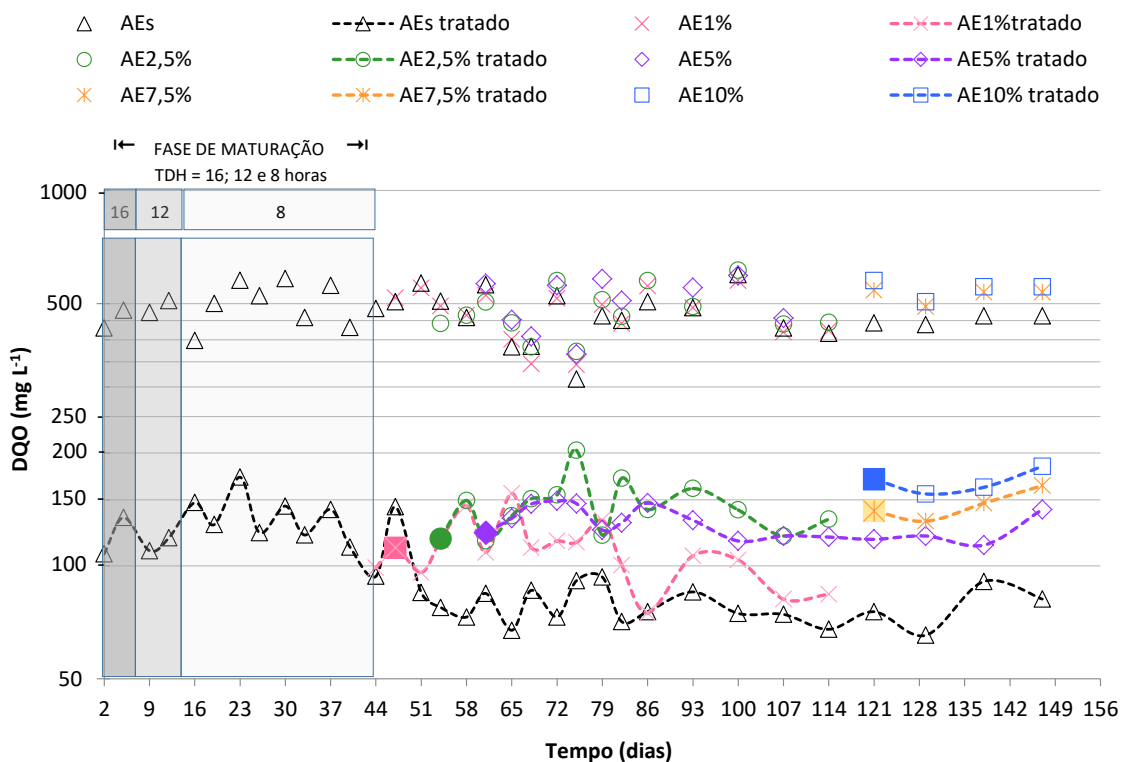


Figura 19 – Valores de DBO em função do tempo de operação / Fase II

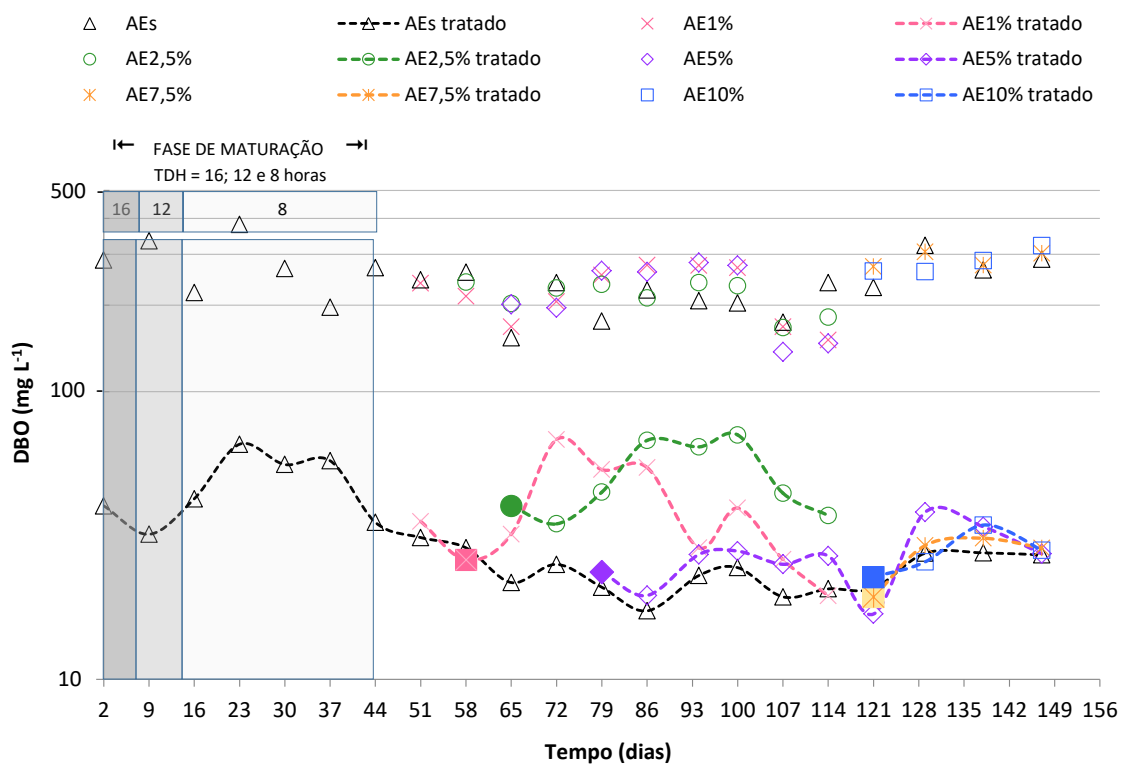


Tabela 26 – Valores médios e remoções dos parâmetros DQO e DBO / Fase II

59'	8 EC'			86 C'		
	JUcf'a fX]c' fb [ '@%L'	FYa c, ~c' fl L'	Bc'' 5 a cgh''	JUcf'a fX]c' fb [ '@%L'	FYa c, ~c' fl L'	Bc'' 5 a cgh''
AEs'	470 ± 54	82,6%	16	231 ± 46	89,6%	10
AEs tratado	82 ± 17		16	24 ± 4		10
AE 1%	474 ± 61	81,5%	12	222 ± 47	89,6%	6
AE 1% tratado	88 ± 9		12	23 ± 7		6
AE 2,5%	478 ± 57	75,7%	12	216 ± 27	87,3%	6
AE 2,5% tratado	116 ± 13		12	27 ± 5		6
AE 5%	512 ± 57	74,6%	16	244 ± 60	88,4%	10
AE 5% tratado	130 ± 12		16	28 ± 7		10
AE 7,5%	523 ± 28	72,2%	4	289 ± 18	90,7%	4
AE 7,5% tratado	145 ± 14		4	27 ± 5		4
AE 10%	545 ± 36	69,2%	4	283 ± 28	90,2%	4
AE 10% tratado	168 ± 12		4	28 ± 5		4

Analisando os dados da Tabela 26, pode-se constatar que o aumento das porcentagens de lixiviado ocasionou graduais incrementos da DQO antes e após o cotratamento. A AE 10%, por exemplo, apresentou um incremento de 15,9% em relação à AEs, o que pode ser considerado baixo em comparação com a literatura. Isto se deve ao fato de o lixiviado utilizado na Fase II apresentar DQO relativamente baixa por já estar em fase de estabilização com 1248 mg L<sup>-1</sup> de DQO após *stripping*. Santos (2009), por exemplo, obteve aumento de até 107,8% na proporção máxima de lixiviado estudada (10%), para um lixiviado de DQO média em meses chuvosos de 15563 mg L<sup>-1</sup>, valor de carga orgânica consideravelmente mais elevada que o utilizado neste trabalho e com características de fase jovem.

Em resumo, a Fase II apresentou variações para os valores de DQO de 470 a 545 mg L<sup>-1</sup> para as águas residuárias de estudo antes do cotratamento e de 82 a 168 mg L<sup>-1</sup> após, com remoções decrescentes de 82,6 a 69,2% com o aumento da porcentagem de lixiviado na composição das AE.

A Tabela 27 apresenta os valores dos incrementos de DQO decorrentes da adição de lixiviado antes e após o cotratamento e a redução da eficiência em relação ao tratamento controle (AEs – 0% de lixiviado).

Tabela 27 – Incrementos de DQO e redução da eficiência em relação a AEs

59	JUcf'UVgc'i hc'XY]bWYa Ybhc'a fX]c'XY' 8 EC'Ya fYU, ~c'U59g'fa [ '@'L'		FYXi , ~c'XU' YZW].bWU'Ya ' fYU, ~c'U59g' fl L'
	5 bhYg'Xc' WcfUHa Ybhc'	5 dOg'WcfUHa Ybhc'	
AE 1%	4,3	6	1,1
AE 2,5%	8,2	34,6	6,9
AE 5%	41,6	48,2	8,0
AE 7,5%	53,0	63,7	10,4
AE 10%	75,2	86,1	13,4

É possível constatar que as águas residuárias de estudo após o cotratamento apresentaram valores maiores de incrementos de DQO em relação ao controle (AEs) do que antes do cotratamento. Isso pode indicar que a DQO proveniente da adição de lixiviado, possivelmente em sua maioria recalcitrante e de difícil biodegradação, foi removida apenas em parte pelo tratamento anaeróbico e que o cotratamento resultou na diluição de parcela dos compostos do lixiviado no esgoto e na redução da eficiência do tratamento do esgoto em relação a DQO.

A Tabela 28 elenca as eficiências de remoção de DQO em reatores cotratando esgoto e lixiviado reportadas pela literatura.

Tabela 28 – Eficiências de remoção de DQO no cotratamento de lixiviado e esgoto

FYZf.bWU'	H]dc'XY'@] j] ]UXc'	8 EC']b]WU' fa [ '@'L'	i '@] j] ]UXc'	FYa c, ~c'8 EC' fl L'
Sousa (2002)	-	-	1 – 15	70 - 73
Gomes (2009)	Intermediário	-	1 e 10	55
Ramos (2009)	Estabilizado	2100	3 e 10	44 e 59,4
Santos (2009)	Intermediário	15563	1 – 10	30 - 73
Torres (2009)	-	-	5	70
Silva (2014)	Intermediário	18000	1	70

Pode-se observar que a literatura apresenta diferentes remoções para diferentes faixas de porcentagem de lixiviado. Nota-se que 1% de lixiviado na mistura levou a uma mesma remoção que a adição de 5% (SILVA, 2014 e TORRES,

2009), ou ainda que a adição de 1 a 15% de lixiviado levou a uma remoção consideravelmente maior, com menor variação de eficiência, que a adição de 1 a 10% (SOUSA, 2002 e SANTOS, 2009), nos estudos observados.

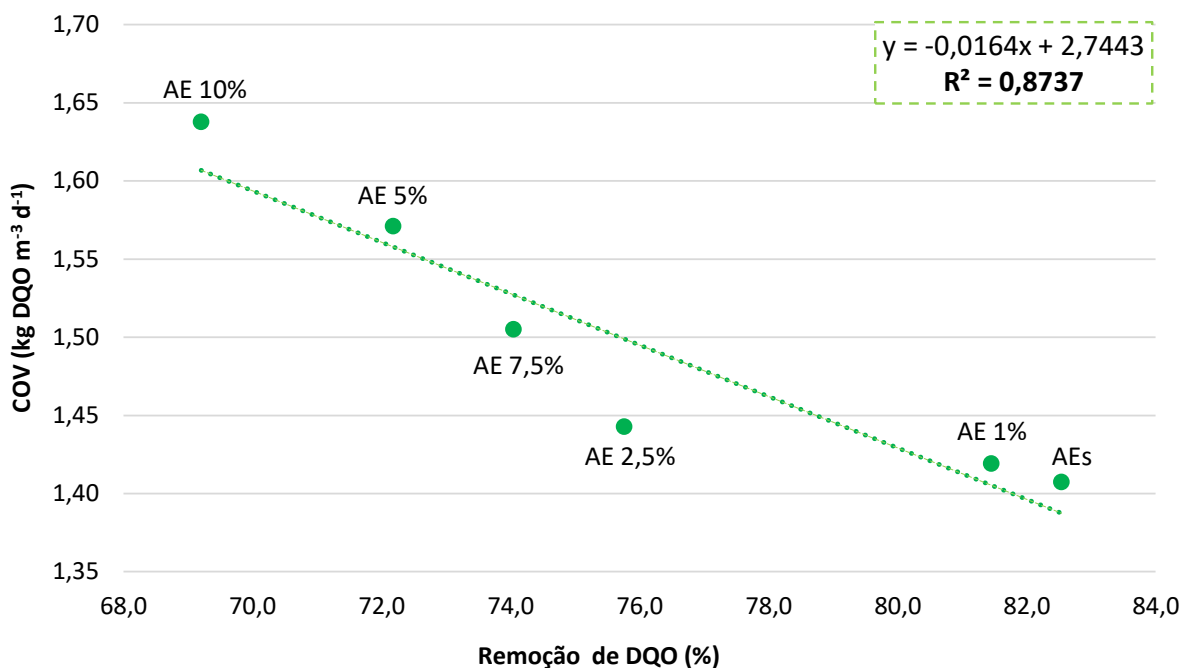
Os resultados dos ensaios de cotratamento da Fase II apresentaram remoções de DQO variando de 69,2 a 82,6% para porcentagens de lixiviado de 1 a 10%. Desta forma, este trabalho também apresenta resultados particulares que corroboram com alguns autores, porém diferem de outros. Esta variação ocorre devido à utilização de variados tipos de lixiviado, nos trabalhos acima citados, em diferentes estágios de estabilização, com características físico-químicas bastante distintas e valores de DQO inicial extremamente diferentes. É importante ressaltar que os resultados da Fase II foram obtidos utilizando lixiviado estabilizado de aterro com DQO em torno de  $1199 \text{ mg L}^{-1}$ . Para o cotratamento de lixiviados mais jovens e com teores mais elevados de DQO, é necessário recorrer a outros trabalhos da literatura ou realizar novos ensaios com porcentagens mais reduzidas de lixiviado.

Considerando os valores de referência da literatura em relação à remoção de DQO no tratamento anaeróbio por reatores UASB, adotou-se neste trabalho a remoção mínima de 65% como a remoção limite em que a adição de lixiviado não prejudicaria a eficiência do sistema (CHERNICHARO, 1997). Dessa maneira, mesmo o efluente produzido com a maior porcentagem de lixiviado na mistura estudada neste trabalho (10%) atende tal critério, apresentando remoção de 69,2%, com valor residual de  $168 \text{ mg L}^{-1}$  inferior aos limites das legislações pertinentes (ver discussão da seção 4.2.2.3). Desta forma, porcentagens ainda mais elevadas do lixiviado de estudo pré-tratado podem ser viáveis para aplicação neste cotratamento.

Para a condição selecionada acima, os valores de COD antes e após o cotratamento foram de 107 e  $51 \text{ mg L}^{-1}$ , resultando numa remoção de 52%, coerente com os resultados de remoção de DQO.

A Figura 210 apresenta o gráfico de Carga Orgânica Volumétrica - COV média por porcentagem média de remoção de DQO.

Figura 20 – Carga Orgânica Volumétrica – COV média por porcentagem média de remoção de DQO



Nota-se uma tendência à redução da eficiência de remoção de DQO com o aumento da carga orgânica volumétrica aplicada, com valores médios ajustados a uma regressão linear de  $R^2$  de 0,8737. Embora se possa afirmar que tal redução ocorre, não é possível estimar sua taxa, uma vez que não apenas o aumento da COV, causado pela adição de lixiviado pré-tratado, irá impactar no decréscimo da eficiência. O aumento no pH e/ou na concentração de compostos tóxicos, como N-amoniacoal ou metais, podem alterar significativamente a linearidade dessa tendência. Dessa forma, maiores porcentagens de lixiviado e, conseqüentemente, valores de COV devem ser investigados, a fim de se obter o ponto limite para o qual o decréscimo deixa de ser linear, podendo ocorrer colapso do sistema. Como o lixiviado utilizado possui concentração relativamente baixa de DQO e praticamente nula de N-amoniacoal, pode-se sugerir que o fator limitante no desempenho dos reatores UASB seria o pH das misturas, que, com o incremento maior de lixiviado, eventualmente extrapolaria a faixa ótima de valores indicadas ao tratamento anaeróbio.

Em relação à DBO, observa-se que a adição de lixiviado provocou impactos pouco expressivos, com eficiências de remoção variando de 87,2 a 90,7%. Tal fato ocorreu devido ao baixo teor de DBO do lixiviado pré-tratado ( $39 \text{ mg L}^{-1}$ ),

menor inclusive que o da AEs, o que faz com que sua diluição não incremente a concentração de DBO das misturas afluentes dos reatores.

As Figura 21 e Figura 22 apresentam os valores médios e porcentagens de remoção dos nutrientes N-amoniacoal, NKT e Fósforo das águas residuárias de estudo e efluentes produzidos durante a Fase II (No. amostras = 12 para AEs e AE 5%, 8 para AE 1% e AE 2,5% e 4 para AE 7,5% e AE 10%).

Figura 21 – Valores médios e remoções de N-amoniacoal e NKT antes e após cotratamento / Fase II

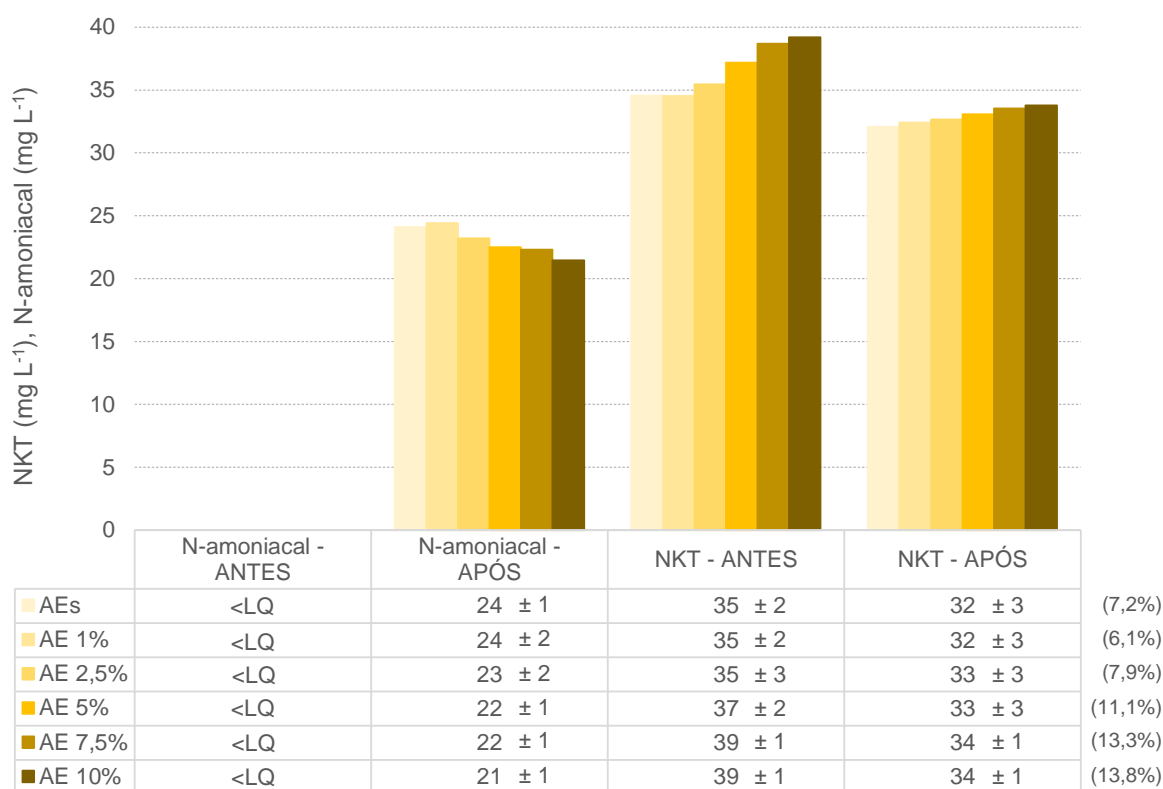
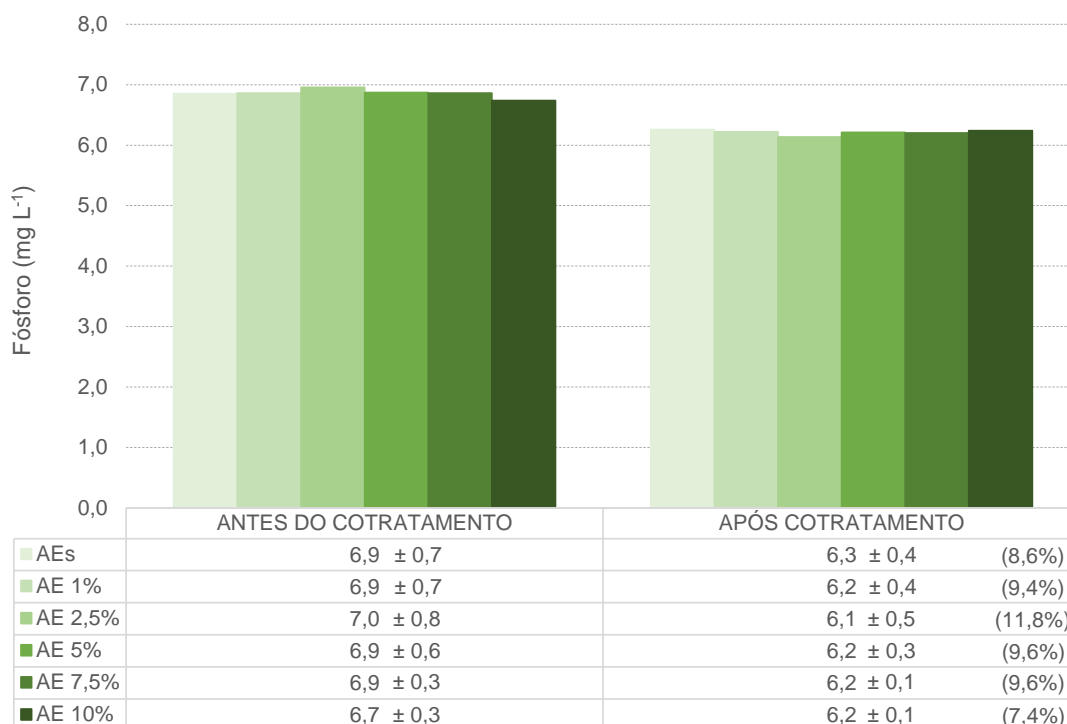


Figura 22 – Valores médios e remoções de Fósforo antes e após cotratamento / Fase II



De maneira geral, o cotratamento anaeróbio de lixiviado e esgoto apresentou baixa eficiência em relação à remoção de nutrientes, o que já era esperado de acordo com a literatura.

Em relação ao N-amoniacal, observa-se que o aumento na porcentagem de lixiviado não refletiu no aumento de sua concentração, uma vez que o lixiviado passou pelo pré-tratamento por *stripping* de amônia e apresentou valor residual menor que o limite de quantificação do método (5 mg L<sup>-1</sup>). No entanto, assim como na Fase I, houve a mineralização (amonificação) de parcela do nitrogênio orgânico, resultando em valores residuais de N-amoniacal para as AE tratadas entre 21 e 24 mg L<sup>-1</sup>.

Os valores de NKT sofreram incrementos relativamente pequenos com o aumento da porcentagem de lixiviado, uma vez que seu valor residual após *stripping* era relativamente baixo (68 mg L<sup>-1</sup>). Desta forma, as concentrações de NKT variaram para as águas residuárias de estudo antes do cotratamento entre 35 e 39 mg L<sup>-1</sup> e para as AE tratadas entre 32 e 34 mg L<sup>-1</sup>, com remoções variando de 6,1 a 13,8%.

Em relação ao fósforo, os valores médios variaram de 6,7 a 7,0 mg L<sup>-1</sup> para as AE e de 6,1 a 6,3 mg L<sup>-1</sup> para as AE tratadas, com remoções entre 7,4 e 11,8%. Constata-se, dessa forma, eficiência pouco expressiva em relação à

remoção de fósforo, como se espera pelo conhecimento já estabelecido na literatura, uma vez que apenas a digestão anaeróbia é pouco eficaz na degradação do nutriente.

As Figura 23 e Figura 24 apresentam os valores médios de ST, SST, SSV e SDT para as águas residuárias de estudo antes e após o cotratamento e a Tabela 29 suas respectivas porcentagens de remoção (No. amostras = 12 para AEs e AE 5%, 8 para AE 1% e AE 2,5% e 4 para AE 7,5% e AE 10%).

Figura 23 – Valores médios de ST, SST, SSV e SDT das AE antes do cotratamento / Fase II

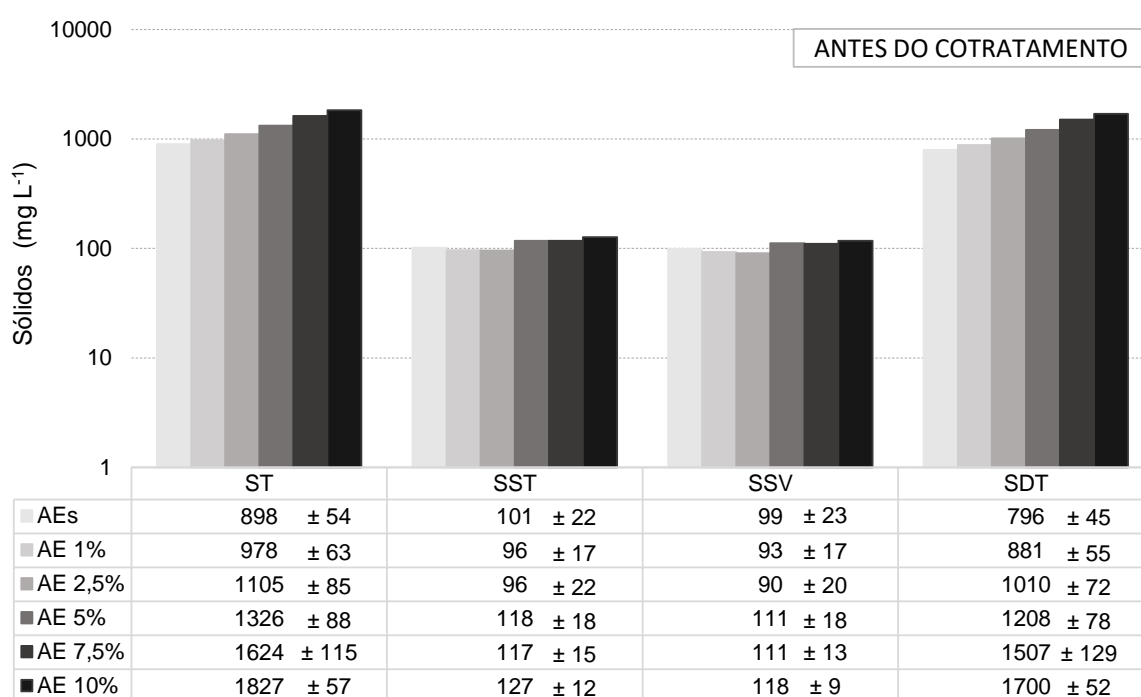


Figura 24 – Valores médios de ST, SST, SSV e SDT das AE após o cotratamento / Fase II

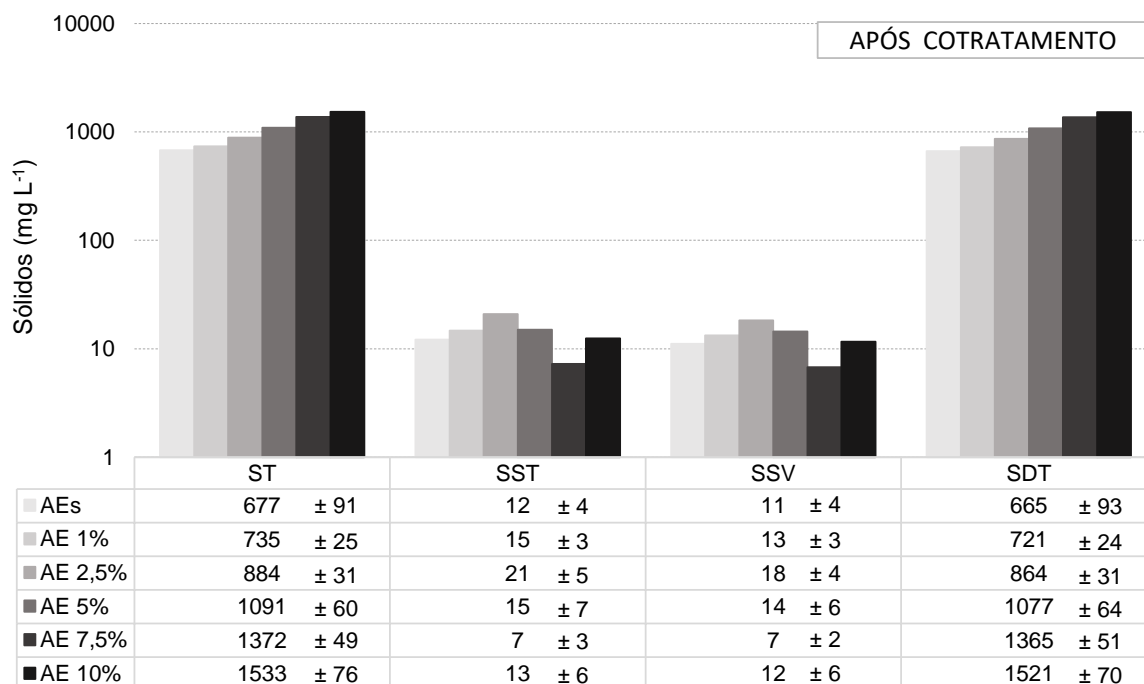


Tabela 29 – Eficiências de remoção de ST, SST, SSV e ST / Fase II

59'	GH' fl L'	GGH' fl L'	GGJ' fl L'	GS H' fl L'
AEs	24,6	88,0	88,7	16,6
AE 1%	24,8	84,7	85,7	18,2
AE 2,5%	20,0	78,1	79,7	14,5
AE 5%	17,7	87,4	87,2	10,9
AE 7,5%	15,5	93,8	93,9	9,4
AE 10%	16,1	90,1	90,1	10,6

A partir da análise das concentrações de sólidos antes e após o cotratamento, é possível observar elevadas remoções de SST, com porcentagens médias variando entre 78,1 e 93,8% e valores médios residuais entre 7 e 21 mg L<sup>-1</sup>, indicando que os reatores apresentaram boa sedimentabilidade e capacidade retenção de sólidos na manta de lodo. O mesmo se observa para os SSV, que representam a maior parcela dos SST, onde as baixas concentrações nos efluentes, variando entre 7 e 18 mg L<sup>-1</sup>, sugerem a não ocorrência de perda da biomassa durante a operação.

Vale ainda destacar o considerável acréscimo de SDT, e consequentemente o de ST, com o aumento da porcentagem de lixiviado nas águas

residuárias de estudo, chegando a um incremento máximo de 113,6% para AE 10%. A maior parcela desses sólidos não é removida pelo cotratamento, que apresenta eficiências de remoção variando de 9,4 a 18,2%, persistindo assim no efluente.

A Tabela 30 apresenta os valores médios e remoções de turbidez obtidos na Fase II.

Tabela 30 – Valores médios e remoções de turbidez / Fase II

59	Hi fVJXyn fl HZ	FYa c, ~c (%)	Bc" Ua cgfUg
AEs	39,3 ± 10,3	77,9	12
AEs tratado	8,7 ± 3,6		12
AE 1%	43,2 ± 12,8	82,9	8
AE 1% tratado	7,4 ± 3		8
AE 2,5%	47,8 ± 9,2	77,4	8
AE 2,5% tratado	10,8 ± 3,8		8
AE 5%	45,9 ± 8,2	77,5	12
AE 5% tratado	10,3 ± 5		12
AE 7,5%	50 ± 12,3	73,7	4
AE 7,5% tratado	13,2 ± 5,7		4
AE 10%	56,3 ± 10	72,5	4
AE 10% tratado	15,5 ± 5,9		4

É possível notar que os reatores apresentaram remoções de turbidez entre 72,5 e 82,9%, com valores residuais de 7,4 e 15,5 uT, indicando boa remoção de sólidos suspensos, como já observado anteriormente.

A Figura 25 apresenta os valores de cor verdadeira das águas residuárias afluentes e efluentes do cotratamento produzidos durante a Fase II em função do tempo e a Tabela 31 reúne os valores médios e remoções deste parâmetro.

Figura 25 – Valores de cor verdadeira em função do tempo de operação / Fase II

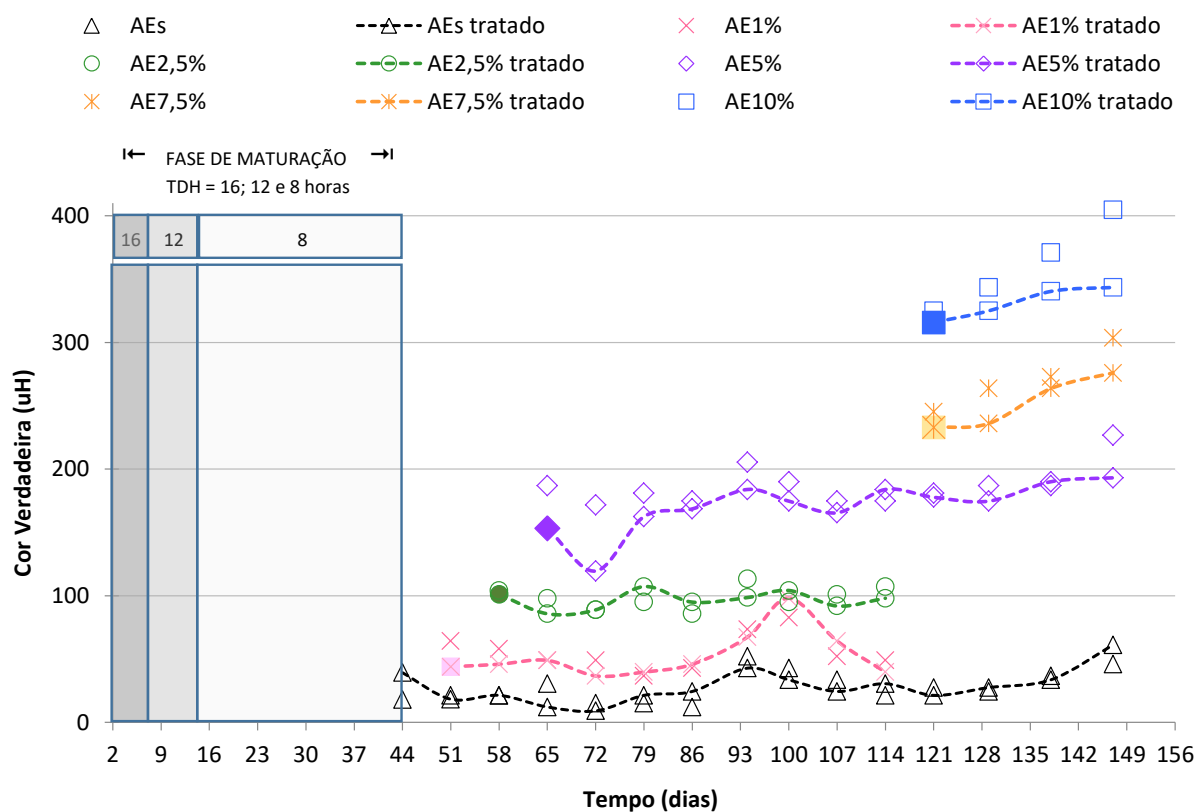


Tabela 31 – Valores médios e remoções de cor verdadeira / Fase II

59'	7 cf' JYfXUXYjU fl <Ł'	FYa c, ~c' (%)	Bc <sup>ir</sup> Ua cgfUg'
AEs'	29 ± 12	4,6	12
AEs tratado	27 ± 13		12
AE 1%	56 ± 14	3,3	8
AE 1% tratado	54 ± 19		8
AE 2,5%	99 ± 9	2,0	8
AE 2,5% tratado	97 ± 7		8
AE 5%	187 ± 16	8,6	12
AE 5% tratado	171 ± 20		12
AE 7,5%	271 ± 24	7,1	4
AE 7,5% tratado	252 ± 21		4
AE 10%	361 ± 35	8,3	4
AE 10% tratado	331 ± 13		4

A cor verdadeira foi o parâmetro que sofreu maior influência das adições de lixiviado pré-tratado, apresentando acréscimos, para as diferentes águas residuárias de estudo, variando de 56 a 361 uH, com aumento de até 1145% (AE 10%) em relação a AEs. As remoções de cor verdadeira foram pouco expressivas, resultando em porcentagens médias entre 2,0 e 8,6%, com valores médios residuais de 54 a 331. É possível correlacionar o baixo desempenho do sistema em relação a este parâmetro com a ineficiência do mesmo em remover sólidos dissolvidos. Santos (2009), utilizando lixiviado jovem nas misturas afluentes de seu reator, obteve remoções de cor verdadeira entre 11 e 54,2%.

### ( "&" · 5 hYbX]a Ybhc`{ g`Y[ ]g`U, " Yg`j ][ YbH`Yg`

Em relação ao atendimento às legislações vigentes, é importante fazer algumas observações sobre os efluentes produzidos pelos reatores UASB. A porcentagem selecionada como mais adequada para o cotratamento foi a de 10% de lixiviado pré-tratado, uma vez que a mesma não prejudicou o sistema a ponto de reduzir sua eficiência de remoção de DQO para além do limite mínimo estabelecido de 65%.

Assim, considerando a remoção de matéria orgânica, o efluente cotratado dessa água residuária de estudo (AE 10%) apresentou valor médio residual de DQO ( $168 \text{ mg L}^{-1}$ ) abaixo do limite estabelecido pela resolução SEMA 021/2009 de  $225 \text{ mg L}^{-1}$ . Para o parâmetro de DBO, o efluente produzido apresentou valor médio residual de  $28 \text{ mg L}^{-1}$ , atendendo tanto a resolução CONAMA 430/2011 (limite máximo de  $120 \text{ mg L}^{-1}$ ) quanto a SEMA 021/2009 (limite máximo de  $90 \text{ mg L}^{-1}$ ).

Em relação aos padrões de enquadramento de corpos hídricos da resolução CONAMA 357/2005, considerando corpo receptor Classe 2, observa-se que a AE 10% tratada atende aos parâmetros de pH (valor residual de 7,36 para limites entre 6 e 9) e turbidez (valor residual de 15,5 uT para limite máximo de 100 uT), porém não atende aos parâmetros de cor verdadeira (valor residual de 331 uH para limite máximo de 75 uH), DBO (valor residual de  $28 \text{ mg L}^{-1}$  para limite máximo de  $5 \text{ mg L}^{-1}$ ), fósforo total (valor residual de  $6,2 \text{ mg L}^{-1}$  para limite máximo de  $0,1 \text{ mg L}^{-1}$  para ambientes lóticos e tributários de ambientes intermediários), N-amoniaco (valor residual de  $21 \text{ mg L}^{-1}$  para limite máximo de  $3,7 \text{ mg L}^{-1}$ ) e SDT (valor residual de  $1521 \text{ mg L}^{-1}$  para limite máximo de  $500 \text{ mg L}^{-1}$ ). É importante ressaltar que a

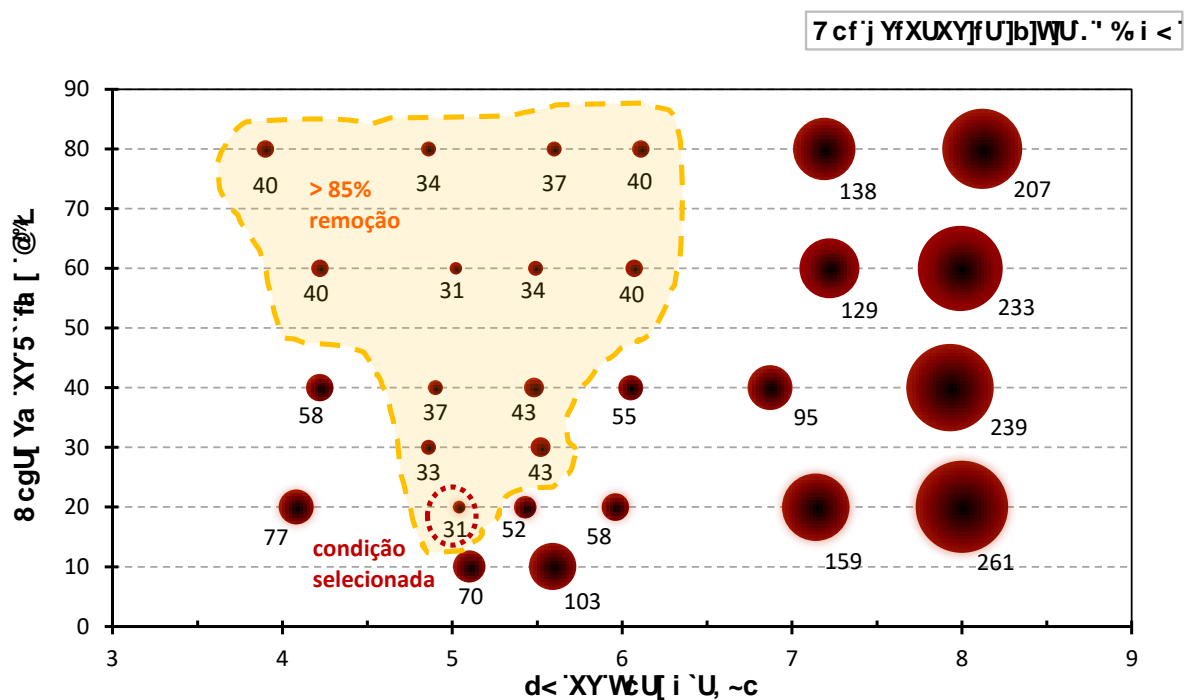
análise completa em relação a essa resolução deve levar em conta o fator de diluição do corpo receptor. Verifica-se assim que o parâmetro com que mais se distancia do padrão de lançamento é o fósforo total, que precisaria de um corpo hídrico com vazão 62 vezes superior a vazão da ETE para propiciar a diluição de sua concentração no efluente cotratado ( $6,2 \text{ mg L}^{-1}$ ) a valores inferiores ao limite de  $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ .

Dessa maneira, os resultados obtidos na Fase II de cotratamento comprovam a necessidade de adoção da etapa de pós-tratamento físico-químico por coagulação-floculação-flotação – Fase III do trabalho, para adequação do efluente aos padrões da legislação vigente.

( " ' : 5 G9' ≡ È' D0g!fUJJa Ybhc' Xc' YZi YbH' WtFUrUXc' dcf' WtUj i `U, ~c' È' ZcW`U, ~c'È'gYXJa YbHJ, ~c'fYgWUUXY'VUbWUXU'

A Figura 26 apresenta os valores residuais de cor verdadeira (proporcionais aos tamanhos das bolhas) dos efluentes cotratados para a condição selecionada (esgoto sintético com adição de 10% de lixiviado pré-tratado) após coagulação com sulfato de alumínio utilizando-se diferentes condições de coagulação, seguida de floculação e sedimentação.

Figura 26 – Valores de cor verdadeira residual do efluente contratado para a condição selecionada após CFS para diferentes condições de coagulação / Fase III



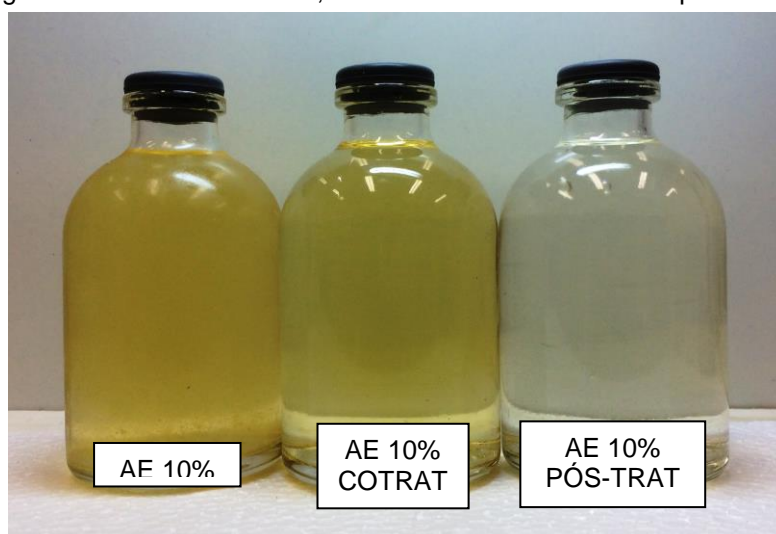
De maneira geral, para as condições ensaiadas, o pós-tratamento por coagulação – floculação – sedimentação apresentou eficiências de remoção de cor verdadeira entre 18,3 e 90,4%, com valores residuais entre 31 e 261 mg L<sup>-1</sup>.

A área hachurada corresponde às condições de coagulação que resultaram em eficiências de remoção superiores a 85%. Nota-se que essa região é formada pelos pontos com pH entre 4,0 a 6,0 para dosagens de Al mais elevadas (60 e 80 mg L<sup>-1</sup>), sendo restringida a valores de pH de 5,0 e 5,5 para dosagens mais baixas (40 e 30 mg L<sup>-1</sup>) e a apenas ao pH 5,0 para a dosagem de 20 mg L<sup>-1</sup>.

É possível observar que a dosagem de Al de 10 mg L<sup>-1</sup> é insuficiente, resultando em uma considerável perda de eficiência, apresentando valores residuais de cor verdadeira de 70 e 103 uH e porcentagens de remoção de 77,9 e 67,6% para os valores de pHs 5,0 e 5,5, respectivamente. Nota-se, ainda, que a adição de concentrações mais elevadas de coagulante não resulta em uma maior eficiência de remoção de cor verdadeira. Desta forma, a condição de maior eficiência de coagulação selecionada, considerando a relação custo x benefício, corresponde ao pH 5,0 e dosagem de alumínio de 20 mg L<sup>-1</sup>, com valor residual de 31 mg L<sup>-1</sup> e porcentagem de remoção de 90,4%.

A Figura 27 apresenta uma foto da AE 10%, AE 10% cotratada e AE 10% pós-tratada.

Figura 27 – Foto da AE 10%, AE 10% cotratada e AE 10% pós-tratada



A Tabela 32 apresenta a caracterização do efluente produzido nos ensaios de reprodução da condição selecionada de maior eficiência.

Tabela 32 – Caracterização físico-química do efluente cotratado em reator de manta de lodo e pós-tratado com CFS para as condições selecionadas / Fase III

DUf  a Yffc'	59 %\$i '5 Dé G' 7 CHF5H5A9BHC'	59 %\$i '5 Dé G' 7: G'	FYa c, ~c' fl L'
pH	7,91	5,40	-
Alcalinidade (mg L <sup>-1</sup> )	589	37	93,6
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	145	85	41,5
COD (mg L <sup>-1</sup> )	51	22	56,9
Cor Verdadeira (uH)	319	33	89,7
Condutividade (µS cm <sup>-1</sup> )	3520	4150	-
Turbidez (uT)	2,82	1,31	53,4
N-Amoniacal (mg L <sup>-1</sup> )	21	21	-
Fósforo (mg L <sup>-1</sup> )	5,76	0,75	87,0
ST (mg L <sup>-1</sup> )	1402	1560	-
SVT (mg L <sup>-1</sup> )	322	200	37,9
SST (mg L <sup>-1</sup> )	11	43	-
SSV (mg L <sup>-1</sup> )	10	12	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	1391	1517	-

A partir dos resultados do ensaio de reprodução, pode-se destacar que o pós-tratamento por CFS, na condição de maior eficiência, obteve remoção de 41,5% de DQO, com valor residual de 85 mg L<sup>-1</sup>, 56,9% de COD, com valor residual de 21 mg L<sup>-1</sup> e de 87,0% de fósforo, com valor residual de 0,75 mg L<sup>-1</sup>.

Jordão e Pessôa (2005) afirma que a eficiência típica do tratamento de esgoto puro por CFS na remoção de DQO é de 30 a 50%, sendo que dosagens de 10 a 30 mg L<sup>-1</sup> de cloreto férrico, por exemplo, são suficientes para atingir tais porcentagens.

Ferreira *et al.* (2009), em seus ensaios de cotratamento de esgoto e lixiviado por CFS, obtiveram, para dosagens de 20 mg L<sup>-1</sup> de sulfato de alumínio e 0,5 mg L<sup>-1</sup> de polieletrólito aniônico, tempo de coleta de 30 min e porcentagem de lixiviado na mistura de 5%, remoção de 37,6% de DQO e valor residual de 227 mg L<sup>-1</sup>. A utilização de cloreto férrico como coagulante no mesmo estudo, por sua vez,

com a mesma dosagem de coagulante, sem adição de polieletrólito e mesmas condições operacionais e de mistura de lixiviado, alcançou remoção de 36,3% de DQO, com valor residual de 237 mg L<sup>-1</sup>.

Fabreti *et al.* (2006), em seus estudos de pós-tratamento de efluentes de lagoas anaeróbias por CFS utilizando sulfato de alumínio como coagulante, em sistema piloto de fluxo contínuo para dosagem de 20 mg L<sup>-1</sup> de alumínio, obteve remoções de 50,5% de DQO (DQO afluente = 194 mg L<sup>-1</sup> e DQO efluente = 96 mg L<sup>-1</sup>) e 97,8% de fósforo (P afluente = 5,33 mg L<sup>-1</sup> e P efluente = 0,11 mg L<sup>-1</sup>).

Verifica-se, assim, que os resultados obtidos na Fase III, são compatíveis com dados da literatura no que se refere à remoção de DQO e fósforo, com porcentagens de remoção próximas as usualmente obtidas.

Em relação aos padrões de enquadramento de corpos hídricos da resolução CONAMA 357/2005, considerando corpo receptor Classe 2, observa-se que a AE 10% pós-tratada passa a atender ao parâmetro de cor verdadeira (valor residual de 34 uH para limite máximo de 75 uH), porém, continua não atendendo ao parâmetro fósforo total (valor residual de 0,75 mg L<sup>-1</sup> para limite máximo de 0,1 mg L<sup>-1</sup> para ambientes lóticos e tributários de ambientes intermediários), o que, levando em conta o fator de diluição do corpo receptor, exigiria o desaguamento em um corpo hídrico com vazão 7,5 vezes superior a vazão da ETE.

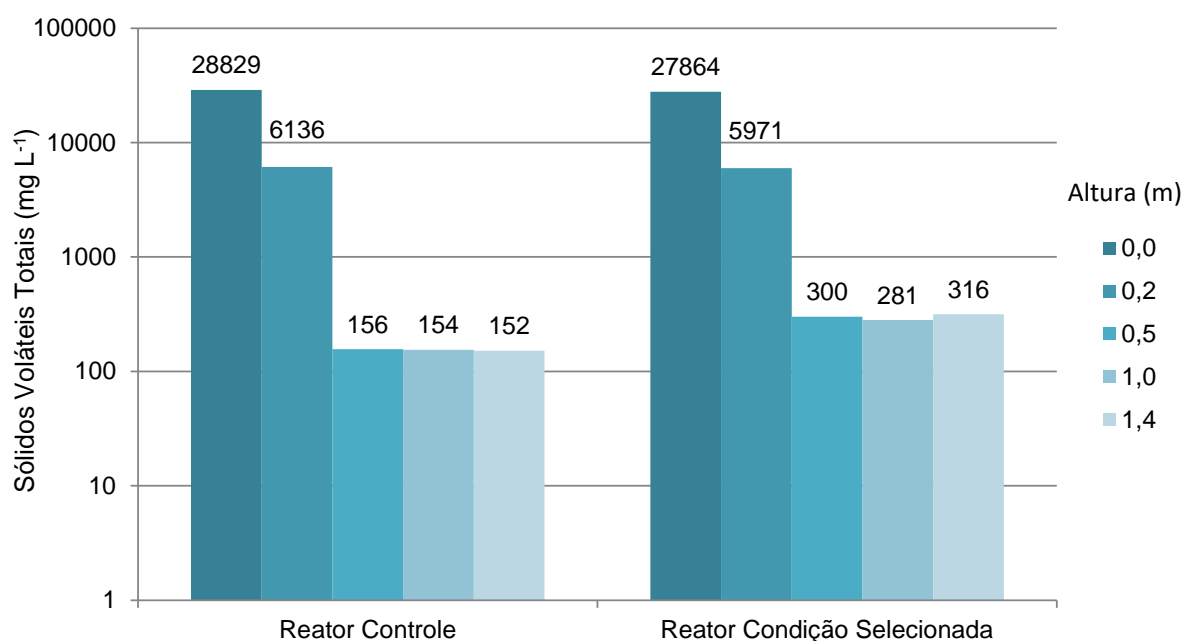
Em relação à série de sólidos, pode-se constatar que, com exceção da fração de SVT, que apresentou remoção de 37,9% após CFS por estar provavelmente relacionada ao conteúdo orgânico predominantemente dissolvido, todas as demais frações foram incrementadas. Vale ressaltar que a adição de lixiviado pré-tratado no cotratamento bem como o uso de produtos químicos no pós-tratamento por CFS aumentou significativamente os teores de sólidos que não foram eficientemente removidos, persistindo no efluente final (com concentração de 1517 mg L<sup>-1</sup> para SDT), em desacordo com o valor limite de 500 mg L<sup>-1</sup> para SDT, considerando águas doces classe 2 da Resolução CONAMA 357/2005.

( ' ( ' 7 UfUWYf]nU, ~c`Wta d`Ya YbHf`É`9bgU]cg`YgdYWZVt`g`

( ' ( '% DYfZ`XY`GÖE]Xcg`Jc`zhY]g`HcH]g`É`GJH`

A Figura 28 apresenta o perfil de SVT para o reator controle (AEs) e o reator da condição selecionada de cotratamento (AE 10%) após os ensaios de cotratamento.

Figura 28 – Perfil de SVT dos reatores UASB após os ensaios de cotratamento



As camadas inferiores (alturas 0,0 e 0,2 m) correspondem às camadas de lodo anaeróbio dos reatores. É possível constatar uma ligeira redução na concentração de SVT nessas camadas para o reator que recebeu a AE 10% em comparação com o reator controle que recebeu apenas a AEs, de 28829 para 27864 mg L<sup>-1</sup> (redução de 3,3%) na altura 0,0 m e de 6136 para 5971 mg L<sup>-1</sup> (redução de 2,7%) na altura 0,2 m.

Para as demais camadas, considerou-se que as amostras coletadas nas alturas de 0,5, 1,0 e 1,4 m referem-se aos efluentes do reator devido à uniformidade e baixa concentração de SVT. Desta maneira, como o reator perde eficiência em relação à remoção de matéria orgânica com a adição de lixiviado, as concentrações de SVT dos efluentes para estas camadas resultaram maiores (aumento da ordem de 94% em média) no reator da condição selecionada quando comparadas às obtidas no reator controle.

### ( ' "& DU| a Yfcbg' bcf[ | b]Wcg'

A Tabela 33 apresenta os valores da caracterização em relação a parâmetros inorgânicos das águas residuárias de estudo AEs tratada e AE 10% (condição selecionada) tratada e pós-tratada, bem como os respectivos valores de concentrações limites estabelecidos pela legislação vigente.

Tabela 33 – Valores de parâmetros inorgânicos para AEs tratada e AE 10% tratada e pós-tratada e concentrações limites da legislação

DU  a Yfcbg' bcf[   b]Wcg' fa [ '@%L'	59g'fUUXU'	59'%'i ' fUUXU'	59'%'i ' dOg! fUUXU'	7 CB5A5' (' \$#B\$%%
Arsênio Total	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,5
Bário Total	0,0128	0,0155	0,024	5
Boro Total	< 0,010	0,216	0,205	5
Cádmio Total	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,2
Chumbo Total	< 0,010	< 0,010	< 0,010	0,5
Cianeto	< 0,05	< 0,05	< 0,05	1
Cobre Dissolvido	< 0,005	< 0,005	< 0,005	1
Cromo Trivalente	< 0,01	< 0,01	< 0,01	1
Cromo Hexavalente	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,1
Cromo Total	< 0,010	< 0,010	< 0,010	-
Estanho Total	< 0,010	< 0,010	< 0,010	4
Ferro Dissolvido	0,0295	0,0505	0,0108	15
Manganês Dissolvido	< 0,01	< 0,01	0,0826	1
Mercurio Total	< 0,000075	< 0,000075	< 0,000075	0,01
Níquel Total	< 0,010	0,0174	0,0156	2
Prata Total	< 0,010	< 0,010	< 0,010	0,1
Selênio Total	< 0,008	< 0,008	< 0,008	0,3
Zinco Total	0,0212	0,0221	0,0241	5

Observa-se que a adição de lixiviado contribuiu para o aumento da concentração dos parâmetros inorgânicos em maior intensidade para Ba, Bo, Fe, Ni e Zn, e que o pós-tratamento foi capaz de remover parcela da quantidade de Bo, Fe e Ni e provocar o aumento da quantidade de Mn, Ba e Zn. No entanto, nota-se que todas as águas de estudo residuárias, após tratamento e pós-tratamento, atendem

ao padrão de lançamento de efluentes da resolução CONAMA 430/2011 para os parâmetros inorgânicos avaliados.

### ( " ' 8 EC ' bYfH'

As curvas obtidas nos ensaios de DQO inerte para o lixiviado pré-tratado, AEs, AE10%, AE10% cotratado e AE10% pós-tratado são apresentadas nas

Figura 29 a Figura 33, respectivamente, e os resultados finais são sumarizados na Tabela 34.

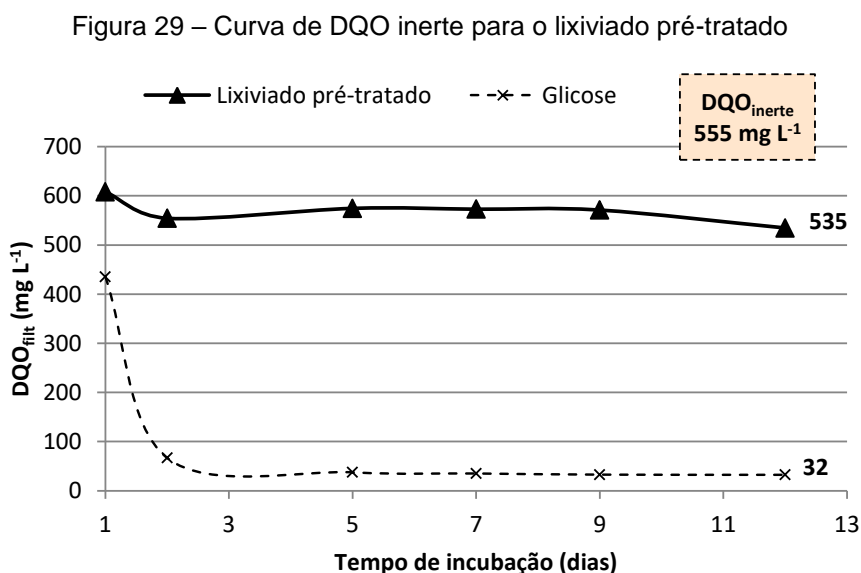


Figura 30 – Curva de DQO inerte para a AEs (esgoto sintético)

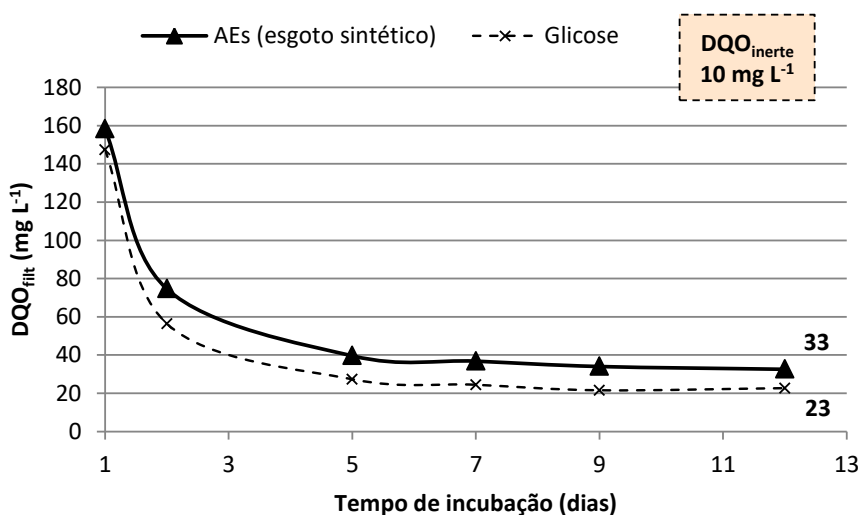


Figura 31 – Curva de DQO inerte para a AE 10%

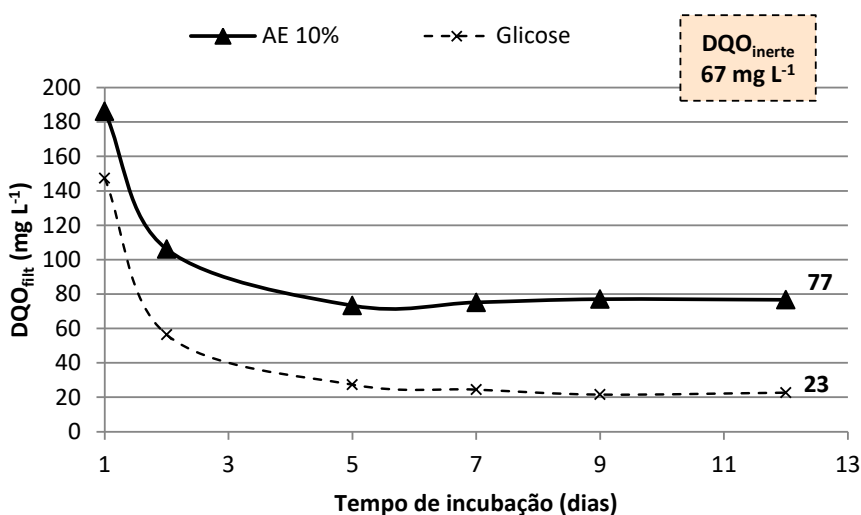


Figura 32 – Curva de DQO inerte para a AE 10% após cotratamento

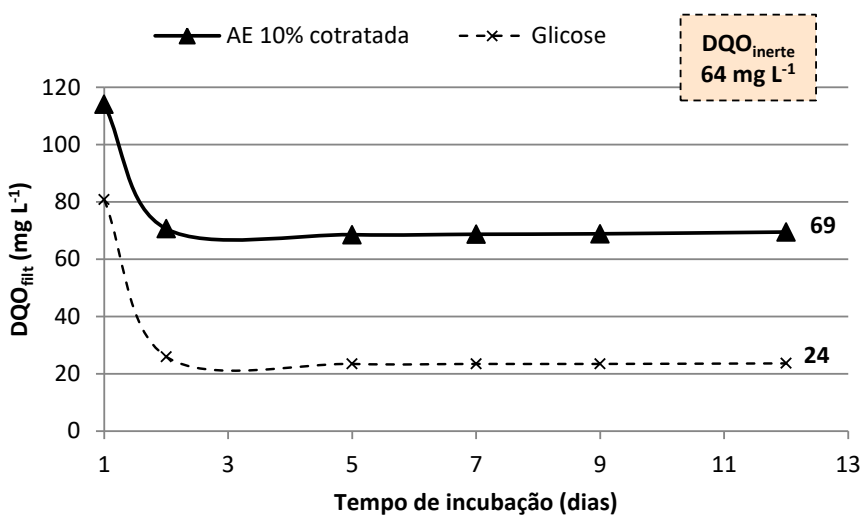


Figura 33 – Curva de DQO inerte para a AE 10% após pós-tratamento

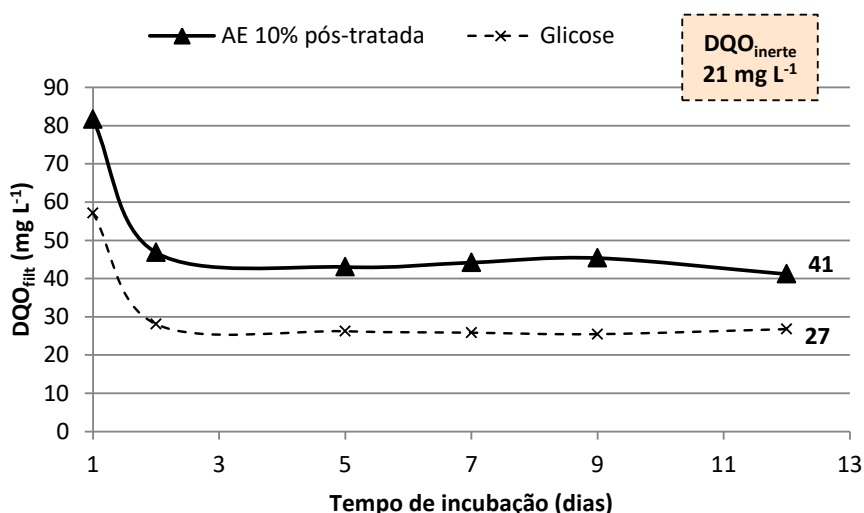


Tabela 34 – Valores de DQO inerte e porcentagens de remoção\*

59	8 EC bYfH' fa [ @L'	: Urcf'XY' 8 ]i ], ~c'	8 EC bYfH' ZbU'fa [ @L'	FYa c, ~c' (%)
AEs	10	1,00	10	-
Lixiviado pré-tratado	502	1,10	555	-
AE 10%	54	1,25	67	-
AE 10% tratado	46	1,39	64	4,5
AE 10% pós-tratado	14	1,49	21	67,2

É possível observar que o esgoto sintético (AEs) possui baixo valor de DQO inerte ( $10 \text{ mg L}^{-1}$ ), enquanto o lixiviado pré-tratado possui elevado valor ( $555 \text{ mg L}^{-1}$ ). Calculando-se o valor teórico de DQO inerte da mistura com 10% de lixiviado ( $10 \text{ mg L}^{-1} \times 90\% + 555 \text{ mg L}^{-1} \times 10\% = 64,5 \text{ mg L}^{-1}$ ), observa-se a semelhança ao valor obtido na água AE 10% utilizada ( $67 \text{ mg L}^{-1}$ ).

O lixiviado pré-tratado possui DQO filtrada (membrana de  $0,22 \mu\text{m}$ ) de  $906 \text{ mg L}^{-1}$ . Dessa forma, pode-se inferir sobre a biodegradabilidade do lixiviado através da relação  $\text{DQO}_{\text{filt}} \text{ inerte} / \text{DQO}_{\text{filt}}$  de  $555/906 = 61,3\%$ . Lange e Amaral (2009) realizaram ensaios de DQO inerte para lixiviado estabilizado proveniente do aterro sanitário Morro do Céu (Niterói, RJ) e obtiveram valor de DQO inerte de  $1270 \text{ mg L}^{-1}$  para uma DQO inicial de  $2374 \text{ mg L}^{-1}$ , apresentando assim relação DQO inerte/DQO de  $1270/2374 = 53,5\%$ .

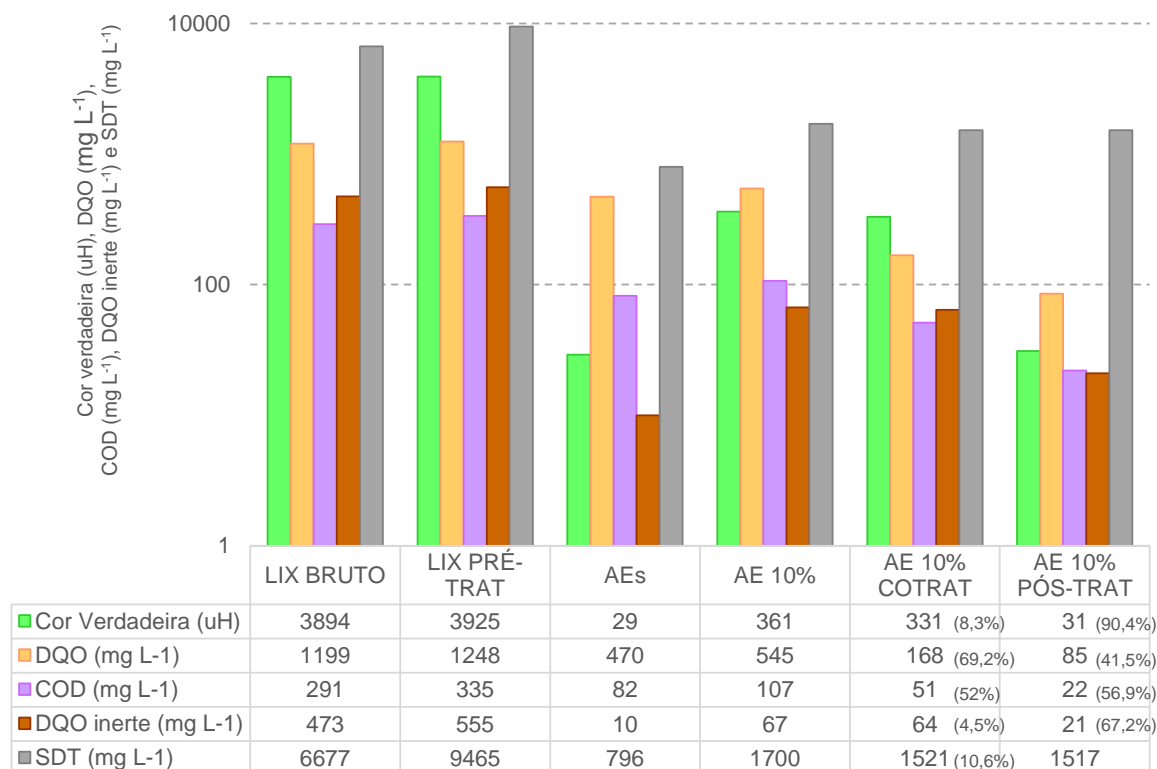
Observou-se que como esperado, o cotratamento anaeróbio não foi capaz de remover a DQO inerte, uma vez que essa DQO é caracteristicamente recalcitrante e de difícil biodegradação, apresentando remoção de 4,5%, com valor residual de 64 mg L<sup>-1</sup>. Este resultado corrobora com a constatação apresentada no item 4.2.2.2, de que, para as condições aplicadas neste estudo, a DQO proveniente da adição de lixiviado pode não ter sido removida no tratamento anaeróbio e que o cotratamento resultou na diluição dos compostos do lixiviado no esgoto e na redução da eficiência do tratamento do esgoto em relação à DQO.

O pós-tratamento físico-químico por CFS, por sua vez, removeu 67,2% da DQO inerte, apresentando valor residual de 21 mg L<sup>-1</sup>. Tal resultado confirma a eficiência de processos físico-químicos na remoção de compostos recalcitrantes, sendo assim uma potencial alternativa técnica a ser adotada como pós-tratamento de águas residuárias.

#### ( ) 7 cbg]XYfU, "Yg'z]bU]g'

O resumo dos resultados da caracterização em relação à matéria orgânica do lixiviado, AEs e AE 10% (condição selecionada) antes e após os tratamentos propostos neste trabalho é apresentado na Figura 34.

Figura 34 – Valores residuais e % de remoção de cor verdadeira, DQO, COD, DQO inerte e SDT do lixiviado, esgoto sintético (AEs) e AE 10% (condição selecionada) antes e após os tratamentos



De forma geral, para as condições de estudo deste trabalho, foi possível notar que a adição de lixiviado provocou incremento em todos os parâmetros correlacionados à matéria orgânica, de maneira mais acentuada para a cor verdadeira, DQO inerte e STD. O cotratamento foi responsável pela maior parte da remoção de DQO, enquanto o pós-tratamento, além da remoção complementar de DQO, foi responsável pelas remoções mais significativas de cor verdadeira e DQO inerte. As porcentagens de remoção de COD foram similares para a Fase II (cotratamento) e III (pós-tratamento), enquanto a remoção de SDT foi baixa (cotratamento) ou inexistente (pós-tratamento).

Dessa forma, o cotratamento mostrou-se uma alternativa técnica viável sob o ponto de vista de tratamento, porém é necessário que seja feita uma análise de custos do transporte de lixiviado até a ETE, a fim de se comprovar sua viabilidade econômica.

Além disso, é importante considerar a aplicabilidade do cotratamento em relação às vazões de lixiviado e esgoto. De acordo com dados da CTR de Londrina,

a produção média diária atual do aterro sanitário varia de 80 a 120 m<sup>3</sup> dia<sup>-1</sup>, o que equivale a uma vazão média máxima de 1,39 L s<sup>-1</sup>. As vazões das ETEs da cidade de Londrina, segundo o Relatório de Diagnóstico da Situação do Saneamento de 2009, são de 655 L s<sup>-1</sup> para a ETE Norte, 895 L s<sup>-1</sup> para a ETE Sul, 55 L s<sup>-1</sup> para a ETE Cafezal e 55 L s<sup>-1</sup> para a ETE São Lourenço. As relações entre as vazões de lixiviado e esgoto são apresentadas na Tabela 35.

Tabela 35 – Vazões de projeto para as ETEs de Londrina e relação Q<sub>lixiviado</sub>/Q<sub>esgoto</sub>

ETE	Norte	Sul	Cafezal	São Lourenço
Vazão (L s <sup>-1</sup> )	655	895	55	55
Relação Q <sub>lixiviado</sub> /Q <sub>esgoto</sub>	0,21	0,16	2,53	2,53

Observa-se, assim, que todas as ETEs da cidade de Londrina são capazes de receber a vazão de lixiviado diária da CTR, segundo a condição selecionada neste estudo (10% de lixiviado), sem causar prejuízos significativos no desempenho de seus reatores anaeróbios. Ressalta-se, no entanto, que, embora o efluente cotratado atenda aos padrões de lançamento de efluentes de ETE, houve perda de qualidade do mesmo após a adição de lixiviado. Assim, considerando a minimização dos impactos e preservação do ambiente aquático, recomenda-se a adoção de uma etapa de pós-tratamento com a finalidade de promover uma remoção adicional de matéria orgânica recalcitrante, assim como de outros compostos, como fósforo.

## 5. CONCLUSÕES

Para as condições de estudo deste trabalho, pode-se concluir que:

- O esgoto sintético utilizado no estudo foi uma adequada representação do esgoto doméstico natural para o tratamento anaeróbio em reatores UASB;
- O cotratamento de lixiviado estabilizado pré-tratado e esgoto em reatores UASB foi eficiente na remoção de DQO e DBO, apresentando remoções entre 69,2 e 82,6% e entre 87,3 e 90,2%, respectivamente;
- A porcentagem máxima de lixiviado pré-tratado investigada de 10% não prejudicou o desempenho do reator, sendo esta selecionada como porcentagem de maior eficiência para o cotratamento de lixiviado e esgoto em reator UASB;
- O cotratamento de lixiviado estabilizado pré-tratado e esgoto em reatores UASB não foi eficiente na remoção de nutrientes (fósforo e nitrogênio), sólidos dissolvidos e cor verdadeira, com remoções máximas de 11,8; 13,8; 18,2 e 8,6%, respectivamente, o que requer uma etapa de pós-tratamento.
- O pós-tratamento por coagulação-floculação-sedimentação apresentou como condição de maior eficiência de coagulação o pH 5,0 e a dosagem de Al de  $20 \text{ mg L}^{-1}$ , alcançando eficiências de remoção de cor verdadeira de 90,4%, com valor residual de  $31 \text{ mg L}^{-1}$ , e de fósforo de 87,0%, com valor residual de  $0,75 \text{ mg L}^{-1}$ .
- O lixiviado pré-tratado utilizado no cotratamento possui considerável teor de matéria orgânica recalcitrante, com relação DQO inerte/DQO de 61,3%;
- O cotratamento anaeróbio não foi capaz de remover DQO inerte, como era esperado, sendo o pós-tratamento físico-químico responsável por 67,2% de sua remoção, apresentando valor residual de  $21 \text{ mg L}^{-1}$ .

## 6. RECOMENDAÇÕES FUTURAS

A partir dos resultados obtidos neste trabalho, verifica-se a necessidade de estudos complementares em relação:

- À adição de maiores porcentagens volumétricas na mistura esgoto-lixiviado pré-tratado estabilizado;
- À utilização de outros tipos de lixiviados, provenientes de aterros em diferentes fases de estabilização;
- À instalação e monitoramento de uma unidade piloto em uma ETE, a fim de se estudar o cotratamento utilizando esgoto natural;
- À ecotoxicidade dos efluentes de cada tratamento proposto, a partir da realização de ensaios ecotoxicológicos com diversos organismos aquáticos padronizados.

## BIBLIOGRAFIA

AMARAL, M. S. **Tratamento físico-químico de lixiviado de aterro sanitário pré-tratado por processo biológico aeróbio**. 2009. Dissertação apresentada ao Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2009.

AMOKRANE, A.; COMEL, C.; VERON, J. Landfill leachate pre-treatment by coagulation–flocculation. **Water Resources**, v. 31, n. 11, p. 2775-2782, 1997.

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21<sup>a</sup> ed., Washington, D. C.: APHA, 2012. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF).

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

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT, **Resíduos sólidos - classificação**. NBR 10004. Rio de Janeiro, 1987.

BARBA, L.E; PIZARRO,C.A.;TORRES, P.; RODRIGUEZ, J.A.; MARMOLEJO, L.F. **Aplicación de biodegradabilidad anaeróbia para la relación óptima lixiviado-agua residual domestica**. In:IX Taller y Simposio Latino Americano de Digestión Anaeróbia. Chile. 2008.

BORTH, P. L. B. **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 (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2017.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução no 357, 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos 146 de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, 2005.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução no 430, 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. Brasília, 2011.

CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbico e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 464 p. 1999.

CENTURIONE FILHO, P. L. **Desenvolvimento e operação de uma instalação de flotação de bancada**. (Dissertação). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo São Carlos, 2002

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbicos**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. 246 p. 1997.

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

ECKENFELDER, W. W. **Industrial Water Pollution Control**. Ny McGraw-Hill Book Company, 1989.

FERREIRA, J. A., CANTANHEDE, A. L. G., LEITE, V. D., BILA, D. M., CAMPOS, J. C., YOKOYAMA, L., FIGUEIREDO, I. C., MANNARINO, C. F., SANTOS, A. S., FRANCO, R. S. O., LOPES, W. S., SOUSA, J. T. **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. Coordenadora: Luciana Paulo Gomes. ABES, 2009. PROSAB. Cap. 8, p.245-293.

FABRETI, A. A., LÉO, L. F. R., PIVELI, R. P. **Pós-tratamento de efluentes de lagoas anaeróbias por meio de processo físico-químico utilizando sulfato de alumínio como coagulante.** Revista Minerva – Pesquisa e Tecnologia. P. 151-158, vol 3, no 2, julho-dezembro 2006.

FUJII, E. H. **Avaliação da aplicabilidade da filtração direta ascendente em pedregulho como pós-tratamento de lixiviado de tarro sanitário.** Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2014.

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.** Coordenadora: Luciana Paulo Gomes. ABES, 2009. PROSAB. 306p.

HUO, S.; XI, B.; YU, H.; HE, L.; FAN, S.; LIU, H. **Characteristics of dissolved organic matter (DOM) in leachate with different landfill ages.** Journal of Environmental Science, p. 492 - 498, September 2007.

JORDÃO, E. P.; PÊSSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos.** 7 ed. Rio de Janeiro, 1050 p, 2014.

KAWAHIGASHI, F. **Aplicabilidade do pós-tratamento de lixiviados de aterro sanitário por adsorção em carvão ativado granular e avaliação ecotoxicológica.** 2012. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2012.

MALER, C. L. **Aplicação do processo Fenton a diferentes etapas do tratamento de lixiviados de aterro sanitário.** 2013. Dissertação apresentada ao Programa de

Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2013.

METCALF; EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5 ed. Porto Alegre: AMGH, 1980 p, 2016.

OLIVEIRA, C.; GIL, G.; BATISTA D. M. A. **Inovações Tecnológicas no Saneamento: Iodos e odores**. ABES/RS, 2008. 96p.

PARANÁ, Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Resolução N° 021/2009 – SEMA**. Dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências, para empreendimentos de saneamento. Curitiba, 2009.

POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. **Critical review and summary of leachate and gas production from landfills**. Atlanta: Georgia Institute of Technology, School of Civil Engineering, 1985.

POZZETTI, J. D. C. **Pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário por coagulação química-floculação-sedimentação, adsorção em carvão ativado pulverizado e avaliação ecotoxicológica**. 2014. 100 páginas. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2014.

RAMOS, P. C. A. **Tratamento conjugado de lixiviado com esgotos domésticos em reator UASB**. 73 páginas. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2009.

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.

SANTOS, A. F. M. S. **Tratamento anaeróbio de chorume conjugado com esgoto sanitário**. Tese de doutoramento. UFPE. 2009.

SCHALCH, V., LOPES, A. A. **Gestão integrada dos resíduos sólidos urbanos e minimização dos impactos ambientais**. ICTR - Instituto de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável, Congresso Brasileiro de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável, Costão do Santinho – Florianópolis – Santa Catarina 2004.

SILVA, A. C. **Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado**. Dissertação apresentada ao programa de pós-graduação de Engenharia da Universidade do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2002.

SOUSA, J. T. **Avaliação de parâmetros operacionais de reator tipo UASB tratando líquido percolado conjuntamente com esgotos domésticos**. VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2002.

SOUTO, G. A. D. B.; POVINELLI, J. Características dos lixiviados de aterros sanitários do Brasil. **Anais do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Belo Horizonte, MG., 2007.

TORRES, P. **Desempenho de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) de bancada no tratamento de substrato sintético simulando esgoto sanitário**. Dissertação (Mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 1992.

TORRES, P. **Combined treatment of leachate from sanitary landfill and municipal wastewater by UASB reactors**. *Water Science & Technology—WST*, 60.2. 2009.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 243 p, 1996.