

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

JULIO CEZAR RIETOW



**AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE ARRASTE DE AMÔNIA COMO PRÉ-
TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO PARA CODISPOSIÇÃO
EM REATORES ANAERÓBIOS TIPO UASB TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO**

CURITIBA

2018

JULIO CEZAR RIETOW

**AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE ARRASTE DE AMÔNIA COMO PRÉ-
TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO PARA CODISPOSIÇÃO
EM REATORES ANAERÓBIOS TIPO UASB TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Setor de Tecnologia, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade Federal do Paraná, como requisito à obtenção do título de Mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Miguel Mansur Aisse

CURITIBA

2018

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELO SISTEMA DE BIBLIOTECAS/UFPR
BIBLIOTECA DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA

R563a

Rietow, Julio Cezar

Avaliação do processo de arraste de amônia como pré-tratamento de lixiviado de aterro sanitário para codisposição em reatores anaeróbios tipo UASB tratando esgoto sanitário / Julio Cezar Rietow. – Curitiba, 2018.

208 p. : il. color. ; 30 cm.

Dissertação - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, 2018.

Orientador: Miguel Mansur Aisse.

1. Biodegradabilidade anaeróbia. 2. Atividade metanogênica. 3. DQO inerte anaeróbia. 4. Índice de germinação. I. Universidade Federal do Paraná. II. Aisse, Miguel Mansur. III. Título.

CDD: 628.44564

Bibliotecária: Romilda Santos - CRB-9/1214



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ENGENHARIA DE
RECURSOS HÍDRICOS E AMBIENTAL

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA DE RECURSOS HÍDRICOS E AMBIENTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de **JULIO CEZAR RIETOW**, intitulada: **AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE ARRASTE DA AMÔNIA COMO PRÉ-TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO PARA CODISPOSIÇÃO EM REATORES ANAERÓBIOS TIPO UASB TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO**, após terem inquirido a aluna e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de Mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Curitiba, 07 de Março de 2018.

MIGUEL MANSUR AISSE(UFPR)
(Presidente da Banca Examinadora)

HELOISE GARCIA KNAPIK(UFPR)

FERNANDO FERNANDES(UEL)

RAMIRO GONCALVES ETCHEPARE(UFPR)

Dedico o presente trabalho à minha esposa Jéssica Cristine Ostrovski, companheira e amiga incondicional. Dedico também ao meu orientador Miguel Mansur Aisse, exemplo de caráter e amor pela pesquisa.

AGRADECIMENTOS

À Deus, por me dar saúde e uma família maravilhosa.

Aos meus pais Wilson Estefano Rietow e Natividade Sebastiana Otremba Rietow pelo grande esforço, carinho e dedicação para que eu pudesse realizar meus estudos. Espero um dia poder dar aos meus filhos o carinho e amor que vocês me deram.

Aos meus irmãos Wilson Estefano Rietow Júnior e Schirley de Fátima Rietow Artur pela confiança e apoio em todos os momentos de minha vida. Com vocês aprendi que não importa a distância entre nós. Sempre seremos unidos, fortes e acima de tudo, irmãos.

À minha amada esposa Jéssica Cristine Ostrovski, melhor amiga e companheira. Obrigado por estar ao meu lado sempre e também por entender os momentos de ausência.

Ao meu orientador Miguel Mansur Aisse, exemplo de profissional e ser humano. Obrigado pela confiança e aprendizado nesses últimos três anos de convívio. Apesar das diferenças entre as cores dos nossos times, compartilhamos do mesmo entusiasmo e amor pelo saneamento.

À companheira e amiga de longas jornadas de laboratório Ellen Caroline Baettker. Sem sua ajuda este trabalho não seria realizado. Não poderia deixar de agradecer também pelos seus doces. Obrigado por tudo.

À Luciane Prado, obrigado pelas conversas e auxílios no laboratório. Apesar das chamadas de atenção por não usar o jaleco ou quebrar alguma vidraria, você sempre esteve ao meu lado.

À Daiane Freitas e aos colegas de iniciação científica Maurício Yukio Yamanari Nagashima, Priscila Luana de Deus, Bruna Marques dos Santos, Saymon Silverio Lima, Gustavo Henrique Marafigo da Cruz e Mateus Müller Arsego. Vocês foram fundamentais para que eu pudesse concluir a dissertação, dando não apenas incentivo mas também fôlego nas análises de laboratório.

Ao meu grande amigo venezuelano Orlando Duarte, exemplo de coragem e dedicação pela pesquisa. Tenho certeza que além de ter se tornado um brasileiro, também virou um grande atleticano.

À colega Karina Guedes, pelas conversas e orientações. Espero futuramente estar participando de pesquisas junto com você.

Ao meu parceiro Ricardo Gonçalves, pela amizade, ótimas conversas e pelo apoio no desenvolvimento dessa dissertação.

Ao professor e colega Marllon Lobato, por ter sido um dos melhores professores durante a minha graduação na PUCPR e também por ter despertado em mim o interesse pelas questões envolvendo o saneamento.

Aos professores componentes da banca de defesa, Heloise Garcia Knapik, Ramiro Gonçalves Etchepare e Fernando Fernandes.

Ao colega Leandro Stival, pelo auxílio e paciência na confecção dos gráficos em Origin.

Ao companheiro Artur Braga, verdadeiro mestre da física e da programação. Sua ajuda na montagem e instalação de equipamentos foram essenciais para a realização dessa dissertação.

Ao técnico em equipamentos de laboratório do Setor de Ciências Biológicas da UFPR André Barbosa dos Santos, pelas dicas e auxílios na manutenção dos equipamentos utilizados na presente pesquisa.

Ao grande amigo Alexandre Moreno Lisboa, parceiro de incansáveis horas de trabalho em campo. Seu apoio na instalação e manutenção dos equipamentos utilizados nessa dissertação foram de extrema importância para que eu pudesse concluir meus ensaios.

Ao professor Cristóvão Fernandes pelo apoio durante a realização das coletas de lixiviado viabilizando os meios de deslocamento até o aterro.

Às empresas Milan, Massuda e DIELAB pela atenção e auxílio no manuseio de equipamentos de laboratório.

Ao pesquisador e gerente da Assessoria de Pesquisa e Desenvolvimento (APD) da SANEPAR Gustavo Rafael Collere Possetti. Muito obrigado pela atenção e parceria em praticamente todos os meus projetos acadêmicos até aqui realizados.

Aos colegas da SANEPAR Giancarlo Lupatini e Bárbara Zanicotti Leite pelo suporte técnico e administrativo para a realização das pesquisas em parceria com a Fundação Araucária.

Aos funcionários da ETE Padilha Sul, aqui representando também a SANEPAR, pela compreensão e atenção em todos os momentos que solicitei apoio.

Ao responsável técnico pela estação de tratamento de lixiviado Márcio Fernandes, aqui representando a ESTRE Ambiental, pela atenção e disponibilidade durante a realização das coletas de lixiviado.

À Fundação Araucária e SANEPAR pelo apoio financeiro na realização dessa pesquisa.

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

À Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação (PRPPG) da UFPR, em especial os funcionários Rafael e Sílvia, pela atenção e agilidade nos processos de compra de equipamentos.

À todos os meus colegas de mestrado e doutorado, que me ajudaram muito durante o nivelamento e também nas disciplinas do programa. Cabe aqui um agradecimento em especial novamente ao professor Cristóvão Fernandes, e também às alunas Juliana Leithold e Cybelly Barbosa, que dedicaram grande parte de suas noites ajudando vários alunos na disciplina de Mecânica dos Fluidos.

À todos os funcionários e professores do PPGERHA, que proporcionam aos seus alunos de mestrado e doutorado as ferramentas básicas para o crescimento pessoal e acadêmico.

À UFPR, pela estrutura e tradição, na qual sinto orgulho de poder fazer parte.

À todos que participaram direta ou indiretamente na realização dessa dissertação. Muito obrigado.

RIETOW, J. C. **Avaliação do processo de arraste de amônia como pré-tratamento de lixiviado de aterro sanitário para codisposição em reatores anaeróbios tipo UASB tratando esgoto sanitário.** 208 páginas. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental (PPGERHA). Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba-PR, 2018.

RESUMO

O tratamento combinado de lixiviado em estações de tratamento de esgoto, tem se destacado como uma alternativa capaz de reduzir os custos inerentes ao tratamento do lixiviado em aterros sanitários. Entretanto, substâncias como a amônia, presente em elevadas concentrações no lixiviado, podem causar efeitos negativos em sistemas anaeróbios. Isto posto, o presente trabalho teve por objetivo avaliar o processo de arraste de amônia como pré-tratamento de lixiviado de aterro sanitário para codisposição em reatores anaeróbios tipo UASB tratando esgoto sanitário. Para tanto, o trabalho foi dividido em 2 fases, sendo a primeira referente aos ensaios em escala de bancada do processo de arraste de amônia, e a segunda responsável pelos ensaios do processo de codisposição de lixiviado, bruto e pré-tratado por arraste de amônia, em reatores UASB em escala de bancada. Ainda na segunda fase foram realizados ensaios de fitotoxicidade com sementes de *Lactuca sativa* no afluente e efluente dos reatores UASB utilizados no presente trabalho. O lixiviado coletado para a realização dos ensaios apresentou, em média, elevados valores de concentração de DQO ($3.835 \pm 836 \text{ mg.L}^{-1}$), alcalinidade ($10.114 \pm 2.229 \text{ mg.L}^{-1}$) e amônia ($2.800 \pm 631 \text{ mg.L}^{-1}$). Os resultados da primeira fase, mostraram que 75% da amônia removida no tanque de arraste é influenciada pelo pH do meio, 17% é influenciada pelo gradiente de velocidade e 5% pela temperatura. Adicionalmente, o processo de arraste de amônia reduziu de forma significativa as concentrações de DQO, alcalinidade e cor do lixiviado. Tratando-se da segunda fase, a codisposição de lixiviado bruto no reator UASB tratando esgoto sanitário, com relações volumétricas de 2, 5 e 10%, não apresentou interferências significativas na estabilidade operacional do reator. Entretanto, as eficiências de remoção de DQO, para as relações volumétricas de 2, 5 e 10%, foram de 59, 55 e 51%, respectivamente. A codisposição de lixiviado pré-tratado no reator UASB, com relações volumétricas de 5 e 10%, também não apresentaram interferências significativas na estabilidade operacional do reator. As eficiências de remoção de DQO, para as relações de 5 e 10%, foram em média igual a 67 e 63%, respectivamente. Os ensaios de fitotoxicidade comprovaram que o lixiviado pré-tratado possui menos toxicidade do que o lixiviado bruto, e ainda que o reator UASB conseguiu diminuir os efeitos tóxicos decorridos do processo de mistura entre lixiviado (bruto e pré-tratado) e esgoto sanitário. A partir dos resultados obtidos no presente trabalho, pode-se destacar que o processo de arraste de amônia presente no lixiviado, permite que maiores relações volumétricas de lixiviado possam ser utilizadas no processo de codisposição, sem que ocorram interferências significativas nos sistemas anaeróbios em estações de tratamento de esgoto.

Palavras-chave: Biodegradabilidade anaeróbia. Atividade metanogênica específica. DQO inerte anaeróbia. Índice de germinação.

RIETOW, J. C. Evaluation of the ammonia stripping process as pre-treatment of landfill leachate for codisposition in anaerobic reactors of type UASB treating sanitary sewage. 208 pages. Master's Dissertation of the Post-Graduate Program in Engineering Water Resources and Environmental (PPGERHA). Federal University of Paraná (UFPR), Curitiba-PR, 2018.

ABSTRACT

The combined treatment of leachate in sewage treatment plants has been highlighted as an alternative capable of reducing the costs inherent to the treatment of leachate in landfills. However, substances such as ammonia, present in high concentrations in the leachate, can cause negative effects in anaerobic systems. Thus, the present work had the objective of evaluating the process of ammonia stripping as pre-treatment of landfill leachate for codisposition in anaerobic reactors type UASB treating sanitary sewage. For this, the work was divided into two phases, the first one being the bench scale tests of the ammonia stripping, and the second one responsible for the tests of the combined treatment of leachate, crude and pretreated by ammonia stripping, in bench scale UASB reactors. Also in the second phase, phytotoxicity tests were performed with *Lactuca sativa* seeds in the affluent and effluent of the UASB reactors used in the present work. The leachate collected to perform the tests showed, on average, high values of COD ($3,835 \pm 836 \text{ mg.L}^{-1}$), alkalinity ($10,114 \pm 2,229 \text{ mg.L}^{-1}$) and ammonia ($2,800 \pm 631 \text{ mg.L}^{-1}$). The results of the first phase, showed that 75% of the ammonia removed in the stripping tank is influenced by the pH, 17% is influenced by the velocity gradient and 5% by the temperature. Additionally, the ammonia stripping process significantly reduced COD concentrations, alkalinity and color of the leachate. In the second phase, the combined treatment of crude leachate in the UASB reactor treating sanitary sewage, with volumetric ratios of 2, 5 and 10%, did not present significant interferences in the operational stability of the reactor. However, COD removal efficiencies for the volumetric ratios of 2, 5 and 10% were 59, 55 and 51%, respectively. The co-deposition of pretreated leachate in the UASB reactor, with volumetric ratios of 5 and 10%, also did not present significant interferences in the operational stability of the reactor. The COD removal efficiencies, for the 5 and 10% ratios, were on average equal to 67 and 63%, respectively. Phytotoxicity tests have shown that pretreated leachate has less toxicity than raw leachate and that the UASB reactor has been able to reduce the toxic effects of the leachate (raw and pretreated) and sanitary sewage. From the results obtained in the present work, it can be emphasized that the ammonia stripping process in the leachate allows higher volumetric leachate relations to be used in the combined treatment, without significant interferences occurring in the anaerobic systems in sewage treatment plants.

Keywords: Anaerobic biodegradability. Specific methanogenic activity. Anaerobic inert COD. Germination index.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DOS PRINCIPAIS ASPECTOS RELACIONADOS COM O SIGNIFICADO DA DISSERTAÇÃO.....	27
FIGURA 2 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DA ORGANIZAÇÃO DA DISSERTAÇÃO.....	29
FIGURA 3 – DISTRIBUIÇÃO DA AMÔNIA LIVRE (NH ₃) E DO ÍON AMÔNIO (NH ₄ ⁺) EM FUNÇÃO DO pH A 25°C.....	40
FIGURA 4 – MORFOLOGIA DA SEMENTE E DA PLANTA DE ALFACE (<i>LACTUCA SATIVA</i>).....	44
FIGURA 5 – ESQUEMA PARA SELEÇÃO DO TIPO DE TRATAMENTO DE LIXIVIADOS.....	49
FIGURA 6 – FATORES QUE FAVORECEM O ARRASTE DE AMÔNIA PARA A ATMOSFERA.....	52
FIGURA 7 – TAXA DE DESSORÇÃO DE AMÔNIA EM FUNÇÃO DO pH E PROFUNDIDADE PARA UMA TEMPERATURA DE 25 °C SEM MECANISMOS DE AGITAÇÃO.....	54
FIGURA 8 – SISTEMAS DE ARRASTE: (A) TANQUES DE ARRASTE E (B) TORRES DE ARRASTE	55
FIGURA 9 – TIPOS DE IMPELIDORES: (A) PÁS RETAS INCLINADAS; (B) HÉLICE NAVAL; (C) TURBINA RADIAL E (D) ÂNCORAS	56
FIGURA 10 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DE FUNCIONAMENTO DE UM REATOR UASB	70
FIGURA 11 – DIFERENTES METODOLOGIAS UTILIZADAS NO ENSAIO DE AME..	77
FIGURA 12 – DESENHO ESQUEMÁTICO DO APARATO EXPERIMENTAL DE MEDIÇÃO DIRETA DO VOLUME DE CH ₄	78
FIGURA 13 – FASE I DO DELINEAMENTO EXPERIMENTAL.....	81
FIGURA 14 – FASE II DO DELINEAMENTO EXPERIMENTAL	82
FIGURA 15 – COLETA DE LIXIVIADO NO TANQUE PULMÃO DO ATERRO SANITÁRIO	83
FIGURA 16 – RESERVATÓRIO DE ARMAZENAMENTO DO LIXIVIADO NA ETE ...	84
FIGURA 17 – FLUXOGRAMA DE TRATAMENTO DA ETE PADILHA SUL E PONTO DE COLETA DE ESGOTO SANITÁRIO.....	85

FIGURA 18 – APARATO EXPERIMENTAL DO ENSAIO DE DQO INERTE DO LIXIVIADO.....	87
FIGURA 19 – APARATO EXPERIMENTAL UTILIZADO NOS ENSAIOS DE ARRASTE DE ETAPA 1	91
FIGURA 20 – EQUIPAMENTO JAR-TEST UTILIZADO NOS ENSAIOS DA ETAPA 2.	92
FIGURA 21 – DELINEAMENTO ESQUEMÁTICO DOS ENSAIOS DE ARRASTE REALIZADOS NA ETAPA 2.....	93
FIGURA 22 – APARATO EXPERIMENTAL UTILIZADO NOS ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA.....	95
FIGURA 23 – IMAGEM E DESENHO ESQUEMÁTICO DO REATOR UASB I.....	97
FIGURA 24 – IMAGEM E DESENHO ESQUEMÁTICO DO REATOR UASB II.....	97
FIGURA 25 – APARATO EXPERIMENTAL DO ENSAIO DE AME DO LODO ANAERÓBIO	98
FIGURA 26 – SISTEMA UTILIZADO PARA A CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO BRUTO NO REATOR UASB I TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO.....	102
FIGURA 27 – SISTEMA UTILIZADO PARA A CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO PRÉ-TRATADO POR ARRASTE NO REATOR UASB II TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO.....	103
FIGURA 28 – CORRELAÇÃO ENTRE AS CONCENTRAÇÕES DE CLORETO E CONDUTIVIDADE	110
FIGURA 29 – ENSAIO DE DQO INERTE ANAERÓBIA: COLETA DE AGOSTO DE 2017.....	111
FIGURA 30 – ENSAIO DE DQO INERTE ANAERÓBIA: COLETA DE JUNHO DE 2017.....	112
FIGURA 31 – ENSAIO DE DQO INERTE ANAERÓBIA: COLETA DE SETEMBRO DE 2017.....	112
FIGURA 32 – PERCENTUAL DE DQO INERTE ANAERÓBIA NOS LIXIVIADOS ANALISADOS	113
FIGURA 33 – COMPORTAMENTO TEMPORAL DA DQO, DBO E AMÔNIA DO LIXIVIADO ARMAZENADO: COLETA DE JANEIRO DE 2017	115
FIGURA 34 – COMPORTAMENTO TEMPORAL DA DQO, DBO E AMÔNIA DO LIXIVIADO ARMAZENADO: COLETA DE JUNHO DE 2017	116
FIGURA 35 – COMPORTAMENTO TEMPORAL DA DQO, DBO E AMÔNIA DO LIXIVIADO ARMAZENADO: COLETA DE SETEMBRO DE 2017.....	117

FIGURA 36 – CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO ESGOTO SANITÁRIO COLETADO NA ETE PADILHA SUL DURANTE O ANO DE 2017: a) DQO, b) DBO, c) SST e d) AMÔNIA	118
FIGURA 37 – INFLUÊNCIA DO DESPEJO DE LODO DE FOSSA SÉPTICA NA ETE PADILHA SUL: AUMENTO DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO E SST NO ESGOTO SANITÁRIO	119
FIGURA 38 – EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE AMÔNIA DURANTE OS ENSAIOS DE CURTA DURAÇÃO PARA OS PARÂMETROS pH, TEMPERATURA E AGITAÇÃO.122	
FIGURA 39 – GRÁFICO DE DISPERSÃO DOS RESULTADOS DE pH <i>VERSUS</i> EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE AMÔNIA NOS ENSAIOS DE CURTA DURAÇÃO .123	
FIGURA 40 – GRÁFICO DE DISPERSÃO DOS RESULTADOS DE TEMPERATURA <i>VERSUS</i> EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE AMÔNIA NOS ENSAIOS DE CURTA DURAÇÃO.....	123
FIGURA 41 – GRÁFICO DE DISPERSÃO DOS RESULTADOS DE GRADIENTE DE VELOCIDADE <i>VERSUS</i> EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE AMÔNIA NOS ENSAIOS DE CURTA DURAÇÃO.....	124
FIGURA 42 – INFLUÊNCIA DOS PARÂMETROS pH, TEMPERATURA E AGITAÇÃO NO PROCESSO DE ARRASTE DE AMÔNIA DE CURTA DURAÇÃO (24 HORAS): RESUMO DOS RESULTADOS	125
FIGURA 43 – PERFIL TEMPORAL DA CONCENTRAÇÃO DE AMÔNIA NOS ENSAIOS DE ARRASTE EM JAR-TEST COM $G = 340 \text{ s}^{-1}$ (ENSAIO 1: pH INICIAL DE 10; ENSAIO 2: pH INICIAL DE 9; ENSAIO 3: pH INICIAL DE 8,1)	127
FIGURA 44 – PERFIL TEMPORAL DA CONCENTRAÇÃO DE AMÔNIA NOS ENSAIOS DE ARRASTE EM JAR-TEST COM $G = 80 \text{ s}^{-1}$ (ENSAIO 4: pH INICIAL DE 10; ENSAIO 5: pH INICIAL DE 9; ENSAIO 6: pH INICIAL DE 8,1)	128
FIGURA 45 – PERFIL TEMPORAL DA CONCENTRAÇÃO DE AMÔNIA NOS ENSAIOS DE ARRASTE EM JAR-TEST COM $G = 35 \text{ s}^{-1}$ (ENSAIO 7: pH INICIAL DE 10; ENSAIO 8: pH INICIAL DE 9; ENSAIO 9: pH INICIAL DE 8,1)	129
FIGURA 46 – PERFIL TEMPORAL DA CONCENTRAÇÃO DE AMÔNIA NO ENSAIO 10, SEM GRADIENTE DE VELOCIDADE E SEM CORREÇÃO DO pH.....	130
FIGURA 47 – REMOÇÃO DE DQO NOS ENSAIOS DE ARRASTE DE AMÔNIA DE LONGA DURAÇÃO	131
FIGURA 48 – CONSUMO DE ALCALINIDADE NOS ENSAIOS DE ARRASTE DE AMÔNIA DE LONGA DURAÇÃO.....	132

FIGURA 49 – VARIAÇÕES DO pH NOS ENSAIOS DE ARRASTE DE AMÔNIA DE LONGA DURAÇÃO	133
FIGURA 50 – COMPARAÇÃO DO PARÂMETRO COR NO A) LIXIVIADO BRUTO E NO B) LIXIVIADO PRÉ-TRATADO POR ARRASTE DE AMÔNIA	134
FIGURA 51 – REDUÇÃO DE COR APARENTE NOS ENSAIOS DE ARRASTE DE AMÔNIA DE LONGA DURAÇÃO	135
FIGURA 52 – FORMAÇÃO DE ESPUMA DURANTE O PROCESSO DE CORREÇÃO DO pH DO LIXIVIADO PRÉ-TRATADO.....	136
FIGURA 53 – FORMAÇÃO DE PRECIPITADO NO FUNDO DO TANQUE DE ARRASTE.....	137
FIGURA 54 – RESUMO DOS RESULTADOS DE ARRASTE OBTIDOS NA FASE I..	138
FIGURA 55 – A) BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA E B) VOLUME DE CH ₄ PRODUZIDO NOS ENSAIOS DE ESGOTO SANITÁRIO COM DIFERENTES CONCENTRAÇÕES DE AMÔNIA DURANTE 20 DIAS DE INCUBAÇÃO.....	140
FIGURA 56 – A) BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA E B) VOLUME DE CH ₄ PRODUZIDO NOS ENSAIOS DE MISTURA ENTRE ESGOTO SANITÁRIO E LIXIVIADO BRUTO DURANTE 20 DIAS DE INCUBAÇÃO	141
FIGURA 57 – A) BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA E B) VOLUME DE CH ₄ PRODUZIDO NOS ENSAIOS DE MISTURA ENTRE ESGOTO SANITÁRIO E LIXIVIADO PRÉ-TRATADO POR ARRASTE DE AMÔNIA DURANTE 20 DIAS DE INCUBAÇÃO.....	143
FIGURA 58 – VOLUME ACUMULADO DO ENSAIO DE AME DO LODO UTILIZADO COMO INÓCULO NOS REATORES DE BANCADA.....	144
FIGURA 59 – DESEMPENHO DO REATOR UASB I TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO.....	146
FIGURA 60 – DESEMPENHO DO REATOR UASB II TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO.....	147
FIGURA 61 – COMPARAÇÃO DE DESEMPENHO (DQO E DBO) ENTRE OS REATORES UASB I E II TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO. MÉDIAS DOS PARÂMETROS CORRELATOS SEGUIDAS PELA MESMA LETRA NÃO DIFEREM SIGNIFICATIVAMENTE ENTRE SI PELO TESTE DE TUKEY A 5% DE PROBABILIDADE DE ERRO	148
FIGURA 62 – DESEMPENHO DO REATOR UASB I TRATANDO LIXIVIADO BRUTO (2%) E ESGOTO SANITÁRIO.....	150

FIGURA 63 – DESEMPENHO DO REATOR UASB I TRATANDO LIXIVIADO BRUTO (5%) E ESGOTO SANITÁRIO.....	152
FIGURA 64 – DESEMPENHO DO REATOR UASB I TRATANDO LIXIVIADO BRUTO (10%) E ESGOTO SANITÁRIO	153
FIGURA 65 – COV APLICADA NAS RELAÇÕES DE MISTURAS UTILIZADAS NO PROCESSO DE CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO BRUTO	155
FIGURA 66 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO PRÉ-TRATAMENTO POR ARRASTE DE AMÔNIA NO LIXIVIADO BRUTO PARA CODISPOSIÇÃO NO REATOR UASB II	156
FIGURA 67 – ENSAIO DE DQO INERTE DO LIXIVIADO PRÉ-TRATADO.....	157
FIGURA 68 – DESEMPENHO DO REATOR UASB II TRATANDO LIXIVIADO PRÉ-TRATADO (5%) E ESGOTO SANITÁRIO	159
FIGURA 69 – DESEMPENHO DO REATOR UASB II TRATANDO LIXIVIADO PRÉ-TRATADO (10%) E ESGOTO SANITÁRIO	160
FIGURA 70 – COV APLICADA NAS RELAÇÕES DE MISTURAS UTILIZADAS NO PROCESSO DE CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO PRÉ-TRATADO.....	162
FIGURA 71 – COMPARAÇÃO DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE DQO NOS PROCESSOS DE CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO BRUTO E PRÉ-TRATADO. MÉDIAS SEGUIDAS PELA MESMA LETRA NÃO DIFEREM SIGNIFICATIVAMENTE ENTRE SI PELO TESTE DE TUKEY A 5% DE PROBABILIDADE DE ERRO	163
FIGURA 72 – COMPARAÇÃO DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE DBO NOS PROCESSOS DE CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO BRUTO E PRÉ-TRATADO. MÉDIAS SEGUIDAS PELA MESMA LETRA NÃO DIFEREM SIGNIFICATIVAMENTE ENTRE SI PELO TESTE DE TUKEY A 5% DE PROBABILIDADE DE ERRO	164
FIGURA 73 – VOLUME ACUMULADO DO ENSAIO DE AME DO LODO ANAERÓBIO UTILIZADO NO PROCESSO DE CODISPOSIÇÃO COM LIXIVIADO BRUTO (10%)	165
FIGURA 74 – VOLUME ACUMULADO DO ENSAIO DE AME DO LODO ANAERÓBIO UTILIZADO NO PROCESSO DE CODISPOSIÇÃO COM LIXIVIADO PRÉ-TRATADO (10%)	166
FIGURA 75 – COMPARAÇÃO ENTRE OS ENSAIOS DE AME ANTES E APÓS O PROCESSO DE CODISPOSIÇÃO.....	166
FIGURA 76 – ENSAIO DE FITOTOXICIDADE: SEMENTES GERMINADAS DE <i>LACTUCA SATIVA</i>	167

FIGURA 77 – ÍNDICE DE GERMINAÇÃO (IG) DAS SEMENTES DE <i>LACTUCA SATIVA</i> COM AS AMOSTRAS SEM DILUIÇÃO 100% (V/V) ESTUDADAS. MÉDIAS SEGUIDAS PELA MESMA LETRA NÃO DIFEREM SIGNIFICATIVAMENTE ENTRE SI PELO TESTE DE TUKEY A 5% DE PROBABILIDADE DE ERRO	173
FIGURA 78 – MÉTODO TITULOMÉTRICO COM ETAPA PRELIMINAR DE DESTILAÇÃO PARA CARACTERIZAÇÃO DE AMÔNIA.....	202
FIGURA 79 – SOLUÇÕES PADRÕES DE AMÔNIA UTILIZADAS PARA A AVALIAÇÃO DO ERRO PERCENTUAL DO MÉTODO TITULOMÉTRICO COM ETAPA PRELIMINAR DE DESTILAÇÃO	203
FIGURA 80 – DESENHO ESQUEMÁTICO DE UM TANQUE DE ARRASTE PADRÃO.....	207

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – PRINCIPAIS COMPONENTES ENCONTRADOS NO LIXIVIADO DE ATERROS SANITÁRIOS E SUAS POSSÍVEIS ORIGENS.....	32
TABELA 2 – VARIAÇÃO DA COMPOSIÇÃO DO LIXIVIADO PARA DIFERENTES IDADES DE ATERROS SANITÁRIOS NORTE AMERICANOS.....	33
TABELA 3 – CARACTERIZAÇÃO CONVENCIONAL DOS LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS BRASILEIROS.....	34
TABELA 4 – PRINCIPAIS FORMAS DE ESPÉCIES DE NITROGÊNIO.....	38
TABELA 5 – VARIAÇÃO DAS CONSTANTES DE IONIZAÇÃO DA AMÔNIA LIVRE COM A TEMPERATURA.....	39
TABELA 6 – EXEMPLOS DE ORGANISMOS UTILIZADOS NOS TESTES DE TOXICIDADE.....	42
TABELA 7 – EFEITOS DA AMÔNIA TOTAL SOBRE OS PROCESSOS ANAERÓBIOS.....	45
TABELA 8 – RESUMO DOS TRABALHOS RELACIONADOS COM A INIBIÇÃO DOS PROCESSOS ANAERÓBIOS DEVIDO À AMÔNIA.....	47
TABELA 9 – PROCESSOS DE TRATAMENTO DO LIXIVIADO.....	50
TABELA 10 – RESUMO DOS TRABALHOS RELACIONADOS COM O PROCESSO DE ARRASTE DE AMÔNIA DE LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS.....	60
TABELA 11 – RESUMO DOS TRABALHOS RELACIONADOS COM A CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO EM SISTEMAS ANAERÓBIOS DE TRATAMENTO.....	64
TABELA 12 – CONCENTRAÇÕES TÍPICAS DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS DE ESGOTOS SANITÁRIOS.....	68
TABELA 13 – VANTAGENS E DESVANTAGENS DO USO DE REATORES UASB.....	71
TABELA 14 – RESUMO DOS TRABALHOS RELACIONADOS COM A PERFORMANCE DE REATORES UASB TRATANDO ESGOTOS SANITÁRIOS EM ESCALA PLENA.....	74
TABELA 15 – CLASSIFICAÇÃO DAS ÁGUAS DE ACORDO COM SEUS USOS PREPONDERANTES.....	79
TABELA 16 – VALORES LIMITES PERMITIDOS PARA CORPO RECEPTOR DE CLASSE 2.....	80
TABELA 17 – MÉTODOS UTILIZADOS PARA CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DO LIXIVIADO E DO ESGOTO SANITÁRIO ^c	85

TABELA 18 – SOLUÇÃO DE MACRONUTRIENTES UTILIZADA NO ENSAIO DE DQO INERTE.....	86
TABELA 19 – SOLUÇÃO DE MICRONUTRIENTES UTILIZADA NO ENSAIO DE DQO INERTE.....	87
TABELA 20 – DELINEAMENTO DOS ENSAIOS REALIZADOS NA ETAPA 1	90
TABELA 21 – GRAU DE AGITAÇÃO IMPOSTO NOS ENSAIOS DA ETAPA 2	90
TABELA 22 – INTERPRETAÇÃO REFERENTE AO COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO (r).....	91
TABELA 23 – GRAU DE AGITAÇÃO IMPOSTO NOS ENSAIOS DA ETAPA 2	93
TABELA 24 – DELINEAMENTO DOS ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA	96
TABELA 25 – CARACTERÍSTICAS DOS REATORES UASB EM ESCALA DE BANCADA UTILIZADOS	96
TABELA 26 – FREQUÊNCIA DE ANÁLISES DE MONITORAMENTO DO AFLUENTE E EFLUENTE DOS REATORES UASB I E II*	104
TABELA 27 – SOLUÇÃO DE MICRONUTRIENTES UTILIZADA COMO BRANCO NO ENSAIO DE FITOTOXICIDADE.....	105
TABELA 28 – CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DO LIXIVIADO.....	108
TABELA 29 – RESULTADOS DOS ENSAIOS DE DQO INERTE ANAERÓBIA	111
TABELA 30 – CÁLCULO DO TDH PARA DIFERENTES EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE DQO.....	114
TABELA 31 – CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO ESGOTO SANITÁRIO ...	118
TABELA 32 – RESULTADOS DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE AMÔNIA DA ETAPA 1	120
TABELA 33 – CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO LIXIVIADO BRUTO UTILIZADO NOS ENSAIOS DA ETAPA 2.....	126
TABELA 34 – RESULTADOS DO ENSAIO DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA DO ESGOTO SANITÁRIO COM DIFERENTES CONCENTRAÇÕES DE AMÔNIA DURANTE 20 DIAS DE INCUBAÇÃO.....	140
TABELA 35 – RESULTADOS DO ENSAIO DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA DO TRATAMENTO COMBINADO ENTRE LIXIVIADO BRUTO E ESGOTO SANITÁRIO DURANTE 20 DIAS DE INCUBAÇÃO.....	142

TABELA 36 – RESULTADOS DO ENSAIO DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA DO TRATAMENTO COMBINADO ENTRE LIXIVIADO PRÉ-TRATADO E ESGOTO SANITÁRIO DURANTE 20 DIAS DE INCUBAÇÃO.....	143
TABELA 37 – RESULTADOS DO ENSAIO DE AME DO LODO ANAERÓBIO UTILIZADO COMO INÓCULO NOS REATORES DE BANCADA.....	144
TABELA 38 – RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE DESEMPENHO E ESTABILIDADE DO REATOR UASB I TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO	145
TABELA 39 – RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE DESEMPENHO E ESTABILIDADE DO REATOR UASB II TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO.....	148
TABELA 40 – RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE DESEMPENHO E ESTABILIDADE DO REATOR UASB I TRATANDO LIXIVIADO BRUTO (2%) COM ESGOTO SANITÁRIO	150
TABELA 41 – RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE DESEMPENHO E ESTABILIDADE DO REATOR UASB I TRATANDO LIXIVIADO BRUTO (5%) COM ESGOTO SANITÁRIO	151
TABELA 42 – RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE DESEMPENHO E ESTABILIDADE DO REATOR UASB I TRATANDO LIXIVIADO BRUTO (10%) COM ESGOTO SANITÁRIO	154
TABELA 43 – COMPARAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DO LIXIVIADO PRÉ-TRATADO COM O LIXIVIADO BRUTO.....	157
TABELA 44 – RESULTADOS DOS ENSAIOS DE DQO INERTE ANAERÓBIA DO LIXIVIADO PRÉ-TRATADO POR ARRASTE DE AMÔNIA.....	158
TABELA 45 – RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE DESEMPENHO E ESTABILIDADE DO REATOR UASB II TRATANDO LIXIVIADO PRÉ-TRATADO (5%) COM ESGOTO SANITÁRIO.....	158
TABELA 46 – RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE DESEMPENHO E ESTABILIDADE DO REATOR UASB II TRATANDO LIXIVIADO PRÉ-TRATADO (10%) COM ESGOTO SANITÁRIO	161
TABELA 47 – RESULTADOS DO ENSAIO DE AME DO LODO ANAERÓBIO UTILIZADO NO PROCESSO DE CODISPOSIÇÃO COM LIXIVIADO BRUTO.....	165
TABELA 48 – RESULTADOS DO ENSAIO DE AME DO LODO ANAERÓBIO UTILIZADO NO PROCESSO DE CODISPOSIÇÃO COM LIXIVIADO PRÉ-TRATADO.....	166

TABELA 49 – CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO LIXIVIADO BRUTO, LIXIVIADO PRÉ-TRATADO, ESGOTO SANITÁRIO BRUTO E ESGOTO SANITÁRIO TRATADO EM UASB UTILIZADOS NOS ENSAIOS DE FITOTOXICIDADE.....	167
TABELA 50 – EFEITOS FITOTÓXICOS DO LIXIVIADO BRUTO E DO LIXIVIADO PRÉ-TRATADO NA GERMINAÇÃO E NO ALONGAMENTO DA RADÍCULA NAS SEMENTES DE <i>LACTUCA SATIVA</i>	168
TABELA 51 – EFEITOS FITOTÓXICOS DO ESGOTO SANITÁRIO AFLUENTE E EFLUENTE DE REATOR UASB NA GERMINAÇÃO E NO ALONGAMENTO DA RADÍCULA NAS SEMENTES DE <i>LACTUCA SATIVA</i>	169
TABELA 52 – EFEITOS FITOTÓXICOS NAS SEMENTES DE <i>LACTUCA SATIVA</i> DURANTE O PROCESSO DE CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO BRUTO COM RELAÇÃO DE 5%	169
TABELA 53 – EFEITOS FITOTÓXICOS NAS SEMENTES DE <i>LACTUCA SATIVA</i> DURANTE O PROCESSO DE CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO BRUTO COM RELAÇÃO DE 10%	170
TABELA 54 – EFEITOS FITOTÓXICOS NAS SEMENTES DE <i>LACTUCA SATIVA</i> DURANTE O PROCESSO DE CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO PRÉ-TRATADO COM RELAÇÃO DE 5%	171
TABELA 55 – EFEITOS FITOTÓXICOS NAS SEMENTES DE <i>LACTUCA SATIVA</i> DURANTE O PROCESSO DE CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO PRÉ-TRATADO COM RELAÇÃO DE 10%	171
TABELA 56 – RESUMO DOS ENSAIOS DE FITOTOXICIDADE REFERENTE AO FG E FR DAS AMOSTRAS SEM DILUIÇÃO 100% (V/V) ESTUDADAS	172
TABELA 57 – RESULTADOS DO ERRO PERCENTUAL DO MÉTODO TITULOMÉTRICO COM ETAPA PRELIMINAR DE DESTILAÇÃO PARA CARACTERIZAÇÃO DA AMÔNIA	204
TABELA 58 – DENSIDADE DE POTÊNCIA APLICADA EM UM FLUIDO.....	207

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A/M	- Relação alimento sobre microrganismo
ABNT	- Associação Brasileira de Normas Técnicas
AME	- Atividade Metanogênica Específica
ANA	- Agência Nacional de Águas
ATP	- Adenosina Trifosfato
BMP	- Biochemical Methane Potential
BRS	- Bactérias redutoras do sulfato
CL ₅₀	- Concentração letal média
COT	- Carbono Orgânico Total
COV	- Carga Orgânica Volumétrica
DBO	- Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	- Demanda Química de Oxigênio
ETA	- Estação de Tratamento de Água
ETE	- Estação de Tratamento de Esgoto
ETL	- Estação de Tratamento de Lixiviado
FT	- Fator de toxicidade
G	- Gradiente de velocidade
IPT	- Instituto de Pesquisas Tecnológicas
LABEAM	- Laboratório de Engenharia Ambiental Francisco Borsari Netto
LAPSAN	- Laboratório de Pilotos de Saneamento
PROSAB	- Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
RALF	- Reator Anaeróbico de Leito Fluidizado
RMC	- Região Metropolitana de Curitiba
RPM	- Rotação por Minuto
SANEPAR	- Companhia de Saneamento do Paraná
SMP	- Produtos Microbianos Solúveis
SNIS	- Sobre o Saneamento Sistema Nacional de Informações
SST	- Sólidos Suspensos Totais
TDH	- Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	- Upflow Anaerobic Sludge Blanket
USEPA	- United States Environmental Protection Agency
v/v	- Relação volume por volume

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	25
1.1	SIGNIFICADO DA DISSERTAÇÃO.....	26
1.2	OBJETIVO.....	28
1.2.1	Objetivo geral.....	28
1.2.2	Objetivos específicos.....	28
1.3	ORGANIZAÇÃO DA DISSERTAÇÃO.....	28
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	30
2.1	LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS.....	30
2.1.1	Geração.....	31
2.1.2	Composição.....	32
2.1.3	Caracterização.....	35
2.1.3.1	DQO inerte anaeróbia.....	36
2.1.3.2	Ensaio de biodegradabilidade anaeróbia.....	37
2.2	AMÔNIA NO LIXIVIADO DE ATERROS SANITÁRIOS.....	38
2.2.1	Características gerais.....	38
2.2.2	Efeitos de toxicidade da amônia.....	41
2.2.2.1	Toxicidade em corpos d'água.....	41
2.2.2.2	Toxicidade em processos anaeróbios de tratamento.....	44
2.3	TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS.....	48
2.3.1	Arraste de amônia.....	51
2.3.1.1	Conceito do processo.....	51
2.3.1.2	Sistemas de arraste.....	54
2.3.1.3	Processo de alcalinização no arraste de amônia.....	56
2.3.1.4	Estudos do processo de arraste de amônia presente no lixiviado.....	58
2.3.1.5	Mitigação dos problemas ambientais oriundos do processo de arraste de amônia.....	61
2.3.2	Codisposição do lixiviado com esgoto sanitário.....	62
2.4	REATORES ANAERÓBIOS TIPO UASB TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO.....	66
2.4.1	Características dos esgotos sanitários.....	66
2.4.2	Origem e utilização da tecnologia UASB no tratamento de esgotos sanitários.....	68
2.4.3	Princípios do processo de tratamento de esgoto sanitário em reatores UASB.....	69

2.4.4	Parâmetros de projetos de reatores UASB.....	71
2.4.4.1	Pré-tratamento dos esgotos sanitários.....	71
2.4.4.2	Carga hidráulica volumétrica.....	72
2.4.4.3	Tempo de detenção hidráulica.....	72
2.4.4.4	Carga orgânica volumétrica.....	73
2.4.4.5	Velocidade superficial de fluxo.....	73
2.4.5	Eficiências de reatores UASB.....	74
2.4.6	Controle operacional de reatores UASB.....	75
2.4.6.1	Partida de reatores UASB.....	75
2.4.6.2	Monitoramento de reatores UASB.....	75
2.4.6.3	Avaliação da atividade microbiana.....	75
2.4.7	Legislação sobre lançamento de efluentes de ETEs em corpos d'água.....	78
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	81
3.1	DELINEAMENTO EXPERIMENTAL.....	81
3.2	FASE PRELIMINAR – COLETA E CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO E DO ESGOTO SANITÁRIO.....	82
3.2.1	Coleta do lixiviado e esgoto sanitário.....	82
3.2.2	Caracterização do lixiviado e do esgoto sanitário.....	85
3.3	FASE I – ARRASTE DE AMÔNIA DE LIXIVIADO DE ATERROS SANITÁRIOS.....	88
3.3.1	Etapa 1 – Avaliação das condições ótimas do processo de arraste de amônia.....	89
3.3.2	Etapa 2 – Avaliação dos efeitos do processo de arraste de amônia.....	92
3.4	FASE II – CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO EM REATOR UASB TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO.....	94
3.4.1	Ensaio de biodegradabilidade anaeróbia.....	94
3.4.2	Reatores UASB em escala de bancada utilizados na pesquisa.....	96
3.4.3	AME do lodo anaeróbio.....	98
3.4.4	Partida dos reatores UASB em escala de bancada.....	101
3.4.5	Processo de codisposição de lixiviado em reator UASB em escala de bancada tratando esgoto sanitário.....	102
3.4.6	Frequência de monitoramento.....	104
3.4.7	Realização de ensaios de fitotoxicidade.....	104
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	108

4.1	RESULTADOS DA FASE PRELIMINAR – CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO E DO ESGOTO SANITÁRIO UTILIZADOS NA PESQUISA.....	108
4.1.1	Caracterização do lixiviado.....	108
4.1.1.1	DQO inerte anaeróbia do lixiviado.....	111
4.1.1.2	Monitoramento do reservatório de lixiviado.....	114
4.1.2	Caracterização do esgoto sanitário.....	117
4.2	FASE I – RESULTADOS DOS ENSAIOS DO PROCESSO DE ARRASTE DE AMÔNIA.....	119
4.2.1	Etapa 1 – Efeitos do processo de arraste de amônia de curta duração.....	119
4.2.2	Etapa 2 – Efeitos do processo de arraste de amônia de longa duração.....	125
4.2.2.1	Ensaio com gradiente de velocidade igual a 340 s^{-1} (RPM = 200).....	126
4.2.2.2	Ensaio com gradiente de velocidade igual a 80 s^{-1} (RPM = 50).....	127
4.2.2.3	Ensaio com gradiente de velocidade igual a 35 s^{-1} (RPM = 20).....	128
4.2.2.4	Ensaio sem gradiente de velocidade e sem correção do pH.....	130
4.2.2.5	Resumo das variações observadas de DQO, alcalinidade, pH e cor nos ensaios de arraste de amônia.....	130
4.2.3	Problemas operacionais encontrados no processo de arraste de amônia.....	135
4.2.4	Resumo dos resultados obtidos na Fase I.....	137
4.3	FASE II – RESULTADOS DA CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO EM REATOR UASB TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO.....	138
4.3.1	Ensaio de biodegradabilidade anaeróbia.....	139
4.3.1.1	Esgoto sanitário com diferentes concentrações de amônia.....	139
4.3.1.2	Mistura de esgoto sanitário e lixiviado bruto.....	140
4.3.1.3	Mistura de esgoto sanitário e lixiviado pré-tratado.....	142
4.3.2	AME do lodo anaeróbio utilizado como inóculo.....	143
4.3.3	Processo de partida dos reatores UASB e alimentação com esgoto sanitário.....	145
4.3.4	Codisposição de lixiviado em reator UASB em escala de bancada tratando esgoto sanitário.....	149
4.3.4.1	Codisposição com lixiviado bruto.....	149
4.3.4.2	Análise dos resultados da codisposição com lixiviado bruto.....	154
4.3.4.3	Codisposição com lixiviado pré-tratado por arraste.....	156
4.3.4.3.1	Lixiviado pré-tratado utilizado na codisposição.....	156
4.3.4.3.2	Resultados do processo de codisposição com lixiviado pré-tratado.....	158

4.3.4.4	Análise dos resultados da codisposição com lixiviado pré-tratado.....	161
4.3.5	Comparação entre os resultados de desempenho entre o reator UASB I e UASB II no processo de codisposição de lixiviado bruto e pré-tratado.....	163
4.3.6	AME do lodo após o processo de codisposição.....	164
4.4	Ensaio de fitotoxicidade.....	167
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	174
5.1	CONCLUSÃO.....	174
5.1.1	Conclusão dos efeitos do processo de arraste de amônia presente no lixiviado sob diferentes condições operacionais de agitação, temperatura e pH.....	174
5.1.2	Conclusão do processo de codisposição de lixiviado em reatores UASB tratando esgoto sanitário com e sem remoção prévia de amônia.....	175
5.1.3	Conclusão dos ensaios de fitotoxicidade do afluente e efluente dos reatores UASB tratando esgoto sanitário submetidos ao processo de codisposição de lixiviado com e sem remoção prévia de amônia.....	176
5.2	RECOMENDAÇÕES FUTURAS.....	177
	REFERÊNCIAS.....	179
	APÊNDICE 1 – CARACTERIZAÇÃO INDIVIDUAL DOS LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS BRASILEIROS.....	200
	APÊNDICE 2 – AVALIAÇÃO DO ERRO PERCENTUAL DO MÉTODO TITULOMÉTRICO COM ETAPA PRELIMINAR DE DESTILAÇÃO PARA A CARACTERIZAÇÃO DE AMÔNIA.....	201
	APÊNDICE 3 – DIMENSIONAMENTO DE UM TANQUE DE ARRASTE DE AMÔNIA.....	205

1 INTRODUÇÃO

A destinação final dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários é responsável pela produção de um líquido de cor escura e alto poder poluidor denominado lixiviado. Caracterizado por ser uma matriz aquosa de extrema complexidade, o lixiviado de aterro sanitário apresenta, em sua composição, elevados teores de compostos orgânicos e inorgânicos presentes nas formas dissolvida e coloidal (LANGE; AMARAL, 2009). As características físicas, químicas e biológicas do lixiviado dependem de uma série de fatores, tais como o tipo de resíduo depositado no aterro, o grau de decomposição da fração biodegradável, o clima, a estação do ano, a idade do aterro, entre outros. Isto posto, pode-se afirmar que a composição do lixiviado varia consideravelmente de aterro para aterro (MORAVIA, 2007).

De posse de tais constatações, é possível afirmar que a escolha de um processo de tratamento para lixiviados de aterros sanitários deve levar em consideração, prioritariamente, as características do líquido percolado. Sendo assim, os processos de tratamento podem ser físico-químicos ou biológicos, ou ainda uma combinação entre ambos. Dentre os diferentes tipos de tratamento, a codisposição de lixiviado com esgoto sanitário, em estações de tratamento de esgoto (ETE), tem se mostrado como uma alternativa viável para a redução dos custos de operação de aterros sanitários, e, ainda, para a diminuição dos efeitos deletérios do lixiviado em corpos d'água receptores (MARTIINEN *et al.*, 2003).

O tratamento combinado de lixiviado baseia-se na sua compatibilização junto ao afluente de ETEs, devendo resultar em um efluente tratado que atenda às exigências de lançamento em corpos hídricos (CAMPOS, 2014). Desse modo, a prática da codisposição deve levar em consideração uma série de requisitos para sua correta realização, sendo eles: a viabilidade do transporte do lixiviado até a ETE; a capacidade da estação em assimilar o lixiviado; a compatibilidade do processo com as características desse material e a possibilidade do manejo do provável aumento da produção de lodo (MANNARINO *et al.*, 2011).

Sendo assim, uma opção que tem se destacado no Brasil é a codisposição de lixiviado e esgoto sanitário em reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*). Além de serem amplamente utilizados em todo o território nacional, os recursos financeiros necessários para a construção e operação de reatores UASB são tipicamente menos onerosos que aqueles exigidos por sistemas de natureza aeróbia (CHERNICHARO, 2016). Entretanto, cabe destacar que os sistemas

anaeróbios de tratamento podem ser sensíveis a cargas tóxicas de amônia ou outras substâncias tóxicas, além de removerem apenas os poluentes orgânicos e necessitarem ainda de uma segunda etapa de tratamento para a remoção de nutrientes e possíveis compostos recalcitrantes (METCALF & EDDY, 2016).

Diversos estudos encontrados na literatura avaliaram a viabilidade do processo de codisposição em reatores UASB. Tais estudos pautam-se, principalmente, nos impactos da adição de lixiviado em diferentes proporções nos sistemas de tratamento. Os resultados têm demonstrado que ainda existem dúvidas nas relações ótimas a serem empregadas no processo. Isto se deve, principalmente, pela diversidade e complexidade das características encontradas nos lixiviados (ALBUQUERQUE, 2012). Todavia, os estudos têm destacado cada vez mais a relação da baixa eficiência do processo de codisposição com as elevadas concentrações de amônia e outras substâncias tóxicas encontradas no lixiviado. Em vista disso, processos físico-químicos têm sido aplicados à montante de reatores UASB com o intuito de reduzir parte da carga de amônia presente no lixiviado. Dentre os processos físico-químicos existentes, o arraste ou também conhecido como *stripping* tem se destacado devido às significativas taxas de remoção de amônia e também aos custos reduzidos de operação e manutenção desse tipo de sistema (QUEIROZ *et al.*, 2011).

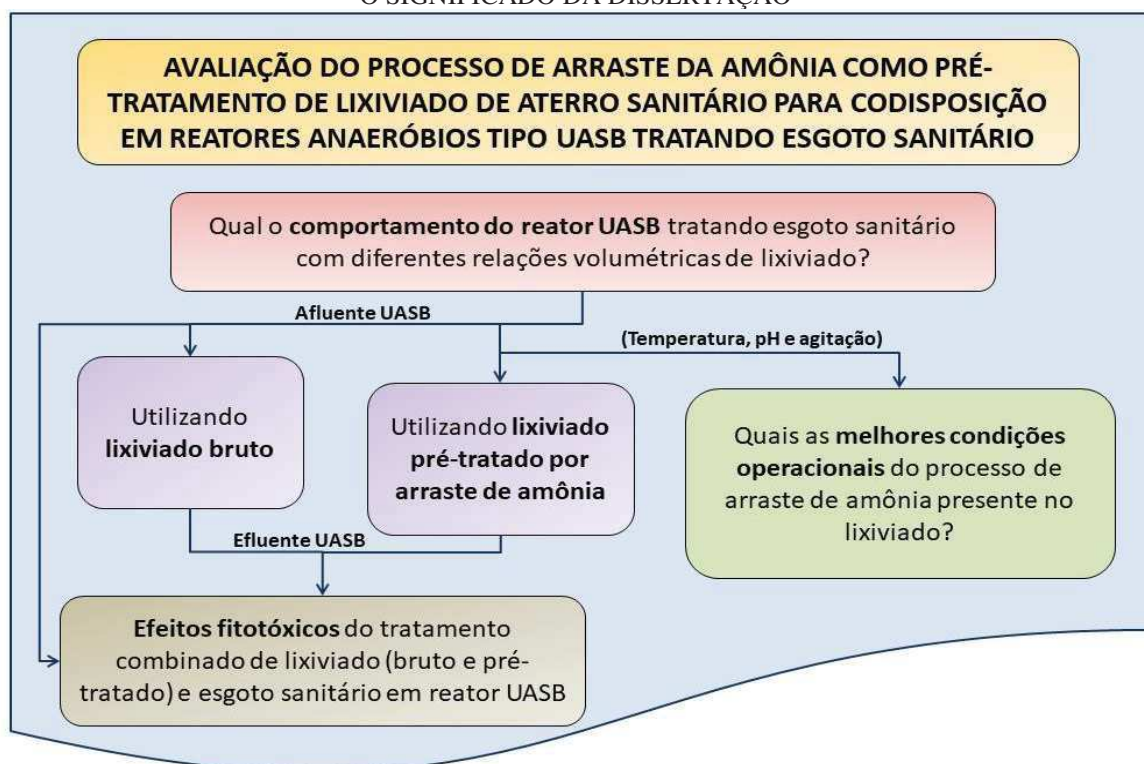
Assim, destaca-se a importância da realização de estudos mais aprofundados sobre o processo de codisposição do lixiviado, previamente tratado por arraste, em reatores UASB tratando esgotos sanitários. A definição de relações ótimas de mistura entre lixiviado e esgoto sanitário, bem como as corretas condições operacionais do processo de arraste, devem ser levantadas e analisadas pela comunidade científica, de modo a garantir que o lixiviado seja disposto em reatores UASB sem prejudicar a eficiência do processo de tratamento do esgoto sanitário.

1.1 SIGNIFICADO DA DISSERTAÇÃO

Para ser efetivamente compreendida como uma prática viável sob o ponto de vista técnico e ambiental, a codisposição de lixiviado em reatores UASB tratando esgoto sanitário deve ser analisada, desde as possíveis etapas de pré-tratamento do lixiviado até os efeitos oriundos do processo de lançamento desses efluentes em corpos d'água. Sendo assim, a proposta principal da presente dissertação pode ser dividida em três aspectos distintos, sendo eles: o levantamento das características do pré-tratamento do lixiviado realizado por meio do processo de arraste de amônia; a análise do desempenho e estabilidade de reatores UASB

tratando esgoto sanitário sujeitos ao processo de codisposição de lixiviado, com e sem remoção prévia de amônia; e a verificação da presença de possíveis substâncias tóxicas no efluente desses sistemas de tratamento por meio do ensaio de fitotoxicidade. Isto posto, a Figura 1 ilustra de forma simples os aspectos que definiram os objetivos e a orientação da presente dissertação.

FIGURA 1 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DOS PRINCIPAIS ASPECTOS RELACIONADOS COM O SIGNIFICADO DA DISSERTAÇÃO



O aspecto relacionado ao entendimento do processo de arraste de amônia tem por finalidade o levantamento das melhores condições operacionais no sistema de arraste. Conforme será destacado na presente dissertação, os parâmetros que mais contribuem para a remoção de amônia são a temperatura, o pH do meio e a agitação imposta.

Já o aspecto da análise do comportamento do reator UASB sujeito ao processo de codisposição, tem como propósito explicar as possíveis mudanças de desempenho e estabilidade do reator, a partir da mistura entre lixiviado e esgoto sanitário. Para tanto, faz-se necessária a comparação dessas mudanças quando codisposto um lixiviado sem prévio tratamento, e quando codisposto um lixiviado previamente tratado pelo processo de arraste de amônia.

Por fim, o aspecto referente à fitotoxicidade tem por intuito destacar se possíveis substâncias tóxicas estão presentes no efluente do processo de codisposição de lixiviado em

reatores UASB. Esse aspecto se faz relevante uma vez que a prática de codisposição tem por objetivo diminuir os efeitos negativos do lixiviado sobre o meio ambiente.

Dentro desse contexto, o presente trabalho fez parte do projeto intitulado “Codisposição de Lixiviado de Aterro Sanitário em Reator Anaeróbio tipo UASB tratando Esgoto Sanitário”, executado no âmbito do convênio 143/2015 do 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).

1.2 OBJETIVO

1.2.1 Objetivo geral

Este trabalho tem por objetivo principal avaliar o processo de arraste de amônia como pré-tratamento de lixiviado de aterro sanitário para codisposição em reatores anaeróbios tipo UASB tratando esgoto sanitário.

1.2.2 Objetivos específicos

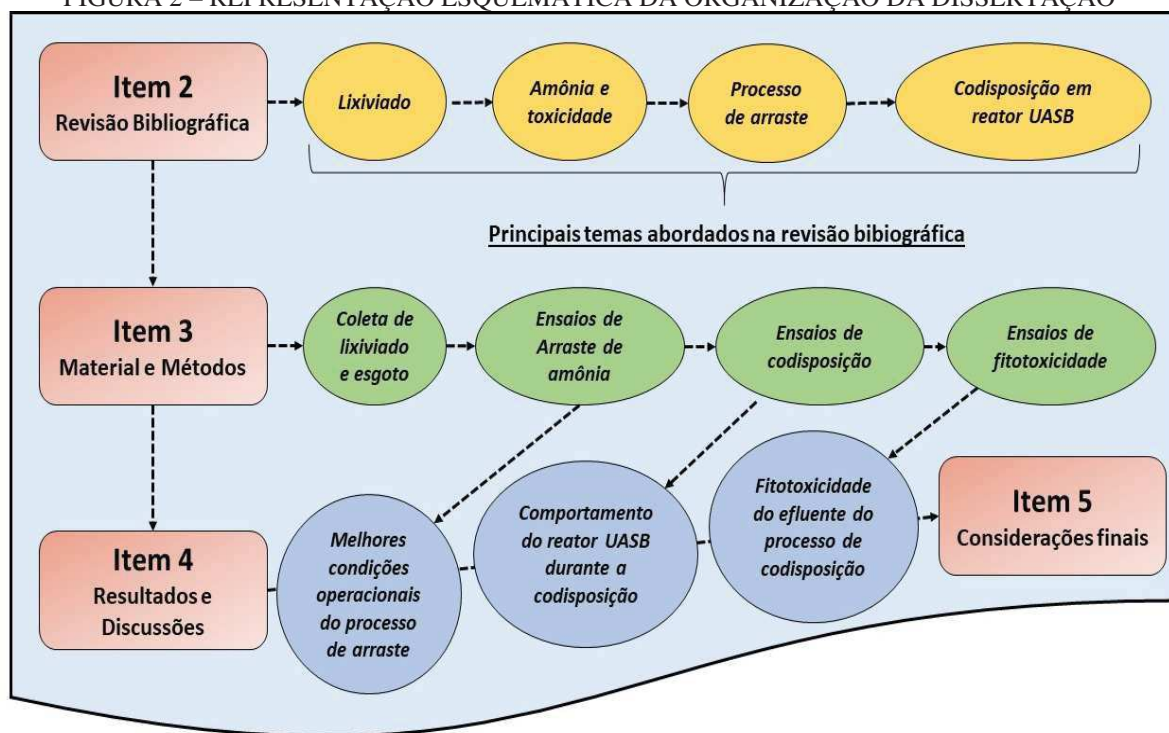
Para atingir o objetivo principal da pesquisa, os seguintes objetivos específicos foram definidos:

- Avaliar os efeitos do processo de arraste de amônia presente no lixiviado sob diferentes condições operacionais de temperatura, pH e agitação;
- Avaliar o processo de codisposição de lixiviado em reatores UASB tratando esgoto sanitário com e sem remoção prévia de amônia;
- Avaliar a fitotoxicidade do afluente e efluente dos reatores UASB utilizados no estudo.

1.3 ORGANIZAÇÃO DA DISSERTAÇÃO

Esta dissertação, com base nos objetivos propostos, é estruturada em 5 itens principais e 3 apêndices. Na Figura 2 é apresentada a organização e interação entre os diferentes itens da dissertação.

FIGURA 2 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DA ORGANIZAÇÃO DA DISSERTAÇÃO



O item 2 apresenta uma revisão bibliográfica que norteia os objetivos da dissertação. Desse modo, são abordados temas relevantes, tais como as características físico-químicas de lixiviados de aterros sanitários, a presença e possível toxicidade da amônia em sistemas de tratamento anaeróbico, o pré-tratamento do lixiviado por meio do processo de arraste de amônia e a codisposição de lixiviado em reatores UASB tratando esgoto sanitário. Destaca-se que a revisão realizada serviu de base para a discussão dos resultados obtidos na dissertação.

O item 3 apresenta os locais de onde foram coletados o lixiviado e o esgoto sanitário utilizados na dissertação, bem como descreve a concepção e desenvolvimento dos ensaios de arraste de amônia, da codisposição de lixiviado em reatores UASB e também dos ensaios de fitotoxicidade. O item 4, por sua vez, apresenta os resultados e discussões dos ensaios descritos anteriormente. Por fim, o item 5 apresenta as considerações finais do trabalho, sugerindo ainda pesquisas futuras à serem realizadas para esclarecer os questionamentos levantados nessa dissertação.

Paralelo aos itens descritos, os apêndices da dissertação apresentam informações relevantes que foram utilizadas durante a sua elaboração. O Apêndice 1 apresenta uma tabela compilada da caracterização individual dos lixiviados de alguns aterros sanitários brasileiros. O Apêndice 2 apresenta a avaliação do erro percentual do método titulométrico com etapa preliminar de destilação para a caracterização de amônia nos ensaios realizados. Por fim, o Apêndice 3 apresenta os critérios de dimensionamento de um tanque de arraste de amônia.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS

Os lixiviados de aterros sanitários podem ser definidos como subprodutos do processo de degradação anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos formados em conjunto com as águas pluviais que infiltram nas células do aterro. Além desses fatores, contribuem também para a produção de lixiviado a umidade natural e a água de constituição presente na matéria orgânica dos resíduos sólidos aterrados (LANGE; AMARAL, 2009). A NBR 8849/1985 dá o nome de chorume ao lixiviado, sendo então caracterizado como um líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, de cor escura, mau cheiro e elevada demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Ainda de acordo com o Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT), as seguintes denominações são atribuídas aos líquidos originados em aterros sanitários: purina, chorume, sumeiro, chumeiro, lixiviado e percolado (IPT/CEMPRE, 2000).

Os vários nomes utilizados para a definição dos líquidos formados em aterros sanitários sofreram ao longo dos anos várias mudanças nos seus significados. O primeiro nome imposto a tais líquidos foi chorume. Posteriormente, esse termo começou a ser utilizado apenas para os líquidos provenientes dos próprios resíduos, tanto como parte da umidade natural quanto da degradação desses (FLECK, 2003). Empregou-se, então, o termo percolado, tendo esse nome surgido devido ao fato da produção de um líquido dentro do aterro que percola através da massa de resíduos sólidos. Tempos mais tarde, o termo percolado acabou entrando em desuso devido à sua fragilidade técnica explicativa. De acordo com Carvalho (2001), a percolação é a simples passagem de um líquido através de um meio poroso, não implicando, necessariamente, no arraste de substâncias em conjunto com a água.

Sendo assim, o termo lixiviado foi então proposto para definir o líquido formado em aterros sanitários. Esse nome originou-se a partir da palavra lixiviação, que corresponde a um fenômeno de solubilização com subsequente passagem de uma substância da fase sólida para a fase líquida (OLIVEIRA; PASQUAL, 2000). Contudo, de acordo com Libânio (2002), o termo lixiviado por si só é pouco esclarecedor, sendo também utilizado em uma grande variedade de situações, como, por exemplo, em processos industriais e nos solos. Por fim, especificou-se então que o termo lixiviado deveria abranger a sua origem, concretizando, dessa maneira, a usual e atual denominação lixiviado de aterro sanitário (SOUTO, 2009).

2.1.1 Geração

O conhecimento da geração de lixiviado de um aterro sanitário é de suma importância para a adoção de estratégias de gestão e procedimentos de tratamento desse líquido. As características dos resíduos depositados, o clima, o método de exploração, o tipo e a qualidade dos sistemas de drenagem e impermeabilização do aterro representam fatores que influenciam e afetam as características quantitativas e qualitativas dos lixiviados (RUSSO; VIERIA, 1999; CATAPRETA, 2008).

De acordo com Andrade (2002), a geração do lixiviado está associada, basicamente, pela água que entra na massa aterrada de resíduos sólidos. Essa água é advinda de fontes externas e também de fontes próprias das células do aterro. As fontes externas que contribuem para a geração de lixiviados estão vinculadas, principalmente, com a água de chuva que penetra no topo da camada aterrada. Em aterros sanitários onde o sistema de impermeabilização não é adequado, pode haver também a entrada de água pela base do aterro, sendo essa fonte relacionada com o nível de lençol d'água subterrâneo. Adicionalmente, em alguns aterros é comum a prática de recirculação de lixiviados, acelerando o processo de decomposição da matéria orgânica e, conseqüentemente, aumentando a geração de líquidos lixiviados. Tratando-se das fontes próprias, pode-se enfatizar que o teor de umidade inicial dos resíduos e o teor de umidade do material de cobertura do aterro, além da água liberada no processo de degradação da massa de resíduos, influenciam diretamente numa maior produção de lixiviados.

Fatores como o regime pluviométrico a que está submetida à região onde se localiza o aterro sanitário e a velocidade de degradação dos resíduos, dificultam uma estimativa precisa da geração de lixiviados. Entretanto, modelos matemáticos vêm sendo desenvolvidos e aprimorados para uma estimativa de produção mais verossímil com a realidade. Isto posto, as estimativas atuais estão sendo pautadas no método racional e no método de balanço hídrico, sendo os modelos mais conhecidos: Método Suíço, HELP (*Hydrologic Evaluation of Landfill Performance*), SWB (*Serial Water Balance Method*), MOBYDEC (*Global Model for Landfill Hydrologic Balance*), UNSAT-H (*Unsaturated Soil Water and Heat Flow Model*) e Modulo (GUYONNET; BOURIN, 1994; GUYONNET *et al.*, 1998; FAYER, 2000; CORTAZAR *et al.*, 2002; CASTILHOS JÚNIOR, 2003; VELÁSQUEZ *et al.*, 2003; BARROS, 2004; CATAPRETA, 2008).

2.1.2 Composição

Caracterizado por ser uma matriz aquosa de extrema complexidade, o lixiviado de aterro sanitário apresenta em sua composição elevados teores de compostos orgânicos e inorgânicos, presentes, principalmente, nas formas dissolvida e coloidal. As características físicas, químicas e biológicas do lixiviado dependem de uma série de fatores, tais como o tipo de resíduo depositado no aterro, o grau de decomposição da fração biodegradável, o clima, a estação do ano, a idade do aterro, entre outros aspectos (LANGE; AMARAL, 2009). Desse modo, pode-se afirmar que a composição do lixiviado varia consideravelmente de aterro para aterro (REINHART; GROSH, 1998). Os principais componentes presentes no lixiviado, e suas origens, estão destacados na Tabela 1.

TABELA 1 – PRINCIPAIS COMPONENTES ENCONTRADOS NO LIXIVIADO DE ATERROS SANITÁRIOS E SUAS POSSÍVEIS ORIGENS

Componentes	Origem
Matéria orgânica	A matéria orgânica presente no lixiviado pode ser tanto de origem natural quanto de origem artificial. A matéria orgânica natural é aquela oriunda de organismos vivos e seus processos biológicos. Carboidratos, lipídios e proteínas são moléculas de origem natural. Já a matéria orgânica artificial é aquela produzida pelo homem e que não é encontrada na natureza, como, por exemplo, o plástico. O elemento carbono é o constituinte mais abundante encontrado na matéria orgânica, representando cerca de 50% de sua massa. Outros elementos como o oxigênio, nitrogênio, fósforo, enxofre e potássio também são encontrados na matéria orgânica.
Compostos recalcitrantes	Os compostos recalcitrantes presentes no lixiviado são geralmente associados com a presença de substâncias húmicas (ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e huminas). Tais substâncias são formadas pela agregação de moléculas resultantes da degradação incompleta de resíduos animais e vegetais. Ainda, podem ser formadas por meio da atividade de síntese dos microrganismos. Geralmente, as substâncias húmicas são constituídas de anéis aromáticos derivados de lignina e nitrogênio de proteínas dos microrganismos. Essas substâncias ainda são caracterizadas por possuírem estruturas moleculares complexas, heterogêneas e de elevada massa molecular, sendo tais fatores responsáveis por conferir cor escura ao lixiviado.
Nitrogênio	O nitrogênio é constituinte das proteínas e sua concentração no lixiviado está diretamente relacionada com o percentual de matéria orgânica presente nos resíduos aterrados. Outras fontes de nitrogênio no lixiviado são: fertilizantes, produtos de limpeza e conservantes de madeira. A maior parte do nitrogênio presente no lixiviado encontra-se na forma orgânica, sendo que a forma amoniacal tende a predominar com o passar do tempo.
Fósforo	Praticamente todo o fósforo encontrado em lixiviados de aterros sanitários encontra-se na forma de ortofosfatos (PO_4^{-3} , HPO_4^{-2} e $\text{H}_2\text{PO}_4^{-}$). Os ortofosfatos são caracterizados por agirem no lixiviado como um tampão alcalino, contribuindo para a alcalinidade parcial. De modo geral, as concentrações de fósforo encontradas em lixiviados de aterros sanitários são baixas, podendo então esse parâmetro ser um limitante para um possível processo de tratamento biológico. As principais fontes de fósforo no lixiviado são: material orgânico, detergentes superfosfatados, fertilizantes, pesticidas e conservantes alimentícios.
Cloreto	Os cloretos são oriundos da dissolução de sais e quase sempre não constituem um problema de toxicidade para os microrganismos envolvidos no processo biológico de degradação. Os íons cloreto podem se combinar com cátions metálicos (Ag^+ , Hg^{2+} , Pb^{2+}) formando complexos estáveis, reduzindo, dessa forma, a concentração desses metais no lixiviado.

TABELA 1 – CONTINUAÇÃO

Enxofre	O elemento enxofre é um constituinte encontrado em compostos orgânicos simples, como, por exemplo, em aminoácidos. Nos lixiviados de aterros sanitários pode-se encontrar o enxofre nas formas de sulfato e sulfeto. O sulfato é formado no aterro na etapa inicial de degradação aeróbia. Já o sulfeto é oriundo da etapa de sulfetogênese do processo anaeróbio de degradação.
Principais íons	Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ e Mg ²⁺ : material orgânico, entulhos de construção, cascas de ovos. Cu ²⁺ e Fe ²⁺ : material eletrônico, latas, tampas de garras. Hg ²⁺ e Mn ²⁺ : pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes. Ni ²⁺ , Cd ²⁺ e Pb ²⁺ : baterias recarregáveis (celular, telefone sem fio, automóveis). Al ³⁺ : latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos, embalagens laminadas. Cl ⁻ , Br ⁻ e Ag ⁺ : tubos de PVC, negativos de filmes e raios-X. As ³⁺ e Cr ³⁺ : embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos.

FONTE: adaptado de SEGATO; SILVA (2000); SILVA (2002); FLECK (2003); RODRIGUES FILHO (2007); CHERNICHARO (2016).

Os aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos recebem comumente uma mistura de resíduos domésticos, comerciais e industriais. Dessa maneira, a composição do lixiviado pode ser caracterizada com quatro grupos de poluentes, sendo eles: material orgânico dissolvido (ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos mais refratários como ácidos húmicos e fúlvicos), macro componentes inorgânicos (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, NH⁴⁺, Fe²⁺, Mn²⁺, Cl⁻, SO₄²⁻, HCO₃⁻), metais pesados (Cd²⁺, Cr³⁺, Cu²⁺, Pb²⁺, Ni²⁺, Zn²⁺) e compostos orgânicos xenobióticos oriundos de resíduos domésticos e químicos presentes em baixas concentrações (fenóis, pesticidas, hidrocarbonetos aromáticos, entre outros) (CHRISTENSEN *et al.*, 1994; KJELDTSEN *et al.*, 2002).

Um dos fatores que mais contribuem para a diversidade da composição do lixiviado é a idade do aterro sanitário. Normalmente, observa-se que as faixas de concentração dos parâmetros relativos aos aterros sanitários novos (lixiviado biodegradável) são mais elevadas do que nos aterros antigos (lixiviado estabilizado), conforme apresentado na Tabela 2.

TABELA 2 – VARIAÇÃO DA COMPOSIÇÃO DO LIXIVIADO PARA DIFERENTES IDADES DE ATERROS SANITÁRIOS NORTE AMERICANOS

Parâmetros	Idade do aterro sanitário (anos)			
	Biodegradável	Intermediário	Estabilizado	
	0 a 5	5 a 10	10 a 15	> 20
DBO (mg.L ⁻¹)	10.000 a 25.000	1.000 a 4.000	50 a 1.000	< 50
DQO (mg.L ⁻¹)	15.000 a 40.000	10.000 a 20.000	1.000 a 5.000	< 1.000
DBO/DQO	> 0,3	0,1 a 0,3	< 0,1	< 0,1
Nitrogênio Kjeldahl (mg.L ⁻¹)	1.000 a 3.000	400 a 600	75 a 300	< 50
Amônia (mg.L ⁻¹)	500 a 1.500	300 a 500	50 a 200	< 30
pH	3 a 6	6 a 7	7 a 7,5	7 a 7,5
Cálcio (mg.L ⁻¹)	2.000 a 4.000	500 a 2.000	300 a 500	< 300
Sódio e Potássio (mg.L ⁻¹)	2.000 a 4.000	500 a 1.500	100 a 500	< 100
Ferro e Magnésio (mg.L ⁻¹)	500 a 1.500	500 a 1.000	100 a 500	< 100
Zinco (mg.L ⁻¹)	100 a 200	50 a 100	10 a 50	< 10
Cloreto (mg.L ⁻¹)	1.000 a 3.000	500 a 2.000	100 a 500	< 100
Sulfato (mg.L ⁻¹)	500 a 2.000	200 a 1.000	50 a 200	< 50
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	100 a 300	10 a 100	-	< 10

FONTE: adaptado de FARQUHAR (1989); EL-FADEL *et al.* (2002); RENO *et al.*, (2008).

As concentrações iniciais de DBO e DQO no lixiviado indicam a elevada presença de compostos orgânicos biodegradáveis nas células do aterro. Com o passar dos anos, nota-se a diminuição acentuada desses parâmetros, fazendo com que o lixiviado apresente elevadas concentrações de compostos recalcitrantes, bem como sais e baixa relação DBO/DQO (ZAMORA, 2005). Sendo sua concentração diretamente relacionada com a quantidade de material orgânico presente no aterro sanitário, a amônia também tende a diminuir ao longo dos anos. Após a fase de formação de ácidos no aterro sanitário, o lixiviado apresenta um aumento constante do pH, influenciando diretamente na concentração de metais presentes no meio líquido. Sendo assim, pode-se evidenciar que as concentrações de metais são mais elevadas no lixiviado da fase ácida do que no lixiviado da fase metanogênica (SOUTO, 2009).

Cabe destacar que os dados apresentados na Tabela 2 dizem respeito a aterros sanitários norte americanos, sendo as suas condições climáticas, socioeconômicas e construtivas diferentes das encontradas no Brasil. Desse modo, Souto e Povinelli (2007) realizaram diversos estudos de caracterização de lixiviados gerados em aterros sanitários brasileiros. Durante a realização dos estudos os autores identificaram que para as condições brasileiras, de clima tropical, a transição entre lixiviado biodegradável para lixiviado estabilizado pode ocorrer dentro de um a dois anos após o início da operação do aterro sanitário. Esse fato pode ser justificado tanto pela decomposição acelerada da matéria orgânica biodegradável, influenciada pelas elevadas temperaturas, quanto pelo uso de sistemas de drenagem como brita ou colchões drenantes (CATAPRETA, 2008). Na Tabela 3 é apresentado o resumo dos resultados obtidos por Souto e Povinelli (2007), servindo de base para a caracterização mais provável do lixiviado de aterros sanitários brasileiros. Para uma melhor abordagem das características intrínsecas aos lixiviados de aterros sanitários brasileiros, buscou-se na literatura dados de caracterizações individuais de aterros espalhados por todo o país, conforme apresentado no Apêndice 1.

TABELA 3 – CARACTERIZAÇÃO CONVENCIONAL DOS LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS BRASILEIROS

Parâmetros	Faixas encontradas	Faixa mais provável
pH	5,7 a 8,6	7,2 a 8,6
Alcalinidade Total (mg.L ⁻¹)	750 a 11.400	750 a 7.100
Dureza (mg.L ⁻¹)	95 a 3.100	95 a 2.100
Condutividade (µS cm ⁻¹)	2.500 a 17.660	2.500 a 2.950
DBO (mg.L ⁻¹)	20 a 30.000	20 a 8.600
DQO (mg.L ⁻¹)	190 a 80.000	190 a 22.300
Óleos e Graxas (mg.L ⁻¹)	10 a 480	10 a 170
Fenóis (mg.L ⁻¹)	0,9 a 9,9	0,9 a 4,0
Nitrogênio Kjeldahl – NTK (mg.L ⁻¹)	80 a 3.100	-
Amônia (mg.L ⁻¹)	0,4 a 3.000	0,4 a 1.800

TABELA 3 – CONTINUAÇÃO

Nitrogênio Orgânico (mg.L ⁻¹)	5 a 1.200	400 a 1.200
Nitrito (mg.L ⁻¹)	0 a 50	0 a 15
Nitrato (mg.L ⁻¹)	0 a 11	0 a 3,5
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	0,1 a 40	0,1 a 15
Sulfeto (mg.L ⁻¹)	0 a 35	0 a 10
Sulfato (mg.L ⁻¹)	0 a 5.400	0 a 1.800
Cloreto (mg.L ⁻¹)	500 a 5.200	500 a 3.000
Sólidos Totais – ST (mg.L ⁻¹)	3.200 a 21.900	3.200 a 14.400
Sólidos Totais Fixos – STF (mg.L ⁻¹)	630 a 20.000	630 a 5.000
Sólidos Totais Voláteis – STV (mg.L ⁻¹)	2.100 a 14.500	2.100 a 8.300
Sólidos Suspensos Totais – SST (mg.L ⁻¹)	5 a 2.800	5 a 700
Sólidos Suspensos Voláteis – SSV (mg.L ⁻¹)	5 a 530	5 a 200
Ferro (mg.L ⁻¹)	0,01 a 260	0,01 a 65
Manganês (mg.L ⁻¹)	0,04 a 2,6	0,04 a 2,0
Cobre (mg.L ⁻¹)	0,005 a 0,6	0,05 a 0,15
Níquel (mg.L ⁻¹)	0,03 a 1,1	0,03 a 0,5
Cromo (mg.L ⁻¹)	0,003 a 0,8	0,003 a 0,5
Cádmio (mg.L ⁻¹)	0 a 0,26	0 a 0,065
Chumbo (mg.L ⁻¹)	0,01 a 2,8	0,01 a 0,5
Zinco (mg.L ⁻¹)	0,01 a 8,0	0,01 a 1,5

FONTE: SOUTO; POVINELLI (2007).

2.1.3 Caracterização

A caracterização realizada no lixiviado de aterros sanitários pode se dar em quatro níveis distintos, sendo eles: identificação individual dos compostos, identificação de classes de compostos e determinação de parâmetros coletivos específicos e não específicos (BARKER; STUCKEY, 1999). Os chamados parâmetros coletivos específicos ou convencionais são métodos de caracterização já padronizados e usualmente encontrados na literatura (pH, DBO, DQO, nitrogênio kjeldahl, amônia total, fósforo, cloretos, alcalinidade, série de sólidos, metais pesados, entre outros). Já os parâmetros coletivos não específicos são métodos de caracterização pouco encontrados na literatura e ainda não padronizados (DQO inerte, ensaio de biodegradabilidade, entre outros) (MORAVIA, 2007).

As determinações de parâmetros coletivos não específicos podem fornecer informações de grande relevância para o entendimento dos fenômenos que ocorrem durante uma etapa de tratamento biológico, permitindo o aperfeiçoamento de tecnologias, a definição de procedimentos operacionais e o aprimoramento de modelos matemáticos (LANGE; AMARAL, 2009).

Partindo do pressuposto que os parâmetros coletivos específicos já estão amplamente consolidados na literatura, no presente trabalho foram então abordados os principais parâmetros coletivos não específicos, como a DQO inerte anaeróbia e a biodegradabilidade anaeróbia. Conforme destacado, para ambos os parâmetros foram realizadas apenas as

revisões dos ensaios anaeróbios, sendo tal medida adotada devido aos objetivos propostos neste trabalho.

2.1.3.1 DQO inerte anaeróbia

A DQO é amplamente utilizada como um parâmetro indireto de medição da concentração de matéria orgânica presente em um meio líquido. A análise de DQO se dá por meio da mensuração da quantidade de oxidante consumido para a degradação da matéria orgânica contida na amostra ensaiada. Nesse sentido, cabe destacar que somente o ensaio de DQO não permite diferenciar a matéria orgânica biodegradável da recalcitrante ou inerte (AMARAL *et al.*, 2006).

Visando um melhor entendimento do potencial máximo de tratabilidade biológica de diferentes efluentes, diversos estudos encontrados na literatura têm destacado a importância da realização do ensaio de DQO inerte (GERMILI *et al.*, 1991; AMARAL *et al.*, 2006; AQUINO *et al.*, 2007; MORAVIA, 2010; BAETTKER *et al.*, 2016). Apresentando-se como uma ferramenta útil e relevante no contexto do estudo de eficiência e adequação de processos de tratamento biológicos, o ensaio de DQO inerte consiste na avaliação, em escala de bancada, do máximo grau de tratabilidade encontrado em uma amostra líquida. Para tanto, tratando-se do ensaio em condições anaeróbias, são utilizados frascos com amostras de branco e amostras do efluente a ser analisado.

Os frascos são alimentados com a mesma DQO inicial, sendo que os frascos de branco recebem soluções de glicose e os demais frascos recebem as amostras a serem avaliadas. Todos os frascos são inoculados com lodo anaeróbio. O monitoramento consiste na mensuração da DQO dissolvida (amostras filtradas com o intuito de evitar possíveis interferências dos sólidos suspensos) em intervalos de tempo regulares, até que este parâmetro seja constante (indicando o encerramento da atividade biológica). Após o fim do monitoramento dos frascos, procede-se ao cálculo da DQO inerte anaeróbia, conforme formulação apresentada nas Equações 1, 2 e 3 (GERMILI *et al.*, 1991).

A DQO residual de uma amostra (DQO_{residual}) é a soma da DQO inerte (DQO_{inerte}) e dos produtos metabólicos residuais solúveis (DQO_{rs}). Por definição, sabe-se que uma solução de glicose não possui DQO inerte. Desta maneira, a DQO inerte da amostra é calculada como a diferença entre a DQO residual da amostra (DQO_{residual}) e a DQO da solução de glicose no final do experimento ($DQO_{\text{residual da glicose}}$), quando a atividade biológica se encerra.

$$DQO_{residual} = DQO_{inerte} + DQO_{rs} \quad (1)$$

$$DQO_{residual\ da\ glicose} = DQO_{rs} \quad (2)$$

$$DQO_{inerte} = DQO_{residual} - DQO_{residual\ da\ glicose} \quad (3)$$

2.1.3.2 Ensaio de biodegradabilidade anaeróbia

Os processos anaeróbios de tratamento tipicamente apresentam maior sensibilidade às mudanças das condições ambientais e operacionais dos reatores, sendo por isso considerados mais instáveis que os processos aeróbios. Uma das alternativas para controlar os problemas intrínsecos aos sistemas anaeróbios é o emprego de uma caracterização mais detalhada do efluente antes, durante e após o tratamento, permitindo o entendimento de todo o processo. Isto posto, o ensaio de biodegradabilidade anaeróbia apresenta grande relevância por fornecer informações práticas sobre a eficiência do sistema de tratamento, sendo empregado para analisar a concentração de poluentes orgânicos que podem ser convertidos a CH₄, bem como avaliar a eficiência e estimar a quantidade de poluentes orgânicos residuais do processo (SPEECE, 1996; BARKER *et al.*, 1999).

O ensaio de biodegradabilidade anaeróbia pode então ser definido como a fração máxima de matéria orgânica que será eliminada durante determinado período de tempo e condições operacionais, em comparação à fração teórica estequiometricamente convertida (FIELD *et al.*, 1988; ROZZI; REMIGI, 2004). De modo geral, o ensaio de biodegradabilidade anaeróbia é baseado no monitoramento da formação de um ou mais produtos implicados no processo biológico de tratamento (produtos gasosos e depleção do substrato). Os métodos baseados no monitoramento de produtos gasosos são caracterizados por empregar simples aparatos experimentais, visando quantificar e qualificar o biogás produzido que se acumulou no meio em função da degradação do substrato avaliado. Como exemplo, pode-se destacar o teste denominado Potencial Bioquímico de CH₄ (BMP – *Biochemical Methane Potential*), ou também conhecido como ensaio volumétrico de produção acumulada de CH₄ (OWEN *et al.*, 1978; MULLER *et al.*, 2004). Já os métodos baseados na depleção do substrato necessitam de análises como, por exemplo, a demanda química de oxigênio (DQO) e o carbono orgânico total (COT), de modo a acompanhar a degradação da matéria orgânica contida na amostra ensaiada.

2.2 AMÔNIA NO LIXIVIADO DE ATERROS SANITÁRIOS

2.2.1 Características gerais

As formas mais comuns e relevantes de nitrogênio no lixiviado de aterros sanitários são a amônia, também chamada de nitrogênio amoniacal, e o nitrogênio orgânico. Outras formas de nitrogênio, como nitrito e nitrato, aparecem em menores concentrações no lixiviado devido ao ambiente anaeróbico das células do aterro sanitário (GIORDANO *et al.*, 2002). Na Tabela 4 são apresentadas algumas formas de nitrogênio e suas respectivas definições.

TABELA 4 – PRINCIPAIS FORMAS DE ESPÉCIES DE NITROGÊNIO

Forma do Nitrogênio	Abreviação	Definição
Amônia Livre	NH ₃	NH ₃ (não ionizada)
Íon Amônio	NH ₄ ⁺	NH ₄ ⁺ (ionizada)
Amônia Total ou Amônia	AT	NH ₃ + NH ₄ ⁺
Nitrito	NO ₂ ⁻	NO ₂ ⁻ (forma oxidada)
Nitrato	NO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻ (forma oxidada)
Nitrogênio Orgânico Total	NOT	NH ₃ + NH ₄ ⁺ + NO ₂ ⁻ + NO ₃ ⁻
Nitrogênio Kjeldahl Total	NTK	Orgânico N + NH ₃ + NH ₄ ⁺
Nitrogênio Orgânico	N Orgânico	NTK - (NH ₃ + NH ₄ ⁺)
Nitrogênio Total	NT	Orgânico N + NH ₃ + NH ₄ ⁺ + NO ₂ ⁻ + NO ₃ ⁻

FONTE: adaptado de METCALF & EDDY (2016).

Grande parte da amônia presente no lixiviado é advinda do processo de degradação da matéria orgânica no aterro sanitário. Os principais compostos orgânicos nitrogenados que servem como fonte de amônia são as proteínas (SOUTO, 2009). Durante a degradação anaeróbia as proteínas sofrem o processo de hidrólise e, então, são transformadas em aminoácidos. Os aminoácidos, por sua vez, passam pelo processo desaminação, sendo então liberado para o meio o grupo amina na forma de amônia ionizada. Parte dessa amônia é então incorporada no crescimento celular dos microrganismos e o seu excesso permanece no meio líquido (PAINTER, 1970; BARNES; BLISS, 1983; FERNANDEZ; ENCINA, 2009).

A amônia pode ser caracterizada por ser uma molécula polar de grande solubilidade em água. Desse modo, em uma solução aquosa como o lixiviado, a amônia pode existir tanto na forma de íon amônio (NH₄⁺) quanto na forma de amônia livre ou gás amônia (NH₃). A predominância de uma dessas formas está relacionada com o pH do meio, conforme apresentado na Figura 3, sendo que em níveis de pH básico há uma maior concentração de NH₃. Já em níveis de pH ácido há uma maior concentração de NH₄⁺ (METCALF & EDDY, 2016). A reação estequiométrica entre NH₄⁺ e NH₃ está descrita nas Equações 4 e 5, apresentadas a seguir:



Aplicando a lei de ação de massas na Equação 5, onde o valor da constante de equilíbrio químico K_a é a resultante da relação dos produtos com os reagentes, pode-se chegar na seguinte reação de equilíbrio químico de ionização da amônia livre (Equação 6):

$$K_a = \frac{[NH_3] \times [H^+]}{[NH_4^+]} \quad (6)$$

O valor do pH no ponto de equilíbrio químico da Equação 6 pode ser determinado por meio do logaritmo inverso da constante de equilíbrio K_a . É comum o emprego do termo pK_a na literatura como sinônimo do valor do pH no ponto de equilíbrio químico. Desse modo, o pK_a pode então ser entendido como o valor de pH onde 50% da concentração de amônia se encontra na forma ionizada (NH_4^+) e 50% se encontra na forma de amônia livre (NH_3). Na Tabela 5 são apresentadas as variações das constantes de ionização da amônia livre, submetidas a diferentes temperaturas, e seus respectivos valores de pK_a .

TABELA 5 – VARIAÇÃO DAS CONSTANTES DE IONIZAÇÃO DA AMÔNIA LIVRE COM A TEMPERATURA

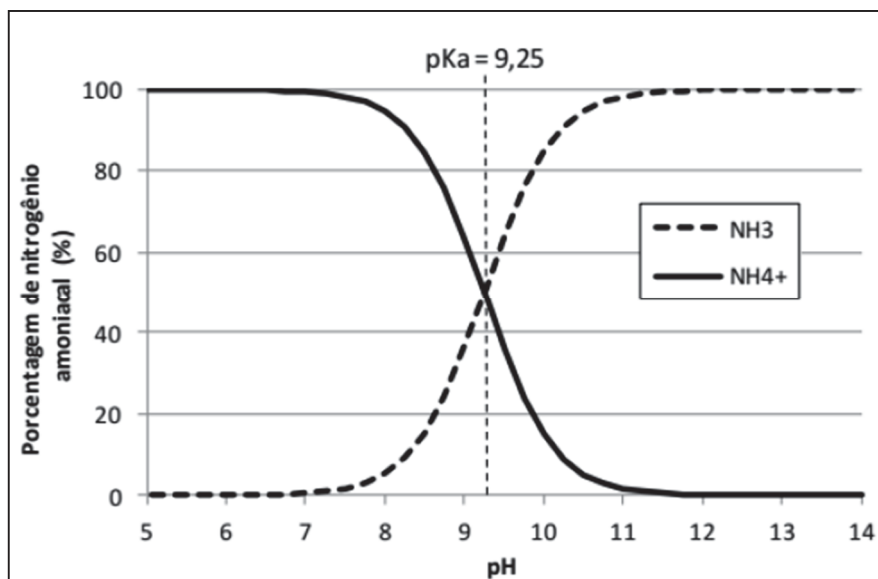
Temperatura (°C)	K_a	pK_a
0	$8,29 \times 10^{-11}$	10,09
10	$1,86 \times 10^{-10}$	9,73
20	$3,97 \times 10^{-10}$	9,40
25	$5,67 \times 10^{-10}$	9,25
35	$1,13 \times 10^{-9}$	8,95
45	$2,14 \times 10^{-9}$	8,67

FONTE: REIS; MENDONÇA (1997); SOUTO (2009).

Adicionalmente, de acordo com Emerson *et al.* (1975), a porcentagem de NH_3 em relação à amônia total no meio líquido pode ser determinada em função do pH e do pK_a (Equação 7).

$$\%NH_3 = \frac{100}{1+10^{pka-pH}} \quad (7)$$

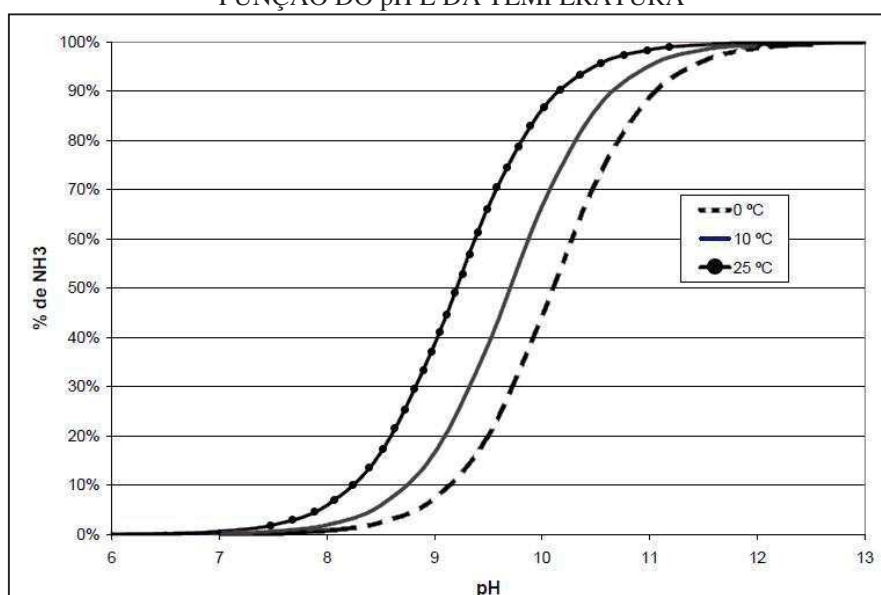
FIGURA 3 – DISTRIBUIÇÃO DA AMÔNIA LIVRE (NH_3) E DO ÍON AMÔNIO (NH_4^+) EM FUNÇÃO DO pH A 25°C



FONTE: METCALF & EDDY (2016).

Para um mesmo valor de pH, a proporção de NH_3 poderá ser maior quanto mais elevada for a temperatura do meio líquido (Figura 4). Supondo uma amostra de lixiviado com concentração de amônia de 1.800 mg.L^{-1} , a 25°C e um pH de 8,3, a concentração de NH_3 será de aproximadamente 180 mg.L^{-1} . Já a mesma amostra em um pH de 7 apresentará uma concentração de NH_3 de 10 mg.L^{-1} . De posse de tais dados pode-se afirmar que a toxicidade do lixiviado está diretamente relacionada com a concentração de amônia presente em sua composição.

FIGURA 4 – PORCENTAGEM DA AMÔNIA LIVRE (NH_3) EM RELAÇÃO À AMÔNIA TOTAL, EM FUNÇÃO DO pH E DA TEMPERATURA



FONTE: METCALF & EDDY (2016).

2.2.2 Efeitos de toxicidade da amônia

O lançamento de lixiviado contendo elevadas concentrações de amônia pode causar efeitos deletérios no corpo receptor, tais como a eutrofização, a diminuição de oxigênio dissolvido e a morte da biota aquática devido à toxicidade do meio. Já em casos onde o lixiviado é encaminhado a processos biológicos anaeróbios de tratamento, por exemplo, pode ocorrer a toxicidade ou a inibição completa dos microrganismos metanogênicos, comprometendo, significativamente, a qualidade do tratamento.

2.2.2.1 Toxicidade em corpos d'água

A toxicidade da amônia em corpos d'água se dá, principalmente, pela sua forma não ionizada (NH_3). Isto se deve pelo fato que o NH_3 é uma molécula neutra, tornando-a capaz de se difundir rapidamente através da membrana plasmática de organismos aquáticos. Já a forma ionizada da amônia (NH_4^+) é carregada positivamente, sendo o seu processo de absorção mais lento ou até mesmo inexistente (HILLABY; RANDALL, 1979; WETZEL, 1993; USEPA, 1999; RANDALL; TSUI, 2002). O NH_3 é aproximadamente 100 vezes mais tóxico que o NH_4 em espécies aquáticas, mesmo em baixas concentrações (SILVA; JARDIM, 2007).

A elevada concentração de NH_3 em corpos d'água pode culminar na morte de diversos organismos da biota. Os sintomas de intoxicação devido ao NH_3 incluem hiperventilação, hiperexcitabilidade, convulsões, perda de equilíbrio, coma e morte. Tais sintomas são decorrentes do efeito da amônia livre no sistema nervoso central, diminuindo os níveis de adenosina trifosfato (ATP), e, conseqüentemente, prejudicando o armazenamento de energia para as atividades vitais básicas das células (TWITCHEN; EDDY, 1994; RUYET *et al.*, 1998; MORAES *et al.*, 2004).

A determinação das concentrações letais de NH_3 para os organismos aquáticos, bem como dos efeitos das intoxicações agudas, são indispensáveis para o estabelecimento de critérios de lançamento de lixiviado em corpos d'água. Desse modo, estudos de toxicidade são realizados com o intuito de se descobrir as concentrações letais e subletais da amônia livre. Efeitos letais consistem na morte do organismo submetido ao ensaio de toxicidade. Já o efeito subletal é entendido como a resposta do organismo sem que haja necessariamente sua morte. Efeitos subletais podem ser observados em alterações no metabolismo, mobilidade e crescimento nos organismos testes (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2008; REIS, 2014).

Ensaio de toxicidade são realizados com base na resposta de organismos aquáticos à exposição de possíveis contaminantes. Diversos são os grupos de organismos utilizados para esses testes, conforme apresentado na Tabela 6. O critério de seleção do organismo a ser utilizado depende de vários fatores, dentre eles: simplicidade do teste, características dos organismos (*habitat*, sensibilidade e ciclo de vida), possível exigência legal e o objetivo do teste (RIZZO, 2011).

TABELA 6 – EXEMPLOS DE ORGANISMOS UTILIZADOS NOS TESTES DE TOXICIDADE

Tipo de organismo	Exemplos (nome científico e nome usual)	
Microrganismos	<i>Pseudomonas fluorescens</i>	Bactéria gram-negativa
	<i>Vibrio fischeri</i>	Bactéria marinha
	<i>Spirillum</i> sp	Bactéria Espirilo
Plantas e Algas	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Algas coloniais
	<i>Dunaliella tertiolecta</i>	Alga de lagos salgados
	<i>Lactuca sativa</i>	Semente de alface
Invertebrados	<i>Daphnia magna</i>	Dáfnia
	<i>Artemia salina</i>	Artêmia
	<i>Paracentrotus lividius</i>	Ouriço do mar
Peixes	<i>Danio rerio</i>	Peixe-zebra
	<i>Astyanax altiparanae</i>	Lambari do rabo amarelo
	<i>Piaractus mesopotamicus</i>	Pacu

FONTE: FOTH (1999); ZAGATTO; BERTOLETTI (2008); REIS (2014).

Estudos realizados por Martinez *et al.* (2006) de toxicidade aguda à amônia com peixes jovens de pacu, curimba e lambari do rabo amarelo, evidenciaram valores de concentração letal média (CL₅₀ – é a concentração de determinada substância que causa um efeito agudo, letalidade ou imobilidade, a 50% dos organismos-teste), durante um período de 24 horas, de 0,66 a 0,85 mgNH₃.L⁻¹. Arthur *et al.* (1987) avaliaram a toxicidade de NH₃ utilizando a truta arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*). Os resultados apontaram valores de CL₅₀ variando de 0,068 a 0,62 mg.L⁻¹, sendo então a truta considerada um dos organismos mais sensíveis à amônia livre. Por outro lado, em estudo realizado por Karasu Benli e Koksall (2005), a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) apresentou valores de CL₅₀, em média, igual a 7,4 mgNH₃.L⁻¹. Desse modo, a tilápia se mostrou umas das espécies mais tolerantes à amônia livre.

Rodrigues (2007) avaliou a toxicidade do lixiviado bruto do aterro da Cachimba, localizado em Curitiba-PR, com concentração de NH₃, em média, igual a 800 mg.L⁻¹. Os organismos utilizados nos ensaios foram a *Daphnia magna* e *Scenedesmus subspicatus*. Os resultados indicaram um fator de toxicidade (FT) para a *Daphnia magna* igual a 32 e para a *Scenedesmus subspicatus* o FT encontrado foi de 64. Estes fatores destacam que com uma diluição do lixiviado bruto, em 32 vezes para a Dáfnia e 64 vezes para a alga, não haverá, então, a morte ou inibição do crescimento dos organismos ensaiados.

Além dos métodos já consagrados de ensaios de toxicidade em microcrustáceos, como a *Daphnia magna*, ou em peixes, como o *Danio rerio*, têm sido cada vez mais utilizados os chamados ensaios de fitotoxicidade. Por razões éticas e também de simplicidade de análise, os ensaios de fitotoxicidade utilizam vegetais superiores como organismos-teste, tais como: pepino, agrião, alface e soja (LABRE *et al.*, 2008). Os vegetais superiores são sensíveis a substâncias tóxicas, como, por exemplo, o NH_3 , e podem então ser utilizados como bioindicadores. De modo geral, a fitotoxicidade pode ser determinada pela germinação das sementes, alongamento da raiz e crescimento da muda (VIEIRA, 2009).

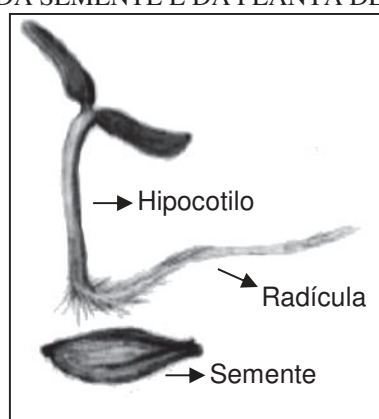
Dentre os vegetais mais empregados no ensaio de fitotoxicidade, destaca-se o emprego da semente de alface (*Lactuca sativa*) como organismo-teste de aplicação versátil, apresentando sensibilidade a uma diversidade de substâncias tóxicas. Embora não sendo um organismo representativo de um ecossistema aquático, a sua análise para efluentes sanitários e lixiviados de aterros sanitários proporciona informações relevantes, principalmente no que diz respeito sobre possíveis substâncias tóxicas presentes nas comunidades vegetais próximas de corpos d'água contaminados (SOBRERO; RONCO, 2004). A análise de fitotoxicidade com a *Lactuca sativa* é recomendada para bioensaios pela U.S. Environmental Protection Agency (EPA, 2014), a Food and Drug Administration (FDA, 2008) e pela Organization for Economic Cooperation and Development (OECD, 2003).

O ensaio de fitotoxicidade com a *Lactuca sativa* é uma prova estática de toxicidade aguda (120 horas de exposição) em que se podem avaliar os efeitos tóxicos de efluentes sanitários e lixiviados de aterros sanitários. Tal ensaio consiste basicamente no acompanhamento da germinação da semente e no alongamento da radícula e do hipocotilo (Figura 4). Uma das grandes vantagens desse ensaio é a possibilidade da avaliação de concentrações baixas de substâncias tóxicas. Isto se deve, principalmente, pela observação da inibição do alongamento da radícula ou do hipocotilo, sendo estes constituintes da planta de alface muito sensíveis a efeitos tóxicos (DUTKA, 1989; SOBRERO; RONCO, 2004).

Almeida *et al.* (2017) realizaram estudos de fitotoxicidade do lixiviado em sementes de *Lactuca sativa*. Para tanto, os autores avaliaram a CL_{50} de um lixiviado bruto (concentração de amônia total de 2.924 mg.L^{-1}) e de um lixiviado submetido ao processo de adsorção (concentração de amônia total após processo de adsorção igual a 2.621 mg.L^{-1}). Os resultados destacaram uma CL_{50} do lixiviado bruto até diluições de 6%, sendo que para o lixiviado pré-tratado a CL_{50} encontrada foi de 12% de diluição. Desse modo, os autores constataram que a toxicidade do lixiviado está diretamente relacionada com a concentração de amônia presente no meio.

Independente do tipo de organismo a ser utilizado, a análise de toxicidade é um parâmetro relevante no monitoramento ambiental de lixiviados de aterros sanitários. As análises físico-químicas tradicionais são limitadas e fornecem somente a natureza do poluente, não considerando muitas vezes os seus efeitos biológicos e tóxicos. Sendo assim, a avaliação da toxicidade em organismos-teste deve ser realizada por meio de ensaios simples, práticos, sensíveis e de bom custo-benefício, podendo, conseqüentemente, auxiliar a incorporação deste parâmetro nas exigências da legislação vigente (PARVEZ *et al.*, 2006).

FIGURA 4 – MORFOLOGIA DA SEMENTE E DA PLANTA DE ALFACE (*LACTUCA SATIVA*)



FONTE: SOBRERO; RONCO (2004).

2.2.2.2 Toxicidade em processos anaeróbios de tratamento

O tratamento de lixiviados de aterros sanitários por processos biológicos anaeróbios tem demonstrado baixas eficiências de remoção de material orgânico. Isto se deve, geralmente, pela elevada concentração de amônia, tanto na forma ionizada quanto na forma livre, presente no lixiviado (ZHANG *et al.*, 2011). Pequenas concentrações de amônia até são benéficas aos sistemas anaeróbios de tratamento, sendo utilizadas como fonte de nitrogênio e funcionando como tampão para as mudanças de pH (LIU; SUNG, 2002; METCALF & EDDY, 2016).

Entretanto, elevadas concentrações de amônia podem causar severos distúrbios no processo anaeróbio de tratamento, diminuindo, consideravelmente, a atividade biológica dos microrganismos envolvidos. De acordo com vários trabalhos encontrados na literatura, concentrações de amônia total acima de 1.800 mg.L⁻¹ podem diminuir em até 50% a produção de CH₄ em reatores anaeróbios (ALBERTSON, 1961; MELBINGER; DONNELLON, 1971; KROEKER *et al.*, 1979; KOSTER; LETTINGA, 1988; BHATTACHARYA; PARKIN, 1989; HENDRIKSEN; AHRING, 1991; BORJA *et al.*, 1996; GUERRERO *et al.*, 1997; KRYLOVA *et al.*, 1997; VARALDO *et al.*, 1997; CHAMY *et al.*, 1998; GALLERT *et al.*,

1998; HANSEN *et al.*, 1998; BUJOCZEK *et al.*, 2000; SUNG; LIU, 2003; CHEN *et al.*, 2007).

Estudos realizados por McCarty (1964) demonstraram que concentrações de NH_3 superiores a 30 mg.L^{-1} possuem efeito inibidor sobre às *arqueas* metanogênicas, já concentrações acima de 150 mg.L^{-1} são consideradas extremamente tóxicas a tais microrganismos. Na forma de NH_4^+ a concentração tóxica é da ordem de 3.000 mg.L^{-1} . Na Tabela 7 são apresentados os efeitos das concentrações de amônia total nos processos anaeróbios.

TABELA 7 – EFEITOS DA AMÔNIA TOTAL SOBRE OS PROCESSOS ANAERÓBIOS

Concentração da amônia (mg.L^{-1})	Efeito
50 a 200	Benéfico para microrganismos anaeróbios
200 a 1.000	Não tem efeito adverso
1.500 a 3.000	Inibidor para pH entre 7,4 e 7,6
Acima de 3.000	Completa inibição e tóxico para qualquer pH

FONTE: adaptado de McCARTY (1964); HOBSON; SHAW (1976); ANGELIDAKI; AHRING (1993); SUNG; LIU (2003); PROCHÁZKA *et al.* (2012); CHERNICHARO (2016).

Destaca-se que as concentrações limites de inibição e toxicidade da amônia podem variar consideravelmente dependendo das condições operacionais do processo anaeróbio. Parâmetros como pH e temperatura conseguem fazer com que tais concentrações aumentem ou diminuam. Além disso, a utilização de um inóculo aclimatado influencia diretamente no grau de inibição dos microrganismos anaeróbios (SUNG; LIU, 2003). Na Tabela 8 são apresentados diversos estudos de sistemas anaeróbios submetidos a diferentes concentrações de amônia.

Kayhanian (1994) realizou pesquisas de degradação biológica do lixiviado em digestores anaeróbios aclimatados e obteve concentrações limites de inibição de amônia total, com pH igual a 7,0 e temperatura de 55°C , próximas de 2.500 mg.L^{-1} , sendo esse valor bem próximo daquele sugerido por Procházka *et al.* (2012).

Estudos realizados por Varaldo *et al.* (1997) em um reator anaeróbio por batelada, tratando lixiviado de aterro sanitário, apresentou uma concentração de inibição do processo metanogênico de 2.800 mg.L^{-1} para a amônia total. O inóculo utilizado no experimento não havia sido previamente aclimatado. Cuetos *et al.* (2008) investigaram a toxicidade da amônia em reatores anaeróbios com agitação. O inóculo utilizado no sistema foi previamente aclimatado. As concentrações limites de inibição do processo anaeróbio para a amônia total e para o NH_3 , foram, respectivamente, iguais a 4.100 mg.L^{-1} e 337 mg.L^{-1} .

Calli *et al.* (2005) estudou a toxicidade de amônia total e NH_3 em reatores UASB tratando esgoto sintético. O lodo utilizado como inóculo no reator já tinha sido previamente

aclimatado com elevadas concentrações de amônia. Com uma temperatura média igual 35°C e um pH de 7,7, o processo de tratamento em questão apresentou uma concentração limite de inibição dos microrganismos metanogênicos de 800 mg.L⁻¹ para a NH₃ e 6.000 mg.L⁻¹ para a amônia total.

De acordo com Angenent *et al.* (2002) os sistemas anaeróbios que tratam efluentes sanitários com baixa presença de amônia podem ser adaptados com sucesso a maiores concentrações dessa substância. O aumento gradual da amônia no meio amplia os mecanismos de adaptação das células dos microrganismos envolvidos, principalmente, os das *arqueas* metanogênicas, sendo estas as mais sensíveis entre as populações microbianas (ANGELIDAKI; AHRING, 1993; CALLI *et al.*, 2005). Uma das grandes dúvidas recorrentes do processo de adaptação dos microrganismos à amônia diz respeito se o mesmo é consequência da transição metabólica da população microbiana já existente ou do crescimento de novas culturas adaptadas às diferentes concentrações dessa substância. De qualquer forma, é necessário um tempo apropriado para a aclimação das culturas, sendo que tal período de adaptação pode aumentar com os níveis de amônia. A adaptação adequada dos microrganismos pode levar dois meses ou até mais (RAJAGOPAL *et al.*, 2013).

Além das questões de aclimação, outras medidas para mitigar os problemas da inibição do processo anaeróbio devido à amônia são o controle do pH e de temperatura. A instabilidade nos sistemas anaeróbios ocorre em maiores valores de pH e provoca uma taxa de conversão rápida de NH₄⁺ em NH₃. A quantidade crescente de NH₃ no meio inibe os microrganismos metanogênicos e resulta na acumulação de ácidos voláteis, o que leva à diminuição do pH e, conseqüentemente, a diminuição da concentração de NH₃. A interação entre NH₃, ácidos voláteis e pH pode levar ao chamado estado estacionário inibido, sendo esse caracterizado por ser uma condição em que o processo está funcionando de forma estável, porém, com um menor rendimento de produção de CH₄ (ANGELIDAKI; AHRING, 1993). Desse modo, o controle adequado do pH durante o processo anaeróbio pode reduzir a toxicidade de NH₃ dos microrganismos (FERNANDES *et al.*, 2012).

Conforme já destacado, a temperatura pode influenciar diretamente na concentração de NH₃ no meio líquido. O aumento da temperatura geralmente acelera a taxa metabólica dos microrganismos, mas também ocasiona uma maior concentração de NH₃. Entretanto, estudos reportados na literatura identificaram que durante o processo anaeróbio de tratamento na faixa termófila (entre 45 a 70°C) os microrganismos se mostraram mais resistentes às elevadas concentrações de NH₃ do que na faixa mesófila (20 a 40°C) (GALLERT; WINTER, 1997; HEJNFELT; ANGELIDAKI, 2009; RAJAGOPAL *et al.*, 2013).

TABELA 8 – RESUMO DOS TRABALHOS RELACIONADOS COM A INIBIÇÃO DOS PROCESSOS ANAERÓBIOS DEVIDO À AMÔNIA

Tipo de substrato	Tipo de reator anaeróbio	Inóculo aclimatado	Temperatura (°C)	pH	Limite para a inibição (mg.L ⁻¹)		Referências
					Amônia total	NH ₃	
Lodo de esgoto	Reator por batelada	SIM	30	7,2	> 5.000	-	VELSEN (1979)
Esterco de suíno	Reator por batelada	SIM	30	7,2	> 3.075	-	VELSEN (1979)
Esterco de gado	CFR ^a	NÃO	55	7,9	> 4.000	900	ANGELIDAKI; AHRING (1993)
Esterco de gado	CSTR ^b	SIM	40 a 64	7,4	-	> 700	ANGELIDAKI; AHRING (1994)
Lixiviado de aterro sanitário	Digestor	SIM	55	7,0	2.500	-	KAYHANIAN (1994)
Esterco de gado	UASB	SIM	55	7,9	7.000	995	BORJA <i>et al.</i> (1996)
Lixiviado de aterro sanitário	Reator por batelada	NÃO	39	8,0	2.800	-	VARALDO <i>et al.</i> (1997)
Esterco de suíno	CSTR ^b	SIM	37 a 60	8,0	-	1.100	HANSEN <i>et al.</i> (1998)
Solução sintética de leite	CSTR ^b	SIM	55	6,4	5.800	53	SUNG; LIU (2003)
Esterco de suíno	ASBR ^c	SIM	10	7,9	4.400	62	MASSÉ <i>et al.</i> (2003)
Esgoto sintético	UASB	SIM	35	7,7	6.000	800	CALLI <i>et al.</i> (2005)
Esterco de gado + biomassa digerida	CSTR ^b	NÃO	55	7,6	> 10.000	1.200	NIELSEN; ANGELIDAKI (2008)
Esterco de suíno	CSTR ^b	SIM	55	7,6	11.000	1.450	NAKAKUBO <i>et al.</i> (2008)
Lixiviado de aterro sanitário	CSTR ^b	SIM	34	7,5	4.100	337	CUETOS <i>et al.</i> (2008)
Esterco de frango	Reator por batelada	SIM	37	7,3	> 8.000	-	ABOUELENIEN <i>et al.</i> (2009)
Esterco de suíno	Reator por batelada	NÃO	35	8,0	800	435	FERNANDEZ; ENCINA (2009)
Lixiviado de aterro sanitário	Reator por batelada	NÃO	35	-	-	215	EL HADJ <i>et al.</i> (2009)
Lodo de esgoto	Reator por batelada	SIM	35	8,0	3.000	400	DUAN <i>et al.</i> (2012)

^aCFR - *Continuously fed reactor* (reator de alimentação contínua)

^bCSTR - *Continuous stirred tank reactor* (reator de agitação contínua)

^cASBR - *Anaerobic sequencing batch reactor* (reator anaeróbio sequencial por batelada)

Os estudos aqui reportados de valores limites de inibição da etapa metanogênica, devido à presença de amônia, são de suma relevância para o entendimento da utilização de processos de pré-tratamento em lixiviados de aterros sanitários. Processos como o arraste de amônia, que será discutido no item seguinte, têm como objetivo realizar o arraste do NH_3 do meio líquido para a atmosfera, diminuindo, assim, eventuais problemas de inibição nas etapas biológicas de tratamento do lixiviado.

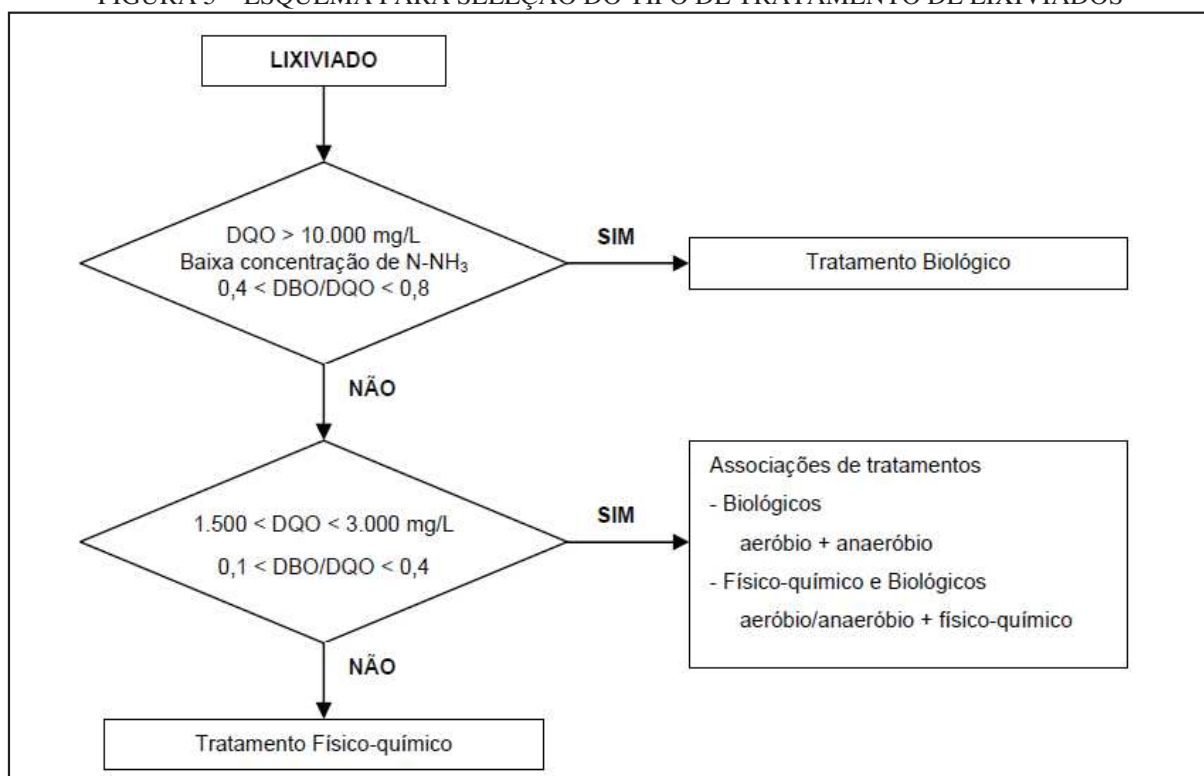
2.3 TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS

A partir das informações até aqui destacadas, pode-se destacar que o lixiviado possui um elevado potencial poluidor de águas subterrâneas e superficiais. Conforme já mencionado, os principais efeitos danosos do lixiviado lançado em corpos hídricos estão associados à diminuição da concentração de oxigênio dissolvido, à toxicidade causada pela amônia e à eutrofização oriunda da elevada concentração de nitrogênio (KJELDSEN *et al.*, 2002; FLECK, 2003; SÁ, 2008). Sendo assim, o tratamento do lixiviado é uma medida de proteção ambiental, de manutenção da estabilidade do aterro sanitário e também uma forma de garantir a qualidade de vida para a população (MORAVIA, 2007).

O tratamento do lixiviado, sob o ponto de vista técnico, pode se dar por meio de processos físico-químicos ou biológicos, ou ainda uma de combinação de ambos (QUEIROZ *et al.*, 2011). Processos mais modernos como ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa, têm sido amplamente utilizados em países da Europa (MORAIS, 2005). Na Figura 5 é apresentada uma sugestão do critério de seleção do tipo de tratamento do lixiviado. Tal critério é baseado tipicamente na relação DBO/DQO e na concentração de amônia presente no meio.

Os processos biológicos são tipicamente utilizados para tratar um lixiviado com alta relação DBO/DQO. Ainda que apresentando baixos custos de implantação e operação, os processos biológicos carecem de melhorias no que diz respeito à remoção de amônia, metais pesados e compostos recalcitrantes (AMARAL *et al.*, 2008). Tratando-se dos processos físico-químicos, estes têm sido empregados para o tratamento de um lixiviado mais estabilizado e com baixos índices de biodegradabilidade (MARTTINEN *et al.*, 2002). Na Tabela 9 são apresentados os principais processos de tratamento utilizados para diferentes tipos de lixiviado, bem como, suas respectivas eficiências de remoção de matéria orgânica, nitrogênio e sólidos suspensos.

FIGURA 5 – ESQUEMA PARA SELEÇÃO DO TIPO DE TRATAMENTO DE LIXIVIADOS



FONTE: adaptado de FORGIE (1988); KURNIAWAN *et al.* (2006); MORAVIA (2007).

Diante de um cenário diversificado de tecnologias, o tratamento do lixiviado no Brasil é realizado, em sua grande maioria, em lagoas de estabilização. Esta tecnologia de tratamento apresenta geralmente um efluente com características inapropriadas para o lançamento em corpos hídricos (SANTOS, 2010). As dificuldades encontradas por diversos engenheiros e pesquisadores, para o estabelecimento de uma tecnologia de tratamento do lixiviado, talvez se deva ao fato de ser uma problemática relativamente nova para a engenharia sanitária no Brasil. Somente na década de 70 que os aterros sanitários começaram a realizar o processo de impermeabilização da base. Antes disso, o lixiviado transpassava por toda a base do aterro, contaminando o solo, as águas subterrâneas e superficiais (FLECK, 2003; POVINELLI; SOBRINHO, 2009).

Objetivando uma melhora no cenário de tratamento de lixiviado no Brasil, diversos estudos têm sido realizados empregando processos físico-químicos à montante de sistemas biológicos de tratamento (QUEIROZ *et al.*, 2011). Desse modo, os processos físico-químicos são caracterizados como um pré-tratamento, tendo como objetivos a redução de parte da matéria orgânica e de potenciais compostos recalcitrantes e/ou tóxicos aos processos biológicos instalados à jusante.

TABELA 9 – PROCESSOS DE TRATAMENTO DO LIXIVIADO

Processo	Característica do lixiviado			Remoção média (%)					Resíduo final
	Biodegradável	Intermediário	Estabilizado	DBO	DQO	NTK	SST	Turbidez	
Transferência do lixiviado									
Codisposição com esgoto	Boa	Razoável	Baixa	Depende da planta de tratamento					Excesso de biomassa
Recirculação	Boa	Razoável	Baixa	>90	60-80	-	-	-	-
Lagoa aerada	Boa	Razoável	Baixa	80	40-95	>80	35	30-40	Lodo
Físico-químico									
Coagulação/floculação	Baixa	Razoável	Razoável	-	40-60	<30	>80	>80	Lodo
Precipitação química	Baixa	Razoável	Baixa	-	<30	<30	35	>80	Lodo
Adsorção	Baixa	Razoável		>80	70-90	-	-	50-70	-
Oxidação	Baixa	Razoável	Razoável	-	30-90	-	-	>80	Ozônio
Arraste de amônia	Baixa	Razoável	Razoável	-	<30	>80	-	30-40	Mistura ar-amônia
Ultrafiltração	Razoável	-	-	-	50	70	>99	>99	Concentrado
Nanofiltração	Boa	Boa	Boa	80	60-80	70	>99	>99	Concentrado
Osmose reversa	Boa	Boa	Boa	>90	>90	>90	>99	>99	Concentrado
Biológico									
Aeróbio	Boa	Razoável	Baixa	>80	60-90	>80	70	-	Excesso de biomassa
Anaeróbio	Boa	Razoável	Baixa	>80	60-80	>80	70	-	Biomassa
Bio-reator por membrana	Boa	Razoável	Razoável	>80	>85	>80	>99	40-60	Excesso de biomassa

FONTE: adaptado de RENO *et al.* (2008).

Dentre os processos físico-químicos destacados na Tabela 9, o arraste de amônia tem apresentado os menores custos de instalação e operação. Adicionalmente, esse processo possui elevada eficiência de remoção de NH₃, permitindo, dessa maneira, o possível tratamento biológico do lixiviado (SANTOS, 2010).

Outra técnica muito utilizada no Brasil e no mundo é o tratamento combinado de lixiviado com esgoto sanitário. Essa técnica já foi considerada como uma das principais soluções envolvendo o tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Isto se devia, principalmente, pela fácil manutenção e dos baixos custos operacionais. Entretanto, muitos pesquisadores começaram a questionar tal prática devido à presença de metais pesados e compostos orgânicos inibitórios presentes no lixiviado bruto, podendo reduzir as eficiências do tratamento e aumentar as cargas efluentes na ETE (RENO *et al.*, 2008).

Visando um maior aprofundamento das questões envolvendo os objetivos propostos no presente trabalho, foram revisados, então, com maior nível de detalhamento, os processos de arraste de amônia e de codisposição de lixiviado com esgoto sanitário.

2.3.1 Arraste de amônia

2.3.1.1 Conceito do processo

O processo de arraste consiste na remoção da fase gasosa de um meio líquido de modo que os efeitos de arraste e difusividade molecular promovam a passagem do gás para a atmosfera. De modo geral, o processo de arraste se dá devido à elevação da superfície total de contato da fase líquida com o meio atmosférico circundante (FLECK, 2003). Também chamado de processo de dessorção, o arraste é amplamente utilizado nas indústrias químicas, petroquímicas, de alimentos e em sistemas de controle de poluição ambiental (LANGE; AMARAL, 2009).

De acordo Metcalf & Eddy (2016) o processo de arraste pode ser caracterizado como um método físico de transferência de massa, onde um gás volátil pode ser facilmente desprendido de um líquido para a atmosfera. Isto posto, esse processo pode se dar por meio do emprego de difusores de ar ou outros mecanismos de aeração e agitação. Silva (2002) enfatiza que os fatores responsáveis pela eficiência de remoção de compostos voláteis no processo de arraste envolvem a área de contato gás-líquido, o emprego de mecanismos de arraste, a solubilidade da substância a ser removida na fase gasosa, a difusividade da substância no ar e no líquido, o pH, a temperatura ambiente de operação, a profundidade e a pressão tanto do meio líquido quanto da atmosfera acima do líquido. Na Figura 6 são apresentados os principais fatores inerentes ao processo de arraste ou volatilização de NH_3 de um meio líquido para a atmosfera.

A solubilidade de um gás em um líquido é regida pela Lei de Henry (Equação 8), na qual a solubilidade de um gás está diretamente relacionada à pressão parcial que o gás exerce sobre o líquido.

$$C_s = K_H \times p \quad (8)$$

Em que:

C_s : concentração de saturação (g.m^{-3});

P : pressão parcial do gás (Pa);

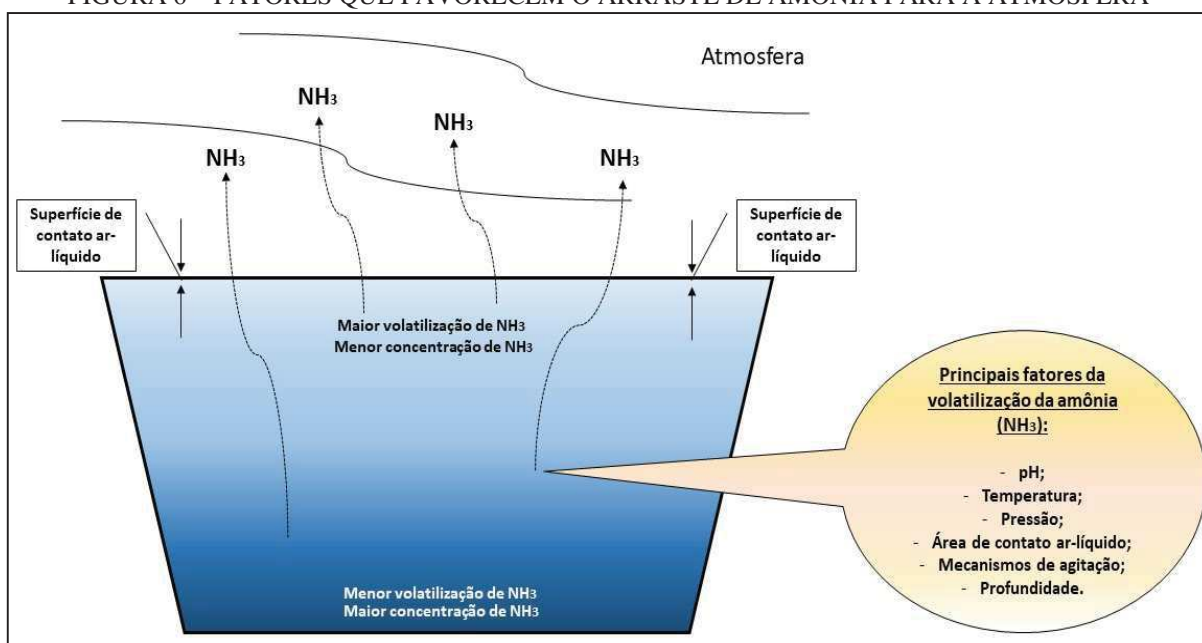
K_H : constante de Henry. A constante da Lei de Henry para NH_3 é calculada em função da temperatura a partir da Equação 9 (DASGUPTA; DONG, 1986).

$$K_H = 56e^{[4.092 \times (\frac{1}{T} - \frac{1}{298,15})]} \quad (9)$$

Em que:

T : temperatura do meio ($^{\circ}\text{C}$).

FIGURA 6 – FATORES QUE FAVORECEM O ARRASTE DE AMÔNIA PARA A ATMOSFERA



Fonte: O autor (2018).

A transferência de NH_3 da fase líquida para a fase gasosa pode ser modelada matematicamente por meio do emprego da primeira lei de Fick (Equação 10), na qual postula que uma substância tende a difundir-se de um meio mais concentrado para um menos concentrado (PÖPEL, 1979).

$$\frac{dM}{dt} = -D \times A \times \frac{\partial c}{\partial x} \quad (10)$$

Em que:

$\frac{dM}{dt}$: gradiente de transferência de massa ($\text{g}\cdot\text{s}^{-1}$);

D: coeficiente de difusão molecular ($\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$);

A: área da interface gás-líquido (m^2);

x: distância até a área interfacial A (m);

$\frac{\partial c}{\partial x}$: gradiente de concentração ($\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{m}^{-1}$).

Considerando ainda que a concentração de NH_3 na atmosfera é basicamente igual a zero, a taxa de transferência desse gás para atmosfera pode ser descrita conforme a Equação 11 (ZIMMO *et al.*, 2003).

$$rd\text{NH}_3 = k_l \times [\text{NH}_3] \quad (11)$$

Em que:

$rd\text{NH}_3$: razão de dessorção de NH_3 da fase líquida ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$);

$[\text{NH}_3]$: concentração de NH_3 na fase líquida ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$);

k_l : coeficiente de transferência de massa (d^{-1}).

O valor do coeficiente de transferência de massa k_l pode ser calculado segundo Stratton (1969), que determinou tal coeficiente em função da profundidade, temperatura e pressão do meio líquido (Equação 12).

$$k_l = \frac{0,0566}{d} e^{[0,13 \times (T-20)]} \quad (12)$$

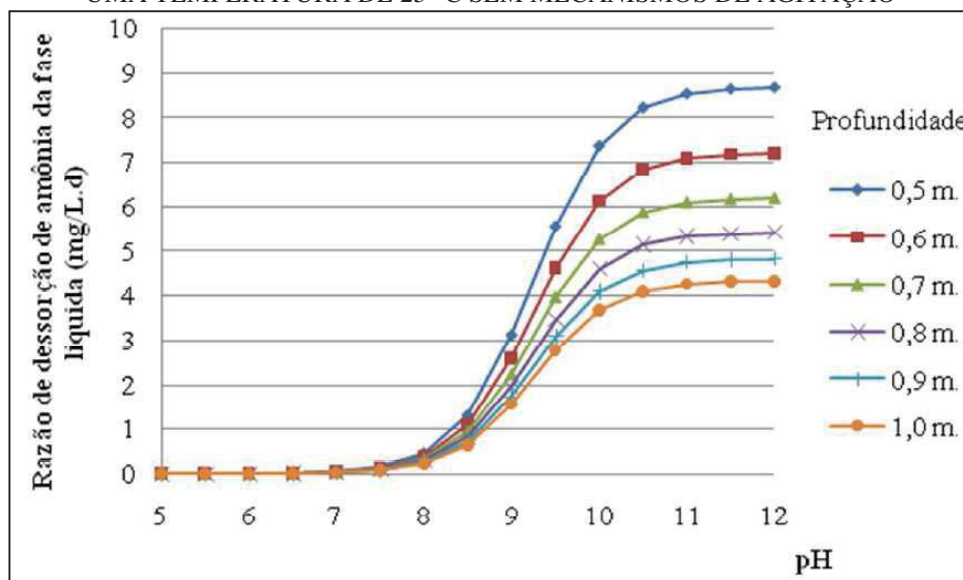
Em que:

d : profundidade do líquido (m);

T : temperatura do meio ($^{\circ}\text{C}$).

A aplicação da Equação 12 para diversos valores de pH e profundidades em uma temperatura do líquido de 25°C é apresentada na Figura 7.

FIGURA 7 – TAXA DE DESSORÇÃO DE AMÔNIA EM FUNÇÃO DO pH E PROFUNDIDADE PARA UMA TEMPERATURA DE 25 °C SEM MECANISMOS DE AGITAÇÃO



FONTE: ASSUNÇÃO (2009).

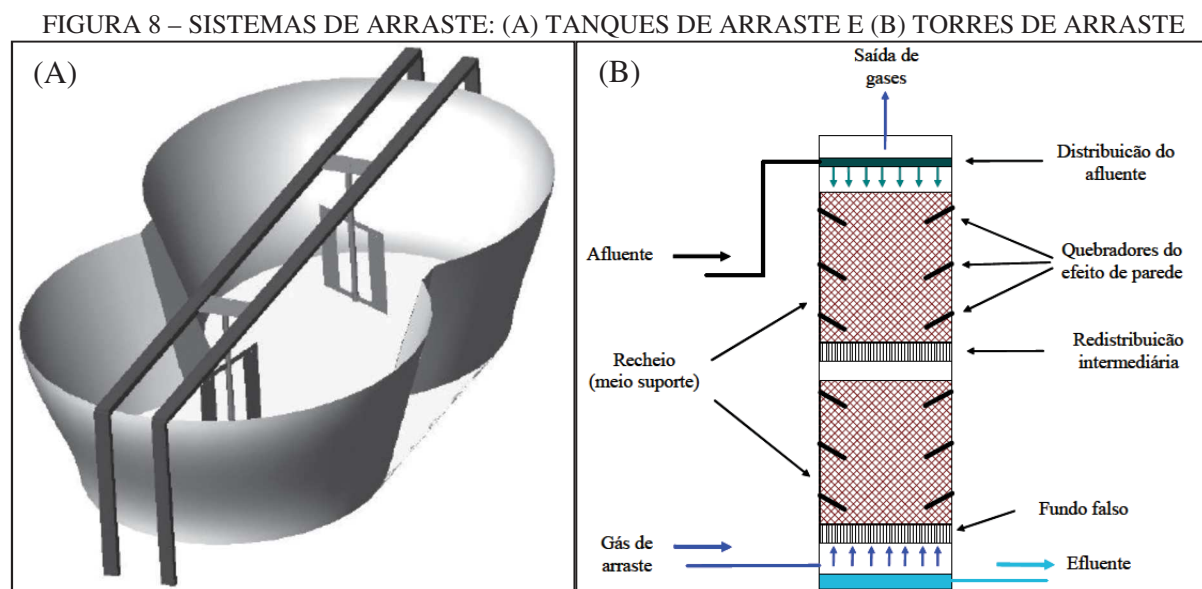
2.3.1.2 Sistemas de arraste

Segundo Renou *et al.* (2008), o arraste é o processo mais utilizado para eliminação de elevadas concentrações de amônia de lixiviados. Para a elevada eficiência no processo de arraste é de suma importância que a forma gasosa de amônia predomine no meio. Devido aos processos biológicos que ocorrem dentro das células do aterro, os lixiviados geralmente já possuem valores de pH alcalinos, facilitando o processo de arraste. Cabe destacar que o aumento do pH e da superfície de contato gás-líquido aumentam significativamente a eficiência do processo, porém implicam em maiores custos energéticos e de produtos químicos (SILVA, 2002).

As obtenções de elevadas eficiências de remoção de amônia (> 90%) do lixiviado por meio do arraste são relatadas por diversos pesquisadores (CHEUNG *et al.*, 1997; MARTTINEN *et al.*, 2002; OZTURK *et al.*, 2003; KARGI; PAMUKOGLU, 2004; LEITE *et al.*, 2009; QUEIROZ *et al.*, 2011). As principais vantagens intrínsecas ao processo de arraste são: o processo pode ser controlado de forma a obter taxas de remoção desejada, não apresenta sensibilidade às substâncias tóxicas e pode ser capaz de atingir padrões de descarte de amônia total em corpos receptores (EDEN, 2001; MOURA, 2008).

Os sistemas de arraste podem ser divididos em dois grupos, sendo eles: sistemas nos quais a fase líquida é contínua, havendo dispersão da fase gasosa, e sistemas nos quais a fase gasosa é contínua, havendo a dispersão da fase líquida. Os sistemas em que a fase líquida é

contínua são chamados de tanques de arraste e os sistemas onde a fase gasosa é contínua recebem o nome de torres de arraste (SOUTO, 2009). Na Figura 8 são apresentados os exemplos de tanques e torres de arraste.



FONTE: adaptado de LEITE *et al.* (2009); SOUTO (2009).

Os tanques de arraste consistem de reservatórios providos de aeradores (*air stripping*) ou agitadores, sendo esses responsáveis pelo aumento da superfície de contato gás-líquido. Já nas torres de arraste o aumento da superfície de contato é realizado por meio da utilização de uma corrente de ar, ou outro gás diferente daquele que se deseja remover, que passa através de um recheio, sendo então o líquido distribuído geralmente no sentido oposto da corrente de ar (LaGREGA *et al.*, 2001).

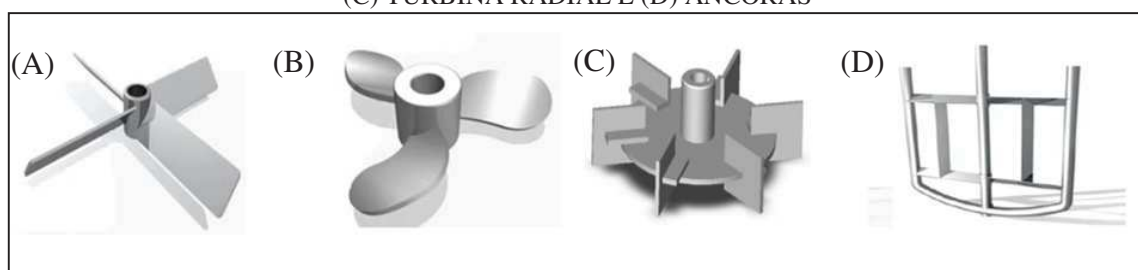
O processo de agitação realizado nos tanques de arraste é uma das operações mais antigas e comuns empregadas em indústrias. Por definição, a agitação é a operação de produzir movimentos ou fluxos, regulares ou não, no interior de um fluido (FOUST, 2001). Razuk (1992) afirma que a agitação consiste em produzir movimentos em um fluido por meio de dispositivos mecânicos chamados de impelidores. Tais impelidores são classificados basicamente em: impelidores de fluxo, impelidores rotativos rápidos e impelidores rotativos lentos. Os impelidores de fluxo são aqueles onde a própria turbulência do fluido propicia a agitação, como, por exemplo, na recirculação de bombas ou em misturadores estáticos. Os impelidores rotativos rápidos possuem grande velocidade angular, como, por exemplo, as hélices navais e pás retas. Por fim, os impelidores rotativos lentos possuem baixa velocidade

angular, como, por exemplo, âncoras e helicoidais (METCALF & EDDY, 2016). Os principais tipos de impelidores estão destacados na Figura 9.

Os impelidores de pás são amplamente utilizados para agitações de escoamento horizontal, suspensão de sólidos grosseiros, mistura e floculação. As pás geralmente possuem duas ou mais lâminas, podendo estas ser inclinadas ou não. Usualmente, os impelidores de pás trabalham com velocidades de rotação moderadas no centro dos tanques, fazendo com que o fluido possua um fluxo axial, ou seja, paralelo ao eixo do agitador (METCALF & EDDY, 2016). Já os impelidores de hélices giram em altas rotações e produzem correntes longitudinais e tangenciais. São caracterizados pela elevada turbulência no fluido e favorecem o arraste de gases do meio líquido. Os impelidores de hélices podem ser produzidos com mais de um conjunto de lâminas em um único eixo (McCABE, 2001).

Tratando-se do impelidor turbina radial, ou também denominado turbina Rushton, este pode ser caracterizado pelo seu elevado grau de cisalhamento no fluido. É indicado, então, para processos de mistura rápida de fluxo radial, suspensão de sólidos e dispersão de gases. Por fim, os impelidores âncoras são empregados em fluidos viscosos, produzindo baixa turbulência e alto consumo de potência. O emprego desses impelidores favorece a transmissão de calor nas operações de aquecimento e, ainda, podem ser dotados de raspadores a fim de se evitar possíveis formações de depósitos de materiais nas paredes dos tanques (QUEIROZ, 2009). Além dos impelidores, é comum em alguns tanques de arraste a utilização de chicanas para promover uma maior tensão de cisalhamento entre o impelidor e o fluido (RAZUK, 1992).

FIGURA 9 – TIPOS DE IMPELIDORES: (A) PÁS RETAS INCLINADAS; (B) HÉLICE NAVAL; (C) TURBINA RADIAL E (D) ÂNCORAS



FONTE: adaptado de QUEIROZ (2009).

2.3.1.3 Processo de alcalinização no arraste de amônia

Conforme abordado nos itens anteriores, a eficiência do processo de arraste de amônia em tanques de arraste depende de diversos fatores físicos (forma do tanque, tipo de impelidor,

grau de agitação, entre outros). Além desses, condições químicas também podem favorecer o maior arraste de amônia, como, por exemplo, a adição de alcalinizantes no lixiviado.

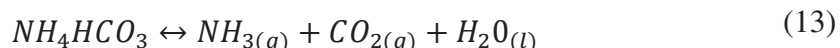
Para a elevação do pH normalmente são adicionados no lixiviado cal hidratada (CaO_2H_2) ou soda cáustica (NaOH). De acordo com USEPA (1975) e Qasim e Chiang (1994), para uma elevada eficiência de remoção de amônia do lixiviado, o pH do meio deveria ser elevado para valores superiores a 10. Entretanto, estudos mais recentes demonstraram que uma vez rompido o efeito de tamponamento da amônia (pH próximo de 9,25), o pH do meio tende a subir rapidamente e naturalmente, removendo maiores parcelas de NH_3 do sistema (SOUTO, 2009). Além disso, para valores de pH acima de 10, a eficiência de remoção de amônia passa a ser influenciada, principalmente, pelas características do tanque de arraste e também pela temperatura (COSTA, 2003).

O controle da dosagem de alcalinizante no lixiviado é imprescindível para que os custos intrínsecos ao processo de elevação do pH não tornem tal técnica desvantajosa. Um dos fatores que mais dificultam o controle da dosagem de alcalinizante é a elevada concentração de alcalinidade no lixiviado. Desse modo, Metcalf & Eddy (2016) afirmam que não é possível calcular antecipadamente o consumo de alcalinizante, sendo que a dosagem necessária deve ser determinada de modo experimental durante a operação.

Estudos realizados por Collivignarelli *et al.* (1998), em torres de arraste, identificaram que a eficiência de remoção de amônia do lixiviado, em temperatura ambiente e pH de 8,5, foi da ordem de 14%. Com a adição de alcalinizante até valores de pH próximos de 10,5, a eficiência de remoção de amônia do lixiviado subiu para 46%. Adicionalmente, foi também realizado o aumento do pH para 12, atingindo uma eficiência média de remoção de 50%. Segundo os autores, a eficiência de 50% encontrada não foi significativa em comparação ao aumento do consumo de alcalinizante (30% maior). De posse de tais dados, os autores então realizaram o estudo de remoção de amônia sem a adição de alcalinizantes, e, então, observaram que durante os ensaios o pH do lixiviado que inicialmente era próximo de 8 atingiu valores finais superiores a 9,2.

De acordo com Cardillo (2004) o aumento natural do pH em tanques de arraste pode ser explicado pela alcalinidade presente no lixiviado ser predominantemente bicarbonácea, e, também, de que a amônia está quase toda fixada na forma de carbonatos e bicarbonatos. A partir dessas constatações é possível inferir que o CO_2 também é arrastado para fora do sistema durante o processo de arraste de amônia, conforme apresentado na Equação 13. O

arraste de CO₂ proporciona o aumento do pH no meio, contribuindo, conseqüentemente, para maiores valores de remoção de NH₃.



Cardillo (2004) ainda realizou testes para avaliar as taxas de remoção de NH₃ e CO₂ durante o processo de arraste. Os resultados evidenciaram maiores taxas de remoção de CO₂ do que NH₃, sendo tais dados coerentes levando em consideração as diferentes constantes de Henry dos dois gases (1,43.10⁵ Pa para CO₂ e 0,75.10⁵ Pa para NH₃), a 20°C, indicando que o arraste do CO₂ ocorre mais rápido que o arraste de NH₃.

2.3.1.4 Estudos do processo de arraste de amônia presente no lixiviado

O processo de arraste de amônia por tanques de arraste (agitação ou aeração) é caracterizado por conciliar eficácia e baixo custo, sendo então sugerido como alternativa eficaz na remoção de amônia de lixiviados de aterros sanitários (MARTTINEN *et al.*, 2002; OZTURK, 2003; RENOUE *et al.*, 2008; SOUTO, 2009). Na Tabela 10 são apresentados os principais estudos referentes ao processo de arraste de amônia de lixiviados de aterros sanitários.

Cheung *et al.* (1997) avaliaram a eficiência do processo de *air stripping* em recipientes de PVC de 3 L contendo lixiviado com concentração de amônia total de 556 mg.L⁻¹. O pH do lixiviado foi corrigido para 12 e a vazão de ar imposta no sistema foi de 300 L.h⁻¹. Após 24 horas de operação, os autores constataram uma eficiência de remoção de amônia de 93%.

Marttinen *et al.* (2002) também avaliaram o processo de *air stripping* do lixiviado com concentração de amônia total de 150 mg.L⁻¹. A vazão de ar utilizada no ensaio foi de 10 L.h⁻¹. Os autores fizeram a avaliação do processo com o pH natural do lixiviado e com o pH corrigido para 11. Os estudos foram realizados em tubo de PVC de 1 L à 20 °C. Após 24 horas, os resultados apontaram uma eficiência de remoção de amônia de 89% para o lixiviado alcalinizado e de 44% para o lixiviado com o pH natural. Ainda, no ensaio sem adição de alcalinizante, foi identificado que o pH aumentou de 7,3 para 9,2.

Os estudos realizados por Ozturk *et al.* (2003) avaliaram o processo de arraste de amônia do lixiviado (concentração de amônia total de 1.025 mg.L⁻¹) por meio de dois métodos. O primeiro consistia no borbulhamento de ar com aeradores de aquário com vazão

de ar igual a 456 L.h^{-1} . O segundo método empregado foi a utilização de um agitador magnético com baixa velocidade de rotação. Os autores utilizaram copos de béquer de 1 L para os ensaios. O arraste foi realizado com o pH do lixiviado ajustado para 10, 11 e 12, em ambos os métodos. O resultado do ensaio de arraste com aeração para o pH corrigido para 12 apresentou uma eficiência de remoção de amônia de 85% após 24 horas de operação. Nos béqueres com pH de 10 e 11 a remoção foi de apenas 20% para o mesmo período. Para o ensaio de arraste com agitação magnética a eficiência de remoção de amônia, para o pH de 12, foi igual a 95%.

Campos *et al.* (2007) alcançaram eficiências de remoção de amônia de 96% do lixiviado após 7 horas de operação. Os ensaios foram conduzidos em recipientes de 2 L, com aeradores de aquário a uma temperatura de 65°C , sem correção de pH. Durante o experimento, observou-se a elevação natural do pH de 7,8 para 9,1. Os autores realizaram outro ensaio de arraste para um pH corrigido a 11, nas mesmas condições citadas anteriormente. A eficiência de remoção de amônia encontrada quando adicionado alcalinizante foi de 87%. Dessa forma, os resultados apontaram que a alcalinização não é necessária para ensaios de arraste com temperaturas elevadas.

Moravia (2007) realizou ensaios de arraste, com aeração e com equipamento jar-test (agitação mecânica), em lixiviado com concentração de amônia total de 1.195 mg.L^{-1} . Foram avaliadas também durante o processo de arraste as eficiências de remoção de amônia para o pH natural e corrigido para 11,5. Após 48 horas de análise o autor não constatou diferença significativa entre os ensaios de aeração e agitação mecânica. Porém, para os tratamentos com pH corrigido a eficiência média de remoção de amônia foi de 98%, enquanto para o pH natural foi de 78%.

Silva *et al.* (2007) estudaram a remoção de amônia do lixiviado em um recipiente de 15 L mantido sob agitação mecânica constante. Os resultados do processo de arraste apresentaram uma eficiência de remoção de amônia de 80% após 20 dias de operação. Os autores ainda constataram que não houve variação do pH durante o ensaio.

Hossaka (2008) efetuou o arraste de amônia do lixiviado, em tanque de PVC de 250 L, com vazão de ar igual a 1.600 L.h^{-1} . A concentração de amônia total no lixiviado era, em média, igual a 1.044 mg.L^{-1} . Após 11 dias de operação, o autor relatou uma eficiência de remoção de 45%. O pH do lixiviado apresentou leve variação, aumentando de 8,0 para 8,5.

Estudos realizados por Queiroz *et al.* (2011) para avaliação de arraste de amônia do lixiviado, obtiveram eficiências de remoção de aproximadamente 20% após 15 dias de

operação. Foi utilizado no ensaio um agitador mecânico de pás retas. O gradiente de velocidade aplicado foi igual a 340 s^{-1} . O pH do lixiviado aumentou durante o ensaio de 8,0 para 8,8. A concentração inicial de amônia presente no lixiviado era de 2.183 mg.L^{-1} .

TABELA 10 – RESUMO DOS TRABALHOS RELACIONADOS COM O PROCESSO DE ARRASTE DE AMÔNIA DE LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS

Referências	Sistema de arraste	Concentração inicial de amônia (mg.L^{-1})	Eficiência do processo (%)	Informações adicionais do ensaio
Cheung <i>et al.</i> (1997)	Torre de arraste	556	93	Ensaio realizado durante 24 horas em recipientes de 3 L, com pH corrigido para 12 e vazão de ar igual a 300 L.h^{-1}
Martinen <i>et al.</i> (2002)	Torre de arraste	150	89	Ensaio realizado durante 24 horas em recipientes de 1 L, a $20 \text{ }^\circ\text{C}$, com pH corrigido para 11 e vazão de ar igual a 10 L.h^{-1}
	Torre de arraste		44	Ensaio realizado durante 24 horas em recipientes de 1 L, a $20 \text{ }^\circ\text{C}$, sem correção do pH e vazão de ar igual a 10 L.h^{-1}
Ozturk <i>et al.</i> (2003)	Torre de arraste	1.025	85	Ensaio realizado durante 24 horas em recipientes de 1 L, com correção do pH para 12 e vazão de ar igual a 456 L.h^{-1}
	Tanque de arraste		95	Ensaio realizado durante 24 horas em recipientes de 1 L, com correção do pH para 12, utilizando agitação magnética
Campos <i>et al.</i> (2007)	Torre de arraste	2.036	96	Ensaio realizado durante 7 horas em recipientes de 2 L, com temperatura ajustada para $65 \text{ }^\circ\text{C}$, sem correção do pH do lixiviado (vazão de ar não informada)
	Torre de arraste		87	Ensaio realizado durante 7 horas em recipientes de 2 L, com temperatura ajustada para $65 \text{ }^\circ\text{C}$, com correção do pH do lixiviado para 11 (vazão de ar não informada)
Moravia (2007)	Torre de arraste	1.195	99	Ensaio realizado durante 48 horas em recipientes de 1 L, com correção do pH para 11,5 (vazão de ar não informada)
			83	Ensaio realizado durante 48 horas em recipientes de 1 L, sem correção do pH (vazão de ar não informada)
	Tanque de arraste		98	Ensaio realizado durante 48 horas em recipientes de 1 L, com correção do pH para 11,5, utilizando agitação em jar-test com velocidade de 220 RPM ($G \approx 340 \text{ s}^{-1}$)
			73	Ensaio realizado durante 48 horas em recipientes de 1 L, sem correção do pH, utilizando agitação em jar-test com velocidade de 220 RPM ($G \approx 340 \text{ s}^{-1}$)
Silva <i>et al.</i> (2007)	Tanque de arraste	640	80	Ensaio realizado durante 20 dias em tanque de PVC de 15 L, sem correção do pH e mantido sob agitação constante
Hossaka (2008)	Torre de arraste	1.044	45	Ensaio realizado durante 11 dias em um recipiente de 250 L, sem correção do pH e vazão de ar igual a 1.600 L.h^{-1}
Queiroz <i>et al.</i> (2011)	Tanque de arraste	2.183	20	Ensaio realizado durante 15 dias em um recipiente de 20 L, sem correção do pH, utilizando agitadores de pás retas com $G = 340 \text{ s}^{-1}$

Os resultados dos diversos estudos aqui apresentados comprovam que o processo de arraste de amônia é uma alternativa viável para ser utilizada como pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Tanto a agitação mecânica quanto a aeração apresentaram elevadas eficiências de remoção de amônia. Constatou-se também que na maioria dos estudos o pH do lixiviado aumentou naturalmente, propiciando maiores níveis de arraste. Cabe destacar, porém, que ainda existem divergências quanto às melhores condições operacionais desses sistemas, principalmente, nos quesitos adição de alcalinizantes, temperatura do processo e vazão de ar e/ou gradiente de velocidade. Estudos realizados por Magalhães (2014), em torres de arraste com vazão de tratamento de $20 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, indicaram que cerca de 25% dos custos do processo são inerentes à alcalinização do lixiviado (pH de 8 para 10,5), outros 25% relativos aos custos de energia elétrica, 8% devido à mão de obra necessária e 42% referentes aos equipamentos instalados. Ainda de acordo com o autor, o custo do total do pré-tratamento avaliado foi de R\$ 9,87 por m^3 de lixiviado tratado.

2.3.1.5 Mitigação dos problemas ambientais oriundos do processo de arraste de amônia

Devido ao processo de arraste de amônia o meio atmosférico passa então a receber elevadas concentrações de NH_3 . Nos casos em que se verifiquem potenciais problemas de saúde humana e ambiental, como, por exemplo, a eutrofização de mananciais por amônia atmosférica, deve-se, então, realizar o tratamento ou recuperação desse gás (LAGREGA *et al.*, 2001; COSTA, 2003).

De acordo com a USEPA (1995) uma das soluções técnicas mais bem-sucedidas para o controle de emissões gasosas de amônia é o emprego de lavadores de gases. O mecanismo de funcionamento dessa tecnologia consiste na absorção química da amônia em um meio líquido no qual ela é solúvel. Os sistemas de lavadores de gases mais empregados são aqueles dotados de torres recheadas com fluxo em contracorrente (*wet packed tower scrubbers*), utilizando a água como absorvente. Estudos realizados pela própria USEPA (1995) obtiveram valores de eficiência de 99% quando a água foi utilizada no processo.

Outra tecnologia muito difundida na literatura é o processo de adsorção da amônia gasosa. Para tanto, são utilizados filtros com recheios adsortivos, como, por exemplo, o carvão ativado e a zeólita. De acordo com Costa (2003), o emprego de carvão ativado no tratamento de gás é economicamente viável e eficiente se comparado com outras técnicas.

Além dos materiais citados anteriormente, é também comum a realização do processo de adsorção em solos, alcançando eficiências de até 99% (USEPA, 1995).

Independente do processo aplicado ao tratamento da amônia gasosa, esta pode ser recuperada e utilizada na produção de fertilizantes nitrogenados, como, por exemplo, a ureia, o ácido nítrico, o nitrato de amônio e o sulfato de amônio (MOURA, 2008). Destaca-se, todavia, que a prática de recuperação de amônia tende a encarecer o processo de arraste. Conforme já destacado no item 2.3.1.4, Magalhães (2014) obteve custos de R\$ 9,87 por m³ de lixiviado pré-tratado em torres de arraste com etapa de alcalinização. Quando implantado em conjunto com um sistema de recuperação de amônia por absorção, o custo do pré-tratamento elevou-se para valores próximos de R\$ 13,00 por m³ (aumento de 30%).

2.3.2 Codisposição do lixiviado com esgoto sanitário

A codisposição ou o tratamento combinado do lixiviado com esgoto sanitário em ETEs tem sido elencada por muitos pesquisadores como uma alternativa eficaz para minimização dos efeitos deletérios do lixiviado no meio ambiente (ALBUQUERQUE, 2012). Entretanto, cabe destacar que ainda há questionamentos em relação às interferências que o lixiviado pode ocasionar nos processos de tratamento em uma ETE, principalmente nos biológicos (GOMES, 2009).

Levantamentos realizados pela USEPA (2000) identificaram que no ano 2000 cerca de 800 aterros norte americanos de resíduos não perigosos encaminhavam o lixiviado para os sistemas de tratamento de esgoto (cabe destacar que grande parte das ETEs nos Estados Unidos possuem sistemas aeróbios de tratamento). Tratando-se do Brasil, esse número não é tão expressivo, porém, constata-se que são vários os aterros que realizam o tratamento conjugado do lixiviado com esgoto sanitário, a saber: Bandeirantes, São João, Vila Albertina e Santo Amaro, estes em São Paulo (SP), da Extrema, em Porto Alegre (RS), Salvaterra, em Juiz de Fora (MG), CTR-BR040, em Belo Horizonte (MG), e o aterro do Morro do Céu, em Niterói (RJ) (FACCHIN *et al.*, 2000; FERREIRA *et al.*, 2005; PAGANINI *et al.*, 2003; MANNARINO *et al.*, 2011).

Além das questões de proporções de misturas adequadas, outras informações devem ser levantadas e aprofundadas para a correta gestão do lixiviado em uma ETE. De acordo com Mannarino *et al.* (2011), os seguintes requisitos são obrigatórios para a realização da prática de codisposição: viabilidade do transporte do lixiviado até a estação (muitas vezes o aterro

sanitário pode estar a vários quilômetros de distância da ETE, inviabilizando financeiramente o transporte); capacidade física ou estrutural da ETE em receber o lixiviado (o lixiviado deverá ser acondicionado na ETE e receber os tratamentos necessários, como, por exemplo, o processo de arraste de amônia); aceitação ou compatibilidade do processo de tratamento da ETE para receber cargas de lixiviado (processos anaeróbios de tratamento, por exemplo, são sensíveis às elevadas concentrações de amônia, podendo, dessa forma, haver a inibição da etapa metanogênica) e adequação do provável aumento da produção de lodo (o lixiviado mais novo, por exemplo, possui elevada carga orgânica se comparado com o esgoto, favorecendo, assim, o aumento da produção de lodo no sistema).

Segundo Oliveira *et al.* (2008), diversas dúvidas ainda existem no meio acadêmico sobre o real tratamento do lixiviado quando disposto junto com esgoto sanitário. Considerando que os volumes admissíveis de lixiviado em relação ao esgoto são pequenos, a prática de codisposição vem sendo encarada como um processo de diluição e não de tratamento (CAMPOS, 2014). Independente disso, a adição de lixiviado em uma ETE sem as devidas análises e estudos complementares, pode aumentar significativamente a carga orgânica aplicada no sistema. Além disso, como já visto no item 2.2, o lixiviado possui elevadas concentrações de amônia, que podem ser tóxicas aos microrganismos envolvidos nas etapas de tratamento biológicas da ETE (STEGMANN *et al.*, 2005).

De acordo com Campos (2014), outros problemas além do aumento da carga orgânica e da concentração elevada de amônia podem ser identificados no processo de codisposição, como, por exemplo: a redução da sedimentabilidade de flocos (em sistemas de lodos ativados); a dificuldade na dosagem de produtos químicos; o surgimento de espuma e problemas com cor e corrosão; o possível aumento das concentrações de metal no lodo (esse fator pode eventualmente prejudicar a prática de disponibilização agrícola do lodo); e o aumento da produção de lodo e da demanda de produtos químicos.

Os estudos de tratamento combinado de lixiviado com esgoto sanitário levam a aplicação de variadas relações volumétricas, dependendo essas diretamente da idade do lixiviado, da concentração dos componentes de difícil degradação, da concentração de amônia e da presença de metais pesados. Todavia, os valores das relações sempre se apresentam abaixo de 20%. Relações próximas de 10% geralmente denotam eficiências medianas de remoção de DQO em tratamentos biológicos (entre 40 a 50%). Há ainda estudos mais conservadores onde o limite da relação volumétrica entre lixiviado e esgoto não pode ultrapassar 2% (McBEAN *et al.*, 1995; SANTOS, 2009; TORRES *et al.*, 2009). Cabe destacar

ainda, que dependendo do sistema de tratamento empregado na ETE, o lixiviado deverá ser pré-tratado para diminuição de possíveis concentrações inibitórias ou tóxicas (como, por exemplo, o emprego do processo de arraste de amônia).

Tratando-se especificamente da codisposição em sistemas anaeróbios de tratamento, relações volumétricas acima de 10% têm apresentado eficiências de remoção de matéria orgânica inferiores a 50% (FUYEO *et al.*, 2003; BARBA *et al.*, 2008; SANTOS, 2009; RAMOS, 2009; FERREIRA *et al.*, 2009). Na Tabela 11 são apresentados os principais estudos referentes ao processo de codisposição de lixiviado em ETEs com sistemas anaeróbios de tratamento.

TABELA 11 – RESUMO DOS TRABALHOS RELACIONADOS COM A CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO EM SISTEMAS ANAERÓBIOS DE TRATAMENTO

Referências	Pesquisa	Experimento	Conclusão
Sousa (2002)	Avaliação de parâmetros operacionais de reator UASB tratando lixiviado conjuntamente com esgoto sanitário.	Os ensaios foram realizados em escala piloto. O reator UASB possuía um volume de 600 L e uma vazão de 1.444 L.d ⁻¹ . O reator operou por um período de 170 dias com carga orgânica volumétrica variando de 2,3 a 4,6 kg.m ⁻³ .d ⁻¹ . As relações de mistura lixiviado/esgoto utilizadas foram de 1, 5 e 15%. A DQO média do lixiviado foi de 1.320 mg.L ⁻¹ .	Os resultados apontaram, para todas as relações de mistura utilizadas, que a alcalinidade a bicarbonato manteve o sistema tamponado, mantendo o pH próximo de 7. A eficiência de remoção de DQO para a relação de mistura igual a 1% foi de 70%. Já para as relações de 5 e 15%, a eficiência de remoção de DQO foi igual a 73%.
Fuyeo <i>et al.</i> (2002)	Avaliação da degradação anaeróbia do esgoto sanitário combinado com lixiviado de aterro sanitário	Os ensaios foram realizados em laboratório com frascos de 500 mL. As relações de mistura lixiviado/esgoto utilizadas foram de 30, 50 e 70%. O lodo inoculado nos frascos foi aclimatado com lixiviado e esgoto. Os frascos foram mantidos a uma temperatura constante de 37°C. A DQO média do lixiviado foi igual a 3.729 mg.L ⁻¹ e a concentração de amônia igual a 1.850 mg.L ⁻¹ .	Os resultados da degradação anaeróbia obtidos nos frascos evidenciaram que para a concentração de 30% de mistura lixiviado/esgoto, a eficiência de remoção de DQO foi igual a 72%, já para a relação de 50%, a eficiência de remoção encontrada foi de 65% e, por fim, para a concentração de 70%, a eficiência de remoção de DQO foi igual a 60%.
Fuyeo <i>et al.</i> (2003)	Cinética do tratamento anaeróbio em reatores UASB de lixiviado combinado com esgoto sanitário	Os ensaios foram realizados em escala piloto em reator UASB de 100 L. Foi utilizado lodo previamente aclimatado com mistura de lixiviado/esgoto. As relações de mistura lixiviado/esgoto utilizadas foram de 30, 50 e 70%. Por fim, a DQO média do lixiviado foi igual a 4.500 mg.L ⁻¹ e a concentração de amônia igual a 2.500 mg.L ⁻¹ .	Os resultados apontaram que a eficiência de remoção de DQO, para uma relação de mistura lixiviado/esgoto igual a 30%, foi de 60%. Para uma relação de mistura de 50%, a eficiência de remoção de DQO foi igual a 40%. Por fim, para a relação de 70%, a eficiência obtida foi de 50%.

TABELA 11 – CONTINUAÇÃO

Referências	Pesquisa	Experimento	Conclusão
Barba <i>et al.</i> (2008)	Ensaio de biodegradabilidade anaeróbia da mistura lixiviado/esgoto	Os ensaios foram realizados em laboratório com frascos de 1 L. O ensaio de biodegradabilidade anaeróbia foi monitorado por um período de 30 dias por meio do volume acumulado de metano produzido. A DQO do lixiviado em estudo foi igual a 6.267 mg.L ⁻¹ . As relações de misturas utilizadas foram de 10, 20, 30 e 100%.	A eficiência de remoção de DQO para a relação de mistura igual a 10% foi de 62%. Já para a relação de 20%, a eficiência de remoção de DQO foi de 37%. Para a relação de 30%, a eficiência desse parâmetro foi de 28%. Por fim, para o tratamento puro do lixiviado, a eficiência de remoção de DQO foi igual a 18%.
Santos (2009)	Tratamento combinado de lixiviado/esgoto em reatores UASB	Os ensaios foram realizados em escala piloto. O reator UASB utilizado possuía volume de 33 L e operou com um TDH de 8 horas. As relações de mistura lixiviado/esgoto utilizadas foram de 1 a 10%. A DQO média do lixiviado empregado nos ensaios foi de 12.768 mg.L ⁻¹ e concentração de amônia igual a 1.747 mg.L ⁻¹ .	Os resultados apontaram que até 2,5% de mistura lixiviado/esgoto não ocorreram efeitos adversos significativos na eficiência do reator UASB. Na faixa entre 2,5 a 5%, os efeitos tornaram-se significativos, e acima de 10% a alternativa de mistura foi considerada altamente tóxica.
Torres (2009)	Avaliação do tratamento combinado lixiviado/esgoto em reator UASB	Os ensaios foram realizados em escala de bancada com reator UASB de 6 L de volume útil. O TDH utilizado no ensaio foi de 8 horas. A relação de mistura lixiviado/esgoto utilizada foi de 5%. A DQO média da mistura foi de 982 mg.L ⁻¹ e concentração de amônia igual a 111 mg.L ⁻¹ .	Os resultados destacaram a necessidade de pós-tratamento do efluente do UASB. A eficiência média de remoção de DQO obtida no ensaio de foi de 70%. Destaca-se a baixa concentração de amônia presente no lixiviado em questão.
Ramos (2009)	Tratamento conjugado de lixiviado com esgoto sanitário em reator UASB	Os ensaios foram realizados em escala piloto. O reator utilizado possuía um volume total de 41,5 L e foi operado com um TDH de 12 horas. As relações de misturas utilizadas foram de 3 e 10%. A DQO média do lixiviado empregado foi de 2.100 mg.L ⁻¹ . Adicionalmente, foi realizado o arraste de amônia até a sua total remoção.	Os resultados destacaram a importância do processo de arraste para a mistura de lixiviado e esgoto sanitário. As eficiências de remoção DQO e SST, para a relação de mistura igual a 3%, foram de 59,4% e 92,7%, respectivamente. Já para a relação de mistura igual a 10%, as eficiências de remoção de DQO e SST foram de 44% e 85,4%, respectivamente.
FERREIRA <i>et al.</i> (2009)	Avaliação do desempenho de reatores UASB tratando misturas de lixiviado e esgoto.	Os ensaios foram realizados em dois reatores UASB com TDH de 12 horas. As relações de mistura lixiviado/esgoto foram de 1% (UASB1) e de 10% (UASB2). O lixiviado submetido ao UASB2 sofreu processo de arraste para diminuição da concentração de amônia. As características das misturas utilizadas para a alimentação dos reatores foram: DQO de 588 mg.L ⁻¹ e amônia total de 82 mg.L ⁻¹ para o UASB1; DQO de 1.039 mg.L ⁻¹ e amônia de 68 mg.L ⁻¹ para o UASB2.	O processo de arraste, utilizado no lixiviado para a alimentação do reator UASB2, removeu 98% da concentração de amônia. A remoção de DQO no UASB1 foi, em média, igual a 55%. Já para o reator UASB2 a eficiência de remoção de DQO foi de 45%. Em ambos os reatores, os resultados do processo de monitoramento apontaram elevadas concentrações de material carbonáceo e de amônia presente nos efluentes gerados.

TABELA 11 – CONTINUAÇÃO

Referências	Pesquisa	Experimento	Conclusão
Silva; Leite (2014)	Processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em reator UASB seguido de filtro aeróbio percolador	Os ensaios foram realizados em escala piloto em um reator UASB de 45 L. O TDH utilizado foi 7,5 horas. A relação de mistura lixiviado/esgoto utilizada foi de 1%. A DBO da mistura empregada nos ensaios foi de 265 mg.L ⁻¹ e concentração de amônia igual a 75 mg.L ⁻¹ .	Os resultados obtidos com a utilização do reator UASB, seguido de filtro aeróbio percolador, para tratar a mistura de lixiviado/esgoto, apresentaram uma eficiência de remoção de DQO que variou de 60 a 76%.
Baettker <i>et al.</i> (2016)	Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lixiviado de aterro sanitário combinado com esgoto sanitário	Os ensaios foram realizados em laboratório em frascos de 1 L. A metodologia utilizada foi semelhante ao ensaio de atividade metanogênica específica. As relações de mistura lixiviado/esgoto utilizadas foram de 1, 3 e 6%. A DQO média do lixiviado foi igual a 4.659 mg.L ⁻¹ e a concentração de amônia igual a 3.000 mg.L ⁻¹ .	Os resultados obtidos com o ensaio de biodegradabilidade evidenciaram certo grau de inibição dos microrganismos metanogênicos com mistura lixiviado/esgoto de 6%. A eficiência de remoção de DQO para tal relação foi inferior a 30%, e para as relações de 1 e 3%, as eficiências foram >50%.
Galvão (2017);	Avaliação do cotratamento de lixiviado pré-tratado de aterro sanitário e esgoto sanitário em reatores UASB	Os ensaios foram realizados em escala piloto. As relações de mistura lixiviado/esgoto utilizadas foram 1, 2,5, 5, 7,5 e 10%. O lixiviado empregado sofreu o processo de arraste para remoção completa de amônia. A DQO média do lixiviado foi igual a 1.248 mg.L ⁻¹ .	Os valores médios de eficiência de remoção de DQO foram: 81,5% (relação de mistura igual a 1%), 75,7% (relação de mistura igual a 2,5%), 74,6% (relação de mistura igual a 5%), 72,2% (relação de mistura igual a 7,5%) e 69,2% (relação de mistura igual a 10%).

Conforme destacado na Tabela 11, o processo de codisposição de lixiviado em ETEs com reatores UASB vem sendo amplamente estudado, visando, principalmente, a obtenção de melhores informações a respeito da eficiência e das consequências do tratamento combinado. Isto posto, faz-se necessária uma revisão mais detalhada das características do tratamento de efluentes sanitários em reatores tipo UASB.

2.4 REATORES ANAERÓBIOS TIPO UASB TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO

2.4.1 Características dos efluentes sanitários

O esgoto sanitário é o líquido conduzido pelas canalizações de esgotamento das comunidades até as estações de tratamento. De acordo com sua origem, o esgoto sanitário é aquele oriundo de atividades domésticas (efluentes de aparelhos sanitários, cozinhas, lavagem de roupas, entre outros). Possui características variáveis que dependem de uma série de fatores, tais como: infiltração de águas pluviais na rede coletora, lançamento indevido de

esgotos industriais, horário de produção, extensão da rede coletora e do estado de conservação da mesma (AISSE, 2000).

De modo geral, os esgotos sanitários contêm aproximadamente 99,9% de água. Na fração restante estão englobados os sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, bem como diversos tipos de microrganismos. Desse modo, é devido a essa fração de 0,1% que há necessidade da realização de tratamento dos esgotos sanitários (VON SPERLING, 2014). Caso não encaminhado para ETEs, o esgoto sanitário bruto torna-se séptico, ocasionando a decomposição da matéria orgânica e, conseqüentemente, na produção de gases com maus odores. Por conter uma variedade de microrganismos patogênicos, o tratamento do esgoto sanitário deve ser visto como uma prática de saúde pública. Além disso, possui também concentrações significativas de nutrientes, podendo provocar o crescimento de algas se lançado sem tratamento em corpos d'água (METCALF & EDDY, 2016).

As características dos esgotos sanitários geralmente são divididas, para um melhor entendimento, em físicas, químicas e biológicas. Dessa forma, apresentam como características físicas: temperatura (ligeiramente superior a da água de abastecimento), cor (cinza quando esgoto fresco e preto quando esgoto séptico), odor desagradável e turbidez (causada pelos sólidos em suspensão). Já as características químicas podem ser evidenciadas por: teores de sólidos totais (em suspensão, dissolvidos e sedimentáveis), matéria orgânica (proteínas, carboidratos e lipídios), nutrientes (nitrogênio e fósforo), pH, alcalinidade e cloretos. Por fim, como características biológicas os esgotos sanitários podem apresentar diversos tipos de microrganismos, como, por exemplo, bactérias, fungos, protozoários, vírus e helmintos (VON SPERLING, 2014). Na Tabela 12 são apresentadas as faixas de concentrações dos principais parâmetros analisados nos esgotos sanitários.

Com base em tais características, pode-se afirmar que a coleta e o tratamento dos esgotos sanitários não são processos triviais. Segundo dados disponíveis do Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento (SNIS), em 2012, apenas 48,3% dos municípios brasileiros dispunham de rede coletora de esgotos, sendo que do total de esgoto coletado aproximadamente 70% foi efetivamente encaminhado para as ETEs. Adicionalmente, cerca de 40% de todo o volume de esgoto gerado no país recebeu algum tipo de tratamento antes de ter sido lançado em corpos d'água (SNIS, 2014).

Diante do quadro desafiador inerente à coleta e ao tratamento de esgoto no Brasil, aliado aos problemas econômicos nacionais, as empresas de saneamento buscam cada vez mais por tecnologias simplificadas de coleta e tratamento dos esgotos sanitários. Por isso, os

sistemas anaeróbios, em especial aqueles baseados em reatores UASB, estão sendo muito utilizados no Brasil, pois os recursos financeiros necessários para sua construção e operação são tipicamente menos onerosos que aqueles exigidos por sistemas de natureza aeróbia (CHERNICHARO, 2016).

TABELA 12 – CONCENTRAÇÕES TÍPICAS DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS DE ESGOTOS SANITÁRIOS

Parâmetros	Contribuição per capita (g.hab ⁻¹ .d ⁻¹)		Concentração		
	Faixa	Típico	Unidade	Faixa	Típico
Sólidos Totais	120 a 220	180	mg.L ⁻¹	700 a 1.350	1.100
Sólidos em Suspensão	35 a 70	60	mg.L ⁻¹	200 a 450	350
Fixos	7 a 14	10	mg.L ⁻¹	40 a 100	80
Voláteis	25 a 60	50	mg.L ⁻¹	165 a 350	320
Sólidos Dissolvidos	85 a 150	120	mg.L ⁻¹	500 a 900	700
Fixos	50 a 90	70	mg.L ⁻¹	300 a 550	400
Voláteis	35 a 60	50	mg.L ⁻¹	200 a 350	300
Sólidos Sedimentáveis	-	-	mL.L ⁻¹	10 a 20	15
DBO	40 a 60	50	mg.L ⁻¹	250 a 400	300
DQO	80 a 120	100	mg.L ⁻¹	450 a 800	600
Nitrogênio Total	6,0 a 10,0	8,0	mg.L ⁻¹	35 a 60	45
Nitrogênio Orgânico	2,5 a 4,0	3,5	mg.L ⁻¹	15 a 25	20
Amônia	3,5 a 6,0	4,5	mg.L ⁻¹	20 a 35	25
NTK	9 a 18	13	mg.L ⁻¹	35 a 60	45
Nitrito	≈ 0	≈ 0	mg.L ⁻¹	≈ 0	≈ 0
Nitrato	≈ 0	≈ 0	mg.L ⁻¹	≈ 0	≈ 0
Fósforo Total	0,7 a 2,5	1,0	mg.L ⁻¹	4 a 15	7
Fósforo Orgânico	0,2 a 1,0	0,3	mg.L ⁻¹	1 a 6	2
Fósforo Inorgânico	0,25 a 1,5	0,7	mg.L ⁻¹	3 a 9	5
Cloretos	-	-	mg.L ⁻¹	39 a 118	60
Óleos e Graxas	-	-	mg.L ⁻¹	51 a 153	76
Sulfato	-	-	mg.L ⁻¹	24 a 72	36
pH	-	-	-	6,7 a 8,0	7,0
Alcalinidade	20 a 40	30	mg.L ⁻¹	100 a 250	200
Metais Pesados	≈ 0	≈ 0	mg.L ⁻¹	Traços	Traços
Coliformes Totais	-	-	un.100 mL ⁻¹	10 ⁶ a 10 ¹⁰	10 ⁷ a 10 ⁹
Coliformes Fecais	-	-	un.100 mL ⁻¹	10 ³ a 10 ⁸	10 ⁴ a 10 ⁶

FONTE: PESSOA; JORDÃO (1995); VON SPERLING (2014); METCALF & EDDY (2016).

2.4.2 Origem e utilização da tecnologia UASB no tratamento de esgotos sanitários

A origem aperfeiçoada dos reatores UASB deu-se na Holanda na década de 1970, após pesquisas realizadas pela Universidade de Wageningen chefiadas pelo professor Gatzke Lettinga. A tecnologia UASB rapidamente se espalhou pelos países tropicais como Colômbia, Índia e Brasil. Nesse último, a aceitação da tecnologia UASB foi notória, colocando-o atualmente em posição de vanguarda em nível mundial. É comum em algumas regiões do

Brasil a utilização do termo reator anaeróbio de lodo fluidizado (RALF) para designação dos reatores UASB (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

De acordo com Lettinga (2005), o uso da tecnologia UASB pode ser entendido como uma alternativa de tratamento com vistas ao desenvolvimento sustentável. Apontando no sentido da autossuficiência e economia de recursos, os reatores UASB geram como subprodutos em seu tratamento materiais que podem ser reaproveitados pela sociedade, como, por exemplo, o lodo excedente na agricultura e o biogás como energia. Um dos principais atrativos do uso da tecnologia UASB diz respeito a sua eficiência na remoção de matéria orgânica presente nos esgotos (cerca de 70%). Ainda, os reatores UASB não necessitam da utilização de uma fonte de energia ou adição de produtos químicos para seu funcionamento (MIKI, 2010).

De acordo com os dados da Agência Nacional de Águas (ANA), em 2015, o Brasil possuía 2.187 ETEs, sendo destas 820 caracterizadas por empregar em seus sistemas de tratamento os reatores UASB. Adicionalmente, no estado do Paraná, a companhia de saneamento responsável pela coleta e tratamento dos esgotos sanitários, possui 234 ETEs espalhadas por todas as regiões do estado. Destas, cerca de 230 possuem a tecnologia UASB implantada em seus sistemas (SANEPAR, 2007).

2.4.3 Princípios do processo de tratamento de esgoto sanitário em reatores UASB

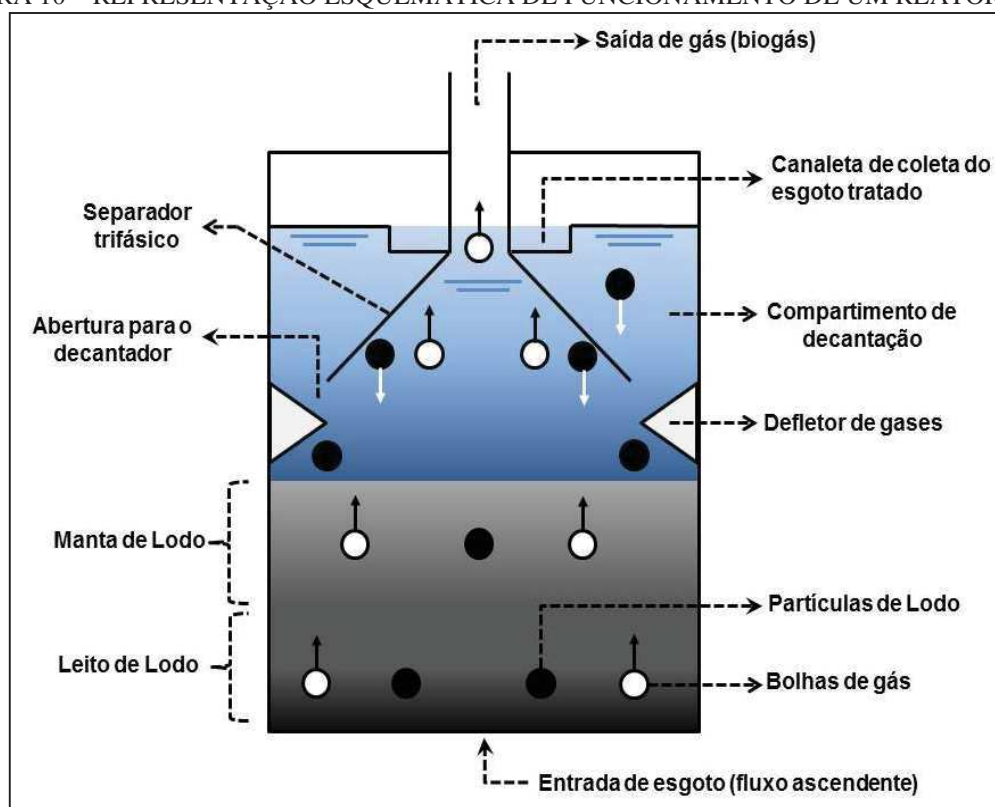
Assim como nas células do aterro sanitário, o processo de degradação anaeróbia da matéria orgânica em reatores UASB também sofre os processos de hidrólise, acidogênese, acetogênese, metanogênese e sulfetogênese. Sendo assim, os princípios inerentes ao tratamento de esgoto em uma ETE contendo reatores UASB são simples. Após o esgoto passar por um tratamento preliminar (remoção de sólidos grosseiros e areias), ele é conduzido até a parte inferior dos reatores UASB. Ali, o esgoto é distribuído uniformemente dentro do reator de modo que atravesse uma camada com elevada concentração de sólidos e microrganismos (manta de lodo). Parte da matéria orgânica presente no esgoto fica aderida nessa manta, onde, então, é realizada a degradação e estabilização por meio da atividade microbiológica. Desse modo, a matéria orgânica é transformada em produtos mais estáveis como água, biogás e lodo (CAMPOS, 2000).

Como há a formação de biogás na manta de lodo, é comum o arraste de partículas sólidas para a parte superior do reator. Assim, torna-se necessária a instalação de um

separador trifásico (gases, sólidos e líquidos), fazendo com que a parte sólida retorne à manta de lodo. O biogás coletado pode ser então destruído em queimadores ou aproveitado para fins energéticos. Já o efluente tratado é conduzido até uma canaleta, a partir da qual é destinado diretamente para o corpo receptor ou para uma etapa complementar de tratamento (LETTINGA 2005; CHERNICHARO, 2016). Para um melhor entendimento de seu funcionamento, na Figura 10 é apresentado um desenho esquemático da tecnologia UASB.

O descarte do lodo excedente produzido pelos reatores UASB deve ser realizado periodicamente para o seu correto funcionamento. Caso contrário, o acúmulo desse material no interior dos reatores provocará uma perda excessiva de sólidos junto ao efluente, diminuindo a eficiência de tratamento nesses sistemas (LOBATO, 2011).

FIGURA 10 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DE FUNCIONAMENTO DE UM REATOR UASB



FONTE: adaptado de AISSE (2000); CHERNICHARO (2016).

As principais vantagens e desvantagens do uso dos reatores UASB estão apresentadas na Tabela 13. Como já observado, no que pesem as grandes vantagens e ampla utilização desses sistemas, algumas limitações ainda não solucionadas acabam comprometendo o futuro dessa tecnologia. Tais limitações estão geralmente ligadas à problemas estruturais do reator e ao gerenciamento incorreto do descarte do lodo excedente.

TABELA 13 – VANTAGENS E DESVANTAGENS DO USO DE REATORES UASB

Vantagens	Desvantagens
Baixa produção de sólidos, cerca de 5 a 10 vezes inferior à que ocorre nos processos aeróbios.	As bactérias são susceptíveis a inibição por um grande número de compostos, podendo comprometer a eficiência ou suspender as atividades da planta.
Redução de consumo de energia, usualmente associada a uma elevatória de chegada.	A partida do processo pode ser lenta na ausência de lodo de sementeira adaptado.
Necessita de uma área muito menor que a utilizada para implantação dos sistemas aeróbios.	Alguma forma de pós-tratamento é usualmente necessária.
Baixos custos de implantação, quando comparados aos sistemas aeróbios.	A bioquímica e a microbiologia da digestão anaeróbia são complexas e precisam ser mais estudadas.
Produção de metano, um gás combustível de elevado teor calorífico e com potencial de reaproveitamento.	Dificuldade de controlar maus odores.
Possibilidade de preservação da biomassa em alimentação do reator, por aproximadamente 8 meses.	Possibilidade de geração de efluente com aspecto desagradável (cor e turbidez).
Tolerância de elevadas cargas orgânicas e baixo consumo de nutrientes.	Remoção de nitrogênio, fósforo e patógenos insatisfatória.
Aplicabilidade em pequena ou grande escala.	Processo dependente da temperatura do lodo.

FONTE: CHERNICHARO; CAMPOS 2000.

2.4.4 Parâmetros de projetos de reatores UASB

Um dos aspectos mais relevantes para a boa eficiência de tratamento dos esgotos sanitários, nos reatores UASB, é o desenvolvimento de uma manta de lodo com elevada atividade microbiana e de excelentes características de sedimentação. Para que isso ocorra, diversas medidas devem ser observadas em relação ao projeto e à operação de reatores UASB (CHERNICHARO, 2016). Tais medidas foram brevemente discutidas nos itens a seguir.

2.4.4.1 Pré-tratamento dos esgotos sanitários

Os reatores UASB são caracterizados por serem projetados com volumes reduzidos, se comparados com outros sistemas anaeróbios de tratamento, razão pela qual a entrada de sólidos grosseiros é altamente prejudicial ao processo de tratamento. O acúmulo desse material no reator favorece a formação de zonas mortas ou caminhos preferenciais, diminuindo significativamente a eficiência do processo de tratamento (CHERNICHARO, 2016). Desse modo, o tratamento dos esgotos sanitários em reatores UASB deve ser precedido de remoção de sólidos grosseiros e areia, com utilização de dispositivo de remoção de sólidos com aberturas iguais ou inferiores a 12 mm para vazão máxima de até 100 L.s^{-1} , e a 6 mm para vazão máxima superior a 100 L.s^{-1} (NBR 12209/2011).

2.4.4.2 Carga hidráulica volumétrica

O parâmetro de carga hidráulica volumétrica (CHV) pode ser entendido como a quantidade de esgotos sanitários aplicados diariamente no reator UASB, por unidade de volume do mesmo (Equação 14). Estudos realizados por Chernicharo (2016) afirmam que os valores de CHV não podem ultrapassar $5,0 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$. Reatores com elevados valores de CHV podem apresentar perda excessiva de biomassa do sistema (arraste de lodo com o efluente), redução do tempo de residência celular (idade do lodo) e possibilidade de falha no sistema (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

$$CHV = \frac{Q}{V} \quad (14)$$

Em que:

Q: vazão de esgoto ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$);

V: volume total do reator (m^3).

2.4.4.3 Tempo de detenção hidráulica

O tempo de detenção hidráulica (TDH) é o parâmetro utilizado como forma de expressar a velocidade do processo de tratamento no reator UASB (AISSE, 2000). Sendo assim, o TDH pode ser calculado como o inverso da CHV (Equação 15), ou ainda, como a relação entre o volume total do reator e da vazão de esgoto sanitário (Equação 16). A NBR 12209/2011 impõe que o TDH para a vazão média, considerando a temperatura média do esgoto no mês mais frio do ano, deve ser igual ou superior a:

- 6 horas para temperatura do esgoto superior a 25°C ;
- 7 horas para temperatura do esgoto entre 22 e 25°C ;
- 8 horas para temperatura do esgoto entre 18 e 21°C ;

- 10 horas para temperatura do esgoto entre 15 e 17°C;

$$TDH = \frac{1}{CHV} \quad (15)$$

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad (16)$$

Conhecendo a vazão de esgoto sanitário a ser aplicada no sistema e admitindo um determinado TDH, pode-se então calcular o volume total do reator UASB por meio da Equação 17.

$$V = Q \times TDH \quad (17)$$

2.4.4.4 Carga orgânica volumétrica

De acordo com Aisse (2000), a carga orgânica volumétrica (COV) pode ser expressa pela carga orgânica presente no esgoto sanitário (kgDBO.d⁻¹ ou kgDQO.d⁻¹) por unidade de volume do reator (Equação 18). O autor ainda relata que, por motivos de limitação hidráulica, não se deve exceder valores de COV de 1 a 2 kgDQO.m⁻³d⁻¹.

$$COV = \frac{Q \times S_o}{V} \quad (18)$$

Em que:

So: concentração de substrato afluente ao reator (kgDQO.m⁻³).

2.4.4.5 Velocidade superficial de fluxo

A velocidade superficial do fluxo pode ser calculada por meio da relação entre a vazão de esgoto sanitário e a seção transversal do reator (Equação 19). Para o tratamento do esgoto sanitário geralmente são empregadas velocidades superficiais entre 0,5 e 0,7 m.h⁻¹ (CHERNICHARO, 2016).

$$v = \frac{Q}{A} \quad (19)$$

Em que:

v: velocidade superficial do fluxo, ou ainda velocidade ascensional (m.h^{-1});

A: área da seção transversal do reator UASB (m^2).

2.4.5 Eficiências de reatores UASB

As eficiências de remoção de DQO e DBO nos reatores UASB são afetadas significativamente pelo TDH do sistema. Para tempos de detenção iguais a 8 horas, as eficiências encontradas variam de 50 a 75% para remoção de DQO, e de 60 a 80% para remoção de DBO (CHERNICHARO, 2016). Na Tabela 14 são apresentados alguns estudos de desempenho de reatores UASB em países como Brasil, Colômbia e Índia.

TABELA 14 – RESUMO DOS TRABALHOS RELACIONADOS COM A PERFORMANCE DE REATORES UASB TRATANDO ESGOTOS SANITÁRIOS EM ESCALA PLENA

Localização	Concentração efluente (mg.L^{-1})			Eficiência de remoção (%)			População equivalente (hab)	Referências
	DQO	DBO	SST	DQO	DBO	SST		
Colômbia	177	69	72	66	78	69	9.000	Pena <i>et al.</i> (2000)
Brasil	453	310	209	67	85,6	69,4	-	Aisse (2002)
Brasil	237	64	127	60	69	62	3.808	Busato (2004)
Índia	403	130	380	47	50	7	-	Sato <i>et al.</i> (2006)
Brasil	181	75	127	64	74	51	24.719	Baréa; Além Sobrinho (2006)
Brasil	190	70	60	60	65	61	1.000.000	Chernicharo <i>et al.</i> (2009)
Brasil	170	66	75	58	68	56	544.000	Franco (2010)
Índia	405	153	167	44	40	36	-	Mungray; Patel (2011)
Brasil	251	98	85	65	74	71	24.000	Oliveira; von Sperling (2011)
Brasil	114	38	132	79	84	59	70.000	Rosa <i>et al.</i> (2012)
Brasil	283	-	132	58	-	49	3.047	Silva <i>et al.</i> (2013)
Índia	202	60	150	63	67	70	93.500	Pandey; Dubey (2014)
Brasil	267	-	82	57	-	58	200.000	Duarte <i>et al.</i> (2017)

Destaca-se que o parâmetro SST também é frequentemente utilizado para avaliar o desempenho de um reator UASB. Isto se deve pelo SST englobarem tanto os materiais orgânicos quanto os inorgânicos presentes nos esgotos sanitários. Apesar das eficiências poderem ser consideradas altas, o efluente do reator UASB normalmente não alcança os padrões de lançamento estabelecidos pela legislação ambiental. Desse modo, torna-se fundamental a implantação de um pós-tratamento como forma de complementação para remoção de matéria orgânica, nutrientes e microrganismos patogênicos (GONÇALVES *et al.*, 1997; JORDÃO; PESSÔA, 2011).

2.4.6 Controle operacional de reatores UASB

2.4.6.1 Partida de reatores UASB

O sucesso de operação de reatores UASB está condicionado ao atendimento de uma série de requisitos hidráulicos e ambientais. Conforme já destacado, para elevadas eficiências de remoção de matéria orgânica esses sistemas necessitam de uma biomassa ativa e rica em microrganismos. Para tanto, a correta realização da partida de um reator UASB é fundamental para o bom desempenho do processo de tratamento (BHATTI *et al.*, 2013). Diversos fatores devem ser levados em consideração na etapa de partida de um reator, sendo eles: volume inicial de inóculo, utilização de inóculo previamente aclimatado, temperatura, pH, alcalinidade, TDH, COV, entre outros (RIZVI *et al.*, 2015).

2.4.6.2 Monitoramento de reatores UASB

A correta operação de um reator UASB depende da sistematização e implementação de procedimentos operacionais apropriados, tanto durante a etapa de partida quanto ao longo da operação em regime permanente. O monitoramento da eficiência do reator geralmente é realizado por meio de análises como SST, DBO e DQO. Já no monitoramento visando a estabilidade do reator é normalmente empregada as análises de pH, alcalinidade e concentração de ácidos orgânicos (CHERNICHARO, 2016).

O monitoramento da estabilidade operacional do reator permite avaliar se existem sinais de que a fermentação ácida (etapa acidogênica) está prevalecendo sobre o processo de produção de CH₄ (etapa metanogênica), podendo ocasionar no azedamento do reator. Um parâmetro que vem sendo muito utilizado para tal avaliação é a relação entre ácidos voláteis e alcalinidade (ANDREOLI *et al.*, 2014).

2.4.6.3 Avaliação da atividade microbiana

A avaliação da atividade microbiana no reator UASB é de suma importância para a correta manutenção de uma biomassa adaptada e resistente a possíveis choques hidráulicos ou tóxicos. Isto posto, para tal avaliação, tornou-se imperativo o uso do ensaio de atividade metanogênica específica (AME). Este ensaio pode ser definido como a capacidade máxima de produção de CH₄, a partir de um consórcio de microrganismos anaeróbios, de modo que se

possa viabilizar a atividade bioquímica máxima de conversão de certo substrato orgânico a biogás (AQUINO *et al.*, 2007).

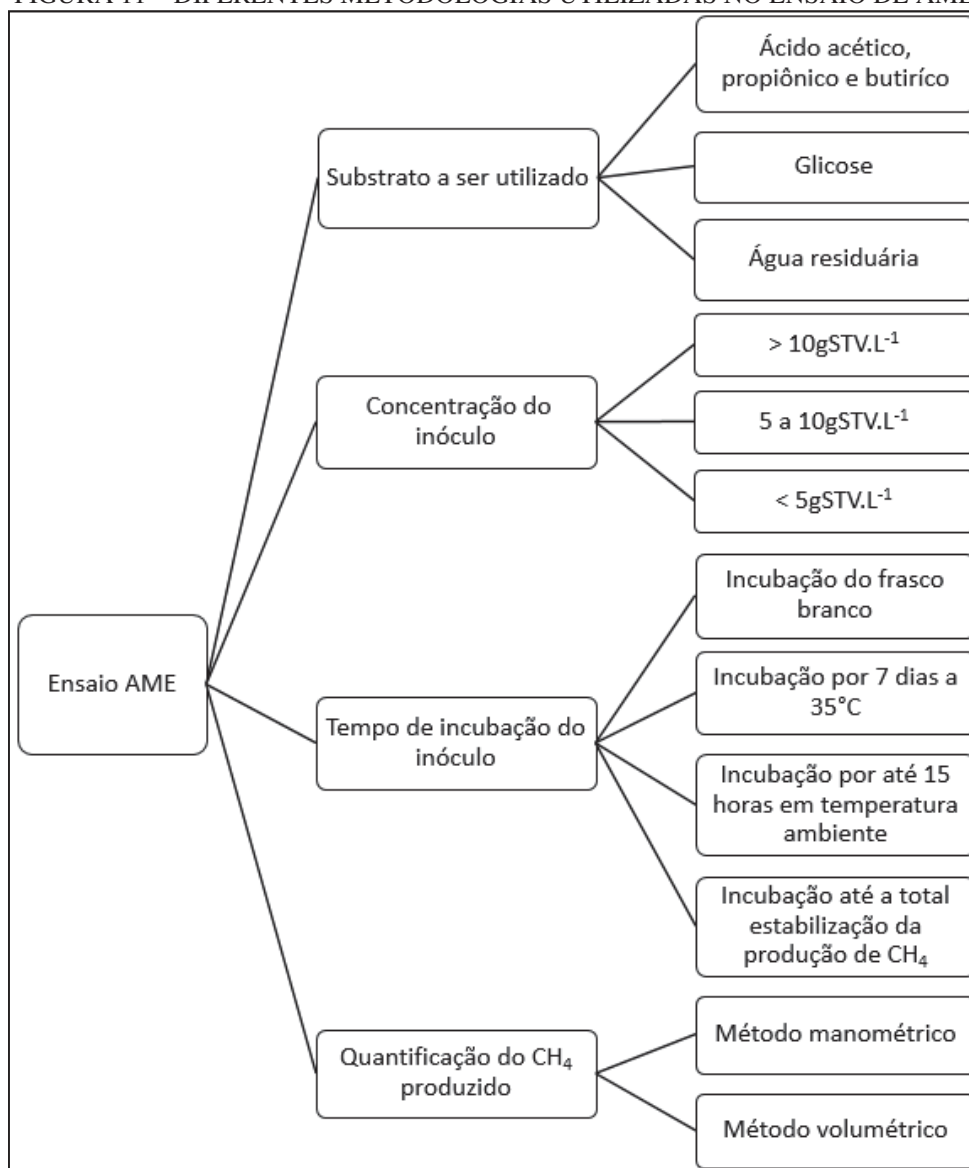
Os primeiros ensaios de AME reportados pela literatura coincidem com o período inicial do emprego da tecnologia UASB. Os trabalhos realizados por Valcke e Verstraete (1983), De Zeeuw (1984) e Dolfing e Bloemen (1985), foram certamente os precursores do uso do ensaio de AME como uma ferramenta de controle e avaliação dos lodos produzidos em reatores anaeróbios. Com uma ampla aceitação da tecnologia UASB, o Brasil teve sua primeira pesquisa abordando o ensaio em questão na década de 1990, com a tese de Penna (1994).

Concretizada a importância da AME ao longo das últimas três décadas, vários pesquisadores e gestores de ETEs ainda encontram um problema em comum na realização do ensaio em questão: a falta de consenso entre os pesquisadores para a criação de um protocolo específico de AME. As principais diferenças entre as metodologias do ensaio de AME reportadas na literatura estão apresentadas na Figura 11. Apesar dos esforços da *International Water Association* (IWA) em tentar estabelecer um protocolo único de elaboração da AME, ainda existem diversos artigos publicados com diferentes metodologias empregadas (AQUINO *et al.*, 2007). Independentemente disso, o ensaio de AME mostra-se importante para o monitoramento da atividade metanogênica presente em um reator anaeróbio. De fato, o conhecimento da AME do lodo permite estabelecer a capacidade máxima de remoção de DQO da fase líquida, podendo ainda estimar a carga orgânica máxima a ser aplicada no sistema. Não obstante, o ensaio ainda permite uma série de outras aplicações, conforme referenciado a seguir (CHERNICHARO, 2016):

- Avaliação do comportamento da biomassa na presença de compostos potencialmente inibidores;
- Determinação da toxicidade relativa de compostos químicos presentes em efluentes líquidos;
- Monitoramento das mudanças da atividade do lodo, devido a uma possível acumulação de materiais inertes;
- Determinação da massa mínima de lodo anaeróbio a ser mantida no reator;

- Avaliação de parâmetros cinéticos.

FIGURA 11 – DIFERENTES METODOLOGIAS UTILIZADAS NO ENSAIO DE AME



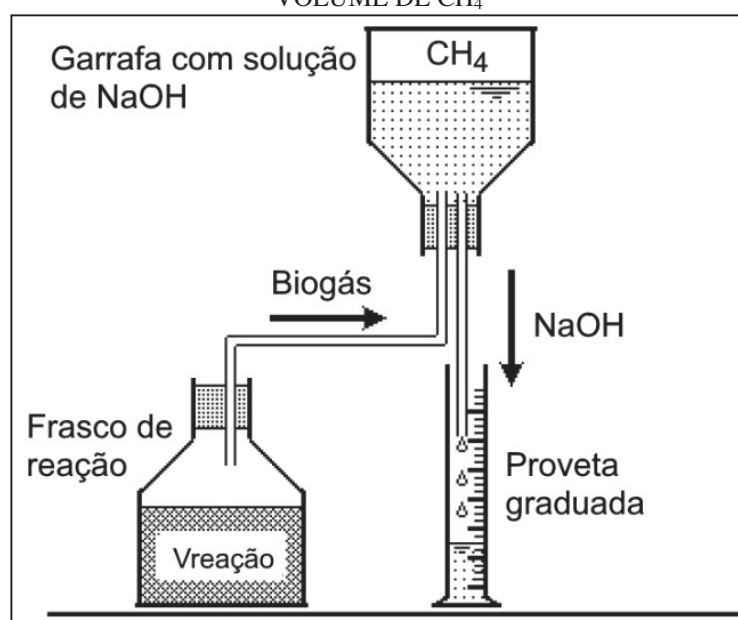
FONTE: adaptado de AQUINO *et al.*, (2007); CHERNICHARO (2016).

Os métodos volumétricos de quantificação do CH₄ produzido no ensaio de AME têm sido muito utilizados devido às suas facilidades operacionais. Os métodos volumétricos baseiam-se na determinação do volume de CH₄ produzido em um frasco reacional contendo lodo. As metodologias mais empregadas reportadas na literatura dentro dos processos volumétricos são: medição do volume e composição do biogás, medição apenas da composição do biogás e a medição direta do volume de CH₄ (AQUINO *et al.*, 2007).

Dentre as metodologias citadas a medição direta do volume de CH₄ mostra-se com mais vantagens principalmente no que diz respeito à dispensa do uso da cromatografia. Além

disso, os custos inerentes a sua operação são baixos, podendo essa técnica ser implementada em qualquer laboratório. Na Figura 12 é apresentado um desenho esquemático do aparato experimental comumente utilizado para a medição direta do volume de CH_4 . De modo geral, o aparato é constituído por um sistema “agulha-mangueira” que interliga o frasco de incubação (lodo + solução nutriente + substrato) a um frasco de solução alcalina. Esse segundo frasco é responsável por lavar o biogás produzido pelo frasco de incubação, medindo-se apenas o volume de CH_4 produzido (ROCHA *et al.*, 2001; ALVES *et al.*, 2005; CHERNICHARO, 2016). Assim como no ensaio de biodegradabilidade anaeróbia, uma solução alcalina de NaOH encarrega-se de absorver o CO_2 .

FIGURA 12 – DESENHO ESQUEMÁTICO DO APARATO EXPERIMENTAL DE MEDIÇÃO DIRETA DO VOLUME DE CH_4



FONTE: AQUINO *et al.*, (2007).

2.4.7 Legislação sobre lançamento de efluentes de ETEs em corpos d'água

A Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 357/2005 estabelece os padrões de qualidade das águas de acordo com as suas classes, conforme apresentado na Tabela 15. Esta resolução foi alterada e complementada pela resolução nº 430/2011, a qual dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes. Tratando-se especificamente de lançamento de efluentes de ETEs, a resolução em questão determina que sejam obedecidas as seguintes condições e padrões específicos de lançamento:

- pH entre 5 e 9;
- Temperatura: inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura;
- Materiais sedimentáveis: até 1 mL.L⁻¹ em teste de 1 hora empregando cone *Inmhof*;
- DBO 5 dias, 20°C: máximo de 120 mg.L⁻¹, sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO, ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.

TABELA 15 – CLASSIFICAÇÃO DAS ÁGUAS DE ACORDO COM SEUS USOS PREPONDERANTES

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

FONTE: CONAMA 357 (2005).

Ao contrário da resolução de 2005, o CONAMA 430/2011 não estabelece padrões de lançamento de amônia nos corpos d'água. Essa questão favorece o processo de codisposição de lixiviado em sistemas de tratamento de esgotos sanitários. Entretanto, cabe destacar que os efluentes de qualquer origem não podem conferir ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com as metas obrigatórias progressivas, intermediárias e finais, do seu enquadramento.

Para um melhor entendimento, na Tabela 16 são apresentados os valores limites estabelecidos para os principais parâmetros de controle para corpos d'água de Classe 2. Os valores apontados referem-se às concentrações de mistura após o lançamento do efluente da ETE, devendo-se considerar, assim, o fator de diluição do corpo receptor.

No presente trabalho não foi realizada a comparação do padrão de lançamento com as características dos efluentes dos reatores UASB utilizados no estudo, uma vez que somente

essa tipologia de tratamento é incapaz de atingir os valores preconizados pela legislação vigente.

TABELA 16 – VALORES LIMITES PERMITIDOS PARA CORPO RECEPTOR DE CLASSE 2

Parâmetros	Valor limite
pH	6 a 9
Cor verdadeira (uH)	75
Turbidez (uT)	100
DBO (mg.L ⁻¹)	5
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	Até 0,030 mg L ⁻¹ em ambientes lênticos e até 0,050 mg L ⁻¹ em ambientes intermediários com tempo de residência entre 2 e 40 dias e tributários diretos de ambiente lêntico
Amônia (mg.L ⁻¹)	3,7 mg L ⁻¹ para pH ≤ 7,5 2,0 mg L ⁻¹ para 7,5 < pH ≤ 8,0 1,0 mg L ⁻¹ para 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5 mg L ⁻¹ para pH > 8,5
SDT (mg.L ⁻¹)	500

FONTE: CONAMA 357 (2005).

3 MATERIAL E MÉTODOS

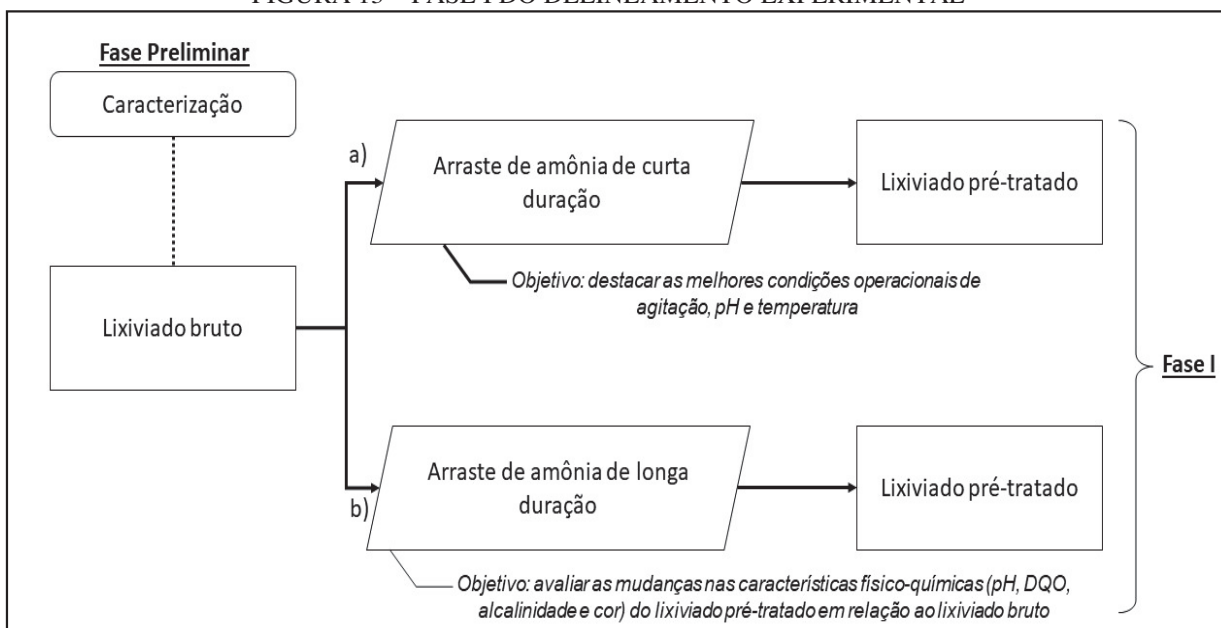
3.1 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

Para o cumprimento dos objetivos propostos, foi realizada no presente trabalho a divisão do delineamento experimental em três fases, sendo elas:

- **Fase Preliminar:** coleta e caracterização do esgoto sanitário e do lixiviado de aterro sanitário;
- **Fase I:** realização de ensaios em escala de bancada de arraste de amônia de lixiviados de aterros sanitários por meio de agitação com uso de impelidores. Os ensaios foram divididos em: a) arraste de amônia de curta duração: o objetivo do ensaio foi destacar as melhores condições operacionais de agitação, pH e temperatura; b) arraste de amônia de longa duração: o objetivo do ensaio foi avaliar as mudanças nas características físico-químicas (pH, DQO, alcalinidade e cor) do lixiviado pré-tratado em relação ao lixiviado bruto.

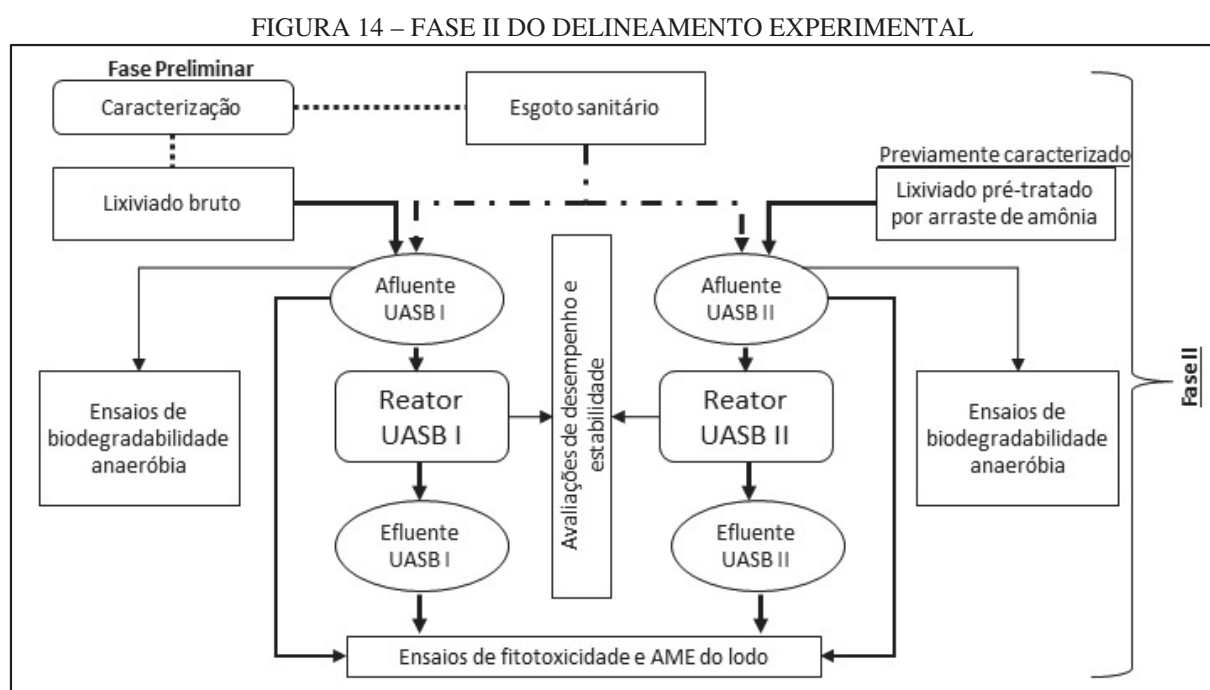
Na Figura 13 pode ser observado o fluxograma da Fase I do presente delineamento experimental.

FIGURA 13 – FASE I DO DELINEAMENTO EXPERIMENTAL



• **Fase II:** monitoramento do desempenho e estabilidade dos reatores UASB, tratando esgoto sanitário em escala de bancada, submetidos à adição de lixiviado com e sem remoção prévia de amônia. De forma complementar, foram realizados nessa fase ensaios de biodegradabilidade anaeróbia do lixiviado misturado com esgoto sanitário, AME do lodo (antes e após o processo de codisposição) e também ensaios de fitotoxicidade com *Lactuca sativa* no afluente e efluente dos reatores.

Na Figura 14 está destacado o fluxograma da Fase II do presente delineamento experimental.



3.2 FASE PRELIMINAR – COLETA E CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO E DO ESGOTO SANITÁRIO

3.2.1 Coleta do lixiviado e esgoto sanitário

O lixiviado utilizado no presente estudo foi coletado no aterro da Estre Ambiental, localizado no município de Fazenda Rio Grande – PR. O aterro é responsável por atender 21 municípios da região metropolitana de Curitiba (RMC) e está em operação desde 2010. Ao todo, são descarregados diariamente mais de 1.500 toneladas de resíduos, sendo somente

recebidos os de classe 2 (não perigosos). Em média, o aterro é responsável por produzir $600 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ de lixiviado. Parte desse volume é armazenado em um tanque pulmão e posteriormente encaminhado até a estação de tratamento de lixiviado (ETL) do aterro. A ETL possui para o tratamento do lixiviado uma peneira de cesto rotativo, lagoa de nitrificação, lagoa de desnitrificação e um biorreator de membranas (MBR) com carvão ativado.

Devido ao elevado volume de lixiviado bruto requerido para a condução do trabalho, ficou estabelecido que esse deveria ser coletado do aterro da Estre (no tanque pulmão), em um caminhão tanque de 5 m^3 (Figura 15), e transportado até um reservatório de polietileno reforçado com fibra de vidro, com capacidade de $7,5 \text{ m}^3$, localizado dentro das instalações da ETE Padilha Sul, Curitiba – PR. A distância entre o aterro até a estação é de aproximadamente 20 km. Ao longo da pesquisa foram realizadas três coletas de lixiviado (janeiro, junho e setembro de 2017).

FIGURA 15 – COLETA DE LIXIVIADO NO TANQUE PULMÃO DO ATERRO SANITÁRIO



Uma das justificativas para tal transporte é o fato de que o esgoto sanitário utilizado na pesquisa era proveniente da ETE em questão, otimizando assim a logística de transporte tanto de esgoto quanto de lixiviado para os ensaios em laboratório. Além dessas três coletas com caminhão tanque, foram realizadas também duas coletas em bombonas de 30 L de lixiviado (março e agosto de 2016) para análises iniciais de caracterização do lixiviado. Na Figura 16 é possível visualizar a descarga do caminhão tanque contendo lixiviado no reservatório da estação.

A ETE Padilha Sul pertence à Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR). Essa ETE possui capacidade para tratar 38.000 m³.d⁻¹ de esgoto sanitário. Antes de ser lançado no corpo receptor, o esgoto é tratado física (tratamento preliminar) e biologicamente (tratamento secundário). No que diz respeito ao tratamento preliminar, a ETE apresenta sistemas de gradeamento (abertura entre as barras de 3 mm) e desarenação. Para a etapa de tratamento biológica a estação utiliza 6 reatores do tipo UASB, além de 2 lagoas facultativas como pós-tratamento.

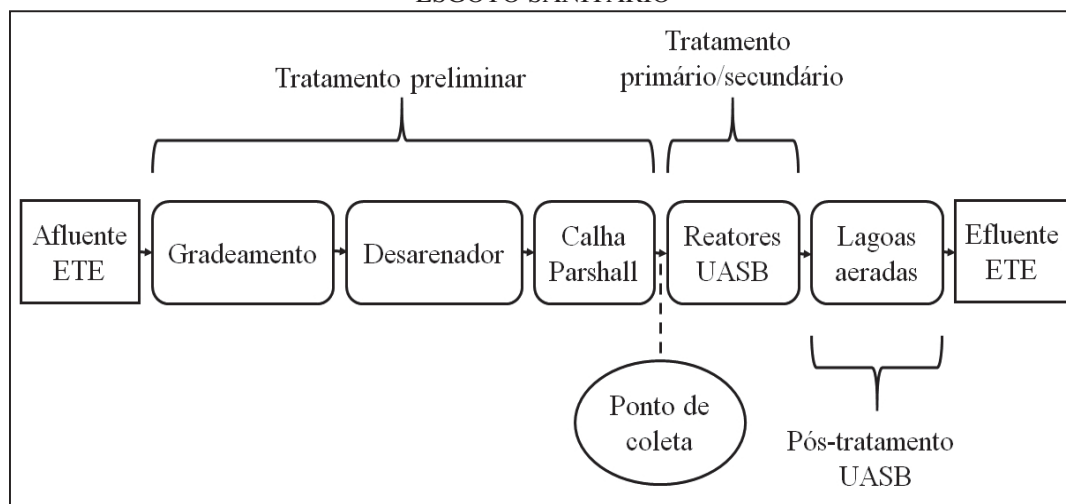
FIGURA 16 – RESERVATÓRIO DE ARMAZENAMENTO DO LIXIVIADO NA ETE



Para a Fase I, tratando-se de um ensaio em batelada, o lixiviado coletado do reservatório foi armazenado em bombonas de 30 L, sendo então transportado para o Laboratório de Engenharia Ambiental Francisco Borsari Netto (LABEAM), da UFPR, e mantido sob-refrigeração a 4 °C. Já para a Fase II, tratando-se de ensaios contínuos, tanto o lixiviado quanto o esgoto sanitário foram coletados, ao menos 3 vezes por semana, e transportados até Laboratório de Pilotos de Saneamento (LAPSAN), também da UFPR, para uso imediato nos reatores. O ponto de coleta do esgoto sanitário era localizado na saída da calha Parshall, conforme apresentado no fluxograma da Figura 17.

Como o lixiviado seria armazenado durante um longo período de tempo no reservatório da ETE, foi estabelecida uma rotina mensal de caracterização do mesmo, visando a identificação de possíveis mudanças de suas propriedades físico-químicas ao longo da pesquisa.

FIGURA 17 – FLUXOGRAMA DE TRATAMENTO DA ETE PADILHA SUL E PONTO DE COLETA DE ESGOTO SANITÁRIO



3.2.2 Caracterização do lixiviado e do esgoto sanitário

A caracterização físico-química e microbiológica do lixiviado e do esgoto sanitário foram realizadas em conformidade com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005). Os parâmetros analisados foram: DBO, DQO, carbono orgânico dissolvido (COD), condutividade, cor, pH, alcalinidade, fósforo, amônia, conjunto de sólidos, óleos e graxas, fenóis, sulfeto, sulfato, metais pesados, *E. Coli* e coliformes totais. Na Tabela 17 são apresentados os métodos e equipamentos utilizados para a caracterização das amostras.

TABELA 17 – MÉTODOS UTILIZADOS PARA CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DO LIXIVIADO E DO ESGOTO SANITÁRIO^c

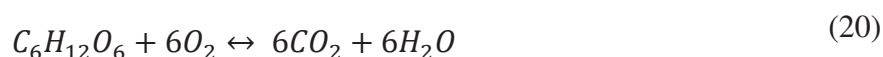
Parâmetros	Referência APHA (2005)	Método
DBO (mg.L ⁻¹) ^a	5210 B	DBO 5 dias a 20°C
DQO (mg.L ⁻¹) ^a	5220 C	Refluxo fechado-colorimétrico
COD (mg.L ⁻¹) ^a	5310 B	Combustão a alta temperatura
Condutividade (μS cm ⁻¹) ^a	2510 B	Condutivímetro
Cor (uT) ^a	2120 C	Espectrofotométrico
pH ^a	4500	Potenciométrico
Alcalinidade Total (mg.L ⁻¹) ^a	2320 B adaptado	Kapp - titulométrico
Fósforo Total (mg.L ⁻¹) ^a	4500 – P J adaptado	Espectrofotométrico e digestão com persulfato
Amônia (mg.L ⁻¹) ^a	4500 – NH ₃ B e C	Destilação e titulação
Conjunto de sólidos (mg.L ⁻¹) ^a	2540 B, C, D e E	Sólidos totais e suspensos, secos a 103-105°C
Óleos e graxas (mg.L ⁻¹) ^b	5520 B, F	Partição-Gravimétrico e hidrocarbonetos
Fenóis (mg.L ⁻¹) ^b	-	ISO 14402 (1999)
Sulfeto (mg.L ⁻¹) ^b	4500 S	-
Sulfato (mg.L ⁻¹) ^b	4500 F	Automatizado de metiltimol Azul
Metais pesados (mg.L ⁻¹) ^b	3120 B	ICP-OES

TABELA 17 – CONTINUAÇÃO

Parâmetros	Referência APHA (2005)	Método
<i>E. Coli</i> (un.100mL ⁻¹) ^b	9223 B	Tubos múltiplos
Coliformes totais (un.100mL ⁻¹) ^b	9223 B	Tubos múltiplos

^aAnálises realizadas no LABEAM em triplicata
^bAnálises simples realizadas por laboratório externo
^cAmostragem pontual

Fazendo parte do conjunto de análises de caracterização do lixiviado, o ensaio de DQO inerte anaeróbia, conforme apresentado no item 2.1.3.1, foi realizado por meio do método proposto por Germili *et al.* (1991). Foram utilizados nos ensaios 6 frascos de 1 L cada, sendo 3 deles operados como branco e os outros 3 como controle das amostras de lixiviado. Em cada frasco de branco foi adicionado uma solução de glicose com DQO idêntica ao do lixiviado. O preparo da solução de glicose foi baseado na relação estequiométrica da Equação 20, onde 1 g dessa substância em água destilada apresenta uma concentração de DQO de 1.067 mg.L⁻¹.



O volume da solução e de lixiviado adicionado em cada frasco foi de 300 mL. Cada frasco ainda recebeu 100 mL de lodo anaeróbio (proveniente dos reatores UASB da ETE Padilha Sul), 50 mL de solução macronutriente (Tabela 18) e 0,5 mL de solução micronutriente (Tabela 19). Após essa etapa foi realizada a purga do oxigênio dos frascos com nitrogênio gasoso durante 5 minutos (estabelecimento de condições anaeróbias no interior do frasco). Finalmente, os frascos foram mantidos sob agitação contínua e temperatura ambiente controlada em 25°C. Para que não houvessem problemas relacionados com o surgimento de algas no lixiviado, os frascos foram cobertos com papel alumínio, evitando, desse modo, a absorção de luz nos sistemas. Na Figura 18 é apresentada uma imagem do aparato experimental utilizado nos ensaios.

TABELA 18 – SOLUÇÃO DE MACRONUTRIENTES UTILIZADA NO ENSAIO DE DQO INERTE

Substância	Concentração (mg.L ⁻¹)
Fosfato monopotássico (KH ₂ PO ₄)	1.500
Fosfato dipotássico (K ₂ HPO ₄)	6.500
Cloreto de amônio (NH ₄ Cl)	5.000
Cloreto de cálcio (CaCl ₂ .2H ₂ O)	1.000
Cloreto de magnésio (MgCl ₂ .6H ₂ O)	1.000

FONTE: GERMILI *et al.* (1991).

TABELA 19 – SOLUÇÃO DE MICRONUTRIENTES UTILIZADA NO ENSAIO DE DQO INERTE

Substância	Concentração (mg.L ⁻¹)
Cloreto férrico (FeCl ₃ .6H ₂ O)	2.000
Cloreto de zinco (ZnCl ₂)	50
Cloreto de cobre (CuCl ₂ .2H ₂ O)	30
Cloreto de manganês (MnCl ₂ .4H ₂ O)	50
Molibdato de amônio ((NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ .4H ₂ O)	50
Cloreto de níquel (NiCl ₂ .6H ₂ O)	50
Ácido bórico (H ₃ BO ₃)	10
Ácido clorídrico (HCl)	1.000

FONTE: GERMILI *et al.* (1991).

O monitoramento dos frascos foi realizado ao menos duas vezes por semana por meio da análise de DQO filtrada (bomba a vácuo com utilização de microfiltro de fibra de vidro com grau de retenção de 0,75 µm). Os ensaios foram conduzidos até que a DQO filtrada dos frascos com glicose permanecesse constante. A DQO inerte do lixiviado foi então calculada pela diferença entre a DQO residual da amostra e a DQO da solução de glicose no final do experimento.

FIGURA 18 – APARATO EXPERIMENTAL DO ENSAIO DE DQO INERTE DO LIXIVIADO



Paralelo aos ensaios de DQO inerte, foram calculadas as constantes de decaimento (K) da DQO nos lixiviados ensaiados. Quando se utiliza um modelo em equilíbrio contínuo, baseado na cinética de primeira ordem, a equação que auxilia na estimativa da qualidade do efluente, ou na determinação do tempo de detenção, é aquela apresentada na Equação 21 (AISSE, 2000):

$$Se = Sa \times e^{-K.td} \quad (21)$$

Em que:

K: constante de remoção de primeira ordem (dia⁻¹);

td: tempo de detenção (dia);

Sa: concentração da DQO afluyente (mg.L⁻¹);

Se: concentração da DQO efluente (mg.L⁻¹).

O valor de *K* geralmente é relacionado na literatura técnica à uma temperatura padrão de 20°C. Desse modo, o ajuste de temperatura para as condições reais pode ser realizado pela Equação 22:

$$Kt = K_{20} \times \theta^{(T-20)} \quad (22)$$

Em que:

Kt: coeficiente de remoção da DQO em uma temperatura do líquido qualquer (dia⁻¹);

K₂₀: coeficiente de remoção da DQO na temperatura do líquido de 20°C (dia⁻¹);

θ: coeficiente de temperatura. Um valor usualmente utilizado de *θ* é 1,024 (VON SPERLING, 2014);

T: temperatura do líquido (°C).

3.3 FASE I – ARRASTE DE AMÔNIA DE LIXIVIADO DE ATERROS SANITÁRIOS

A realização dessa fase teve como princípio a avaliação do processo de arraste de amônia como etapa de pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Como já explanado no item 2.3.1, o processo de arraste de amônia ainda carece de maiores estudos de otimização operacional. Desse modo, a presente pesquisa realizou em escala de bancada ensaios de arraste sob diferentes condições de agitação, pH e temperatura. Para tanto, a Fase I foi dividida em 2 etapas de estudo.

A primeira etapa foi responsável por avaliar a eficiência do processo de arraste, sob diferentes condições de agitação, pH e temperatura, em um curto período de tempo (24 horas).

Esse estudo propiciou a realização de 81 ensaios. Já a segunda etapa de estudo também avaliou o processo de arraste de amônia, porém, sob condições de temperatura ambiente, variando apenas os parâmetros de agitação e pH. Além disso, os ensaios realizados nessa etapa estenderam-se até a estabilização ou completa remoção de amônia do lixiviado.

No Apêndice 2 do presente trabalho é apresentada a avaliação da metodologia de caracterização de amônia usualmente empregada em laboratórios de saneamento. Esse estudo, embora complementar à Fase I do delineamento experimental, foi de fundamental relevância para a correta avaliação do processo de arraste de amônia.

3.3.1 Etapa 1 – Avaliação das condições “ótimas” do processo de arraste de amônia

Nessa primeira etapa, o processo de arraste foi realizado sob diferentes condições de agitação, pH e temperatura, conforme apresentado no delineamento da Tabela 20. Desse modo, os ensaios aqui reportados tiveram como finalidade avaliar a eficiência do processo de arraste durante um curto período de tempo, bem como, mensurar estatisticamente, por meio da análise de correlação, qual das condições impostas é a mais significativa para o arraste de amônia presente no lixiviado. Para tanto, foram realizadas análises de concentração de amônia antes e depois de cada ensaio.

O processo de arraste empregado foi o de tanque de arraste e cada ensaio foi realizado durante um período de 24 horas. As condições de agitação avaliadas foram: rotação em 200, 50 e 20 RPM. Já as condições de pH empregadas nos ensaios foram: sem correção do pH, correção para 9 e correção para 10. A correção do pH foi realizada por meio de NaOH (32%). Por fim, as condições de temperatura avaliadas foram: 25, 35 e 45°C.

O tanque de arraste utilizado nos ensaios foi um béquer de volume total de 5 L (sem adaptação de sistema de chicanas), com 27 cm de altura e 18 cm de diâmetro. A agitação dentro do tanque de arraste foi realizada por meio de um agitador mecânico da marca Fisatom, modelo 713, com faixa de rotação entre 10 e 5.000 RPM. Um impelidor de hélice naval, com diâmetro de 6 cm, foi acoplado ao agitador. Os ensaios foram realizados dentro de uma câmara térmica com capacidade de aquecimento até 50°C.

As dimensões do béquer e do impelidor respeitaram àquelas estabelecidas por McCabe (2001) para tanques de arraste padrão, conforme apresentado no apêndice 3 do presente trabalho. O volume de lixiviado utilizado em cada ensaio foi igual a 4 L e o impelidor ficou posicionado a 6 cm da base do tanque de arraste.

TABELA 20 – DELINEAMENTO DOS ENSAIOS REALIZADOS NA ETAPA 1

Ensaio ^a	Condições operacionais do arraste de amônia do lixiviado			
	Agitação (RPM)	G (s ⁻¹)	pH	Temperatura (°C)
1	200	500	Sem correção ^b	25
2	200	500	Sem correção ^b	35
3	200	500	Sem correção ^b	45
4	200	500	Corrigido para 9	25
5	200	500	Corrigido para 9	35
6	200	500	Corrigido para 9	45
7	200	500	Corrigido para 10	25
8	200	500	Corrigido para 10	35
9	200	500	Corrigido para 10	45
10	50	80	Sem correção ^b	25
11	50	80	Sem correção ^b	35
12	50	80	Sem correção ^b	45
13	50	80	Corrigido para 9	25
14	50	80	Corrigido para 9	35
15	50	80	Corrigido para 9	45
16	50	80	Corrigido para 10	25
17	50	80	Corrigido para 10	35
18	50	80	Corrigido para 10	45
19	20	35	Sem correção ^b	25
20	20	35	Sem correção ^b	35
21	20	35	Sem correção ^b	45
22	20	35	Corrigido para 9	25
23	20	35	Corrigido para 9	35
24	20	35	Corrigido para 9	45
25	20	35	Corrigido para 10	25
26	20	35	Corrigido para 10	35
27	20	35	Corrigido para 10	45

^a Cada ensaio foi realizado em triplicata, totalizando um total de 81 ensaios;

^b pH natural do lixiviado utilizado nos ensaios igual a $8,1 \pm 0,2$.

Para cada rotação empregada nos ensaios foi calculada a potência requerida pelo sistema, o gradiente de velocidade e a densidade de potência (Equações 35 a 39 do Apêndice 3). A partir desses resultados foi possível estabelecer o grau de agitação imposto em cada ensaio, conforme apresentado na Tabela 21.

TABELA 21 – GRAU DE AGITAÇÃO IMPOSTO NOS ENSAIOS DA ETAPA 2

Agitação utilizada (RPM)	Potência requerida (W)	Gradiente de velocidade (s ⁻¹)	Densidade de potência (W.m ⁻³)	Grau de agitação ^a
20	0,06	35	15	Débil
50	0,15	80	37,5	Débil
200	0,8	500	200	Baixo

^aFonte: METCALF & EDDY (2016).

Para medir o grau de correlação linear entre os parâmetros avaliados foi utilizada a matriz de correlação aplicando o Teste de Pearson, conforme apresentado na Tabela 22. O coeficiente de correlação (r) igual a 1 indica uma correlação perfeita positiva entre duas

variáveis. Já um r igual a -1 pressupõe uma correlação negativa perfeita entre duas variáveis, e, por fim, um coeficiente igual a zero assume que as duas variáveis não são dependentes (SHIMAKURA, 2006).

TABELA 22 – INTERPRETAÇÃO REFERENTE AO COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO (r)

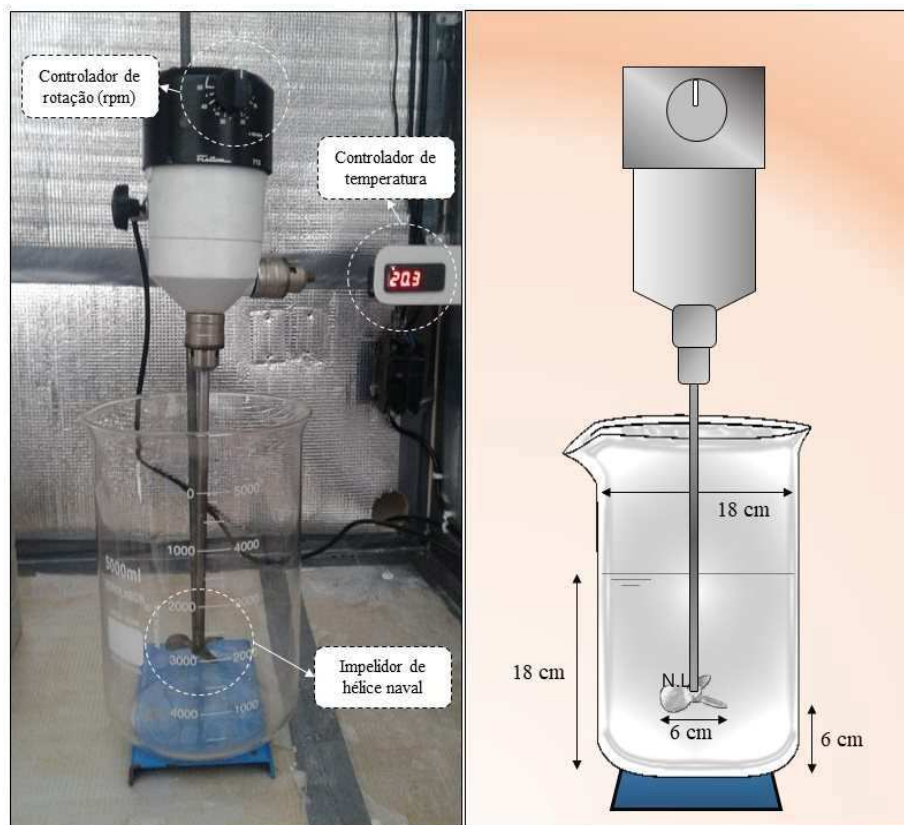
Tipo de correlação	Valor de r
Bem fraca	0,00 a $\pm 0,19$
Fraca	$\pm 0,20$ a $\pm 0,39$
Moderada	$\pm 0,40$ a $\pm 0,69$
Forte	$\pm 0,70$ a $\pm 0,89$
Muito forte	$\pm 0,90$ a $\pm 1,00$

FONTE: SHIMAKURA, 2006.

Além das análises de correlação, foi também calculado o coeficiente de determinação (R^2), que estabelece o quanto da variação da variável dependente (no caso a eficiência de remoção de amônia) é explicada pela variação das variáveis independentes (pH, temperatura e agitação). O R^2 foi determinado por meio da utilização do *software* Minitab 18.

Na Figura 19 é apresentada a imagem do aparato experimental utilizado nos ensaios de arraste assim como um desenho esquemático com detalhes de todo o processo.

FIGURA 19 – APARATO EXPERIMENTAL UTILIZADO NOS ENSAIOS DE ARRASTE DE ETAPA 1



3.3.2 Etapa 2 – Avaliação dos efeitos do processo de arraste de amônia

A segunda etapa da presente pesquisa teve como finalidade avaliar o processo de arraste até a estabilização ou completa remoção de amônia do lixiviado. Para tanto, os ensaios foram realizados sob temperatura ambiente e com diferentes condições de pH (sem correção, pH 9 e 10) e agitação (200, 50 e 20 RPM). A correção do pH foi realizada por meio da adição de NaOH (32%). Adicionalmente, realizou-se também a avaliação da perda natural de amônia do lixiviado (sem correção de pH e sem agitação). Os ensaios foram realizados em um agitador jar-test, da marca *Ethik Technology*, modelo 218/06, contendo 6 jarros de 2,5 L cada, com graduação e saída para coletor posicionada a 7 cm do nível de líquido (Figura 20).

FIGURA 20 – EQUIPAMENTO JAR-TEST UTILIZADO NOS ENSAIOS DA ETAPA 2



Para a avaliação da remoção de amônia foram coletadas alíquotas (≈ 10 mL) de cada jarro em intervalos de tempo regulares. A cada coleta eram também anotados o pH e a temperatura do lixiviado por meio de um pHmetro portátil da marca Kasvi, modelo K390014PA, com exatidão de leitura de $\text{pH} \pm 0,1$ e de temperatura $\pm 1,0$ °C. Além das análises de concentração de amônia e pH, foram verificados também a variação de DQO, alcalinidade e cor, antes e depois de cada ensaio.

Os ensaios foram realizados em triplicata, permitindo a reprodutibilidade e repetibilidade de cada configuração avaliada. O volume de lixiviado utilizado em cada jarro foi de 2 L e o impelidor acoplado ao equipamento era do tipo pás-retas. A potência requerida pelo sistema, o gradiente de velocidade, a densidade de potência e o grau de agitação utilizado

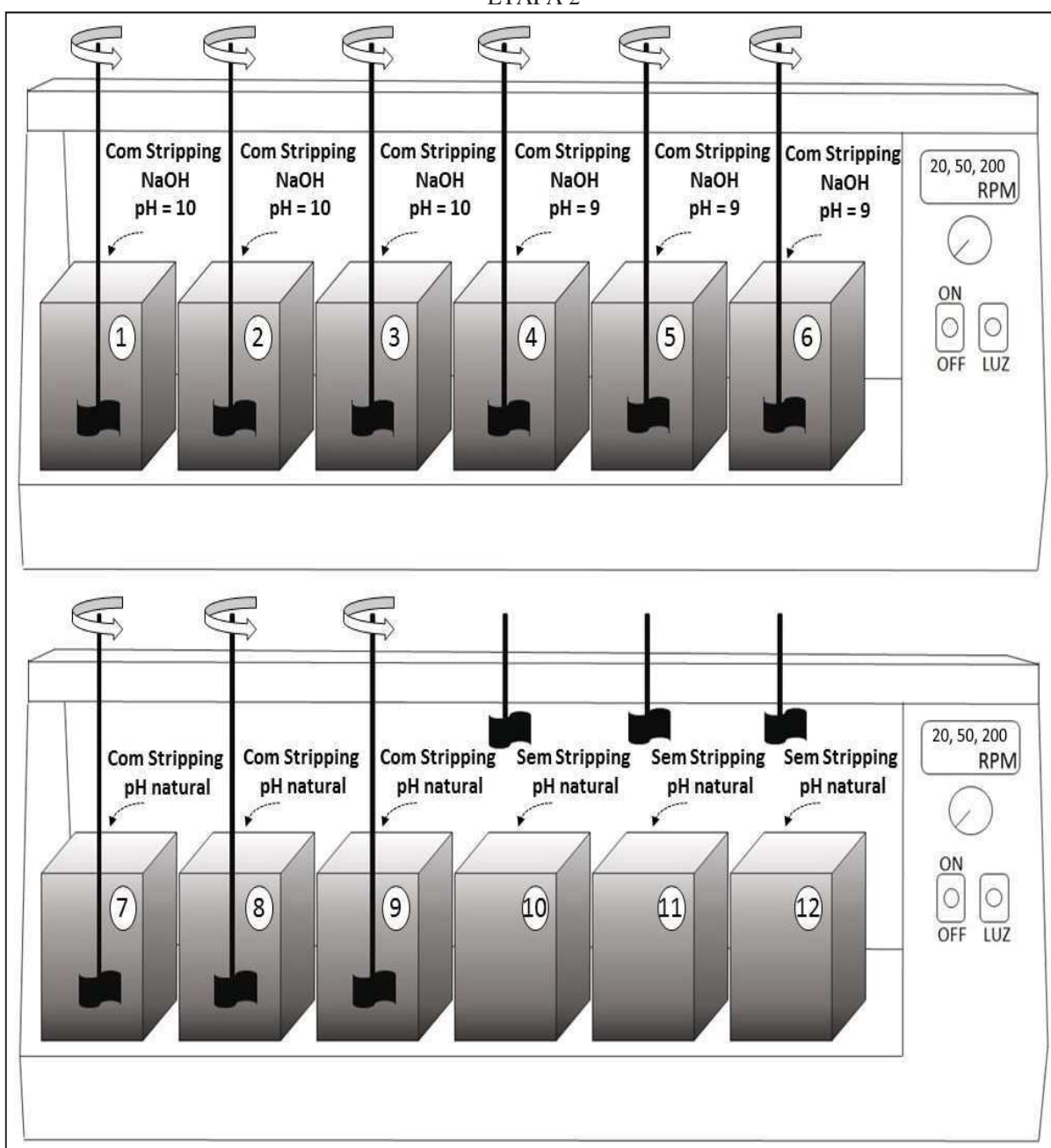
nos ensaios estão descritos na Tabela 23. Na Figura 21 é apresentado o delineamento esquemático dos ensaios da Etapa 2.

TABELA 23 – GRAU DE AGITAÇÃO IMPOSTO NOS ENSAIOS DA ETAPA 2

Agitação utilizada (RPM)	Potência requerida (W)	Gradiente de velocidade (s^{-1})	Densidade de potência ($W.m^{-3}$)	Grau de agitação ^a
20	0,03	35	7,5	Débil
50	0,08	80	20	Débil
200	0,3	340	116	Baixo

^aFonte: METCALF & EDDY (2016).

FIGURA 21 – DELINEAMENTO ESQUEMÁTICO DOS ENSAIOS DE ARRASTE REALIZADOS NA ETAPA 2



3.4 FASE II – CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO EM REATOR UASB TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO

Após os estudos do processo de arraste de amônia do lixiviado realizados na Fase I, o presente trabalho iniciou os ensaios do processo de codisposição de lixiviado em reatores UASB tratando esgotos sanitários. Foram empregadas duas formas distintas de codisposição, sendo elas: aporte de lixiviado previamente tratado por arraste e aporte de lixiviado bruto (sem tratamento prévio).

Para um melhor entendimento das relações volumétricas de mistura entre lixiviado e esgoto sanitário a serem utilizadas nos ensaios de codisposição, foram realizados estudos de biodegradabilidade anaeróbia, conforme descrito no item seguinte.

3.4.1 Ensaios de biodegradabilidade anaeróbia

Os ensaios de biodegradabilidade anaeróbia utilizados para avaliar as diferentes relações de mistura entre lixiviado e esgoto sanitário foram baseados no teste de AME. O objetivo dos ensaios foi avaliar a biodegradabilidade anaeróbia das misturas e analisar o comportamento da biomassa sob efeito de possíveis cargas tóxicas. Para tanto, foram realizadas duas configurações distintas de ensaio de biodegradabilidade, sendo elas: utilização de lixiviado pré-tratado por arraste e utilização de lixiviado bruto. As relações de misturas entre lixiviado e esgoto estudadas foram: 1, 5, 10 e 15%. O emprego das relações ensaiadas pautou-se na análise de literatura, sendo que grande parte dos ensaios descritos na Tabela 11 foram realizados com misturas entre lixiviado e esgoto sanitário até 15%. Adicionalmente, foi avaliada também a biodegradabilidade anaeróbia apenas do esgoto sanitário, sendo tal análise de grande relevância para o entendimento dos efeitos da adição do lixiviado. Na Figura 22 é possível visualizar o aparato experimental montado para a realização dos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia.

O lodo utilizado nos ensaios foi proveniente dos reatores UASB da ETE Padilha Sul. A concentração inicial de lodo inoculada nos frascos foi de $2,0 \text{ gSSV.L}^{-1}$, seguindo recomendações de Aquino (2003) para condições de testes sem agitação. Foram utilizados frascos de 250 mL de volume total e nestes foram adicionados 20 mL de lodo e diferentes relações volumétricas de lixiviado e esgoto sanitário, conforme apresentado no delineamento da Tabela 24. Levando em consideração que o esgoto sanitário já possui concentrações ótimas

de nutrientes para o processo anaeróbio, não foram adicionadas soluções nutritivas de macro e micronutrientes.

FIGURA 22 – APARATO EXPERIMENTAL UTILIZADO NOS ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA



Para eliminação da produção de CH_4 de origem endógena do lodo, os frascos foram mantidos em repouso por 24 horas à temperatura ambiente apenas com o volume de lodo. Passado esse período, o CH_4 produzido foi descartado, sendo em seguida adicionados os volumes de misturas entre lixiviado e esgoto. Ao final dessa etapa foi realizada ainda a purga do oxigênio por meio da introdução de nitrogênio gasoso, por 5 minutos, em cada frasco. Por fim, os ensaios de biodegradabilidade anaeróbia foram realizados em temperatura constante de 35°C até a exaustão da produção de CH_4 .

Além dos ensaios envolvendo a mistura de esgoto sanitário e lixiviado, foram também realizados ensaios de biodegradabilidade anaeróbia de esgoto sanitário com diferentes concentrações de amônia. Com o objetivo de identificar possíveis concentrações tóxicas e

inibitórias, soluções padrões de amônia foram adicionadas no esgoto sanitário, de modo que a mistura possuísse as seguintes concentrações desse parâmetro: 40, 60, 120, 240, 480, 700, 900 e 1.200 mg.L⁻¹. As condições do ensaio foram semelhantes àsquelas dos ensaios de mistura entre esgoto sanitário e lixiviado (20 mL de lodo e 180 mL de esgoto sanitário).

TABELA 24 – DELINEAMENTO DOS ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA

Condição ^a	Volume de lodo (mL)	Volume de esgoto (mL)	Volume de lixiviado (mL)
Lodo + Esgoto	20,0	180,0	0
Lodo + Esgoto (99%) + Lixiviado (1%)	20,0	178,2	1,8
Lodo + Esgoto (95%) + Lixiviado (5%)	20,0	171,0	9,0
Lodo + Esgoto (90%) + Lixiviado (10%)	20,0	162,0	18,0
Lodo + Esgoto (85%) + Lixiviado (15%)	20,0	150	30,0

^aAs condições aqui reportadas foram as mesmas para o emprego de lixiviado pré-tratado e bruto.

3.4.2 Reatores UASB em escala de bancada utilizados na pesquisa

Dois reatores UASB em escala de bancada foram utilizados nos ensaios de codisposição de lixiviado com esgoto sanitário. O reator que receberia o lixiviado bruto foi denominado como UASB I, e o reator cujo tratamento se daria com lixiviado pré-tratado foi chamado de UASB II. As características hidráulicas dos reatores utilizados na presente pesquisa estão apresentadas na Tabela 25.

TABELA 25 – CARACTERÍSTICAS DOS REATORES UASB EM ESCALA DE BANCADA UTILIZADOS

Parâmetros	UASB I	UASB II
Material	Acrílico	PVC
Altura total (m)	0,55	0,72
Altura útil (m)	0,45	0,60
Volume útil (L)	2,2	6,6
Diâmetro (m)	0,08	0,12
TDH (h) ^a	8	8
Vazão (L.h ⁻¹) ^a	0,275	0,825
CHV (m ³ .m ⁻³ .d ⁻¹) ^a	3	3
Velocidade superficial de fluxo (m.h ⁻¹) ^a	0,07	0,1

^aParâmetros hidráulicos dos reatores após o período de partida (≈ 3 meses de operação).

Nas Figuras 23 e 24 são apresentadas as imagens e os desenhos esquemáticos dos reatores UASB I e UASB II, respectivamente.

FIGURA 23 – IMAGEM E DESENHO ESQUEMÁTICO DO REATOR UASB I

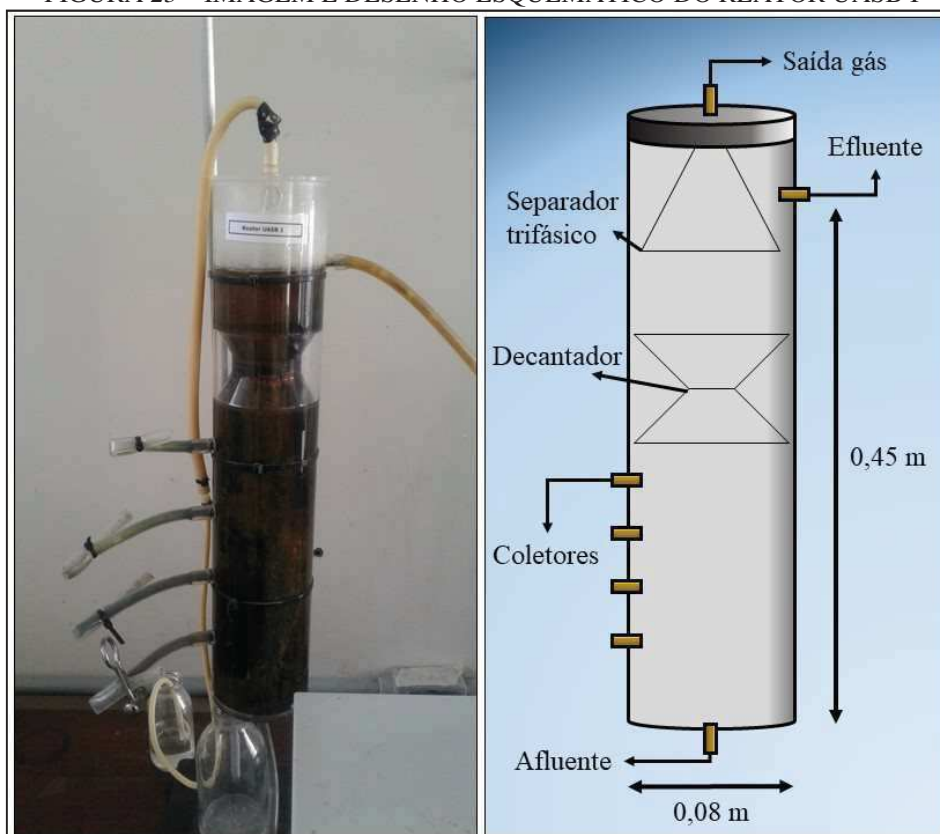
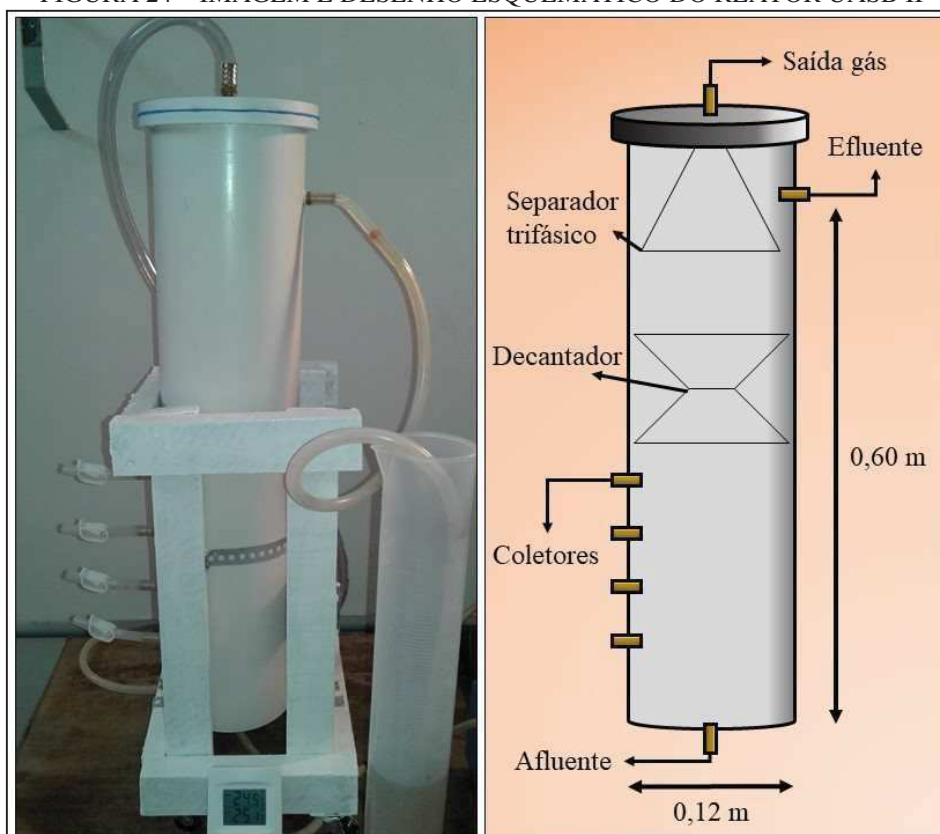


FIGURA 24 – IMAGEM E DESENHO ESQUEMÁTICO DO REATOR UASB II



3.4.3 AME do lodo anaeróbio

A avaliação do inóculo utilizado nos reatores UASB ao longo da presente pesquisa, bem como do lodo após o processo de codisposição, foi realizada por meio do ensaio de AME. Para tanto, foi adotado o método volumétrico com medição direta de CH₄ produzido. O lodo utilizado como inóculo também foi proveniente dos reatores UASB da ETE Padilha Sul. Na Figura 25 é apresentado o sistema utilizado no ensaio, conforme padronizado por Aquino *et al.* (2007).

FIGURA 25 – APARATO EXPERIMENTAL DO ENSAIO DE AME DO LODO ANAERÓBIO



O ensaio foi realizado em triplicata e utilizou 3 frascos de reação de 300 mL de volume total cada. O volume total da mistura (lodo + solução nutriente + substrato) foi delimitado em 250 mL. A análise dos STV do lodo ensaiado obteve uma concentração de 50 gSTV.L⁻¹, sendo esse valor superior daqueles normalmente encontrados na literatura (≈ 30 gSTV.L⁻¹). Para a determinação do volume de lodo a ser adicionado em cada frasco foi estabelecido que a concentração de lodo a ser empregada, para um ensaio sem agitação, deveria ser de 2,0 gSTV.L⁻¹. Desse modo, o volume de lodo adicionado foi determinado pela Equação 23 (CHERNICHARO, 2016).

$$V_{lodo} = \frac{(V_m \times C_m)}{STV_{lodo}} \quad (23)$$

Em que:

V_{lodo} : volume de lodo adicionado em cada frasco (mL);

V_m : volume total da mistura (mL);

C_m : concentração de lodo na mistura (g STV.L⁻¹);

STV_{lodo} : concentração inicial de STV no lodo ensaiado (g STV.L⁻¹).

A partir do cálculo do volume de lodo utilizado, foi então determinada a quantidade da massa de microrganismo aplicada em cada frasco de reação (Equação 24).

$$M_{lodo} = V_{lodo} \times STV_{lodo} \quad (24)$$

Em que:

M_{lodo} : massa de microrganismos (gSTV).

O ensaio de AME realizado no presente trabalho utilizou como substrato uma solução de glicose com concentração de 3 gDQO.L⁻¹, conforme recomendado por Aquino *et al.* (2007). Sendo assim, o volume de substrato aplicado em cada frasco de reação foi calculado por meio da Equação 25

$$V_{sub} = \frac{(C_m \times V_m)}{C_{DQO}} \quad (25)$$

Em que:

V_{sub} : volume de substrato adicionado em cada frasco (mL);

C_{DQO} : concentração de DQO do substrato (gDQO.L⁻¹).

Sabendo-se o volume de lodo e de substrato a ser adicionado em cada frasco, o volume de solução nutriente foi então obtido por meio da Equação 26. A solução nutriente utilizada no ensaio de AME foi semelhante àquela do ensaio de DQO inerte apresentada nas Tabelas 18 e 19.

$$V_n = V_m - V_{lodo} - V_{sub} \quad (26)$$

Em que:

V_n : volume de solução nutriente adicionada em cada frasco (mL).

Para evitar possíveis erros analíticos oriundos da produção de CH₄ de origem endógena do lodo, os frascos foram mantidos em repouso por 24 horas somente com volume de lodo. Após esse período foi então adicionado o substrato e a solução nutriente, sendo ainda realizada a purga de oxigênio com nitrogênio gasoso por 5 minutos. O ensaio foi realizado em uma câmara térmica com temperatura constante de 30°C.

O monitoramento contínuo da produção de CH₄ nos frascos de reação possibilitou a obtenção de dados que correlacionam as variáveis tempo e produção acumulativa de CH₄. A determinação da AME foi então realizada a partir da avaliação do trecho de inclinação máxima da curva de produção de CH₄. Os resultados da avaliação forneceram a taxa de produção desse gás (mLCH₄.d⁻¹) que, dividida pela quantidade inicial de biomassa aplicada em cada frasco (M_{lodo}), levou aos valores de AME (mLCH₄.gSTV⁻¹.d⁻¹) do lodo anaeróbio em estudo. Cabe destacar que os valores de AME geralmente são encontrados na literatura fazendo correspondência à massa de DQO convertida em CH₄. Desse modo, para realização de tal ajuste, foram utilizadas as Equações 27 e 28 descritas a seguir.

$$DQO_{CH_4} = f(t) \times Q_{CH_4} \quad (27)$$

Em que:

DQO_{CH₄}: carga de DQO removida do frasco e convertida em CH₄ (gDQO);

f(t): fator de correção para a temperatura operacional do ensaio (kgDQO.m⁻³);

Q_{CH₄}: taxa de produção de CH₄ (m³.d⁻¹).

$$f(t) = \frac{(P_a \times K_{DQO})}{R \times (273 + T)} \quad (28)$$

Em que:

P_a: pressão atmosférica (1 atm);

K_{DQO}: DQO correspondente a 1 mol de CH₄ (64 gDQO.mol⁻¹);

R: constante dos gases (0,08206 atm.L.mol⁻¹.K);

T: temperatura operacional do ensaio (°C).

3.4.4 Partida dos reatores UASB em escala de bancada

O processo de partida dos reatores UASB I e II, utilizando somente o lodo e o esgoto sanitário oriundos da ETE Padilha Sul, foram realizados conforme as seguintes etapas sugeridas por Chernicharo (2016):

- Transferir o lodo utilizado como inóculo para o reator (cerca de 1/3 de seu volume). O lodo deve ser acondicionado no fundo do reator, evitando a formação de turbulência e excesso de contato com o ar;
- Deixar o lodo em repouso por 24 horas, possibilitando sua adaptação gradual ao meio;
- Após o período de repouso, iniciar a alimentação do reator com esgoto sanitário até que o mesmo atinja aproximadamente a metade de seu volume útil. Deixar o sistema em repouso por mais 24 horas;
- Ao término deste período, e antes de iniciar uma próxima alimentação, coletar amostras do sobrenadante do reator e realizar as seguintes análises: temperatura, pH, alcalinidade, AGV e DQO. Caso estes parâmetros estejam dentro das faixas de valores aceitáveis (pH entre 6,0 e 8,0, AGV abaixo de 200 mg.L⁻¹ e alcalinidade sem tendência de queda), prosseguir o processo de alimentação para enchimento total do reator;
- Deixar o reator novamente sem alimentação por 24 horas. Ao término desse período, retirar novas amostras para serem analisadas e proceder como anteriormente;
- 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 12 horas para as primeiras 4 semanas e TDH de 8 horas para o restante do ensaio. Por fim, proceder ao monitoramento de rotina para avaliação do sistema de tratamento.

3.4.5 Processo de codisposição de lixiviado em reator UASB em escala de bancada tratando esgoto sanitário

Conforme já explanado, a codisposição de lixiviado bruto com esgoto sanitário foi realizada no reator UASB I. O sistema de alimentação foi composto por um reservatório de 25 L e uma bomba peristáltica da marca Milan, modelo BP600/4, operada com uma vazão de $0,275 \text{ L.h}^{-1}$ para um TDH de 8 horas. Após o processo de partida o reator foi operado apenas com esgoto sanitário por um período aproximado de 3 meses. As relações volumétricas de mistura entre lixiviado e esgoto empregadas nesse sistema foram: 2, 5 e 10%. O aumento gradual das relações de mistura foi realizado conforme observação na estabilidade do desempenho do reator. As relações escolhidas foram pautadas nos resultados do ensaio de biodegradabilidade anaeróbia e também nos trabalhos apresentados na Tabela 11. Na Figura 26 é possível visualizar o aparato experimental utilizado para a codisposição de lixiviado bruto no reator UASB I tratando esgoto sanitário.

FIGURA 26 – SISTEMA UTILIZADO PARA A CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO BRUTO NO REATOR UASB I TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO

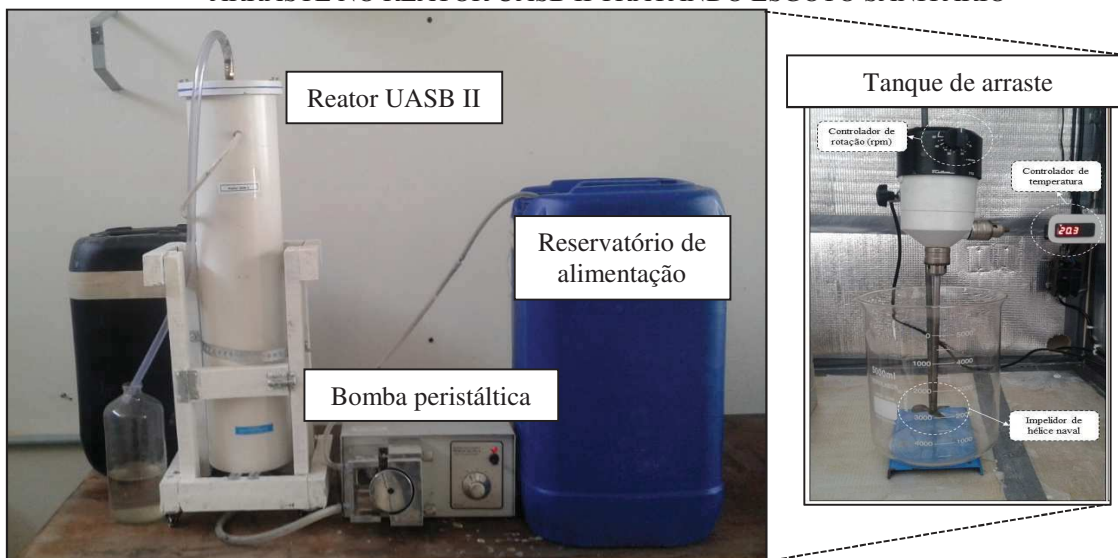


A codisposição de lixiviado pré-tratado por arraste com esgoto sanitário foi realizada no reator UASB II. Para tanto, o processo de arraste de amônia foi realizado no mesmo aparato experimental utilizado para a avaliação do processo de arraste de curta duração

(Figura 19). As condições operacionais empregadas no processo de arraste foram: G igual a 35 s^{-1} , temperatura de 25°C e correção do pH para 10 (tais condições foram empregadas devido aos resultados obtidos na Etapa 1). A remoção de amônia do lixiviado foi realizada até que a mesma apresentasse concentrações próximas de 500 mg.L^{-1} . Tal concentração foi estabelecida para que o processo de arraste pudesse ser realizado em um curto período de tempo. Além disso, as relações volumétricas de mistura entre lixiviado e esgoto empregadas no reator UASB II foram de 5 e 10%. As relações escolhidas foram pautadas nos resultados do ensaio de biodegradabilidade anaeróbia do lixiviado pré-tratado com esgoto sanitário.

O sistema de alimentação do reator UASB II foi composto por um reservatório de 30 L e uma bomba semelhante àquela descrita anteriormente, porém, operada com uma vazão de $0,825 \text{ L.h}^{-1}$ para um TDH de 8 horas e temperatura ambiente. Após a sua partida o reator UASB II foi operado apenas com esgoto sanitário também por um período de 3 meses. O aumento gradual das relações de mistura foi realizado conforme observação na estabilidade do desempenho do reator. Na Figura 27 é apresentado o aparato experimental utilizado para a codisposição de lixiviado pré-tratado no reator UASB II.

FIGURA 27 – SISTEMA UTILIZADO PARA A CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO PRÉ-TRATADO POR ARRASTE NO REATOR UASB II TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO



A comparação do desempenho entre os reatores UASB I e UASB II foi realizada por meio do método estatístico de Tukey, sendo então avaliadas as médias dos parâmetros de eficiência de remoção de DQO e DBO. Além disso, foram também analisados os efeitos da codisposição nos reatores no que tange aos parâmetros de alcalinidade, ácidos voláteis, pH, cor e amônia.

3.4.6 Frequência de monitoramento

O monitoramento do afluente e efluente dos reatores UASB I e II foram realizados conforme a frequência apresentada na Tabela 26.

TABELA 26 – FREQUÊNCIA DE ANÁLISES DE MONITORAMENTO DO AFLUENTE E EFLUENTE DOS REATORES UASB I E II*

Parâmetros	Frequência
DQO	3 x por semana
DBO	2 x por mês
pH	3 x por semana
Alcalinidade	3 x por semana
AGV	3 x por semana
Cor	2 x por mês
SST	2 x por mês
Amônia	2 x por mês

*Ensaio de 3 meses para cada relação volumétrica

3.4.7 Realização de ensaios de fitotoxicidade

Além dos parâmetros convencionais de análise citados anteriormente, o presente trabalho também realizou a avaliação da fitotoxicidade do afluente e efluente dos reatores UASB I e II (apenas a relação de mistura 2% de lixiviado bruto não foi analisada). Adicionalmente, foram avaliados também a fitotoxicidade do esgoto sanitário, do lixiviado bruto e do lixiviado pré-tratado por arraste. Os organismos testes utilizados nos ensaios de fitotoxicidade foram as sementes de *Lactuca Sativa*, obtidas comercialmente sem tratamento químico prévio e com índice de germinação igual a 98%. Os ensaios de fitotoxicidade foram realizados no LABEAM – UFPR.

As amostras analisadas foram diluídas em água destilada de forma a obter as seguintes relações de mistura (v/v): 1, 3, 10, 30 e 100% (SOBRERO; RONCO, 2004). Para verificação de possíveis interferências tóxicas aos organismos expostos foi empregada como solução controle (branco) uma água constituída de micronutrientes, conforme apresentado na Tabela 27. Antes do início dos ensaios de fitotoxicidade as sementes foram desinfetadas em álcool 70% (v/v) por 30 segundos e em seguida em solução de hipoclorito de sódio a 1% (v/v) por dois minutos. Após esse período, as sementes foram lavadas em água destilada e mantidas para secar sob papel filtro (SANTOS *et al.*, 2011).

Os ensaios foram realizados em placas de petri previamente esterilizadas (24 horas em estufa a 150 °C). Em cada placa foi inserido um papel filtro e 5 ml da amostra a ser avaliada (ou solução controle). Com auxílio de uma pinça foram distribuídas uniformemente 15

sementes em cada placa (NEVES, 2017). Após essa etapa, as placas foram então incubadas (em estufa do tipo DBO) na ausência de luz, a temperatura constante de 20°C, por 120 horas (SOBRERO; RONCO, 2004). No final do ensaio foi contabilizado o número de sementes que germinaram em cada placa e destas foram medidos os alongamentos das radículas (raiz) em milímetros (mm) com auxílio de um paquímetro. De acordo com Lamhamdi *et al.* (2011) só pode ser considerada germinada a semente cujo comprimento da radícula fosse superior a 2 mm.

TABELA 27 – SOLUÇÃO DE MICRONUTRIENTES UTILIZADA COMO BRANCO NO ENSAIO DE FITOTOXICIDADE

Substância	Concentração (mg.L ⁻¹)
Nitrato de cálcio tetra hidratado (Ca (NO ₃) ₂ .4H ₂ O)	236
Nitrato de potássio (KNO ₃)	202
Sulfato de magnésio heptahidratado (MgSO ₄ .7H ₂ O)	246
Fosfato monopotássico (KH ₂ PO ₄)	136
Ácido férrico etilenodiamino tetra-acético trihidratado (Fe EDTA.3H ₂ O)	68

FONTE: DIAS (2013).

Para validação do ensaio de fitotoxicidade foi necessário que ao menos 90% das sementes da placa com solução controle germinassem e ainda que o coeficiente de variação de alongamento da radícula (Equação 29) não ultrapassasse 30% (SOBRERO; RONCO, 2004). Caso as condições descritas não fossem concretizadas, os resultados deveriam ser considerados suspeitos e os testes repetidos com outro lote de sementes.

$$CV = \frac{S}{X} \quad (29)$$

Em que:

CV: coeficiente de variação (%);

S: desvio padrão dos comprimentos das radículas (mm);

X: média dos comprimentos das radículas (mm).

Respeitadas as condições de validação do ensaio de fitotoxicidade, o número de sementes germinadas foi utilizado para o cálculo do índice de fitotoxicidade em relação à germinação (Equação 30), e os dados de alongamento da radícula foram utilizados para os

cálculos do índice de fitotoxicidade em relação ao alongamento da radícula (Equação 31) (BAGUR; GONZÁLEZ *et al.*, 2011).

$$FG = \frac{GA - GC}{GC} \quad (30)$$

Em que:

FG: índice de fitotoxicidade em relação à germinação;

GA: média do número de sementes germinadas na amostra (%);

GC: média do número de sementes germinadas no controle (%).

$$FR = \frac{RA - RC}{RC} \quad (31)$$

Em que:

FR: índice de fitotoxicidade em relação ao alongamento da radícula;

RA: média do alongamento da radícula na amostra (mm);

RC: média do alongamento da radícula no controle (mm).

Os cálculos de FG e de FR são projetados de tal forma que seus valores variam de -1 a 0. Valores próximos de 0 indicam a estimulação da germinação e do crescimento da radícula. Já valores próximos de -1 correspondem aos baixos índices de estimulação da germinação e também do crescimento da radícula. Desse modo, tais índices foram enquadrados em quatro categorias conforme os efeitos tóxicos observados a seguir (BAGUR; GONZÁLEZ *et al.*, 2011):

- Baixa toxicidade: $0 > FG, FR \geq -0,25$;
- Moderada toxicidade: $-0,25 > FG, FR \geq -0,5$;
- Alta toxicidade: $-0,5 > FG, FR \geq -0,75$;
- Muito alta toxicidade: $-0,75 > FG, FR \geq -1$.

Adicionalmente, foi calculado o índice de germinação (IG) das amostras sem diluição 100% (v/v) por meio da Equação 32. Os valores do IG das amostras foram submetidos à análise de variância (ANOVA). A diferença média significativa entre os tratamentos foi comparada pelo teste de Tukey. O valor da CL_{50} foi obtido pela técnica de análise de regressão dos resultados de germinação.

$$IG = \frac{GA}{GC} \times \frac{RA}{RC} \times 100 \quad (32)$$

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 RESULTADOS DA FASE PRELIMINAR – CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO E DO ESGOTO SANITÁRIO UTILIZADOS NA PESQUISA

4.1.1 Caracterização do lixiviado

Na Tabela 28 são apresentados os valores médios dos parâmetros de caracterização do lixiviado coletado em cinco períodos distintos. As duas coletas de 2016, realizadas em bombonas de 30 L, serviram de base para a caracterização prévia do lixiviado do aterro da Estre. Em 2017, com a possibilidade do armazenamento em grande volume na ETE Padilha Sul, foram então realizadas três coletas de 5 m³ cada.

TABELA 28 – CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DO LIXIVIADO

Parâmetros	Data da coleta					Média ± desvio padrão
	1ª Coleta (mar/2016)	2ª Coleta (ago/2016)	3ª Coleta (jan/2017)	4ª Coleta (jun/2017)	5ª Coleta (set/2017)	
DBO (mg.L ⁻¹)	916	1.321	1.400	900	1.300	1.167 ± 240
DQO (mg.L ⁻¹)	3.162	7.458	3.892	2.783	4.829	4.424 ± 1.866
DBO/DQO	0,30	0,18	0,36	0,32	0,26	0,30 ± 0,06
COD (mg.L ⁻¹)	-	-	825	701	-	763 ± 87
Condutividade (µS cm ⁻¹)	32.230	-	47.130	26.310	43.605	37.318 ± 9.710
Cor aparente (uC)	-	4.500	4.250	2.500	3.750	3.750 ± 890
pH	8,0	8,2	8,1	8,1	8,2	8,1 ± 0,08
Alcalinidade Total (mg.L ⁻¹)	12.590	10.485	12.590	7.186	14.855	11.541 ± 2.883
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	-	7,07	17,5	7,93	14,7	11,8 ± 5,1
Amônia (mg.L ⁻¹)	2.628	2.888	2.670	1.400	3.435	2.604 ± 745
NTK (mg.L ⁻¹)	-	-	-	2.016	-	2.016 ± 0,0
ST (mg.L ⁻¹)	12.858	13.015	13.012	7.645	12.018	11.709 ± 2.309
STF (mg.L ⁻¹)	7.358	9.577	9.835	5.418	9.300	8.297 ± 1.882
STV (mg.L ⁻¹)	5.500	3.438	3.177	2.227	2.717	3.411 ± 1.255
Óleos e Graxas (mg.L ⁻¹)	-	-	< 5,00	< 5,00	< 5,00	< 5,00 ± 0,0
Fenóis (mg.L ⁻¹)	-	-	0,65	0,44	0,55	0,54 ± 0,10
Sulfeto (mg.L ⁻¹)	-	-	< 1	< 1	1,40	1,1 ± 0,23
Sulfato (mg.L ⁻¹)	-	-	< 50	< 50	< 50	< 50 ± 0,0
Cloretos (mg.L ⁻¹)	-	-	3.890	1.890	3.300	3.026 ± 1.027
Cádmio (mg.L ⁻¹)	0,08	-	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001 ± 0,0
Cobre (mg.L ⁻¹)	< 0,1	-	< 0,005	0,0374	0,020	0,0208 ± 0,016
Cromo (mg.L ⁻¹)	< 0,1	-	0,313	0,212	0,300	0,275 ± 0,05
Ferro (mg.L ⁻¹)	5,58	-	6,95	8,12	7,51	7,04 ± 1,08
Manganês (mg.L ⁻¹)	0,320	-	0,177	0,508	0,420	0,35 ± 0,14
Níquel (mg.L ⁻¹)	0,420	-	0,173	0,108	0,190	0,22 ± 0,13
Zinco (mg.L ⁻¹)	0,500	-	0,501	0,536	0,670	0,55 ± 0,08
<i>E. Coli</i> (un.100mL ⁻¹)	-	-	2,25E+05	5,20E+03	1,32E+04	8,11E+04 ± 1,0E+05
Coliformes totais (un.100mL ⁻¹)	-	-	2,42E+06	2,85E+05	1,57E+05	9,54E+05 ± 1,0E+06

A relação DBO/DQO é um importante indicador que caracteriza o grau de biodegradabilidade do lixiviado. De modo geral, relações superiores a 0,3 indicam elevada potencialidade da utilização de tratamentos biológicos. Já relações inferiores a 0,1 sugerem o emprego de processos físico-químicos de tratamento (VON SPERLING, 2014). Tratando-se do lixiviado em questão, a relação DBO/DQO apresentou um valor médio de $0,30 \pm 0,06$, demonstrando uma possível utilização de processos biológicos para seu tratamento.

Entretanto, os dados de caracterização também apresentaram elevadas concentrações de amônia no lixiviado. Conforme apresentado no item 2.2, concentrações desse parâmetro superiores a 1.500 mg.L^{-1} podem ser tóxicas aos processos anaeróbios de tratamento (McCARTY, 1964; CHERNICHARO, 2016). A concentração média de amônia nas 5 coletas realizadas foi de aproximadamente $2.604 \pm 745 \text{ mg.L}^{-1}$, evidenciando a necessidade de um pré-tratamento do lixiviado antes de ser encaminhado a processos biológicos de tratamento.

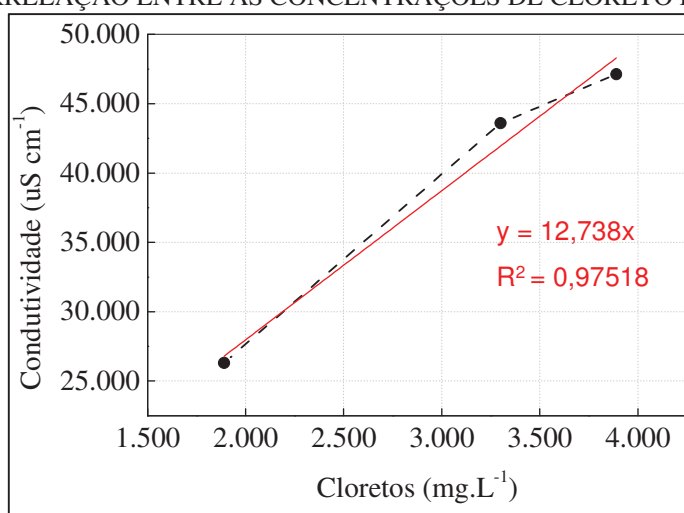
As elevadas concentrações de cloreto no lixiviado em estudo exigem certo grau de atenção. De acordo com Souto (2009), o cloreto pode causar uma série de interferências nos métodos analíticos de determinação da matéria orgânica presente no lixiviado. APHA (2005) afirmam que o cloreto é o interferente mais comum no ensaio de DQO. Concentrações acima de 2.000 mg.L^{-1} podem tanto aumentar o valor de DQO quanto diminuí-la. Isto posto, diluições devem ser realizadas no lixiviado no momento das análises para minimizar tais problemas.

Ainda sobre o cloreto, El-Fadel *et al.* (2002) sugere que essa espécie iônica não está sujeita a transformações químicas ou biológicas no aterro, devendo passar pelas camadas mais profundas sem qualquer redução significativa de sua concentração. Essa característica tem feito do cloreto um indicador do efeito de diluição do lixiviado (MARCHIORETTO, 2003). Nota-se ainda uma elevada associação das concentrações de cloreto com o parâmetro condutividade. O lixiviado coletado em janeiro de 2017 apresentou uma concentração de cloreto igual a 3.890 mg.L^{-1} e $47.130 \mu\text{S cm}^{-1}$ de condutividade. Na coleta de junho de 2017 houve o decaimento da concentração de cloreto para 1.890 mg.L^{-1} , seguida da redução da condutividade presente no lixiviado para $26.310 \mu\text{S cm}^{-1}$. Na última coleta realizada em setembro de 2017, a concentração de cloreto era de 3.300 mg.L^{-1} e de condutividade igual a $43.605 \mu\text{S cm}^{-1}$. Desse modo, constata-se uma forte correlação positiva entre esses dois parâmetros, conforme apresentado no gráfico da Figura 28.

Embora não sejam análises usuais de caracterização de lixiviados, e sim de esgotos sanitários, os parâmetros *E. Coli* (coliformes fecais) e coliformes totais foram avaliados nas

três coletas realizadas em 2017. Comparando os resultados do lixiviado com os valores típicos desses parâmetros em esgotos sanitários (Tabela 12), pode-se observar que as concentrações foram próximas nessas duas águas residuárias. Já as concentrações de coliformes totais do lixiviado ficaram abaixo (cerca de 10 a 100 vezes menos) da faixa de valores típicos de esgotos sanitários. Com os resultados é possível afirmar que o lixiviado também possui elevadas concentrações de microrganismos patogênicos.

FIGURA 28 – CORRELAÇÃO ENTRE AS CONCENTRAÇÕES DE CLORETO E CONDUTIVIDADE



As concentrações de metais pesados nos lixiviados coletados foram semelhantes às aquelas encontradas por Souto e Povinelli (2007) para aterros brasileiros, não indicando possíveis indícios de atribuição de toxicidade para tratamentos biológicos do lixiviado. De acordo com Sampaio *et al.* (1999), as concentrações de metais pesados que inibem o tratamento anaeróbio são: Cádmio ≥ 20 mg.L⁻¹, Cromo ≥ 110 mg.L⁻¹, Cobre ≥ 40 mg.L⁻¹, Chumbo ≥ 340 mg.L⁻¹, Zinco ≥ 400 mg.L⁻¹ e Cálcio ≥ 4.500 mg.L⁻¹.

A relação DQO/Amônia representa a quantidade de matéria orgânica em relação à concentração do macronutriente nitrogênio (similar à relação C/N). Os valores encontrados para essa relação foram, em média, igual 1,8, indicando excesso de nitrogênio para um eventual tratamento biológico (a relação ótima C/N em um tratamento anaeróbio é ≤ 30). Tratando-se da relação DQO/Fósforo (C/P), a média dos valores encontrados foi de 500, apresentando um déficit do macronutriente fósforo para a correta manutenção dos microrganismos envolvidos no tratamento biológico (a relação ótima C/P em um tratamento anaeróbio é ≤ 150) (SOUZA, 1984).

4.1.1.1 DQO inerte anaeróbia do lixiviado

Os ensaios de DQO inerte anaeróbia aqui apresentados são referentes à coleta do lixiviado realizada em agosto de 2016, junho de 2017 e setembro de 2017. Na Tabela 29 estão sumarizados os resultados dos ensaios. A DQO inerte anaeróbia do lixiviado coletado em agosto de 2016 apresentou um valor, em média, igual $1.700 \pm 120 \text{ mg.L}^{-1}$ (ou $30,3 \pm 3,5\%$). Já para o lixiviado coletado em junho de 2017, a DQO inerte anaeróbia foi igual a $937 \pm 78 \text{ mg.L}^{-1}$ (ou $34,7 \pm 4,2\%$). Por fim, o lixiviado coletado em setembro de 2017 apresentou uma DQO inerte de $1.723 \pm 138 \text{ mg.L}^{-1}$ (ou $35,9 \pm 4,7\%$). As frações de DQO inerte encontradas demonstram a elevada concentração de compostos refratários presentes nos lixiviados coletados. Segundo Tatsi *et al.* (2001), tais compostos podem ser relacionados às substâncias húmicas e também com outras espécies complexas que resultam da condensação de núcleos aromáticos.

TABELA 29 – RESULTADOS DOS ENSAIOS DE DQO INERTE ANAERÓBIA

Data da coleta do lixiviado	DQO inicial das amostras (mg.L^{-1})	DQO final lixiviado (mg.L^{-1})	DQO final glicose (mg.L^{-1})	DQO inerte (mg.L^{-1})	DQO inerte (%)	$K_{25^\circ\text{C}}$ (d^{-1})	$K_{20^\circ\text{C}}$ (d^{-1})
ago/2016	5.606 ± 155	1.842 ± 32	142 ± 11	1.700 ± 120	$30,3 \pm 3,5$	0,0327	0,0291
jun/2017	2.700 ± 80	1.152 ± 27	215 ± 14	937 ± 78	$34,7 \pm 4,2$	0,0284	0,0252
set/2017	4.800 ± 54	1.920 ± 44	197 ± 8	1.723 ± 138	$35,9 \pm 4,7$	0,0305	0,0271

Nas figuras 29 a 31 estão apresentados os ensaios de DQO inerte anaeróbia dos lixiviados analisados.

FIGURA 29 – ENSAIO DE DQO INERTE ANAERÓBIA: COLETA DE AGOSTO DE 2016

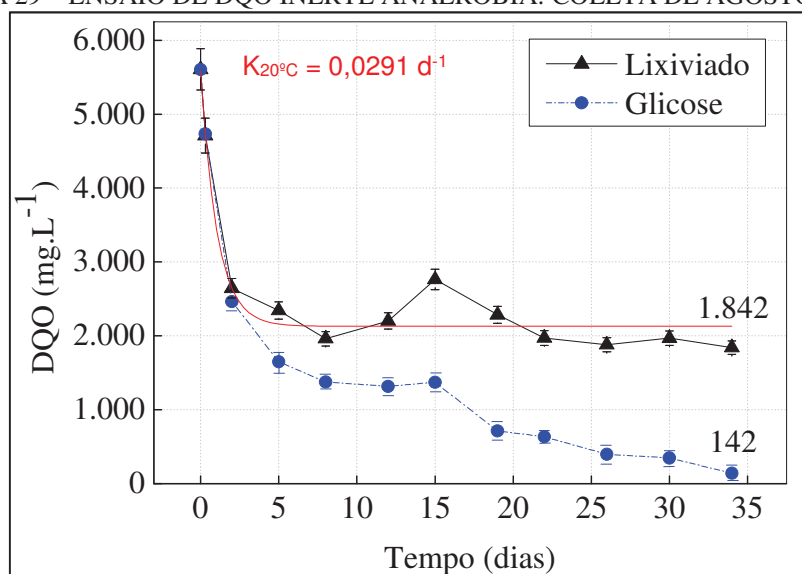


FIGURA 30 – ENSAIO DE DQO INERTE ANAERÓBIA: COLETA DE JUNHO DE 2017

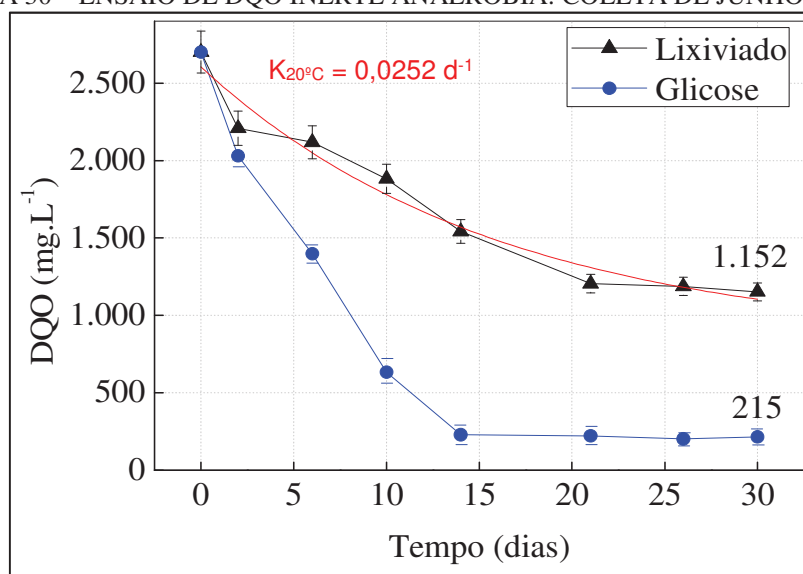
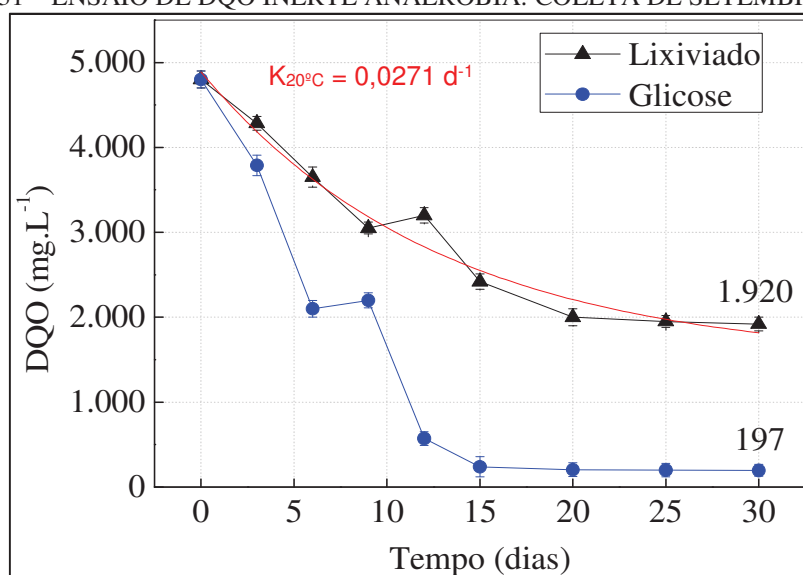


FIGURA 31 – ENSAIO DE DQO INERTE ANAERÓBIA: COLETA DE SETEMBRO DE 2017

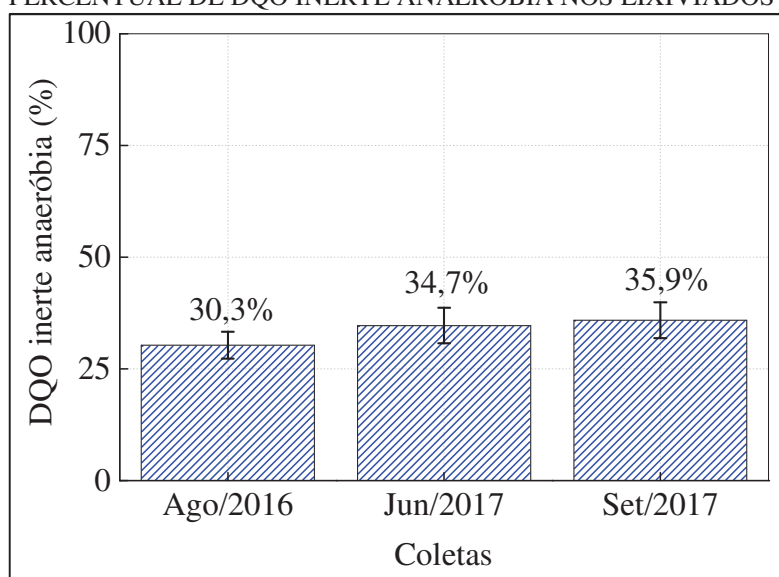


O decaimento contínuo da DQO biodegradável a partir dos primeiros dias de ensaio aponta a não necessidade de aclimação do lodo empregado como inóculo. Isto se deve, provavelmente, pela semelhança das características entre a matéria orgânica rapidamente biodegradável do lixiviado e a presente no esgoto sanitário. Nota-se nas análises de DQO inerte, das coletas de agosto de 2016 e setembro de 2017, a elevação da DQO biodegradável a partir de determinado tempo de ensaio. De acordo com Moravia (2010), tal fato pode ser atribuído à produção de Produtos Microbianos Solúveis (SMP) associados ao mecanismo de decaimento endógeno e lise celular. No ensaio da coleta de agosto de 2016, a lise celular, tanto no frasco de lixiviado quanto no frasco de glicose, ocorreu próxima ao 15º dia de

incubação. Já no ensaio da coleta de setembro de 2017, a lise celular do lixiviado ocorreu no 12º dia de incubação, enquanto no frasco de glicose observou-se tal fenômeno no 8º dia de ensaio. Segundo Chernicharo (2016), a lise celular é iniciada quando a relação alimento/microrganismo (A/M) é muito baixa, sendo ocasionada pela limitação de substrato devido ao aumento da biomassa ativa no processo de degradação.

Os resultados finais de DQO inerte anaeróbia dos lixiviados analisados estão apresentados na Figura 32.

FIGURA 32 – PERCENTUAL DE DQO INERTE ANAERÓBIA NOS LIXIVIADOS ANALISADOS



A coleta realizada em junho de 2017 apresentou características de um lixiviado mais diluído se comparado com os demais. O ensaio de DQO inerte constatou que tanto para lixiviados mais concentrados, quanto para lixiviados mais diluídos, a fração inerte tende a não sofrer alterações significativas. Essa observação serviu de base para as discussões sobre os efeitos da codisposição de lixiviado em sistemas de tratamento de esgotos sanitários. Moravia (2010) realizou ensaios de DQO inerte aeróbia em lixiviado diluído (DQO \approx 2.220 mg.L⁻¹ e cloreto \approx 2.033 mg.L⁻¹) e lixiviado concentrado (DQO \approx 3.156 mg.L⁻¹ e cloreto \approx 2.533 mg.L⁻¹). O autor também evidenciou a paridade das frações inertes dos dois lixiviados analisados (DQO inerte em média igual a 40%).

Estudos realizados por Amaral *et al.* (2006) em um lixiviado com concentração de DQO igual a 2.587 mg.L⁻¹ e DBO de 60 mg.L⁻¹ (DBO/DQO = 0,023), apresentaram valores de DQO inerte anaeróbia próximos de 40%. Os autores ainda realizaram o ensaio sob condições aeróbias, e constataram uma fração de DQO inerte aeróbia igual a 45%. Os

resultados apontam que a fração do lixiviado refratária à degradação aeróbia é a mesma que àquela refratária à degradação anaeróbia (GOURDON *et al.*, 1992). A pequena diferença entre os resultados pode ser atribuída à melhor adaptação dos microrganismos anaeróbios pelo fato do lixiviado já estar sob condições anaeróbias dentro das células no aterro (AMARAL *et al.*, 2006).

Baettker *et al.* (2016) realizou estudos em um lixiviado com DQO de 3.895 mg.L⁻¹ e com concentração de amônia igual a 3.000 mg.L⁻¹, obtendo valores de DQO inerte anaeróbia próximos de 35%. Galvão (2017) realizou ensaios de DQO inerte anaeróbia em um lixiviado pré-tratado por arraste de amônia com DQO de 600 mg.L⁻¹. Os resultados apontaram uma DQO inerte anaeróbia igual a 83%, evidenciando a elevada recalcitrância e impossibilidade de um tratamento biológico para tal lixiviado. Lange e Amaral (2009) realizaram ensaios de DQO inerte anaeróbia em um lixiviado com concentração de DQO igual a 2.374 mg.L⁻¹. Após o término das análises os autores constataram uma DQO inerte da ordem 53%.

Os valores das constantes cinéticas de decaimento obtidos nos ensaios de DQO inerte anaeróbia foram, em média, igual a $0,0271 \pm 0,0015 \text{ d}^{-1}$. Desse modo, conforme apresentado na Tabela 30, o TDH necessário para uma eficiência de 40% de remoção de DQO, em um sistema anaeróbio, deve ser minimamente igual a 19 dias. Para uma eficiência de 50%, o TDH aumenta para 25 dias. Por fim, para uma eficiência de 60%, o TDH requerido é de 33 dias. Os ensaios de DQO inerte abrangendo os estudos das constantes cinéticas de decaimento podem servir como base para a elaboração de sistemas de tratamento de lixiviados.

TABELA 30 – CÁLCULO DO TDH PARA DIFERENTES EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE DQO

DQO inicial do lixiviado (mg.L ⁻¹)*	Eficiência desejada (%)	K _{20°C} (d ⁻¹)**	TDH (d)***
5.606	40	0,0271	19
	50		25
	60		33

*DQO inicial utilizada do lixiviado coletado em agosto de 2016;

**Constante cinética média encontrada nos ensaios de DQO inerte;

***TDH calculado por meio da Equação 21.

4.1.1.2 Monitoramento do reservatório de lixiviado

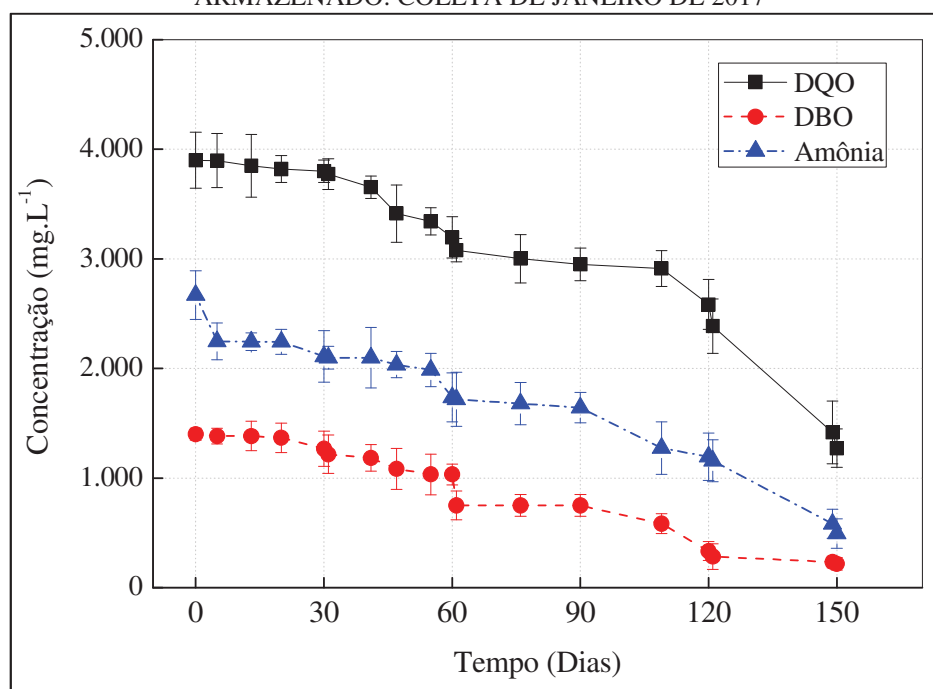
A proposta de monitoramento do reservatório de lixiviado é decorrente do longo período de armazenamento desse líquido. A identificação de possíveis mudanças nas propriedades físico-químicas do lixiviado é de grande relevância para o processo de

codisposição em reatores UASB. Os parâmetros analisados no monitoramento foram: DQO, DBO, amônia, pH e temperatura.

Armazenamento do lixiviado coletado em janeiro de 2017:

O lixiviado coletado em janeiro de 2017 ficou armazenado por um período de aproximadamente 150 dias. Com exceção do pH, que aumentou de 8,1 para 8,4, constatou-se um decaimento nos demais parâmetros analisados. A DQO, inicialmente igual a 3.892 mg.L⁻¹, sofreu uma redução de 67%. Já a DBO, com valores iniciais próximos de 1.400 mg.L⁻¹, possuiu um decaimento de aproximadamente 80%. O armazenamento do lixiviado também contribuiu para a redução da concentração de amônia (inicial de 2.670 mg.L⁻¹) em 78%. A temperatura média durante o período foi de 24,5 ± 1,9 °C, o que pode ter contribuído para as elevadas remoções dos parâmetros analisados. Na Figura 33 é possível visualizar o comportamento temporal da DQO, DBO e amônia durante o período de armazenamento do lixiviado.

FIGURA 33 – COMPORTAMENTO TEMPORAL DA DQO, DBO E AMÔNIA DO LIXIVIADO ARMAZENADO: COLETA DE JANEIRO DE 2017

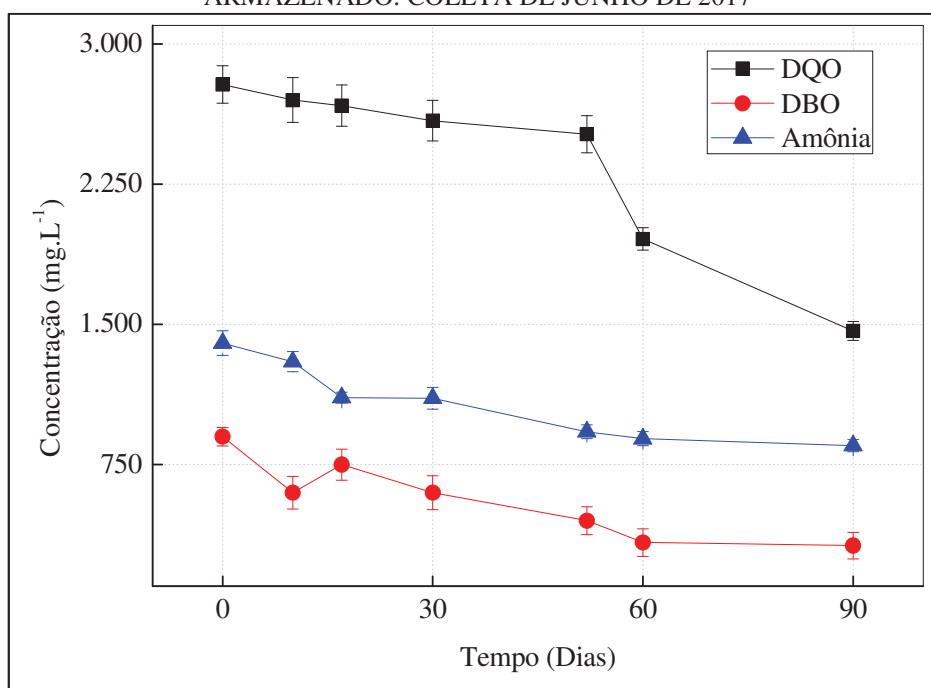


Armazenamento do lixiviado coletado em junho de 2017:

O lixiviado coletado em junho de 2017 ficou armazenado por um período de aproximadamente 90 dias. Assim como na coleta anterior, o pH do lixiviado de junho de 2017

aumentou de 8,1 para 8,4. Com uma concentração inicial de 2.783 mg.L^{-1} , a DQO sofreu uma redução de aproximadamente 50%. A DBO, por sua vez, inicialmente igual 900 mg.L^{-1} , possuiu um decaimento da ordem de 65%. Já a concentração de amônia no lixiviado (inicial de 1.400 mg.L^{-1}) sofreu uma redução de 39%. A temperatura média durante o período de armazenamento foi de $20,8 \pm 1,7 \text{ }^\circ\text{C}$. Na Figura 34 está destacado o comportamento temporal dos parâmetros analisados do lixiviado em questão.

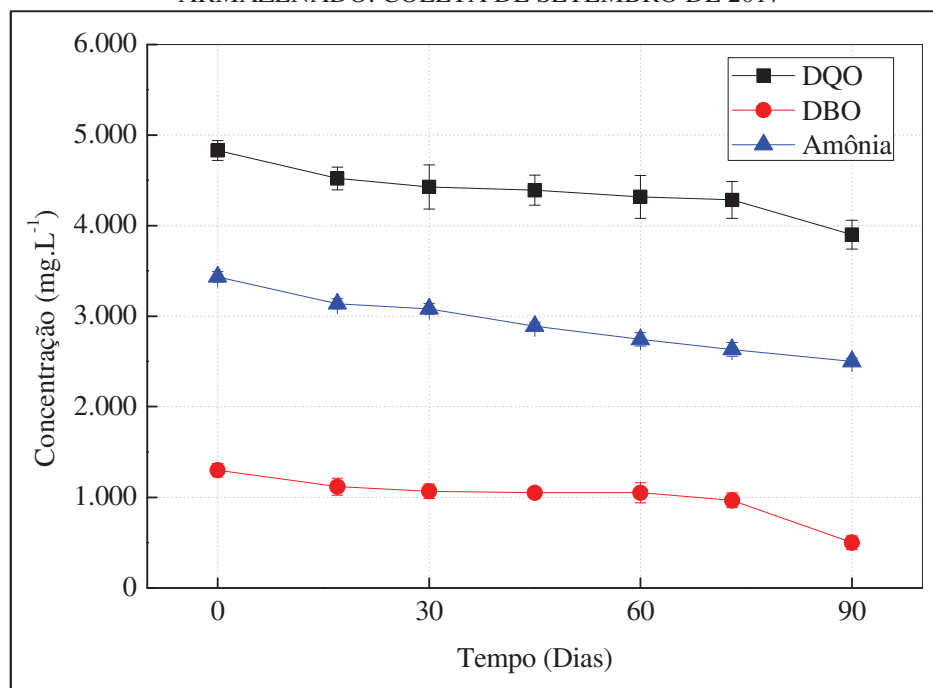
FIGURA 34 – COMPORTAMENTO TEMPORAL DA DQO, DBO E AMÔNIA DO LIXIVIADO ARMAZENADO: COLETA DE JUNHO DE 2017



Armazenamento do lixiviado coletado em setembro de 2017:

O lixiviado coletado em setembro de 2017 também ficou armazenado por um período de aproximadamente 90 dias. O pH do lixiviado ($\text{pH} = 8,1$), ao contrário das outras coletas, não sofreu alterações durante o monitoramento realizado. A concentração de DQO, inicialmente igual a 4.829 mg.L^{-1} , sofreu um decaimento de aproximadamente 20%. Já a DBO, com concentração inicial de 1.300 mg.L^{-1} , possuiu uma redução de 60%. Com uma concentração inicial de 3.435 mg.L^{-1} , a redução de amônia durante o armazenamento do lixiviado foi da ordem de 30%. A temperatura média do período analisado foi de $22,1 \pm 1,9 \text{ }^\circ\text{C}$. O comportamento temporal das concentrações de DQO, DBO e amônia, do lixiviado coletado em setembro de 2017, pode ser visualizado na Figura 35.

FIGURA 35 – COMPORTAMENTO TEMPORAL DA DQO, DBO E AMÔNIA DO LIXIVIADO ARMAZENADO: COLETA DE SETEMBRO DE 2017



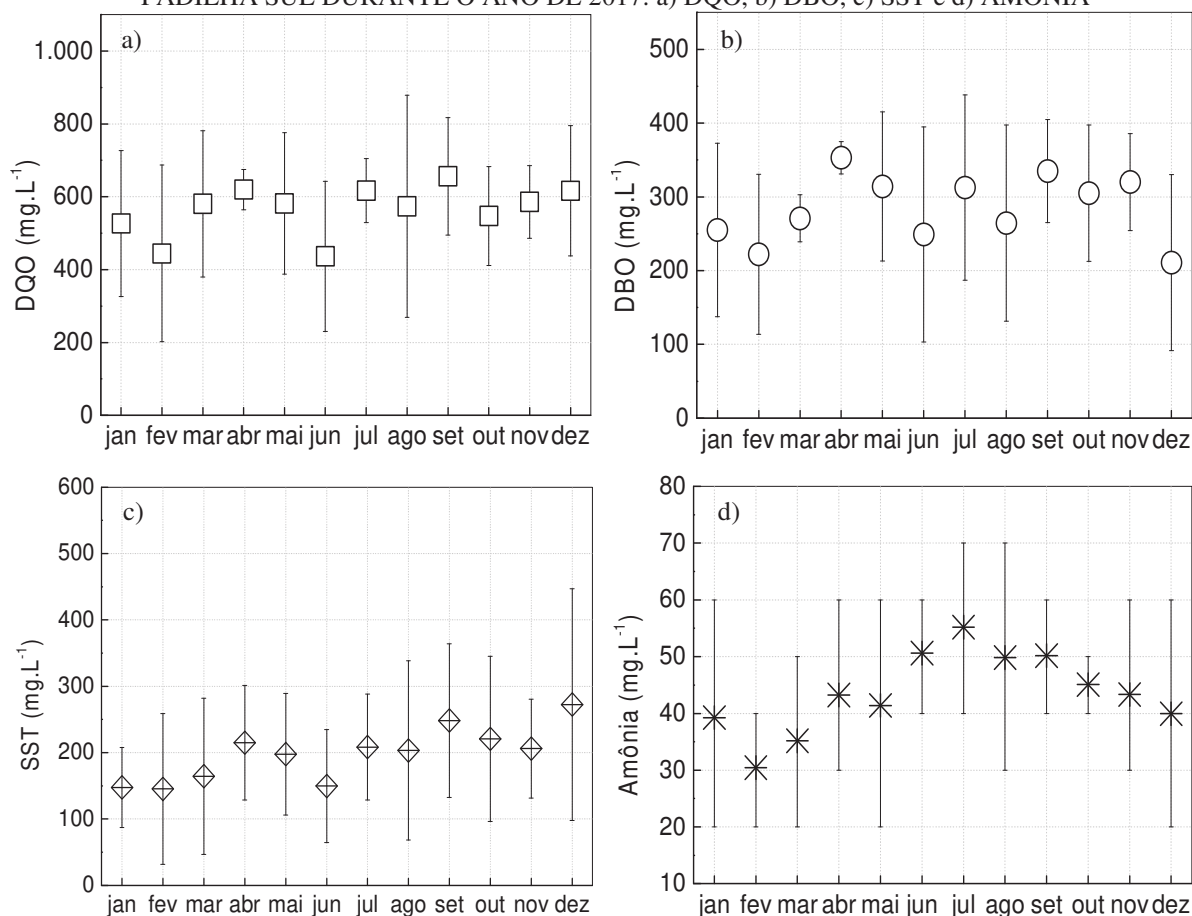
A partir das análises realizadas durante o período de armazenamento dos lixiviados coletados, pode-se constatar que o reservatório funcionou de forma análoga a uma lagoa anaeróbia de fluxo-batelada. Com elevados tempos de detenção (≥ 90 dias), os lixiviados coletados tiveram, em média, uma redução de $45 \pm 19\%$ de DQO, $68 \pm 9\%$ para DBO e $49 \pm 20\%$ para amônia.

4.1.2 Caracterização do esgoto sanitário

O esgoto sanitário coletado na ETE Padilha Sul, durante o período de janeiro de 2017 a dezembro de 2017, apresentou valores dentro das faixas para as concentrações típicas de esgotos sanitários, conforme apresentado na Tabela 12. Na Figura 36 é possível observar a variação dos parâmetros DQO, DBO, SST e amônia ao longo do período analisado. A DQO média encontrada foi igual a 582 ± 130 mg.L⁻¹, sendo que a DBO apresentou valores de 315 ± 84 mg.L⁻¹. A concentração média de SST no esgoto sanitário foi de 216 ± 90 mg.L⁻¹ e, por fim, a concentração média de amônia foi igual a 44 ± 21 mg.L⁻¹.

Para fins de conhecimento, a eficiência do sistema implantado na ETE Padilha Sul (6 reatores UASB e 2 lagoas facultativas), para o ano de 2017, foi de $65 \pm 5\%$ para DQO, $76 \pm 4\%$ para DBO e $67 \pm 8\%$ para SST (SANEPAR, 2018).

FIGURA 36 – CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO ESGOTO SANITÁRIO COLETADO NA ETE PADILHA SUL DURANTE O ANO DE 2017: a) DQO, b) DBO, c) SST e d) AMÔNIA



Além das características já mencionadas, são apresentadas na Tabela 31 as concentrações de alcalinidade, pH, ST e STV do esgoto sanitário coletado durante o ano de 2017.

TABELA 31 – CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO ESGOTO SANITÁRIO

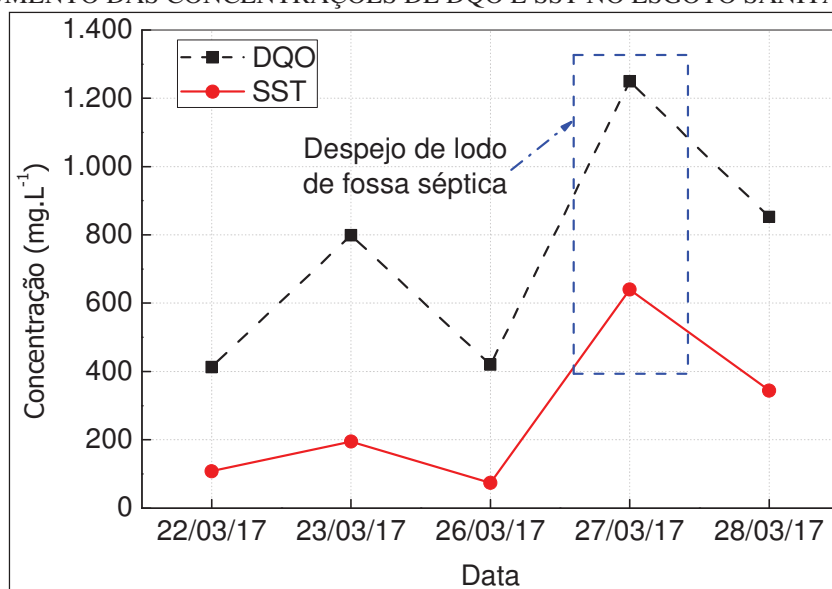
Parâmetros	Valor médio ± desvio padrão	Nº de amostras
DBO (mg.L ⁻¹) ^a	315 ± 84	150
DQO (mg.L ⁻¹) ^a	582 ± 130	300
pH ^a	7,3 ± 0,4	200
Alcalinidade Total (mg.L ⁻¹) ^a	251 ± 60	200
Amônia (mg.L ⁻¹) ^b	44 ± 21	50
ST (mg.L ⁻¹) ^b	550 ± 157	20
STV (mg.L ⁻¹) ^b	360 ± 131	20
SST (mg.L ⁻¹) ^a	216 ± 90	200

^aAnálises realizadas no LABEAM e também cedidas pela SANEPAR (2018);
^bAnálises realizadas no LABEAM.

É comum na ETE Padilha Sul a prática de despejos de lodo de fossa séptica na entrada da estação. Em algumas situações de coleta para a presente pesquisa foi observado o aumento

das concentrações de DQO e de sólidos presentes no esgoto sanitário. A partir dessa constatação, não foram realizadas mais coletas nos dias de despejo de lodo de fossa séptica. Na Figura 37 é possível observar a elevada concentração de DQO e SST nos dias de despejos.

FIGURA 37 – INFLUÊNCIA DO DESPEJO DE LODO DE FOSSA SÉPTICA NA ETE PADILHA SUL: AUMENTO DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO E SST NO ESGOTO SANITÁRIO



4.2 FASE I – RESULTADOS DOS ENSAIOS DO PROCESSO DE ARRASTE DE AMÔNIA

4.2.1 Etapa 1 – Efeitos do processo de arraste de amônia de curta duração

Os ensaios do processo de arraste de amônia de curta duração (24 horas) tiveram por objetivo destacar qual das condições operacionais impostas (pH, temperatura e agitação) foi a mais eficiente no sistema de arraste. Ao todo, foram realizados 81 ensaios e mais de 400 análises de concentração de amônia.

Os resultados dos ensaios estão apresentados na Tabela 32. De modo geral, as melhores eficiências foram encontradas para os maiores valores de pH. Isto já era esperado uma vez que a concentração de amônia livre é totalmente dependente do pH do meio. As temperaturas elevadas também se mostraram com maiores eficiências no sistema de arraste. Conforme abordado no item 2.2, a temperatura exerce influência nas constantes de ionização da amônia livre, fazendo com que em temperaturas mais altas sua concentração seja maior. Por fim, valores de gradiente de velocidade altos também possuíram maiores eficiências nos

ensaios realizados. Isto se deve à agitação aumentar a superfície de contato ar-líquido, facilitando o arraste da amônia livre do sistema. Desse modo, a condição operacional que possuiu a maior eficiência na remoção de amônia ($96 \pm 1,4\%$) foi a com gradiente de velocidade igual a 500 s^{-1} , pH corrigido para 10 e temperatura de 45°C . A menor eficiência encontrada ($11 \pm 1,0\%$) foi no ensaio realizado com gradiente de velocidade igual a 35 s^{-1} , pH sem correção e temperatura de 25°C . A concentração inicial de amônia nos lixiviados ensaiados foi de $2.550 \pm 173 \text{ mg.L}^{-1}$ com pH igual a $8,1 \pm 0,2$.

TABELA 32 – RESULTADOS DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE AMÔNIA DA ETAPA 1

Ensaio ^a	Condições operacionais do arraste de amônia do lixiviado				Eficiência de remoção de amônia (%) ^c
	Agitação (RPM)	G (s^{-1})	pH	Temperatura ($^\circ\text{C}$)	
1	200	500	Sem correção ^b	25	$25 \pm 0,8$
2	200	500	Sem correção ^b	35	$36 \pm 1,2$
3	200	500	Sem correção ^b	45	$42 \pm 0,9$
4	200	500	Corrigido para 9	25	$45 \pm 1,3$
5	200	500	Corrigido para 9	35	$57 \pm 1,0$
6	200	500	Corrigido para 9	45	$65 \pm 0,7$
7	200	500	Corrigido para 10	25	$82 \pm 0,6$
8	200	500	Corrigido para 10	35	$90 \pm 1,1$
9	200	500	Corrigido para 10	45	$96 \pm 1,4$
10	50	80	Sem correção ^b	25	$13 \pm 0,8$
11	50	80	Sem correção ^b	35	$14 \pm 0,5$
12	50	80	Sem correção ^b	45	$20 \pm 1,0$
13	50	80	Corrigido para 9	25	$23 \pm 0,6$
14	50	80	Corrigido para 9	35	$36 \pm 0,9$
15	50	80	Corrigido para 9	45	$40 \pm 0,7$
16	50	80	Corrigido para 10	25	$61 \pm 1,2$
17	50	80	Corrigido para 10	35	$69 \pm 0,6$
18	50	80	Corrigido para 10	45	$75 \pm 0,9$
19	20	35	Sem correção ^b	25	$11 \pm 1,0$
20	20	35	Sem correção ^b	35	$13 \pm 0,4$
21	20	35	Sem correção ^b	45	$16 \pm 0,9$
22	20	35	Corrigido para 9	25	$23 \pm 0,7$
23	20	35	Corrigido para 9	35	$28 \pm 1,1$
24	20	35	Corrigido para 9	45	$33 \pm 1,0$
25	20	35	Corrigido para 10	25	$60 \pm 1,6$
26	20	35	Corrigido para 10	35	$67 \pm 1,2$
27	20	35	Corrigido para 10	45	$72 \pm 0,9$

^a Ensaio de 24 horas realizados em triplicata, totalizando 81 ensaios;

^b pH natural do lixiviado avaliado igual a $8,1 \pm 0,2$;

^c Concentração de amônia inicial igual a 2.550 mg.L^{-1}

Eficiências de remoção de amônia superiores a 90% foram encontradas apenas nos ensaios com $G = 500 \text{ s}^{-1}$, pH corrigido para 10 e temperaturas acima de 35°C . Estudos realizados por Ozturk *et al.* (2003) em tanques de arraste com concentração de amônia no lixiviado igual a 1.025 mg.L^{-1} apresentaram eficiências de remoção de 95%, sendo os ensaios

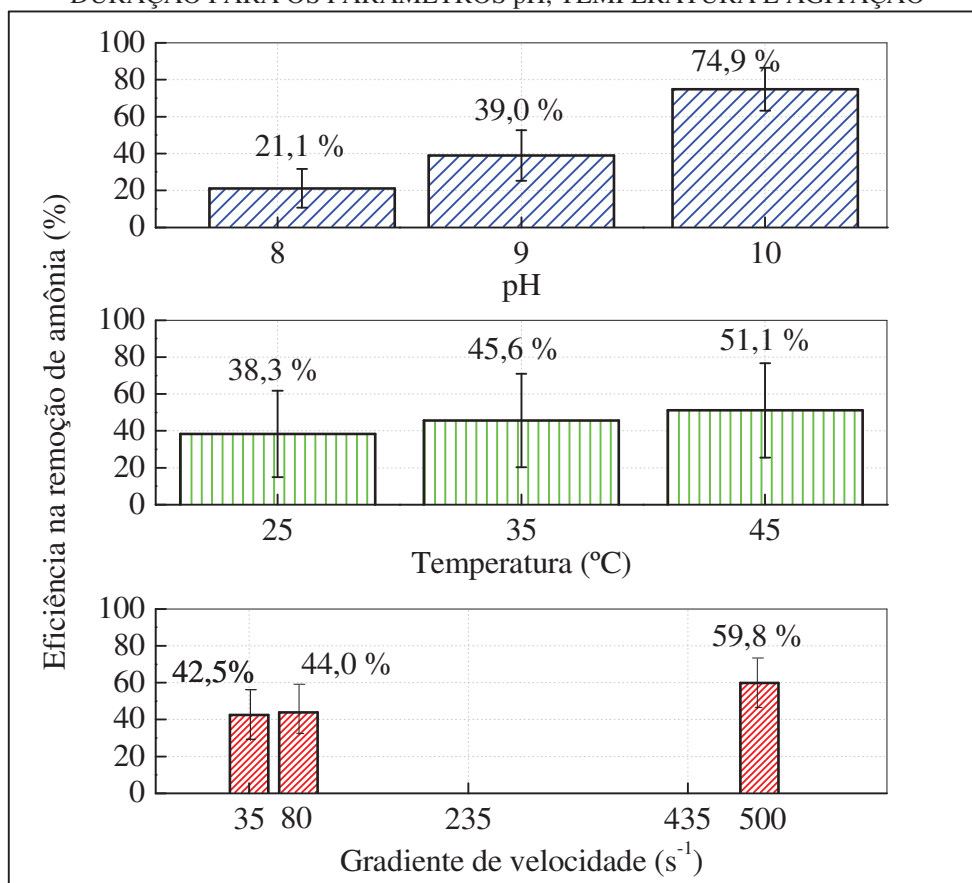
realizados durante 24 horas com correção do pH do lixiviado para 12. Moravia (2007) encontrou uma eficiência de 73% de remoção de amônia em um tanque de arraste após 48 horas de operação. Os ensaios foram realizados sem correção do pH e com um gradiente de velocidade igual a 340s^{-1} . A concentração de amônia no lixiviado era de 1.195 mg.L^{-1} . Adicionalmente, o mesmo autor constatou uma eficiência de 98% ao corrigir o pH do sistema para 11,5. Estudos de remoção de amônia realizados por Silva *et al.* (2007), em tanques de arraste com concentração de amônia igual a 640 mg.L^{-1} , evidenciaram uma eficiência de 80% após 20 dias de operação e sem correção do pH. Queiroz *et al.* (2011) encontrou uma eficiência de 20% de remoção de amônia após 15 dias de operação em tanque de arraste, com $G = 340\text{ s}^{-1}$ e sem correção do pH. A concentração de amônia no lixiviado em questão era de 2.183 mg.L^{-1} . Como pode ser observado, as maiores eficiências encontradas foram aquelas cujo pH do lixiviado foi corrigido para valores superiores a 11. Entretanto, de acordo com Costa (2003), para valores de pH acima de 10, a eficiência de remoção de amônia é fortemente influenciada por outros fatores que afetam no processo de transferência de massa, como, por exemplo, a temperatura, a agitação, a profundidade, a pressão, entre outros. Desse modo, apenas a correção do pH para valores superiores a 11 pode trazer poucos benefícios referentes à eficiência do processo, e, ainda, pode também aumentar os custos de operação do sistema.

A partir dos resultados apresentados na Tabela 32, constata-se que para a obtenção de elevadas eficiências de remoção de amônia ($\geq 60\%$), em um curto período de tempo, são necessários o emprego de volumes consideráveis de alcalinizantes, de energia elétrica para a agitação do sistema e de energia térmica para o controle da temperatura. De acordo com Magalhães (2014), 50% dos custos de um sistema de arraste de amônia estão relacionados com a adição de alcalinizantes e com as questões de energia elétrica para agitação e controle de temperatura.

Para elucidar de forma simples o possível custo do processo de arraste de amônia de lixiviados, pode-se utilizar como exemplo o aterro sanitário de Fazenda Rio Grande-PR. Com uma produção diária de lixiviado de aproximadamente 600 m^3 , o aterro gastaria mensalmente, apenas para realizar o processo de arraste, cerca de R\$ 170 mil reais, ou R\$ 9,87 por m^3 tratado (MAGALHÃES, 2014). Desse modo, as condições operacionais impostas podem ser o fator limitante para o emprego desses sistemas. Destaca-se que o presente trabalho não teve por objetivo realizar o levantamento de uma análise criteriosa de custos envolvidos no processo de arraste de amônia. Entretanto, com os ensaios realizados foi possível evidenciar

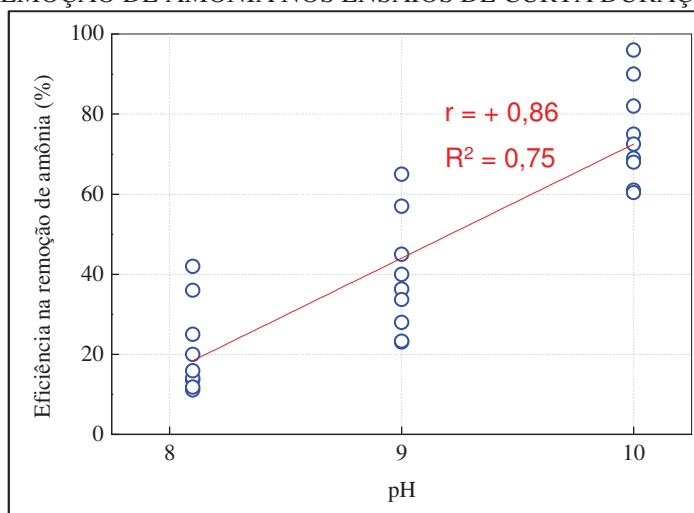
qual parâmetro operacional foi o mais significativo para o bom desempenho do sistema, devendo então esse ser foco dos investimentos referentes ao processo de arraste. Isto posto, na Figura 38 estão apresentados os resultados de eficiência de remoção de amônia separados por cada parâmetro analisado.

FIGURA 38 – EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE AMÔNIA DURANTE OS ENSAIOS DE CURTA DURAÇÃO PARA OS PARÂMETROS pH, TEMPERATURA E AGITAÇÃO



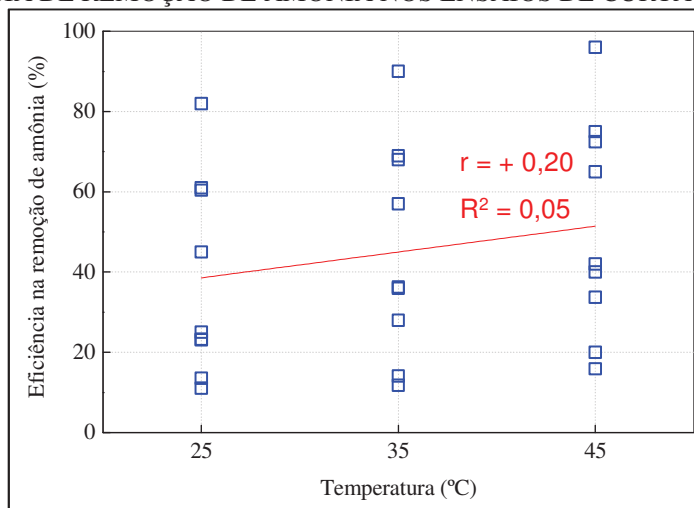
Como pode ser observado, o parâmetro pH foi o responsável pelas maiores diferenças entre as médias de eficiências de remoção de amônia do lixiviado. A eficiência média dos ensaios com pH igual a 8,1 foi de $21,1 \pm 10,5\%$. Quando corrigido para 9, a eficiência média subiu para $39,0 \pm 13,7\%$. Por fim, a eficiência média de remoção de amônia, quando corrigido o pH para 10, foi de $74,9\% \pm 11,6\%$. A partir desses dados foi elaborado o gráfico de dispersão dos resultados de eficiência para os diferentes valores de pH, conforme apresentado na Figura 39. O coeficiente de correlação encontrado foi igual a $+0,86$, evidenciando a forte correlação entre o parâmetro pH e a eficiência de remoção de amônia. Já o coeficiente de determinação R^2 foi igual a $0,75$, sendo então a eficiência do processo de arraste, para as condições impostas no presente ensaio, influenciada em 75% pelo parâmetro pH.

FIGURA 39 – GRÁFICO DE DISPERSÃO DOS RESULTADOS DE pH *VERSUS* EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE AMÔNIA NOS ENSAIOS DE CURTA DURAÇÃO



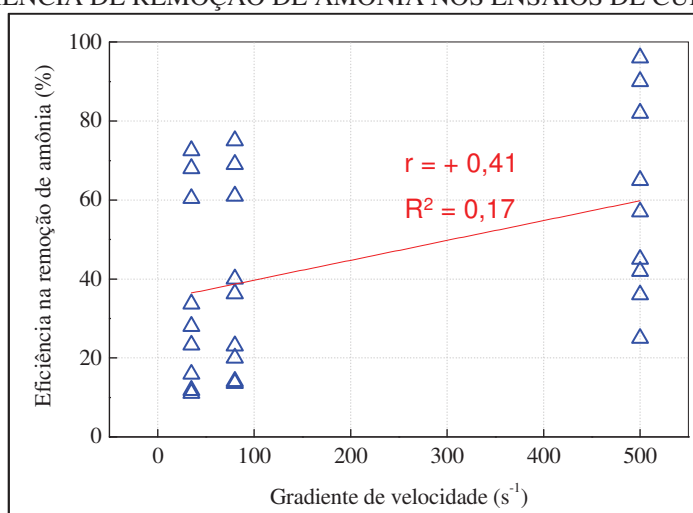
O parâmetro temperatura obteve pequenas diferenças entre as médias de eficiência de remoção de amônia e elevados desvios-padrão. Os ensaios com a temperatura de 25°C possuíram uma eficiência média de $38,3 \pm 23,4\%$. Já para a temperatura de 35°C a eficiência média de arraste foi igual a $45,6 \pm 25,3\%$. Por fim, para a temperatura de 45°C a eficiência média do processo foi de $51,1 \pm 25,7\%$. Com a elaboração do gráfico de dispersão dos resultados entre temperatura e eficiência de remoção de amônia, representado pela Figura 40, foi possível estabelecer um grau de correlação entre as variáveis de + 0,20, sendo considerada fraca. O coeficiente de determinação encontrado foi igual a 0,05, fazendo com que o parâmetro temperatura, para as condições impostas no presente ensaio, influencie em apenas 5% na eficiência de remoção de amônia.

FIGURA 40 – GRÁFICO DE DISPERSÃO DOS RESULTADOS DE TEMPERATURA *VERSUS* EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE AMÔNIA NOS ENSAIOS DE CURTA DURAÇÃO



O último parâmetro analisado foi o gradiente de velocidade. As eficiências médias de remoção de amônia nas diferentes condições de agitação foram superiores àquelas do parâmetro temperatura, contando ainda com menores desvios-padrão. Para o gradiente de velocidade igual a 35 s^{-1} , a eficiência média encontrada foi de $42,5 \pm 18,1\%$. Já para um gradiente de 80 s^{-1} , a eficiência média do processo foi igual a $44,0 \pm 18,1\%$. Finalmente, para o gradiente de 500 s^{-1} , a eficiência média de remoção de amônia foi de $59,8 \pm 23,7\%$. A partir do gráfico de dispersão dos resultados apresentado na Figura 41, constata-se que o parâmetro gradiente de velocidade possuiu uma correlação igual a $+ 0,41$, sendo essa considerada moderada. Já o coeficiente de determinação encontrado foi de $0,17$, sendo então que o gradiente de velocidade, para as condições impostas no presente ensaio, influenciou em 17% na eficiência de remoção de amônia.

FIGURA 41 – GRÁFICO DE DISPERSÃO DOS RESULTADOS DE GRADIENTE DE VELOCIDADE VERSUS EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE AMÔNIA NOS ENSAIOS DE CURTA DURAÇÃO



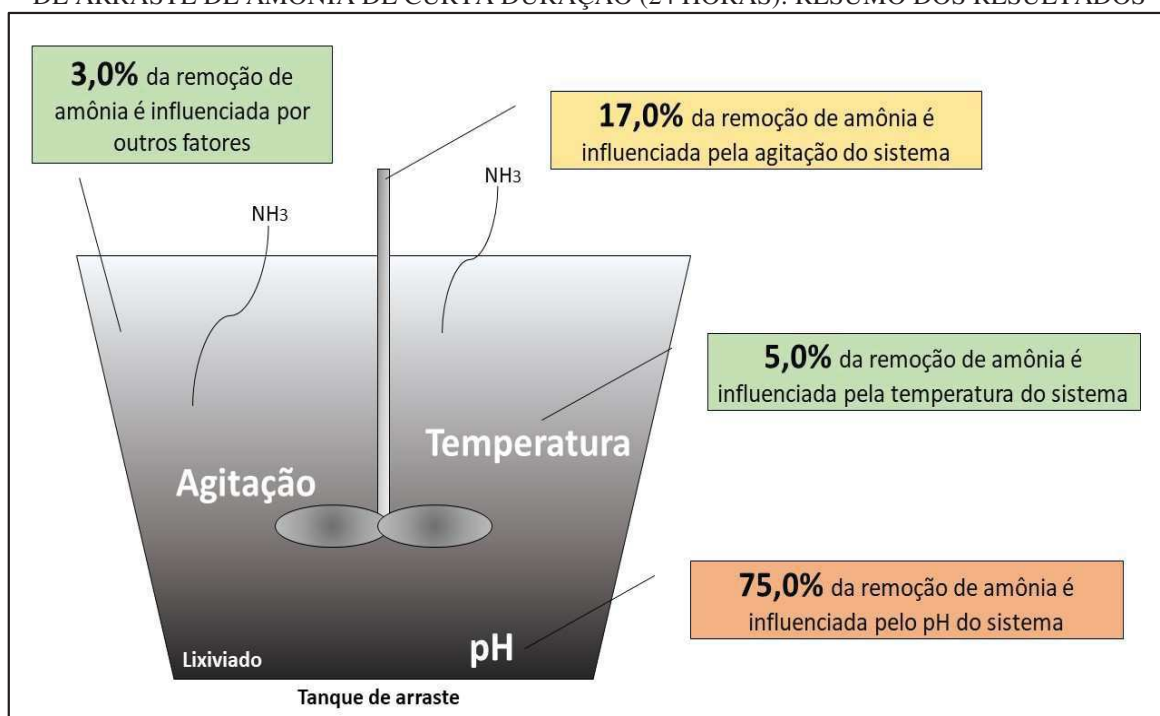
Os resultados de correlação e do coeficiente de determinação apontam que as tomadas de decisões em sistemas de remoção de amônia devem ser pautadas, visando somente a eficiência do processo, principalmente na adição de alcalinizantes para correção do pH. Posteriormente devem então ser analisadas as condições operacionais de agitação e temperatura, respectivamente.

Tratando-se das questões envolvendo não somente a eficiência, mas também os custos do processo, a escolha das melhores condições de operação do tanque de arraste devem ser realizadas de forma que se busque o entendimento dos seguintes critérios: características do lixiviado a ser pré-tratado; posterior tratamento do lixiviado em sistemas biológicos ou físico-

químicos; eficiência de remoção de amônia requerida pelo sistema de tratamento do lixiviado; custos do processo de arraste de amônia envolvendo a adição de alcalinizantes e de energia elétrica para a agitação e temperatura do sistema.

Na Figura 42 está apresentado um resumo dos resultados obtidos da influência de cada parâmetro analisado durante os ensaios de curta duração (Etapa 1). Desse modo, 97% da remoção de amônia em um tanque de arraste pode se dar pelos fatores aqui observados (pH, agitação e temperatura). Os outros 3% podem estar relacionados com as questões de pressão atmosférica, profundidade do tanque e possível elevação natural do pH devido ao arraste de CO_2 presente no meio.

FIGURA 42 – INFLUÊNCIA DOS PARÂMETROS pH, TEMPERATURA E AGITAÇÃO NO PROCESSO DE ARRASTE DE AMÔNIA DE CURTA DURAÇÃO (24 HORAS): RESUMO DOS RESULTADOS



4.2.2 Etapa 2 – Efeitos do processo de arraste de amônia de longa duração

Ao contrário da etapa anterior, a Etapa 2 teve por objetivo realizar a completa remoção de amônia dos lixiviados ensaiados. Sendo assim, foi possível verificar as variações de DQO, alcalinidade, pH e cor durante o processo de arraste. Na Tabela 33 estão apresentadas as características físico-químicas do lixiviado utilizado nos ensaios de longa duração.

Os ensaios da Etapa 2 foram divididos de acordo com o gradiente de velocidade utilizado, sendo eles: gradiente de velocidade igual a 340 s^{-1} (Ensaio 1 a 3); gradiente de

velocidade igual a 80 s^{-1} (Ensaio 4 a 6); gradiente de velocidade igual a 35 s^{-1} (Ensaio 7 a 9) e ensaios sem gradiente de velocidade (Ensaio 10).

TABELA 33 – CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO LIXIVIADO BRUTO UTILIZADO NOS ENSAIOS DA ETAPA 2

Parâmetros	Lixiviado bruto
DQO (mg.L^{-1})	7.458 ± 578
Amônia (mg.L^{-1})	2.888 ± 455
pH	$8,1 \pm 0,2$
Alcalinidade (mg.L^{-1})	10.485 ± 1.329
Cor aparente (uH)	4.500 ± 602

4.2.2.1 Ensaio com gradiente de velocidade igual a 340 s^{-1} (RPM = 200) – Ensaio 1 a 3

O lixiviado utilizado no Ensaio 1, com pH corrigido para 10, apresentou uma taxa de remoção de amônia que variou entre 10 a $11 \text{ mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$. A temperatura média do lixiviado nos jarros durante o ensaio foi de $23,0 \pm 1,9 \text{ }^\circ\text{C}$. Já o pH acabou decaindo para valores entre 9,6 e 9,7. A remoção completa de amônia se deu em um período de 11 dias.

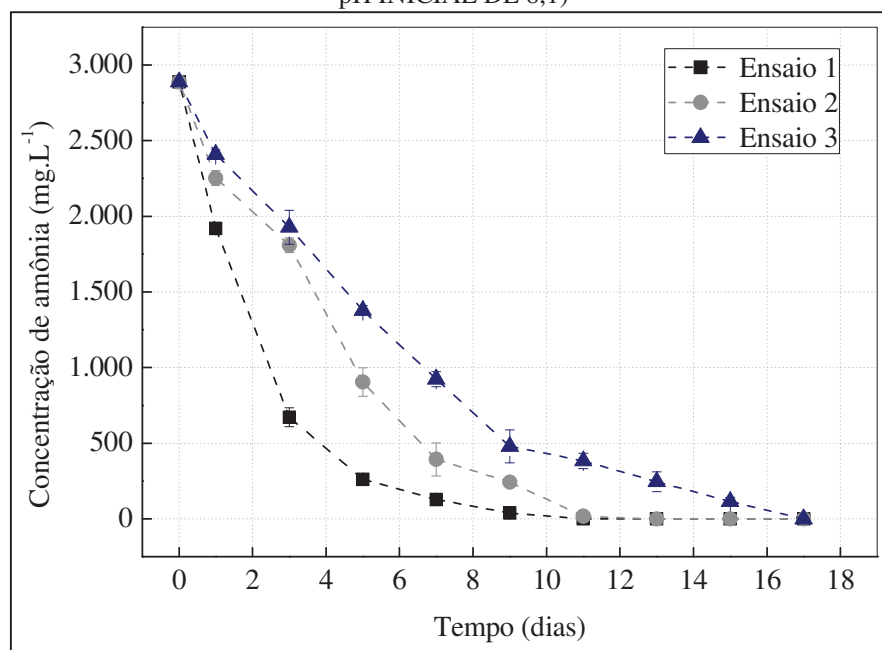
O Ensaio 2, cujo pH do lixiviado foi corrigido para 9, apresentou uma taxa de remoção de amônia que variou entre 9,2 a $10 \text{ mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$. A remoção completa de amônia se deu em um período de 13 dias. A temperatura média do lixiviado durante o ensaio foi de $25,9 \pm 1,1 \text{ }^\circ\text{C}$. Já o pH aumentou para valores entre 9,3 e 9,5.

Por fim, o Ensaio 3, sem correção do pH do lixiviado, apresentou uma taxa de remoção de amônia que variou entre 7 a $7,5 \text{ mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$. A remoção completa de amônia se deu em um período de 17 dias. O pH do lixiviado, que inicialmente era igual a 8,1, aumentou durante o ensaio para valores entre 9,3 e 9,5. A temperatura do lixiviado durante o ensaio foi, em média, igual a $24,1 \pm 2,2 \text{ }^\circ\text{C}$.

Após a completa remoção de amônia foram realizadas análises de DQO, alcalinidade e cor nos jarros em estudo. Desse modo, constatou-se uma redução na concentração de matéria orgânica presente no lixiviado ao longo do processo de pré-tratamento. No Ensaio 1, houve uma eficiência de redução de DQO de aproximadamente 50%. Já para os Ensaio 2 e 3, a redução desse parâmetro ficou em 45 e 42%, respectivamente. A concentração da alcalinidade ao longo da condução dos experimentos também sofreu reduções. O Ensaio 1 apresentou um consumo de alcalinidade da ordem de 52%. Os Ensaio 2 e 3 apresentaram um consumo de 42 e 39%, respectivamente. Por fim, a cor aparente do lixiviado sofreu uma redução de 40% no Ensaio 1, 25% no Ensaio 2 e 8% no Ensaio 3.

Na Figura 43 estão apresentados os decaimentos das concentrações de amônia durante os ensaios realizados com $G = 340 \text{ s}^{-1}$.

FIGURA 43 – PERFIL TEMPORAL DA CONCENTRAÇÃO DE AMÔNIA NOS ENSAIOS DE ARRASTE EM JAR-TEST COM $G = 340 \text{ s}^{-1}$ (ENSAIO 1: pH INICIAL DE 10; ENSAIO 2: pH INICIAL DE 9; ENSAIO 3: pH INICIAL DE 8,1)



4.2.2.2 Ensaios com gradiente de velocidade igual a 80 s^{-1} (RPM = 50) – Ensaios 4 a 6

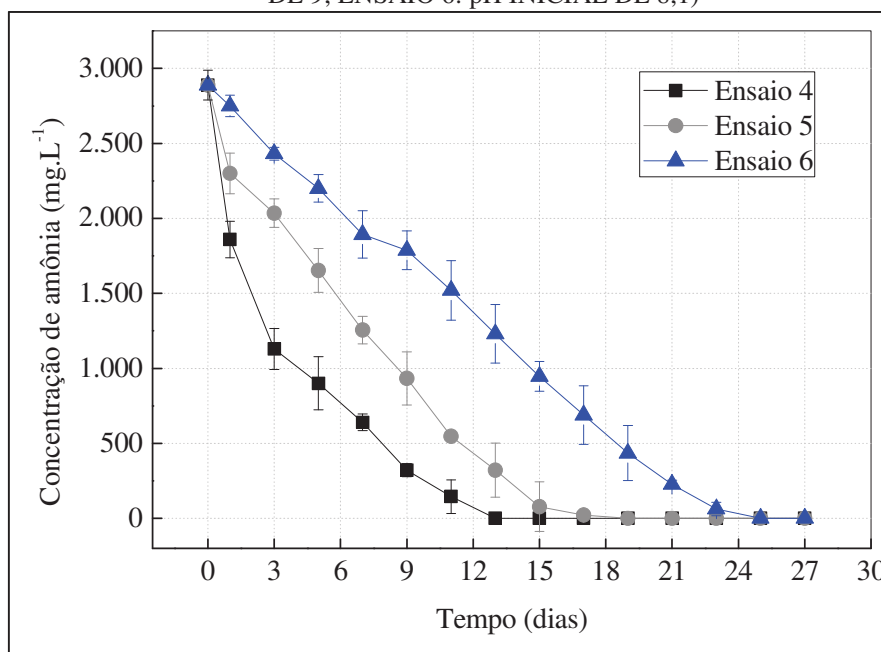
O Ensaio 4, com pH do lixiviado corrigido para 10, apresentou uma taxa de remoção de amônia que variou entre $9,1$ a $10 \text{ mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$. A remoção completa de amônia se deu em um período de 13 dias. A temperatura média do lixiviado durante o ensaio foi de $24,1 \pm 1,3 \text{ }^\circ\text{C}$. Adicionalmente, foi observado ao final do ensaio o decaimento do valor do pH para valores entre 9,7 e 9,8.

Com o pH do lixiviado corrigido para 9, o Ensaio 5 apresentou uma taxa de remoção de amônia que variou entre $7,0$ a $7,5 \text{ mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$. O pH do lixiviado ao final do ensaio aumentou para valores entre 9,4 e 9,5. A remoção completa de amônia se deu em um período de 17 dias. A temperatura média do lixiviado durante o ensaio foi de $23,4 \pm 2,2 \text{ }^\circ\text{C}$.

O Ensaio 6, cujo lixiviado não sofreu correção de pH, apresentou uma taxa de remoção de amônia que variou entre 5 a $5,3 \text{ mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$. A remoção completa de amônia se deu em um período de 25 dias. O pH do lixiviado aumentou durante o ensaio de 8,1 para valores entre 8,9 e 9,1. A temperatura média do lixiviado foi igual a $23,6 \pm 1,7 \text{ }^\circ\text{C}$.

Os decaimentos das concentrações de amônia durante os ensaios realizados com $G = 80 \text{ s}^{-1}$ estão apresentados na Figura 44.

FIGURA 44 – PERFIL TEMPORAL DA CONCENTRAÇÃO DE AMÔNIA NOS ENSAIOS DE ARRASTE EM JAR-TEST COM $G = 80 \text{ s}^{-1}$ (ENSAIO 4: pH INICIAL DE 10; ENSAIO 5: pH INICIAL DE 9; ENSAIO 6: pH INICIAL DE 8,1)



Em relação às análises das variações estudadas, foi verificado uma eficiência de remoção de DQO no Ensaio 4 de aproximadamente de 53%. No Ensaio 5 a eficiência de remoção desse parâmetro foi de 47%. Já no Ensaio 6 a eficiência encontrada foi de 44%. As análises de alcalinidade evidenciaram uma diminuição na sua concentração de aproximadamente 47% no Ensaio 4. No Ensaio 5 e 6, observou-se o consumo desse parâmetro em 40 e 38%, respectivamente. Finalmente, as análises de cor aparente no lixiviado submetido ao processo de arraste de amônia apresentaram uma redução de 42% no Ensaio 4, 26% no Ensaio 5 e 9% no Ensaio 6.

4.2.2.3 Ensaios com gradiente de velocidade igual a 35 s^{-1} (RPM = 20) – Ensaios 7 a 9

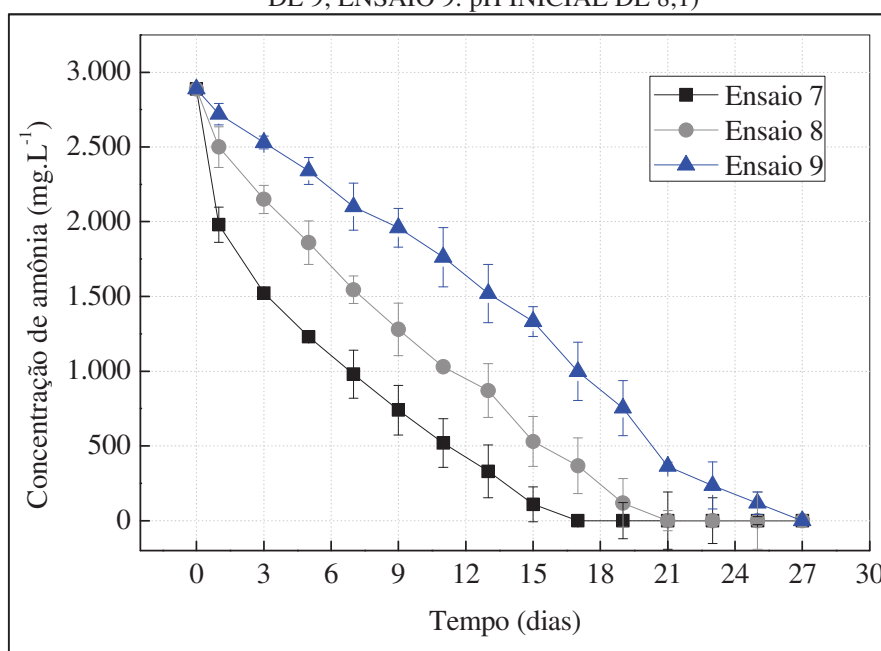
Na Figura 45 estão apresentados os decaimentos das concentrações de amônia durante os ensaios realizados com $G = 35 \text{ s}^{-1}$. O lixiviado utilizado no Ensaio 7 teve o pH corrigido para 10. A remoção completa de amônia se deu em um período de 17 dias. A taxa de remoção de amônia variou entre 7,1 a 7,4 $\text{mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$. A temperatura média do lixiviado durante o

ensaio foi de $23,8 \pm 2,0$ °C. Ao final dos experimentos de arraste foi constatado o decaimento do pH para valores entre 9,5 e 9,7.

O Ensaio 8, com pH do lixiviado corrigido para 9, apresentou uma taxa de remoção de amônia que variou entre 5,7 a 6,1 $\text{mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$. A temperatura média do lixiviado durante o ensaio foi de $23,2 \pm 1,9$ °C. O pH do lixiviado ao final do ensaio aumentou para valores entre 9,2 e 9,4. A remoção completa de amônia se deu em um período de 21 dias.

O Ensaio 9, cujo lixiviado não sofreu correção de pH, apresentou uma taxa de remoção de amônia que variou entre 4,3 a 4,8 $\text{mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$. O pH do lixiviado aumentou durante o ensaio para valores entre 8,7 e 9,0. A remoção completa se deu em um período de 27 dias. A temperatura média do lixiviado foi igual a $24,1 \pm 1,5$ °C.

FIGURA 45 – PERFIL TEMPORAL DA CONCENTRAÇÃO DE AMÔNIA NOS ENSAIOS DE ARRASTE EM JAR-TEST COM $G = 35 \text{ s}^{-1}$ (ENSAIO 7: pH INICIAL DE 10; ENSAIO 8: pH INICIAL DE 9; ENSAIO 9: pH INICIAL DE 8,1)

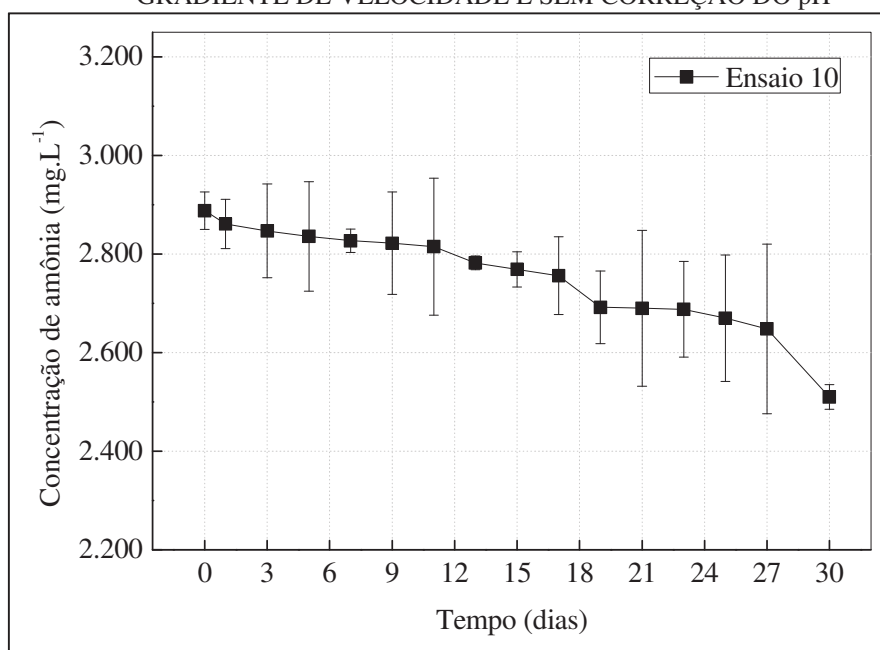


Ao final das análises foi verificado uma eficiência de remoção de DQO, no Ensaio 7, de aproximadamente 54%. No Ensaio 8 e 9, a eficiência de remoção desse parâmetro foi igual a 47 e 41%, respectivamente. Tratando-se da alcalinidade, observou-se um consumo dessa em aproximadamente 40% no Ensaio 7 e de 37% no Ensaio 8. Já no Ensaio 9 o consumo de alcalinidade foi de 32%. Por fim, as análises de cor aparente apresentaram uma redução de 39% no Ensaio 7, 21% no Ensaio 8 e 8% no Ensaio 9.

4.2.2.4 Ensaios sem gradiente de velocidade e sem correção do pH – Ensaio 10

O Ensaio 10 foi responsável pela análise do decaimento natural da amônia presente no lixiviado durante um período de 30 dias (Figura 46). A taxa de remoção de amônia variou entre 0,4 a 0,6 mg.L⁻¹.h⁻¹. A temperatura média do lixiviado durante o ensaio foi de 21,2 ± 1,3 °C. Ao final dos experimentos de arraste foi constatado o aumento do pH para valores entre 8,2 e 8,3. Ao final do período de análise, constatou-se uma eficiência de remoção de DQO de aproximadamente de 10%. Já a alcalinidade sofreu uma redução de 13%. Por fim, a cor aparente foi reduzida em 5%.

FIGURA 46 – PERFIL TEMPORAL DA CONCENTRAÇÃO DE AMÔNIA NO ENSAIO 10, SEM GRADIENTE DE VELOCIDADE E SEM CORREÇÃO DO pH



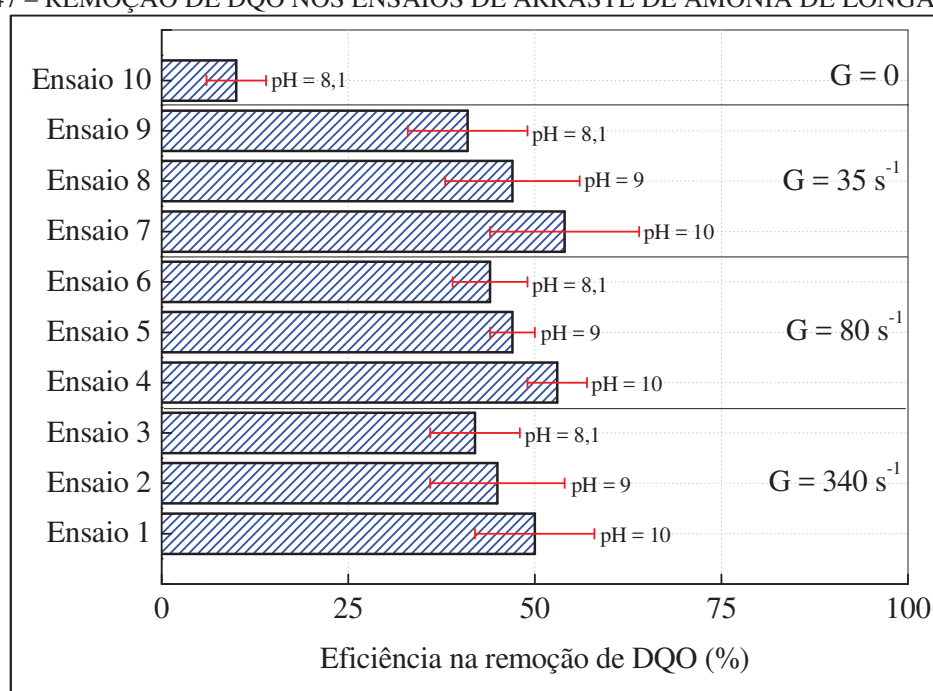
4.2.2.5 Resumo das variações observadas de DQO, alcalinidade, pH e cor nos ensaios de arraste de amônia

Os resultados do processo de arraste de longa duração realizados no presente trabalho evidenciaram que alguns parâmetros como DQO, alcalinidade, pH e cor, sofrem variações significativas em suas concentrações durante a volatilização da amônia. Isto posto, as mudanças das características físico-químicas do lixiviado pré-tratado devem ser levantadas e analisadas, uma vez que se pretende realizar a codisposição desse lixiviado em reatores UASB tratando esgoto sanitário.

DQO:

Na Figura 47 estão apresentados os resultados de eficiência de remoção de DQO durante os ensaios de arraste de amônia de longa duração (Etapa 2). Desconsiderando o Ensaio 10, todos os outros apresentaram uma elevada eficiência de remoção desse parâmetro. Esse fato pode estar associado ao longo tempo de realização dos ensaios, ou, ainda, devido à volatilização de compostos orgânicos presentes no lixiviado (OZTURK *et al.*, 2003; LEITE *et al.*, 2009).

FIGURA 47 – REMOÇÃO DE DQO NOS ENSAIOS DE ARRASTE DE AMÔNIA DE LONGA DURAÇÃO



Estudos realizados por Queiroz *et al.* (2011), em um tanque de arraste de amônia, evidenciaram uma remoção de DQO de 45,4% em um lixiviado submetido a um gradiente de velocidade igual a 340 s⁻¹ e sem correção do pH. Os autores constataram a possibilidade da ocorrência de algum nível de biodegradação do lixiviado, podendo tal fenômeno ser explicado devido ao longo tempo de duração dos ensaios (15 dias). Ferraz (2010) realizou ensaios de remoção de amônia em torres de arraste e notou que o desempenho do processo possuiu eficiências de remoção de DQO semelhantes, e até mesmo superiores, às aquelas encontradas em sistemas biológicos de tratamento.

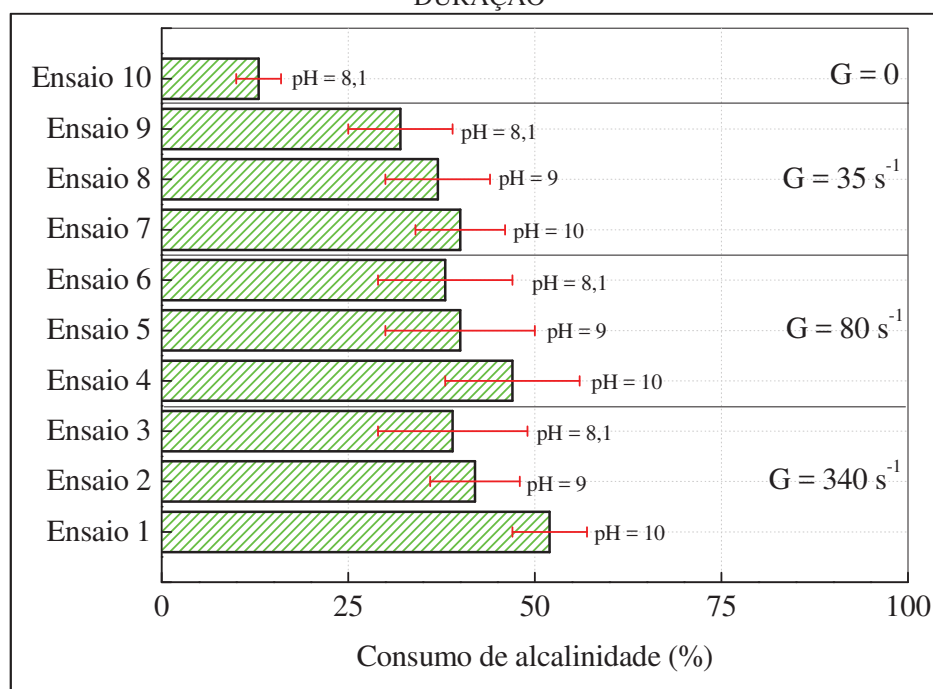
Os resultados de remoção de DQO, obtidos nos 10 ensaios realizados, apresentaram maiores eficiências quando efetuada a correção do pH do lixiviado e realizado o processo de

agitação. Adicionalmente, maiores eficiências também foram encontradas nos ensaios com maior tempo de duração.

Alcalinidade:

De acordo com Contrera (2008), a alcalinidade, o pH e a concentração de amônia presente no lixiviado estão diretamente relacionadas. Lixiviados com pH elevado geralmente apresentam uma alcalinidade elevada, enquanto que maiores concentrações de amônia na forma ionizada também tornam o meio mais alcalino (CLÈMENT *et al.*, 1997). Na Figura 48 estão apresentados os resultados do consumo de alcalinidade durante os ensaios de arraste de amônia de longa duração.

FIGURA 48 – CONSUMO DE ALCALINIDADE NOS ENSAIOS DE ARRASTE DE AMÔNIA DE LONGA DURAÇÃO



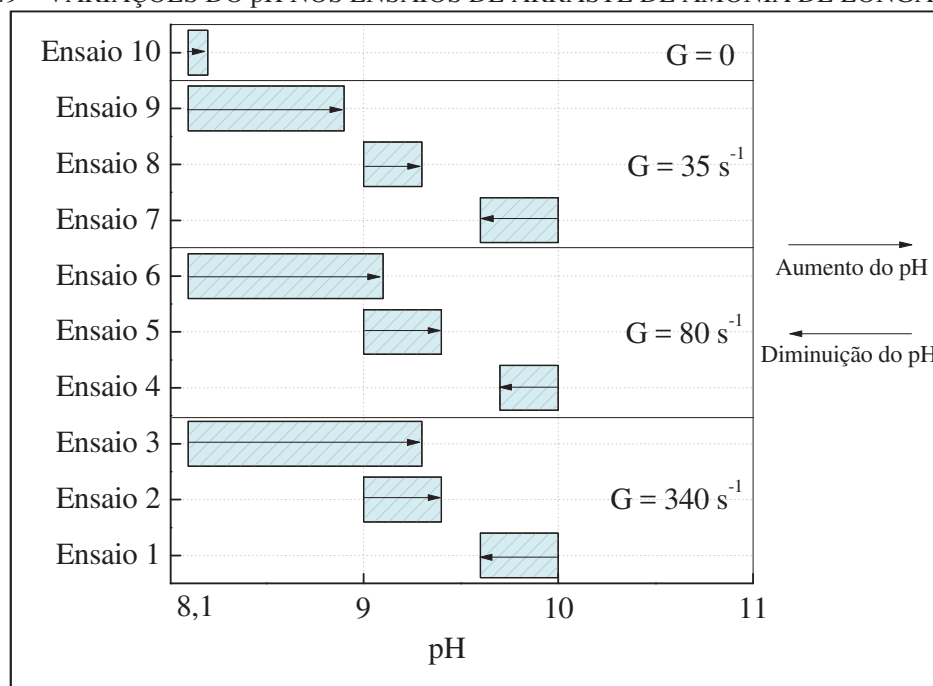
Durante o processo de arraste o íon amônio (NH₄⁺) é convertido em amônia livre (NH₃), sendo então o carbonato (um dos principais constituintes da alcalinidade) responsável por neutralizar os íons H⁺ formados (LEITE *et al.*, 2007). Desse modo, constata-se que o processo de arraste de amônia é responsável pelo consumo de alcalinidade no lixiviado. A partir da análise dos 10 ensaios realizados, conclui-se que os maiores consumos de alcalinidade ocorreram nos ensaios com as maiores eficiências remoção de amônia.

Outra explicação encontrada na literatura para tal consumo é a elevada concentração de sais (cloretos) presentes no lixiviado, bem como, o potencial iônico do sistema, podendo tais fatores contribuir diretamente para a redução do sistema de tamponamento do meio (WERSIN *et al.*, 1989; STUMM & MORGAN, 1996; QUEIROZ *et al.*, 2011).

pH:

Na Figura 49 estão apresentadas as variações do pH durante os ensaios de arraste de amônia de longa duração. A partir dos resultados obtidos, pode-se evidenciar dois comportamentos distintos nos ensaios realizados, sendo eles: o aumento do pH nos ensaios sem correção de pH e com correção para 9 e a diminuição do valor de pH nos ensaios com pH do lixiviado corrigido para 10.

FIGURA 49 – VARIAÇÕES DO pH NOS ENSAIOS DE ARRASTE DE AMÔNIA DE LONGA DURAÇÃO



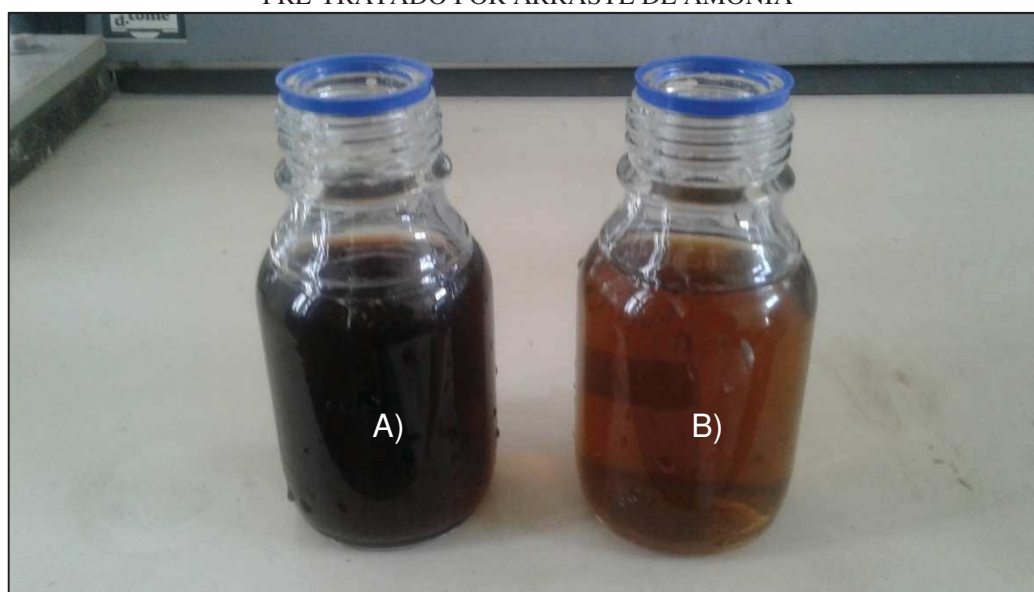
Conforme já destacado no item 2.3.1, o aumento do pH em processos de arraste de amônia pode ser justificado pela remoção conjunta de CO₂ do sistema. Devido às diferentes constantes de Henry, o CO₂ é arrastado muito mais rápido que o NH₃, ocasionando o aumento do pH do meio (FERRAZ, 2010). Os ensaios realizados no presente trabalho sem correção do pH foram os que apresentaram os maiores aumentos desse parâmetro. Entretanto, alguns estudos encontrados na literatura destacaram que em processos de arraste, onde é realizada a

correção do pH para valores superiores a 9, é comum que ocorra o decaimento do valor do pH do lixiviado (MARTINEN *et al.*, 2002; CALLI *et al.*, 2005; QUAN *et al.*, 2009; BASTOS, 2011). Esse fato pode ser explicado devido ao elevado consumo de alcalinidade nos ensaios onde é realizada a correção do pH. Uma vez que a concentração de carbonatos diminua no sistema, é provável que ocorra uma menor neutralização do íon H^+ formado durante o processo de transformação de NH_4^+ em NH_3 .

Cor aparente:

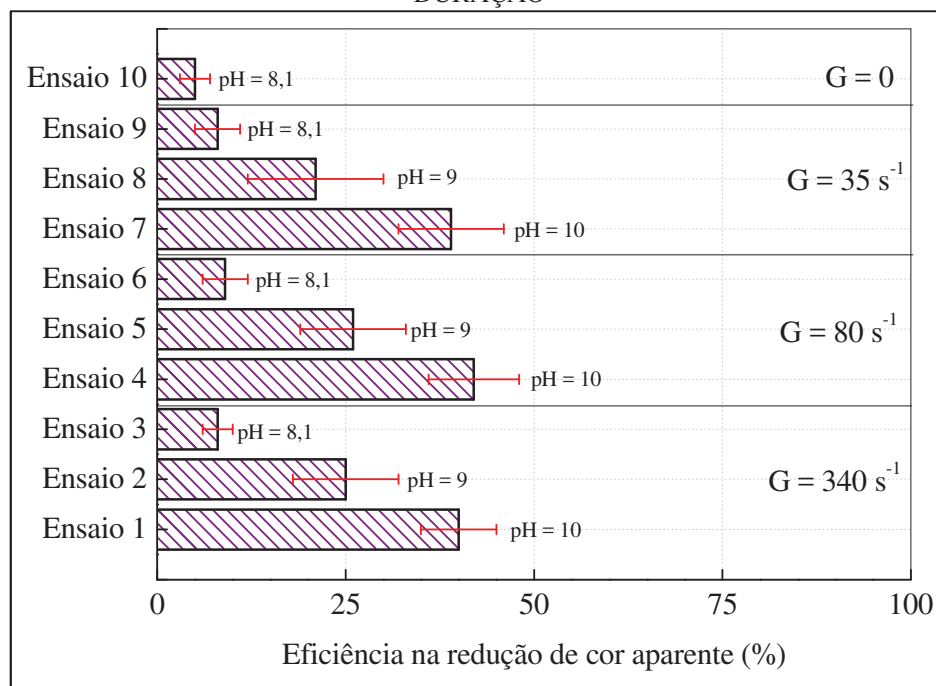
Na Figura 50 pode ser visualizada a diferença de cor entre o lixiviado bruto e o lixiviado pré-tratado por arraste de amônia (com correção do pH para 10) nos ensaios de longa duração.

FIGURA 50 – COMPARAÇÃO DO PARÂMETRO COR NO A) LIXIVIADO BRUTO E NO B) LIXIVIADO PRÉ-TRATADO POR ARRASTE DE AMÔNIA



Conforme apresentado no gráfico da Figura 51, os resultados obtidos nos ensaios de arraste de amônia de longa duração evidenciaram que as maiores reduções de cor ocorreram quando realizada a correção do pH para 10 e 9. Desse modo, a alcalinização do lixiviado revelou-se útil na redução de cor presente no lixiviado. Estudos realizados por Souto (2009), em torres de arraste, também destacaram a eficiência da alcalinização para a redução de cor. O autor ainda concluiu que o aumento do pH no lixiviado, utilizando cal hidratada, favoreceu a precipitação de metais.

FIGURA 51 – REDUÇÃO DE COR APARENTE NOS ENSAIOS DE ARRASTE DE AMÔNIA DE LONGA DURAÇÃO



Embora não analisado no presente trabalho, grande parcela da cor no lixiviado pode ser atribuída à compostos refratários, como, por exemplo, as substâncias húmicas. Estas, por sua vez, possuem a capacidade de adsorção e complexação de íons e interação com metais presentes no meio, principalmente o ferro (ROCHA; ROSA, 2003; ROSA *et al.*, 2009). Desse modo, ainda que não conclusivo, o processo de alcalinização para correção do pH no lixiviado pode ter influenciado a precipitação de metais ligados a substâncias húmicas.

4.2.3 Problemas operacionais encontrados no processo de arraste de amônia

Durante o processo de arraste de amônia nos ensaios da Etapa 1 e da Etapa 2, não foi observado a formação de espuma nos tanques de arraste. De acordo com Bastos (2011), um dos principais problemas operacionais da remoção de amônia em torres de arraste é o aparecimento de espuma, sendo que quanto maior a vazão de ar aplicada no sistema maior será sua formação.

Embora não tenha ocorrido a formação de espuma durante o arraste de amônia nos tanques de arraste, foi observado, entretanto, o surgimento dessa quando realizado o ajuste do pH do lixiviado pré-tratado (Figura 52). A condição operacional utilizada no processo de arraste de amônia, para a codisposição do lixiviado em reator UASB tratando esgoto sanitário,

fez com que o pH do lixiviado pré-tratado fosse igual a $9,6 \pm 0,4$. Tentativas de codisposição com esse pH foram realizadas, porém, constatou-se o surgimento de problemas referentes à estabilidade e desempenho dos reatores. O pH do lixiviado pré-tratado foi então corrigido por meio da utilização de ácido sulfúrico 1 N até valores próximos de 8,1 (valor do pH natural do lixiviado bruto).

FIGURA 52 – FORMAÇÃO DE ESPUMA DURANTE O PROCESSO DE CORREÇÃO DO pH DO LIXIVIADO PRÉ-TRATADO

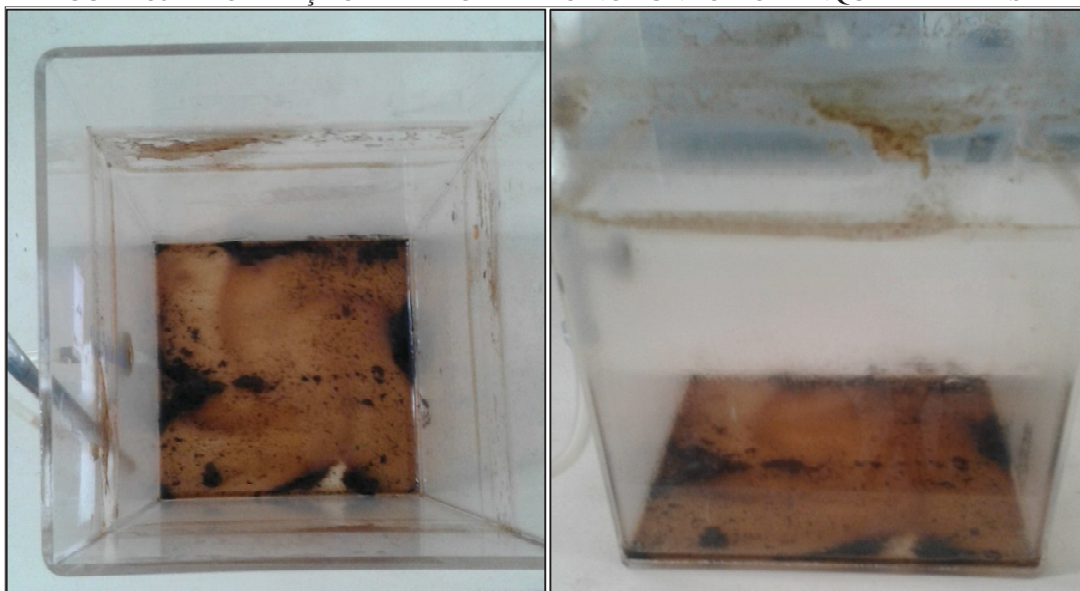


A formação de espuma na correção do pH do lixiviado pré-tratado pode estar ligada ao aumento da temperatura durante esse processo. A adição do ácido no lixiviado favoreceu a liberação de energia no meio em forma de calor. Estudos realizados por Souto (2009) também evidenciaram o surgimento de espuma no lixiviado quando realizado o aumento de temperatura. Para que não houvessem interferências no desempenho do processo de codisposição em reator UASB, a espuma foi dissolvida manualmente com o auxílio de um bastão de vidro.

Outro problema encontrado, porém, durante o processo de arraste de amônia, foi a formação de um precipitado no fundo do tanque de arraste conforme apresentado na Figura 53. De acordo com Souto (2009), podem ocorrer no processo de arraste de amônia a precipitação de ferro e carbonato de cálcio. O autor ainda destaca que a quantidade e as propriedades físico-químicas dessa precipitação dependem das características do lixiviado bruto. Foram observadas produções significativas de precipitados nos ensaios de arraste que realizaram a correção do pH do lixiviado.

Desse modo, em sistemas reais de tanque de arraste, deve-se levar em consideração a gestão desse precipitado para que o mesmo não influencie, de forma negativa, o tratamento biológico ou físico-químico do lixiviado.

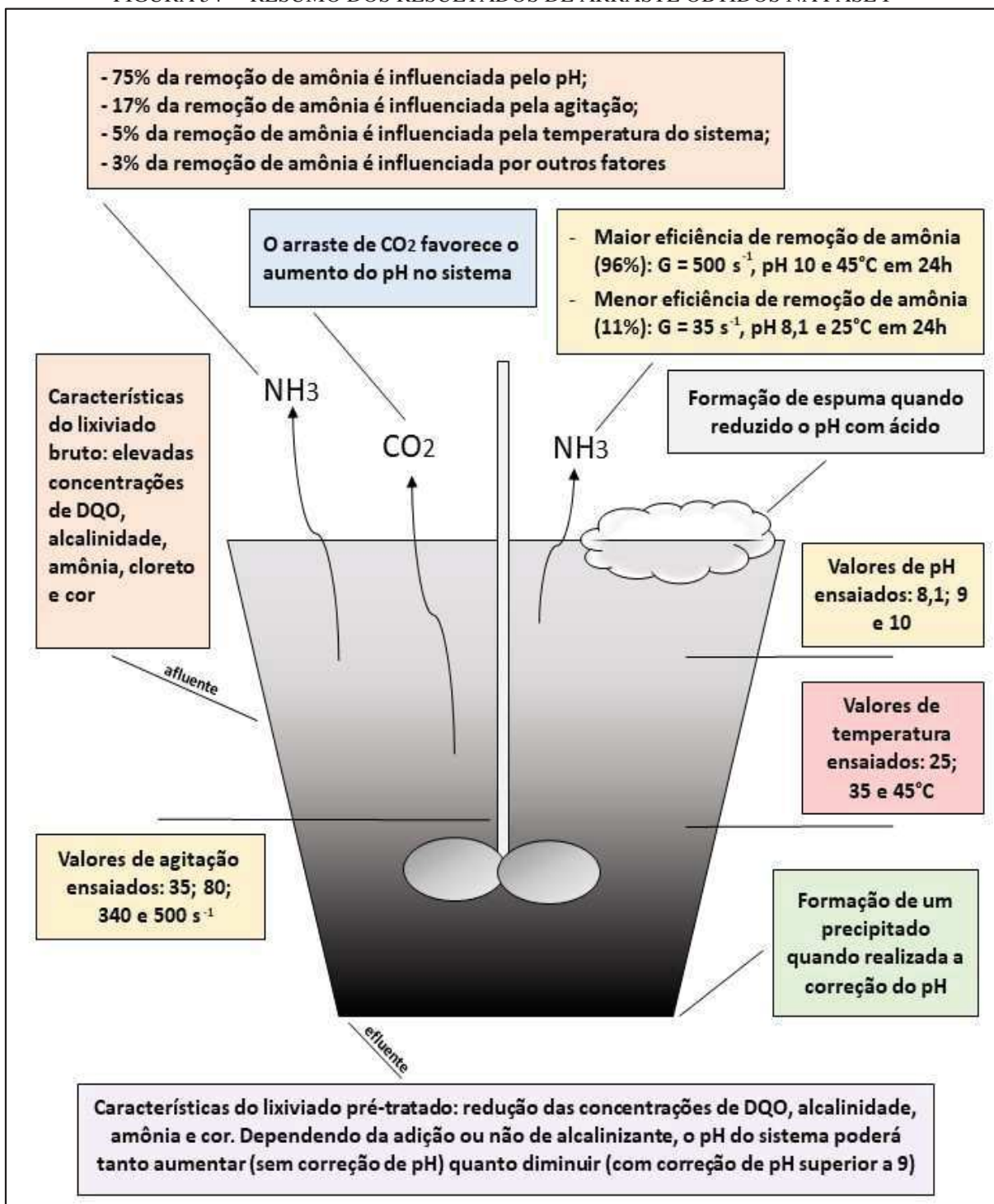
FIGURA 53 – FORMAÇÃO DE PRECIPITADO NO FUNDO DO TANQUE DE ARRASTE



4.2.4 Resumo dos resultados obtidos na Fase I

Na Figura 54 pode ser visualizado um resumo esquemático dos resultados obtidos na Fase I do presente trabalho. A Etapa 1 destacou que o parâmetro operacional que mais influencia na remoção de amônia em sistemas de arraste é o pH, seguido da agitação e temperatura. Com um gradiente de velocidade igual a 500 s^{-1} , pH corrigido para 10 e temperatura de 45°C , a eficiência máxima de remoção de amônia encontrada foi de 96% para um período de 24 horas. Já a Etapa 2 evidenciou que o processo de arraste pode variar as concentrações de DQO, alcalinidade, pH e cor no lixiviado. De modo geral, foram observadas reduções significativas nos valores de DQO, alcalinidade e cor nos ensaios realizados. O pH, por sua vez, pode tanto aumentar quanto diminuir seu valor durante o processo de arraste. O fator responsável por tal variação é a realização ou não do processo de alcalinização. Adicionalmente, alguns problemas operacionais foram identificados durante (formação de um precipitado) e após (formação de espuma quando utilizado ácido para redução do pH) a realização do arraste de amônia.

FIGURA 54 – RESUMO DOS RESULTADOS DE ARRASTE OBTIDOS NA FASE I



4.3 FASE II – RESULTADOS DA CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO EM REATOR UASB TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO

Para um melhor entendimento dos estudos envolvendo o processo de codisposição de lixiviado apresentado no presente item, foram realizados de forma preliminar ensaios de

biodegradabilidade anaeróbia do a) esgoto sanitário com diferentes concentrações de amônia; b) das misturas entre esgoto sanitário e lixiviado bruto e c) das misturas entre esgoto sanitário e lixiviado pré-tratado. Adicionalmente, foram realizados ensaios de AME do lodo utilizado como inóculo nos reatores UASB I e II. As características do lixiviado pré-tratado, utilizado na presente fase de estudo, foram analisadas para uma melhor compreensão do processo de codisposição em reator UASB. Após o término dos ensaios de codisposição, o lodo dos reatores também foi submetido ao ensaio de AME para verificação de possíveis interferências inibitórias relacionadas com a mistura entre esgoto sanitário e lixiviado. Por fim, ensaios de fitotoxicidade, com a utilização de sementes de *Lactuca sativa*, foram realizados para avaliar a toxicidade das misturas afluente e efluente dos reatores UASB I e II.

4.3.1 Ensaios de biodegradabilidade anaeróbia

4.3.1.1 Esgoto sanitário com diferentes concentrações de amônia

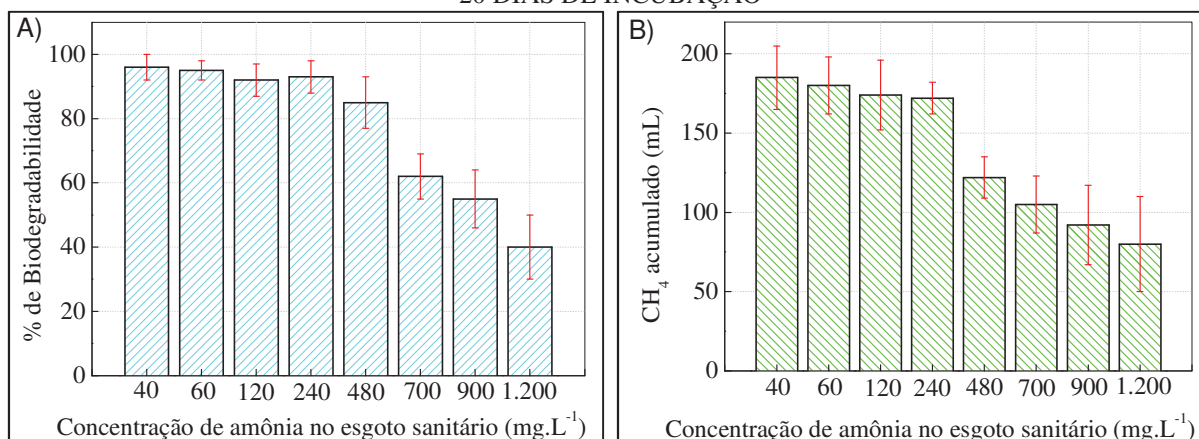
Os ensaios de biodegradabilidade anaeróbia realizados com esgoto sanitário, variando as concentrações de amônia de 40 até 1.200 mg.L⁻¹, não evidenciaram total inibição dos microrganismos envolvidos no processo de degradação anaeróbia. Na Figura 55 pode ser observado o volume de CH₄ acumulado durante os ensaios e também as porcentagens de biodegradabilidade de cada condição imposta.

A porcentagem da biodegradabilidade do esgoto sanitário com concentrações de amônia até 240 mg.L⁻¹ foram bem próximas, apresentando em média um valor de 95 ± 2%. A partir de concentrações superiores a 480 mg.L⁻¹, foi observada uma queda significativa na capacidade de biodegradação do esgoto sanitário, apresentando valores médios de 52 ± 9% de biodegradabilidade. Comportamento semelhante foi verificado no volume de CH₄ acumulado, sendo que concentrações de amônia de 900 mg.L⁻¹ apresentaram um volume acumulado 50% menor do que aqueles com concentrações até 240 mg.L⁻¹.

O pH do esgoto sanitário utilizado no ensaio foi de 7,5, constatando que praticamente toda amônia estava na forma ionizada (menos tóxica). De acordo com a literatura clássica, concentrações de amônia até 1.500 mg.L⁻¹ não possuem efeitos adversos em sistemas de tratamento anaeróbio (McCARTY, 1964; CHERNICHARO, 2016). Estudos realizados por Borja *et al.* (1996) encontraram inibição nos microrganismos metanogênicos com concentrações de amônia de 7.000 mg.L⁻¹. O lodo utilizado como inóculo tinha sido

previamente aclimatado. Calli *et al.* (2005), ao tratar esgoto sintético em reator UASB com lodo também previamente aclimatado, encontrou concentrações de amônia inibitórias ao processo próximas de 6.000 mg.L⁻¹.

FIGURA 55 – A) BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA E B) VOLUME DE CH₄ PRODUZIDO NOS ENSAIOS DE ESGOTO SANITÁRIO COM DIFERENTES CONCENTRAÇÕES DE AMÔNIA DURANTE 20 DIAS DE INCUBAÇÃO



O lodo utilizado nos ensaios do presente estudo não foi previamente aclimatado com concentrações elevadas de amônia. Desse modo, conclui-se que os resultados apresentados na Tabela 34 possam ser melhores, em termos de porcentagem de biodegradabilidade e volume acumulado de CH₄, caso realizada a aclimação prévia do inóculo.

TABELA 34 – RESULTADOS DO ENSAIO DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA DO ESGOTO SANITÁRIO COM DIFERENTES CONCENTRAÇÕES DE AMÔNIA DURANTE 20 DIAS DE INCUBAÇÃO

Condição	Volume acumulado de CH ₄ (mL)	DQO inicial (mg.L ⁻¹)	DQO final (mg.L ⁻¹)	Biodegradabilidade (%)
Lodo + Esgoto (40 mg.L ⁻¹)*	185 ± 20	522 ± 32	11 ± 5	98 ± 4
Lodo + Esgoto (60 mg.L ⁻¹)	180 ± 18	525 ± 25	23 ± 11	96 ± 2
Lodo + Esgoto (120 mg.L ⁻¹)	174 ± 22	537 ± 26	40 ± 15	92 ± 6
Lodo + Esgoto (240 mg.L ⁻¹)	172 ± 10	544 ± 34	38 ± 13	93 ± 5
Lodo + Esgoto (480 mg.L ⁻¹)	122 ± 13	560 ± 30	86 ± 11	85 ± 8
Lodo + Esgoto (700 mg.L ⁻¹)	105 ± 18	575 ± 35	221 ± 35	62 ± 6
Lodo + Esgoto (900 mg.L ⁻¹)	92 ± 25	583 ± 29	257 ± 27	55 ± 10
Lodo + Esgoto (1.200 mg.L ⁻¹)	80 ± 30	610 ± 33	369 ± 43	40 ± 12

*Os valores entre parênteses correspondem às concentrações de amônia utilizadas em cada ensaio.

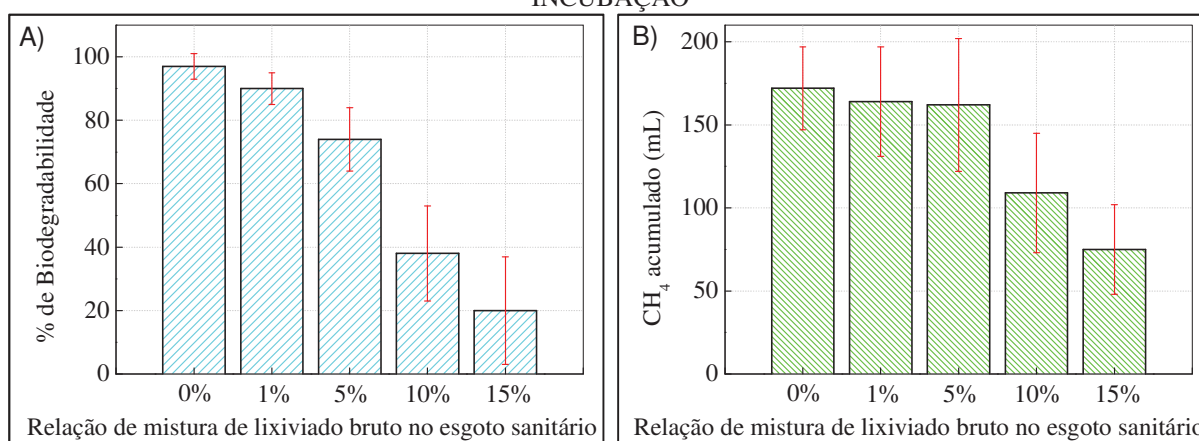
4.3.1.2 Mistura de esgoto sanitário e lixiviado bruto

Os resultados aqui reportados se remetem ao ensaio de biodegradabilidade anaeróbia da mistura entre esgoto sanitário e lixiviado bruto. Isto posto, na Figura 56 são apresentados

os resultados do volume de CH_4 acumulado e a porcentagem de biodegradabilidade para o delineamento proposto na Tabela 35. O lixiviado bruto utilizado no presente ensaio foi o da coleta realizada em janeiro de 2017, apresentando uma concentração de amônia igual a 2.670 mg.L^{-1} .

A degradação apenas do esgoto sanitário apresentou novamente uma porcentagem de biodegradabilidade elevada, sendo essa igual a $97 \pm 4\%$. Já os ensaios de mistura entre lixiviado bruto e esgoto sanitário, com relações volumétricas de 1 a 5%, apresentaram uma biodegradabilidade superior a 70%. Desse modo, constatou-se que mesmo em baixas relações volumétricas o lixiviado bruto diminuiu a eficiência do tratamento do esgoto sanitário. Por fim, as misturas com relações 10 e 15% apresentaram biodegradabilidades de 38,4% e 19,6%, respectivamente. O pH em todas as misturas realizadas não ultrapassou o valor de 7,6, evidenciando que boa parte da amônia estava na forma ionizada.

FIGURA 56 – A) BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA E B) VOLUME DE CH_4 PRODUZIDO NOS ENSAIOS DE MISTURA ENTRE ESGOTO SANITÁRIO E LIXIVIADO BRUTO DURANTE 20 DIAS DE INCUBAÇÃO



Em geral, os resultados apontaram dificuldades de tratamento nas misturas entre lixiviado e esgoto sanitário $\geq 10\%$. Resultados semelhantes foram encontrados por Santos (2009), onde o autor utilizou relações de mistura entre lixiviado e esgoto sanitário variando de 1 a 10% para tratamento em reator UASB. A concentração de amônia no lixiviado em questão era de 1.747 mg.L^{-1} . Para as relações de mistura até 2,5%, o autor não identificou efeitos adversos no tratamento. Entretanto, nas relações entre 2,5 e 5% foram constatados efeitos negativos significativos, e acima de 10% a alternativa de mistura foi considerada altamente tóxica. Estudos realizados por Borth (2017) analisaram o processo de codisposição em reator UASB de um esgoto sintético e um lixiviado com aproximadamente 150 mg.L^{-1} de amônia. O

autor constatou eficiências de remoção de DQO de 74,3%, para a relação de mistura igual a 5%, e 69,3% para a relação de mistura de 10%. Ensaio de biodegradabilidade anaeróbia realizados por Barba *et al.* (2008), com relações de mistura entre lixiviado e esgoto sanitário, variando de 10 a 100%, evidenciaram uma eficiência de remoção de DQO igual a 62% para a relação de mistura de 10%. Para uma relação de 30%, a eficiência desse parâmetro foi de 28%. Por fim, para o tratamento puro do lixiviado, a eficiência de remoção de DQO foi igual a 18%.

TABELA 35 – RESULTADOS DO ENSAIO DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA DO TRATAMENTO COMBINADO ENTRE LIXIVIADO BRUTO E ESGOTO SANITÁRIO DURANTE 20 DIAS DE INCUBAÇÃO

Condição	Volume acumulado de CH ₄ (mL)	DQO inicial (mg.L ⁻¹)	DQO final (mg.L ⁻¹)	Biodegradabilidade (%)
Lodo + Esgoto	172 ± 25	447 ± 54	18 ± 7	97 ± 4
Lodo + Esgoto (99%)* + Lixiviado (1%)*	164 ± 33	456 ± 38	46 ± 12	90 ± 5
Lodo + Esgoto (95%) + Lixiviado (5%)	162 ± 40	546 ± 47	140 ± 22	74 ± 10
Lodo + Esgoto (90%) + Lixiviado (10%)	109 ± 36	709 ± 60	437 ± 89	38 ± 15
Lodo + Esgoto (85%) + Lixiviado (15%)	75 ± 27	949 ± 58	763 ± 122	20 ± 17

*Os valores entre parênteses correspondem às relações de mistura (v/v %).

4.3.1.3 Mistura de esgoto sanitário e lixiviado pré-tratado

O lixiviado utilizado no presente ensaio foi pré-tratado por arraste até que a concentração de amônia ficasse em torno de 500 mg.L⁻¹. O pH do lixiviado foi corrigido após o pré-tratamento para valores próximo de 8,1. Na Figura 57 são apresentados os resultados do volume de CH₄ acumulado e a porcentagem de biodegradabilidade para o delineamento proposto na Tabela 36.

Sendo um controle do ensaio de biodegradabilidade anaeróbia, a degradação apenas do esgoto sanitário apresentou uma porcentagem de biodegradabilidade igual a 95 ± 6%. Os ensaios de mistura entre lixiviado pré-tratado e esgoto sanitário, com relações volumétricas de 1 a 15%, apresentaram uma biodegradabilidade superior a 72%, evidenciando que o processo de arraste diminuiu possíveis compostos tóxicos ou inibitórios presentes no lixiviado bruto. Novamente, o pH em todas as misturas realizadas não ultrapassou o valor de 7,6.

Estudos realizados por Ramos (2009) analisaram o processo de codisposição de lixiviado pré-tratado por arraste de amônia em reator UASB tratando esgoto sanitário. O processo de arraste foi realizado até a total remoção de amônia. As relações de misturas utilizadas foram de 3 e 10%. Os resultados apresentaram uma eficiência de remoção de DQO de aproximadamente 60%, para a relação de mistura igual a 3%, e 44% para a relação de

10%. Galvão (2017) também realizou estudos da codisposição de lixiviado pré-tratado, com remoção total de amônia, em reatores UASB tratando esgoto sintético. As relações de mistura empregadas variaram de 1 a 10%. O autor encontrou eficiências de remoção de DQO de 81,5%, para uma relação de mistura igual a 1%, 74,6% para uma mistura de 5% e, por fim, uma eficiência de 69,2% para a relação de mistura de 10%.

FIGURA 57 – A) BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA E B) VOLUME DE CH₄ PRODUZIDO NOS ENSAIOS DE MISTURA ENTRE ESGOTO SANITÁRIO E LIXIVIADO PRÉ-TRATADO POR ARRASTE DE AMÔNIA DURANTE 20 DIAS DE INCUBAÇÃO

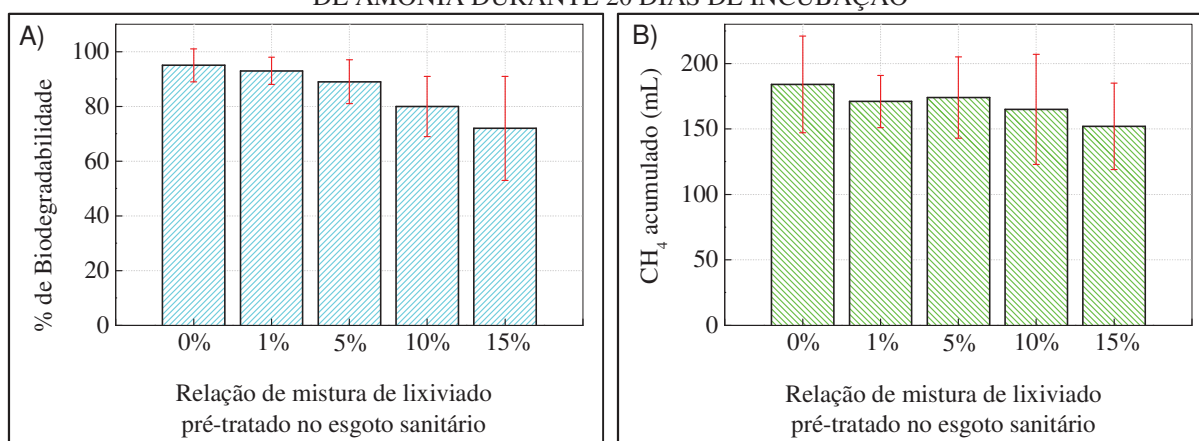


TABELA 36 – RESULTADOS DO ENSAIO DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA DO TRATAMENTO COMBINADO ENTRE LIXIVIADO PRÉ-TRATADO POR ARRASTE DE AMÔNIA E ESGOTO SANITÁRIO DURANTE 20 DIAS DE INCUBAÇÃO

Condição	Volume acumulado de CH ₄ (mL)	DQO inicial (mg.L ⁻¹)	DQO final (mg.L ⁻¹)	Biodegradabilidade (%)
Lodo + Esgoto	184 ± 37	557 ± 41	30 ± 10	95 ± 6
Lodo + Esgoto (99%)* + Lixiviado (1%)*	171 ± 20	572 ± 54	42 ± 8	93 ± 4
Lodo + Esgoto (95%) + Lixiviado (5%)	174 ± 31	622 ± 63	70 ± 13	89 ± 8
Lodo + Esgoto (90%) + Lixiviado (10%)	165 ± 42	746 ± 59	155 ± 45	80 ± 11
Lodo + Esgoto (85%) + Lixiviado (15%)	152 ± 33	824 ± 70	237 ± 91	72 ± 19

*Os valores entre parênteses correspondem às relações de mistura (v/v %).

4.3.2 AME do lodo anaeróbio utilizado como inóculo

Os resultados aqui reportados se referem ao ensaio de AME do lodo utilizado como inóculo nos reatores de bancada. Desse modo, o objetivo do presente estudo foi realizar a comparação da atividade dos microrganismos metanogênicos antes e após o processo de tratamento combinado entre lixiviado e esgoto sanitário.

Na Figura 58 é apresentada a produção de CH₄ acumulada ao longo do tempo para o lodo inoculado nos reatores UASB I e II. O monitoramento foi realizado durante um período aproximado de 5 dias. O coeficiente angular da reta traçada (reta de maior inclinação) equivale à produção máxima de CH₄ ao longo do tempo. Realizado em triplicata, o ensaio de

AME obteve um valor médio de volume acumulado de CH_4 igual $2,4 \pm 0,2 \text{ mL.h}^{-1}$. Os volumes de lodo, substrato, solução nutriente e massa de microrganismos utilizados em cada frasco foram calculados pelas Equações 23 a 28, apresentadas no item 3.4.3. Os valores de tais parâmetros estão destacados na Tabela 37. O resultado de AME para o lodo anaeróbio em estudo apresentou um valor médio de $0,15 \pm 0,01 \text{ gDQO}_{\text{CH}_4}.\text{gSTV}^{-1}.\text{d}^{-1}$.

Estudos realizados por Lozada *et al.* (2008) apresentaram valores médios de AME, para um lodo granular de reator UASB, de $0,2 \text{ gDQO}_{\text{CH}_4}.\text{gSTV}^{-1}.\text{d}^{-1}$. Schneiders *et al.* (2013) também realizou estudos de AME em lodos provenientes de reatores UASB. Os autores encontraram valores de AME variando entre 0,1 a $0,19 \text{ gDQO}_{\text{CH}_4}.\text{gSTV}^{-1}.\text{d}^{-1}$. Belli Filho *et al.* (2002), ao realizar estudos de partida de um reator UASB, encontrou valores máximos de AME de $0,19 \text{ gDQO}_{\text{CH}_4}.\text{gSTV}^{-1}.\text{d}^{-1}$ para um lodo proveniente de um reator UASB da Companhia de Saneamento de Santa Catarina (CASAN), tratando esgoto sanitário. A partir desses dados, é possível observar que o lodo utilizado como inóculo no presente estudo possui valores de AME próximos daqueles usualmente encontrados na literatura, para lodos provenientes de reatores UASB tratando esgoto sanitário.

FIGURA 58 – VOLUME ACUMULADO DO ENSAIO DE AME DO LODO UTILIZADO COMO INÓCULO NOS REATORES DE BANCADA

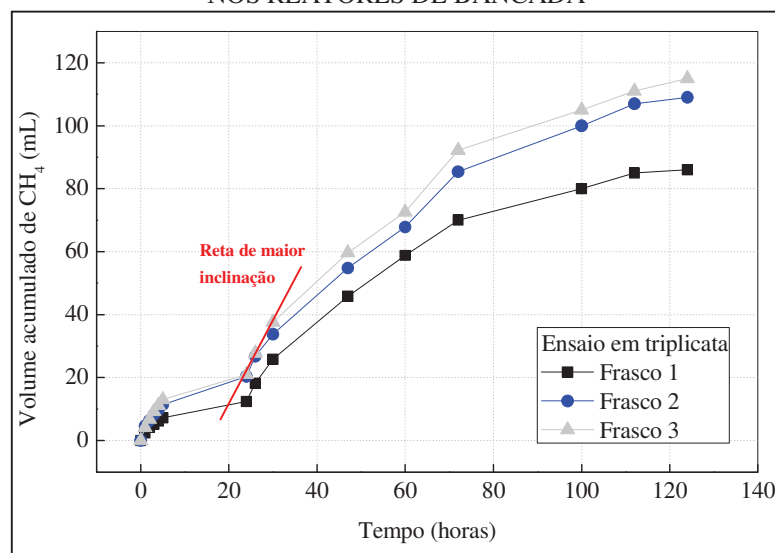


TABELA 37 – RESULTADOS DO ENSAIO DE AME DO LODO ANAERÓBIO UTILIZADO COMO INÓCULO NOS REATORES DE BANCADA

Frasco (triplicata)	Volumes (mL)			Quantidade de biomassa (gSTV)	Q_{CH_4} (mL.h^{-1})	AME ($\text{gDQO}_{\text{CH}_4}.\text{gSTV}^{-1}.\text{d}^{-1}$)
	Lodo	Substrato	Nutrientes			
1	10	170	70	0,5	2,23	0,14
2	10	170	70	0,5	2,23	0,14
3	10	170	70	0,5	2,76	0,17

4.3.3 Processo de partida dos reatores UASB e alimentação com esgoto sanitário

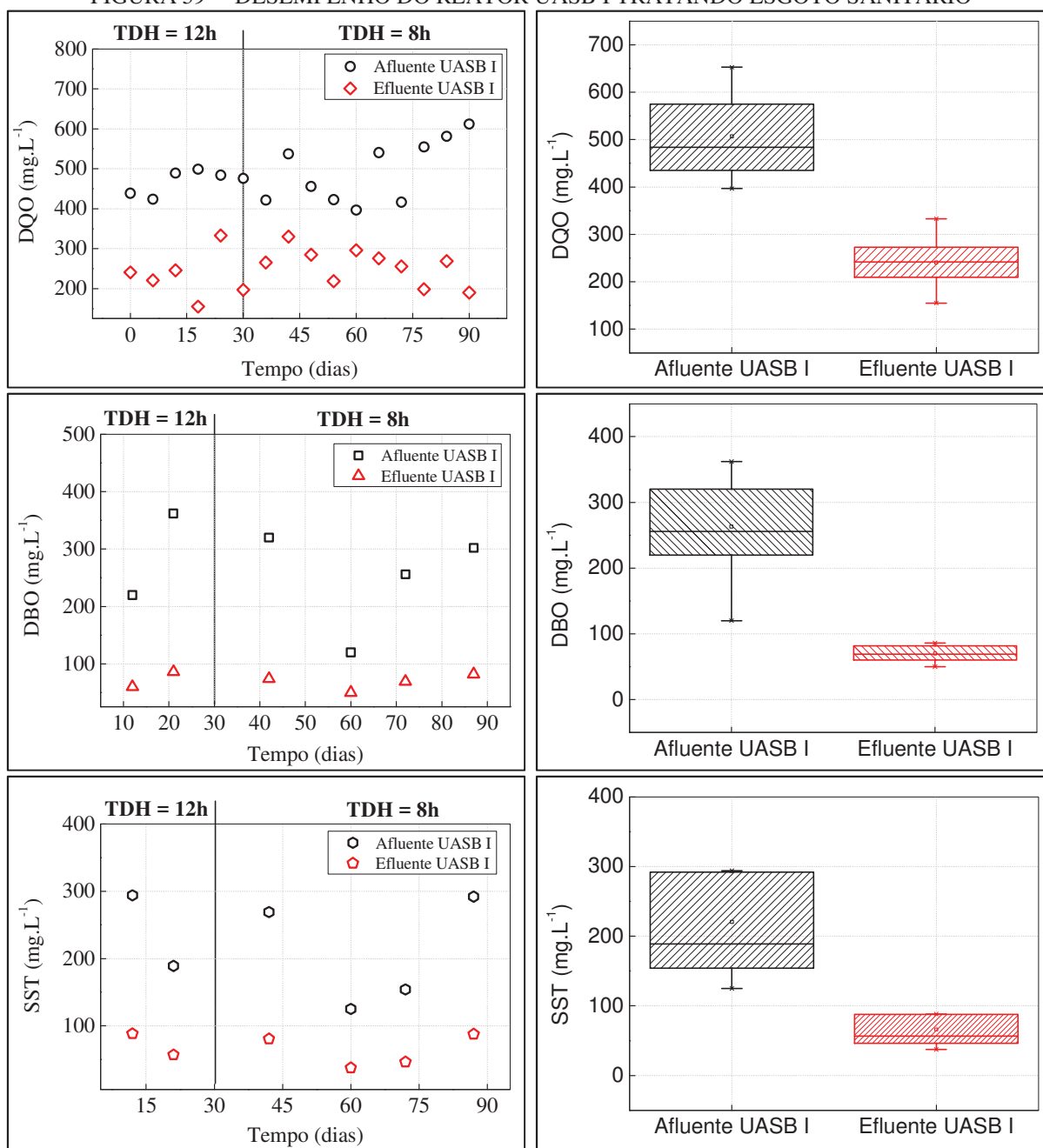
O processo de partida dos reatores UASB I e II contou com um TDH de 12 horas para as primeiras 4 semanas de operação. Por um período de 3 meses os reatores foram alimentados apenas com esgoto sanitário. Por se tratar de um lodo e esgoto sanitário coletados da mesma ETE, os reatores de bancada não demoraram para apresentar um bom desempenho e estabilidade do processo de tratamento.

O desempenho e a estabilidade de operação do reator UASB I estão apresentados na Tabela 38. A DQO média afluyente a esse reator, durante o período de ensaio, foi de $525 \pm 127 \text{ mg.L}^{-1}$. Após o tratamento, foi observada uma eficiência de remoção desse parâmetro de $69 \pm 11\%$. Já para a DBO, com valor afluyente igual a $295 \pm 68 \text{ mg.L}^{-1}$, o reator UASB I apresentou uma eficiência de $80 \pm 15\%$ de remoção. No que diz respeito à eficiência de remoção de SST, o reator UASB I foi responsável por sua redução em $70 \pm 12\%$. Por se tratar de um processo anaeróbio, não houve eficiência de remoção de amônia presente no esgoto sanitário. Na Figura 59 é possível visualizar o comportamento temporal do desempenho do reator UASB I. Tratando-se de sua estabilidade, o pH se manteve na faixa ótima para um bom desempenho do processo anaeróbio e a alcalinidade efluente não apresentou tendência de queda em relação ao afluyente. Adicionalmente, pode-se constatar que os valores efluentes de AGV foram inferiores a 200 mg.L^{-1} . A relação AGV/alcalinidade no efluente do sistema de tratamento apresentou um valor de $0,10 \pm 0,08$. Valores dessa relação inferiores a 0,3 indicam um bom desempenho do processo de degradação, enquanto valores entre 0,3 a 0,5 indicam uma deficiência no processo. Já valores acima de 0,8 denotam que o reator anaeróbio se encontra acidificado e o processo anaeróbio pode entrar em colapso (ANDREOLI et al., 2014).

TABELA 38 – RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE DESEMPENHO E ESTABILIDADE DO REATOR UASB I TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO

Parâmetros	Afluyente UASB I	Efluente UASB I	Eficiência (%)
DBO (mg.L^{-1})	295 ± 68	71 ± 35	80 ± 15
DQO (mg.L^{-1})	525 ± 127	200 ± 62	69 ± 11
SST (mg.L^{-1})	207 ± 63	72 ± 44	70 ± 12
Amônia (mg.L^{-1})	41 ± 18	44 ± 13	-
pH	$7,3 \pm 0,3$	$7,4 \pm 0,5$	-
Alcalinidade (mg.L^{-1})	290 ± 80	315 ± 72	-
AGV (mg.L^{-1})	45 ± 26	36 ± 21	-
AGV/Alcalinidade	$0,15 \pm 0,08$	$0,10 \pm 0,08$	-
Temperatura média durante o tratamento igual a $22,5 \pm 5,2^\circ\text{C}$; COV aplicada igual a $1,4 \pm 0,3 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$			

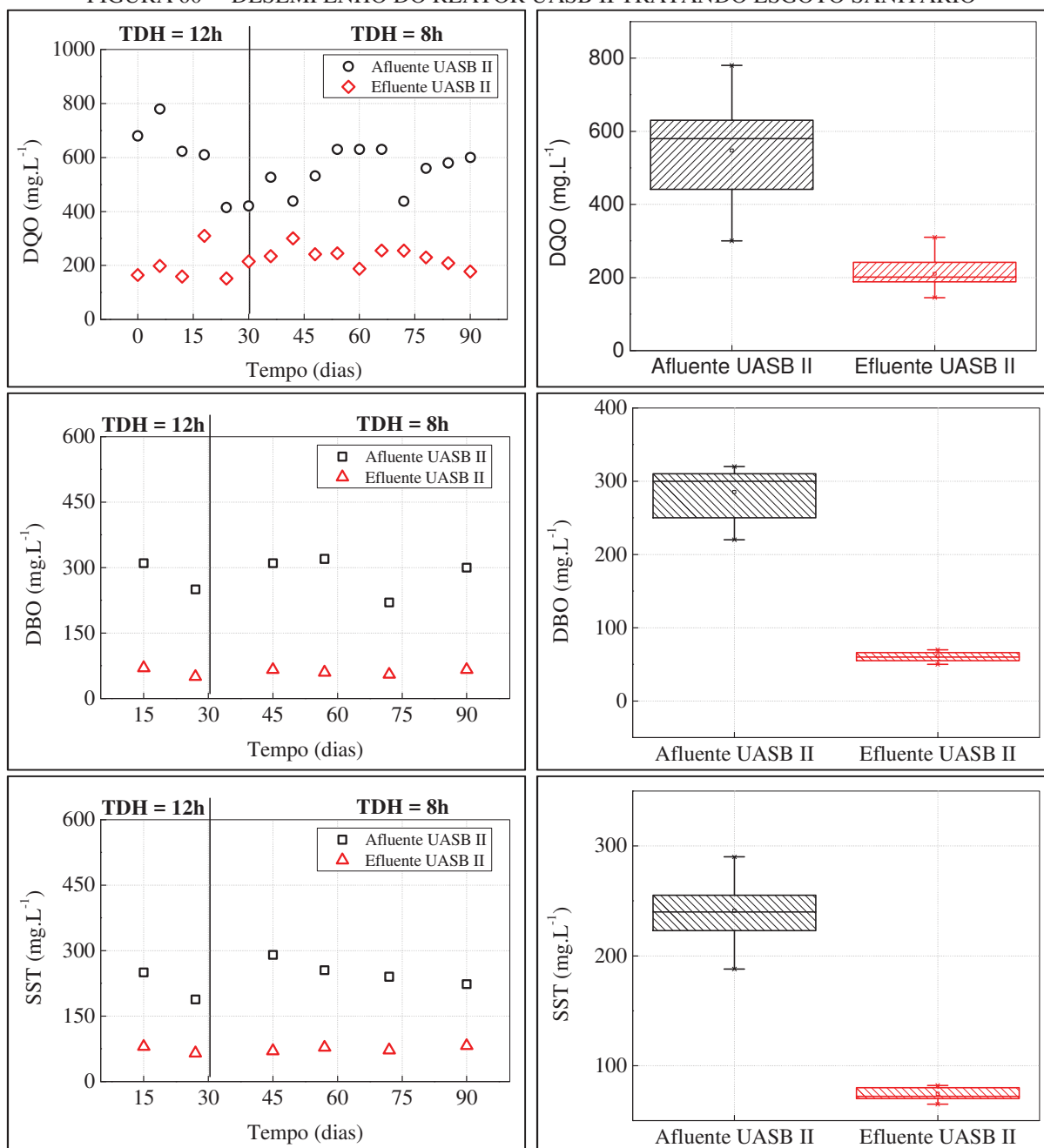
FIGURA 59 – DESEMPENHO DO REATOR UASB I TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO



Os resultados de desempenho e estabilidade operacional do reator UASB II foram próximos daqueles apresentados pelo reator UASB I. A eficiência de remoção de DQO encontrada durante o tratamento de esgoto sanitário no reator foi igual a $70 \pm 15\%$. O valor de DQO afluente ao reator foi de $572 \pm 151 \text{ mg.L}^{-1}$. Com uma concentração afluente de DBO igual a $310 \pm 85 \text{ mg.L}^{-1}$, o reator UASB II apresentou uma eficiência de remoção desse parâmetro de $83 \pm 19\%$. Já para a concentração afluente de SST igual a $242 \pm 79 \text{ mg.L}^{-1}$, o reator obteve uma eficiência de $71 \pm 9\%$. O comportamento temporal do desempenho do reator UASB II pode ser visualizado na Figura 60. Assim como o reator UASB I, o reator

UASB II também apresentou bons índices de estabilidade. O pH se manteve na faixa de $7,4 \pm 0,2$ e a alcalinidade foi aumentada durante o processo de tratamento. Ainda, os valores de AGV foram inferiores a 200 mg.L^{-1} e a relação AGV/alcalinidade no efluente do reator apresentou valores de $0,09 \pm 0,02$.

FIGURA 60 – DESEMPENHO DO REATOR UASB II TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO



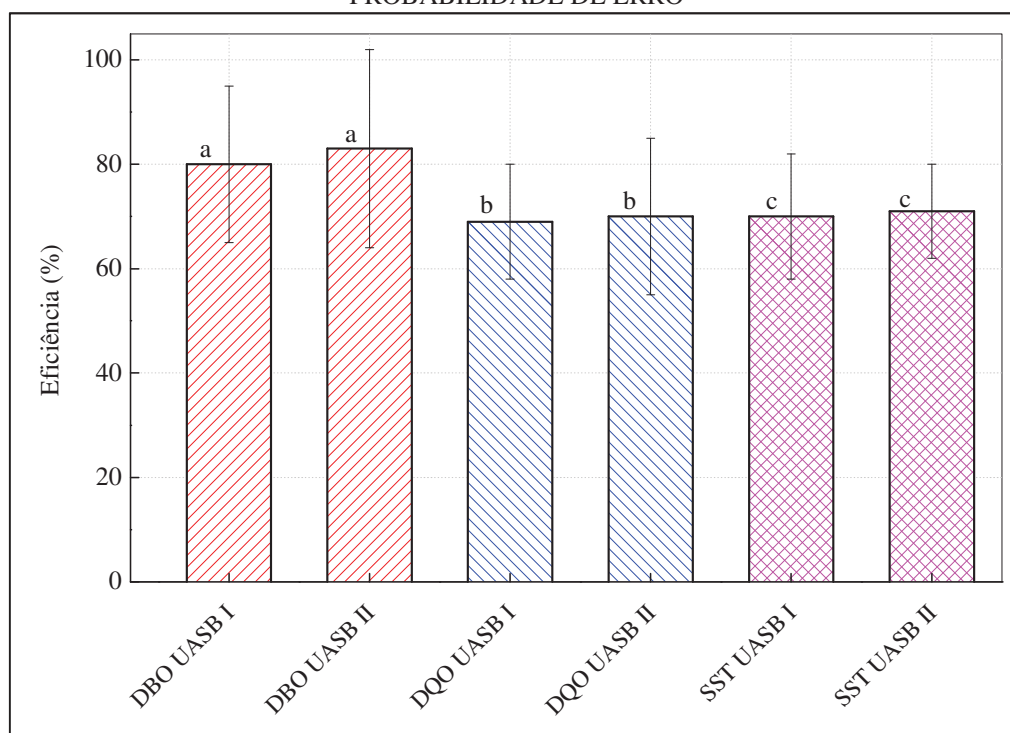
Na Tabela 39 estão apresentados os resultados do desempenho e estabilidade do reator UASB II tratando esgoto sanitário.

TABELA 39 – RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE DESEMPENHO E ESTABILIDADE DO REATOR UASB II TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO

Parâmetros	Afluente UASB II	Efluente UASB II	Eficiência (%)
DBO (mg.L ⁻¹)	310 ± 85	69 ± 35	83 ± 19
DQO (mg.L ⁻¹)	572 ± 151	207 ± 54	70 ± 15
SST (mg.L ⁻¹)	222 ± 79	78 ± 32	71 ± 9
Amônia (mg.L ⁻¹)	45 ± 13	46 ± 7	-
pH	7,4 ± 0,2	7,4 ± 0,3	-
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	269 ± 76	295 ± 83	-
AGV (mg.L ⁻¹)	51 ± 18	32 ± 29	-
AGV/Alcalinidade	0,18 ± 0,1	0,09 ± 0,02	-
Temperatura média durante o tratamento igual a 23,1 ± 3,8°C. COV aplicada igual a 1,4 ± 0,2 kgDQO.m ⁻³ .d ⁻¹			

A partir de uma análise de comparação entre os resultados de eficiência dos reatores UASB I e II, conforme apresentado na Figura 61, concluiu-se que ambos os sistemas, apesar das diferenças hidráulicas e construtivas, não apresentam diferenças significativas nos valores de eficiências de DBO, DQO e SST.

FIGURA 61 – COMPARAÇÃO DE DESEMPENHO (DQO E DBO) ENTRE OS REATORES UASB I E II TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO. MÉDIAS DOS PARÂMETROS CORRELATOS SEGUIDAS PELA MESMA LETRA NÃO DIFEREM SIGNIFICATIVAMENTE ENTRE SI PELO TESTE DE TUKEY A 5% DE PROBABILIDADE DE ERRO



Estudos realizados por Aisse (2002), em reatores UASB tratando esgoto sanitário, apresentaram eficiências de remoção de DQO de 67%. Já para os parâmetros DBO e SST, as eficiências encontradas pelo autor foram de 85 e 70%, respectivamente. Duarte *et al.* (2017), ao analisarem o desempenho de reatores UASB, com capacidade para tratamento de esgoto de

uma população de 200 mil habitantes, identificaram eficiências de remoção de DQO próximas de 60%. Adicionalmente, os autores encontraram uma eficiência de SST igual 58%. Com base nos dados apresentados, pode-se constatar que as eficiências dos reatores UASB I e II, tratando esgoto sanitário, estão dentro das faixas encontradas na literatura para esse tipo de tratamento.

4.3.4 Codisposição de lixiviado em reator UASB em escala de bancada tratando esgoto sanitário

4.3.4.1 Codisposição com lixiviado bruto

Após o período de 3 meses com alimentação apenas de esgoto sanitário, o reator UASB I começou a ser alimentado com misturas de 2, 5 e 10% entre lixiviado bruto e esgoto sanitário. O período de análise de cada relação volumétrica também foi de aproximadamente 3 meses.

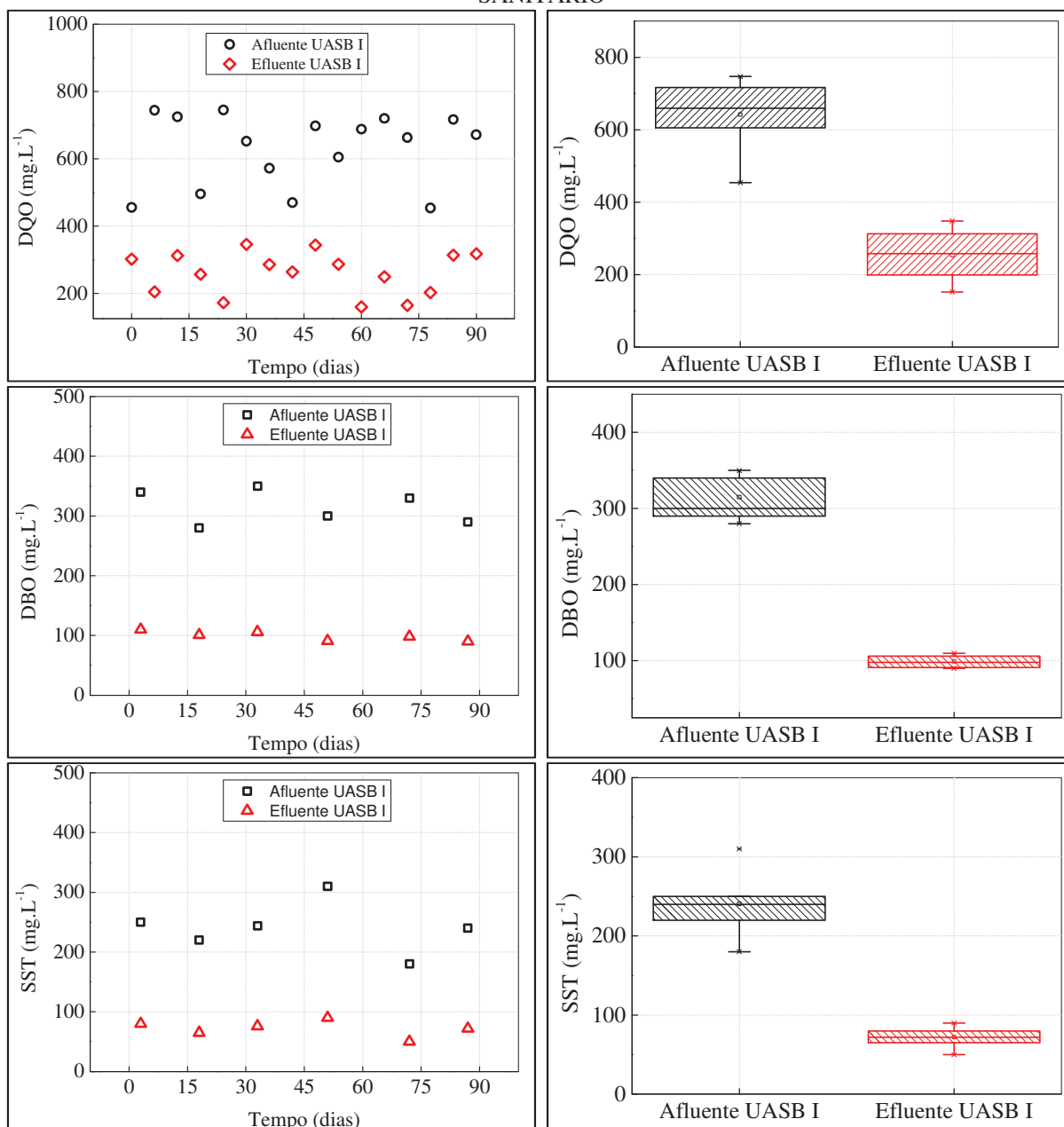
Para a codisposição de lixiviado com relação volumétrica de 2%, o reator UASB I apresentou uma eficiência de remoção de DQO de $59 \pm 17\%$. A adição de 2% (v/v) de lixiviado no esgoto sanitário ocasionou o aumento da DQO afluente ao reator em aproximadamente 50 mg.L^{-1} . Desse modo, a COV aplicada no reator UASB I, para a relação de 2% de mistura, foi de $1,7 \pm 0,2 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. Já a eficiência de remoção de DBO encontrada para as mesmas condições foi de $67 \pm 12\%$. A eficiência de remoção de SST no reator UASB I para a relação de 2% foi, em média, igual a $66 \pm 10\%$. Conforme apresentado na Tabela 40, o pH afluente ao reator, para a relação de mistura em estudo, foi de $7,5 \pm 0,3$. Desse modo, a concentração de amônia encontrada ($65 \pm 29 \text{ mg.L}^{-1}$) estava praticamente toda na forma ionizada. A COV de amônia aplicada ao reator foi de $0,18 \pm 0,04 \text{ kgNH}_4^+.\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. A alcalinidade no efluente do reator UASB I se mostrou maior do que a no afluente, constatando a produção satisfatória desse parâmetro no reator. Já a concentração de AGV no efluente foi reduzida durante o tratamento no reator. A relação AGV/alcalinidade apresentou valores de $0,12 \pm 0,05$ no efluente do sistema, evidenciando, assim, a boa estabilidade operacional do reator UASB I. Não sendo um parâmetro usualmente utilizado para caracterização do esgoto sanitário, a cor aparente apresentou uma redução de $13 \pm 4\%$ após o tratamento no reator UASB I. O comportamento temporal do desempenho do reator UASB I, para a relação volumétrica de 2% de lixiviado, pode ser visualizado na Figura 62.

TABELA 40 – RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE DESEMPENHO E ESTABILIDADE DO REATOR UASB I TRATANDO LIXIVIADO BRUTO (2%) COM ESGOTO SANITÁRIO

Parâmetros	Esgoto + Lixiviado bruto (2%)		
	Afluente UASB I	Efluente UASB I	Eficiência (%)
DBO (mg.L ⁻¹)	325 ± 45	101 ± 42	67 ± 12
DQO (mg.L ⁻¹)	622 ± 169	239 ± 76	59 ± 17
SST (mg.L ⁻¹)	230 ± 70	74 ± 23	66 ± 10
Amônia (mg.L ⁻¹)	65 ± 29	68 ± 27	-
pH	7,5 ± 0,3	7,5 ± 0,6	-
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	340 ± 87	412 ± 111	-
AGV (mg.L ⁻¹)	73 ± 35	51 ± 13	-
AGV/Alcalinidade	0,2 ± 0,1	0,12 ± 0,05	-
Cor aparente (uH)	224 ± 63	195 ± 33	13 ± 4

Temperatura média durante o tratamento igual a 23,7 ± 3,5°C. COV aplicada igual a 1,7 ± 0,2 kgDQO.m⁻³.d⁻¹

FIGURA 62 – DESEMPENHO DO REATOR UASB I TRATANDO LIXIVIADO BRUTO (2%) E ESGOTO SANITÁRIO



Na Tabela 41 estão apresentados os resultados de desempenho e estabilidade do reator UASB I para a relação volumétrica de 5% de lixiviado. Desse modo, o reator UASB I apresentou uma eficiência média de remoção de DQO igual a 55%. A adição de 5% de lixiviado no esgoto sanitário ocasionou o aumento desse parâmetro em aproximadamente 110 mg.L⁻¹. Isto posto, a COV aplicada no sistema foi de 2,1 ± 0,3 kgDQO.m⁻³.d⁻¹. Já para os parâmetros de DBO e SST, o reator UASB I apresentou eficiências de 65 ± 15% e 65 ± 9, respectivamente.

Assim como a DQO, a amônia também sofreu o aumento de sua concentração no afluente do reator. Para o pH encontrado a amônia estava praticamente toda em sua forma ionizada. A COV de amônia aplicada no reator UASB I, para a relação de 5%, foi de 0,40 ± 0,07 kgNH₄⁺.m⁻³.d⁻¹.

Os parâmetros de estabilidade do reator UASB I não evidenciaram problemas de acidificação com a utilização da relação de mistura de 5%. A alcalinidade no efluente do reator não apresentou tendência de queda em relação ao afluente, demonstrando a produção desse parâmetro durante o tratamento. Já a concentração de AGV no efluente apresentou um decaimento em relação ao afluente. Os valores da relação AGV/alcalinidade foram, em média, igual a 0,04 ± 0,03 no efluente do sistema, denotando a boa estabilidade operacional do reator. Por fim, a eficiência de remoção de cor no reator UASB I, para a relação de mistura de 5%, foi igual 11 ± 5%.

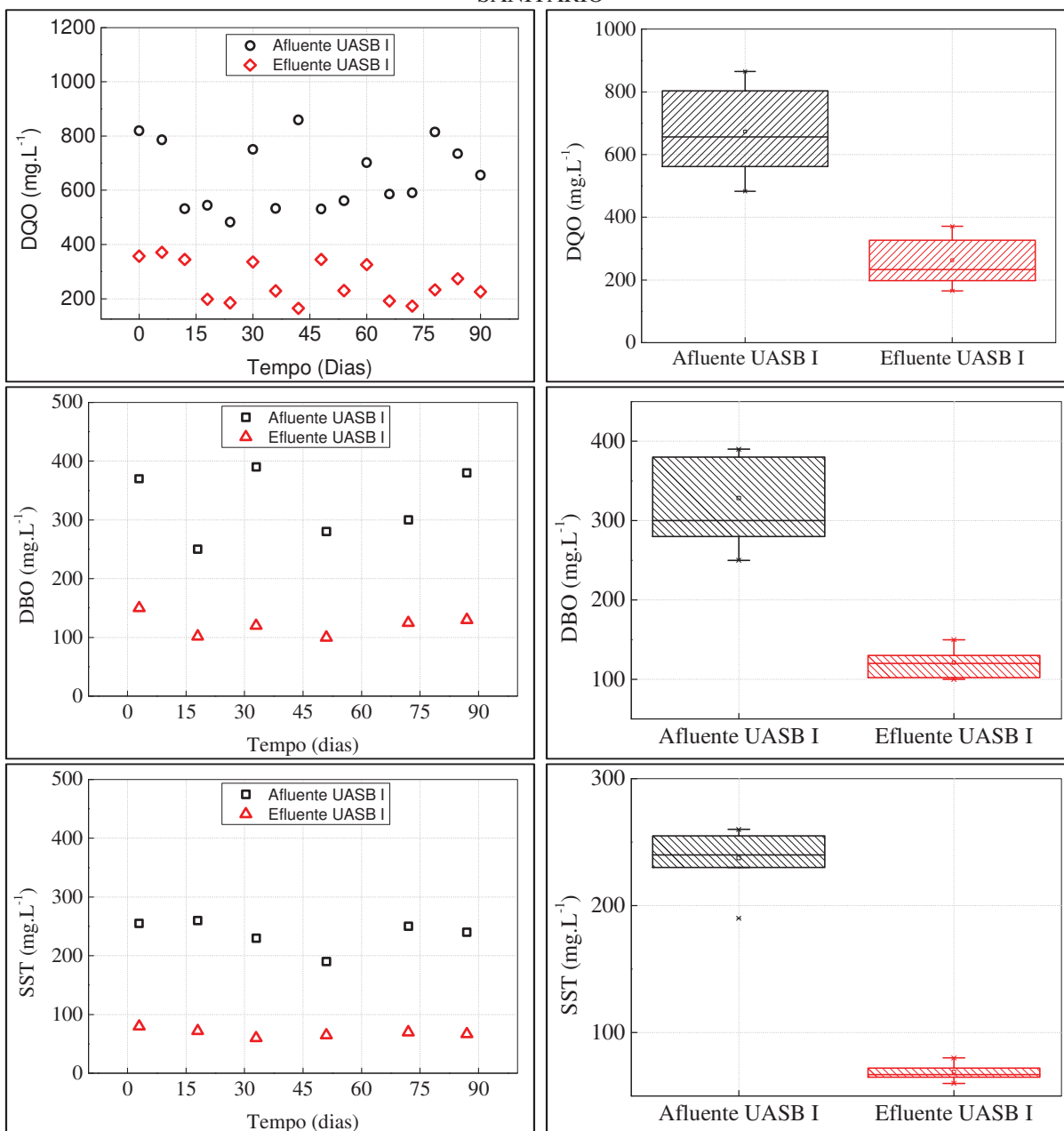
TABELA 41 – RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE DESEMPENHO E ESTABILIDADE DO REATOR UASB I TRATANDO LIXIVIADO BRUTO (5%) COM ESGOTO SANITÁRIO

Parâmetros	Esgoto + Lixiviado bruto (5%)		
	Afluente UASB I	Efluente UASB I	Eficiência (%)
DBO (mg.L ⁻¹)	360 ± 65	121 ± 30	65 ± 15
DQO (mg.L ⁻¹)	685 ± 141	295 ± 85	55 ± 17
SST (mg.L ⁻¹)	244 ± 51	74 ± 23	65 ± 9
Amônia (mg.L ⁻¹)	120 ± 35	124 ± 27	-
pH	7,7 ± 0,2	7,5 ± 0,3	-
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	618 ± 118	723 ± 124	-
AGV (mg.L ⁻¹)	81 ± 24	57 ± 17	-
AGV/Alcalinidade	0,11 ± 0,07	0,04 ± 0,03	-
Cor aparente (uH)	375 ± 55	325 ± 40	11 ± 5

Temperatura média durante o tratamento igual a 22,0 ± 4,2°C. COV aplicada igual a 2,1 ± 0,3 kgDQO.m⁻³.d⁻¹

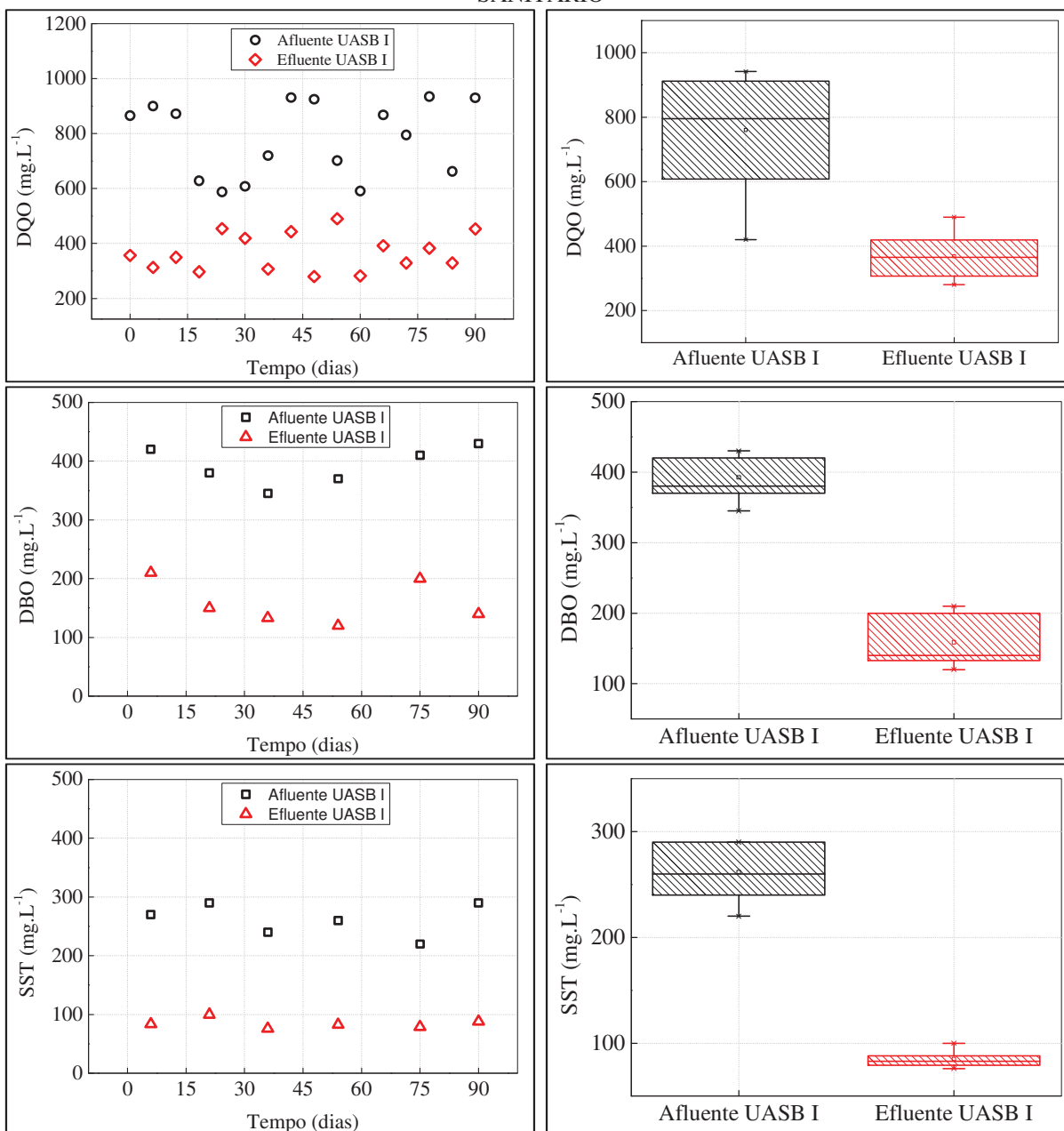
O comportamento temporal do desempenho do reator UASB I, para a relação volumétrica de 5% de lixiviado, pode ser visualizado na Figura 63.

FIGURA 63 – DESEMPENHO DO REATOR UASB I TRATANDO LIXIVIADO BRUTO (5%) E ESGOTO SANITÁRIO



A relação volumétrica de 10% de lixiviado no esgoto sanitário apresentou uma eficiência de remoção de DQO, no reator UASB I, igual a $51 \pm 14\%$. A adição de 10% de lixiviado ocasionou um aumento de aproximadamente 198 mg.L^{-1} na DQO afluente ao reator. Sendo assim, a COV aplicada no sistema foi de $2,5 \pm 0,4 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. As eficiências de remoção de DBO e SST encontradas durante o tratamento foram de $63 \pm 13\%$ e $67 \pm 7\%$, respectivamente. O comportamento temporal do desempenho do reator UASB I, para a relação volumétrica de 10% de lixiviado, está apresentado na Figura 64.

FIGURA 64 – DESEMPENHO DO REATOR UASB I TRATANDO LIXIVIADO BRUTO (10%) E ESGOTO SANITÁRIO



O pH da mistura com relação de 10% apresentou valores médios de $7,9 \pm 0,3$. A COV de amônia aplicada no reator UASB I foi de $0,71 \pm 0,06 \text{ kgNH}_4^+ \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$. Assim como nas outras relações estudadas até aqui, o reator UASB I não apresentou problemas referentes à sua estabilidade operacional. A alcalinidade no efluente do reator UASB I não apresentou tendência de queda e ainda houve o consumo de AGV. Os valores da relação AGV/alcalinidade foram, em média, igual a $0,1 \pm 0,04$ no efluente do sistema. Finalmente, a

eficiência de remoção de cor do no reator UASB I, para a relação de mistura de 10%, foi igual $14 \pm 9\%$.

Na Tabela 42 estão destacados os resultados do desempenho e estabilidade do reator UASB I com relação volumétrica de 10% de lixiviado.

TABELA 42 – RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE DESEMPENHO E ESTABILIDADE DO REATOR UASB I TRATANDO LIXIVIADO BRUTO (10%) COM ESGOTO SANITÁRIO

Parâmetros	Esgoto + Lixiviado bruto (10%)		
	Afluente UASB I	Efluente UASB I	Eficiência (%)
DBO (mg.L ⁻¹)	398 ± 45	154 ± 26	63 ± 13
DQO (mg.L ⁻¹)	772 ± 182	363 ± 40	51 ± 14
SST (mg.L ⁻¹)	267 ± 37	84 ± 16	67 ± 7
Amônia (mg.L ⁻¹)	225 ± 41	227 ± 32	-
pH	7,9 ± 0,3	7,6 ± 0,3	-
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	1.095 ± 150	1.228 ± 182	-
AGV (mg.L ⁻¹)	142 ± 21	92 ± 30	-
AGV/Alcalinidade	0,15 ± 0,4	0,1 ± 0,04	-
Cor aparente (uH)	685 ± 74	575 ± 35	14 ± 9

Temperatura média durante o tratamento igual a $22,7 \pm 3,5^{\circ}\text{C}$. COV aplicada igual a $2,5 \pm 0,4 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$

4.3.4.2 Análise dos resultados da codisposição com lixiviado bruto

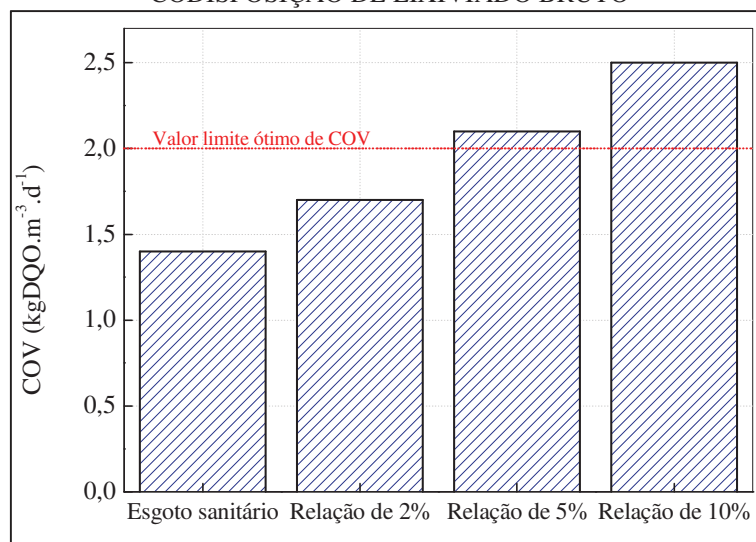
Os resultados apresentados para o processo de codisposição de lixiviado bruto em reator UASB tratando esgoto sanitário, com relações de mistura de 2, 5 e 10%, constataram que a estabilidade operacional do sistema não sofreu problemas com a adição de lixiviado. Entretanto, destaca-se que os valores elevados de alcalinidade presente no lixiviado bruto foram responsáveis pelo aumento desse parâmetro nas misturas realizadas. Este fato até pode ser benéfico por melhorar a capacidade de tamponamento do sistema, porém, caso o aumento da alcalinidade ocasione a elevação do pH à valores superiores a 8,0, pode-se então inferir que a alcalinidade poderá afetar a estabilidade operacional do reator.

Borth (2017) também não evidenciou problemas de estabilidade durante o processo de codisposição de lixiviado bruto com esgoto sintético, utilizando relações volumétricas variando de 1 a 10%. O autor encontrou valores máximos de pH e relação AGV/alcalinidade, no efluente do sistema de tratamento, próximos de 7,25 e 0,08, respectivamente. Entretanto, Santos (2009) identificou problemas de desempenho de seus reatores relacionados ao valores de pH da mistura entre lixiviado e esgoto sanitário. Para a relação de mistura de 10%, com concentração de alcalinidade igual a 1.700 mg.L^{-1} , o autor encontrou valores de pH afluente ao sistema de tratamento igual a 8,8, sendo esse valor potencialmente inibidor aos microrganismos metanogênicos.

Tratando-se das questões de desempenho do reator UASB I, foi observada a diminuição da eficiência do sistema na remoção de matéria orgânica quando realizada a mistura de lixiviado bruto e esgoto sanitário. Comparando os resultados com o tratamento apenas de esgoto sanitário, a diminuição da eficiência de DQO foi, em média, igual a $15 \pm 7\%$. As concentrações de amônia presentes nas misturas afluente ao reator podem ter sido responsáveis pela diminuição do desempenho do sistema. Outras substâncias presentes no lixiviado bruto, além da elevada COV aplicada, podem também ter influenciado na diminuição das eficiências dos parâmetros de DQO e DBO. Além disso, o período de 3 meses empregado para cada relação volumétrica, pode não ter sido o suficiente para a completa aclimatação do reator com codisposição de lixiviado bruto.

Na Figura 65 pode ser visualizada a COV aplicada em cada relação de mistura analisada nos ensaios de codisposição. Valores de COV superiores a $2 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ podem aumentar consideravelmente a carga hidráulica no reator UASB e, conseqüentemente, ocasionar velocidades ascensionais excessivas, prejudicando o desempenho operacional do reator (CHERNICHARO, 2016).

FIGURA 65 – COV APLICADA NAS RELAÇÕES DE MISTURAS UTILIZADAS NO PROCESSO DE CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO BRUTO



Santos (2009) também encontrou reduções nas eficiências de remoção de DQO quando utilizada uma relação de mistura superior a 5%. Para tal relação, o autor encontrou uma eficiência de remoção de DQO igual a 45,8%. Já para uma relação de 10%, a eficiência encontrada foi de 29,6%. Adicionalmente, o autor ainda constatou que a diminuição significativa da eficiência do sistema poderia estar relacionada com o aumento considerável do pH na mistura, sendo de 7,8 para a relação de 5% e 8,2 para a relação de 10%.

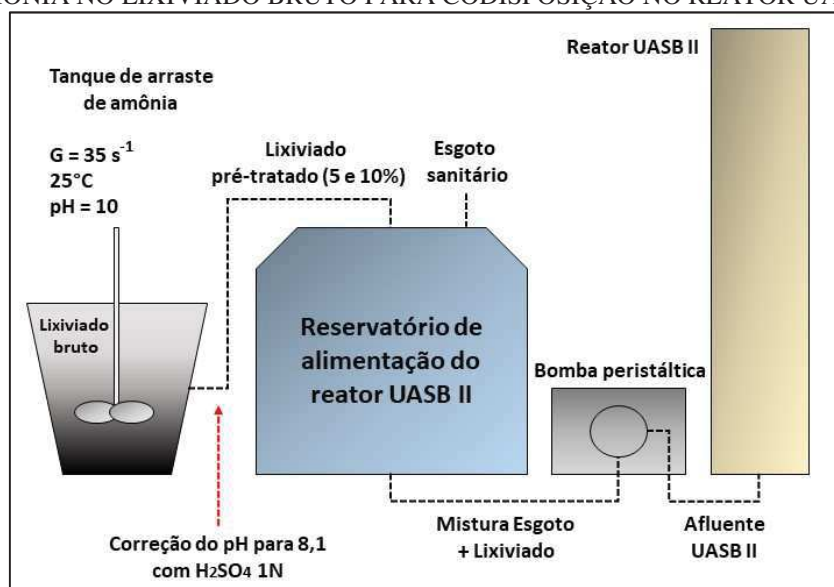
Borth (2017), para as relações de misturas de 5 e 10%, também evidenciou reduções nas eficiências de remoção de DQO. Para a relação de 5%, a eficiência obtida foi de 74,3%, e para a relação de 10% a eficiência encontrada foi de 69,3%. A COV aplicada no reator foi de $1,58 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ para a relação de 10%. O autor concluiu que essa redução de eficiência deve estar relacionada à presença de compostos recalcitrantes e possivelmente compostos tóxicos presentes no lixiviado.

4.3.4.3 Codisposição com lixiviado pré-tratado por arraste

4.3.4.3.1 Lixiviado pré-tratado utilizado na codisposição

Para a codisposição de lixiviado pré-tratado no reator UASB II, foi realizado o processo de arraste de amônia. As condições operacionais utilizadas no processo de arraste foram: G igual a 35 s^{-1} , temperatura de 25°C e correção do pH para 10, conforme apresentado na Figura 66. O processo de arraste foi realizado até que o lixiviado apresentasse concentrações de amônia próximas de 500 mg.L^{-1} . Em média, o tempo do processo de arraste para o alcance dessa concentração foi de aproximadamente 2 dias. Ao término do processo, o pH do lixiviado geralmente se apresentava com valores próximo de 9,6. Para minimizar os problemas referentes ao pH elevado no processo de codisposição, foi então realizada a acidificação desse lixiviado com ácido sulfúrico 1 N até valores próximos de 8,1. O período de análise de cada relação volumétrica também foi de aproximadamente 3 meses.

FIGURA 66 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO PRÉ-TRATAMENTO POR ARRASTE DE AMÔNIA NO LIXIVIADO BRUTO PARA CODISPOSIÇÃO NO REATOR UASB II



As características físico-químicas do lixiviado pré-tratado utilizado no presente ensaio de codisposição estão apresentadas na Tabela 43. Para efeito de comparação, também estão apresentadas na mesma tabela as características físico-químicas do lixiviado bruto utilizado no reator UASB I.

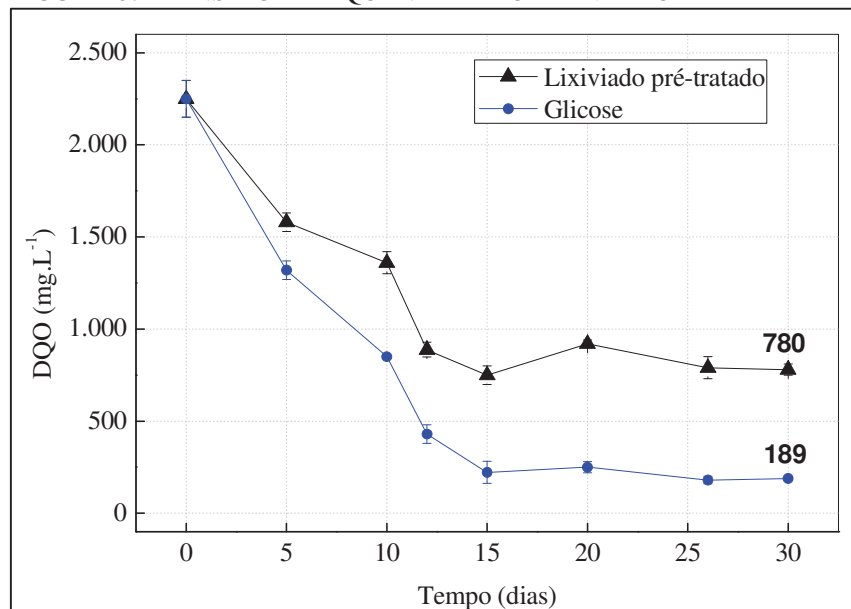
TABELA 43 – COMPARAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DO LIXIVIADO PRÉ-TRATADO COM O LIXIVIADO BRUTO

Parâmetros	Lixiviado bruto	Lixiviado pré-tratado	Redução/Eficiência (%)
DBO (mg.L ⁻¹)	1.200 ± 216	650 ± 93	45 ± 6
DQO (mg.L ⁻¹)	3.835 ± 836	2.300 ± 434	40 ± 12
Amônia (mg.L ⁻¹)	2.800 ± 631	475 ± 60	80 ± 23
pH	8,1 ± 0,1	9,6 ± 0,4*	-
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	10.114 ± 2.229	5.891 ± 1.454	41 ± 18
Cor aparente (uH)	3.500 ± 735	2.100 ± 574	38 ± 9
Cloreto (mg.L ⁻¹)	3.027 ± 839	-	-
ST (mg.L ⁻¹)	10.932 ± 2.351	8.480 ± 1.598	22 ± 7

*Valor do pH corrigido para 8,1 para o processo de codisposição em reator UASB tratando esgoto sanitário.

Além das características apresentadas, foi também realizado o ensaio de DQO inerte do lixiviado pré-tratado, conforme apresentado na Figura 67. A DQO inerte anaeróbia do lixiviado pré-tratado foi igual a 591 ± 187 mg.L⁻¹ (ou $26,2 \pm 5,7\%$), conforme apresentado na Tabela 44. Esse resultado se mostrou menor se comparado com a DQO inerte do lixiviado bruto ($34,7 \pm 4,2\%$ - análise de DQO inerte do lixiviado coletado em junho de 2017).

FIGURA 67 – ENSAIO DE DQO INERTE DO LIXIVIADO PRÉ-TRATADO



Embora mais análises devam ser realizadas, nota-se que o processo de arraste de amônia utilizado no presente estudo contribuiu para a diminuição, mesmo que minimamente, da concentração do material orgânico inerte presente no lixiviado bruto.

TABELA 44 – RESULTADOS DOS ENSAIOS DE DQO INERTE ANAERÓBIA DO LIXIVIADO PRÉ-TRATADO POR ARRASTE DE AMÔNIA

DQO inicial das amostras (mg.L ⁻¹)	DQO final lixiviado (mg.L ⁻¹)	DQO final glicose (mg.L ⁻¹)	DQO inerte (mg.L ⁻¹)	DQO inerte (%)
2.250 ± 358	780 ± 256	189 ± 23	591 ± 187	26,2 ± 5,7

4.3.4.3.2 Resultados do processo de codisposição com lixiviado pré-tratado

O reator UASB II apresentou uma eficiência de remoção de DQO de $67 \pm 12\%$ para a codisposição de lixiviado pré-tratado com relação volumétrica de 5%. A adição de 5% de lixiviado no esgoto sanitário ocasionou o aumento da DQO afluente ao reator em aproximadamente 60 mg.L^{-1} . A COV aplicada no reator UASB II para tal relação de mistura foi de $1,65 \pm 0,3 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. Já a eficiência de remoção de DBO encontrada para as mesmas condições foi de $74 \pm 18\%$. Finalmente, a eficiência média de remoção de SST no reator UASB II, para a relação de 5%, foi igual a $68 \pm 11\%$.

Conforme apresentado na Tabela 45, o pH afluente ao reator para a relação de mistura de 5% foi de $7,4 \pm 0,3$. Conforme esperado, a concentração de amônia encontrada ($64 \pm 15 \text{ mg.L}^{-1}$) estava praticamente toda na forma ionizada. A COV de amônia aplicada no reator foi de $0,17 \pm 0,06 \text{ kgNH}_4^+.\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$.

TABELA 45 – RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE DESEMPENHO E ESTABILIDADE DO REATOR UASB II TRATANDO LIXIVIADO PRÉ-TRATADO (5%) COM ESGOTO SANITÁRIO

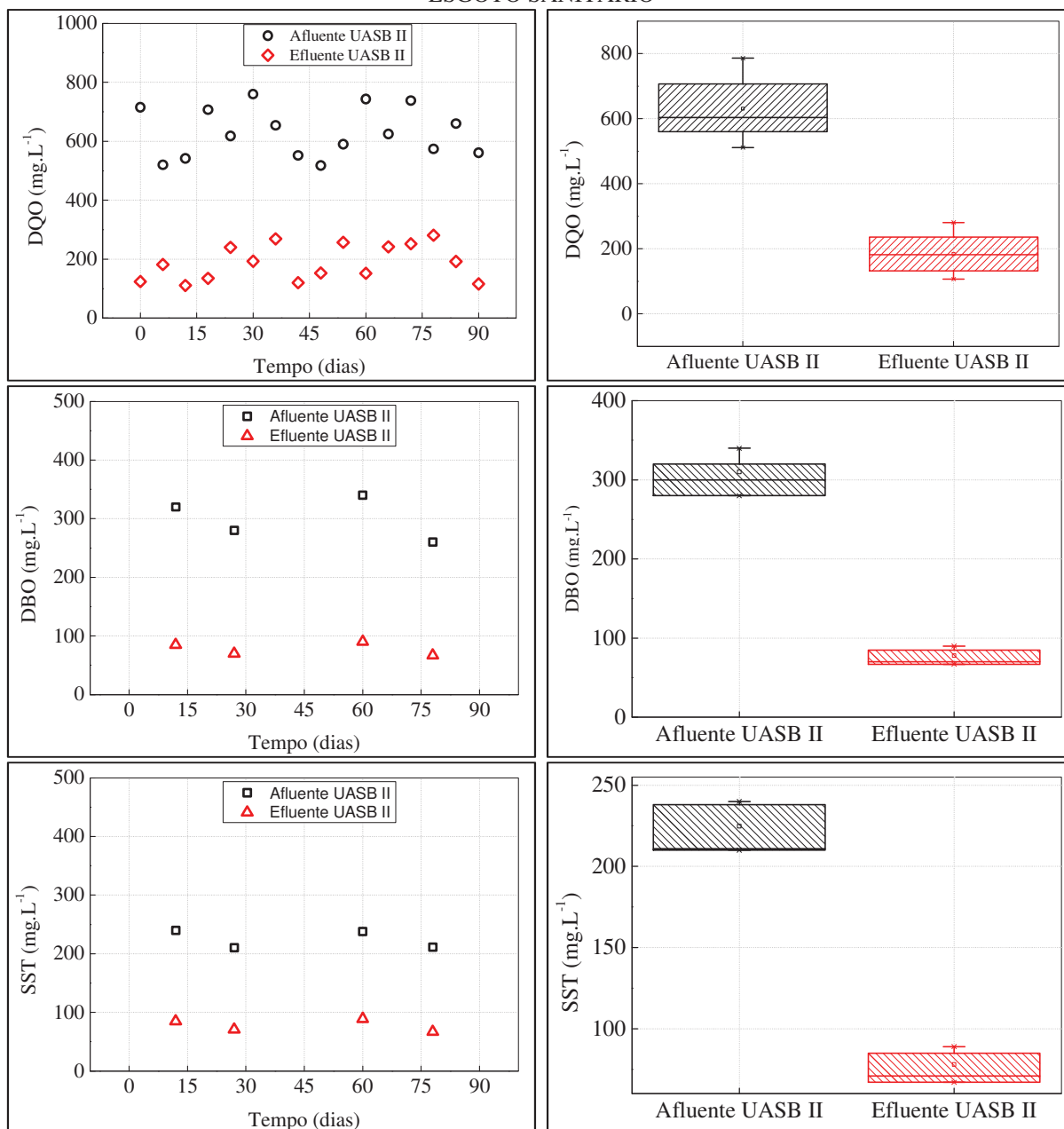
Parâmetros	Esgoto + Lixiviado pré-tratado (5%)		
	Afluente UASB II	Efluente UASB II	Eficiência (%)
DBO (mg.L ⁻¹)	324 ± 35	82 ± 22	74 ± 18
DQO (mg.L ⁻¹)	624 ± 87	197 ± 55	67 ± 12
SST (mg.L ⁻¹)	223 ± 36	80 ± 18	68 ± 11
Amônia (mg.L ⁻¹)	64 ± 15	67 ± 8	-
pH	7,4 ± 0,3	7,3 ± 0,5	-
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	442 ± 151	495 ± 119	-
AGV (mg.L ⁻¹)	73 ± 15	48 ± 7	-
AGV/Alcalinidade	0,15 ± 0,04	0,07 ± 0,02	-
Cor aparente (uH)	210 ± 44	195 ± 32	8 ± 3

Temperatura média durante o tratamento igual a $20,1 \pm 3,8^\circ\text{C}$. COV aplicada igual a $1,65 \pm 0,3 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$

A alcalinidade no efluente do reator UASB II se mostrou maior do que a no afluente, evidenciando sua produção durante o tratamento. Já a concentração de AGV no efluente do reator foi menor do que aquela observada na entrada do sistema. A relação AGV/alcalinidade apresentou valores de $0,15 \pm 0,04$ no efluente do sistema, indicando a boa estabilidade operacional do reator UASB II. Por fim, a cor aparente apresentou uma redução média de aproximadamente $8 \pm 3\%$.

O comportamento temporal do desempenho do reator UASB II, para a relação volumétrica de 5% de lixiviado de pré-tratado, pode ser visualizado na Figura 68.

FIGURA 68 – DESEMPENHO DO REATOR UASB II TRATANDO LIXIVIADO PRÉ-TRATADO (5%) E ESGOTO SANITÁRIO

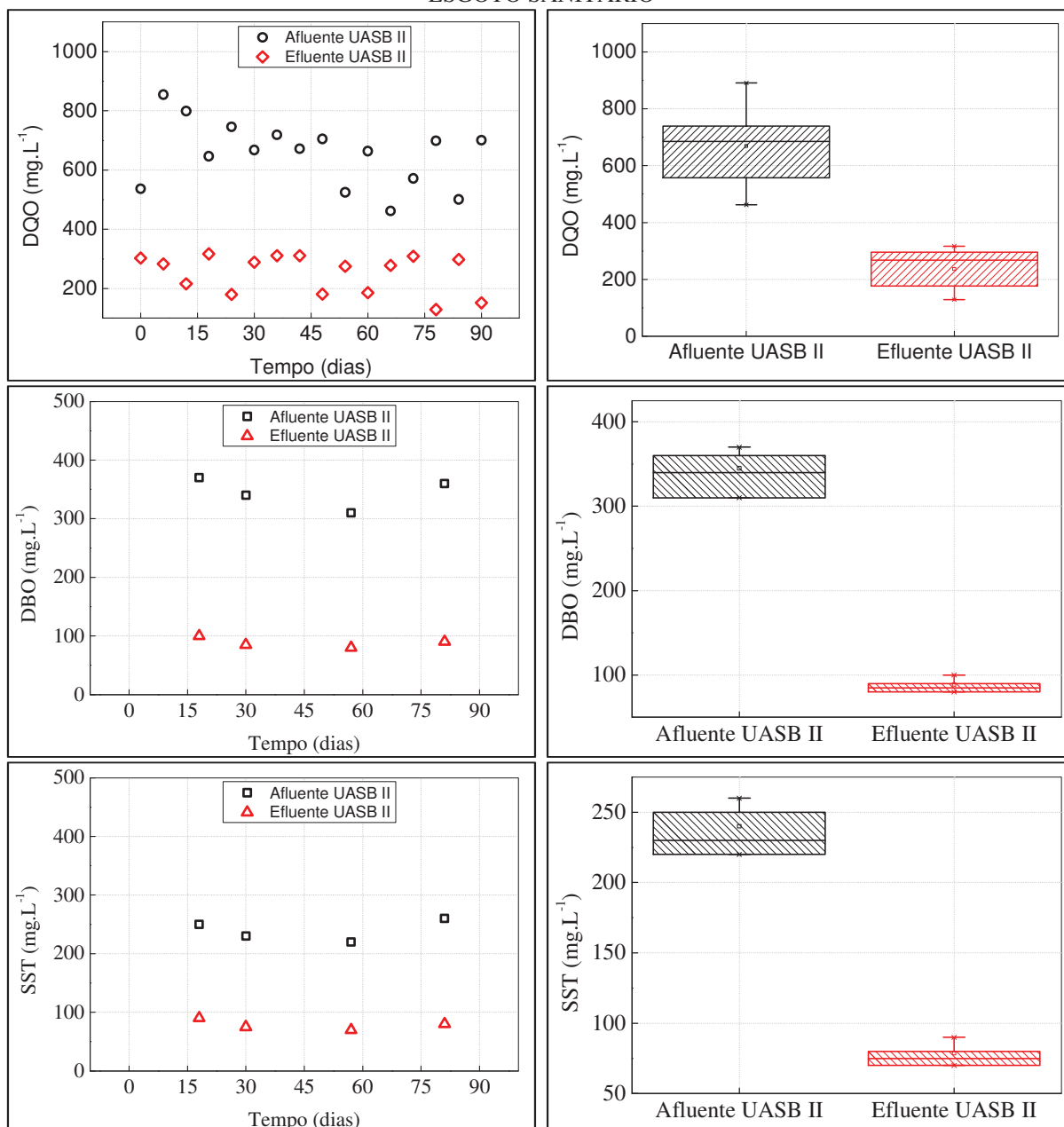


A codisposição de lixiviado pré-tratado, com relação de mistura de 10%, apresentou uma eficiência de remoção DQO igual a $63 \pm 19\%$. A adição de 10% de lixiviado pré-tratado no esgoto sanitário ocasionou o aumento da DQO afluente ao reator em aproximadamente 90 mg.L^{-1} . Desse modo, a COV aplicada no reator UASB II, para tal relação de mistura, foi igual a $1,8 \pm 0,2 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. A eficiência de remoção de DBO encontrada foi igual a $73 \pm$

15%. Já a eficiência média de remoção de SST no reator UASB II, para a relação de 10%, foi igual a $66 \pm 9\%$.

Na Figura 69 pode ser observado o comportamento temporal do desempenho do reator UASB II, para a relação volumétrica de 10%, utilizando lixiviado de pré-tratado.

FIGURA 69 – DESEMPENHO DO REATOR UASB II TRATANDO LIXIVIADO PRÉ-TRATADO (10%) E ESGOTO SANITÁRIO



Conforme apresentado na Tabela 46, o pH afluente ao reator para a relação de mistura de 10% foi de $7,6 \pm 0,3$. Sendo assim, novamente a concentração de amônia encontrada ($90 \pm 11 \text{ mg.L}^{-1}$) estava praticamente toda na forma ionizada. A COV de amônia aplicada no reator

UASB II, para a relação de 10%, foi de $0,30 \pm 0,04 \text{ kgNH}_4^+ \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$. A alcalinidade no efluente do reator se mostrou maior do que a no afluente. A concentração de AGV no efluente foi menor do que aquela observada na entrada do sistema. A relação AGV/alcalinidade apresentou valores de $0,16 \pm 0,03$ no efluente do reator UASB II, indicando a sua boa estabilidade operacional. Finalmente, a cor aparente apresentou uma redução de aproximadamente $10 \pm 4\%$.

TABELA 46 – RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE DESEMPENHO E ESTABILIDADE DO REATOR UASB II TRATANDO LIXIVIADO PRÉ-TRATADO (10%) COM ESGOTO SANITÁRIO

Parâmetros	Esgoto + Lixiviado pré-tratado (10%)		
	Afluente UASB II	Efluente UASB II	Eficiência (%)
DBO (mg.L^{-1})	356 ± 42	90 ± 13	73 ± 15
DQO (mg.L^{-1})	669 ± 70	232 ± 67	63 ± 19
SST (mg.L^{-1})	241 ± 25	79 ± 15	66 ± 9
Amônia (mg.L^{-1})	90 ± 11	91 ± 13	-
pH	$7,6 \pm 0,2$	$7,4 \pm 0,3$	-
Alcalinidade (mg.L^{-1})	754 ± 126	804 ± 157	-
AGV (mg.L^{-1})	115 ± 10	68 ± 21	-
AGV/Alcalinidade	$0,16 \pm 0,03$	$0,09 \pm 0,04$	-
Cor aparente (uH)	398 ± 65	349 ± 36	10 ± 4

Temperatura média durante o tratamento igual a $22,6 \pm 2,9^\circ\text{C}$. COV aplicada igual a $1,8 \pm 0,2 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$

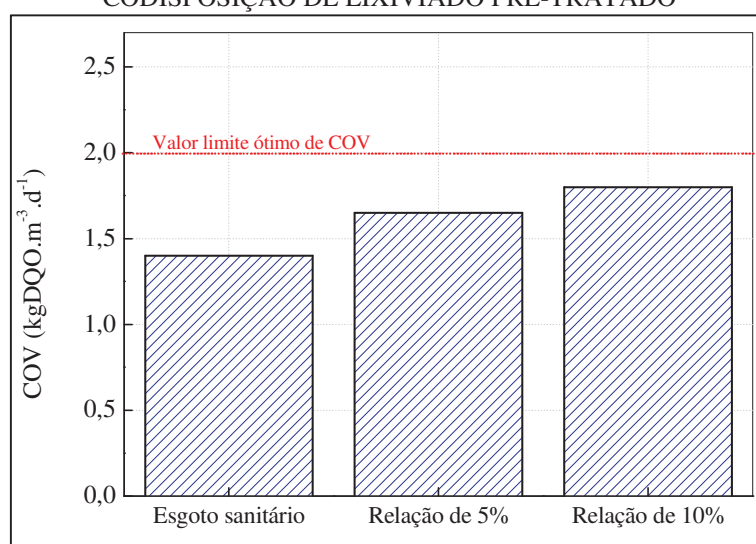
4.3.4.4 Análise dos resultados da codisposição com lixiviado pré-tratado

Os resultados apresentados para o processo de codisposição de lixiviado pré-tratado em reator UASB tratando esgoto sanitário, com relações de mistura de 5 e 10%, constataram que a estabilidade operacional do sistema não sofreu problemas com a adição de lixiviado. O processo de arraste de amônia diminuiu de forma significativa a concentração de alcalinidade no lixiviado, reduzindo os possíveis aumentos de pH na mistura para valores superiores a 8. Galvão (2017), em estudos de codisposição de lixiviado pré-tratado por arraste de amônia, identificou concentrações de alcalinidade afluente ao reator de 341 mg.L^{-1} , para uma relação de mistura de 5%, e 535 mg.L^{-1} para uma relação de 10%. Já o valor de pH, para ambas as relações, foi inferior a 7,6. Ramos (2009), por sua vez, observou valores de pH afluente ao sistema de codisposição com lixiviado pré-tratado de 7,2, para uma relação de mistura de 3%, e de 9 para uma relação de 10%.

No que diz respeito ao desempenho do reator UASB II, foi observada uma pequena diminuição da eficiência do sistema na remoção de matéria orgânica quando realizada a mistura de lixiviado pré-tratado e esgoto sanitário. Comparando os resultados com o tratamento apenas de esgoto sanitário, a diminuição da eficiência de DQO foi de apenas $7 \pm$

3%. As concentrações de amônia presentes nas misturas afluente ao reator UASB II também podem ter sido responsáveis pela diminuição do desempenho do sistema. Entretanto, devido a sua baixa concentração no afluente ao reator, destaca-se que outras substâncias presentes no lixiviado pré-tratado podem ter influenciado na pequena diminuição das eficiências dos parâmetros de DQO e DBO. Além disso, o período de 3 meses empregado para cada relação, pode não ter sido o suficiente para a completa aclimação do reator com codisposição de lixiviado pré-tratado. Na Figura 70 pode ser visualizada a COV aplicada nas relações de mistura de lixiviado pré-tratado de 5 e 10%. Pode-se constatar que nenhuma relação utilizada ultrapassou o limite considerado “ótimo” de $2 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$.

FIGURA 70 – COV APLICADA NAS RELAÇÕES DE MISTURAS UTILIZADAS NO PROCESSO DE CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO PRÉ-TRATADO

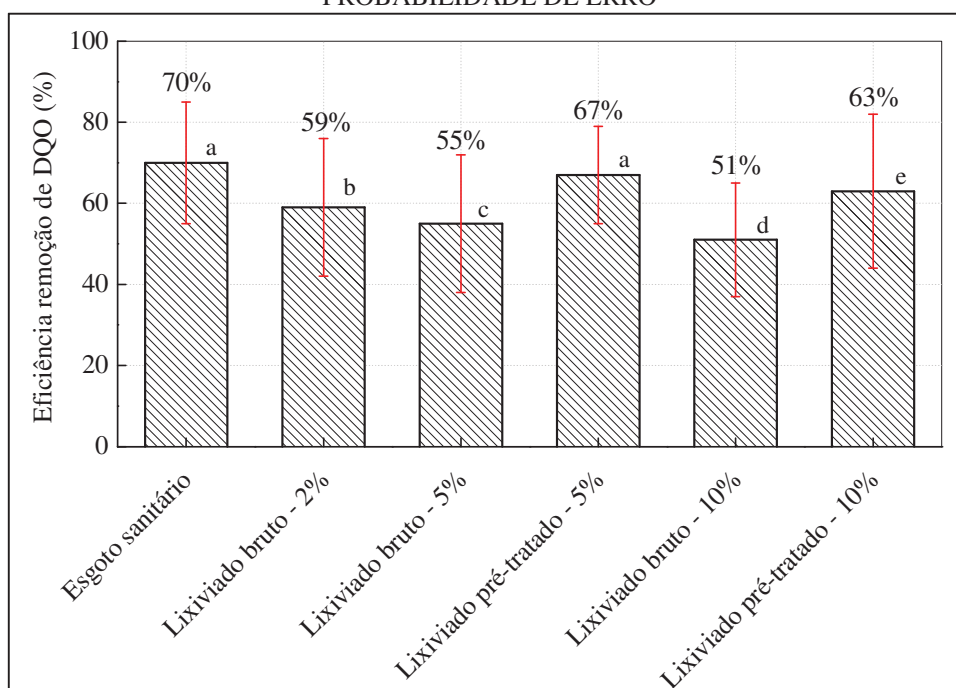


Estudos realizados por Ramos (2009) evidenciaram eficiências de remoção de DQO, no processo de codisposição de lixiviado pré-tratado com esgoto sanitário em reator UASB, de 44% para uma relação de mistura igual a 10%. A COV aplicada no reator foi de $2,1 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. Segundo o autor, a baixa eficiência do sistema pode estar relacionada com a presença de compostos recalcitrantes no lixiviado, a COV aplicada e também devido à falta de um período de aclimação do reator. Galvão (2017) identificou eficiências de remoção de DQO, no processo de codisposição de lixiviado pré-tratado, de 74,6% para uma relação de mistura de 5% e de 69,2% para uma relação de 10%. A COV aplicada no reator, para a relação de 5%, foi de $1,6 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, já para a relação de 10%, a COV aplicada foi igual a $1,65 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$.

4.3.5 Comparação entre os resultados de desempenho entre o reator UASB I e UASB II no processo de codisposição de lixiviado bruto e pré-tratado

A análise estatística dos resultados do desempenho dos reatores UASB I e UASB II, foram realizadas com base nas eficiências de remoção de DQO e DBO das relações de misturas analisadas. Desse modo, conforme apresentado na Figura 71, a eficiência de remoção de DQO não foi significativamente diferente entre o tratamento de esgoto sanitário e a codisposição de lixiviado pré-tratado com relação de mistura de 5%. Assim, pode-se constatar que para o parâmetro DQO, a adição de 5% de lixiviado pré-tratado no esgoto sanitário, não alterou o desempenho operacional do reator UASB II. Em relação as outras misturas, pode-se concluir que a adição de lixiviado, tanto o bruto como o pré-tratado, diminuiu de forma significativa a eficiência de remoção de DQO nos reatores. Adicionalmente, a codisposição do lixiviado pré-tratado apresentou estatisticamente melhores eficiências de remoção de DQO do que a codisposição do lixiviado bruto.

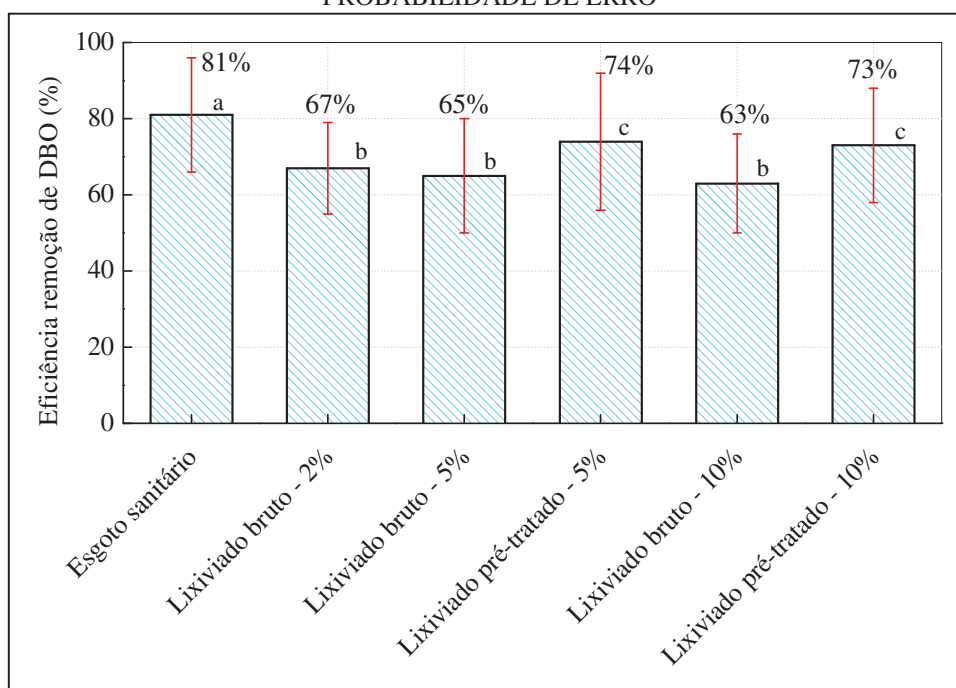
FIGURA 71 – COMPARAÇÃO DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE DQO NOS PROCESSOS DE CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO BRUTO E PRÉ-TRATADO. MÉDIAS SEGUIDAS PELA MESMA LETRA NÃO DIFEREM SIGNIFICATIVAMENTE ENTRE SI PELO TESTE DE TUKEY A 5% DE PROBABILIDADE DE ERRO



Os resultados da análise de eficiência de remoção de DBO, apontaram que o aumento da relação de mistura entre lixiviado (bruto ou pré-tratado) e esgoto sanitário, não apresentou

diferenças estatísticas nas questões envolvendo a remoção desse parâmetro. Desse modo, o reator UASB I apresentou a mesma eficiência de remoção para as relações de mistura de lixiviado bruto, entre 2, 5 e 10%. Adicionalmente, o reator UASB II também apresentou a mesma eficiência de remoção de DBO para as relações de mistura de lixiviado pré-tratado entre 5 e 10%. Entretanto, cabe destacar que houve diferença significativa nas eficiências de DBO no que tange o processo de codisposição de lixiviado bruto e lixiviado pré-tratado. Assim, como pode ser observado na Figura 72, a codisposição do lixiviado pré-tratado apresentou estatisticamente melhores eficiências de remoção de DBO do que a codisposição do lixiviado bruto. Ao contrário dos resultados da DQO, nenhuma relação de mistura analisada apresentou valores de eficiência de remoção de DBO estatisticamente iguais ao do tratamento apenas com esgoto sanitário.

FIGURA 72 – COMPARAÇÃO DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE DBO NOS PROCESSOS DE CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO BRUTO E PRÉ-TRATADO. MÉDIAS SEGUIDAS PELA MESMA LETRA NÃO DIFEREM SIGNIFICATIVAMENTE ENTRE SI PELO TESTE DE TUKEY A 5% DE PROBABILIDADE DE ERRO



4.3.6 AME do lodo após o processo de codisposição

Os ensaios de AME do lodo utilizado durante o processo de codisposição nos reatores UASB I e UASB II, foram comparados a fim de verificar possíveis interferências na atividade metabólica dos microrganismos metanogênicos. Cabe destacar que as análises aqui apresentadas são referentes apenas às relações de mistura de 10%. Desse modo, conforme

apresentado na Figura 73, o volume acumulado de CH₄, para o lodo oriundo do processo de codisposição de lixiviado bruto no reator UASB I, foi igual $2,0 \pm 0,05 \text{ mL.h}^{-1}$. O resultado da AME apresentou um valor médio de $0,10 \pm 0,01 \text{ gDQO}_{\text{CH}_4}.\text{gSTV}^{-1}.\text{d}^{-1}$. Na Tabela 47 está apresentado o delineamento e os resultados do presente ensaio.

FIGURA 73 – VOLUME ACUMULADO DO ENSAIO DE AME DO LODO ANAERÓBIO UTILIZADO NO PROCESSO DE CODISPOSIÇÃO COM LIXIVIADO BRUTO (10%)

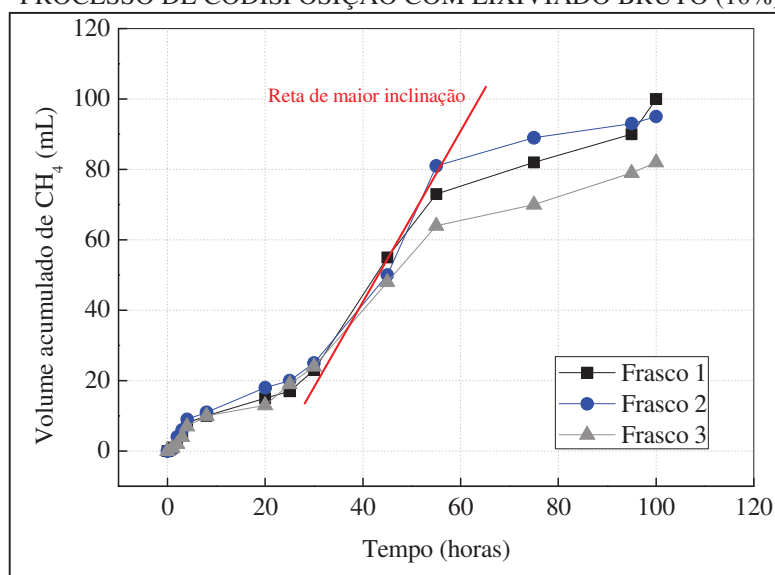


TABELA 47 – RESULTADOS DO ENSAIO DE AME DO LODO ANAERÓBIO UTILIZADO NO PROCESSO DE CODISPOSIÇÃO COM LIXIVIADO BRUTO (10%)

Frasco (triplicata)	Volumes (mL)			Quantidade de biomassa (gSTV)	Q _{CH₄} (mL.h ⁻¹)	AME (gDQO _{CH₄} .gSTV ⁻¹ .d ⁻¹)
	Lodo	Substrato	Nutrientes			
1	10	170	70	0,5	2,0	0,10
2	10	170	70	0,5	2,09	0,12
3	10	170	70	0,5	1,95	0,09

Na Figura 74 pode ser observada a produção acumulada de metano do lodo do reator UASB II. Os ensaios de AME desse lodo, oriundo do processo de codisposição de lixiviado pré-tratado, apresentaram um volume acumulado de CH₄, em média, igual a $2,2 \pm 0,1 \text{ mL.h}^{-1}$. O resultado da AME, por sua vez, apresentou um valor médio para o lodo do reator UASB II de $0,13 \pm 0,01 \text{ gDQO}_{\text{CH}_4}.\text{gSTV}^{-1}.\text{d}^{-1}$. Na Tabela 48 está apresentado o delineamento e os resultados do ensaio em questão.

A partir dos resultados obtidos no ensaio de AME, pode-se destacar que o lodo do reator UASB I (codisposição com lixiviado bruto) apresentou menores valores de AME e também de produção acumulada de metano, se comparado com o lodo do reator UASB II (lixiviado pré-tratado). Esse fato pode estar relacionado com possíveis substâncias tóxicas e recalcitrantes presentes no lixiviado.

FIGURA 74 – VOLUME ACUMULADO DO ENSAIO DE AME DO LODO ANAERÓBIO UTILIZADO NO PROCESSO DE CODISPOSIÇÃO COM LIXIVIADO PRÉ-TRATADO (10%)

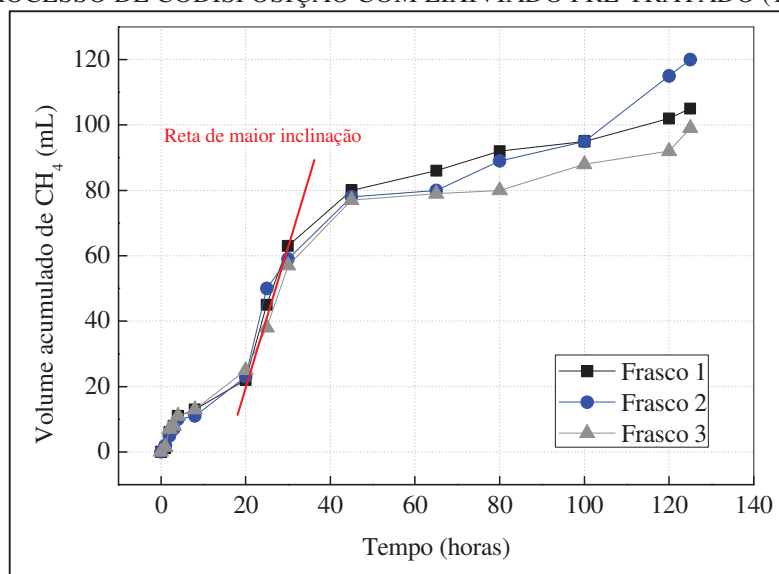
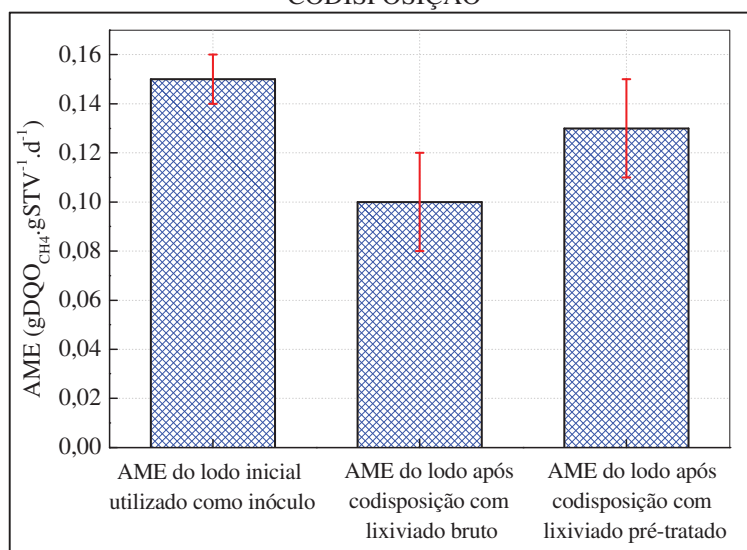


TABELA 48 – RESULTADOS DO ENSAIO DE AME DO LODO ANAERÓBIO UTILIZADO NO PROCESSO DE CODISPOSIÇÃO COM LIXIVIADO PRÉ-TRATADO (10%)

Frasco (triplicata)	Volumes (mL)			Quantidade de biomassa (gSTV)	Q_{CH_4} (mL.h ⁻¹)	AME (gDQO _{CH₄} .gSTV ⁻¹ .d ⁻¹)
	Lodo	Substrato	Nutrientes			
1	10	170	70	0,5	2,35	0,15
2	10	170	70	0,5	2,18	0,13
3	10	170	70	0,5	2,10	0,12

A comparação entre os valores de AME referentes ao lodo inicial utilizado como inóculo nos reatores, do lodo oriundo do processo de codisposição do lixiviado bruto no reator UASB I e do lodo advindo do processo de codisposição do lixiviado pré-tratado no reator UASB II, estão apresentadas na Figura 75.

FIGURA 75 – COMPARAÇÃO ENTRE OS ENSAIOS DE AME ANTES E APÓS O PROCESSO DE CODISPOSIÇÃO



4.4 Ensaios de fitotoxicidade

Na Tabela 49 são apresentadas as características físico-químicas do lixiviado bruto e do lixiviado pré-tratado por meio de arraste de amônia utilizados nos ensaios de fitotoxicidade. Adicionalmente, são também apresentadas as características do esgoto sanitário bruto e do esgoto sanitário tratado em reator UASB.

TABELA 49 – CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO LIXIVIADO BRUTO, LIXIVIADO PRÉ-TRATADO, ESGOTO SANITÁRIO BRUTO E ESGOTO SANITÁRIO TRATADO EM UASB UTILIZADOS NOS ENSAIOS DE FITOTOXICIDADE

Parâmetros	Lixiviado bruto	Lixiviado pré-tratado	Esgoto sanitário bruto	Esgoto sanitário tratado em UASB
DBO (mg.L ⁻¹)	1.200 ± 216	650 ± 93	315 ± 84	70 ± 42
DQO (mg.L ⁻¹)	3.835 ± 836	2.300 ± 434	582 ± 130	195 ± 63
Amônia (mg.L ⁻¹)	2.800 ± 631	475 ± 60	44 ± 21	46 ± 10
pH	8,1 ± 0,1	9,6 ± 0,4*	7,3 ± 0,4	7,4 ± 0,2
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	10.114 ± 2.229	5.891 ± 1.454	251 ± 60	290 ± 67
Cor aparente (uH)	3.500 ± 735	2.100 ± 574	-	-

A análise inicial do ensaio de fitotoxicidade levou em consideração a germinação das sementes e o comprimento das radículas na amostra controle. Desse modo, o comprimento médio das radículas foi de $42,1 \pm 4,8$ mm (coeficiente de variação igual a 11,5%) e 100% das sementes germinaram. Os resultados obtidos respeitaram os critérios estabelecidos para a validação do ensaio de fitotoxicidade. Na Figura 76 pode ser observada a germinação e o alongamentos das sementes de *Lactuca sativa* na amostra controle.

FIGURA 76 – ENSAIO DE FITOTOXICIDADE: SEMENTES GERMINADAS DE *LACTUCA SATIVA*



Os efeitos do lixiviado bruto e do lixiviado pré-tratado, bem como das suas diluições sobre a germinação e o alongamento das radículas das sementes de *Lactuca sativa*, estão destacados na Tabela 50. O lixiviado bruto apresentou elevada toxicidade no processo de

germinação das sementes até diluições de 10% (v/v). A inibição da germinação pode estar relacionada ao estresse causado pela penetração de poluentes no interior da semente, afetando assim o seu metabolismo (AGUIAR *et al.*, 2016).

O lixiviado pré-tratado, por sua vez, apresentou elevada toxicidade de germinação apenas na diluição 100% (v/v). O processo de alongamento da radícula se mostrou altamente tóxico até diluições 30% (v/v). Por ser exposto diretamente às amostras, o alongamento da radícula se apresenta como um parâmetro de toxicidade mais sensível que o processo de germinação (PAN; CHU, 2016). A CL_{50} para o lixiviado bruto foi de 9,7%, enquanto que para o lixiviado pré-tratado esse valor foi de 47,8%.

Diante dos dados apresentados é possível observar que o pré-tratamento do lixiviado bruto foi capaz de eliminar poluentes potencialmente tóxicos à germinação e ao alongamento das radículas.

TABELA 50 – EFEITOS FITOTÓXICOS DO LIXIVIADO BRUTO E DO LIXIVIADO PRÉ-TRATADO NA GERMINAÇÃO E NO ALONGAMENTO DA RADÍCULA NAS SEMENTES DE *LACTUCA SATIVA*

Amostras (v/v)	Lixiviado							
	Bruto				Pré-tratado			
	Germinação (%)	Radícula (mm)	FG*	FR*	Germinação (%)	Radícula (mm)	FG*	FR*
100%	0 ± 0	0 ± 0	-1	-1	0 ± 0	0 ± 0	-1	-1
30%	0 ± 0	0 ± 0	-1	-1	66,6 ± 5,6	3,5 ± 1,6	-0,33	-0,91
10%	0 ± 0	0 ± 0	-1	-1	80,0 ± 4,2	12,7 ± 3,6	-0,20	-0,70
3%	66,6 ± 8,1	20,1 ± 1,7	-0,33	-0,52	100 ± 0	28,4 ± 4,7	0	-0,32
1%	100 ± 0	32,8 ± 3,1	0	-0,22	100 ± 0	38,3 ± 2,9	0	-0,07

*Classificação conforme o efeito tóxico: baixa toxicidade: $0 > FG$; $FR \geq -0,25$; Moderada toxicidade: $-0,25 > FG$; $FR \geq -0,5$; Alta toxicidade: $-0,5 > FG$; $FR \geq -0,75$; Muito alta toxicidade: de $-0,75 > FG$; $FR > -1$.

Ao contrário do lixiviado, o esgoto sanitário bruto e o esgoto sanitário tratado em reator UASB, apresentaram índices classificados em baixo a moderado nível de toxicidade, tanto no processo de germinação quanto no alongamento das radículas. O valor de FG encontrado para o esgoto sanitário afluente ao reator foi de - 0,13, indicando a sua baixa toxicidade. Após o tratamento no reator UASB, o valor de FG obtido foi igual a 0, ou seja, o esgoto sanitário tratado não apresentou nenhum nível de toxicidade à germinação das sementes de *Lactuca sativa*. No que se refere ao alongamento das radículas, o valor de FR do afluente ao reator foi igual a - 0,30, apontando uma moderada toxicidade. Por fim, o valor de FR após o tratamento no reator UASB foi de - 0,17, caracterizando um efluente com baixo nível de toxicidade para o crescimento das radículas. Portanto, o reator UASB removeu, mesmo que minimamente, possíveis compostos tóxicos às sementes utilizadas no ensaio de fitotoxicidade, conforme apresentado na Tabela 51. Não foi possível mensurar a CL_{50} do

esgoto sanitário bruto e do esgoto sanitário tratado no reator UASB, pois em todos os ensaios foram detectados valores superiores a 86% de germinação.

Devido ao metabolismo dos microrganismos anaeróbios, as concentrações ótimas de nutrientes como nitrogênio e fósforo se mantiveram constantes durante o tratamento do esgoto sanitário no reator UASB, favorecendo a germinação e crescimento das sementes. Estudos realizados por Vasconcelos (2009), evidenciaram uma produtividade até 50% maior de cana-de-açúcar quando irrigada com esgoto sanitário tratado. De acordo com o autor, a presença desses nutrientes nos efluentes de ETEs é uma grande vantagem sob o ponto de vista agrícola.

TABELA 51 – EFEITOS FITOTÓXICOS DO ESGOTO SANITÁRIO AFLUENTE E EFLUENTE DE REATOR UASB NA GERMINAÇÃO E NO ALONGAMENTO DA RADÍCULA NAS SEMENTES DE *LACTUCA SATIVA*

Amostras (v/v)	Esgoto sanitário							
	Afluente UASB				Efluente UASB			
	Germinação (%)	Radícula (mm)	FG*	FR*	Germinação (%)	Radícula (mm)	FG*	FR*
100%	86,0 ± 5,5	29,1 ± 3,8	-0,13	-0,30	100 ± 0	34,8 ± 1,0	0	-0,17
30%	100 ± 0	37,7 ± 2,1	0	-0,10	100 ± 0	37,7 ± 2,2	0	-0,10
10%	100 ± 0	39,3 ± 1,1	0	-0,06	100 ± 0	39,0 ± 1,6	0	-0,07
3%	100 ± 0	40,3 ± 1,7	0	-0,04	100 ± 0	41,1 ± 1,4	0	-0,02
1%	100 ± 0	40,5 ± 1,3	0	-0,03	100 ± 0	42,0	0	0

*Classificação conforme o efeito tóxico: baixa toxicidade: $0 > FG$; $FR \geq -0,25$; Moderada toxicidade: $-0,25 > FG$; $FR \geq -0,5$; Alta toxicidade: $-0,5 > FG$; $FR \geq -0,75$; Muito alta toxicidade: de $-0,75 > FG$; $FR > -1$.

Na Tabela 52 estão apresentados os resultados de fitotoxicidade da codisposição de lixiviado bruto e esgoto sanitário no reator UASB I.

TABELA 52 – EFEITOS FITOTÓXICOS NAS SEMENTES DE *LACTUCA SATIVA* DURANTE O PROCESSO DE CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO BRUTO COM RELAÇÃO DE 5%

Amostras (v/v)	Esgoto + Lixiviado bruto (5%)							
	Afluente UASB I				Efluente UASB I			
	Germinação (%)	Radícula (mm)	FG*	FR*	Germinação (%)	Radícula (mm)	FG*	FR*
100%	86,0 ± 7,2	5,4 ± 2,2	-0,13	-0,87	100 ± 0	15,5 ± 4,2	0	-0,63
30%	100 ± 0	28,1 ± 1,7	0	-0,33	100 ± 0	32,2 ± 1,4	0	-0,24
10%	100 ± 0	32,9 ± 1,5	0	-0,27	100 ± 0	36,3 ± 1,0	0	-0,13
3%	100 ± 0	36,0 ± 1,4	0	-0,14	100 ± 0	39,4 ± 0,9	0	-0,07
1%	100 ± 0	37,3 ± 1,3	0	-0,12	100 ± 0	40,9 ± 1,1	0	0

*Classificação conforme o efeito tóxico: baixa toxicidade: $0 > FG$; $FR \geq -0,25$; Moderada toxicidade: $-0,25 > FG$; $FR \geq -0,5$; Alta toxicidade: $-0,5 > FG$; $FR \geq -0,75$; Muito alta toxicidade: de $-0,75 > FG$; $FR > -1$.

Para a relação volumétrica de mistura de 5%, a toxicidade influenciou apenas no alongamento das radículas, sendo que o processo de germinação obteve valores superiores a 86%. O crescimento das radículas utilizando o efluente do reator UASB I, com 100% (v/v), foi aproximadamente três vezes maior se comparado com o crescimento da mistura afluente

ao reator. O valor de FG para a relação de mistura afluyente igual a 5% foi de - 0,13. Logo após o tratamento, o valor de FG foi igualado a 0 (baixa toxicidade). No que diz respeito ao alongamento das radículas, a mistura afluyente apresentou um valor de FR igual a - 0,87 (muito alta toxicidade). Após o tratamento no reator UASB I esse valor caiu para - 0,63 (alta toxicidade).

A relação volumétrica de 10%, afluyente ao reator UASB I, apresentou total inibição na germinação das sementes de *Lactuca sativa* em 100% (v/v). Sendo assim, o seu valor de FG foi igual a - 1 (muito alta toxicidade). Após o tratamento, as misturas efluentes apresentaram um FG = 0, indicando a sua baixa toxicidade. A CL₅₀ calculada para a mistura de 10%, afluyente ao reator UASB I, foi igual a 48,8%. Quanto ao alongamento das radículas, o valor de FR para a relação de mistura de 10%, afluyente ao reator, foi considerada extremamente tóxica (FR = - 1). O tratamento no reator reduziu esse valor de toxicidade para - 0,72, conforme apresentado na Tabela 53, sendo ainda considerado altamente tóxico. Observa-se que o reator UASB I conseguiu reduzir as cargas tóxicas de substâncias presentes no lixiviado. Entretanto, destaca-se que o despejo dos efluentes da codisposição de lixiviado bruto e esgoto sanitário, sem uma etapa adicional de pós-tratamento do reator UASB, podem vir a trazer severos riscos aos organismos aquáticos e também à vegetação nas margens dos corpos d'água.

TABELA 53 – EFEITOS FITOTÓXICOS NAS SEMENTES DE *LACTUCA SATIVA* DURANTE O PROCESSO DE CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO BRUTO COM RELAÇÃO DE 10%

Amostras (v/v)	Esgoto + Lixiviado bruto (10%)							
	Afluyente UASB I				Efluyente UASB I			
	Germinação (%)	Radícula (mm)	FG*	FR*	Germinação (%)	Radícula (mm)	FG*	FR*
100%	0 ± 0	0 ± 0	-1	-1	100 ± 0	11,5 ± 5,1	0	-0,72
30%	66,6 ± 7,8	18,5 ± 1,8	-0,33	-0,56	100 ± 0	30,4 ± 1,2	0	-0,27
10%	86,6 ± 4,3	27,3 ± 1,5	-0,13	-0,35	100 ± 0	32,7 ± 1,4	0	-0,22
3%	100 ± 0	32,0 ± 1,6	0	-0,23	100 ± 0	37,4 ± 1,2	0	-0,10
1%	100 ± 0	37,7 ± 1,9	0	-0,10	100 ± 0	39,6 ± 1,1	0	-0,05

*Classificação conforme o efeito tóxico: baixa toxicidade: $0 > FG$; $FR \geq -0,25$; Moderada toxicidade: $-0,25 > FG$; $FR \geq -0,5$; Alta toxicidade: $-0,5 > FG$; $FR \geq -0,75$; Muito alta toxicidade: $-0,75 > FG$; $FR > -1$.

A utilização do processo de arraste de amônia, como etapa de pré-tratamento do lixiviado bruto, foi responsável pela diminuição da toxicidade na mistura afluyente ao reator UASB II. O pré-tratamento realizado, além de garantir na mistura uma concentração de amônia menor do que aquela do lixiviado bruto, também foi responsável pela redução dos valores de DQO, DBO e cor.

Conforme apresentado nas Tabelas 54 e 55, para ambas as relações volumétricas de 5 e 10% do processo de codisposição do lixiviado pré-tratado, foram obtidos valores de germinação superiores a 80%. Assim como nos outros ensaios, a toxicidade se mostrou mais efetiva no alongamento das radículas, contudo, menos tóxica se comparada com os valores de codisposição com lixiviado bruto. O valor de FG na mistura de 5% afluyente ao reator UASB II foi de - 0,13. Após o tratamento observou-se a germinação de todas as sementes ensaiadas (FG = 0). O valor de FR para relação de 5%, afluyente ao reator, foi de - 0,33, evidenciando a sua moderada toxicidade. Já no efluente, o valor de FR foi igual a - 0,22 (baixa toxicidade). Os resultados até aqui apresentados demonstram que a codisposição do lixiviado pré-tratado, com relação de mistura de 5%, pode ser correlata ao processo de tratamento apenas com esgoto sanitário.

TABELA 54 – EFEITOS FITOTÓXICOS NAS SEMENTES DE *LACTUCA SATIVA* DURANTE O PROCESSO DE CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO PRÉ-TRATADO COM RELAÇÃO DE 5%

Amostras (v/v)	Esgoto + Lixiviado pré-tratado (5%)							
	Afluyente UASB II				Efluente UASB II			
	Germinação (%)	Radícula (mm)	FG*	FR*	Germinação (%)	Radícula (mm)	FG*	FR*
100%	86,6 ± 4,8	28,8 ± 6,0	-0,13	-0,33	100 ± 0	31,8 ± 1,8	0	-0,22
30%	100 ± 0	29,2 ± 2,1	0	-0,31	100 ± 0	37,2 ± 1,3	0	-0,13
10%	100 ± 0	32,2 ± 1,2	0	-0,22	100 ± 0	39,0 ± 0,8	0	-0,06
3%	100 ± 0	37,6 ± 1,8	0	-0,13	100 ± 0	41,0 ± 0,7	0	- 0,04
1%	100 ± 0	37,9 ± 1,0	0	-0,11	100 ± 0	41,1 ± 1,0	0	- 0,03

*Classificação conforme o efeito tóxico: baixa toxicidade: $0 > FG$; $FR \geq -0,25$; Moderada toxicidade: $- 0,25 > FG$; $FR \geq -0,5$; Alta toxicidade: $-0,5 > FG$; $FR \geq -0,75$; Muito alta toxicidade: de $-0,75 > FG$; $FR > -1$.

Já para as relações de mistura de 10%, o FG afluyente ao reator foi igual a -0,2, apresentando baixa toxicidade no que se refere à germinação das sementes. Após o tratamento no reator UASB II, observou-se a germinação de todas as sementes ensaiadas (FG = 0). O valor de FR na mistura afluyente foi de - 0,56 (alta toxicidade), entretanto, após o tratamento, seu valor caiu para - 0,41 (moderada toxicidade).

TABELA 55 – EFEITOS FITOTÓXICOS NAS SEMENTES DE *LACTUCA SATIVA* DURANTE O PROCESSO DE CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO PRÉ-TRATADO COM RELAÇÃO DE 10%

Amostras (v/v)	Esgoto + Lixiviado pré-tratado (10%)							
	Afluyente UASB II				Efluente UASB II			
	Germinação (%)	Radícula (mm)	FG*	FR*	Germinação (%)	Radícula (mm)	FG*	FR*
100%	80,0 ± 5,0	18,3 ± 5,9	-0,2	-0,56	100 ± 0	24,6 ± 4,6	0	-0,41
30%	100 ± 0	22,8 ± 1,7	0	-0,45	100 ± 0	31,9 ± 1,7	0	-0,24
10%	100 ± 0	27,8 ± 1,3	0	-0,33	100 ± 0	35,1 ± 1,8	0	-0,16
3%	100 ± 0	32,6 ± 1,2	0	-0,22	100 ± 0	37,6 ± 1,3	0	- 0,10
1%	100 ± 0	37,7 ± 1,3	0	-0,10	100 ± 0	39,3 ± 1,0	0	- 0,06

*Classificação conforme o efeito tóxico: baixa toxicidade: $0 > FG$; $FR \geq -0,25$; Moderada toxicidade: $- 0,25 > FG$; $FR \geq -0,5$; Alta toxicidade: $-0,5 > FG$; $FR \geq -0,75$; Muito alta toxicidade: de $-0,75 > FG$; $FR > -1$.

Na Tabela 56 está apresentado um resumo dos ensaios até aqui reportados referentes aos fatores de germinação (FG) e do alongamento das radículas (FR) das amostras sem diluição. Entretanto, a análise isolada dos fatores FG e FR pode levantar certas dúvidas se existe ou não a real toxicidade da amostra estudada. Como pode ser observado, o alongamento das radículas são mais sensíveis às substâncias tóxicas do que o processo de germinação das sementes de *Lactuca sativa*. Desse modo, a utilização do parâmetro índice de germinação (IG), que engloba em uma só análise os resultados de FG e FR, pode facilitar o entendimento dos resultados da fitotoxicidade.

TABELA 56 – RESUMO DOS ENSAIOS DE FITOTOXICIDADE REFERENTE AO FG E FR DAS AMOSTRAS SEM DILUIÇÃO 100% (V/V) ESTUDADAS

Ensaio	Quanto a germinação das sementes (FG)?	Quanto ao alongamento das radículas (FR)?
Lixiviado bruto	Muito alta toxicidade	Muito alta toxicidade
Lixiviado pré-tratado	Muito alta toxicidade*	Muito alta toxicidade*
Afluente UASB esgoto sanitário	Baixa toxicidade	Moderada toxicidade
Efluente UASB esgoto sanitário	Baixa toxicidade	Baixa toxicidade
Afluente UASB esgoto + lixiviado bruto (5%)	Baixa toxicidade	Muito alta toxicidade
Efluente UASB esgoto + lixiviado bruto (5%)	Baixa toxicidade	Alta toxicidade
Afluente UASB esgoto + lixiviado bruto (10%)	Muito alta toxicidade	Muito alta toxicidade
Efluente UASB esgoto + lixiviado bruto (10%)	Baixa toxicidade	Alta toxicidade
Afluente UASB esgoto + lixiviado pré-tratado (5%)	Baixa toxicidade	Moderada toxicidade
Efluente UASB esgoto + lixiviado pré-tratado (5%)	Baixa toxicidade	Baixa toxicidade
Afluente UASB esgoto + lixiviado pré-tratado (10%)	Baixa toxicidade	Alta toxicidade
Efluente UASB esgoto + lixiviado pré-tratado (10%)	Baixa toxicidade	Moderada toxicidade

*Destaca-se que o valor da CL₅₀ do lixiviado bruto foi de 9,7% e para o lixiviado pré-tratado o valor encontrado foi de 48,7%.

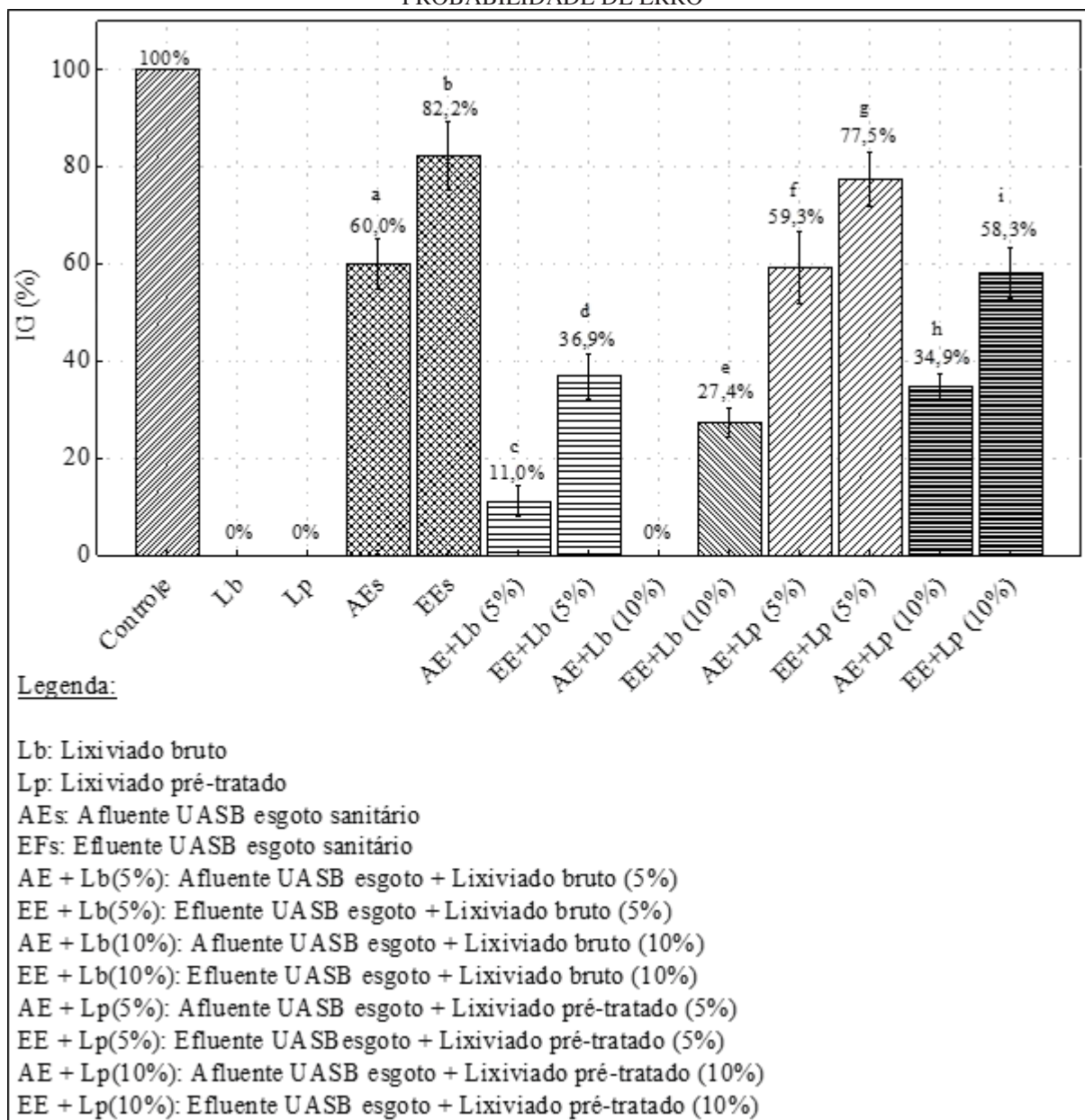
Na Figura 77, destaca-se que tanto o lixiviado bruto quanto o lixiviado pré-tratado, nas amostras sem diluição, são extremamente tóxicos às sementes de alface. Entretanto, cabe ressaltar que o emprego do processo de arraste de amônia foi responsável pela diminuição significativa da CL₅₀ do lixiviado bruto. O IG do esgoto sanitário, tanto no afluente como no efluente ao reator UASB, se mostrou com baixa toxicidade.

O emprego do arraste de amônia, como etapa preliminar do processo de codisposição de lixiviado em reatores UASB tratando esgoto sanitário, proporcionou o aumento do IG das sementes de *Lactuca sativa*, se comparado com a codisposição do lixiviado bruto. Sem o pré-tratamento, o efluente do processo de codisposição apresentou valores de IG iguais a 36,9% (para relação de mistura igual a 5%) e 27,4% (para relação de mistura igual a 10%).

Já com a realização do arraste de amônia, o efluente apresentou valores de IG de 77,5% (para relação de mistura igual a 5%) e 59,3% (para relação de mistura igual a 10%),

sendo tais índices bem próximos daqueles do tratamento apenas de esgoto sanitário em reatores UASB.

FIGURA 77 – ÍNDICE DE GERMINAÇÃO (IG) DAS SEMENTES DE *LACTUCA SATIVA* COM AS AMOSTRAS SEM DILUIÇÃO 100% (V/V) ESTUDADAS. MÉDIAS SEGUIDAS PELA MESMA LETRA NÃO DIFEREM SIGNIFICATIVAMENTE ENTRE SI PELO TESTE DE TUKEY A 5% DE PROBABILIDADE DE ERRO



5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

5.1 CONCLUSÃO

5.1.1 Conclusão dos efeitos do processo de arraste de amônia presente no lixiviado sob diferentes condições operacionais de agitação, temperatura e pH

De forma geral, os ensaios de arraste de amônia realizados em escala de bancada no presente trabalho indicaram que:

- Os resultados do processo de arraste de amônia de curta duração realizado na Etapa I, para as condições operacionais impostas (pH de 8,1, 9 e 10, temperatura de 25, 35 e 45°C, e gradiente de velocidade de 35, 80 e 500 s⁻¹), mostraram que 75% da amônia removida do tanque de arraste é influenciada pelo pH do meio, 17% é influenciada pelo gradiente de velocidade empregado e 5% é influenciada pela temperatura;
- Para eficiências de remoções de amônia de até 60% em um curto período de tempo (24 horas) somente a elevação do pH é extremamente importante. Para elevadas remoções de amônia ($\geq 60\%$) em um curto período de tempo, são necessários o emprego de volumes consideráveis de alcalinizantes, de energia elétrica para a agitação do sistema e de energia térmica para o controle da temperatura;
- Os resultados do processo de arraste de amônia de longa duração realizado na Etapa II, para as condições operacionais impostas (pH de 8,1, 9 e 10; gradiente de velocidade de 35, 80 e 340 s⁻¹ e sem controle de temperatura), mostraram a existência de uma variação das concentrações de DQO, alcalinidade, pH e cor no lixiviado. O processo de arraste de amônia apresentou eficiências de remoção de DQO superiores a 40%. A alcalinidade apresentou decaimentos superiores a 30%. Já a cor apresentou eficiências de redução entre 8 e 42% durante o processo de arraste. Por fim, o pH do lixiviado, para as condições operacionais impostas, sofreu na maioria dos ensaios uma elevação devido à remoção de CO₂ no tanque de arraste.

5.1.2 Conclusão do processo de codisposição de lixiviado em reatores UASB tratando esgoto sanitário com e sem remoção prévia de amônia

Os ensaios do processo de codisposição de lixiviado, com e sem remoção prévia de amônia, em reatores UASB de escala de bancada, evidenciaram que:

- Os resultados dos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia, envolvendo o lixiviado bruto e esgoto sanitário, mostraram que relações volumétricas superiores a 10% podem interferir de forma significativa no desempenho operacional do tratamento anaeróbio. Por sua vez, os resultados dos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia, envolvendo o lixiviado pré-tratado e esgoto sanitário, não destacaram interferências significativas no processo de tratamento anaeróbio com relações volumétricas até 15%;
- A codisposição de lixiviado bruto no reator UASB I tratando esgoto sanitário, com relações volumétricas de 2, 5 e 10%, não apresentou interferências significativas na estabilidade operacional do reator. Contudo, observou-se o aumento do pH nas misturas afluentes ao reator devido à elevada alcalinidade presente no lixiviado utilizado no presente trabalho. No que tange ao desempenho do reator, o mesmo apresentou eficiências de remoção de DQO, para as relações volumétricas de 2, 5 e 10%, de 59, 55 e 51%, respectivamente. A diminuição dessa eficiência, em relação ao tratamento apenas com esgoto sanitário, pode estar associada com as elevadas concentrações de amônia presente no lixiviado, com o aumento da carga orgânica aplicada ao reator e também de possíveis substâncias tóxicas presentes no lixiviado;
- A codisposição de lixiviado pré-tratado no reator UASB II tratando esgoto sanitário, com relações volumétricas de 5 e 10%, não apresentou interferências significativas na estabilidade operacional do reator. O processo de arraste de amônia diminuiu a concentração de alcalinidade no lixiviado bruto, fazendo com que as misturas afluentes ao reator apresentassem valores de pH inferiores a 7,6. As eficiências de remoção de DQO, para as relações de 5 e 10%, foram em média igual a 67 e 63%, respectivamente, estando esses valores mais próximos daqueles do tratamento apenas de esgoto sanitário;

- Os ensaios de DQO inerte evidenciaram uma diminuição da concentração de compostos recalcitrantes presentes no lixiviado quando realizado o processo de arraste de amônia. Para o lixiviado bruto foi encontrado, em média, um valor de DQO inerte igual a 33,6%, enquanto que para o lixiviado pré-tratado o valor de DQO inerte encontrado foi de 26,2%;
- Os ensaios de AME no lodo dos reatores, após o processo de codisposição, mostraram uma pequena diminuição da atividade metabólica dos microrganismos metanogênicos presentes no lodo oriundo da codisposição com lixiviado bruto ($0,10 \text{ gDQO}_{\text{CH}_4} \cdot \text{gSTV}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$). O valor da AME para o lodo do processo de codisposição com lixiviado pré-tratado ($0,13 \text{ gDQO}_{\text{CH}_4} \cdot \text{gSTV}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) foi bem próximo daquele apenas com o tratamento de esgoto sanitário ($0,15 \text{ gDQO}_{\text{CH}_4} \cdot \text{gSTV}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$).

5.1.3 Conclusão dos ensaios de fitotoxicidade do afluente e efluente dos reatores UASB tratando esgoto sanitário submetidos ao processo de codisposição de lixiviado com e sem remoção prévia de amônia

Os ensaios de fitotoxicidade realizados no presente trabalho, utilizando sementes de *Lactuca Sativa*, destacaram que:

- Os resultados dos ensaios de fitotoxicidade no lixiviado bruto mostraram uma elevada toxicidade no processo de germinação das sementes e alongamento das radículas, apresentando uma CL_{50} igual a 9,7%. Já o lixiviado pré-tratado apresentou elevada toxicidade apenas no processo de germinação das sementes, apresentando uma CL_{50} igual 47,8%;
- Os resultados dos ensaios de fitotoxicidade no esgoto sanitário afluente e efluente ao reator UASB, não apresentaram elevados índices de toxicidade, tanto no processo de germinação quanto no processo de alongamento das radículas. O IG do esgoto afluente foi de 60% e do efluente igual a 82,2%;
- Os resultados dos ensaios de fitotoxicidade do processo de codisposição de lixiviado bruto com esgoto sanitário em reator UASB, para a relação volumétrica de 5%, apresentaram baixos índices de toxicidade referentes ao processo de germinação de semente. Entretanto,

para o processo de alongamento das radículas, a toxicidade se mostrou elevada tanto no afluente quanto no efluente do reator UASB. O IG para a relação de 5% afluente ao reator foi de 11% e efluente igual a 36,9%. Já para a relação volumétrica de 10% constatou-se elevada toxicidade no processo de germinação das sementes nas amostras afluente ao reator, com CL_{50} calculada em 48,8%. O processo de alongamento das radículas também se mostrou significativamente afetado durante o ensaio de fitotoxicidade. O valor de IG para a relação de 10% afluente ao reator foi igual a 0%, sendo o valor do efluente igual a 27,4%. Desse modo, constata-se que relações volumétricas acima de 10% possivelmente poderiam causar um severo efeito de toxicidade nas sementes de *Lactuca Sativa* utilizadas no presente trabalho;

- Os resultados dos ensaios de fitotoxicidade do processo de codisposição de lixiviado pré-tratado com esgoto sanitário em reator UASB, para a relação volumétrica de 5%, não apresentaram elevados índices de toxicidade, sendo os valores de IG afluente (59,3%) e efluente (77,5%) ao reator bem próximos daqueles do tratamento apenas com esgoto sanitário. Já para a relação volumétrica de 10%, constatou-se baixa toxicidade no processo de germinação tanto afluente como efluente ao reator. No que diz respeito ao processo de alongamento das radículas, notou-se índices moderados de toxicidade no efluente do reator UASB. O IG para a relação volumétrica de 10% afluente ao reator foi de 34,9% e efluente igual a 58,3%;

5.2 RECOMENDAÇÕES FUTURAS

As contribuições do presente trabalho promoveram algumas respostas para os questionamentos sobre a efetividade da prática de codisposição de lixiviado com esgoto sanitário. Deve-se salientar, entretanto, que não há uma fórmula ou uma resposta única para elucidar os possíveis efeitos causados do processo de codisposição. Isto se deve, principalmente, pelas variações de aterro para aterro das características físico-químicas e biológicas do lixiviado. Assim, novos questionamentos devem ser levantados e analisados pela comunidade científica, a fim de verificar caso a caso a real possibilidade do tratamento combinado entre lixiviado e esgoto sanitário. Desta forma, recomendam-se aqui as seguintes atividades de pesquisas futuras:

- A partir dos resultados do processo de arraste de amônia, destaca-se a importância da realização de análises mais robustas como a espectroscopia de fluorescência no lixiviado pré-tratado por arraste de amônia. Embora não conclusivo, o presente trabalho evidenciou possíveis reduções nas concentrações de substâncias húmicas presentes no lixiviado. Uma das possíveis rotas para tal redução seria a precipitação dessas substâncias em conjunto com metais durante o processo de arraste de amônia;
- O presente trabalho não abordou as questões referentes aos custos do processo de arraste de amônia em lixiviados. Ainda incipiente na literatura, tais custos devem ser levantados e comparados com outras técnicas de pré-tratamento, a fim de verificar as potencialidades do processo de arraste;
- A realização de novos ensaios de codisposição de lixiviado pré-tratado em reatores UASB com maiores relações volumétricas de mistura. Conforme destacado no presente trabalho, relações de mistura até 10% não evidenciaram problemas operacionais referentes à estabilidade ou desempenho do reator;
- A realização de novos ensaios de codisposição, com e sem remoção prévia de amônia, com diferentes características físico-químicas e biológicas de lixiviados de aterros sanitários;
- A realização de ensaios de biodegradabilidade aeróbia no efluente do processo de codisposição de lixiviado em reatores UASB tratando esgoto sanitário. Tais ensaios se justificam devido ao pós-tratamento do reator UASB em uma ETE ser possivelmente dotado de tecnologia aeróbia para remoção de nutrientes e cargas orgânicas;
- A realização de ensaios de toxicidade do afluente e efluente do processo de codisposição de lixiviado em reatores UASB com outros organismos testes padronizados, como, por exemplo, a *Daphnia magna* e o *Vibrio fischeri*.

REFERÊNCIAS

ABOUELENIEN, F.; NAKASHIMADA, Y.; NISHIO, N., 2009. Dry mesophilic fermentation of chicken manure for production of methane by repeated batch culture. **Journal of Bioscience and Bioengineering** 107, 293–295.

AGUIAR, L. L.; ANDRADE-VIEIRA, L. F.; DAVID, J. A. O. Evaluation of the toxic potential of coffee wastewater on seeds, roots and meristematic cells of *Lactuca sativa* L. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, v. 133, p.366-372, 2016.

AISSE, M. M. **Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. Tese de Doutorado. EP.USP: São Paulo, 2002. 284 p.

AISSE, M.M. Sistemas econômicos de tratamento de esgotos sanitários. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2000. 192p.

ALBERTSON, O E. Ammonia nitrogen and the anaerobic environment. **J Water Pollut Control Fed** 1961;33:978–95.

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

ALLEN, A. **Sustainable landfilling for developing countries**. In: NINTH INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 9., 2003, Cagliari. Italy, Cagliari, 2003.

ALVES, R. G. C. M.; *et al.* **Digestores anaeróbios para tratamento de dejetos suínos – avaliação de partida para diferentes configurações de reatores**. In: 23O CONG. BRAS. ENG. SANITÁRIA E AMBIENTAL, **Anais...**, Campo Grande, 2005.

AMARAL, M. C. S. *et al.* Determinação da Fração da DQO Solúvel de Lixiviados de Aterro Sanitário Inerte à Processos Aeróbio e Anaeróbio: Parte II – Comparação de Diferentes Metodologias. **Revista Engenharia Sanitária**, 2006.

AMARAL, M. C. S.; FERREIRA, C. F. A.; LANGE, L. C.; *et al.* (2008) Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lixiviados de aterro sanitários. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. [online]. v.13, n.1, p. 38-45.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENTAL FEDERATION (WEF). (2005) **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21st.ed. Washington, EUA.

ANDRADE, S. M. A. **Caracterização Físico-Química e Tratabilidade por Coagulação-Floculação dos Líquidos Percolados Gerados no Aterro Sanitário de Uberlândia-MG**. 2002. 182p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Faculdade de Engenharia Química da Universidade Federal de Uberlândia (FEQ/UFU), Uberlândia, 2002.

ANDREOLI, C. V.; von SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de esgoto: tratamento e disposição final**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG, 2014.

ANGELIDAKI, I.; AHRING, B. K., 1993. Thermophilic anaerobic digestion of livestockwaste: the effect of ammonia. **Applied Microbiology and Biotechnology** 38,560–564.

ANGELIDAKI, I.; AHRING, B. K., 1994. Anaerobic thermophilic digestion of manure at different ammonia loads: effect of temperature. **Water Res.** 28, 727–731.

ANGENENT, L. T.; SUNG, S.; RASKIN, L., 2002. Methanogenic population dynamics during startup of a full-scale anaerobic sequencing batch reactor treating swine waste. **Water Research** 36, 4648–4654.

AQUINO, S. F, CHERNICHARO, C. A. L, FORESTI, E, SANTOS, M. L F, MONTEGGIA, L. O. Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios. **Eng. Sanit. Ambient**, 12(2), 192-201. 2007.

AQUINO, S.F. Caracterização da DQO efluente de sistemas de tratamento biológico. **Revista Engenharia Sanitária**, v.8, p.135-144, 2003.

ARTHUR, J.W.; WEST, C.W.; ALLEN, K.N.; HEDTKE, S.F. 1987. Seasonal toxicity of ammonia to five fish and nine invertebrate species. **Bull. Environ. Contam. Toxicol.** 38(2): 324-331.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (Abrelpe). Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil- 2010. São Paulo: Abrelpe; 2010.

ASSUNÇÃO, F. A. L. Estudo da remoção de nitrogênio, com ênfase na volatilização de amônia em lagoas de polimento de efluentes de reatores UASB tratando esgotos urbanos de Belo Horizonte/MG. Dissertação de Mestrado da Universidade Federal de Minas Gerais, 2009.

BAETTKER, E. C.; RIETOW, J. C.; ARSEGO, M. M.; DA CRUZ, G. M.; AISSE, M. M. **Evaluate of the inert cod and anaerobic biodegradability of landfill leachate**. Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental – ACODAL. Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental –AIDIS. Bogotá – Colombia, 2016.

BAGUR-GONZÁLEZ, M. G.; ESTEPA, M. C.; MARTÍN, P. F.; MORALES, R. S. Toxicity assessment using *Lactuca sativa* L. bioassay of the metal(loid)s As, Cu, Mn, Pb and Zn in soluble-in-water saturated soil extracts from an abandoned mining site. **Journal Of Soils And Sediments**, v. 11, n. 2, p.281-289, 2011.

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

BARÉA, L. C.; ALEM SOBRINHO, P. (2006) Behavior of polishing lagoon in metropolitan Curitiba and the possibility of using of duckweed for improvement of effluent quality. *Sanare Revista Técnica SANEPAR Curitiba* 24(24):46–60 (in Portuguese).

BARKER D. J.; MANNUCCHI G. A.; SALVI S. M. L. e STUCKEY D. C. Characterization of soluble residual chemical oxygen demand (COD) in anaerobic wastewater treatment effluents. *Water Research*, v.33, n.11, p.2499-2510, 1999.

BARNES, D.; BLISS, P. J. Biological control of nitrogen in wastewater treatment. **E. & F.N.** Spon, London, 146p, 1983.

BARROS, R.M. Tratado sobre Resíduos Sólidos. Gestão, Uso e Sustentabilidade. Rio de Janeiro. Interciência; Minas Gerais. **Acta**, 2013. 376 p. ISBN 978-85-7193-295-1.

BASTOS, F. A. Estudo da remoção de Nitrogênio Amoniacal por processo de arraste com ar (air stripping) em lixiviado de Aterro Sanitário. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, 2011.

BAUER, C.; KORTHALS, M.; GRONAUER, A.; LEBUHN, M. Methanogens in biogas production from renewable resources: a novel molecular population analysis approach. **Water Sci Technol**, Vol. 58, 2008.

BELLI FILHO, P.; RITA F.; SOARES, H. M.; MEDEIROS, N. R.; MATIAS, W. J.; CASTILHOS JR., A. B. et al. Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos integrada com lodo de tanque séptico associado ao tratamento de lixiviado em reator UASB. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 28., 27 oct. - 1 nov., Cancún, México. Proceedings... [S.l.]: Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales, AIDIS. Gestión inteligente de los recursos naturales: desarrollo y salud, 2002. p. 1-7.

BHATTACHARYA, S. K.; PARKIN, G. F. The effect of ammonia on methane fermentation processes. **J Water Pollut Control Fed** 1989;61:55–9.

BHATTI, Z. A.; MAQBOOL, F.; MALIK, A. H.; MEHMOOD, Q. UASB reactor startup for the treatment of municipal wastewater followed by advanced oxidation process. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**. Vol. 31, nº 03, pp. 715 - 726, July - September, 2013.

BORJA, R.; SANCHZE, E.; WEILAND, P. Influence of ammonia concentration on thermophilic anaerobic digestion of cattle manure in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. **Process Biochem** 1996;31:477–83.

BORTH, P. 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**. 118 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento). Universidade Estadual de Londrina, 2017.

BUJOCZEK, G.; OLESZKIEWICZ, J.; SPARLING, R.; CENKOWSKI, S., 2000. High solid anaerobic digestion of chicken manure. **J. Agric. Eng. Res.** 76, 51–60.

BUSATO, R (2004) **Desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente como tratamento de efluente de reator UASB: estudo de caso da ETE de Imbituva**. 237

(Doutorado). Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR (in Portuguese).

CALLI, B., MERTOGLU, B., INANC, B., YENIGUN, O., 2005. Effects of high free ammonia concentrations on the performances of anaerobic bioreactors. **Process Biochemistry** 40, 1285–1292.

CAMPOS, J. C.; YOKOYAMA, L.; FERREIRA, J. A.; BILA, D. M.; MANNARINNO, C. F. **Tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos em estação de tratamento de esgoto: resultados preliminares**. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belo Horizonte – MG, 2007.

CAMPOS, J. R. (coord.), **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), Projeto PROSAB, Rio de Janeiro, 2000.

CAMPOS, J. R. Descarte de lixiviado de aterros sanitários em estações de tratamento de esgoto: uma análise crítica. **Revista DAE**, nº 197, 2014.

CARDILLO, L. Alcalinidade total e equilíbrio bicarbonatos/carbonatos no arraste com ar do nitrogênio amoniacal contido no percolado de aterros sanitários. **Relatório técnico Aquapro engenheiros associados S/C LTDA**, 2004.

CARVALHO, M. F. **Comportamento mecânico dos resíduos sólidos urbanos**. São Carlos: EESC-USP, 1999. 306 p. Tese (Doutorado) Programa de Pós-Graduação em Geotecnia. Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.

CASTILHOS JÚNIOR, A. B.; LANGE, L. C.; GOMES, L. P.; PESSIN, N. (org.). **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Rio de Janeiro: **ABES / RIMA**, 2003, 294 p.

CATAPRETA, C. A. A. **Comportamento de um Aterro Sanitário Experimental: Avaliação da Influência do Projeto, Construção e Operação** (Tese). Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, 2008.

ÇENGEL, Y. A.; CIMBALA, J. M. **Mecânica dos Fluidos – Fundamentos e Aplicações** – Mc Graw Hill – 3ª edição 2015, 990p.

CHAMY, R.; POIRRIER, P.; SCHIAPPACASSE, M. C.; ALKALAY, D.; GUERRERO, L., 1998. Effect of ammonia content in the biodegradability of the salmon industry wastes. **Bioprocess Eng.** 19, 1–5.

CHEN, Y., CHENG, J. J., CREAMER, K. S., 2008. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. **Bioresource Technology** 99, 4044–4064.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2ª ed., Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016.

CHERNICHARO, C. A. L.; ALMEIDA, P. G. S.; LOBATO, L. C. S.; COUTO, T. C.; BORGES, J. M (2009) Experience with the design and start up of two full-scale UASB plants in Brazil: enhancements and drawbacks. **Wat Sci Technol** 60(2):507–515.

CHEUNG, K. C.; CHU, L. M.; WONG, M. H. Ammonia arraste as a pretreatment for landfill leachate. **Water Air Soil Pollut**, 1997; 94: 209–21.

CHRISTENSEN, T. H.; KJELDSEN, P. **Basic biochemical processes in landfills**. In: Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R. (eds.): Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact. London, GB: Academic Press, pp. 29-49, 1989.

CINTRA, I. S. **Estudo da influência da recirculação de chorume cru e chorume inoculado na aceleração do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos**. Belo Horizonte: EE-UFGM, 2003. 457 p. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.

CLÈMENT, B.; COLIN, J. R.; ANNE, L. 1997. Estimation of the hazard of landfill leachates through toxicity testing of leachates. **Chemosphere**, v. 35.

COELHO, H. M. G. **Avaliação da influência de camadas de cobertura intermediárias e finais na degradação de resíduos sólidos urbanos e na geração de lixiviados**. Belo Horizonte: EE-UFGM, 2005. 160 p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2005.

COLLIVIGNARELLI, C.; BERTANZA, G.; BALDI, M. Ammonia arraste from MSW landfill leachate in bubble reactors: process modeling and optimization. **Waste Management & Research**, v. 16, pp.455-466, 1998.

CONAMA - Resolução nº357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

CONAMA - Resolução nº430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.

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

CORTÁZAR, A. L. G.; LANTARÓN, J. H.; FERNÁNDEZ, O. M.; MONZÓN, I. T., LAMIA, M. F. Modelling for environmental assessment of municipal solid waste landfills (Part 1: Hydrology). In: **Waste Management & Research**, v. 20, n. 2, pp. 198-210, 2002.

COSTA, B. S.; RIBEIRO, J. C. J. **Gestão e gerenciamento de resíduos sólidos: direitos e deveres**. Rio de Janeiro: Lumen Juris, 2013.

COSTA, C. A. **Pesquisa e Desenvolvimento de Nova Técnica para o Tratamento de Águas Efluentes Amoniacais**. In: XIX PRÊMIO JOVEM CIENTISTA – ÁGUA FONTE DE VIDA, 19, 2003.

COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPINDOLA, O. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, 31, n. 7, 2008.

CUETOS, M. J.; GOMEZ, X.; OTERO, M.; MORAN, A. Anaerobic digestion of solid slaughterhouse waste (SHW) at laboratory scale: Influence of co-digestion with the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). **Biochem Eng J** 2008;40:99–106.

DANTAS, A. M. M.; LEITE, V. D.; PRASAD, S.; LOPES, W. S.; ATHAYDE JUNIOR, G. **Balço de massa de dco em reator anaeróbio de batelada tratando resíduos sólidos orgânicos**. In: VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 6, 2002, Vitória, ES. **Anais...**Rio de Janeiro: ABES, 2002.

DASGUPTA, P. K., & DONG, S. (1986). Solubility of ammonia in liquid water and generation of trace levels of standard gaseous ammonia. **Atmospheric Environment** (1967), 20(3), 565-570. DOI: 10.1016/0004-6981(86)90099-5.

DE ZEEUW, W. **Acclimation of Anaerobic Sludge for UASB Reactor Start-up**. Ph.D. Thesis, Wageningen University, The Netherlands, 1984.

DEL BORGHI, A.; BINAGHI, L.; CONVERTI, A.; DEL BORGHI, M. Combined Treatment of Leachate from Sanitary Landfill. **Chem. Biochem. Eng. Q.** 17 (4) 277-283, 2003.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from waste and renewable resources**. Wiley-VCH, Weinheim, 2008.

DIAS, N. C. Adsorção de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário em coluna de leito fixo com vermiculita expandida. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental. Curitiba, 2013.

DOLFING, J.; BLOEMEN, G. B. M. Activity measurements as a tool to characterize the microbial composition of methanogenic environments. **J. Microbiological Methods**, v. 4, p. 1-12, 1985.

DUAN, N.; DONG, B.; WU, B.; DAI, X. High-solid anaerobic digestion of sewage sludge under mesophilic conditions: feasibility study. **Bioresour Technol** 2012;104:150–6.

DUARTE, O. A. H.; LISBOA, A. M.; CANTÃO, M. P.; POSSETTI, G. R. C.; AISSE, M. M. (2017). Medição in situ e em tempo real da demanda química de oxigênio em uma estação de tratamento anaeróbio de Esgoto. Aceito para apresentação ABES, 2017.

DUTKA, B. 1989. Short-Term Root Elongation Toxicity Bioassay. Methods for Toxicological Analysis of Waters, Wastewaters and Sediments. **National Water Research Institute** (NWRI). Environment Canada.

EDEN, R. Removal of ammonia from leachate in Hong Kong. Organics Ltd, The Barclay Centre, University of Warwick Science Park, Coventry, CV4 7EZ, United Kingdom, 2001.

EEA - Europe's environment: the second assessment. Elsevier Science Ltd. 293p., 1998.

EL HADJ, T.B.; ASTALS, S.; GALI, A.; MACE, S.; MATA-ALVAREZ, J. Ammonia influence in anaerobic digestion of OFMSW. **Water Sci Technol** 2009;59:1153–8.

EL-FADEL, M.; BOU-ZEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLI, B. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. **Waste Management** 22 (2002) 269–282.

EMERSON, K. et al. Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, n. 12, p. 2379-2383, 1975.

FACCHIN, J. M. J. *et al.* **Avaliação do Tratamento Combinado de Esgoto e Lixiviado de Aterro Sanitário na ETE LAMI (Porto Alegre) após o Primeiro Ano de Operação.** In: **Anais do 27º Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2000, Porto Alegre. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000.

FARQUHAR, G. J. Leachate: production and characterization. **Can J Civ Engrg** 1989;16:317–25.

FARQUHAR, G. J., ROVERS F.A., 1973. Gas production during refuse decomposition. **Water, Air and Soil Pollution** 2: 483-495.

FAYER, M. J. UNSAT-H Version 3.0: Unsaturated soil water and heat flow model - Theory, User Manual, and Examples. Richland, Washington: Pacific Northwest Laboratory (PNNL - 13249), 184 p, 2000.

FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente. Orientações básicas para operação de aterro sanitário – Belo Horizonte:FEAM, 2006.

FERNANDES, T.V.; KEESMAN, K. J.; ZEEMAN, G.; VAN LIER, J. B., 2012. Effect of ammonia on the anaerobic hydrolysis of cellulose and tributyrin. **Biomass and Bioenergy** 47, 316–323.

FERNÁNDEZ, C.; ENCINA, G. P. A. (2009). Impact of substrate to inoculum ratio anaerobic digestion of swine slurry. **Biomass and Bioenergy**, vol. 33, no. 8, p. 1065-1069.

FERRAZ, F. M. Recuperação de amônia liberada no processo de “air stripping” aplicado ao tratamento do lixiviado de aterros sanitários. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento de São Carlos/SP, 2010.

FERREIRA, J. A. *et al.* **Plano de Gestão do Encerramento do Aterro do Morro do Céu em Niterói (RJ).** In: **Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2005, Campo Grande. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.

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.

FIELD, J.; SIERRA, R.; LETTINGA, G. Ensayos anaerobios. In: IV SEMINARIO DE DEPURACIÓN DE AGUAS REIDUALES, Spain, 1988.

FIORE, F.A. **Avaliação de um Sistema Integrado de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos e de Chorume, com Ênfase na Fase Metanogênica**. 2004. 133p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recurso Hídricos). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (EE/UFMG), Belo Horizonte, 2004.

FLECK, E., 2003. **Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e wetland construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. Dissertação (Mestrado), UFRGS.

FORGIE, D. J. (1988) Selection of the most appropriate leachate treatment methods: a decision model for the treatment train selection. **Wat. Poll. Res. J. Canada** 23.

FOTH, H. **Ecotoxicology. Institute of Environmental Toxicology**. Martin Luther University of Halle. Chapter 45, p. 1067-1085, 1999.

FOUST, A. S.; WENSEL, L. A.; ANDERSEN, L. B. **Princípios das operações unitárias**. Ed. Guanabara Doi, 2001.

FRANCO, P. L. P (2010). **Análise da Potencialidade do Reúso Indireto Potável: Estudo de Caso da ETE Atuba Sul, Região Metropolitana de Curitiba** (Analysis of the potential indirect drinking reuse: Case study of Atuba Sul WWTP, Curitiba's Metropolitan Region). Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, 238 p. (in Portuguese).

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

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

GALLERT, C., WINTER, J., 1997. Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic wastes: effect of ammonia on glucose degradation and methane production. **Applied Microbiology and Biotechnology** 48, 405–410.

GALLERT, C.; BAUER, S.; WINTER, J., 1998. Effect of ammonia on the anaerobic degradation of protein by a mesophilic and thermophilic biowaste population. **Appl. Microbiol. Biotechnol.** 50, 495–501.

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

GERMILI, F., ORHON, D., ARTAN, N. (1991). Assessment of the initial inert soluble COD in industrial wastewater. **Water Science Tech.** 23, 1077–1086.

GIORDANO, G. **Análise e formulação de processos para tratamento dos chorumes gerados em aterros de resíduos sólidos urbanos.** Tese de doutorado. PUC-RJ, Rio de Janeiro, 2003.

GIORDANO, G.; FERREIRA, J. A.; PIRES, J. C. A.; RITTER, E.; CAMPOS, J. C. ; ROSSO, T. **Tratamento do chorume do aterro metropolitado de gramacho – Rio de Janeiro – Brasil.** XXVIII Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental, Cancun, México, 2002.

GOMES, L. P. et. al. **Processos e Monitoramento da Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos.** In: CASTILHOS JUNIOR, A. B. (Coord.). Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Rio de Janeiro: ABES, 2006. p. 65- 108.

GOMES, L.P **Resíduos sólidos: Estudo da caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras.** Rio de Janeiro. . p. 26-59.2009.

GONÇALVES, R.F.; ARAÚJO, V.L.; CHERNICHARO, C.A. **Tratamento secundário de esgoto doméstico sanitário através da associação em série de reatores UASB e biofiltros aerados submersos.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19, Foz do Iguaçu, 1997. **Anais**, Rio de Janeiro, ABES. p. 450-61, 1997.

GOURDON, R; COMEL, C.; MARTEL, N. P.; VERON, J. Validation of a protocol for kinetic study of VFA removal under simulated conditions of landfill leachate treatment on anaerobic filter. **Water Research**, v. 26, n. 7, p. 927-935, 1992.

GOUVEIA, N. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. **Ciência & Saúde Coletiva**, 17(6):1503-1510, 2012.

GUERRERO, L.; OMIL, F.; MENDEZ, R.; LEMA, M., 1997. Treatment of saline wastewaters from fish meal factories in an anaerobic filter under extreme ammonia concentrations. **Bioresour. Technol.** 61, 69–78.

GUYONNET, D.; BOURIN, A. MOBYDEC (Modèle Global de Bilan Hydrique de Décharge), version 2 1 User's manual. ANTEA Report A01419 (unpublished), 1994.

GUYONNET, D.; DIIDER-GUELORGET, B.; PROVOST, G.,; FEUILLET, C. Accounting for water storage effects in landfill leachate modeling. In: **Waste Management & Research**, v. 16, n. 3, pp. 285-295, 1998.

HAMADA, J. **Estimativas de geração e caracterização do chorume em aterros sanitários.** In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 19, 1997, Foz do Iguaçu. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1997.

HANSEN, K. H.; ANGELIDAKI, I.; AHRING, B. K., 1998. Anaerobic digestion of swine manure: inhibition by ammonia. **Water Res.** 32, 5–12.

HEJNFELT, A.; ANGELIDAKI, I., 2009. Anaerobic digestion of slaughterhouse by-products. **Biomass and Bioenergy** 33, 1046–1054.

HENDRIKSEN, H.V.; AHRING, B. K. Effects of ammonia on growth and morphology of thermophilic hydrogen-oxidizing methanogenic bacteria. **FEMS Microbiol Ecol** 1991;85:241–6.

HILLABY, B. A.; RANDALL, D. J., 1979. Acute ammonia toxicity and ammonia excretion in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). **Journal of the Fisheries Research Board of Canada** 36, 621–629.

HOBSON, P. N.; SHAW, B. G., 1976. Inhibition of methane production by *Methanobacterium formicicum*. **Water Research** 10, 849–852.

HOSSAKA, A. L. **Tratamento biológico de lixiviados de aterro sanitário utilizando como pré- tratamento a remoção parcial de N-amoniaco por arraste**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2008.

IBAM – INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL. Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos. Rio de Janeiro: IBAM, 2001, 200 p.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (2008), Rio de Janeiro, ISBN 978-85- 240-4135-8, 2010.

IPT/CEMPRE. **Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado**. São Paulo, 2^a ed., 2000.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. Rio de Janeiro: ABES, 3. ed. 1995.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. Rio de Janeiro – RJ: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), 6 ed., 2011.

KARASU BENLI, A. C., KOKSAL, G., 2005. Acute toxicity of ammonia on tilapia (*Oreochromis niloticus* L.) larvae and fingerlings. **Turk. J. Vet Anim Sci.**, 339–344.

KARGI, F.; PAMUKOGLU, M. Y., 2004. Repeated fed-batch biological treatment of pre-treated landfill leachate by powdered activated carbon addition. **Enzyme and Microbial Technology**.

KAYHANIAN, M., 1994. Performance of a high-solids anaerobic digestion process under various ammonia concentrations. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology** 59, 349–352.

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. **Environmental Science and Technology**. v. 32, 2002.

KOSTER, I. W.; LETTINGA, G. Anaerobic digestion at extreme ammonia concentrations. **Biol Wastes** 1988;25:51–9.

KROEKER, E. J.; SCHULTE, D. D.; SPARLING, A. B.; LAPP, H. M. Anaerobic treatment process stability. **J Water Pollut Control Fed** 1979;51:718–27.

KRYLOVA, N.I.; KHABIBOULLINE, R. E.; NAUMOVA, R. P.; NAGEL, M. A. The influence of ammonium and methods for removal during the anaerobic treatment of poultry manure. **J Chem Technol Biotechnol** 1997;70:99–105.

KURNIAWAN, T. A.; LO, W. H.; CHAN, G. Y., 2006. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. **J. Hazard Mater.** 129 (1e3), 80e100.

LABRE, J. C. C., *et al.* Testes ecotoxicológicos baseados na exposição de anelídeos e sementes de alface através da adição de diferentes concentrações de surfactantes ao solo. *Holos Environment*. 2008.

LaGREGA, M. D.; BUCKINGHAM, P. L.; EVANS, J. C. **Environmental Resoucers Management. Hazard waste management.** 2^a ed. International edition Singapore: McGraw-Hill, 2001.

LAMHAMDI, M.; BAKRIM, A.; AARAB, A.; LAFONT, R.; SAYAH, F. Lead phytotoxicity on wheat (*Triticum aestivum* L.) seed germination and seedlings growth. **Comptes Rendus Biologies**, v. 334, n. 2, p.118-126, 2011.

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. **Geração e características do lixiviado.** In: GOMES, L. P. (coord.). Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, v. 1, 2009.

LANGE, L. C.; GOMES, L. P.; PESSIN, N. **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte.** Rio de Janeiro, 2003.

LEITE, V. D.; FERNANDES, F.; JUCÁ, J. F. T.; GOMES, L. P.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; SILVA, F. M. S.; CAETANO, M. O. **Estudo do processo de arraste de amônia de lixiviado de aterro sanitário.** In: GOMES, L. P. (coord.). Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, v. 1, 2009.

LEITE, V. D.; SOUZA, J. T.; LOPES, W. S. **Processo de tratamento anaeróbio de resíduos sólidos urbanos e rurais.** In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 19, 1997, Foz do Iguaçu, PR. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1997.

LEITE V. D.; LUNA M. L. D.; BENTO E. R.; LOPES W. S.; SILVA R. R. F. Estudo do pH e nitrogênio amoniacal no processo de stripping de amônia. In. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2., 2007, Belo Horizonte. **Anais...**Belo Horizonte: ABES, 2007.

LETTINGA, G. **A good life environment for all through conceptual, technological and social innovations.** In: VIII TALLER Y SIMPOSIO LATINOAMERICANO SOBRE DIGESTION ANAEROBIA, 2005, Uruguai. **Anais eletrônicos...**Uruguai: IWA, 2005, CD-ROM.

LIBÂNIO, P. A. C. **Avaliação da Eficiência e Aplicabilidade de um Sistema Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos e de Chorume**. Belo Horizonte: EE-UFMG, 2002, 155 p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2002.

LIMA, L.M.Q. **Tratamento de Lixo**. São Paulo: Hemus Editora, 142p., 1986.

LIU, T., SUNG, S., 2002. Ammonia inhibition on thermophilic acetoclastic methanogens. **Water Science and Technology** 45, 113–120.

LOBATO, L. C. S. **Aproveitamento energético de biogás gerado em reatores UASB tratando esgotos domésticos**. Tese de Doutorado. UFMG – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Belo Horizonte – MG, 2011.

LOZADA, P. T.; PÉREZ, V. A.; CAJIGAS, Á. A.; OTERO, A. M.; GONZÁLEZ, M. Selección de acondicionadores químicos para el tratamiento anaerobio de aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca. **Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente**, n. 7, p. 66-74, 2008.

MAGALHÃES, N. C. Remoção e recuperação de amônia de lixiviado de aterro sanitário utilizando membranas contactoras e comparação com processos convencionais. Dissertação do Programa de Pós-Graduação em Saneamento, meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, 2014.

MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; MOREIRA, J. C. Tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico como alternativa para a solução de um grave problema ambiental e de saúde pública – revisão bibliográfica. **Cad. Saúde Colet.**, 2011, Rio de Janeiro.

MARCHIORETTO, M.M. Heavy metals removal from anaerobically digested sludge. PhD thesis, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands. ISBN: 90-5808-908-8, 2003.

MARQUES, A. C. M. **Compactação e Compressibilidade de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2001.

MARTINEZ, C. B. R.; AZEVEDO, F.; WINKALER, E. U. Toxicidade e Efeitos da Amônia em Peixes Neotropicais. Departamento de Ciências Fisiológicas; Universidade Estadual de Londrina. Capítulo 6, 2006.

MARTTINEN, S. K.; KETTUNEN, R. H.; RINTALA, J. A. Occurrence and Removal of Organic Pollutants in Sewages and Landfill Leachates. **The Science of the Total Environment**, v. 301, p. 1-12, 2003.

MARTTINEN, S. K.; KETTUNEN, R. H.; SORMUNEN, K. M.; SOIMASUO, R.M.; RINTALA, J. A. Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. **Chemosphere**. V.46, p. 851–858, 2002.

MASSÉ, D. I.; MASSE, L.; CROTEAU, F., 2003. The effect of temperature fluctuations on psychrophilic anaerobic sequencing batch reactors treating swine manure. **Bioresource Technology** 89, 57–62.

McBEAN, E. A. *et al.* **Solid Waste Landfill Engineering and Design**. New Jersey: Prentice Hall, 1995.

McCABE, W. L. **Unit Operations Of Chemical Engineering**, 5^oed. p.244 – 287, 2001.

McCARTY, P. L. **Anaerobic waste treatment fundamentals**. Public Works- Parts 1, 2, 3 and 4. v. 95, n. 9, p. 107-112; n. 10, p. 123-126; n. 11, p. 91-94; n. 12, p. 95-99, 1964

McCARTY, P.L. Energetics and kinetics of anaerobic treatment. **Adv. Chem. Ser.** v.105, p.91-107.1971.

MELBINGER, N.R.; DONNELLON, J. Toxic effects of ammonia nitrogen in high-rate digestion. **J Water Pollut Control Fed** 1971;43:1658–70.

METCALF & EDDY, 2016, **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. Tradução: Hespagnol, I; Mierzwa, J. C. 5^a ed., Porto Alegre: AMGH.

MILLER, P. A.; CLESCERI, N. L. **Waste sites as biological reactors – characterization and modeling**. Washington: CRC Press, 2003, 398 p.

MONTEIRO, J. H., 2001, **Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos**, Rio de Janeiro, IBAM.

MONTEIRO, V. E. D.; JUCÁ, J. F. T. **Geotécnicos de uma cortina de arcilla em um relleno sanitario em Brasil**. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitaria y Ambiental, 26, 1998. Lima, Peru.

MORAIS, J. L. **Estudo da potencialidade de processos oxidativos Avançados, isolados e integrados com processos Biológicos tradicionais, para tratamento de Chorume de aterro sanitário** (Tese). Curso de Pós-Graduação em Química, Setor de Ciências Exatas, Universidade Federal do Paraná, 2005.

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

MORASES, P. B. **Tratamento de chorume de aterro sanitário usando eletrólise fotoassistida**. 118 p. (Tese). Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Campinas, SP, 2004.

MORAVIA, W. G. **Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas**. 2007. 161 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, MG, 2007.

MOURA, D. A. G. **Remoção de Amônia por Arraste com Ar de Lixiviados de Aterros Sanitários**. 2008. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) - Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

MULLER, W.R.; FROMMERT, I.; JORG, R. Standardized methods for anaerobic biodegradability testing. **Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 3, p. 141-158, 2004.

MUNGRAY, A. K.; PATEL, K. (2011). Coliforms removal in two UASB more ASP based systems. **Int Biodeterior Biodegrad** 65:23–28.

NAKAKUBO, R.; MØLLER, H. B.; NIELSEN, A. M., MATSUDA, J., 2008. Ammonia inhibition of methanogenesis and identification of process indicators during anaerobic digestion. **Environmental Engineering Science** 25, 1487–1496.

NEVES, L. C. **Pós-tratamento de efluente secundário de indústria de papel por ultrafiltração, uv/ H₂O₂ e foto-fenton**. (Tese). Programa de Pós- Graduação em Ciências Florestais da Universidade Estadual do Centro Oeste do Paraná. Irati, Paraná, 2017.

NIELSEN, H. B.; ANGELIDAKI, I., 2008. Strategies for optimizing recovery of the biogas process following ammonia inhibition. **Bioresource Technology** 99, 7995– 8001.

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

OLIVEIRA, S. C.; VON SPERLING, M. (2011). Performance evaluation of different wastewater treatment technologies operating in a developing country. **J Water Sanit Hyg Dev** 1(1):37–56.

OWEN, W. F.; STUCKEY D. C. Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity. **Water Research**, n. 13, p. 485-492, 1979.

OZTURK, I. Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates. **Waste management**, v. 23, 2003.

PAGANINI, W. S.; BOCCHIGLIERI, M. M.; LOPES, G. F. **Avaliação da Capacidade das Estações de Tratamento de Esgotos do Sistema Integrado da Região Metropolitana de São Paulo – RMSP – para o Recebimento do Chorume Produzido nos Aterros Sanitários da Região**. In: **Anais do 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2003, Joinville. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003.

PAINTER, H. A. A review of literature on inorganic nitrogen metabolism in microorganisms. **Water Research**, v. 4, 1970.

PAN, M.; CHU, L. Phytotoxicity of veterinary antibiotics to seed germination and root elongation of crops. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, v. 126, p.228-237, 2016.

PANDEY, N.; DUBEY, S. K. (2014). Up-flow anaerobic sludge bed (UASB) based sewage treatment plant (STP) at Mirzapur: a review. **Int Res J Environ Sci** 3(8):67–71.

PARKER, A. Behavior of wastes in landfill methane generation. In: HOLMES, J.R., ED. **PRACTICAL WASTE MANAGEMENT**. **John Wiley & Sons**. Chichester, England, p.223-234, 1983.

PARVEZ, S.; VENKATARAMAN, C.; MUKHERJI, S. Toxicity assessment of organic pollutants: Reliability of bioluminescence inhibition assay and univariate QSAR models using freshly prepared *Vibrio fischeri*. **Toxicology in Vitro**, 1806-1813, 2006.

PENA, M. R.; RODRIGUE, Z. J.; MARA, D. D.; SEPULVEDA, M. (2000) UASBs or anaerobic ponds in warm climates? A preliminary answer from Colombia use of biogas for cogeneration of heat and electricity for local application: performance evaluation of an engine power generator and a sludge thermal dryer. **Water Sci Technol** 42(10):59–65.

PENNA, J. A. **Estudo da metodologia do teste de atividade metanogênica específica**. Tese de doutorado, Escola de Engenharia, USP-São Carlos, 1994.

POHLAND, F. G, HARPER, S.R. Critical Review and Summary of leachate and gas production from landfills. US EPA Hazardous Waste Engineering Research Laboratory, Cincinnati, Ohio, (EPA 600-2-86-073), 1985.

POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS (PNRS). Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010.

PÖPEL, H. J. Aeration and gas transfer. 2. Ed. **Delft**, Delft University of Technology, 1979.

POVINELLI, J.; BIDONE, R. A. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. São Carlos: EESC/USP, 1999, 120p.

POVINELLI, J.; SOBRINHO, P. A. Introdução. In: GOMES, L. P. (Org.). **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. 1 ed. Rio de Janeiro: Abes, 2009. cap. 1, p. 19-25.

PROCHÁZKA, J.; DOLEJŠ, P.; MÁČA, J.; DOHÁNYOS, M., 2012. Stability and inhibition of anaerobic processes caused by insufficiency or excess of ammonia nitrogen. **Applied Microbiology and Biotechnology** 93, 439–447.

QASIM, S. R.; CHIANG, W. **Sanitary landill leachate: generation, control and treatment**. **Lancaster: Technomic**, 1994. 339p.

QUAN, X.; WANG, F., ZHAO, Q.; ZHAO, T., XIANG, J. Air stripping of ammonia in a water-sparged aerocyclone reactor. **Journal of Hazardous Materials**, v. 170, p 983–988, (2009).

QUEIROZ, L. M.; AMARAL, M. S.; MORITA, D. M.; YABROUDI, S. C.; SOBRINHO, P. A. Aplicação de processos físico-químicos como alternativa de pré e pós-tratamento de lixiviados de aterros sanitários. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.16 n.4, 2011.

QUEIROZ, R. B. **A influência do acabamento da superfície interna do tanque no número d potência de novos impelidores**. (Dissertação). Faculdade de Engenharia de Bauru, 2009.

RAJAGOPAL, R.; MASSE, D. I.; SINGH, G., 2013. A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia. **Bioresour. Technol.** 143, 632e641.

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.

RANDALL, D.J., TSUI, T.K.N., 2002. Ammonia toxicity in fish. **Mar. Pollut. Bull.** 45, 17–23.

RANZI, B. D. **Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por evaporação natural com painéis – estudo em escala piloto** (Dissertação). Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, 2009.

RAZUK, P. C. Um estudo sobre as operações unitárias de agitação. Troca de calor em taques de mistura de pós. Bauru, 1992.

REES, J. F. The fate of carbon compounds in the landfill disposal of organic matter. **J Chem Tech Biotech** 1980;30:458–65.

REINHART, D. R.; GROSH, C.J. Analysis of Florida MSW landfill leachate quality. University of Central Florida, 1998.

REIS, B. G. **Avaliação da eficiência de processos avançados na remoção de toxicidade de lixiviado de aterro sanitário**. (Dissertação). Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), 2014.

REIS, J. A. T.; MENDONÇA, A. S. F. **A influência dos valores de pH e temperatura sobre a toxicidade da amônia e sua importância na definição de padrões ambientais para corpos d'água**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA AMBIENTAL, 20, 1997, **Anais...**, Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - Abes, 1999.

REIS, J. A. T.; MENDONÇA, A. S. F.; **Teores limites para compostos amoniacais em efluentes e corpos receptores – conflitos e interrelações**. In: 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Foz do Iguaçu, Paraná – PR, 1997.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P., 2008. Landfill leachate treatment: review and opportunity. **J. Hazard. Mater.** 150, 468–493.

RIZVI, H.; AHMAD, N.; ABBAS, F.; BUKHARI, I. H.; YASAR, A.; ALI, A.; YASMEEN, T.; RIAZ, M. Start-up of UASB reactors treating municipal wastewater and effect of temperature/sludge age and hydraulic retention time (HRT) on its performance. King Saud University, **Arabian Journal of Chemistry**. (2015) 8, 780–786.

RIZZO, L. Bioassays as a tool for evaluating advanced oxidation processes in water and wastewater treatment. **Water Research**, 45, p. 4311-4340, 2011.

ROCHA, M.A.G., *et al.* **Avaliação e comparação entre a atividade metanogênica específica de esgotos doméstico e industrial**. In: **Anais 21º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENG. SANITÁRIA E AMBIENTAL**, J. Pessoa, 2001.

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H. **Substâncias húmicas aquáticas: Interação com espécies metálicas**. Editora UNESP, p. 126, ed. 1, 2003.

RODRIGUES FILHO, G. M. **Desenvolvimento de processos oxidativos para tratamento de lixiviado de aterro sanitário da Muribeca (PE)**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Recife, PE, 2007.

RODRIGUES, M. R. M. **Tratabilidade do lixiviado efluente da lagoa facultativa do aterro de Curitiba por lodos ativados**. (Dissertação). Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental (PPGERHA). Curitiba-PR, 2007.

ROSA, A.P.; LOBATO, L. C. S.; CHERNICHARO, C. A. L.; MARTINS, D. C. R. B.; MACIEL, F. M.; BORGES, J. M. (2012). Improving performance and operational control of UASB reactors via proper sludge and scum discharge routines. **Water Pract Technol** 7(3):11.

ROSA, C.M. da; CASTILHOS, R.M.V.;VAHL, L.C.; CASTILHOS, D.D.; PINTO, L.F.S.; OLIVEIRA, E.S.; LEAL, O. dos A. Efeito de substâncias húmicas na cinética de absorção de potássio, crescimento de plantas e concentração de nutrientes em *Phaseolus vulgaris* L. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.33, p.959-967, 2009.

ROZZI, A.; REMIGI, E. Methods of assessing microbial activity and inhibition under anaerobic conditions: a literature review. **Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 3, p. 93-115, 2004.

RUSSO, M. A. T.; VIEIRA, C. **Estudos sobre tratamento de lixiviados de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. In: Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 9, 2000, Porto Seguro, BA. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2000.

SÁ, L. F. **Evaporação Natural do Lixiviado do Aterro de Muribeca Através de um Destilador Solar**. Dissertação de M.Sc. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, Brasil, 2008.

SAMPAIO, M. A. P. M.; SCHOCKEN-ITURRINO, R. P.; SAMPAIO, A. A. M.; BERCHIELLI, S. C. P.; BIONDI, A. Study of the microbial population and ammonia release of treated broiler litter with agricultural gypsum. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia*, v.51, n.6, p.559-564 1999.

SANEPAR - Companhia de Saneamento do Paraná. Plano diretor de resíduos de sistemas de esgotamento sanitário para o Paraná. Curitiba - PR, 2007.

SANEPAR - Companhia de Saneamento do Paraná. Comunicação pessoal. USEG. Curitiba - PR, 2018.

SANTOS NETO, P. M.; KOIDE, S.; MATIAS, W. G.; ZANTA, V. M.; CASTILHOS JR., A. B.; FIRTA, I. N.; MAY, M. S. S. Monitoramento da contaminação provocada por lixiviados de aterros sanitários. Projeto PROSAB, Rio de Janeiro: ABES, 2006.

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

SANTOS, A. F.; PARISI, J. J. D.; MENTEN, J. O. M. (Ed.). Patologia de sementes florestais. Colombo: Embrapa Florestas, 236p, 2011.

SANTOS, A. S. P. **Aspectos Técnicos e Econômicos do Tratamento Combinado de lixiviado de Aterro Sanitário com Esgoto Doméstico em Lagoas de Estabilização**. Tese de Doutorado. Programa de Engenharia Civil da Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2010.

SATO, N.; OKUBO, T.; ONODERA, T.; OHASHI, A.; HARADA, H. (2006) Prospects for a self-sustainable sewage treatment system: a case study on full-scale UASB system in India's Yamuna River Basin. **J Environ Manag** 80:198–207.

SCHNEIDERS, D.; SILVA, J. D.; TILL, A.; LAPA, K. R.; PINHEIRO, A. Atividade metanogênica específica (AME) de lodos industriais provenientes do tratamento biológico aeróbio e anaeróbio. **Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**: v. 8, n.2, 2013.

SEGATO, L. M.; SILVA, C. L. **Caracterização do chorume do aterro sanitário de Bauru**. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27, 2000, Porto Alegre, RS. **Anais...** Porto Alegre: AIDIS, 2000.

SHIMAKURA, S. E. Correlação; interpretação do coeficiente de correlação. In <http://leg.ufpr.br/~silvia/CE003/node74.html>.30/08/06. Acesso em 20 de novembro de 2017.

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

SILVA, A. C.; DEZOTTI, M.; SANT'ANNA Jr., G. L., 2004. **Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate**. *J. Chemosphere* 55, 207–214.

SILVA, F. J. A.; LIMA, M. G. S.; MENDONÇA, L. A. R.; GOMES, M. J. T. L. (2013). Septic Tank combined with anaerobic filter and conventional UASB—results from full scale plants. **Braz J Chem Eng** 30(1):133–140

SILVA, F. V. B. **Avaliação da influência da correção do teor de umidade na degradação anaeróbia de resíduos sólidos urbanos**. Belo Horizonte: EE-UFGM, 2005. 133 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2005.

SILVA, G. S.; JARDIM, W. F. Aplicação do método da carga máxima total diária (cmtd) para a amônia no rio Atibaia, região de Campinas/Paulínia – SP. **Eng. sanit. ambient.** vol.12 - n° 2 - abr/jun 2007, 160-168.

SILVA, R. B.; LEITE, V. D. Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio seguido de aeróbio. **Revista DAE**, maio-agosto, 2014.

SILVA, S. M.; HOSSAKA, S. L.; FERNANDES, F.; SOBRINHO, P. A. **Remoção prévia de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário visando posterior tratamento biológico**. 24° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belo Horizonte – MG, 2007.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos: ano base 2015. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Informações sobre o Saneamento, Brasília - DF, 2017.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Diagnóstico de serviços de água e esgoto: ano base 2012. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Informações sobre o Saneamento, Brasília - DF, 2014.

SOBRERO, C., RONCO, A.E. Ensayo de toxicidad aguda con semillas de *L. sativa*. In: Castillo Morales, G. Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas: Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones, pp. 71–79, 2004.

SOUSA, J.; LEITE, V.; LOPES, W.; FILHO, F.; JUNIOR, G.; OLIVEIRA, J. 2002 **Avaliação de parâmetros operacionais de reator tipo UASB tratando líquido percolado conjuntamente com esgoto domésticos**. In: VI Simpósio Italo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Brasil.

SOUTO, G. B.; POVINELLI, J. **Características de lixiviados de aterros sanitários no Brasil**. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte, Minas Gerais, 2007.

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

SOUZA, M. E. Fatores que influenciam a digestão anaeróbia. **Revista DAE**, São Paulo, v. 44, p. 88-94, 1984.

SPEECE, R. E., 1983. Anaerobic biotechnology for industrial wastewater treatment. **Environ. Sci. Technol.**, v. 17, p. 416A-427A.

SPEECE, R. E., Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters. Archae Press, Nashville (1996).

STEGMANN, R.; HEYER, K. U.; COSSU, R., 2005. **Leachate treatment**. In: Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, pp. 3e7. October 2005.

STRATTON, F. E. Nitrogen losses from alkaline water impoundments. **Journaul of the sanitary engineering division**. ASCE. v. 95, p. 223-231, 1969.

STUMM, W.; MORGAN, J. J. (1996) Aquatic Chemistry, Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters. 3rd ed. **John Wiley & Sons, Inc.**, New York, 1022p.

SUNG, S., LIU, T., 2003. Ammonia inhibition on thermophilic anaerobic digestion. **Chemosphere** 53, 43–52.

TATSI, A.A.; ZOUBOULIS, A.I.; MATIS, K.A.; SAMARAS, P.; Coagulation-floculation pre-treatment of sanitary landfill leachates. **Chemosphere**, v.53, p.737, 2003.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. **Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues**. Part V. Closure, Restoration and Rehabilitation of Landfills. Ed. Irwin McGraw-Hill, 1993.

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

USEPA - United States Environmental Protection Agency. 40 CFR Parts 136 and 445. Effluent Limitations Guidelines, Pretreatment Standards, and New Source Performance Standards for the Landfills Point Source Category; Final Rule. United States, Washington: 2000.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. Control and Pollution Prevention Options for Ammonia Emissions. EPA-456/R-95-002. Control Technology Center, U.S. Environmental Protection Agency, 1995. 69 p.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. Process design manual of nitrogen control, 1975.

VALCKE, D.; VERSTRAETEWA. Practical method to estimate the acetoclastic methanogenic biomass in anaerobic sludges. **J Water Pollut Control Fed** 1983;55:1191–5.

VARALDO, H. M.; VAZQUEZ, R.; VILLAGOMEZ, G.; ESPARZA, G. Inhibition of mesophilic solid substrate anaerobic digestion by ammonia nitrogen. **Appl Microbiol Biotechnol** 1997;47:284–91.

VASCONCELOS, Y. Irrigação alternativa. **Pesquisa FAPESP** 166. Dezembro de 2009.

VELÁSQUEZ, M.T. O.; RIVERA, R. VALENCIA; N. R. RAMÍREZ; I. M., GÓMEZ; J. S. Serial water balance method for predicting leachate generation in landfills. In: **Waste Management & Research**, v. 21, n. 2, pp. 127-136, 2003.

VELSEN, A. F. M., 1979. Adaptation of methanogenic sludge to high ammonia-nitrogen concentrations. **Water Res.** 13, 995–999.

VIEIRA, M. M. (2009). Vendas de produtos fitofarmacêuticos em Portugal em 2008. Direcção Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural. Ministério da Agricultura e do Desenvolvimento Rural, Portugal.

VON SPERLING, M. 2014. “**Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**”. Vol. 1, 4ª . edição, DESA, Ed. UFMG.

WEILAND, P. Biogas production: current state and perspectives. **Appl Microbiol Biotechnol**. Vol. 2, Braunschweig, Germany, 2009.

WERSIN, P.; CHARLET, L.; KARTHEIN, R.; *et al.* (1989) From adsorption to precipitation: Sorption of Mn²⁺ on FeCO₃. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 53, p. 2787-2796.

WETZEL, R.G. (1993) **Limnologia**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian. 919 p.

ZAGATTO, P.A. & BERTOLLETTI, E. **Ecotoxicologia Aquática: Princípios e Aplicações**. Rima, São Carlos, São Paulo, 486p, 2008.

ZHANG, J.; ZHU, T.; CAI, Z.; MÜLLER, C. Nitrogen cycling in forest soils across climate gradients in Eastern China. **Plant Soil**. 2011;342:419–432.

ZHANG, Y., ZAMUDIO CAÑAS, E.M., ZHU, Z., LINVILLE, J.L., CHEN, S., HE, Q., 2011. Robustness of archaeal populations in anaerobic co-digestion of dairy and poultry wastes. **Bioresource Technology** 102, 779–785.

ZIMMO, O. R.; van der STEEN, N. P.; GIJZEN, H. J. Comparison of ammonia volatilization rates in algae and duckweed-based waste stabilization ponds treating domestic wastewater. **Water Research**, v. 37, p. 4587-4594, 2003.

APÊNDICE 1 – CARACTERIZAÇÃO INDIVIDUAL DOS LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS BRASILEIROS

CARACTERIZAÇÃO INDIVIDUAL DOS LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS BRASILEIROS

Parâmetros	Curitiba (PR)	Londrina (PR)	Biguaçu (SC)	Bauru (SP)	Belo Horizonte (MG)	Jardim Gramacho (RJ)	Gericinó (RJ)	Muribeca (PE)	João Pessoa (PB)
DBO (mg.L ⁻¹)	560	68	1.244	10.095	124	361	279	2.788	3.638
DQO (mg.L ⁻¹)	5.100	1.199	3.079	-	2.739	2.767	1.623	4.750	12.924
DBO/DQO	0,11	0,06	0,40	-	0,05	0,13	0,2	0,6	0,3
pH	8,3	8,64	8,00	7,94	8,2	8,4	8,1	8,2	8,3
Alcalinidade Total (mg.L ⁻¹)	5.960	2.433	5.229	15.590	6.115	8.607	5.613	7.443	10.770
Nitrogênio Total (mg.L ⁻¹)	1.857	-	-	-	1.352	1.187	10.001	-	-
Amônia (mg.L ⁻¹)	734	148	1.248	3.524	1.175	1.547	1.323	1.492	2.004
Nitrito (mg.L ⁻¹)	-	-	-	-	-	0,3	0,22	-	238
Nitrato (mg.L ⁻¹)	-	-	-	-	-	1,6	0,89	-	10
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	6,56	-	29,0	-	23	35	22	11,3	23
Cloreto (mg.L ⁻¹)	2.590	-	2.353	3.860	2.314	3.822	2.639	469	-
Cor (UC)	-	4.231	5.474	-	-	4.129	2.275	10.089	-
Turbidez (UNT)	536	33,3	308	-	-	208	104	206	-
ST (mg.L ⁻¹)	1.212	6.723	8.071	17.612	-	11.878	13.560	10.396	16.331
STV (mg.L ⁻¹)	-	1.077	1.730	4.752	-	2.118	5.872	2.940	8.698
STF (mg.L ⁻¹)	-	5.646	6.369	12.860	-	9.760	7.688	7.005	7.634
SST (mg.L ⁻¹)	-	46	-	174	34	58	41	1.485	329
SSV (mg.L ⁻¹)	-	40	-	102	22	39	27	898	245
Chumbo (mg.L ⁻¹)	0,28	-	-	0,68	-	-	-	-	-
Cádmio (mg.L ⁻¹)	0,10	-	-	0,08	-	-	-	-	-
Níquel (mg.L ⁻¹)	1,43	-	-	0,82	-	-	-	-	-
Ferro (mg.L ⁻¹)	13,12	-	-	21,28	-	-	-	-	-
Manganês (mg.L ⁻¹)	0,08	-	-	0,29	-	-	-	-	-
Cobre (mg.L ⁻¹)	0,36	-	-	0,10	-	-	-	-	-
Cromo (mg.L ⁻¹)	0,45	-	-	3,30	-	-	-	-	-

Informações adicionais dos aterros sanitários acima caracterizados:

Aterro Sanitário da Caximba, Curitiba-PR – início de operação em 1989 e desativado em 2010. Fonte: MORAIS, 2005. Aterro Sanitário do Centro de Tratamento de Resíduos (CTR) da cidade de Londrina-PR – início de operação em 2010. Fonte: BORTH, 2016; GALVÃO, 2016. Aterro Sanitário de Biguaçu-SC – início de operação em 1990. Fonte: RANZI, 2009. Aterro Sanitário de Bauru-SP – análises realizadas em 2002. Fonte: CONTRERA, 2008. Aterro Sanitário de Belo Horizonte-MG – início de operação em 1975. Fonte: LANGE e AMARAL, 2009. Aterro Sanitário de Jardim Gramacho-RJ – início de operação em 1978 e desativado em 2012. Fonte: LANGE e AMARAL, 2009. Aterro Sanitário de Gericinó-RJ – início de operação em 1988. Fonte: LANGE e AMARAL, 2009. Aterro Sanitário de Muribeca-PE – início de operação em 1986. Fonte: LANGE e AMARAL, 2009. Aterro Sanitário de João Pessoa-PB – início de operação em 2003. Fonte: LANGE e AMARAL, 2009. Destaca-se que os aterros de Belo Horizonte, Jardim Gramacho, Gericinó e Muribeca foram estudados pelo Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB), edital nº 5, de 2009.

APÊNDICE 2 – AVALIAÇÃO DO ERRO PERCENTUAL DO MÉTODO TITULOMÉTRICO COM ETAPA PRELIMINAR DE DESTILAÇÃO PARA A CARACTERIZAÇÃO DE AMÔNIA

Antes do início dos ensaios envolvendo o processo de arraste, o presente trabalho buscou estabelecer qual seria o método empregado para as análises de concentração de amônia no lixiviado. O *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005) apresenta 3 métodos distintos de caracterização de amônia, sendo eles: eletrodo de íon seletivo, fenato e titulométrico com etapa preliminar de destilação.

O método de eletrodo de íon seletivo é amplamente utilizado em laboratórios de saneamento devido à sua praticidade e simplicidade operacional. Porém, esse método demanda elevado volume de amostra e adição de produtos químicos, inviabilizando os ensaios do processo de arraste. Já o método fenato é caracterizado pela sua utilização em amostras com baixa concentração de amônia, como, por exemplo, águas de rios e reservatórios. Para o emprego desse método na caracterização do lixiviado, com concentrações de amônia podendo ultrapassar 1.000 mg.L^{-1} , as amostras teriam que ser diluídas cerca 1.000 a 5.000 vezes, aumentando, conseqüentemente, o erro do método. Desse modo, o método titulométrico com etapa preliminar de destilação foi escolhido para a caracterização de amônia no lixiviado durante toda a pesquisa.

O método escolhido consiste na destilação de uma amostra previamente alcalinizada (adição de NaOH – 32%) e misturada, posteriormente, com uma solução de ácido bórico (H_3BO_3). A presença de amônia nas amostras faz com que a mistura obtenha uma coloração esverdeada, conforme apresentado na Figura 78. A concentração de amônia na amostra pode ser calculada de forma indireta por meio do consumo de ácido sulfúrico (H_2SO_4 – 0,2N) titulado até a coloração vinho da mistura.

Na Equação 33 é apresentado o cálculo que relaciona de forma indireta a concentração de amônia e o volume de H_2SO_4 utilizado para titular a amostra. Para verificar possíveis contaminações em vidrarias e soluções utilizadas no preparo do método, amostras branco são realizadas com o uso de água destilada.

$$\text{Amônia} = \frac{(V_1 - V_2)}{V} \times Na \times 14.000 \quad (33)$$

Em que:

Amônia: concentração de amônia (mg.L^{-1});

V_1 : volume de solução de ácido para titular a amostra (mL);

V_2 : volume de solução de ácido para titular o branco (mL);

V : volume da amostra (mL);

N_a : normalidade da solução de ácido utilizado na titulação.

FIGURA 78 – MÉTODO TITULOMÉTRICO COM ETAPA PRELIMINAR DE DESTILAÇÃO PARA CARACTERIZAÇÃO DE AMÔNIA



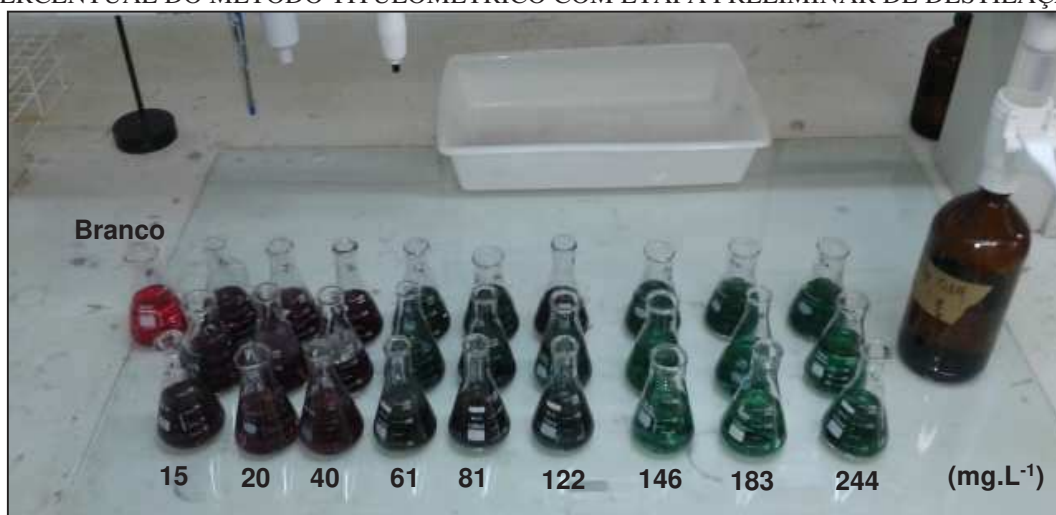
Os erros percentuais do método em questão encontrados no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005) dizem respeito a concentrações baixas de amônia (da ordem de $\mu\text{g.L}^{-1}$). Por exemplo: amostras padrões com concentrações de $200 \mu\text{g NH}_3\text{-N.L}^{-1}$ apresentaram um erro percentual de 20% entre os laboratórios participantes. Já amostras com concentrações de amônia de $800 \mu\text{g NH}_3\text{-N.L}^{-1}$ apresentaram um erro de 5%. Por fim, amostras com $1.500 \mu\text{g NH}_3\text{-N.L}^{-1}$ indicaram um erro percentual de 2,6%. Pode-se destacar, pela simples análise dos resultados, que o erro tende a diminuir com o aumento da concentração de amônia nas amostras.

Visando um melhor entendimento dos limites de concentrações que podem ser empregados no método titulométrico com etapa preliminar de destilação, a presente pesquisa avaliou o erro percentual encontrado para diferentes concentrações de amônia. Para tanto, o preparo das soluções com concentrações padrões foram realizados da seguinte maneira:

- **Solução concentrada padrão de NH_4Cl :** 0,3819 g de cloreto de amônio (NH_4Cl), previamente seco em estufa a 100°C durante 2 horas, foram transferidos, com o auxílio de um funil, para um balão volumétrico de 100 mL. O balão foi então aferido com água destilada e homogeneizado;
- **Solução intermediária padrão de amônia:** 5 mL da solução concentrada padrão foram transferidos, com o auxílio de uma micropipeta, para um balão volumétrico de 50 mL. O balão foi então aferido com água destilada e homogeneizado.

A concentração final de amônia na solução intermediária padrão foi de 122 mg.L^{-1} . A partir dela foram também realizadas outras soluções padrões (15, 20, 40, 61, 81, 146, 183 e 244 mg.L^{-1}), conforme apresentado na Figura 79. Os ensaios foram realizados em um destilador da marca Marconi, modelo MA943, com caldeira embutida.

FIGURA 79 – SOLUÇÕES PADRÕES DE AMÔNIA UTILIZADAS PARA A AVALIAÇÃO DO ERRO PERCENTUAL DO MÉTODO TITULOMÉTRICO COM ETAPA PRELIMINAR DE DESTILAÇÃO



O erro percentual do método foi então calculado para cada concentração padrão por meio da Equação 34. Os ensaios foram realizados em triplicata permitindo a reprodutibilidade e repetibilidade da análise de cada padrão.

$$E(\%) = \frac{(P-Po)}{P} \times 100 \quad (34)$$

Em que:

E (%): erro percentual;

P: concentração padrão (mg.L⁻¹);

Po: concentração encontrada no ensaio (mg.L⁻¹).

Os resultados da avaliação do erro percentual intrínseco ao método titulométrico com etapa preliminar de destilação, evidenciaram que para concentrações de amônia inferiores a 20 mg.L⁻¹ o erro obtido foi superior a 10%. Para concentrações de amônia superiores a 146 mg.L⁻¹ o erro foi, em média, igual a 8,4%. Por fim, para concentrações de amônia entre 61 e 122 mg.L⁻¹ o erro encontrado foi, em média, de 5,1%.

Em geral, os erros encontrados foram inferiores daqueles mencionados no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005). Isto posto, as análises empregadas para a caracterização do lixiviado contaram com diluições para que a faixa de concentração de amônia ficasse entre 61 e 122 mg.L⁻¹ (menor erro encontrado). Na Tabela 57 são apresentados os resultados da avaliação do erro percentual do método de caracterização de amônia utilizado no presente trabalho.

TABELA 57 – RESULTADOS DO ERRO PERCENTUAL DO MÉTODO TITULOMÉTRICO COM ETAPA PRELIMINAR DE DESTILAÇÃO PARA CARACTERIZAÇÃO DA AMÔNIA

Padrão amônia (mg.L ⁻¹)	Valores obtidos (mg.L ⁻¹)			Valor médio (mg.L ⁻¹)	Erro (%)
15	16,8	17,0	17,1	16,9	11,2
20	22,4	23,1	21,8	22,4	10,3
40	44,8	43,5	44,2	44,1	8,7
61	63,5	64,8	64,0	64,1	5,1
81	78,4	77,2	77,4	77,6	4,5
122	113,0	115,2	116,4	114,9	5,8
146	134,5	135,2	134,3	134,6	8,0
183	168,5	167,3	167,9	167,9	8,2
244	224,0	219,6	222,6	221,9	9,0

APÊNDICE 3 – DIMENSIONAMENTO DE UM TANQUE DE ARRASTE DE AMÔNIA

O dimensionamento de um tanque de arraste de amônia de lixiviados de aterros sanitários deve levar em consideração diversos fatores. O primeiro deles deve ser a escolha do tipo de impelidor a ser utilizado. Como já explanado, os principais impelidores para dispersão de gases no meio líquido são os de hélices e os de turbinas radiais. Esses impelidores são amplamente utilizados para fluidos com baixa viscosidade e peso específico. Estudos realizados por Monteiro e Jucá (1998), em um aterro sanitário de Pernambuco, evidenciaram que o peso específico do lixiviado é bem próximo ao da água ($10,0 \text{ kN.m}^3$), apresentando valores à $25 \text{ }^\circ\text{C}$ de $10,04$ a $10,06 \text{ kN.m}^3$. Os autores também identificaram que a viscosidade cinemática do lixiviado, assim como o peso específico, é semelhante ao da água ($1,003.10^{-3} \text{ Pa.s}$), apresentando valores à 20°C de $1,090.10^{-3}$ a $1,084.10^{-3} \text{ Pa.s}$.

Outro fator importante no dimensionamento de um tanque de arraste é a definição do regime de agitação do fluido. Alguns impelidores favorecem uma agitação suave e ordenada, sendo então esse regime chamado de laminar. Já o regime altamente desordenado dos fluidos, que ocorre em altas velocidades e com impelidores característicos, é denominado turbulento (ÇENGEL; CIMBALA, 2015). Uma maneira de se definir o regime de agitação de um fluido, em um tanque de arraste, é por meio do emprego da equação de Reynolds (Re) para processos de mistura e agitação. Essa equação relaciona a força de inércia do impelidor com a força viscosa do fluido (Equação 35). Para baixos números de Reynolds ($Re < 10$), o escoamento laminar prevalece no tanque, e para $Re > 10^4$ o escoamento é caracterizado como turbulento (McCABE, 2001).

A estimativa de energia necessária para rotacionar um impelidor, a certa velocidade no tanque de arraste, é feita por correlações empíricas de potência com outras variáveis do sistema, conforme apresentado pela Equação 36. Essa correlação é comumente chamada de número de potência, sendo análoga a razão da força de arraste atuando por unidade de área do impelidor (PIQUEIRO, 2000). Estudos realizados McCabe (2001) propuseram a correlação entre o número de Reynolds e o número de potência para diversos tipos de impelidores. De acordo com Chudacek (1986), em tanques de arraste onde não são empregadas chicanas, o número de potência deve ser multiplicado pelo número de Froude, sendo este uma medida da razão da força inercial pela força gravitacional por unidade de área agindo no fluido (Equação 37).

$$Re = \frac{n \cdot D^2 \cdot \rho}{\mu} \quad (35)$$

$$Np = \frac{P}{n^3 \cdot D^5 \cdot \rho} \quad (36)$$

$$Fr = \frac{n^2 \cdot D}{g} \quad (37)$$

Em que:

Re: número de Reynolds (adimensional);

Np: número de potência (adimensional);

Fr: número de Froude (adimensional);

n: velocidade de rotação (rotações por segundo);

D: diâmetro do impelidor (m);

ρ : densidade do fluido ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$);

μ : viscosidade cinemática do fluido (Pa.s);

P: potência requerida pelo tanque de arraste (W);

g: aceleração da gravidade ($9,81 \text{ m} \cdot \text{s}^{-2}$).

Encontrado o valor da potência requerida pelo tanque de arraste, pode-se, então, calcular o gradiente de velocidade empregado no sistema (Equação 38) e também a densidade de potência aplicada (Equação 39).

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu \cdot V}} \quad (38)$$

$$d = \frac{P}{V} \quad (39)$$

Em que:

G: gradiente de velocidade (s^{-1});

V: volume do fluido no tanque de arraste (m^3);

d: densidade de potência ($\text{W} \cdot \text{m}^{-3}$).

Na Tabela 58 são apresentadas diferentes densidades de potência aplicadas em tanques de arraste e seus respectivos níveis ou graus de agitação.

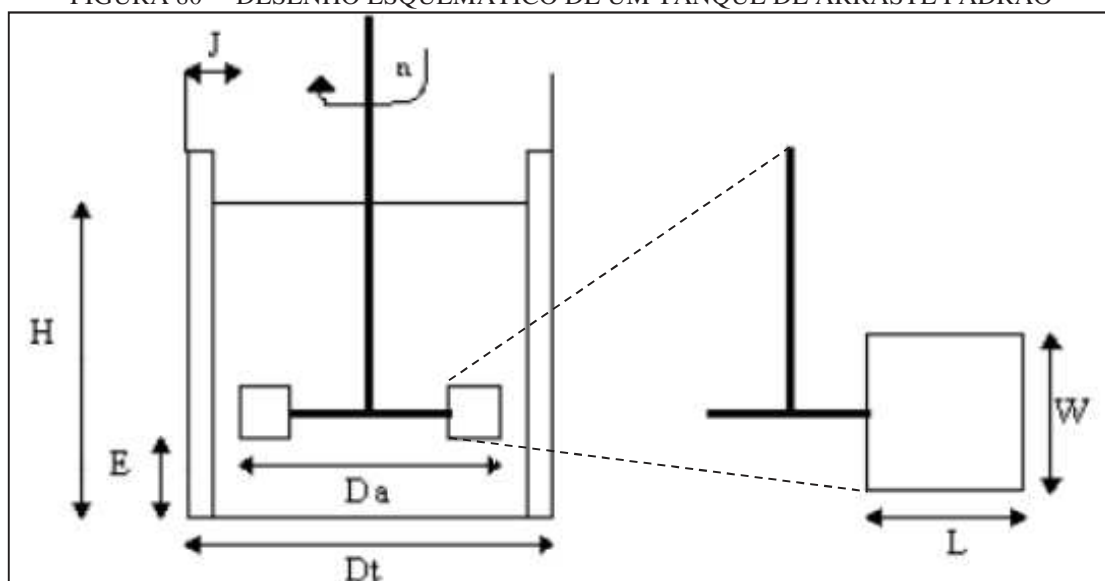
TABELA 58 – DENSIDADE DE POTÊNCIA APLICADA EM UM FLUIDO

Densidade de potência ($P \cdot V^{-1}$)		Grau de agitação
$\text{W} \cdot \text{m}^{-3}$	$\text{HP} \cdot \text{m}^{-3}$	
≤ 80	$\leq 0,1$	Débil
80 a 230	0,1 a 0,3	Baixo
230 a 460	0,3 a 0,6	Moderado
460 a 750	0,6 a 1,0	Forte
750 a 1.500	1,0 a 2,0	Muito forte
1.500 a 2.250	2,0 a 3,0	Intensa
2.250 a 3.000	3,0 a 4,0	Muito intensa

FONTE: adaptado de McCABE (2001).

Tratando-se do desenho e da forma geométrica dos tanques de arraste, estes podem ser encontrados na literatura com diversos tipos de locais de uso dos impelidores, diferentes proporções dos tanques e uso ou não de chicanas. Dessa forma, pode-se enfatizar que a tomada de decisão aplicada para a elaboração de um tanque de arraste pode afetar na agitação do fluido, na velocidade de rotação e no consumo de energia. Para minimizar tais problemas, McCabe (2001) desenvolveu um modelo padrão de tanque de arraste, conforme apresentado na Figura 80.

FIGURA 80 – DESENHO ESQUEMÁTICO DE UM TANQUE DE ARRASTE PADRÃO



FONTE: McCABE (2001).

Em que:

J: largura do defletor (quando existir);

n: velocidade de rotação;

Dt: diâmetro do tanque de arraste;

Da: diâmetro do impelidor;

H: nível do líquido;

L: comprimento da lâmina do impelidor;

W: altura da lâmina do impelidor;

E: distância da lâmina do impelidor ao fundo do tanque de arraste.

As configurações e dimensões típicas do tanque de arraste padrão devem seguir os seguintes delineamentos (Equação 40 a 45):

$$\frac{Da}{Dt} = \frac{1}{3} \quad (40)$$

$$\frac{H}{Dt} = 1 \quad (41)$$

$$\frac{J}{Dt} = \frac{1}{12} \quad (42)$$

$$\frac{E}{Dt} = \frac{1}{3} \quad (43)$$

$$\frac{W}{Da} = \frac{1}{5} \quad (44)$$

$$\frac{L}{Da} = \frac{1}{4} \quad (45)$$