



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

FELIPE AZEVEDO BASTOS

**Estudo da remoção de Nitrogênio Amoniacal por processo
de arraste com ar (*air stripping*) em lixiviado de Aterro
Sanitário.**

VITÓRIA
2011



FELIPE AZEVEDO BASTOS

Estudo da remoção de Nitrogênio Amoniacal por processo de arraste com ar (*air stripping*) em lixiviado de um Aterro Sanitário.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental, na área de concentração Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Florindo dos Santos Braga

Co-orientadora: Prof. Dr^a. Raquel Machado Borges

VITÓRIA
2011

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)
(Biblioteca Central da Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

B327e Bastos, Felipe Azevedo Bastos, 1985-
Estudo da remoção de nitrogênio amoniacal por processo de
arraste com ar (air stripping) em lixiviado de aterro sanitário /
Felipe Azevedo Bastos. – 2011.
166 f. : il.

Orientador: Florindo dos Santos Braga.
Coorientadora: Raquel Machado Borges.
Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) –
Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico.

1. Aterro sanitário. 2. Lixiviado. 3. Arraste amônia. I. Braga,
Florindo dos Santos. II. Borges, Raquel Machado. III.
Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico. IV.
Título.

CDU: 628



FELIPE AZEVEDO BASTOS

ESTUDO DA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL POR PROCESSO DE
ARRASTE COM AR (*AIR STRIPPING*) EM LIXIVIADO DE UM ATERRO
SANITÁRIO.

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof. Dr. Florindo dos Santos Braga
Universidade Federal do Espírito Santo
Orientador

Prof. Dr^a. Raquel Machado Borges
Instituto Federal do Espírito Santo
Co-orientadora

Prof. Dr. José Antônio Tosta dos Reis
Universidade Federal do Espírito Santo
Banca Examinadora Interna

Prof. Dr^a. Cristiane Pereira Zdradek
Instituto Federal do Espírito Santo
Banca Examinadora Externa



DECLARAÇÃO DO AUTOR

Declaramos, para fins de pesquisa acadêmica, didática e técnico-científica, que a presente Dissertação de Mestrado pode ser parcial ou totalmente utilizado desde que se faça referência à fonte e aos autores.

Vitória, _____

Felipe Azevedo Bastos

Dedico este trabalho à minha família, meu pai Gilmar Oliveira Bastos, minha mãe Lucinea Augusta de Azevedo Bastos, pela luta e renúncia em prol desta oportunidade, à minha irmã Winnie e a Patrícia, pelo apoio e compreensão.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço à Deus, por permitir que durante essa jornada tenha conhecido pessoas integras e maravilhosas.

Agradeço aos meus pais, Gilmar e Lucinea, responsáveis por todas as minhas conquistas, meus princípios e educação.

Agradeço à Central de Tratamento de Resíduos - CTRVV por ter apoiado o desenvolvimento do trabalho, adquirindo equipamentos, abrindo as portas do laboratório e viabilizando a coleta e transporte das amostras, especialmente a José Augusto dos Anjos Araújo e Anderson Pavani, por não terem poupado esforços em me ajudar durante essa caminhada.

Ao professor Gandhi Giordano o qual transformou um sonho em realidade. Obrigado pela oportunidade de convivência na empresa TECMA Tecnologia em Meio Ambiente, pela lição de profissionalismo e humildade. Que nas universidades tenham mais professores com o seu caráter e conhecimento.

Ao orientador Florindo dos Santos Braga.

À co-orientadora Raquel Borges Machado a quem admiro qualidades acadêmicas e pelo importante apoio.

Aos professores Wanderlã Scopel e Fabrícia Fafá, por serem muito mais que professores, por serem amigos.

Aos familiares que sempre me apoiaram durante o desenvolvimento dessa pesquisa, em especial ao meu avô, Haroldo, minhas avós Nadir e Neuza e minhas tias Gilda e Gilma.

Aos amigos do IEMA, Scheylla, Carol, Deisy, Maria Cláudia, Marcos, Lincoln e Rodrigo por me apoiarem e me suportarem em vários momentos, em especial à Scheylla, por tamanha compreensão.

Ao amigo Bruno de Freitas Ramos, a quem serei eternamente grato, pela fundamental ajuda nas viagens para o Rio, nas discussões do trabalho, pelos conselhos e orientações, por ter sido amigo e estar presente nos momentos mais difíceis.

Ao meu amigo Felipe Ramos Barbosa, conhecido como "Píu", pela hospitalidade (cinco estrelas) e ajuda no momento em que eu mais precisava.

Ao meu amigo-irmão Marcelo Silva Soares e família, pelas palavras de alento e pela ajuda em momentos cruciais.

A amiga Larissa de Souza Barbosa pelas gargalhadas, pela preciosa ajuda com os dados, pelo apoio, enfim, pela amizade.

A Íris pela essencial ajuda no planejamento estatístico dos experimentos e palavras de entusiasmo.

A minha namorada Patrícia Dornelas Bassani, que fez mais do que me apoiar, se dedicou às correções desse trabalho, me deu forças e carinho. Sem ela, com certeza, não teria conseguido terminar.

A Fátima e Giselda por incentivar-me constantemente no desenvolvimento desse trabalho.

Aos colegas da TECMA, Rafael Caputto, André Machado e João Miliante pelo apoio;

A Tâmara Freitas Barros pela valiosa ajuda no tratamento estatístico dos dados dessa pesquisa.

Agradeço a todos que contribuíram direta ou indiretamente para a conclusão desse trabalho.

"É melhor tentar e falhar,
que preocupar-se e ver a vida passar;
é melhor tentar, ainda que em vão,
que sentar-se fazendo nada até o final.

Eu prefiro na chuva caminhar,
que em dias tristes em casa me esconder.

Prefiro ser feliz, embora louco,
que em conformidade viver ..."

Martin Luther King

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Características típicas do lixiviado dos aterros brasileiros na fase metanogênica.....	39
Tabela 2. Testes por <i>stripping</i> , em condições de processo e operação em intervalos de 2, 4 e 8 horas.	58
Tabela 3. Descrição dos equipamentos utilizados para promover <i>air stripping</i> , encontrados na literatura.....	62
Tabela 4. Condições dos ensaios realizados na Etapa I.....	73
Tabela 5. Interpretação referente ao coeficiente de correlação (r).....	83
Tabela 6. Resultados dos experimentos preliminares realizados no Laboratório da CTRVV.....	84
Tabela 7. Dados da caracterização físico-química das amostras de lixiviado, "A", "B" e "C" do aterro da CTRVV.....	87
Tabela 8. ANOVA considerando os valores de pH, vazão de ar e temperatura.....	122
Tabela 9. Associação entre as médias de remoções de alcalinidade e quantidade de espuma formada, com remoção de condutividade em, em função das vazões de ar, na Amostra C.	134
Tabela 10. Ajuste relação entre a formação de espuma e eficiência de remoção. .	137
Tabela 11. Modelo cinético de remoção, ajuste de curva e constante cinética (K), para Amostra A.	140
Tabela 12. Modelo cinético de remoção, ajuste de curva e constante cinética (K), para Amostra B.	140
Tabela 13. Modelo cinético de remoção, ajuste de curva e constante cinética (K), para Amostra C.	141
Tabela 14. Volume de ar consumido (L) e massa de amônia removida (mg).	142

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Modelo didático da degradação dos resíduos em um aterro sanitário.	32
Figura 2. Porcentagem correspondente à amônia livre, em função do pH e de diferentes temperaturas. Nota: Curvas construídas a partir da eq. 2.	53
Figura 3. Foto aérea do aterro da CTRVV com destaque para a estação de tratamento de lixiviados.....	63
Figura 4. Lagoa anóxica com formação de biomassa suspensa e ao fundo da imagem a lagoa aerada.....	65
Figura 5. Variação dos dados do lixiviado do aterro sanitário da CTRVV durante o ano de 2009 e o primeiro semestre de 2010. Dados cedidos pela CTRVV.	67
Figura 6. Fluxograma do programa experimental com a descrição das atividades realizadas em cada Etapa.....	69
Figura 7. (a) torres de <i>stripping</i> , construídas em acrílico com saída para retirada de amostras durante os experimentos. (b) rotâmetro 1 atua na faixa de 0,7 a 7,5 NL/min e rotâmetro 2 na faixa de 5 a 60 NL/min.	71
Figura 8. Ponto de coleta das amostras (a) na entrada da tubulação na calha Parshal (b).....	72
Figura 9. Instalações do Laboratório de análise de efluentes da CTRVV (a), bem como equipamentos da marca HACH utilizados nas análises (b).....	74
Figura 10. Sistema de recolhimento da espuma.	80
Figura 11. Relação entre os parâmetros de cloreto total e condutividade.....	89
Figura 12. Distribuição das porcentagens de remoção em cada amostra.....	91
Figura 13. Porcentagem de remoção de NAT em função do pH Natural com Q_e 2 NL.min ⁻¹ (a), Q_e 5 NL.min ⁻¹ (b) e Q_e 10 NL.min ⁻¹ (c).....	93

Figura 14. Média dos experimentos realizados com pH natural, nas diferentes vazões 2 NL.L ⁻¹ min ⁻¹ , 5 NL.L ⁻¹ min ⁻¹ , e 10 NL.L ⁻¹ min ⁻¹	95
Figura 15. Percentagem de remoção de NAT em função do pH 10 com Qe 2 NL.min ⁻¹ (a), Qe 5 NL.min ⁻¹ (b) e Qe 10 NL.min ⁻¹ (c).....	96
Figura 16. Média dos experimentos realizados com pH 10, nas diferentes vazões 2 NL.L ⁻¹ min ⁻¹ , 5 NL.L ⁻¹ min ⁻¹ e 10 NL.L ⁻¹ min ⁻¹	98
Figura 17. Percentagem de remoção de NAT em função do pH 11 com Qe 2 NL.min ⁻¹ (a), Qe 5 NL.min ⁻¹ (b) e Qe 10 NL.min ⁻¹ (c).....	99
Figura 18. Média dos experimentos realizados com pH 11, nas diferentes vazões 2 NL.L ⁻¹ min ⁻¹ , 5 NL.L ⁻¹ min ⁻¹ , e 10 NL.L ⁻¹ min ⁻¹	101
Figura 19. Percentagem de remoção de NAT em função do pH 11 com Qe 2 NL.min ⁻¹ (a), Qe 5 NL.min ⁻¹ (b) e Qe 10 NL.min ⁻¹ (c).....	102
Figura 20. Média dos experimentos realizados com pH 12, nas diferentes vazões 2 NL.L ⁻¹ min ⁻¹ , 5 NL.L ⁻¹ min ⁻¹ , e 10 NL.L ⁻¹ min ⁻¹	104
Figura 21. Box-plot, em função de cada vazão estudada, independente do pH.	106
Figura 22. Efeito do pH na amostra A, com vazão 2 NL.L ⁻¹ .min ⁻¹	108
Figura 23. Efeito do pH na Amostra B com vazão de ar 2 NL.min ⁻¹	108
Figura 24. Efeito do pH na Amostra C com vazão de ar 2 NL.min ⁻¹	109
Figura 25. Efeito do pH na amostra A, com vazão 5 NL.min ⁻¹	110
Figura 26. Efeito do pH na Amostra B com vazão de ar 5 NL.min ⁻¹	111
Figura 27. Efeito do pH na Amostra C com vazão de ar 5 NL.L ⁻¹ min ⁻¹	111
Figura 28. Efeito do pH na amostra A, com vazão 10 NL.min ⁻¹	113
Figura 29. Efeito do pH na Amostra B com vazão de ar 10 NL.min ⁻¹	113
Figura 30. Efeito do pH na Amostra C com vazão de ar 10 NL.L ⁻¹ .min ⁻¹	114

Figura 31. Média de remoção de nitrogênio amoniacal em função do pH, independente da vazão de ar utilizada na amostra A, referentes a 12 bateladas. ...	116
Figura 32. Média de remoção de nitrogênio amoniacal em função do pH, independente da vazão de ar utilizada na amostra B, referentes a 12 bateladas. ...	116
Figura 33. Média de remoção de nitrogênio amoniacal em função do pH, independente da vazão de ar utilizada na amostra C, referentes a 12 bateladas. ...	116
Figura 34. <i>Box-plot</i> da percentagem de remoção de amônia em função dos diferentes pHs, independente da taxa de vazão.	119
Figura 35. Concentrações iniciais e finais de nitrogênio amoniacal, e eficiência de remoção, nos experimentos de 1 a 12, realizados com Amostra A.	121
Figura 36. Concentrações iniciais e finais de nitrogênio amoniacal, e eficiência de remoção, nos experimentos de 13 a 24, realizados com Amostra B.	121
Figura 37. Concentrações iniciais e finais de nitrogênio amoniacal, e eficiência de remoção, nos experimentos de 25 a 36, realizados com Amostra C.	122
Figura 38. Resultado da estimativa de remoção para cada vazão estudada.	123
Figura 39. Percentagem média de remoção de NAT, em função do pH estudado.	124
Figura 40. Elevação dos valores de pH, em função das vazões de ar aplicadas, em experimentos sem adição de NaOH.	125
Figura 41. Decréscimo do pH durante o processo de <i>air stripping</i>	127
Figura 42. Comportamento da variação de alcalinidade total e nitrogênio amoniacal, no experimento "A", em função das diferentes vazões de ar, ao longo do tempo. ...	128
Figura 43. Comportamento da variação de alcalinidade total, no experimento "B", em função das diferentes vazões de ar, ao longo do tempo.	129
Figura 44. Comportamento da variação de alcalinidade total, no experimento "C", em função das diferentes vazões de ar, ao longo do tempo.	130

Figura 45. Comportamento da variação da alcalinidade total nos experimentos, com pH natural, em função da vazão de ar.	131
Figura 46. Regressão entre alcalinidade total e nitrogênio amoniacal. Amostras provenientes de 9 bateladas considerando Amostras A, B e C.	132
Figura 47. Regressão entre alcalinidade total e nitrogênio amoniacal. Dados obtidos na Amostra A.....	133
Figura 48. Regressão entre alcalinidade total e nitrogênio amoniacal. Dados obtidos na Amostra B.....	133
Figura 49. Regressão entre alcalinidade total e nitrogênio amoniacal. Dados obtidos na Amostra C.	134
Figura 50. Associação da quantidade de espuma formada com eficiência de remoção de amônia.....	136
Figura 51. Incrustação nas paredes internas da torre de arraste.....	137
Figura 52. Apresenta a dispersão dos dados de formação de espuma em relação à remoção de NAT.	138

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Descrição dos poluentes que compõem o lixiviado de aterro sanitário. ...	37
Quadro 2. Definição dos termos empregados a cada espécie de nitrogênio.	40
Quadro 3. Processos físico-químicos utilizados no tratamento de lixiviados	49
Quadro 4. Parâmetros referentes à caracterização do lixiviado.	76
Quadro 5. Análises físico-químicas realizadas no monitoramento das Torres de arraste.	77
Quadro 6. Delineamento experimental.	78

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS e FÓRMULAS QUÍMICAS

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas
- ATSDR - Agência de Registro de Substâncias Tóxicas e Doenças, do inglês *Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (EUA)
- CE - Condutividade elétrica [$\mu\text{S}/\text{cm}$]
- CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente
- COT - Carbono orgânico total
- CT – Coliformes totais
- CTRVV - Central de Tratamento de Resíduos Sólidos Vila Velha
- DBO - Demanda bioquímica de oxigênio correspondendo à DBO_5
- DQO - Demanda química de oxigênio
- ETE - Estação de tratamento de efluentes
- EEA - Agência Ambiental Européia, do inglês *Environmental European Agency*
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
- INMETRO - Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial
- NAT - Nitrogênio amoniacal total
- N-org - Nitrogênio orgânico
- NTK - Nitrogênio total Kjeldahl
- NH_3 - Amônia livre (não ionizada)
- NH_4^+ - Íon amônio
- NO_2^- - Íon nitrito
- NO_3^- - Íon nitrato
- PNSB - Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
- PROSAB - Programa de Pesquisas em Saneamento Básico
- PVC - Policloreto de vinila ou policloreto
- ST - Sólidos totais

STV - Sólidos totais voláteis

STF - Sólidos totais fixos

SDT - Sólidos dissolvidos totais

SST - Sólidos suspensos totais

USEPA - Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, do inglês *United States Environmental Protection Agency*

RPM - Rotações por minuto

VOC - Compostos orgânicos voláteis, do inglês *volatile organic compounds*

RSU - Resíduos sólidos urbanos

NBR – Norma Brasileira de Regulamentação

LISTA DE SIMBOLOS

atm - atmosfera padrão (= 101,325 Pascals)

ppm_v - concentração em ppmv

H - constante de Henry [atm]

η – eficiência de remoção de amônia

c_i – concentração inicial [mg.L⁻¹]

c_f – concentração final [mg.L⁻¹]

A - coeficiente de ajuste (1887,12)

B - coeficiente de ajuste (6,315)

RESUMO

O lixiviado de aterro sanitário possui alto potencial poluidor, com elevadas concentrações de cloretos, matéria orgânica e nitrogênio amoniacal. Seu processo de tratamento é muito complexo e geralmente envolve diferentes tecnologias. Devido à sua eficácia, o stripping é um tratamento amplamente utilizado para a remoção de NH_3 de lixiviado. Esta pesquisa focou no processo de *air stripping* para remoção de amônia do lixiviado produzido na Central de Tratamento de Resíduos Vila Velha, CTRVV. Para tanto, as influências da variação de pH e da vazão de ar sobre a resposta do processo foram consideradas. Além disso, abordou a relação entre as remoções de alcalinidade total e nitrogênio amoniacal, bem como a formação de espuma. Para realização da parte experimental, foram realizados ensaios com 1 L de lixiviado, usando torres de arraste de com 90 cm de altura e 10 cm de diâmetro interno, em temperatura ambiente e tempo de batelada de 4 h. O experimento foi dividido em duas etapas. A Etapa I teve por objetivo direcionar metodologicamente o procedimento experimental. A Etapa II foi planejada a partir dos conhecimentos obtidos na Etapa I. Os resultados apresentaram eficiências de remoção de amônia 56%, 72% e 83% para as taxas de vazões de ar $2 \text{ NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$, $5 \text{ NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$ e $10 \text{ NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$, respectivamente. Com as variações do pH natural da amostra, pH 10, pH 11, e pH 12, obteve-se uma diferença média de 6%, entre os ensaios, sendo que o maior eficiência média foi de 75% para pH 12. Concluiu-se que a taxa de vazão de $5 \text{ NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$ foi a mais adequada para remoção de amônia em lixiviado e a aplicação do pH inicial igual a 10 apresentou ser a mais vantajosa, que para pH 11 e pH 12.

Palavras-chave: Lixiviado, remoção de amônia, *air stripping*, aterro sanitário.

ABSTRACT

The landfill leachate has high pollution potential, with high concentrations of chlorides, COD and ammonia nitrogen. His treatment process is very complex and usually involves different technologies. Because of its effectiveness, the stripping is a widely used treatment for the removal of NH_3 leachate. This research focused on the process of air stripping to remove ammonia in leachate from landfills, considering the influence of different pH and air flow in order to pre-treatment. Moreover, addressed the relationship between the removal of ammonia nitrogen and total alkalinity. To perform the experimental part, tests were conducted with 1 L of leachate, using stripping towers with 90 cm high and 10 cm internal diameter, at ambient temperature and batch time of 4 h. The experiment was divided into two stages. The Phase I, aimed to target methodologically the experimental procedure. Phase II, was designed from the knowledge obtained in Phase I. The results showed removal efficiencies of 56%, 72% and 83% for air flow $2 \text{ NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$, $5 \text{ NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$ and $10 \text{ NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$, respectively. With the changes in the natural pH, pH 10, 11 and 12, were obtained an average difference of 6% between the tests, while the highest average efficiency was 75% for pH 12. It was concluded that an air flow rate of $5 \text{ NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$ was thought as suitable for engineering application, as well as the pH 10 that had similar efficiencies to higher levels of pH.

Keywords: leachate, ammonia removal, air stripping, landfill.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	26
2 OBJETIVOS	29
2.1 Objetivo geral.....	29
2.2 Objetivos Específicos.....	29
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	30
3.1 Aterros de resíduos sólidos urbanos.....	30
3.1.1 Aspectos gerais.....	30
3.1.2 Fases de degradação dos aterros.....	32
3.1.3 Recirculação de lixiviado.....	35
3.2 Lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos.....	36
3.2.1 Caracterização do lixiviado	39
3.2.1.1 Nitrogênio	39
3.2.1.2 pH.....	41
3.2.1.3 Sólidos.....	41
3.2.1.4 Alcalinidade	42
3.2.1.5 Metais	43
3.2.1.6 DQO.....	43
3.2.1.7 Cloreto	44
3.2.1.8 Condutividade elétrica	45
4 Processos comumente utilizados no tratamento de lixiviados.....	46
4.1 Processos biológicos.....	46
4.2 Consórcio de tratamento entre lixiviado e esgoto sanitário.....	47
4.3 Processos físico-químicos.....	48
5 Arraste de amônia com ar	51
5.1 Estudos de remoção de carga nitrogenada por air stripping.....	54

5.2	Fatores de influência no processo de arraste de amônia com ar.....	57
5.2.1	Efeitos da temperatura.....	57
5.2.2	Efeitos do pH	59
5.2.3	Efeitos da taxa de vazão de ar	59
5.2.4	Efeitos da concentração inicial de amônia na eficiência de remoção...	60
5.2.5	Efeito do recheio	60
5.2.6	Efeito da espuma.....	60
5.2.7	Difusor	61
5.3	Aparatos experimentais.....	61
6	DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	63
6.1	Estação de tratamento de lixiviado da CTRVV	63
6.2	Variação temporal das características do lixiviado do aterro sanitário da CTRVV	66
7	MATERIAL E MÉTODOS.....	68
7.1	Etapa I – Estudo Preliminar.....	70
7.1.1	Torres de aeração: construção e operação	70
7.1.2	Coleta e preservação das amostras da Etapa I	71
7.1.3	Metodologia de análises físico-químicas	72
7.1.4	Ensaio da Etapa I - Estudo Preliminar	73
7.2	Etapa II - Tratamento	74
7.2.1	Coleta e preservação das amostras brutas	75
7.2.2	Metodologia de análise	75
7.2.3	Coleta das amostras de efluente tratado	76
7.2.4	Procedimentos experimentais	77
7.2.5	A Alcalinização do Lixiviado	78
7.2.6	Avaliação das vazões de ar aplicadas ao processo de <i>stripping</i>	79

7.2.7 Retirada da espuma	80
7.2.8 Temperatura.....	80
7.2.9 Cálculos efetuados.....	81
7.2.9.1 Cálculo da eficiência da remoção de amônia e transferência de massa ..	81
7.2.9.2 Modelo Cinético	81
7.2.9.3 Taxa de aplicação superficial de vazão de ar	82
7.2.10 Tratamento estatístico.....	82
8 RESULTADOS E DISCUSSÃO	84
8.1 Etapa I - Estudos Preliminares.....	84
8.2 Etapa II – Tratamento.....	86
8.2.1 Caracterização das amostras de lixiviado	86
8.2.2 Análise estatística dos resultados obtidos em cada amostra.....	90
8.2.3 Efeito da Vazão de ar	92
8.2.3.1 Efeito da taxa de vazão em função do pH natural	92
8.2.3.2 Efeito da taxa de vazão em função do pH 10	95
8.2.3.3 Efeito da taxa de vazão em função do pH 11	98
8.2.3.4 Efeito da taxa de vazão em função do pH 12	101
8.2.3.5 Análise global dos resultados do efeito da vazão	104
8.2.4 Efeito do pH	107
8.2.4.1 Efeito do pH em função da taxa de vazão 2 NL.L ⁻¹ .min ⁻¹	107
8.2.4.2 Efeito do pH em função da taxa de vazão 5 NL.L ⁻¹ .min ⁻¹	110
8.2.4.3 Efeito da pH em função da taxa de vazão 10 NL.L ⁻¹ .min ⁻¹	113
8.2.4.4 Média de remoção em função do pH na amostra A, B e C.....	115
8.2.5 Efeito do pH nas amostras A, B e C.....	118
8.2.6 Apresentação global dos resultados e Análise estatística da influência dos fatores vazão de ar, pH e temperatura.	120

8.2.6.1 Efeito do pH em amostras que não sofreram alcalinização	124
8.2.6.2 Efeito de pH em amostras que sofreram alcalinização	126
8.2.7 Efeito da alcalinidade total	127
8.2.8 Formação de espuma.....	134
8.2.9 Modelo cinético de remoção de amônia.....	139
8.2.10 Volume de ar/ concentração removida	141
8.2.11 Liberação de amônia na atmosfera	143
9 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	144
10 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	147
11 ANEXO	160
ANEXO - Resultados da bateladas para as Amostras A, B e C.....	161

1 INTRODUÇÃO

Um dos principais problemas ambientais e de saúde pública ainda encontrados no País é proveniente da disposição inadequada de resíduos sólidos domésticos. Enquanto as curvas de crescimento da população urbana e de sua (diretamente associada) geração de resíduos são exponenciais, o mesmo não tem ocorrido com a implantação de políticas públicas que possam refletir em mudanças de hábitos de consumo e na gestão dos resíduos sólidos urbanos. Programas de gerenciamento logístico de retorno dos bens e produtos, a chamada logística reversa, ainda são incipientes. Programas de coleta seletiva, por sua vez, dependem tanto da organização e da sustentação da logística ao final da cadeia, quanto da sensibilização da população que separa o seu resíduo. Neste cenário, o que ainda se vê no País é o descarte inadequado de grande parte dos resíduos gerados, o que acaba por desequilibrar ecologicamente o meio ambiente e colocar em risco a qualidade de vida da população.

De acordo com a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico realizada em 2008 pelo IBGE, coleta-se diariamente, nos 5.564 municípios brasileiros, cerca de 259.547 toneladas de resíduos sólidos. Mais de 50% dos municípios dispõem seus resíduos em locais a céu aberto, em cursos d'água ou em áreas ambientalmente protegidas, sendo 26,8% deles com a presença de catadores no local utilizado para disposição dos resíduos sólidos (IBGE, 2008).

O Estado do Espírito Santo, formado por 78 municípios, possui apenas três aterros sanitários licenciados. Esses aterros recebem apenas 62,6% das 2.875 toneladas de resíduos geradas por dia no estado, sendo o restante destinado a aterros controlados (23,3%) e lixões (14,4%) (ABRELPE, 2009).

Para mudar esse cenário o Governo estadual elaborou um projeto intitulado “ES sem Lixão” que visa atender 100% da população capixaba com serviço de disposição final de resíduos sólidos urbanos. Com esse projeto pretende-se licenciar até o ano de 2014 três novos aterros sanitários, a serem localizados de maneira regionalizada no estado, de forma a atender a todos os municípios consorciadamente.

A correta disposição final dos resíduos sólidos reduz o seu potencial de contaminação ambiental. Os processos de biodegradação, que compreendem reações físico-químicas e biológicas, resultam na formação de líquidos e gases, sendo esses os principais vetores de contaminação ambiental. Assim, durante a vida útil do aterro e após cessar o seu funcionamento é necessário que haja o monitoramento cuidadoso dos gases, bem como o emprego de técnicas de tratamento dos líquidos lixiviados (SILVA, 2002).

O lixiviado produzido por aterros sanitários é um efluente com grande variabilidade de características. Estão presentes em sua composição altas concentrações de produtos orgânicos, inorgânicos, metais pesados, substâncias recalcitrantes e contaminantes microbiológicos, com alto potencial nocivo, o que o caracteriza como um efluente altamente tóxico e de difícil tratamento. Entre os poluentes encontrados no lixiviado, um dos que causa maior preocupação é o nitrogênio amoniacal.

O processo de tratamento de lixiviado de aterro sanitário é muito complexo, custoso e geralmente envolve diferentes tecnologias e várias etapas para se obter a qualidade do efluente final exigida pelas normas legais. Como pré-tratamento aos sistemas biológicos, o método de *air stripping* (arraste por borbulhamento de ar) com custo relativamente baixo e equipamentos simples é largamente utilizado para promover remoção de amônia em efluentes (OZTURK et al, 2003). Esse processo de remoção de amônia foi idealizado como uma modificação do processo de aeração utilizado para eliminação do gás amônia dissolvido nas águas residuárias em tratamento (METCALF; EDDY, 2003).

O *air stripping* é um processo físico de remoção da fase gasosa do líquido, principalmente devido à elevação da superfície total de contato da fase líquida com o meio atmosférico circundante. Dessa forma, os efeitos de arraste e difusão molecular promovem a passagem da amônia gasosa para o meio atmosférico (METCALF; EDDY, 1991).

Tendo em vista os processos convencionais existentes no tratamento de águas amoniacais e as suas aplicações, e levando-se em consideração as vantagens e as desvantagens desses processos, a operação de *air stripping* se apresenta mais apropriada para remoção de nitrogênio amoniacal. Este método condiciona o

lixiviado às condições mais favoráveis à biodegradabilidade para posterior tratamento biológico (VEIGA et al., 2006).

A aplicabilidade do processo de *stripping* de amônia para operação em plena escala, no entanto, deve ser avaliada considerando-se o custo energético do soprador de ar e o uso de produtos químicos (alcalinizantes), questões diretamente relacionadas às condições operacionais de vazão de ar soprado e pH inicial do efluente, respectivamente. Adicionalmente, não é menor a importância de se investigar a formação de espuma durante o processo e associá-la à concomitante remoção de amônia.

Assim, considerou-se pertinente estudar o processo de remoção de Nitrogênio Amoniacal por arraste com ar (*air stripping*) em lixiviado de aterro sanitário, visando-se especialmente investigar os fatores supracitados. Para tanto, nesta pesquisa, foi utilizado o lixiviado gerado na Central de Tratamento de Resíduos de Vila Velha, CTRVV. Cabe ressaltar que a estação de tratamento de lixiviado do referido aterro vem passando por ajustes operacionais em detrimento da alta concentração de nitrogênio amoniacal contida no lixiviado, característica esta que inibe a ação das bactérias responsáveis pelo tratamento biológico.

Nos capítulos a seguir foram apresentados os objetivos específicos da pesquisa (capítulo 2), o referencial teórico (capítulo 3), a descrição da área de estudo (capítulo 4), o material e os métodos utilizados no decorrer dos ensaios (capítulo 5), os resultados e discussões (capítulo 6), e por fim as conclusões e recomendações (capítulo 7).

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar os efeitos do pH e da taxa de vazão de ar sobre a eficiência de remoção de amônia no processo de *air stripping* em lixiviados de aterro sanitário.

2.2 Objetivos Específicos

São objetivos específicos desse trabalho:

- Associar a remoção de alcalinidade à remoção de nitrogênio amoniacal;
- Estimar as constantes cinéticas de remoção de nitrogênio amoniacal;
- Associar a quantidade de espuma formada durante o processo à eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Em termos gerais, o aterro sanitário consiste em um reator formado por células, onde são dispostos resíduos sólidos e onde se inicia seu tratamento com a decomposição da fração orgânica. A qualidade do lixiviado nesse reator está intrinsecamente relacionada à forma de operação, ao tipo de resíduo, ao material de cobertura, às condições climáticas e à fase de degradação em que o aterro se encontra.

Vale ressaltar que o lixiviado possui alta variabilidade em suas características tanto entre as fases de degradação do aterro, quanto de um aterro para o outro (EL-FADEL, 2002), tornando seu tratamento um desafio para pesquisadores e engenheiros.

A presente revisão aborda estudos relacionados ao lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos e fornece informações acerca do seu tratamento pelo processo de arraste de amônia.

3.1 Aterros de resíduos sólidos urbanos

3.1.1 Aspectos gerais

De acordo com a NBR-8419, Aterro sanitário é definido como:

“técnica de disposição de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos na menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores se for necessário” (ABNT, 1992).

Os objetivos principais de um projeto de aterro sanitário são: proteção da qualidade do ar através da queima ou recuperação do biogás produzido, a proteção da qualidade das águas subterrâneas e minimização dos impactos nas águas superficiais adjacentes. Ademais, é necessário que a utilização do local do aterro seja realizada de forma eficiente, a fim de estender sua vida útil e permitir o aproveitamento do uso do solo após o seu fechamento (QASIM; CHIANG, 1994).

A destinação final de resíduos sólidos em aterros sanitários é largamente aceita devido as suas vantagens econômicas (RENOU, 2008). Entretanto, países desenvolvidos economicamente e com pouca área disponível optam pela incineração como tratamento dos resíduos, como é o caso da França, Suécia e Dinamarca que possuem cerca de 50% de seus RSU incinerados (EEA, 2009).

Segundo IBGE (2008) mais de 50% dos municípios brasileiros dispõe seus resíduos em lixões a céu aberto e 22%, em aterros controlados. Esses aterros não são dotados de impermeabilização de fundo, coleta e tratamento de lixiviado, ademais, grande parte dos municípios brasileiros não possui recursos financeiros e pessoas capacitadas para gerenciá-los de forma eficiente, proporcionando, destarte, a contaminação dos recursos naturais de forma semelhante àquela provocada pelos lixões.

O simples confinamento dos resíduos no solo, ainda que de forma adequada, com os devidos controles ambientais, não mais atende às demandas de grandes centros urbanos. Faz-se necessário entender e conceber os aterros de resíduos urbanos não como meros volumosos recipientes de materiais indesejados, mas sim, como “reatores”, devendo-se, então, operá-los como tal (LIBANIO, 2009). Estas estruturas são utilizadas para atenuação das características nocivas dos resíduos sólidos, projetadas de forma a favorecer a biodegradação anaeróbia e a consequente estabilização destes resíduos armazenados (GOMES et al., 2006, apud CAETANO, 2009). Assim, é imprescindível que sejam colocados em prática políticas públicas de logística reversa dos produtos, e se elimine o aterramento de materiais com alto poder de reaproveitamento.

3.1.2 Fases de degradação dos aterros

As reações físico-químicas que atuam na solubilização dos resíduos, e a fermentação que produz ácidos orgânicos são responsáveis pela formação do lixiviado no interior do aterro. Este líquido torna-se cada vez mais complexo com o decorrer das reações das substâncias, com a idade do aterro ou com o tempo de confinamento. Suas características são transformadas e variam constantemente. Fatores físicos relacionados com o balanço hídrico, assim como fatores químicos são responsáveis por acelerar ou retardar os processos de formação do lixiviado. Souto (2009) sugeriu que o aterro sanitário seja visualizado como um reator biológico de grandes dimensões, formulando um modelo didático simplificado de um aterro conforme demonstra a Figura 1, a seguir.

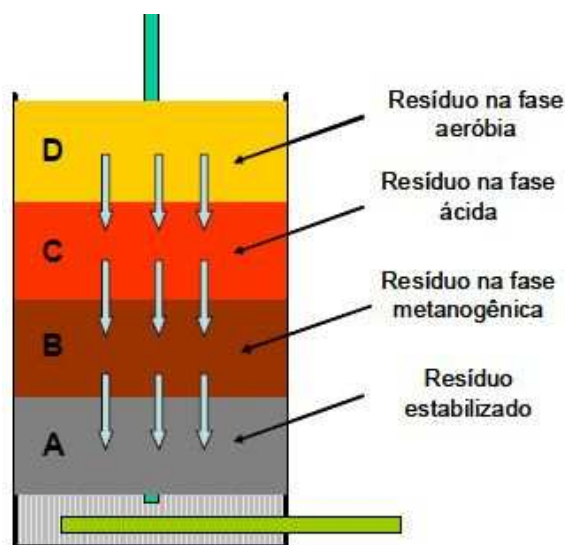


Figura 1. Modelo didático da degradação dos resíduos em um aterro sanitário.

Fonte: Souto, (2009).

Nesse modelo fica evidenciada a ocorrência simultânea de todas as fases da degradação em uma mesma célula. Esta descrição é apropriada para aterros em que a decomposição é vigorosa, podendo ocorrer num período de 5 a 10 anos, bem como para aterros sanitários onde há infiltração de umidade suficiente para promover a decomposição em períodos de 20 a 50 anos. Em aterros localizados em regiões áridas, onde os resíduos são secos e há pouca infiltração, o aterro pode

permanecer na fase ácida ou início da fase de produção de metano por décadas ou mais.

Para avaliar as propriedades da degradação dos aterros em longo prazo, é importante olhar para além do momento em que a produção de gás é significativa. Já para avaliar como o comportamento do "ecossistema aterro" ao longo dos séculos é necessário formar suposições quanto à degradação, pois não se conhece qualquer aterro que tenha progredido além da fase metanogênica estável, uma vez que a maior parte dos componentes degradáveis já haverá sido degradada em períodos maiores ou iguais a este (KJEDELSEN, 2002). A relação entre o estado de decomposição dos resíduos e a composição dos lixiviados será abordada nas seções seguintes.

Fase Aeróbia

Logo após a deposição dos resíduos sólidos urbanos na célula do aterro, inicia-se, normalmente, a degradação aeróbia (FARQHAR; ROVERS, 1973). Esta fase estende-se até um curto período após a execução do sistema de cobertura, quando ainda existe oxigênio livre no interior da massa de resíduos (MACIEL, 2003), sendo a duração desta fase de poucos dias (PALMISANO; BARLAZ, 1996, apud SILVA, 2008).

Os microorganismos aeróbios decompõem a matéria orgânica consumindo oxigênio, resultando na completa oxidação dos compostos orgânicos. São produtos dessa decomposição a água, o gás carbônico, os sais minerais, os materiais parcialmente degradáveis e a biomassa. Nestas reações ocorre uma elevação da temperatura do meio, característica que representa a hidrólise enzimática, que pode atingir até 68°C (fase termofílica) (LIMA, 1995; McBEAN et al., 1995, apud MONTEIRO, 2003).

Elevado teor de sais solúveis e teores relativamente pequenos de espécies orgânicas caracterizam o lixiviado da fase aeróbia, sendo que compactação e construção das células podem gerar matéria orgânica liquefeita, mesmo que ainda não digerida (LU et al., 1985, apud ALCÂNTARA, 2007; POHLAND; GOULD, 1986, apud PAES, 2003). Ao longo do tempo de confinamento há transição da fase aeróbia para a fase anaeróbia de decomposição de resíduos.

Fase Anaeróbia ácida

A fase anaeróbia ácida caracteriza-se pela ausência de oxigênio na massa de resíduos. Nela ocorre a degradação por microorganismos acidogênicos, que convertem a matéria orgânica em gás carbônico, hidrogênio, água e compostos orgânicos parcialmente degradados, como os ácidos orgânicos, principalmente o ácido acético (McBEAN, ROVERS; FRANQHAR, 1995, apud FRANCO, 2009).

Durante esta fase, a matéria orgânica é convertida em nitrogênio amoniacal total e ácidos voláteis de cadeia longa, por sua vez responsáveis pelos baixos valores de pH. Esses ácidos são convertidos em ácidos de cadeia curta, principalmente o acetato (FERRAZ, 2009).

Apesar de serem elevadas as concentrações de ácidos voláteis, estes são compostos de fácil biodegradabilidade. Nesta fase a razão DBO/DQO está em geral na faixa de 0,4 a 0,5 (KURNIAWAN, et al., 2006; KJELDSEN et al., 2002).

Fase Metanogênica

A fase metanogênica corresponde à transição entre as fases ácida e metanogênica propriamente dita. Nesta fase é quando ocorre o período de atividade biológica mais intensa (McBEAN, ROVERS; FARQUHAR, 1995, apud FRANCO, 2009).

Há predominância de bactérias anaeróbias produtoras de metano, que podem ser divididas em dois grupos: as acetoclásticas, que utilizam o grupo metil do acetato para a produção de metano, e as hidrogenotróficas, que produzem metano a partir de dióxido de carbono e hidrogênio. Caracteriza-se ainda pelo aumento de pH, produção de metano (CH₄) e de dióxido de carbono (CO₂) (LIMA, 1995). O lixiviado proveniente da fase metanogênica tende a apresentar coloração escura e um odor menos desagradável que o da fase ácida (SOUTO, 2005).

Maturação final

A fase de maturação final é caracterizada pela estabilização da atividade biológica, pela paralisação da produção de gás metano, pelo aparecimento de O₂, e pela conversão lenta do material orgânico resistente aos microrganismos em substâncias húmicas (MARINGONDA JUNIOR, 2007). O gás será composto basicamente por dióxido de carbono, oxigênio e nitrogênio (KJDELSEN, 2002).

Há um aumento do parâmetro potencial redox do lixiviado e o reaparecimento do oxigênio e de espécies aeróbias. Os compostos orgânicos mais biorecalcitrantes são convertidos em substâncias húmicas capazes de tornar complexos os metais pesados (RODRIGUES, 2007). Depois de encerrada operação do aterro, o lixiviado tende a apresentar um valor de pH em torno de 7 com concentrações relativamente baixas de compostos orgânicos e inorgânicos.

3.1.3 Recirculação de lixiviado

A técnica de recirculação de lixiviado correlaciona-se mais como uma forma de operação do aterro, do que como fase de tratamento de lixiviado. É utilizada para promover uma aceleração da degradação do aterro devido ao aumento do teor de umidade no interior das células (CHUGH et al., 1998, apud GIORDANO, 2003) e com isso aumentar também a quantidade e qualidade do biogás produzido (POHLAND, 1980, apud GANDHI, 2003).

A recirculação mantém a umidade dentro de uma faixa de 35-55% no interior das células de resíduos (MAGNANI et al., 2005). Essa técnica provoca um acréscimo no teor de sais de amônia e de compostos orgânicos recalcitrantes no lixiviado (GIORDANO, 2003) e causa, conseqüentemente, maior risco de contaminação ambiental que quando aplicado algum sistema de tratamento (ŠAM, 2001).

Por outro lado, quando aplicado em um aterro com lixiviado “novo”, ou seja, na fase anaeróbia ácida, a recirculação pode vir a reduzir o custo de tratamento de lixiviado, devido à biodegradação e às reações físico-químicas que ocorrem no aterro

(REINHART; AL-YOUSFI, 1996). Além disso, pode reduzir o teor dos compostos orgânicos medidos, como DQO e DBO, o volume de lixiviado a ser tratado, devido à evaporação, os volumes dos resíduos aterrados, e, conseqüentemente, o período de monitoramento após o encerramento do aterro, devido à aceleração da biodegradação (GIORDANO, 2003).

Essa técnica possui elevado custo e requer que o fluxo de lixiviado para o interior do aterro seja lento para não interferir na estabilização do talude (PACHECO, 2004).

3.2 Lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos

A intensificação das pesquisas na área de resíduos sólidos levou ao melhor entendimento da dinâmica do aterro e, conseqüentemente, à mudança de nomenclatura do efluente formado nesta atividade. Tradicionalmente dá-se o nome de chorume ao líquido da decomposição do lixo. O chorume é o líquido que se acumula no fundo dos sacos de lixo, proveniente da umidade ou da decomposição dos resíduos (Souto, 2009). O termo percolado foi posteriormente utilizado pelo meio técnico, porém, o fato do processo de percolação consistir na simples passagem de um líquido através de um substrato poroso, levou a conceituação do termo lixiviado de aterro sanitário.

Lixiviado de aterro sanitário contém poluentes que podem ser categorizados em quatro grupos (compostos orgânicos xenobióticos, matéria orgânica dissolvida, macrocomponentes inorgânicos, metais pesados), conforme descrito na Quadro 1 (KJDELSEN et al., 2002).

Grupos	Descrição
Matéria orgânica dissolvida	Quantificado como Demanda Química de Oxigênio (DQO) ou Carbono Orgânico Total (COT), ácidos graxos voláteis (que se acumulam durante a fase ácida do processo de estabilização de resíduos Christensen e Kjeldsen, 1989) e compostos mais refratários, tais como compostos fúlvicos e húmicos.
Compostos orgânicos xenobióticos (XOCs)	Provenientes de uso doméstico ou industrial de produtos químicos e presente em concentrações relativamente baixas (geralmente inferiores a 1 mg / l de compostos). Estes compostos incluem, entre outros, uma variedade de hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, compostos alifáticos clorados, pesticidas e plastizantes.
Macrocomponentes inorgânicos	Cálcio (Ca^{2+}), magnésio, (Mg^{2+}), sódio (Na^+), potássio (K^+), amônia (NH_4^+), ferro (Fe^{2+}), manganês (Mn^{2+}), cloreto (Cl^-) sulfato (SO_4^{2-}) e bicarbonato (HCO_3^-).
Metais pesados	Cádmio (Cd^{2+}), cromo (Cr^{3+}), cobre (Cu^{2+}), chumbo (Pb^{2+}), níquel (Ni^{2+}) e zinco (Zn^{2+}).

Quadro 1. Descrição dos poluentes que compõem o lixiviado de aterro sanitário.

Fonte: Kjeldsen (2002).

Separando-se em quatro categorias, os principais fatores que influenciam a composição do lixiviado, segundo Morais (2005), são:

- Características dos resíduos: composição dos resíduos, sua granulometria, umidade, estágio de decomposição e pré-tratamento;
- Condições ambientais: geologia, regime pluviométrico, clima;
- Características do aterro: aspectos construtivos, balanço hídrico, grau de compactação dos resíduos, propriedades do terreno, co-disposição de resíduos líquidos, irrigação, recirculação, impermeabilização do aterro;
- Processos internos do aterro: hidrólises, adsorção, biodegradação, especiação, dissolução, redução, troca iônica, tempo de contato, partição, troca e transporte de gás.

De forma mais prática o lixiviado recebe duas nomenclaturas lixiviado "novo" e lixiviado "velho". A diferença entre eles está em suas características e não pode ser atribuída à idade do aterro, como relatado por Harmsen (1983, apud FERRAZ, 2009) em seu estudo com aterros com 9 anos de operação, ainda, em fase acidogênica e com 2 anos de operação, já em fase metanogênica.

Quando o lixiviado é um líquido básico e possui material recalcitrante, denomina-se lixiviado velho, formado quando o aterro encontra-se em fase metanogênica. Quando suas características remetem a meio ácido, apresentando alto teor de matéria orgânica biodegradável e presença de metais em sua forma solúvel denomina-se lixiviado “novo” (SOUTO, 2009).

Lixiviados novos são passíveis de diversas formas de tratamento biológico, pois sua carga orgânica é elevada, e facilmente biodegradável. Para lixiviados velhos, o tratamento deve ser diferenciado (McBEAN; ROVERS; FARQUHAR, 1995, apud FRANCO, 2009).

Como resultado da variabilidade da composição dos lixiviados gerados em aterros sanitários, os métodos de tratamento não podem ser generalizados para todos os tipos de lixiviados de aterro (KULIKOWSKA, 2007).

A maioria das tabelas com a caracterização dos lixiviados apresentados na literatura é oriunda de estudos realizados no exterior, principalmente de países de clima temperado, não mostrando a realidade nacional. Devido a este fator, o trabalho de Souto (2009) descreve uma caracterização e compilação dos dados deste efluente no Brasil a partir de informações disponíveis na literatura referente à lixiviados de 25 aterros, localizados em 9 Estados brasileiros.

A Tabela 1 apresenta os resultados encontrados por Souto (2009), na qual, os valores dos percentis 10 e 20 % significam que em 90 ou 80%, respectivamente, dos aterros a variável em questão assume valores acima do limite apresentado. Já os percentis 80 e 90 % indicam que em 80 ou 90%, respectivamente, dos aterros a variável assume valores abaixo do limite apresentado.

Tabela 1. Características típicas do lixiviado dos aterros brasileiros na fase metanogênica.

Variável	Mínimo	10%	20%	80%	90%	Máximo
pH	5,9	6,8	7,1	8,7	8,8	9,2
Alcalinidade total (mg/L de CaCO ₃)	125	200	425	11900	15800	20200
Turbidez (UNT)	0,02	4,5	6	540	550	620
Condutividade (µS/cm)	100	1850	2520	25 600	29400	45000
DBO (mg/L de O ₂)	3	30	60	6 000	9 300	17 200
DQO (mg/L de O ₂)	20	400	700	13 500	18 600	35 000
NTK (mg/L de N)	0,6	20	90	3 000	3 200	5 000
NAT (mg/L de N)	0,03	20	50	2 400	2 800	3 000
-N-NO ₂ (mg/L)	nd	nd	nd	20	40	70
-N-NO ₃ (mg/L)	nd	nd	nd	60	100	270
P-total (mg/L)	nd	0,1	0,2	40	50	80
Cloreto (mg/L)	20	50	330	4 100	4 700	6 900
ST (mg/L)	200	900	1 450	19 100	20 000	29 000
STV (mg/L)	75	400	600	8 700	10 600	20 000
STF (mg/L)	100	650	900	12 300	13 800	17 000
SST (mg/L)	7	10	15	2 600	2 900	12 400
Fe total (mg/L)	0,01	0,25	0,4	80	100	720
Cd total (mg/L)	nd	nd	nd	0,1	0,2	0,6
Cu (mg/L)	nd	nd	nd	1,1	1,5	2,9
Cr (mg/L)	nd	nd	0,006	0,8	0,9	1
Mn total (mg/L)	nd	0,01	0,025	10	20	30
Ni (mg/L)	nd	nd	nd	0,8	1	1,4
Zn (mg/L)	nd	0,01	0,01	2	5	35
Pb total (mg/L)	nd	nd	nd	1,1	2,1	6,7
CT (NMP/100 mL)	nd	nd	1,6	2 x 10 ⁷	6 x 10 ⁷	2 x 10 ⁸

Fonte: Souto (2009).

Nota: nd – não detectado.

3.2.1 Caracterização do lixiviado

3.2.1.1 Nitrogênio

De acordo com, Reis e Mendonça (2009) o nitrogênio pode ser encontrado nas águas nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato. As espécies reduzidas (NH₄⁺; NH₃) são intercambiáveis e a soma de suas concentrações constitui a amônia total ou nitrogênio amoniacal ou nitrogênio amoniacal total, ora, abreviado como NAT. Nesta pesquisa, estes termos foram empregados para

representar a soma das diferentes espécies de amônia e quando houver a necessidade de abreviar será usada a sigla NAT.

O Quadro 2 apresenta os termos empregados a cada espécie de nitrogênio.

Formas do nitrogênio	Fórmula Química	Definição
Amônia gasosa	NH_3	-
Íon amônio	NH_4^+	-
Íon Nitrito	NO_2^-	-
Íon Nitrato	NO_3^-	-
Nitrogênio Kjeldahl total	-	N orgânico + NH_3 + NH_4^+
Nitrogênio amoniacal total	-	NH_3 + NH_4^+

Quadro 2. Definição dos termos empregados a cada espécie de nitrogênio.

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2003).

A biodegradação em condições anaeróbias dos resíduos no interior do aterro faz com que quase todo nitrogênio orgânico seja convertido a nitrogênio amoniacal, levando à predominância da forma amoniacal no lixiviado (SOUTO, 2009).

As principais fontes de nitrogênio no lixiviado são de origem vegetal e animal e suas concentrações estão diretamente relacionadas com a quantidade de matéria orgânica presente nos resíduos. Outras fontes de nitrogênio que podem estar presentes em lixiviado são os fertilizantes, os produtos de limpeza, a carne preservada com amônia e os produtos para preservação de madeira (FLECK, 2003).

Segundo ERICKSON (1985, apud REIS E MENDONÇA, 2009), embora alguma toxicidade possa ser atribuída à amônia ionizada, a forma não ionizada (NH_3), a amônia pode ser tóxica para diversos organismos, a exemplo dos peixes, cujas taxas de crescimento e desenvolvimento podem ser afetadas (ENVIRONMENT CANADA, 2001). Segundo Giordano (2003), a amônia é um importante traçador de contaminação do lixiviado nos corpos hídricos.

Dentre os sistemas de remoção de nitrogênio destacam-se os processos físico-químicos e os processos biológicos. O método físico-químico mais comum para remoção de amônia de lixiviados é o *air stripping* (Cheung et al., 1997).

3.2.1.2 pH

O pH representa a concentração de íons hidrogênio H^+ em escala anti-logarítmica, indicando condições de acidez, neutralidade ou alcalinidade do meio. Nos processos de biodegradação, o desenvolvimento dos microrganismos está relacionado diretamente às faixas predominantes de pH (METCALF e EDDY, 1993).

O pH do lixiviado pode indicar a fase de degradação em que se encontra o aterro, o que não necessariamente condiz com a idade do aterro. Um pH próximo de 6,0 indica que o aterro encontra-se em fase ácida de degradação, se próximo de 8,0 indica que a degradação atingiu a fase metanogênica, sendo considerado velho (GIORDANO, 2003). Os ácidos orgânicos voláteis são excelentes indicadores do grau de degradabilidade e do andamento dos processos anaeróbios, pois estes são gerados na fase acidogênica (aterros novos) e consumidos na fase metanogênica (aterros velhos). O desenvolvimento de bactérias metanogênicas (que atuam na formação de metano) ocorre em faixas de pH entre 6,6 e 7,3, podendo sua presença funcionar como mais um indicador da fase de degradação (METCALF e EDDY, 1993).

A atividade das enzimas e a toxicidade de muitos compostos são afetadas pelo pH já que este fator interfere na forma com que o nitrogênio se apresenta no lixiviado. As formas não ionizadas de nitrogênio podem atravessar com mais facilidade a membrana celular que as formas ionizadas, o que leva a uma toxicidade maior desse composto, destacando a importância do conhecimento e do controle do pH do lixiviado (SILVA; JARDIN, 2007).

3.2.1.3 Sólidos

A metodologia padrão para a determinação de sólidos totais estabelece que “sólidos totais são toda a matéria que permanece como resíduo após evaporação a temperatura de 103° a 105°C” (APHA, 2005). O material que possui significativa pressão de vapor nesta temperatura é perdido durante a evaporação e, portanto, não é definido como sólido. Os sólidos totais, ou resíduos da evaporação, podem ser classificados ainda como sólidos em suspensão e sólidos dissolvidos.

Moreira (2007) encontrou através caracterização físico-química do lixiviado do aterro de Belo Horizonte (MG) 52 mg/L de Sólidos Suspensos Totais (SST). Yokohama (2009), por sua vez, analisou amostras do lixiviado do aterro metropolitano de Gramacho (RJ), com 9.390 mg/L de Sólidos Totais (ST) e 53 mg/L de SST. Já, Ferreira et al. (2009), por sua vez, verificou que o valor médio de Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) foi de 5677 mg/L e de SST foi de 114 mg/L. Lobô (2006) verificou no Aterro Metropolitano de João Pessoa (PB) e no aterro da Muribeca que os sólidos dissolvidos correspondem 96% dos sólidos totais.

3.2.1.4 Alcalinidade

A definição analítica da alcalinidade de uma amostra foi expressa por Piveli (2005) como sua capacidade de reagir quantitativamente com um ácido forte até um valor definido de pH. A alcalinidade é devida principalmente a presença de hidróxidos (OH^-), carbonatos (CO_3^{2-}) e bicarbonatos (HCO_3^-) e elementos como cálcio, magnésio, sódio, potássio e amônia, e secundariamente, aos silicatos, boratos e fosfatos. A alcalinidade total é a soma da alcalinidade produzida por todos esses íons. (METCALF; EDDY, 2003).

A codisposição de resíduos de construção e demolição, que contêm gesso, cimento e cal, pode fazer com que a alcalinidade do lixiviado aumente (FERREIRA, et al., 2007, apud SOUTO, 2009).

A alcalinidade, o pH e a amônia estão diretamente ligados, pois o lixiviado com pH elevado geralmente tem uma alcalinidade elevada, enquanto a amônia (NH_4^+), por tornar o meio alcalino, também acentua a concentração deste parâmetro na amostra (CLÈMENT et al., 1997). Segundo Leite (2007), no método *stripping* de amônia, o íon amônio se converte em amônia passando a consumir alcalinidade. Segundo Ferraz (2010) o carbonato neutralizaria os íons H^+ formados na transformação do NH_4^+ em NH_3 durante o processo de remoção da amônia, promovendo a formação de CO_2 e conseqüente aumento do pH.

3.2.1.5 Metais

A disposição de embalagens ferrosas tem se mostrado a principal fonte de metais encontrados nos lixiviados (GOMES, 2009). Assim, a razão para as baixas concentrações de metais pesados em lixiviados de aterros na fase metanogênica não é a falta de metais pesados presentes nos resíduos (KJDELSEN et al., 2002), e sim a diminuição desses elementos no efluente associado ao aumento do pH, consequência das transformações químicas que culminaram na fase metanogênica (EZAKI, 2006).

Estimativas de balanços de metais pesados para aterros têm mostrado que menos de 0,02% de metais pesados recebidos são lixiviados do aterro sanitário, após 30 anos (FLYHAMMER, 1995; AULIN; NERETNIEKS, 1995; BELEVI; BACCINI, 1989, apud KJDELSEN, 2002).

Os valores elevados de pH atribuem ao lixiviado uma capacidade de sorção significativa (BOZKURT, 1999). Acredita-se que, sorção e precipitação são importantes mecanismos para a imobilização de metais (KJDELSEN et al., 2002). Na metanogênese, o pH eleva-se propiciando a precipitação de metais (ANDRADE, 2002) e com o passar do tempo essas concentrações tendem a diminuir. Nessa fase também ocorre a formação de sulfetos pela redução de sulfatos, que têm a capacidade de formar precipitados principalmente com Cd, Ni, Zn, Cu e Pb (KJELDSEN et al., 2002).

Luigi Cardillo (ABLP, 2006), Fiúza et al. (2000) e Strelau (2006) afirmam que o lixiviado dos aterros brasileiros apresenta baixas concentrações de metais pesados, quando comparado com limites exigidos pela Resolução CONAMA 430/2011.

3.2.1.6 DQO

De acordo com Souto (2009), a fração da DQO que não pode ser removida por biodegradação, dentro de um período de tempo relativamente curto, é denominada DQO inerte. As substâncias orgânicas efetivamente recalcitrantes (substâncias húmicas e xenobióticas) e os compostos inorgânicos que podem ser oxidados pelo

dicromato de potássio, compõem a DQO inerte. Segundo Barlaz e Ham (1993) os ácidos húmicos e fúlvicos são provavelmente os principais constituintes da DQO do lixiviado.

Ferraz (2010), em seu estudo envolvendo *air stripping* em lixiviados de aterros sanitário, investigou a remoção de DQO, aplicando-se essa técnica de tratamento com torres de arraste, notou que o desempenho da técnica foi semelhante ao encontrado em processos biológicos, sendo observados resultados em que a técnica superou a biodegradação. O autor, entretanto, não chegou a determinar o principal mecanismo de remoção da DQO. Moura (2008), por sua vez, alerta para o fato de que se o lixiviado bruto possui alto teor de matéria recalcitrante, as condições de biodegradabilidade pouco se alteraram após o tratamento por *stripping* de amônia.

3.2.1.7 Cloreto

Todas as águas naturais, em maior ou menor escala, contêm íons resultantes da dissolução de minerais. Os cloretos são advindos da dissolução de sais, como por exemplo, o cloreto de sódio (VON SPERLING, 1996).

A toxicidade por sais está associada ao cátion, e não ao ânion do sal (CHERNICHARO, 1997). Ademais, a combinação dos íons cloreto com cátions metálicos, como prata, mercúrio e chumbo podem provocar efeito antagônico, formando complexos estáveis e reduzindo, assim, a concentração desses metais na forma solúvel e, conseqüentemente, os riscos de toxicidade no efluente (KJELDSEN et al., 2002).

O estudo dos cloretos é feito principalmente no sentido de verificar se os teores gerados a partir de uma massa de resíduos são suficientes para serem utilizados como traçadores, que indicam com antecedência o transporte dos contaminantes mais perigosos, permitindo um monitoramento do avanço da pluma (JUNQUEIRA, 2000). Altas concentrações deste parâmetro em amostras podem interferir na determinação de parâmetros como a DQO (APHA, 2005).

Segundo Giordano (2003) altas concentrações dos íons sódio e cloretos em lixiviados podem aumentar a permeabilidade do solo, devido a desestruturação das

partículas de argilas componentes do solo base do aterro, o que facilitaria a contaminação das águas subterrâneas e ou superficiais.

3.2.1.8 Condutividade elétrica

Segundo Schalch (1992), a condutividade elétrica é, dentre os parâmetros citados por Pohland (1985), Robinson (1986), Benjafield (1980), e Ham et al. (1982), o que melhor contribui para a compreensão das fases de estabilização da matéria orgânica em um aterro sanitário.

De acordo com a CETESB (1978), este parâmetro varia com a concentração total das substâncias ionizadas dissolvidas num meio aquoso, com a temperatura, com a mobilidade e a valência dos íons e com as concentrações, real e relativa de cada íon. Menezes (1995), estudando os impactos do depósito de resíduos sólidos de São Carlos – SP relata que os valores elevados encontrados para os íons amônio, nitrato e fosfato podem contribuir para a alta condutividade.

A elevada força iônica do lixiviado, calculada a partir de valores de condutividade, é também uma das características do lixiviado e as conseqüências disso refletem a dificuldade de se tratar o lixiviado por coagulação-floculação (SOUTO, 2009).

Os lixiviados apresentam concentrações de condutividade, em geral superiores a $1000\mu\text{S}/\text{cm}$, devido à elevada presença de sais e pela presença de compostos amoniacais. Esses sais podem ser medidos como cátions (sódio, potássio, cálcio, magnésio) e ânions (cloretos, bicarbonatos, sulfatos e fosfatos), como forma total, como sólidos dissolvidos, e indiretamente pela condutividade elétrica (GIORDANO, 2003).

Souto (2009) estudou a relação entre a condutividade e concentração de íons amônio, e obteve um ajuste, considerado como muito bom (98%). O referido autor relata que é possível usar as medidas de condutividade como estimativa da concentração de nitrogênio amoniacal, durante o processo de *stripping*, permitindo um controle mais imediato.

4 Processos comumente utilizados no tratamento de lixiviados

Difícilmente existe tecnologia que, atuando isoladamente, consiga tratar um o efluente tão complexo como o lixiviado. No rol dos processos já utilizados para o tratamento deste tipo de efluente, a literatura apresenta desde os processos biológicos mais comumente utilizados para o tratamento de esgotos sanitários, e daí a adoção de consórcios lixiviado e esgoto sanitário, até os mais sofisticados processos físico-químicos, como a tecnologia que envolve membranas de micro e ultrafiltração.

4.1 Processos biológicos

Os processos biológicos mais utilizados no tratamento dos lixiviados são as lagoas de estabilização, processos com lodos ativados, filtros lentos e reatores anaeróbios de leito fixo. Além disso, processos biológicos são especialmente eficientes no tratamento de lixiviados de aterros novos que são ricos em ácidos orgânicos voláteis (AMOKRANE et al., 1997).

Um estudo envolvendo o tratamento de lixiviado de aterro sanitário em um sistema de lagoas apresentou eficiências médias de remoção de 60 a 80% para DQO e DBO₅, respectivamente, e de 80 a 85% para amônia e NTK. As concentrações de DBO₅ estiveram cerca de três a cinco vezes inferiores às de DQO na saída do sistema, evidenciando a degradação da matéria orgânica biodegradável e a permanência no sistema de matéria refratária, causadora de DQO (GOMES, 2009).

Inúmeros problemas, entretanto, têm sido detectados no tratamento biológico de lixiviado de aterros mais antigos, o qual costuma apresentar reduzida disponibilidade de matéria orgânica biodegradável, altas concentrações de nitrogênio amoniacal, metais potencialmente tóxicos e substâncias húmicas (OZTURK et al, 2003).

Wiszniewski et al. (2007) aplicaram o sistema de lodos ativados no tratamento do lixiviado, e a remoção da DQO foi de apenas 36 %, havendo inibição parcial dos microrganismos em decorrência do nitrogênio amoniacal.

De acordo com Qasin e Chiang (1994), os métodos utilizados para aperfeiçoar a degradação biológica incluem: controle do nível de oxigênio dissolvido, adição de nutrientes, aumento na concentração de microrganismos e controle de alguns fatores ambientais (pH, temperatura e grau de mistura), o que pode se tornar um grande desafio à medida que o lixiviado envelhece e se torna de difícil degradação.

Apesar de os processos biológicos serem os mais empregados no tratamento de lixiviados devido às suas características serem semelhantes as dos esgotos domésticos, são encontradas dificuldades nessa técnica para esse efluente, já que a vazão e a carga orgânica são muito variáveis. Assim, é necessária uma grande área para implantação quando utilizado lagoas, resultando em baixa eficiência para lixiviado estabilizado ou pouco biodegradável e sendo que muitas vezes o efluente tratado não se enquadra nos padrões estabelecidos pela legislação (SILVA et al., 2000).

As altas concentrações de amônia foram consideradas como a principal razão para causar uma baixa eficiência no tratamento biológico de lixiviados (UYGUR; KARGI, 2004; PARK et al., 2001). Estudos apontaram que os lixiviados devem ser submetidos a tratamento prévio por meio de técnicas físico-químicas (LIN; CHANG, 2000; CHIANG et al., 2001, LI, 1999a; ZHAO, 1999).

4.2 Consórcio de tratamento entre lixiviado e esgoto sanitário

A avaliação da resposta ao tratamento biológico a partir de consórcios também tem sido um objeto de estudo neste contexto. Cintra (2001) investigou as proporções de mistura do esgoto bruto com lixiviado para um crescimento mais rápido da população bacteriana aeróbia. De forma inesperada, concluiu que a aclimação da biomassa aeróbia ativa, deu-se em grande parte a partir do chorume e não do

esgoto doméstico bruto, evidenciando a viabilidade e potencialidade da obtenção de inóculo a partir exclusivamente de células do lixiviado.

Facchin et al. (2000) relatam que proporções volumétricas em torno de 4,8% não prejudicaram o desempenho da lagoa de estabilização de uma estação de tratamento de esgoto (ETE). Todavia, a proporção de 10,7 % implicou no aumento da carga de DQO, com conseqüente desestabilização do sistema.

Cabe ressaltar que a opção do consórcio tem sido cada vez mais questionada devido à presença no lixiviado de compostos recalcitrantes e metais pesados que podem reduzir a eficiência do tratamento e aumentar as concentrações efluentes (CEÇEN, 2004).

4.3 Processos físico-químicos

Os métodos físico-químicos podem ser usados como pré-tratamento de métodos biológicos, especialmente para lixiviados novos, bem como para o pós-tratamento (polimento) de lixiviados parcialmente estabilizados ou para a remoção de cor e de substâncias recalcitrantes (KURNIAWAN et al., 2006).

O Quadro 3 apresenta os processos físico-químicos utilizados no tratamento de lixiviado. Os conceitos do tratamento por air stripping são de suma importância nesta pesquisa, portanto, serão abordados em capítulo exclusivo.

Processos Físico-químicos	Aplicação	Comentários
Sedimentação/ Flotação	remoção de sólidos em suspensão	limitado se usado separadamente
Filtração	remoção de sólidos em suspensão	polimento
Air Stripping	remoção de amônia e orgânicos voláteis	equipamentos para controle de poluição de ar
Steam Stripping	remoção de orgânicos voláteis	alto custo; necessidade de tratar a corrente de vapor
Adsorção	remoção de orgânicos	custos variáveis
Troca Iônica	remoção de inorgânicos	polimento
Ultrafiltração	remoção de microrganismos e compostos orgânicos de alto peso molecular	sujeita a entupimento; de aplicabilidade limitada
Osmose reversa	remoção de inorgânicos (efluentes diluídos)	alto custo; necessidade de pré-tratamento
Oxidação	remoção de orgânicos (efluentes diluídos)	uso de cloro e ozônio pode levar a subprodutos indesejados

Quadro 3. Processos físico-químicos utilizados no tratamento de lixiviados

Fonte: TCHOBANOGLIOUS; KREITH, 2002.

A precipitação química é aplicada ao tratamento de efluentes com objetivo de remover metais e matéria orgânica. Quando utilizado Ca(OH)_2 como agente precipitante, há formação de carbonato de cálcio que atua como coagulante, pois não há o processo de coagulação e floculação e sim a conversão através de uma reação química, que produz um produto insolúvel (NUNES, 2004).

Li et al. (1999) promoveram a precipitação química de constituintes do lixiviado com o uso do cloreto de magnésio hexa-hidratado ($\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) e do hidrogenofosfato de sódio dodecahidratado ($\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$), e observaram redução de de amônia de 5600 para 110 mg L⁻¹, com 15 minutos precipitação. Apesar destes resultados, o processo implicou na formação de NaCl em concentração elevada e potencialmente tóxica, considerando-se a aplicação do tratamento biológico após o químico.

O hidróxido de cálcio (Ca(OH)_2) também tem sido bastante utilizado no tratamento de lixiviado de aterro sanitário com dosagens de aproximadamente 1 a 15 g/L, sendo sua eficiência verificada especialmente para a remoção de cor, turbidez, metais,

sólidos suspensos, além de óleos dispersos e DQO (AMOKRANE et al., 1997), bem como para a correção de pH e como coagulante para remoção de materiais coloidais (SEMERJIAN e AYOUB, 2003).

Silva (2010) avaliou o método de precipitação química associado ao *stripping* de amônia no tratamento de lixiviados gerados no Aterro da Muribeca-PE. O tratamento com precipitação química utilizando-se concentrações de 15 e 35g/L de hidróxido de cálcio proporcionou cerca de 50% de remoção de turbidez e 60% de remoção de cor. O lixiviado previamente alcalinizado foi submetido ao *stripping* de amônia, alcançando eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal superior a 90% com vazão de ar de 5 L/min por litro de lixiviado, pH 12, temperatura de 26 °C e tempo de aeração de 12 horas.

Conforme Schneider e Tsutiya (2001) as membranas filtrantes constituem, atualmente, a principal inovação tecnológica nos processos de tratamento de água e de esgoto, sendo a primeira grande inovação desde o desenvolvimento das tecnologias convencionais de tratamento de água no início do século passado.

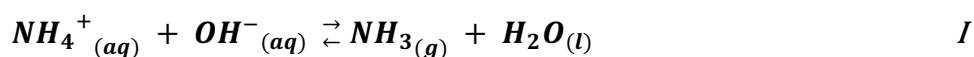
Para o tratamento de lixiviado, especialmente Osmose Reversa, tem sido amplamente usada nos países europeus, devido à habilidade de reter ambos contaminantes orgânicos e inorgânicos (RENOU et al., 2008).

Qasin e Chiang (1994), utilizando taxa de aplicação de 2,50 m³/m² e pressão de trabalho de 1.400 a 1.700 kN/m², obtiveram eficiência de 97% na remoção de orgânicos, 97,5%, na remoção de sólidos totais dissolvidos e redução das concentrações de metais para patamares inferiores aos limites de detecção, nada referindo com relação à porosidade das membranas.

5 Arraste de amônia com ar

O arraste com ar é um processo de transferência de massa que acelera a volatilização de compostos da fase líquida para uma fase gasosa, fazendo-se passar ativamente o ar através da água (LAGREGA et al., 2001).

A amônia, em fase aquosa, encontra-se em equilíbrio de duas formas, que é a iônica (NH_4^+) e a molecular gasosa (NH_3). A **Reação I** expressa a dinâmica do equilíbrio da conversão do íon amônio para gás amônia (USEPA, 1975).



O equilíbrio do processo de conversão depende do pH. Para pH em torno de 7,2 a tendência é o equilíbrio ser deslocado para a esquerda. Com a elevação do pH, há o deslocamento do equilíbrio para a direita e conseqüentemente uma maior elevação da fração gasosa. A quantidade de amônia que pode ser removida de um efluente através do arraste com ar é dependente de dois equilíbrios termodinâmicos: o equilíbrio de amônia no gás/líquido e o equilíbrio de dissociação da amônia no líquido.

Clegg e Whitfield (1995, apud REIS E MENDONÇA, 2009), propuseram um modelo aplicável à avaliação da constante de dissociação da amônia ionizada em águas salinas, válido para temperaturas compreendidas no intervalo de 271 K a 313 K (-2 a 40°C) e salinidade variando entre 0 e 40 g/kg. Nesse sentido entende-se que a aplicação deste modelo poderia ser considerada, também, para lixiviados de aterro sanitário, visto, as altas concentrações de sais presentes nesses efluentes.

Emerson *et al.* (1975, apud REIS E MENDONÇA, 2009), por sua vez, correlacionaram empiricamente a constante de dissociação da amônia ionizada em águas doces com a temperatura, bem como, Bonmati e Flotats (2003) que correlacionaram o pH e a temperatura, propondo um modelo, no qual, concentração de amônia livre está expressa nas **Equações** (1) e (2).

$$[NH_3] = \frac{[NH_3 + NH_4^+]}{1 + \frac{[H^+]}{K_a}} \quad 1$$

De modo que a concentração de amônia e dada por:

$$[NH_3] = \frac{[NH_3 + NH_4^+]}{1 + 10^{pK_a - pH}} \quad 2$$

Onde:

$[NH_3]$ é a concentração de amônia livre (mg/L);

$[NH_3 + NH_4^+]$ é a concentração de nitrogênio amoniacal total (mg/L)

pK_a , pode ser determinado em função da temperatura T, seguindo a Equação 3:

$$pK_a = 4 \times 10^{-8} \times T^3 + 9 \times 10^{-5} \times T^2 - 0,0356 \times T + 10,072 \quad 3$$

A

Figura 2 apresenta gráfico elaborado a partir da Equação 2 e mostra a porcentagem de amônia livre em função do pH em diferentes temperaturas.

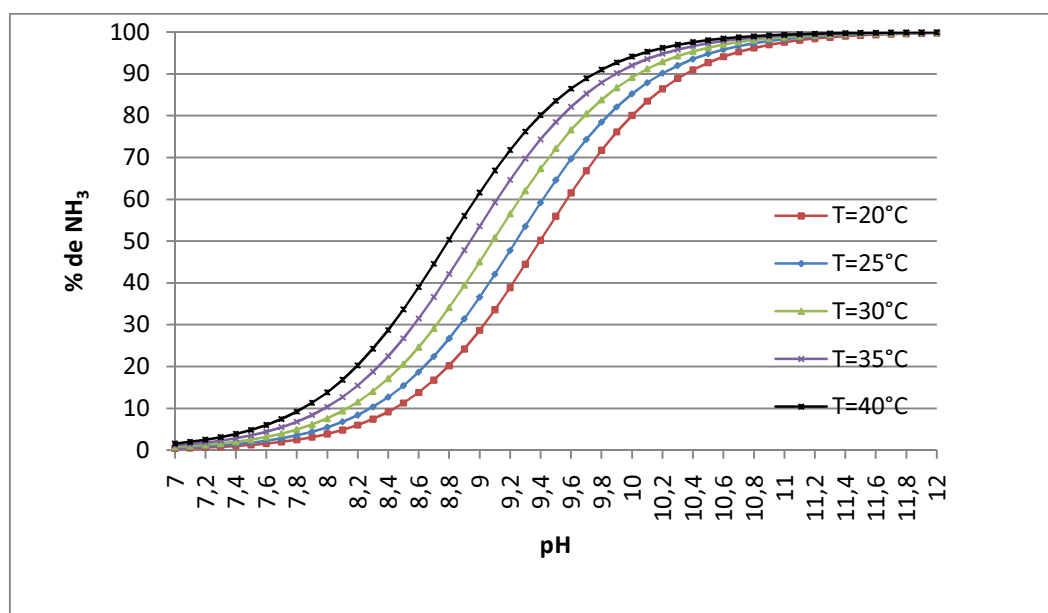


Figura 2. Porcentagem correspondente à amônia livre, em função do pH e de diferentes temperaturas. Nota: Curvas construídas a partir da eq. 2.

Os valores de pKa também dependem da força iônica da solução. O valor de 9,25 para a amônia a 25 °C fornecido por Lide (2007, apud SOUTO, 2009), só é válido quando a força iônica for igual a zero.

Devido à sua eficácia, o *stripping* é o método mais amplamente utilizado para a remoção de NH₃ de lixiviado. Segundo Li et al. (1999b), o maior inconveniente do método de *stripping* de amônia é o impacto ambiental devido à liberação de amônia para atmosfera.

A adição de NaOH ao lixiviado, para ajuste de pH, frequentemente usado na técnica do *stripping*, proporciona certo aumento na temperatura do efluente devido à liberação de calor decorrente da reação exotérmica (ZONGLIE XIE, 2009), sendo esse um fator que pode aumentar a remoção de nitrogênio amoniacal.

O arraste de amônia, no entanto, pode remover entre 60 e 95% do nitrogênio amoniacal, não tendo qualquer efeito sobre as outras formas de nitrogênio (METCALF; EDDY, 1991). Metcalf e Eddy, (1991) apontam como vantagens do arraste de amônia o fato dessa técnica não ser sensível às substâncias tóxicas (é um processo físico-químico). Além disso, essa técnica pode permitir o controle da quantidade de amônia que se deseja remover e pode ser capaz de fornecer um efluente que atenda os limites impostos pela legislação ambiental. Entretanto, os

mesmo autores apontam como desvantagens os elevados custos de operação e manutenção, a necessidade de produtos químicos para o controle do pH e a possibilidade de apresentar problemas de ruído.

O tratamento utilizando *stripping* pode ser realizado em tanques ou em torres. Os sistemas em tanques de arraste consistem no uso de reservatórios dotados de aeradores. O borbulhamento de ar difuso ou a ação de agitadores mecânicos aumentam a superfície de contato gás/líquido e com isso aumentam a transferência de massa através dessa interface (LAGREGA et al., 2001).

No caso do uso de torres de arraste, os sistemas possuem a fase gasosa contínua. As torres de arraste funcionam de forma que o líquido escorre na forma de um filme fino sobre a superfície de um material de recheio, ao mesmo tempo em que se faz passar uma corrente de ar através desse recheio, normalmente em sentido contrário ao do escoamento líquido (LAGREGA et al., 2001).

A aplicabilidade das tecnologias de remoção de amônia geralmente depende de vários fatores como o nível de contaminação, a segurança das instalações e análise de regulamentação, e a disponibilidade de uma fonte de calor e produtos químicos. Além disso, as composições e concentrações dos lixiviados de aterro dependem diversas condições ambientais, da idade e da maturidade do aterro. Um lixiviado novo contém altas concentrações de compostos recalcitrantes e amônia, enquanto um lixiviado velho contém concentrações relativamente baixas de matéria orgânica, e também são ricos em amônia (PENG et al., 2008). Dependendo da situação, os métodos convencionais podem ser caros e ineficientes (BONMATI; FLOTATS, 2003; LIAO et al., 1995), destacando a necessidade da otimização contínua de técnicas alternativas de tratamento para a remoção mais eficiente da amônia.

5.1 Estudos de remoção de carga nitrogenada por air stripping.

Dentre os estudos realizados referentes à remoção de carga nitrogenada por *air stripping* destaca-se o de Campos et al. (2007) que obteve remoção de 96% de

amônia, após 7 horas de operação utilizando reatores de 2 L em batelada a uma temperatura de 65°C, sem correção de pH. No estudo do mesmo autor, o lixiviado foi aerado através de compressor de aquário. Foram realizados experimentos com o pH normal da amostra e pH 11,0 e nas temperaturas ambiente (25 °C) e a 65 °C, no qual, constatou-se que o arraste da amônia está relacionado com a remoção de alcalinidade total. Cabe ressaltar que a aplicação de temperaturas mais altas, implica em maior gasto energético.

Segundo Bonmatí (2003) que avaliou o efeito do pH inicial no *air stripping* de amônia em efluente de suinocultura. E utilizou uma coluna de vidro com 97,5 cm de altura e 5 cm de diâmetro interno, em alta temperatura (80° C), com recirculação de efluente. Em seu estudo investigou os valores de pH 7,5; 9,5 e 11,5 em 4 L de efluente e obteve aproximadamente, 99% de remoção em 3, 4 e 5 horas de batelada, respectivamente.

Hasar et al (2009) conduziram experimentos de *air stripping* em lixiviado de aterro sanitário. Para tanto utilizaram quatro reatores com diferentes valores de pH, ajustados para 9,0; 10,0; 11,0; e 12,0, respectivamente, nos reatores 1 a 4. A remoção de amônia foi proporcional ao aumento de pH, sendo que para pH 10 a remoção foi de 76,4%, 90,6% para pH 11 e 93,2% em pH 12, quando a taxa de fluxo de ar foi mantido em 2 l / min, agitação de 400 rpm e tempo de contato em 6 h.

Liao (1995) investigou o processo de *air stripping* em efluente de suinocultura, utilizando duas torres idênticas de acrílico com recheio, cada uma com 180 cm de altura e 16,3 cm de diâmetro interno. As bateladas foram realizadas com recirculação e 10 L de efluente. Foram estudados 3 níveis de pH (9,5; 10,5 e 11,5) e 3 vazões de ar (45, 65 e 90 L/min). Obteve-se até com pH 11,5 e vazão de ar 90 L/min em 7 horas de batelada. No entanto, com pH 9,5 e vazão de ar 45 L/min foram necessárias 55 horas de batelada para se alcançar 91% de remoção.

Leite (2009), em seu estudo, utilizou 4 torres recheadas com brita, em batelada, 2L (variando o volume do recheio), volume de ar aplicado 3,15 m³ por torre, sendo o lixiviado com pH 9,0. O autor observou uma remoção de 90% após 1,5 horas de aeração, sendo que a concentração inicial do nitrogênio amoniacal era de 1020 mg/l e não houve correção de pH.

Silva et al., (2007) realizou testes em recipiente com 15L de lixiviado, utilizando bomba de aquário, e tempo de retenção de 20 dias. O lixiviado estudado possuía alta alcalinidade e pH igual à 8. Foi constatado que, mesmo após a remoção de alcalinidade, que caiu para de 5000 para 1400 mg/L, o pH se manteve em 8, por ainda ser alta a concentração de CaCO_3 . Observou-se que não ocorreu nitrificação, portanto, descartou-se a possibilidade da queda da alcalinidade ter sido em função desse processo. Os níveis de OD mantiveram sempre inferiores à 0,5 mg O_2 /L. Ficou evidente a relação da queda dos teores de nitrogênio amoniacal e o consumo de alcalinidade.

Souto (2009) utilizou tubos de PVC de 150 mm de diâmetro e 140 cm de altura. Na base da torre havia aberturas para a entrada de ar e a saída de líquido. As torres foram operadas em batelada em recipientes de 20L. A vazão de líquido variou entre 240 e 350 mL/min. A vazão de ar foi mantida constante em cerca de 1,1 L/s. Foram avaliadas as variáveis pH, alcalinidade, nitrogênio total Kjeldahl, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, demanda química de oxigênio (DQO), condutividade e carbono (total, orgânico, inorgânico e volátil). O autor concluiu que foram necessários 12m^3 de ar para remover um grama de amônia.

Ozturk et al. (2003), realizaram estudos em lixiviado de aterro sanitário utilizando o *air stripping* como técnica para remoção de amônia. A investigação foi realizada em béquer de 1 L e com taxa de vazão de ar de 7,6 L/min e lixiviado após precipitação química com $[\text{Ca}(\text{OH})_2]$. Foi dado um enfoque ao processo de precipitação química, na tentativa de se estabelecer a dosagem ideal de cal. Foram realizados três ensaios, cada um iniciado com um valor de pH (10; 11 e 12) com duração de 120 minutos, sendo que o experimento iniciado com pH 12 foi analisado durante 24 horas. Nestes ensaios, a remoção foi de 72% em pH = 12, enquanto as remoções foram cerca de 20% em pH = 10 e pH = 11, em 2 horas de *air stripping*.

Outra pesquisa relacionada à remoção de carga nitrogenada por *air stripping* foi a de Kiliç (2007), na qual o pH da amostra do lixiviado foi aumentada para 11 por pré-tratamento com cal ($\text{Ca}(\text{OH})_2$). O processo de *air stripping* foi realizado após 2 horas de precipitação química. Foi aplicada aeração de 15 L ar/min efluente no

sobrenadante ao longo de 24 horas a concentração de amônia foi reduzida de 1140 mg.L⁻¹ para 451 mg.L⁻¹.

5.2 Fatores de influência no processo de arraste de amônia com ar

5.2.1 Efeitos da temperatura

A temperatura exerce grande influência na remoção da amônia do meio aquoso por *stripping*, conforme visto na

Figura 2. Para um mesmo valor de pH essa diferença pode chegar a 68%, entre curvas de 10 e 25 °C, e até 87%, entre curvas de 0 e 25 °C (SOUTO, 2009).

Considerando as propriedades físico-químicas da amônia pura, observa-se que com o aumento da temperatura:

- a sua pressão de vapor aumenta;
- a solubilidade dos gases em água em água diminui;
- a constante de ionização de amônia em água é afetada;
- o processo de transferência de massa é afetado;
- o transporte por difusão tende a aumentar (GIORDANO, 2003).

Quando a temperatura aumenta ocorre difusão molecular de amônia, sendo o efeito mais evidente em temperaturas acima de 25 °C (QUAN, 2009). Considerando que 33°C é uma temperatura comum no clima brasileiro, o aumento de temperatura pode ser desnecessário em sistemas reais, quando obtido um sistema de aeração bem projetado e um ajuste de pH adequado (GIORDANO, 2003). O ar injetado por sopradores industriais é normalmente aquecido devido transferência de calor gerada pelo próprio equipamento, o que também pode contribuir para melhorar a eficiência de remoção de amônia.

Segundo Collivignarelli et al. (1998, apud MOURA, 2008), quando a temperatura foi variada de 20°C para 40°C, observou-se aumento da eficiência de remoção de 26% para 80%, sendo mantidos os mesmos valores de pH (12) e de vazão específica de ar (120 L/h.L), embora o autor tenha dado ênfase à influência da temperatura, a Tabela 2 evidencia a importância do tempo de aeração e da taxa de vazão ar aplicada.

A Tabela 2 mostra as eficiências obtidas em função da temperatura com pH inicial igual a 10,5.

Tabela 2. Testes por *stripping*, em condições de processo e operação em intervalos de 2, 4 e 8 horas.

Testes	Temp. °C	Q _{ar stripping} NL / (l.h)	Eficiência		
			2 horas	4 horas	8 horas
1	50	70	19	37	63
2	60	70	44	67	91
3	70	70	46	77	95
4	50	45	13	25	48
5	60	45	18	40	70
6	70	45	38	65	90

Fonte: Collivignarelli et al. (1993, apud GIORDANO, 2003).

A importância da temperatura pode ser evidenciada quando analisa-se sua interferência no cálculo da constante de Henry, no equilíbrio químico das espécies de amônia e na constante Ka do íon NH₄⁺, conforme descrito acima na Equação 3.

A constante de Henry (H), como qualquer outra constante de equilíbrio, varia com a temperatura de acordo com a equação de Van't Hoff (CHAGAS, 1999), a qual pode ser escrita na forma simplificada (Equação 4):

$$\log H = -\frac{A}{T} + B \quad 4$$

Onde: H é a constante de Henry;

T é a temperatura [K];

A e B são coeficientes empíricos de ajuste (METCALF; EDDY, 2003).

5.2.2 Efeitos do pH

O método de *air stripping*, quando aplicado como pré-tratamento de lixiviado tem por objetivo a remoção de amônia; porém, o arraste reduz as concentrações de outras espécies químicas, tais como compostos orgânicos voláteis, o que explica a redução do pH durante experimentos que sofreram alcalinização.

Nas pesquisas realizadas por Calli et al. (2005), Cheung et al. (1997), Hasar et al. (2009), o processo foi realizado com altos valores de pH. De fato, baixos valores levam a baixas eficiências, enquanto que altos valores levam a altas eficiências, mas com o inconveniente de um aumento significativo no consumo de alcalinizante (MOURA, 2008). Em um experimento realizado por Quan (2009), quase 85% da amônia pode ser liberada em forma de gás pelo processo de *air stripping* com pH maior que 11. Segundo Collivignarelli et al. (1998 apud GIORDANO, 2003), o pH ótimo para o processo de arraste é aproximadamente de 10,0 a 10,5. O aumento do pH para 12 promoveu uma eficiência de remoção de 50%, porém não foi significativa quando comparada ao consumo de alcalinizante.

5.2.3 Efeitos da taxa de vazão de ar

Segundo Quan (2009), existe um valor crítico para a taxa de fluxo de ar que é cerca de 1,4 l/s, e temperatura acima de 25°C, quando a taxa de fluxo de ar estiver abaixo deste valor, ele tem menos efeito sobre a eficiência e transferência de massa coeficiente de remoção de amônia, mas quando a taxa de fluxo de ar é um valor maior, pode resultar em um aumento evidente da eficiência de remoção.

Dentre a bibliografia consultada a menor taxa de vazão de ar ($0,03 \text{ NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$) foi aplicada por Marttinen et al., (2002) que estudou métodos físico-químicos de tratamento de lixiviado de aterro sanitário e a maior ($66 \text{ NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$) foi aplicada por Souto (2009).

5.2.4 Efeitos da concentração inicial de amônia na eficiência de remoção

A eficiência do *air stripping* é quase independente da concentração inicial de amônia. Entretanto, uma alta concentração de amônia pode aumentar as forças que governam a transferência de massa, levando a uma maior taxa de remoção de amônia (QUAN, 2009).

5.2.5 Efeito do recheio

O recheio tem por objetivo propiciar maior superfície de contato e facilitar a transferência de massa no processo de remoção. Existem no mercado diversos materiais de recheios com inúmeras formas e tamanhos. Souto (2009) utilizou anéis tipo “Raschig”, feitos de polietileno corrugado, com diâmetro de 25 mm. Leite (2009), por sua vez, utilizou em sua pesquisa brita nº 04 e obteve remoção de amônia superior a 90% e 7 horas de batelada. Entretanto, pode ocorrer incrustação do material de recheio devido à precipitação de carbonato de cálcio (Souto, 2009).

5.2.6 Efeito da espuma

Nesta pesquisa buscou-se estudar também, o efeito de formação da espuma na eficiência de remoção de amônia durante o processo de *air stripping*. Alguns autores têm relatado o comportamento da formação de espuma durante este processo e suas implicações.

Souto (2009) aqueceu até a fervura amostras de lixiviado de 100 e 300 mL, e observou que o procedimento de se aumentar a temperatura para obter maior percentual de amônia volátil, pode ser limitado pela grande formação de espuma. Santos (2009) aponta a possibilidade de formação de grande quantidade de espuma, como sendo uma das principais desvantagens do método de *air stripping*.

Segundo Lei (2007), em seu experimento foi produzida uma grande quantidade de espuma durante os primeiros 30 minutos, especialmente para a taxa de 2 L/min,

sendo a espuma dissolvida manualmente por um bastão de vidro. Para Calli et al. (2005) a formação de espuma pela utilização de NaOH foi reduzida substituindo-se esse composto por $\text{Ca}(\text{OH})_2$ para ajustar o pH.

5.2.7 Difusor

As pedras porosas são bastante utilizadas para difundir as bolhas de ar e criar o arraste, como visto nos estudos de Silva (2002), Contrera (2008), Silva et al. (2007), Andrade (2008) e Maringonda Junior (2007). Já Souto (2009) utilizou um tubo de PVC perfurado em formato de cruz. Para realização de projetos em escala real, já existem no mercado, diversos tipo de difusores de ar.

5.3 Aparatos experimentais

Os estudos publicados sobre *air stripping* em lixiviados de aterros sanitário, e a variabilidade entre os aparatos e parâmetros experimentais de pesquisas envolvendo *stripping* de amônia, dificultam a comparação de resultados entre pesquisas. As dimensões dos pilotos, a vazão de ar utilizada, os tipos de difusores, entre outros, são definidos por cada pesquisador, conforme a literatura a qual obteve acesso e também por conveniência, sendo esses fatores, intervenientes nos resultados experimentais.

Os equipamentos utilizados no método de *stripping* são de suma importância para alcançar alta eficiência de remoção. A Tabela 3, a seguir apresenta os detalhes de alguns dos sistemas de *air stripping* propostos em várias pesquisas.

Tabela 3. Descrição dos equipamentos utilizados para promover *air stripping*, encontrados na literatura.

Referência	Quant. de Torres	Piloto		Recheio	Taxa de Vazão de ar (L/L.mim)	Equipamentos					Operação	
		Dimensões (m)	Vol. de Lix. (L)			Aeração	Agitação	Aquecimento	Vazão de ar	Difusor	Tempo (horas)	Recirculação
Campos 2007	4	Béquer	2	Não	N.i	Compressor de aquário	Placa de agitação/aquecimento	N.i	N.i	7	Não	
Veiga 2006	1	5 (h) x 0,15 (d)	14 -44	Não	4,7	Equipamento de injeção de ar	Não	Resistência 1.000W	Rotâmetro	N.i	4	Sim
Leite 2007	3	5 (h) x 0,15 (d)	2	Brita nº 04	17,5	Jet Master Schulz	Não	Não	N.i	N.i	2,5	Não
Silva 2007	1	1,1 (h) x 0,45 (d)	15	Não	1,4	Bomba aquário Better 650	Não	Não	N.i	Better 650	20	Não
Leite 2009	4		10	Brita nº 04	10,5	sim	Não	Não	N.i	N.i	5; 5,5	Não
Souto 2009	2	1,4 (h) x 0,15 (d)	10	Anéis de rachig	66	Comp. Schultz MS 2,6 1 estágio	Não	Não	N.i	Tubo PVC perfurado	2,5; 144; 600	Sim
Ozturk 2003		Béquer	1	Não	7,6	Não	Agitador Magnético	Não	N.i	N.i	0,5; 2; 24; <24	Não
Marttinen 2002	1	0,40 (h) x 0,06 (d)	1,1	Não	(0,03)(0,16)	Sim	N.i	Não	N.i	N.i	0; 6; 24	Sim
Bonmatí 2003	1	0,975 (h) x 0,05 (d)	4	Não	20	Sim	N.i	Sim	N.i	N.i	3; 5	Sim
Essa pesquisa	2	0,90 (h) x 0,10 (d)	1	Não	(2) (5) (10)	Bomba 1/4cv	Não	Não	Rotâmetro	Vidro sinterizado	4	Não

Nota: N.i.- não informado; Sim – foi utilizado, porém, não especificado; Não – não foi utilizado; (valor) - quando estudado mais de uma parâmetro.

6 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A Central de Tratamento de Resíduos de Vila Velha – CTRVV, apresentada na Figura 3, localiza-se na cidade de Vila Velha, ES, possui 10 anos de operação e tecnologia de aproveitamento do gás metano instalada há 3 anos. Atualmente, recebe 600 toneladas por dia de resíduos sólidos urbanos provenientes de 18 municípios do estado, dentre eles Guarapari, Cachoeiro de Itapemirim e Vila Velha.



Figura 3. Foto aérea do aterro da CTRVV com destaque para a estação de tratamento de lixiviados.
Fonte: Google (2010).

6.1 Estação de tratamento de lixiviado da CTRVV

O sistema de tratamento de lixiviado é constituído de cinco etapas distintas:

Lagoa de equalização (14.000 m³);

O lixiviado oriundo do aterro sanitário é direcionado para a lagoa de equalização, existente desde o início da operação do aterro. Nesta lagoa o lixiviado é acumulado e homogeneizado com o objetivo de amortizar naturalmente os picos de carga e de volume, sendo este eventualmente recirculado pelas células do aterro.

A lagoa de equalização possui dimensões de 56 metros de comprimento, 80 metros de largura e altura útil de 4 metros e tem volume aproximado de 14.000 m³. O tempo de detenção hidráulica de projeto para o lixiviado é de cerca de 115 dias.

Após detenção na fase de equalização o lixiviado é succionado do fundo da lagoa e recalcado para o tratamento físico-químico por meio de uma bomba centrífuga.

Tratamento físico-químico (47 m³);

O tratamento físico-químico é constituído de um tanque operado em batelada, com tempo total estimado de 1h e 40min. O tanque tem volume útil de 40 m³, conta com um agitador e sua operação está prevista para ser realizada durante o período diurno por meio de sistema automatizado de controle. Propostas de melhoria do sistema físico-químico existente incluem a adoção de um pré-tratamento por *stripping* de amônia. A aplicação dessa técnica tornaria possível a redução das concentrações de nitrogênio amoniacal para valores aceitáveis, reduzindo assim a toxicidade do lixiviado, antes do tratamento biológico. Altas concentrações de nitrogênio inibem a ação dos microrganismos autotróficos, responsáveis pela oxidação dos compostos inorgânicos de nitrogênio, principalmente íons amônio (NH₄⁺) e nitrito (NO₂⁻) (METCALF; EDDY, 2003).

Tratamento Biológico:

O tratamento biológico é constituído por duas lagoas em série, lagoa anóxica seguida de lagoa aeróbia, sendo o efluente novamente encaminhado à lagoa anóxica. No ambiente aeróbio processa-se a nitrificação e a oxidação aeróbia da matéria orgânica e no ambiente anóxico processa-se a desnitrificação. A vazão de alimentação do tratamento biológico é medida manualmente através de uma calha Parshall de 03 (três) polegadas com vazão mínima de 0,8 L/s e máxima de 53 L/s, instalada na entrada da lagoa anóxica.

c₁ . Lagoa Aerada (2.400 m³)

A lagoa aeróbia tem volume útil de 2.400 m³, largura de 27 metros e comprimento de 47 metros na base e altura útil de 3,0 metros.

Para a aeração da lagoa aeróbia são utilizados 24 difusores tubulares de ar de bolhas finas, alimentados por um soprador, o qual está abrigado em sala própria, componente da casa de força. A concentração de oxigênio dissolvido no tanque é ser mantida em torno de 2,0 mg/L para garantir a nitrificação.

c₂ . Lagoa Anóxica (1.800 m³)

A lagoa anóxica tem dimensões de 12 (doze) metros de largura e 20 (vinte) metros de comprimento na base e altura útil de 3,5 m, com volume útil de 1.800 (mil e oitocentos) m³. Conta com 02 (dois) agitadores, os quais são mantidos ligados 24 (vinte e quatro) horas por dia, a fim de manter a biomassa em suspensão e garantindo a homogeneidade do reator.

Após a lagoa anóxica apresentada na Figura 4, o lixiviado juntamente com a biomassa em suspensão, é encaminhado para a lagoa aeróbia, por gravidade. Inicia-se, então, o processo de nitrificação do nitrogênio amoniacal, no qual este é convertido a nitrato, e onde ocorre a oxidação da matéria orgânica.



Figura 4. Lagoa anóxica com formação de biomassa suspensa e ao fundo da imagem a lagoa aerada.

c₃. Lagoa de Polimento (2.100 m³)

Na lagoa de polimento são retiradas amostras de lixiviado para análise de parâmetros físico-químicos e se estiverem dentro do estabelecido pela legislação de lançamento de efluentes, o lixiviado é descartado.

6.2 Variação temporal das características do lixiviado do aterro sanitário da CTRVV

A Figura 5 ilustra a variação temporal das variáveis, Nitrogênio Amoniacal (NAT), Carbono Orgânico Total (COT), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) do lixiviado do aterro sanitário da CTRVV durante o ano de 2009 e primeiro semestre de 2010.

Observa-se que as concentrações de nitrogênio amoniacal total (NAT) mantiveram-se entre a faixa de 1000 e 2000 mg/L, o parâmetro DQO apresentou valores entre 2000 e 4000 mg/L, sendo registrados picos superiores a 5000 mg/L, a DBO apresentou valores constantes no ano de 2009 e grande variação no ano de 2010. Os valores encontrado para COT variaram bastante, sendo que no ano de 2010, apresentaram comportamento semelhante aos demais parâmetros. As concentrações desses parâmetros caracterizam a fase do aterro, como sendo metanogênica.

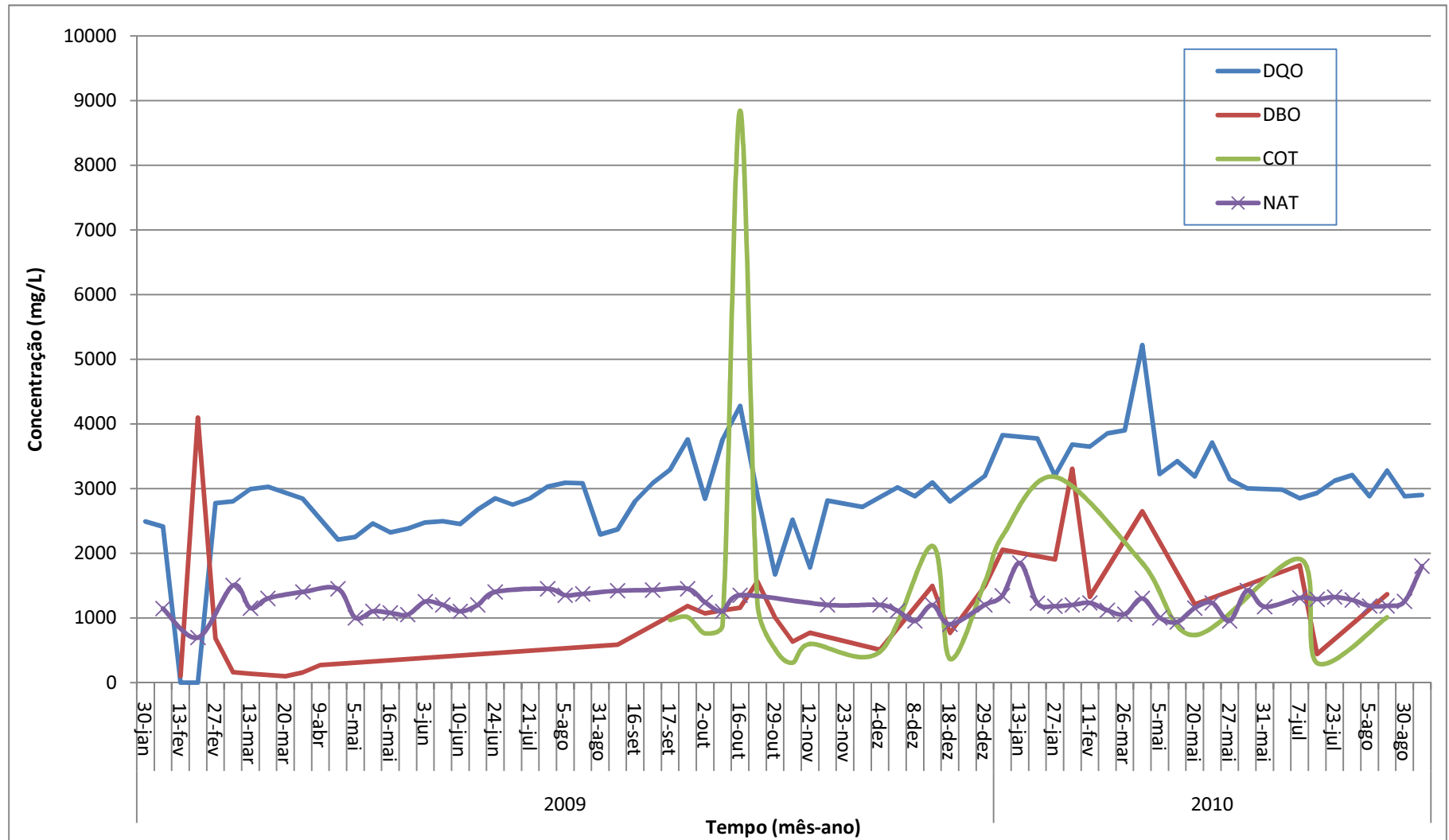


Figura 5. Variação dos dados do lixiviado do aterro sanitário da CTRVV durante o ano de 2009 e o primeiro semestre de 2010. Dados cedidos pela CTRVV.

7 MATERIAL E MÉTODOS

Os procedimentos metodológicos utilizados na presente pesquisa foram definidos utilizando-se de uma revisão da literatura referente às técnicas de tratamento de lixiviado por *stripping*. Decidiu-se adotar para os experimentos a técnica de torres de arraste, realizando-se um **Estudo Preliminar** denominado **Etapa I** e, a partir desse, o desenvolvimento de uma segunda etapa do tratamento.

Esse **Estudo Preliminar** permitiu avaliar as condições operacionais relevantes e possibilitou, com base na eficiência obtida do processo, avaliar o tempo de batelada necessário para reduzir a concentração de nitrogênio amoniacal do efluente a níveis perceptíveis, e assim, programar o tempo para realizar toda a segunda etapa do experimento. Foi possível também estimar empiricamente a quantidade de NaOH necessária para elevar o pH e avaliar a quantidade de espuma gerada nas torres.

Posteriormente, foram traçadas as configurações do sistema experimental da **Etapa II**, realizada em 3 (três) campanhas, cada uma com amostra diferente, sendo aplicadas variações de pH e vazão de ar.

Os procedimentos adotados na **Etapa II** possibilitaram avaliar o efeito dos fatores, vazão de ar e pH na eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal em torres de arraste, em escala de bancada.

Na Figura 6 apresenta-se, de forma estruturada, dividido em etapas e atividades, o programa experimental desenvolvido neste estudo.



Figura 6. Fluxograma do programa experimental com a descrição das atividades realizadas em cada Etapa.

7.1 Etapa I – Estudo Preliminar

7.1.1 Torres de aeração: construção e operação

As torres de aeração em escala piloto foram utilizadas em ambas as Etapas desta pesquisa. Os ensaios experimentais foram conduzidos em escala piloto e em regime batelada. As amostras de lixiviado foram submetidas ao processo de arraste utilizando 02 (duas) torres de acrílico, ambas com 90 cm de altura e 10 cm de diâmetro interno.

O sistema de aeração foi composto por um compressor de ar, marca Logen 1/4 CV, além de 02 (dois) rotômetros, marca Applitech, que realizam controle da vazão de ar. O rotômetro 1 atua na faixa de 0,7 a 7,5 NL/min e rotômetro 2 na faixa de 5 a 60 NL/min e as microbolhas necessárias para o arraste foram geradas por difusores de vidro sinterizado (pedras porosas), comumente utilizados em aquários.

A Figura 7 apresenta as torres de arraste de amônia, bem como os rotômetros utilizados para controlar a vazão de ar.

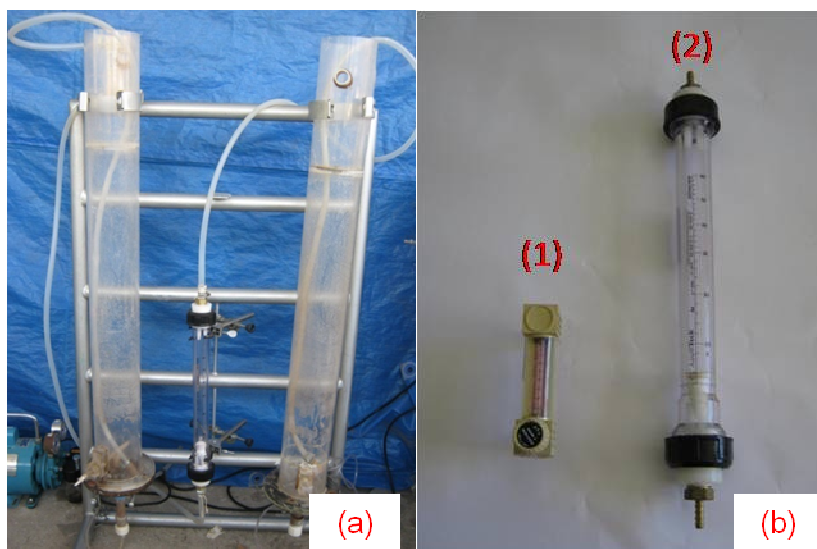


Figura 7. (a) torres de *stripping*, construídas em acrílico com saída para retirada de amostras durante os experimentos. (b) rotâmetro 1 atua na faixa de 0,7 a 7,5 NL/min e rotâmetro 2 na faixa de 5 a 60 NL/min.

As torres foram construídas em acrílico para possibilitar uma melhor observação do processo de *air stripping*. A formação da espuma, a incrustação e o borbulhamento gerados nas diferentes vazões, puderam ser comparadas visualmente.

7.1.2 Coleta e preservação das amostras da Etapa I

As amostras de lixiviado estudadas foram coletadas na caixa de passagem situada a jusante da lagoa de equalização, para a qual o lixiviado proveniente das células é encaminhado. Como a lagoa de equalização possui tempo de detenção de 115 dias, as características desse lixiviado são resultantes dos processos físico-químicos ocorridos no aterro e na lagoa durante esse período.

Como esses ensaios eram desempenhados imediatamente após a coleta, realizada com béquer de 5 L, não foram adicionados preservantes, tampouco foi realizado o resfriamento das amostras. O laboratório de análises de efluentes da CTRVV localiza-se contíguo ao local de coleta. A Figura 8 apresenta o local de coleta das amostras de lixiviado.



Figura 8. Ponto de coleta das amostras (a) na entrada da tubulação na calha Parshal (b).

7.1.3 Metodologia de análises físico-químicas

Os ensaios foram realizados em condições de temperatura ambiente e pressão atmosférica. O pH foi aferido conforme *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005) utilizando-se equipamento digital de bancada da marca GEHAKA, modelo PG 1800.

Determinação da DQO – Método colorimétrico

As análises de Demanda Química de Oxigênio (DQO) foram realizadas por meio do método Dicromato HACH que possui curva interna de calibração, aprovado pela *United States Environmental Protection Agency* (USEPA), utilizando-se para a digestão das amostras um reator Hach modelo DRB200.

Em um balão de 25 mL adicionou-se 5 mL da amostra e completou-se o volume com água destilada. Em seguida, transferiu-se 2 mL dessa solução para um tubo de ensaio contendo reagente "DQO Dicromato" que foi colocado no aparelho DRB200, em uma temperatura de 150°C, por duas horas para a digestão da amostra. Após a digestão, fez-se a leitura no programa selecionado: "17 COD" do colorímetro HACH DR 890. Seguiu-se o mesmo procedimento para o branco que foi feito por intermédio

do mesmo processo de digestão, porém sem a amostra. O resultado das análises é dado em mg/L.

Determinação de Nitrogênio Amoniacal Total (NAT)

Preparou-se uma solução utilizando-se um balão de 50 mL onde foram adicionados 0,5 mL da amostra e completou-se o volume com água destilada. Em seguida, transferiu-se 0,1 mL dessa solução para um tubo de ensaio high range HACH, adicionou-se o conteúdo do sachê de *ammonia salicylate reagent* e do sachê *ammonia cyanurate reagent* agitando os tubos para melhor solubilização dos reagentes. Ligou-se o colorímetro DR890 e esperou-se 20 minutos para realizar a leitura de nitrogênio amoniacal.

Para se obter a concentração de NAT nas amostras, segundo o método Hach, com curva de calibração interna, multiplicava-se o valor obtido no colorímetro pelo valor da diluição realizada (50 mL).

7.1.4 Ensaios da Etapa I - Estudo Preliminar

Esse estudo preliminar consistiu na realização de 05 (cinco) testes, cada um, com 1L de lixiviado, conduzidos em pH 10, 11, 12 e nas condições naturais, ou seja, sem adição de NaOH, o qual, nesta pesquisa foi denominado "pH natural". As vazões de ar injetadas foram de 2 e 5 NL.L⁻¹.min⁻¹.

No Tabela 4 apresentam-se as condições de realização de cada ensaio da Etapa I.

Tabela 4. Condições dos ensaios realizados na Etapa I.

Experimento (Nº)	Qar (NL/min)	pH _i
1	2	7,91
2	2	11,0
3	5	8,12
4	5	10,0
5	5	12,0

Foram testados, inicialmente, diversos tipos de compressores, como bombas de aquário, compressores de 2 hp e bombas a vácuo, normalmente utilizados em laboratórios, até que se encontrasse o equipamento que atendesse os requisitos dos rotômetros utilizados para aferir as vazões de ar.

Esta etapa foi realizada no Laboratório de Análises de Efluentes da CTRVV. A Figura 9, ilustra as instalações do referido laboratório e os equipamentos utilizados na realização das análises. A Figura 10(b), colorímetro DR 890 (esquerda) e Bloco Digestor DBR 200 (direita).



Figura 9. Instalações do Laboratório de análise de efluentes da CTRVV (a), bem como equipamentos da marca HACH utilizados nas análises (b).

7.2 Etapa II - Tratamento

Nessa seção estão apresentados os procedimentos metodológicos realizados na Etapa II – Tratamento.

7.2.1 Coleta e preservação das amostras brutas

Conforme descrito anteriormente na **Etapa 01**, as amostras de lixiviado foram coletadas na caixa de passagem localizada a jusante da lagoa de equalização (Figura 8).

Nesta etapa, as amostras foram armazenadas em recipientes de polietileno com capacidade para 100 L e transportadas do Estado do Espírito Santo para o Estado do Rio de Janeiro, onde foi realizada toda a Etapa II. Visando minimizar o potencial de volatilização elas foram preservadas a 18°C em sala climatizada. Foram coletadas três amostras nos meses de Janeiro, Fevereiro e Março de 2011, denominadas como: A, B e C, seguindo a ordem das coletas.

A metodologia adotada para a caracterização das amostras de lixiviado, bruto e após o método de tratamento, foi baseada nos procedimento estabelecido pelo *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005). Os ensaios foram realizados no laboratório TECMA (Tecnologia em Meio Ambiente LTDA), localizado no município do Rio de Janeiro-RJ, sendo o mesmo credenciado pelo INEA – Instituto Estadual do Ambiente, sob o certificado CCL No FE 012847 e acreditado pelo INMETRO sob o certificado CRL 0200.

7.2.2 Metodologia de análise

As amostras A, B e C estudadas na Etapa II – Tratamento, foram caracterizadas com análises de diversos parâmetros, conforme apresentado na Quadro 4.

Parâmetros	Unidades	Referência
Alcalinidade Total	mg/L de CaCO ₃	SM 2320 (B)
Boro	mg/L B	SM 4500 (B)
Cálcio	mg/L Ca	SM 3010/3020/3030 (A,B)
Cloreto Total	mg/L Cl	SM 4500 Cl ⁻ (B)
Condutividade a 25 °C	µS/cm	SM 2510 (B)
Cor	mg Pt/L	SM 2120 (B)
DBO	mg/L O ₂	SM 5210 (B)
Detergentes (MBAS)	mg/L	SM 5540 (C)
DQO	mg/L O ₂	SM 5220 (B)
Fosfato Total	mg/L P	SM 4500 P(E)
Magnésio	mg/L Mg	SM 3010/3020/3030/3111 (A,B)
Mercurio Total	mg/L Hg	SM 3112
Nitrogênio Amoniacal	mg/L N	SM 4500 NH ₃ (F)
Nitrato	mg/L N	SM 4500 NO ₃ ⁻ (E)
pH do ensaio de cor a 25 °C.		SM 4500 H ⁺ (B)
Potássio	mg/L K	SM 4500 (P)
Sólidos dissolvidos totais	mg/L	SM 2540 (E)
Sólidos suspensos totais	mg/L	SM 2540 (D)
Sólidos voláteis totais	mg/L	SM 2540 (E)
Sódio	mg/L Na	SM 3010/3020/3030/3111 (A,D)
Sulfato	mg/L SO ₄ ⁻	SM 4500 SO ₄ ⁺ (E)
Turbidez	uT	SM 2130 (B)
Zinco	mg/L Zn	SM 3010/3020/3030

Quadro 4. Parâmetros referentes à caracterização do lixiviado.

Nota: SM = *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

7.2.3 Coleta das amostras de efluente tratado

O Quadro 5 apresenta as análises e suas frequências utilizadas para monitorar o tratamento nas torres de arraste. As análises físico-químicas foram realizadas de acordo com *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

Determinações analíticas	Frequência
pH	Início e a cada 1 hora
Temperatura da amostra (°C)	Início e cada 1 hora
Temperatura ambiente (°C)	Início e a cada 1 hora
NAT (mg /L)	Início, meio e fim de batelada
Alcalinidade (mg de CaCO ₃ /L)	Início, meio e fim de batelada
Condutividade (μS/cm)	Início e fim de batelada
Volume da espuma (mL)	Durante a batelada

Quadro 5. Análises físico-químicas realizadas no monitoramento das Torres de arraste.

Nota: NAT - nitrogênio amoniacal total.

A metodologia de análise laboratorial do nitrogênio amoniacal consiste na determinação em conjunto das formas: amônia na fase livre (NH₃) e íon amônio (NH₄⁺). Esse parâmetro que corresponde à soma das duas formas recebe o nome de nitrogênio amoniacal ou nitrogênio amoniacal total, este, abreviado como NAT.

A frequência adotada para monitoramento dos parâmetros físico-químicos foi baseada na pesquisa de Hasar et al. (2009) que apresentou uma configuração completa de tratamento para lixiviado de aterro sanitário.

7.2.4 Procedimentos experimentais

Para se avaliar a influência do pH e da taxa de vazão de ar na eficiência de remoção de amônia em torres de arraste em escala piloto, desenvolveu-se, neste estudo, um delineamento experimental, com quatro níveis de pH (natural, 10, 11 e 12) e com injeção de três diferentes vazões de ar (2,0; 5,0 e 10 NL.min⁻¹).

O Quadro 6 apresenta o delineamento experimental com as condições em que foram realizados cada experimento da Etapa II.

pH	Amostra A			Amostra B			Amostra C		
	Vazão de Ar (NL.min ⁻¹)								
	2	5	10	2	5	10	2	5	10
N	A1	A2	A3	B13	B14	B15	C25	C26	C27
10	A4	A5	A6	B16	B17	B18	C28	C29	C30
11	A7	A8	A9	B19	B20	B21	C31	C32	C33
12	A10	A11	A12	B22	B23	B24	C34	C35	C36

Quadro 6. Delineamento experimental.

Nota: N – pH natural da amostra (aproximadamente 8).

A partir do planejamento apresentado foi possível inferir sobre as diferenças entre os valores de pH e vazão de ar, suas possíveis interações e verificar a combinação ótima desses fatores que promoveram o maior arraste de amônia em 4 (quatro) horas de batelada.

Os dados das variáveis analisadas em cada experimento com as Amostras A, B e C, em função do tempo, são apresentados no Anexo A.

7.2.5 A Alcalinização do Lixiviado

A amônia, em fase aquosa, encontra-se em equilíbrio de duas formas, que são a iônica (NH_4^+) e a molecular gasosa (NH_3). Com a aplicação da técnica de *air stripping* é possível remover somente a espécie amoniacal na forma gasosa, sendo que a elevação do pH, provoca o deslocamento do equilíbrio químico das espécies de amônia levando ao aumento da fração gasosa.

Para o procedimento de alcalinização, o volume de 1L de lixiviado foi transferido para um béquer, sob leve agitação (100 rpm/min) e monitoramento de pH. Em seguida, com auxílio de uma pipeta de vidro com capacidade de 10 mL, adicionou-se ao lixiviado hidróxido de sódio (NaOH) 50%(V/V), até que o pH fosse ajustado

para os valores de 10, 11 e 12, exceto nos ensaios realizados com pH natural da amostra.

7.2.6 Avaliação das vazões de ar aplicadas ao processo de *stripping*

Em relação às vazões de ar, optou-se pela investigação nas faixas de 2,0, 5,0 e 10,0 NL.min⁻¹ por litro de lixiviado. O fator vazão de ar (Q_{ar}) foi determinado com base em experimentos realizados por Santos (2009), nos quais, para testes realizados com vazões de ar de 2, 5 e 10 NL.min⁻¹, foram verificadas diferenças significativas no desempenho do processo. Segundo Lei (2007), a taxa de vazão de 5 NL.L⁻¹.min⁻¹ é a mais adequada para a aplicação na engenharia. Após medida a temperatura, introduziu-se o lixiviado na torre de arraste, utilizando-se uma proveta de vidro com de capacidade de 500 ml.

Segundo Quan (2009) para se obter boa eficiência no processo de *air stripping* deve-se conduzir os experimentos com vazões de ar acima de 1,4 NL.min⁻¹.

O tempo de duração da batelada foi determinado, com base no descrito por Giordano (2003) que relata eficiência remoção de 90% de NAT em 4 horas de duração.

Nesta pesquisa, trabalhou-se com pequenos volumes (1 L) de lixiviado por batelada, o que garante vazões de ar específicas (Equação 5) iguais à 2, 5 e 10 NL.L⁻¹.min⁻¹.

$$Q_e = \frac{Q_{ar} \text{ (nL/min)}}{\text{Volume de lixiviado tratado (L)}} \quad 5$$

Onde,

Q_e = Vazão específica (NL.L⁻¹.min⁻¹);

Q_{ar} = Vazão de projeto (NL.min⁻¹).

7.2.7 Retirada da espuma

O sistema de recolhimento da espuma foi montado utilizando-se um frasco de vidro Erlenmeyer com capacidade de 200 mL, vedado com uma rolha de borracha, na qual, foram inseridas duas mangueiras de silicone, uma conectada a bomba a vácuo e a outra a uma haste de metal, que propiciava a rigidez necessária à mangueira para realizar a sucção dentro das torres.

A Figura 10 ilustra o aparato de recolhimento da espuma.



Figura 10. Sistema de recolhimento da espuma.

Ao final de cada batelada, o volume de espuma recolhida nos frascos Erlenmeyer era aferido em proveta de vidro com graduação proporcional ao volume gerado, visando atenuar a incerteza de leitura.

7.2.8 Temperatura

Em cada experimento a temperatura da amostra era aferida inicialmente e a cada hora. Calculando a média das temperaturas de todos os ensaios, obteve-se o valor de 29°C, com desvio padrão de 1,8 e coeficiente de variação de 6%. Como

coeficiente de variação e o desvio foram considerados não significantes, definiu-se, como sendo, 29°C a temperatura experimental.

7.2.9 Cálculos efetuados

Para um melhor entendimento da dinâmica do processo de *air stripping* e dos parâmetros intervenientes, foram utilizados alguns fatores matemáticos como forma de avaliação, tais como a eficiência do processo, a constante cinética e o volume de ar injetado/massa de amônia removida.

7.2.9.1 Cálculo da eficiência da remoção de amônia e transferência de massa

A eficiência da remoção de amônia é definida de acordo com a Equação 6:

$$\eta (\%) = \frac{C_{in} - C_t}{C_{in}} \times 100 \quad \text{Eq 6}$$

Na qual, C_{in} e C_t são as concentrações de amônia no início e em qualquer tempo após iniciado o processo, respectivamente, em mg/L.

7.2.9.2 Modelo Cinético

Para um sistema de *air stripping*, a taxa de transferência de massa de compostos orgânicos voláteis pode ser ajustada a um modelo não-linear, expresso na Eq. 07, a fim de comparar a taxa de remoção de amônia entre diferentes tratamentos, e as evoluções de nitrogênio amoniacal ao longo do tempo (BONMATÍ; FLOTATS, 2003).

$$C_f = C_i \cdot e^{-kt} \quad \text{Eq 7}$$

Na qual,

C_i : concentração inicial (mg/L);

C_f : concentração a qualquer momento após o início (mg/L);

t: tempo (h);

k: constante cinética (h^{-1}).

Foram plotados os dados das concentrações de amônia *versus* o tempo de operação. Com os dados plotados, foram ajustadas as curvas exponenciais e delineado o modelo cinético da eficiência em função do tempo de operação.

7.2.9.3 Taxa de aplicação superficial de vazão de ar

De acordo com o diâmetro da torre, foram calculadas, para cada vazão de ar estudada, as taxas de aplicação superficial de ar correspondentes. Para as vazões de 2; 5 e 10 NL.min⁻¹, têm-se as taxas de aplicação superficial de ar de 4,24; 10,61; 21,22 L/s.m².

7.2.10 Tratamento estatístico

Para realizar os testes estatísticos, organizar e resumir conjuntos de dados foi utilizado o software SPSS (*Statistical Package for the Social Sciences*).

Para medir o grau de correlação linear entre os parâmetros foi utilizada a matriz de correlação (Tabela 5) aplicando o teste de Pearson. O coeficiente de correlação igual a um ($r = 1$) indica correlação perfeita positiva entre duas variáveis. O coeficiente de correlação igual a menos um ($r = -1$) pressupõe a correlação negativa perfeita entre duas variáveis, e o coeficiente igual a zero, quer dizer que as duas variáveis não são dependentes (SHIMAKURA, 2006).

Tabela 5. Interpretação referente ao coeficiente de correlação (r)

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

Fonte: Shimakura, 2006.

Teste 1: A partir de todos os resultados de remoção de amônia obtidos, independente da característica do teste realizado, verificar se a resposta de tratamento com as amostras (A, B e C) foram diferentes entre si. Para tanto foi utilizado *Test t*, analisando as amostras duas a duas, o que resultou em três testes: Amostra A x Amostra B, Amostra A x Amostra C e Amostra B x Amostra C. Os dados foram representados em *Box-plot*.

Teste 2: Para verificar a influência das variáveis pH e vazão de ar foi realizado o teste ANOVA múltipla, considerando nível de confiança igual a 95%.

Os fatores deste estudo são o pH (natural, 10, 11 ou 12) e a vazão de ar (2, 5 e 10). Como pH tem 4 níveis e a vazão de ar tem 3 níveis, têm-se 12 combinações possíveis dos níveis dos fatores. Para cada combinação de níveis dos fatores existem 3 repetições independentes (Amostras A, B e C). Assim, no total têm-se $36 = 4 \cdot 3 \cdot 3$ observações.

Teste 3: A representação gráfica através do *box-plot* é bastante rica no sentido de informar, entre outras coisas, a variabilidade e simetria dos dados. Gráficos tipo *box-plot* também são úteis para detectar, descritivamente, diferenças nos comportamentos de grupos de variável, portanto, para verificar a diferença dos resultados de remoção de amônia obtidos com os diferentes níveis de pH estudados, os dados foram representados graficamente em *box-plot*, bem como, para os resultados do fator vazão de ar.

8 RESULTADOS E DISCUSSÃO

8.1 Etapa I - Estudos Preliminares

Os estudos preliminares mostraram-se essenciais no planejamento experimental do Tratamento. Cada experimento foi realizado durante 120 minutos, variando-se o pH_i e a vazão de ar (Q_{ar}), sendo que os resultados de cada batelada são apresentados na Tabela 6 a seguir.

Tabela 6. Resultados dos experimentos preliminares realizados no Laboratório da CTRVV.

Experimento	Q _{ar} (NL.min ⁻¹)	pH _i	T (°C)	DQO (%)	Remoção de NAT (%)
1	2	7,91	29	12,0	40,0
2	2	11,0	31	6,0	51,0
3	5	8,12	18	3,0	19,0
4	5	10,0	31	12,0	48,0
5	5	12,0	31	10,0	55,0

A análise dos resultados preliminares foi realizada considerando-se os blocos de experimentos com mesma vazão de ar, mesmo pH inicial e mesma temperatura, separadamente.

Considerando-se apenas os experimentos realizados com vazão de ar igual a 2 NL.min⁻¹ (experimentos 1 e 2) e ainda considerando-se que não há diferença significativa entre as temperaturas (29 e 31°C), os resultados sugerem que o valor de pH mais elevado tende a proporcionar maior remoção de amônia.

Observando-se em seguida o bloco de experimentos conduzidos com vazão de ar igual a 5 NL.min⁻¹ (experimentos 3, 4 e 5), resultados preliminares neste caso também sugerem haver a tendência de maior remoção de amônia à medida que se eleva o pH e a temperatura, concomitantemente.

Considerando-se os experimentos conduzidos à mesma temperatura, especialmente os experimentos 2 e 4, os resultados sugerem que a elevação de pH foi ainda mais determinante para o aumento do arraste de amônia que a vazão de ar mais elevada.

Os resultados sugerem que quanto maior a temperatura, mais alta é a eficiência de remoção de amônia, ainda que o Exp. Nº 3 tenha sido realizado com Qar maior que o Exp. Nº 1, sua eficiência de remoção foi menor.

Os experimentos 1 e 3, realizados com pH natural, alcançaram as menores eficiências de remoção. Como já comentado, a remoção de Nitrogênio Amoniacal Total (NAT) por *stripping* é mais eficiente com valores mais altos de pH. Os resultados obtidos com o Experimento 1, por sua vez, mostram-se comparativamente mais satisfatórios, com eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal 2,1 vezes maior do que a do Experimento 3. Mesmo o Experimento 3 tendo sido realizado com uma vazão maior, o percentual de remoção mais expressivo encontrado no Experimento 1, se deve, provavelmente, à diferença ampla de 11°C nas temperaturas de realização dos experimentos. Posteriormente, será discutido na Etapa II.

Com o pH natural verificou-se baixa remoção, gerando, conseqüentemente a necessidade de aplicação de agente alcalinizante. Como era de se esperar, observou-se que durante o uso de NaOH, para elevar o pH, houve um aumento na temperatura do efluente, já que ocorre liberação de calor (reação exotérmica) o que promove um aumento de cerca de 1 °C na amostra.

Nos experimentos 4 e 5, realizados com a taxa de vazão 5 NL.L⁻¹min⁻¹, e pH 10 e pH 12, respectivamente, obteve-se uma diferença razoável entre as eficiências de remoção. Entretanto, comparando o experimento 5 com o 2, que foi realizado com vazão específica Qe 2 NL.L⁻¹min⁻¹ e pH 11, não se observou uma diferença ampla, supondo-se uma maior interferência do pH, que da vazão de ar, com relação ao processo de remoção. Porém, essa relação foi intensamente discutida e reavaliada e na etapa de tratamento.

O processo *air stripping*, quando aplicado em efluentes, promove de forma eficiente a remoção de compostos voláteis, como NH₃. Porém, a redução da concentração de outras variáveis como DQO, está relacionada com o arraste de ácidos orgânicos voláteis ou devido ao tempo de batelada. Como exemplo, Campos (2009) obteve entre 3 a 83% de remoção, aplicando *stripping* em lagoas, porém com tempos de detenção hidráulica de 8 a 18 dias. Tempo suficiente para que ocorra remoção

desse parâmetro por outras vias, que não por *stripping*. Ferraz (2010) obteve remoção de até 50% de remoção, porém com tempo de detenção de 4 dias.

8.2 Etapa II – Tratamento

Paralelamente à investigação do efeito da vazão de ar e do pH sobre a resposta do tratamento, alguns fatores inerentes ao processo de *stripping* de amônia também foram investigados.

8.2.1 Caracterização das amostras de lixiviado

Os resultados da caracterização das amostras de lixiviado bruto estão apresentados na

Tabela 7.

Tabela 7. Dados da caracterização físico-química das amostras de lixiviado, "A", "B" e "C" do aterro da CTRVV.

Parâmetros	Unidades	A	B	C
Alcalinidade Total	mg/L de CaCO ₃	5665	7081	5969
Boro	mg/L B	<5	n.a.	<5
Cálcio	mg/L Ca	176	241	257
Cloreto Total	mg/L Cl	2062	2567	2265
Condutividade a 25 °C	µS/cm	17100	17770	17390
Cor	mg Pt/L	5677	9034	9990
DBO	mg/L O ₂	155	170	41
Detergentes (MBAS)	mg/L	1,48	1,5	1,3
DQO	mg/L O ₂	2545	2490	4215
Fosfato Total	mg/L P	11	17	7,85
Magnésio	mg/L Mg	120	142	179
Mercúrio Total	mg/L Hg	0	<0,005	<0,00
Nitrogênio Amoniacal	mg/L N	799	660	1158
Nitrato	mg/L N	n.a.	5,2	n.a.
pH do ensaio de cor a 25 °C.		8,08	8,09	8,14
Potássio	mg/L K	1911	n.a.	1450
Sólidos dissolvidos totais	mg/L	6773	1140	9365
Sólidos suspensos totais	mg/L	61	88	89
Sólidos voláteis totais	mg/L	n.a.	1275	2755
Sódio	mg/L Na	1542	1463	1425
Sulfato	mg/L SO ₄ ⁻	189	245	24
Turbidez	uT	90	90	255
Zinco	mg/L Zn	n.a.	0,34	0,17

n.a.: não analisado

Comparando-se as amostras entre si, observou-se que houve uma similaridade entre a maioria dos valores das variáveis encontrados para as amostras A, B e C.

Souto e Povinelli (2006) compilaram dados disponíveis na literatura referentes à caracterização de lixiviados de 25 aterros no Brasil, o que permitiu determinar as faixas mais prováveis para 30 parâmetros físico-químicos. Realizando-se um comparativo dos resultados do presente estudo com os resultados apresentados por Souto e Povinelli (2006), pode-se inferir que a característica das amostras do

lixiviado utilizado nesta pesquisa estão dentro da faixa mais provável dos lixiviados de aterros sanitários brasileiros.

Os valores encontrados também são próximos aos observados por Souto (2009) que apresentou as características típicas do lixiviado de aterros brasileiros, obtidas a partir de dados publicados, para amostras de lixiviado em fase metanogênica de degradação do aterro sanitário. Os valores descritos por Souto (2009) foram apresentados na Tabela 1, locada na revisão bibliográfica dessa dissertação.

Na fase metanogênica há um aumento do pH para 8 e ocorre redução dos compostos orgânicos, conseqüentemente, das concentrações de DQO e DBO. Nas amostras analisadas neste estudo, os valores de DQO e DBO variaram no intervalo de 2490 a 4215 mg/L e 41 a 170 mg/L, respectivamente. A razão de biodegradabilidade (DBO/DQO), com valores de em torno de 0,06, 0,07 e 0,01, para as amostras A, B e C, respectivamente, demonstraram características de aterro em adiantada fase de degradação.

Os valores de DQO encontrados foram baixos quando comparados aos dados da Tabela 1, onde 80% dos aterros estudados apresentavam, em média, 13500 mg/L de DQO. Da mesma forma os valores de DBO (20 a 8600) encontrados, neste estudo, estão abaixo da média de 90% dos aterros.

As amostras A, B e C, estudadas nesta pesquisa, apresentaram 5677, 9034, 9990 mg/L de cor. Segundo Luigi Cardillo (ABLP, 2006), a coloração marrom escura, característica do lixiviado, pode ser atribuída em grande parte aos ácidos húmicos e fúlvicos. Barlaz e Ham (1993), por sua vez, sugerem haver associação entre os parâmetros cor (mg/L) e DQO (mg/L), considerando que estes ácidos também contribuem para o aumento do teor de matéria orgânica.

Estudos sugerem que o cloreto não está sujeito a transformações químicas ou biológicas no aterro, devendo passar pelas camadas mais antigas sem qualquer atenuação significativa (EL-FADEL et al., 2002). Esta característica conservativa levou Heavey (2003) a sugerir seu uso como um indicador do efeito de diluição. Nota-se a associação das concentrações dessa variável com o parâmetro condutividade. Na Amostra A encontrou-se 2062 mg/L de cloreto total e 17100

$\mu\text{S/cm}$ de condutividade, ao passo que na Amostra B, constatou-se um leve aumento na concentração de cloreto (2567 mg/L) acompanhado da elevação da condutividade, 17770 $\mu\text{S/cm}$ e na Amostra C ocorreu um decréscimo na concentração de cloreto total (2265 mg/L), e conseqüente queda no valor da condutividade, 17390 $\mu\text{S/cm}$.

De fato esta associação é interessante e apresenta uma correlação forte, conforme demonstrada na Figura 11.

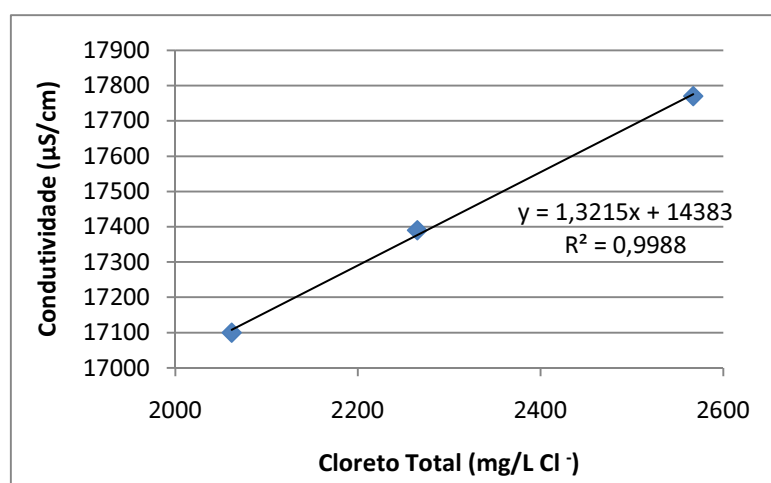


Figura 11. Relação entre os parâmetros de cloreto total e condutividade.

O pH alcalino é característico de aterros com idade em torno de 10 anos e típico da fase metanogênica. Sendo um parâmetro que influencia muitas reações, além de ser um indicador da agressividade do lixiviado (EL-FADEL et al., 2002).

As amostras caracterizadas apresentaram elevado teor de sólidos totais, sendo que o maior valor foi registrado na Amostra C (9365 mg/L). Para alcalinidade total o maior valor foi observado na Amostra B (7081 mg CaCO_3/L). Esses parâmetros, quando elevados, são característicos de um lixiviado "velho".

Um efluente que apresenta alta alcalinidade, valores de DQO acima de 2000 mg/L e nitrogênio amoniacal em concentrações acima de 500 mg/L, como observado no presente estudo, é considerado de difícil tratamento por processo biológico, principalmente devido à alta toxicidade do nitrogênio. Nesses casos, para que os microrganismos que degradam a matéria orgânica não tenham seu metabolismo

afetado pelo efeito da toxicidade, faz-se necessária a remoção da amônia antes de um processo biológico (CLÈMENT; MERLIN, 1995).

A concentração de NH_3 em lixiviados é uma possível causa da inibição dos processos biológicos no tratamento destes, reduzindo-se assim as velocidades das reações de decomposição da matéria orgânica. Calli et al. (2005) operaram cinco reatores UASB com diferentes inóculos, variando as concentrações de nitrogênio amoniacal e verificaram que ocorreram inibições significativas naqueles inóculos com concentrações de NH_3 superiores a 200 mg/L. Nesta pesquisa, foram encontrados valores de nitrogênio amoniacal na faixa de 660 a 1158. Os resultados da caracterização sugerem, portanto, que o processo de *air stripping* poderá ser uma ferramenta importante para remoção dessa fração de amônia, previamente, ao processo biológico da CTRVV.

8.2.2 Análise estatística dos resultados obtidos em cada amostra

A Figura 12 ilustra em “*box-plot*” o comportamento do processo de *stripping* para a remoção de amônia das Amostras A, B e C. Esse gráfico reúne todos os ensaios com as amostras, independente da vazão e do pH.

A distribuição dos dados foi realizada em relação à mediana e apresenta um ponto discrepante (*outlier*).

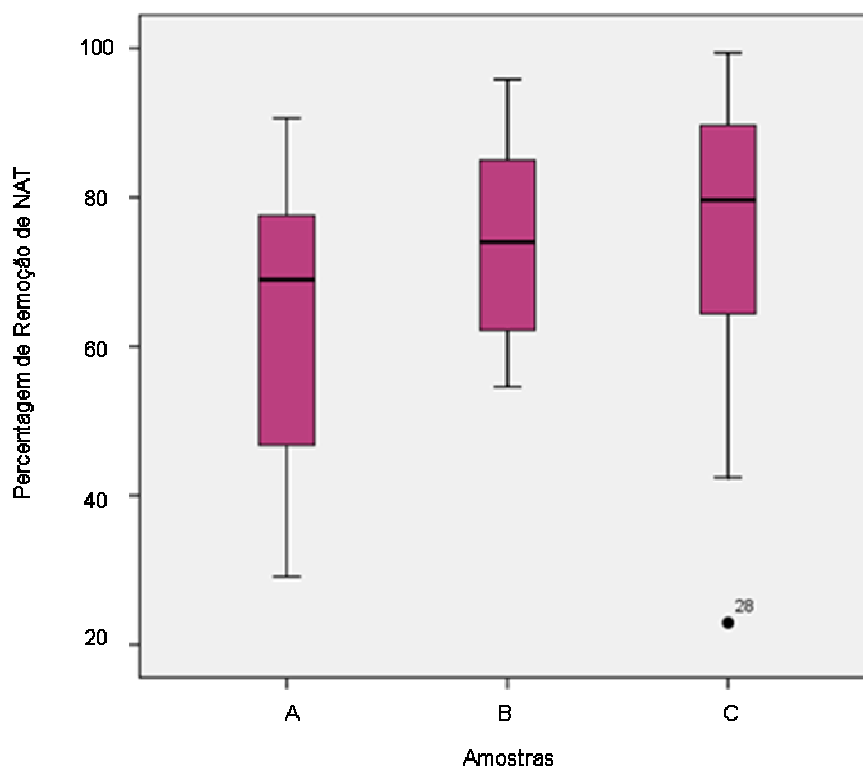


Figura 12. Distribuição das percentagens de remoção em cada amostra.

Observa-se pelo gráfico acima, que a caixa da Amostra A apresenta uma assimetria acentuada (a distância da mediana para os quartis não é a mesma). O mesmo pode ser observado a respeito da distância dos pontos de mínimo e máximo em relação a mediana. Esse comportamento foi similar na Amostra C, porém esta apresenta um ponto discrepante (outlier). Já a Amostra B, diferentemente das demais, apresentou uma maior homogeneidade nos dados.

Sendo o *box-plot* é uma ferramenta de análise descritiva. Para confirmar a suspeita de que as amostras são diferentes entre si, foi utilizado o Teste t estatístico.

Os testes não rejeitaram as hipóteses de igualdade de variância em todas as combinações de amostras a um nível de 95% de confiança. Ou seja, o percentual de remoção de amônia nas amostras A, B e C é estatisticamente igual para um nível de significância de 5%.

8.2.3 Efeito da Vazão de ar

Para se analisar os efeitos da vazão de ar no processo de remoção, os dados foram organizados em tabelas de maneira que, para o mesmo valor de pH, fosse evidenciado as respostas de tratamento com a variação da vazão. Em seguida, foram plotadas as curvas de remoção de amônia, em cada experimento.

Os resultados dos experimentos realizados nas torres de *stripping* com taxa de vazão $2 \text{ NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$, $5 \text{ NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$ e $10 \text{ NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$ estão apresentados nos tópicos a seguir, em função dos níveis de pH.

8.2.3.1 Efeito da taxa de vazão em função do pH natural

A Figura 13 apresenta as curvas de remoção de nitrogênio amoniacal realizados com taxa de vazão 2, 5 e $10 \text{ NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$, em função do pH não modificado, aqui denominado pH natural.

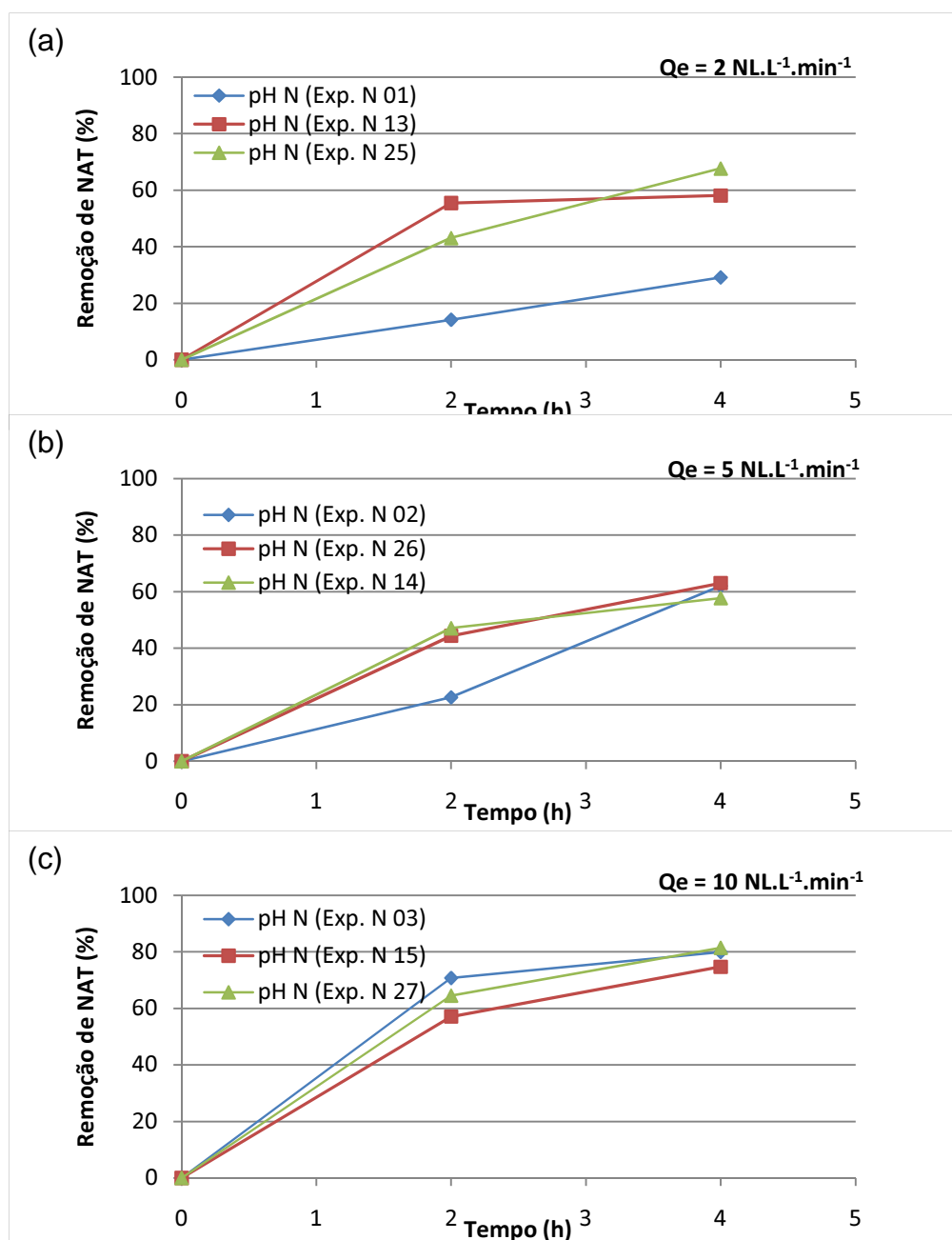


Figura 13. Percentagem de remoção de NAT em função do pH Natural com $Q_e 2 \text{ NL}.\text{min}^{-1}$ (a), $Q_e 5 \text{ NL}.\text{min}^{-1}$ (b) e $Q_e 10 \text{ NL}.\text{min}^{-1}$ (c).

Nota: NAT = Nitrogênio Amoniacal Total.

Dentre as repetições realizadas com taxa de vazão $2 \text{ NL}.\text{L}^{-1}.\text{min}^{-1}$ (Exp. $N^{\circ} 1$; 13 e 25) (Figura 13(a)), a que obteve melhor resultado foi o Exp. $N^{\circ} 25$ que chegou a 68% de remoção de amônia. O Exp. $N^{\circ} 01$ foi o que alcançou a menor eficiência, com 29%, cerca de 40% a menos que o encontrado para o Exp. $N^{\circ} 25$ e 30% a menos, que o observado no Exp. $N^{\circ} 13$ (58%).

Observou-se para os três experimentos um comportamento similar que correspondeu a um aumento da eficiência em função do tempo de exposição do lixiviado ao tratamento. Entretanto, notou-se que, para o Exp. Nº 13, esse acréscimo foi pouco expressivo, com apenas 3%, comparando-se a eficiência em duas horas e em quatro horas de tratamento, enquanto que para o Exp. Nº 1 foi de 15% e para o Exp. Nº 25 chegou a 24%.

Para a taxa de vazão $5 \text{ NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$ (Exp. Nº 2, 14 e 26) (Figura 13(b)), o experimento que obteve melhor resultado foi o Exp. Nº 26 que chegou a 63% de remoção de amônia. O Exp. Nº 14 foi o que alcançou a menor eficiência, com 58%, seguido do Exp. Nº 02 com 62%. Os resultados entre as repetições variaram pouco com uma diferença entre a maior e a menor eficiência de apenas 5%.

Nos três experimentos o tempo do tratamento também levou a uma maior eficiência de remoção de amônia. Contudo, observou-se que para o Exp. Nº 02 que esse acréscimo foi bastante expressivo, cerca de 40%, de duas para quatro horas, enquanto que no Exp. Nº 14 e no Exp. Nº 26 esse aumento foi mais sutil, com 11% e 19%, respectivamente.

Figura 13(c) apresenta os resultados dos Exp. Nº 3, 15 e 27 realizados com taxa de vazão de $10 \text{ NL.L}^{-1}\text{.min}^{-1}$. Dentre as repetições, a que obteve melhor resultado foi o Exp. Nº 27 que chegou a 81% de remoção de amônia. A menor eficiência foi observada para o Exp. Nº 15 que alcançou 75%, sendo apenas 5% a menos que o encontrado para o Exp. Nº 03 (80%) e 6% a menos que observado no Exp. Nº 27.

Notou-se que, diferente do encontrado para as demais vazões, as curvas de remoção obtidas com a aplicação da vazão específica $10 \text{ NL.L}^{-1}\text{.min}^{-1}$ apresentaram comportamentos semelhantes, com aumento de remoção de 9%, 18%, e 16% para os Exp. Nº 3, 15 e 27, respectivamente, comparando as eficiências obtidas com duas e quatro horas de tratamento.

Os dados da Figura 14 apresentam as médias dos experimentos realizados com pH natural, nas diferentes taxas de vazão de ar, $2 \text{ NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$, $5 \text{ NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$, e $10 \text{ NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$. Observou-se que à medida que se aumentou a taxa de vazão obteve-se uma

maior média de remoção, sendo a melhor eficiência encontrada para a taxa de 10 $\text{NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$, que alcançou 79% remoção.

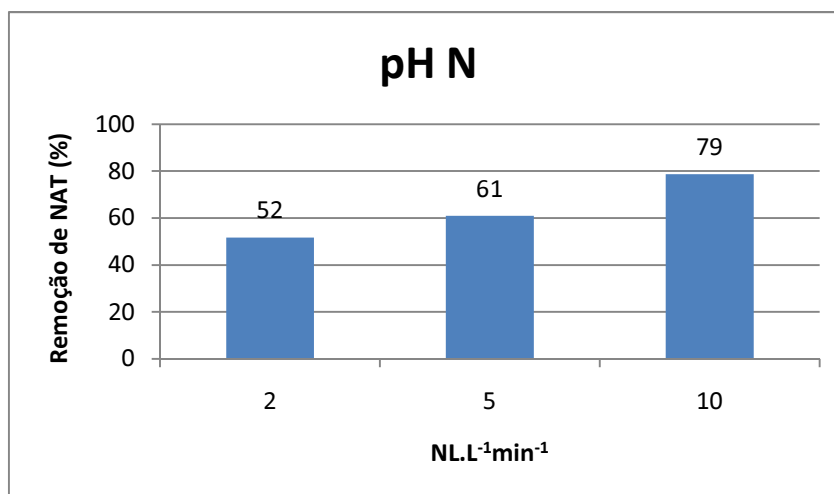


Figura 14. Média dos experimentos realizados com pH natural, nas diferentes vazões 2 $\text{NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$, 5 $\text{NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$, e 10 $\text{NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$.

A diferença entre as eficiências encontradas para a taxa de vazão de 2 $\text{NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$ e de 5 $\text{NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$ foi de 9%. Entre as taxas de vazão de 5 $\text{NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$ e de 10 $\text{NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$ o aumento da eficiência foi ainda maior, com 18% de acréscimo, tendo-se um total de 27% de aumento da menor para a maior eficiência.

Estes resultados sugerem que o aumento da taxa de vazão seja determinante para remoções mais eficientes, em experimentos realizados com pH natural. Sendo vantajosa a aplicação de taxas mais altas de vazão em busca de melhores respostas de tratamento, devido à ampla diferença de eficiência entre elas.

8.2.3.2 Efeito da taxa de vazão em função do pH 10

A Figura 15 apresenta as curvas de remoção de nitrogênio amoniacal realizados com taxa de vazão 2, 5 e 10 $\text{NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$, em função do pH 10.

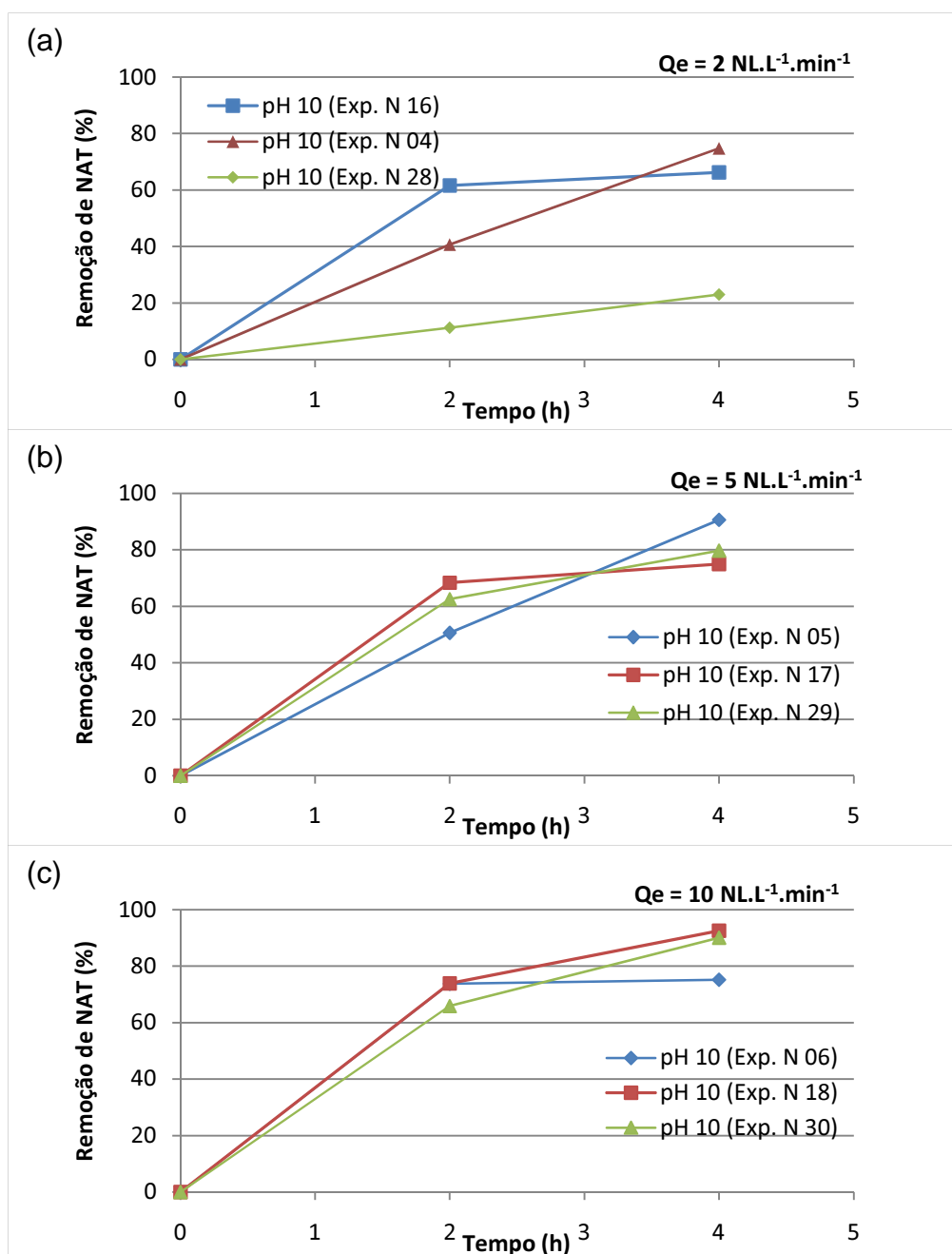


Figura 15. Percentagem de remoção de NAT em função do pH 10 com Q_e 2 NL.min⁻¹ (a), Q_e 5 NL.min⁻¹ (b) e Q_e 10 NL.min⁻¹ (c).

Nota: NAT = Nitrogênio Amoniacal Total.

Dentre as repetições realizadas com taxa de vazão 2 NL.L⁻¹.min⁻¹ (Exp. N^o 04; 16 e 28) (Figura 15(a)), a que obteve melhor resultado foi o Exp. N^o 04 que chegou a 75% de remoção de amônia. O Exp. N^o 28 foi o que alcançou a menor eficiência, com 23%, sendo 52% a menos que o encontrado para o Exp. N^o 04 e 43% a menos que observado no Exp. N^o 16 (66%).

Observou-se um comportamento desigual para os três experimentos, apesar de todos terem aumentado da eficiência em função do tempo de exposição do lixiviado ao tratamento. Notou-se que, para o Exp. Nº 16, esse acréscimo foi pouco expressivo, com apenas 4%, comparando-se a eficiência em duas horas e em quatro horas de tratamento. Tanto para o Exp. Nº 04 quanto para o Exp. Nº 28 o valor de eficiência de remoção com duas horas de tratamento foi cerca de metade do observado ao término das quatro horas experimentais, aumentando em 34% e em 12% a eficiência final, respectivamente.

Para a taxa de vazão $5 \text{ NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$ (Exp. Nº 5, 17 e 29) (Figura 15(b)), o experimento que obteve melhor resultado foi o Exp. Nº 05 que chegou a 91% de remoção de amônia. O Exp. Nº 17 foi o que alcançou a menor eficiência, com 75%, seguido do Exp. Nº 29 com 80%. Os resultados entre as repetições tiveram uma diferença entre a maior e a menor eficiência de 16%.

Nos três experimentos o tempo do tratamento também levou a uma maior eficiência de remoção de amônia, sendo mais expressivo para o Exp. Nº 05 que aumentou 40%, de duas para quatro horas. Nas demais repetições essa melhora na eficiência foi mais discreta, sendo de 7% para o Exp. Nº 17 e 17 % para o Exp. Nº 29.

A Figura 15(c) apresenta os resultados dos Exp. Nº 6, 18 e 30 realizados com taxa de vazão de $10 \text{ NL.L}^{-1}\text{.min}^{-1}$. Dentre as repetições, a que obteve melhor resultado foi o Exp. Nº 18 que chegou a 93% de remoção de amônia. A menor eficiência foi observada para o Exp. Nº 06 que alcançou 75%, sendo 15% a menos que o encontrado para o Exp. Nº 30 (90%) e 18% a menos que observado no Exp. Nº 18.

Notou-se que as curvas de remoção obtidas com a aplicação da vazão específica $10 \text{ NL.L}^{-1}\text{.min}^{-1}$ dos Exp. Nº 18 e 30 apresentaram comportamentos semelhantes, com aumento de remoção de 19% e 25%, respectivamente, comparando as eficiências obtidas com duas e quatro horas de tratamento. Já para o Exp. Nº 06 a diferença entre a eficiência de remoção foi pouco representativa, com apenas 1% de aumento.

Os resultados da Figura 16 mostram as médias dos experimentos realizados com pH 10, nas diferentes taxas de vazão de ar, $2 \text{ NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$, $5 \text{ NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$ e $10 \text{ NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$. Observou-se, também, que à medida que se aumentou a taxa de vazão obteve-se

uma maior média de remoção, sendo a melhor eficiência encontrada para a taxa de 10 NL.L⁻¹min⁻¹, que alcançou 86% remoção.

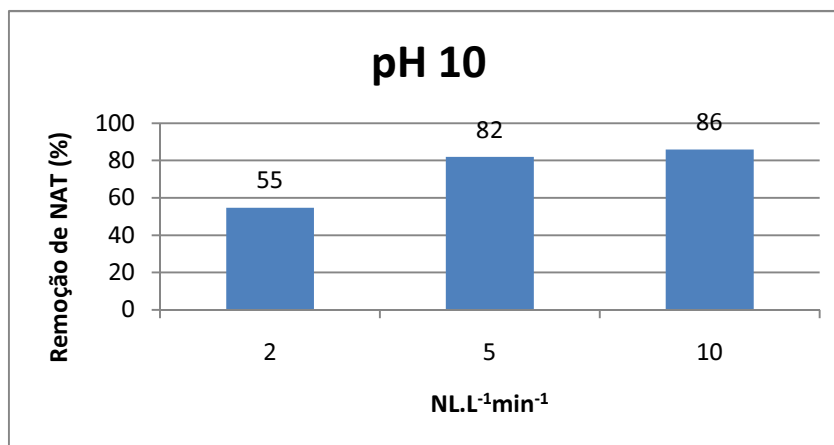


Figura 16. Média dos experimentos realizados com pH 10, nas diferentes vazões 2 NL.L⁻¹min⁻¹, 5 NL.L⁻¹min⁻¹ e 10 NL.L⁻¹min⁻¹.

Para o pH 10 a diferença entre as eficiências encontradas para a taxa de vazão de 2 NL.L⁻¹min⁻¹ e de 5 NL.L⁻¹min⁻¹ foi bastante expressiva, chegando a 27%. Entre as taxas de vazão de 5 NL.L⁻¹min⁻¹ e de 10 NL.L⁻¹min⁻¹ o aumento da eficiência foi menos representativo, com apenas 4% de acréscimo, tendo-se um total de 31% de aumento da menor para a maior eficiência.

Estes resultados sugerem que o aumento do pH para 10 propiciou melhor eficiência com a utilização da vazão 5 NL.L⁻¹min⁻¹, ao se comparar com a média obtida com o experimentos realizados com pH natural (Figura 14). O aumento do pH eleva a fração de NH₃ disponível para o arraste, tornando assim, conveniente a aplicação da taxa de vazão de 5 NL.L⁻¹min⁻¹ em experimentos realizados com pH 10.

8.2.3.3 Efeito da taxa de vazão em função do pH 11

A Figura 17 apresenta as curvas de remoção de nitrogênio amoniacal realizados com taxa de vazão 2, 5 e 10 NL.L⁻¹.min⁻¹, em função do pH 11.

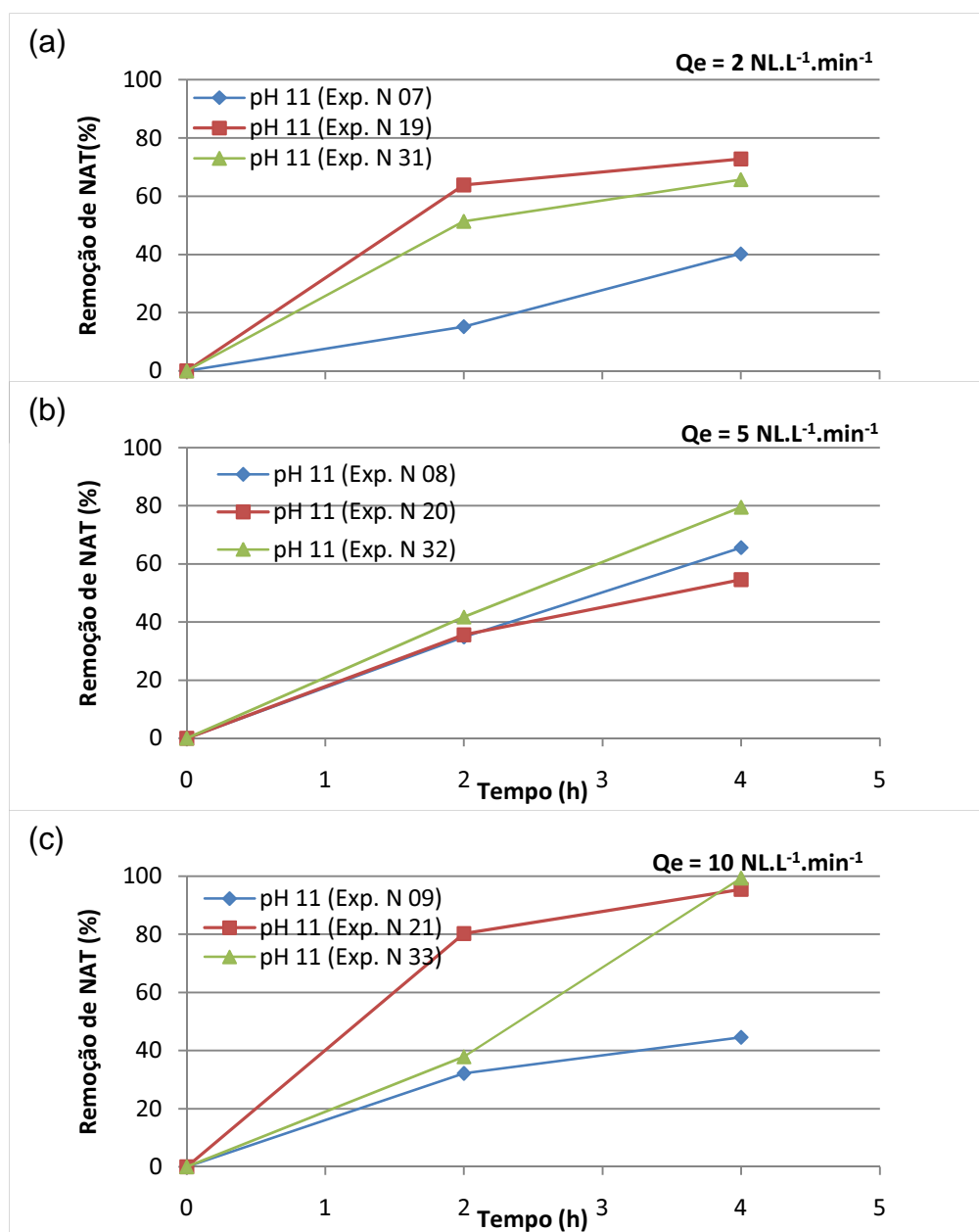


Figura 17. Percentagem de remoção de NAT em função do pH 11 com $Q_e 2 \text{ NL}.\text{min}^{-1}$ (a), $Q_e 5 \text{ NL}.\text{min}^{-1}$ (b) e $Q_e 10 \text{ NL}.\text{min}^{-1}$ (c).

Nota: NAT = Nitrogênio Amoniacal Total.

Dentre as repetições realizadas com taxa de vazão $2 \text{ NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$ (Exp. N^o 7, 19, e 31) (Figura 17(a)), a que obteve melhor resultado foi o Exp. N^o 19 que chegou a 73% de remoção de amônia. O Exp. N^o 07 foi o que alcançou a menor eficiência, com 40%, sendo 32% a menos que o encontrado para o Exp. N^o 19 e 26% a menos que observado no Exp. N^o 31(66%).

Todas as três repetições aumentaram a eficiência em função do tempo de exposição do lixiviado ao experimento. Notou-se que, para o Exp. N^o 07, apesar de representar a menor eficiência final, esse acréscimo foi o mais expressivo, com 25% de aumento, comparando-se a eficiência em duas horas e em quatro horas de tratamento. Para o Exp. N^o 31 esse aumento foi de 15% e para o Exp. N^o 19 esse valor foi de 9%.

Para a taxa de vazão 5 NL.L⁻¹min⁻¹ (Exp. N^o 8, 20, e 32) (Figura 17(b)), o experimento que obteve melhor resultado foi o Exp. N^o 32 que chegou a 80% de remoção de amônia. O Exp. N^o 20 foi o que alcançou a menor eficiência, com 55%, seguido do Exp. N^o 08 com 66%. Os resultados entre as repetições tiveram uma diferença entre a maior e a menor eficiência de 25%.

Nos três experimentos o tempo do tratamento também levou a uma maior eficiência de remoção de amônia, sendo bastante expressivo para todas as repetições com 38% de aumento para o Exp. N^o 32, 31% de aumento para o Exp. N^o 08 e 19% de aumento para o Exp. N^o 20.

A Figura 17(c) apresenta os resultados dos Exp. N^o 09, 21 e 33 realizados com taxa de vazão de 10 NL.L⁻¹.min⁻¹. Dentre as repetições, a que obteve melhor resultado foi o Exp. N^o 33 que chegou a 99% de remoção de amônia. A menor eficiência foi observada para o Exp. N^o 09 que alcançou apenas 45%, sendo 54% a menos que o encontrado para o Exp. N^o 33 e 50% a menos que observado no Exp. N^o 21 (95%).

Notou-se que as curvas de remoção obtidas com a aplicação da vazão específica 10 NL.L⁻¹.min⁻¹ dos Exp. N^o 09 e 21 apresentaram comportamentos semelhantes, com 12% e 15% de aumento, respectivamente, apesar de terem apresentado resultados finais bem diferentes. A repetição que teve a maior diferença, quando comparadas as eficiências obtidas com duas e quatro horas de tratamento, foi o Exp. N^o 33 com 62% de aumento.

Para o pH 11, as médias dos experimentos nas diferentes taxas de vazão de ar, 2 NL.L⁻¹min⁻¹, 5 NL.L⁻¹min⁻¹, e 10 NL.L⁻¹min⁻¹ foram ilustradas na Figura 18. Assim como observado no pH natural e para o pH 10, encontrou-se para o pH 11 aumento

das eficiências em função do aumento da taxa de vazão, sendo a melhor eficiência encontrada para a taxa de $10 \text{ NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$, que alcançou 80% remoção.

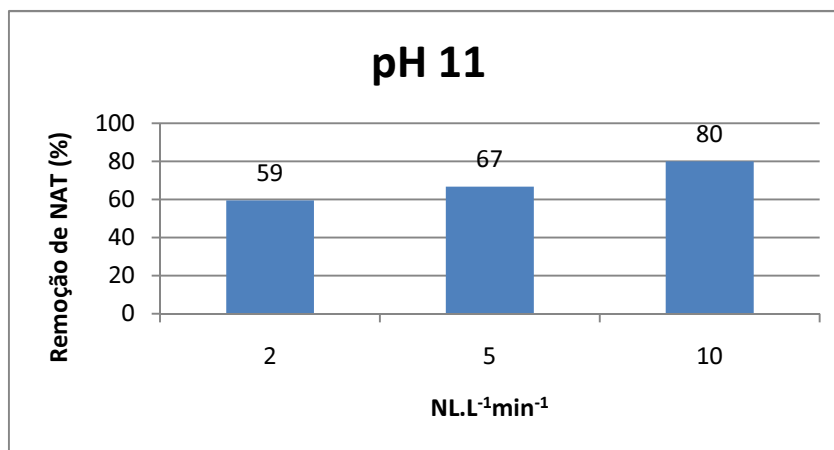


Figura 18. Média dos experimentos realizados com pH 11, nas diferentes vazões $2 \text{ NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$, $5 \text{ NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$, e $10 \text{ NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$.

Neste pH foi observada a menor diferença entre as três taxas de vazão utilizadas, com um total de 26% de aumento da menor para a maior eficiência. A diferença entre as eficiências encontradas para a taxa de vazão de $2 \text{ NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$ e de $5 \text{ NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$, no caso do pH 11, foi de 8%, sendo pouco menor que a diferenças entre as taxas de vazão de $5 \text{ NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$ e de $10 \text{ NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$ que chegou a 13% de acréscimo. Ainda assim, a aplicação da taxa de vazão $10 \text{ NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$ apresentou melhor resposta média de tratamento, quando comparada as demais com pH 11.

8.2.3.4 Efeito da taxa de vazão em função do pH 12

A Figura 19 apresenta as curvas de remoção de nitrogênio amoniacal realizados com taxa de vazão $2, 5$ e $10 \text{ NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$, em função do pH 12.

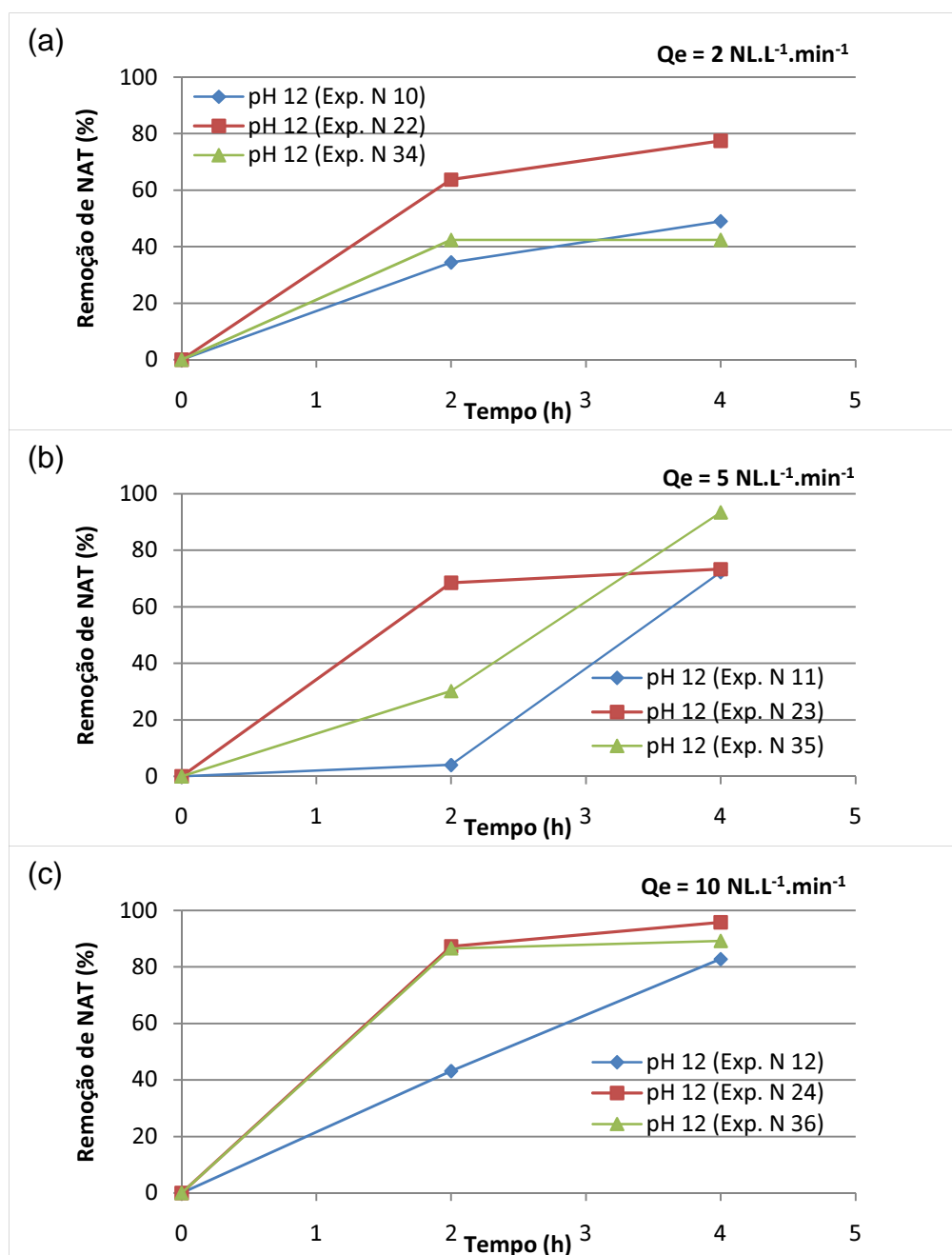


Figura 19. Percentagem de remoção de NAT em função do pH 11 com Q_e 2 NL.min⁻¹ (a), Q_e 5 NL.min⁻¹ (b) e Q_e 10 NL.min⁻¹ (c).

Nota: NAT = Nitrogênio Amoniacal Total.

Dentre as repetições realizadas com taxa de vazão 2 NL.L⁻¹.min⁻¹ (Exp. N^o 10, 22, e 34) (Figura 19(a)), a que obteve melhor resultado foi o Exp. N^o 22 que chegou a 77% de remoção de amônia. O Exp. N^o 34 foi o que alcançou a menor eficiência, com 42%, seguido do Exp. N^o 10 com 49%, sendo encontrada uma diferença entre as repetições de até 35%

Observou-se para o Exp. N^o 22 e para o Exp. N^o 10 um comportamento similar que correspondeu a uma maior eficiência em função do tempo de exposição do lixiviado ao tratamento. Para o Exp. N^o 22 esse acréscimo foi de 13% e para o Exp. N^o 10 chegou a 14%, comparando-se a eficiência em duas horas e em quatro horas de tratamento. Entretanto, notou-se que, para o Exp. N^o 34 não houve acréscimo após duas horas de experimento.

Para a taxa de vazão 5 NL.L⁻¹.min⁻¹ (Exp. N^o 11, 23 e 35) (Figura 19(b)), o experimento que obteve melhor resultado foi o Exp. N^o 35 que chegou a 93% de remoção de amônia. O Exp. N^o 11 foi o que alcançou a menor eficiência, com 72%, seguido do Exp. N^o 23 com 73%. Os resultados entre as repetições tiveram uma diferença entre a maior e a menor eficiência de 21%.

Nos três experimentos o tempo do tratamento também levou a uma maior eficiência de remoção de amônia. Contudo, observou-se que para o Exp. N^o 11 e para o Exp. N^o 35 esse acréscimo foi bastante expressivo, com aumento de 68% e 63%, respectivamente, de duas para quatro horas. Entretanto, o Exp. N^o 23, apesar de ter obtido resultado final semelhante ao Exp. N^o 11, obteve acentuada remoção nas duas horas iniciais da batelada, alcançando 69%, sendo essa eficiência pouco alterada ao final das quatro horas de tratamento chegando a apenas 73%, um total de 4% de aumento.

A Figura 19(c) apresenta os resultados dos Exp. N^o 12, 24 e 36 realizados com taxa de vazão de 10 NL.L⁻¹.min⁻¹. Dentre as repetições, a que obteve melhor resultado foi o Exp. N^o 24 que chegou a 96% de remoção de amônia. A menor eficiência foi observada para o Exp. N^o 12 que alcançou 83%, sendo apenas 7% a menos que o encontrado para o Exp. N^o 36 (89%) e 13% a menos que observado no Exp. N^o 24.

Notou-se que as curvas de remoção obtidas com a aplicação da vazão específica 10 NL.L⁻¹.min⁻¹ apresentaram comportamentos diferentes, porém todas com aumento de remoção no decorrer do tempo de tratamento. Comparando as eficiências obtidas com duas e quatro horas de tratamento, o Exp. N^o 36 foi o que menos apresentou aumento de eficiência, com apenas 2%, seguido do Exp. N^o 24 que teve aumento de 9%. O que teve maior diferença entre duas e quatro horas de batelada foi o Exp. N^o 12 que teve a eficiência aumentada em 40%.

Os dados da Figura 20 apresentam as médias dos experimentos realizados com pH 12, nas diferentes taxas de vazão de ar, 2 NL.L⁻¹min⁻¹, 5 NL.L⁻¹min⁻¹ e 10 NL.L⁻¹min⁻¹. Observou-se que à medida que se aumentou a taxa de vazão obteve-se uma maior média de remoção, assim como encontrado para os demais pH, sendo a melhor eficiência encontrada para a taxa de 10 NL.L⁻¹min⁻¹ que alcançou 89% remoção.

A diferença entre as eficiências encontradas para a taxa de vazão de 2 NL.L⁻¹min⁻¹ e de 5 NL.L⁻¹min⁻¹ foi bastante representativa, com 24% de remoção. Entre as taxas de vazão de 5 NL.L⁻¹min⁻¹ e de 10 NL.L⁻¹min⁻¹ o aumento da eficiência foi menor, com 9% de acréscimo, tendo-se um total de 33% de aumento da menor para a maior eficiência.

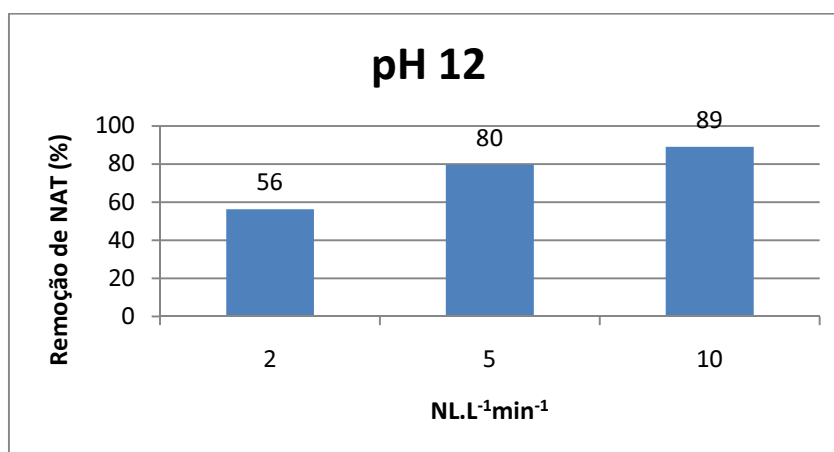


Figura 20. Média dos experimentos realizados com pH 12, nas diferentes vazões 2 NL.L⁻¹min⁻¹, 5 NL.L⁻¹min⁻¹, e 10 NL.L⁻¹min⁻¹.

Estes resultados sugerem que apesar da aplicação da taxa de vazão 10 NL.L⁻¹min⁻¹ ter alcançado melhor média de remoção (89%) há de ser considerada a aplicação da taxa de vazão de 5 NL.L⁻¹min⁻¹, por ter apresentado resposta de tratamento de 80%, mesmo sendo uma taxa 50% menor do a taxa de 10 NL.L⁻¹min⁻¹. A aplicação da taxa de 10 NL.L⁻¹min⁻¹, seguramente implicaria em um custo maior para o processo.

8.2.3.5 Análise global dos resultados do efeito da vazão

Com a execução dos experimentos esperava-se que, o aumento da vazão de ar, proporcionasse maior remoção de NAT, fato que pode ser comprovado, comparando

as **médias** de remoção de nitrogênio amoniacal obtidas com a aplicação das taxas de vazões de ar $2 \text{ NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$, $5 \text{ NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$ e $10 \text{ NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$, em todos os níveis de pH. Estes resultados refletem o fato de que o aumento da vazão de ar aumenta a área de superfície gás-líquido, que por sua vez controla a quantidade de NH_3 difusa do efluente (SRINATH; LOERH, 1974, apud LEI et al., 2007) através do processo de *air stripping*.

O fato de se ter trabalhado com um volume pequeno, 1 L em cada batelada, gerou uma pequena relação vazão de ar/altura da lâmina de lixiviado, que permitiu um melhor aproveitamento da potência das vazões, conseqüentemente, obtendo-se resultados claramente inerentes ao aumento dessas.

Como as torres foram construídas em acrílico, tornou-se fácil observar a diferença entre o tamanho das bolhas formadas e a diferença da potência de borbulhamento de cada vazão. As bolhas geradas pela aplicação da vazão de 10 NL.min^{-1} são, nitidamente, maiores que as bolhas formadas pelas vazões de 2 e 5 NL.min^{-1} . Porém, o borbulhamento provocado pela vazão de $5 \text{ NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$ de lixiviado gerou resultados excelentes, com até 93% de remoção à pH 12.

Notou-se que o comportamento da dinâmica de remoção dos experimentos realizados com taxa de vazão de ar $5 \text{ NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$ e pH 10 foram similares aos comportamentos demonstrados pelas curvas de remoção dos experimentos com taxa de vazão de ar $10 \text{ NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$ para todos os valores de pH. Os experimentos realizados com $Q_e 10 \text{ NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$ obtiveram as melhores **médias** de arraste de nitrogênio amoniacal, e sua dinâmica de remoção apresentou-se significativa nas 2 horas iniciais e posterior suavização da curva, ou seja, a maior fração de nitrogênio amoniacal foi removida nas 2 primeiras horas de tratamento.

Segundo Silva (2008), as vazões de 5 e 10 L/min.L alcançaram 50% a mais de eficiência, em 6 horas, do que a vazão $2 \text{ NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$. Lei et al., (2007) encontrou uma diferença de eficiência de remoção entre as vazões de 5 e 10 NL.min^{-1} menor que 5%, e considerou que, do ponto de vista de aplicação na engenharia, o uso da vazão de 5 L/min.L , torna-se mais viável.

Ferraz (2010) relatou que ao se aumentar a vazão específica (Q_e) de $1,2 \text{ NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$ para $2 \text{ NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$, a remoção variou de 29,0% para 58,7%, ou seja praticamente dobrou.

Para melhor avaliar os resultados obtidos utilizou-se de análises estatísticas, sendo a estatística descritiva ilustrada pelo *Box-Plot* da Figura 21. O gráfico apresenta a dispersão dos resultados de percentagem de remoção de nitrogênio amoniacal.

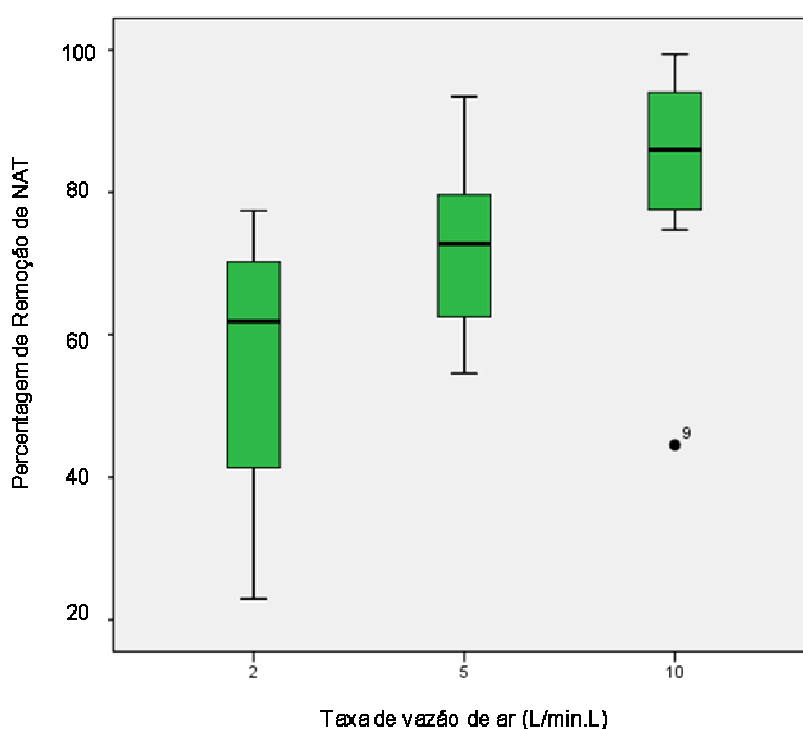


Figura 21. Box-plot, em função de cada vazão estudada, independente do pH.

Observa-se no gráfico acima, que os resultados de remoção de amônia da taxa de vazão de $2 \text{ NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$, apresentaram maior dispersão que as vazões 5 e 10 L/min.L. A mediana da taxa de vazão de $2 \text{ NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$ apresentou-se maior que 60% de remoção, com valor de máximo obtido próximo de 80% de remoção de amônia.

Em relação a caixa da taxa de vazão $5 \text{ NL.L}^{-1}\text{min}^{-1}$, nota-se que há uma assimetria leve, em que a maior fração dos dados estão compreendidos no Q_1 (quartil). O valor da mediana foi próximo a 75% de remoção e o valor máximo obtido foi de aproximadamente 97%.

A caixa de vazão $10 \text{ NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$ foi a que apresentou maiores resultados de remoção de amônia. Esta vazão, comparada com as caixas das demais vazões 2 e $5 \text{ NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$, apresentou a menor dispersão dos dados, e uma distribuição uniforme ao redor da mediana.

Os experimentos realizados com a taxa de vazão de ar $2 \text{ NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$, independente do pH utilizado, obtiveram menores eficiências de remoção, quando comparadas as demais vazões. Com a aplicação da taxa de vazão de $5 \text{ NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$, obteve-se uma média de eficiência de remoção, proporcional à elevação do pH, resultando em uma melhor média de remoção do que com a vazão $2 \text{ NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$. pH. Esses resultados sugerem que a vazão de ar foi o fator que comandou a transferência de massa da amônia.

8.2.4 Efeito do pH

Com o objetivo de analisar apenas o efeito do pH na eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal, os dados das eficiências obtidas com a aplicação de cada pH foram compilados em tabelas, em função de cada vazão estudada. Em seguida, foram montados os gráficos com as eficiências de remoção em cada experimento. Os resultados das análises realizadas com pH inicial, entre pH **Natural (N)**, **pH 10**, **pH 11 e pH 12**, utilizando a técnica de tratamento de *air stripping*, são apresentados neste capítulo.

8.2.4.1 Efeito do pH em função da taxa de vazão $2 \text{ NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$.

Os resultados do efeito do pH sobre o processo de transferência de massa da amônia, aplicados a taxa de vazão de ar $2 \text{ NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$ para cada Amostra são apresentados, a seguir.

A Figura 22 ilustra a remoção de amônia em cada pH estudado na Amostra A, com aplicação de Qar $2 \text{ NL}.\text{min}^{-1}$.

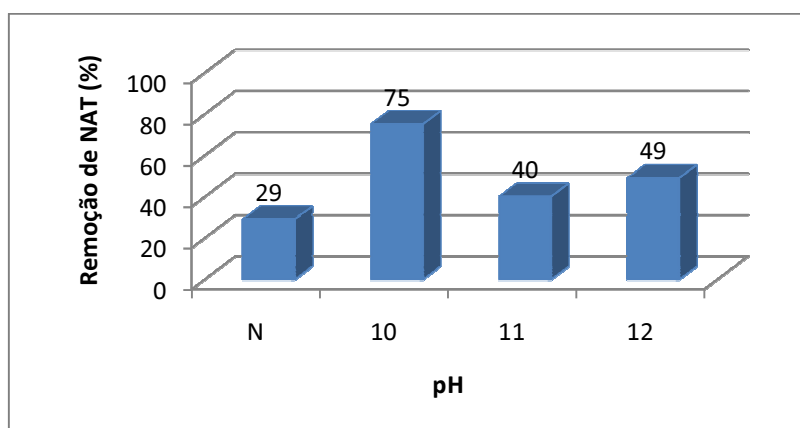


Figura 22. Efeito do pH na amostra A, com vazão $2 \text{ NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$.

A Figura 23 apresenta a média de remoção de amônia em cada pH estudado na Amostra B, com $Q_e 2 \text{ NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$.

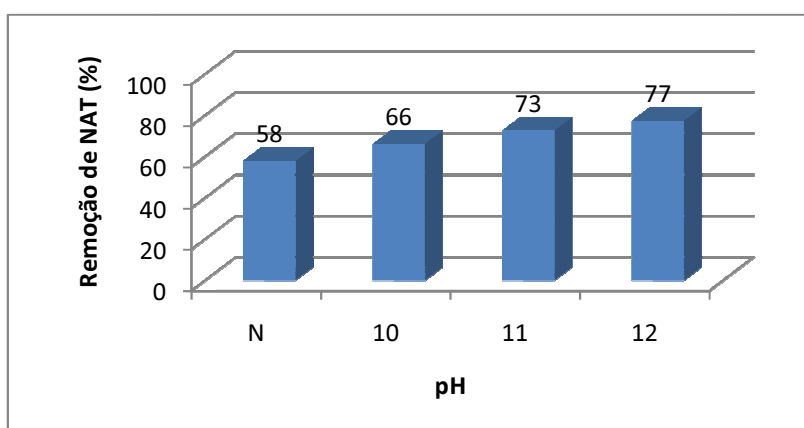


Figura 23. Efeito do pH na Amostra B com vazão de ar $2 \text{ NL}.\text{min}^{-1}$.

A Figura 24 apresenta a média de remoção de amônia em cada pH estudado na Amostra C, com $Q_e 2 \text{ NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$.

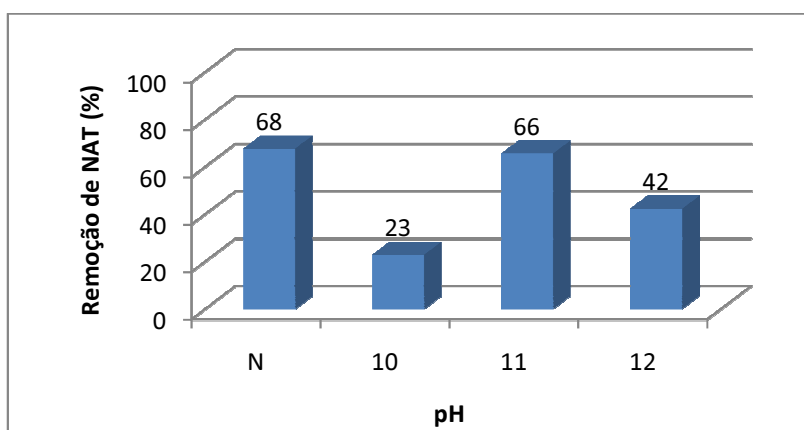


Figura 24. Efeito do pH na Amostra C com vazão de ar $2 \text{ NL}\cdot\text{min}^{-1}$.

Pode-se observar na Figura 22 que o aumento do pH de 8,0 para 10 resultou no aumento da eficiência de processo de 29% para 75%. A utilização de pH 12, que teoricamente disponibilizaria mais NH_3 para remoção, atingiu eficiência de 49%, sendo esse resultado 26% menor que para o pH 10.

Embora fosse esperado que com o aumento do pH houvesse um aumento proporcional de remoção de amônia, não se observou tal comportamento no presente estudo. As eficiências de remoção com pH 11 (40%) e 12 (49%), foram bem inferiores ao resultado obtido com aplicação do pH 10 (75%).

Notou-se nos dados obtidos (Figura 23) que, conforme esperado, a eficiência de remoção aumentou com a elevação do pH, variando de 58% em pH natural a 77% em pH 12. A maior diferença de eficiência de remoção encontra-se entre o experimento realizado com pH natural com os demais.

Hasar et al., (2009) observou uma remoção de amônia de 76,4% em pH 10, 90,6% a pH 11, e 93,2% em pH 12, empregando uma vazão de ar de $2 \text{ NL}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}$. Entretanto, este autor utilizou agitação em 400rpm, tempo de detenção de 6 h e reator com 50 cm de altura e 6,5 de diâmetro, procedimentos que podem ter influenciado nos melhores resultados de eficiência de remoção que os encontrados na presente pesquisa.

Mesmo nos experimentos com pH mais altos, a vazão de ar de $2 \text{ NL}\cdot\text{min}^{-1}$ não provocou um efeito suficiente para arrastar em 4 horas a massa de NH_3

teoricamente disponível, com isto, a vantagem de se aumentar o pH para se obter maior remoção, não foi alcançada devido a pequena Q_e aplicada ao processo.

Nos experimentos realizados com a “Amostra C” observou-se o resultado de menor eficiência dentre todos realizados nessa pesquisa, com 23% de remoção (Figura 24). Esse resultado foi bem inferior aos demais realizados nas mesmas condições (pH 10 e Q_e 2 NL.L⁻¹.min⁻¹) nas demais amostras. O experimento realizado com pH natural para a “Amostra C”, com Q_e 2 NL.L⁻¹.min⁻¹, foi o que obteve a melhor remoção de nitrogênio amoniacal quando comparado aos demais, com 68% de eficiência.

Notou-se nos dados da Figura 24 que as percentagens de remoção não aumentaram em função do aumento do pH, sendo esse comportamento fora do padrão esperado, variação esta encontrada também para a Amostra A, nas mesmas condições de contorno (Figura 22).

8.2.4.2 Efeito do pH em função da taxa de vazão 5 NL.L⁻¹.min⁻¹

A Figura 25 apresenta a remoção de amônia em cada pH estudado na Amostra A, com Q_e 5 NL.L⁻¹.min⁻¹.

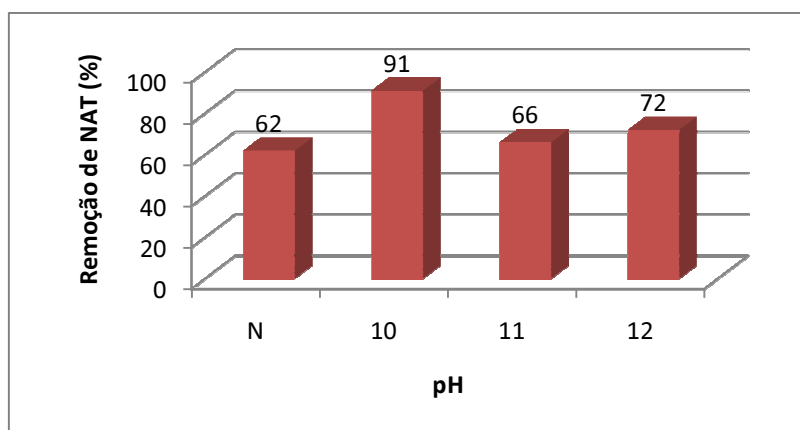


Figura 25. Efeito do pH na amostra A, com vazão 5 NL.min⁻¹.

A Figura 26 apresenta a média de remoção de amônia em cada pH estudado na Amostra B, com Q_e 5 NL.L⁻¹.min⁻¹.

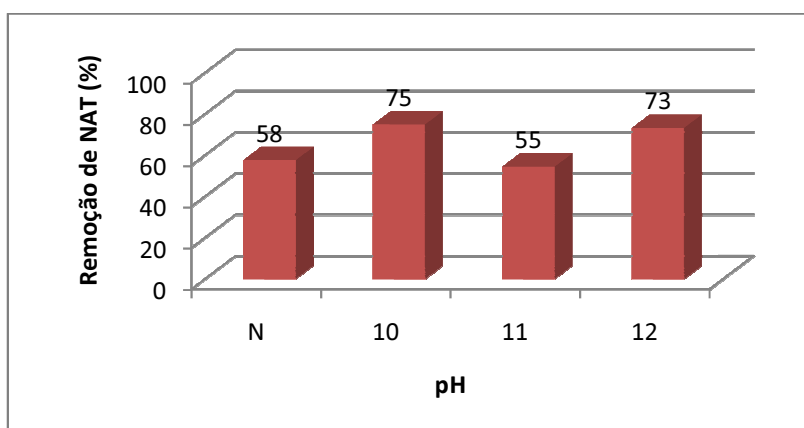


Figura 26. Efeito do pH na Amostra B com vazão de ar $5 \text{ NL}\cdot\text{min}^{-1}$.

A Figura 27 apresenta a remoção de amônia em cada pH estudado na Amostra C, com $Q_e 5 \text{ NL}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}$.

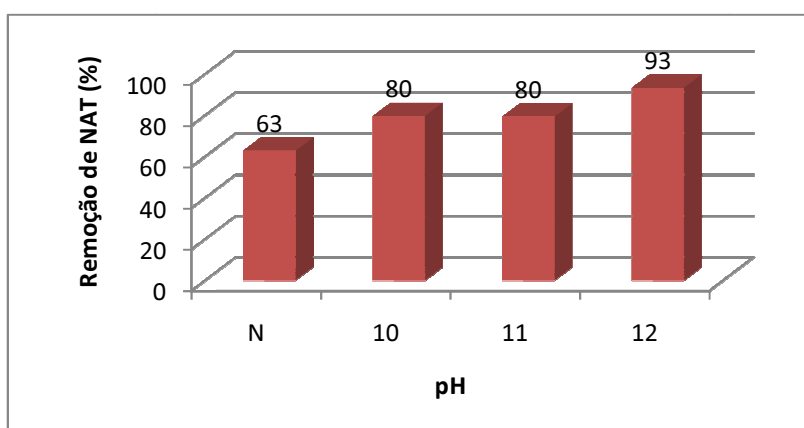


Figura 27. Efeito do pH na Amostra C com vazão de ar $5 \text{ NL}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}$.

Nos resultados ilustrados na Figura 25, observou-se que ao se elevar o pH de 8 para 10, a eficiência aumentou de 62% para 91%. Notou-se que em pH maiores as eficiências de remoção foram menores, sendo que na aplicação do pH 10 foi 25% mais eficiente que com pH 11 e 19% mais eficiente que com pH 12.

Ao se comparar a eficiência de remoção do experimento realizado com pH 11, que foi 66%, com o realizado com pH natural, que foi 62%, nota-se que não houve uma diferença expressiva.

Notou-se para a Amostra B (Figura 26) que não foram alcançadas as eficiências teóricas de remoção nos experimentos com pH 11, provavelmente pelo mesmo fenômeno ocorrido no estudo da Amostra A. O experimento realizado com pH 11

obteve média de eficiência de 55%, sendo a menor para a vazão Q_e 5 NL.L⁻¹.min⁻¹. O resultado para o experimento realizado com pH natural (58%) foi o segundo menor, seguido do pH 12 (73%), sendo a melhor eficiência observada no pH 10, com 75% de remoção de NAT. Destaca-se com esses resultados mais um evento em que a elevação do pH não acompanhou o aumento da remoção de amônia.

Na Figura 27 observou-se que, com vazão de ar 5 NL.L⁻¹.min⁻¹, o aumento do pH proporcionou o aumento da remoção de nitrogênio amoniacal, sendo que a diferença entre os resultados de aplicação do pH natural (63%) e do pH 12 (93%) foi de 30%. Entretanto, esse aumento não pode ser observado entre a eficiência de remoção dos pH 10 (80%) e pH 11(80%).

Silva (2008), utilizando aplicando a técnica de *air stripping* com a mesma vazão específica (5NL.L⁻¹min⁻¹), em 1 litro de lixiviado pré-tratado (precipitação química com cal hidratada) e pH inicial 13, obteve 90% de remoção de nitrogênio amoniacal em 6 horas de tratamento, sendo esse resultado semelhante ao encontrado, por esta pesquisa para pH 12.

Bonmatí e Flotats (2003), estudou o efeito do pH inicial utilizando *air stripping* de amônia em efluente de suínocultura com alta temperatura (80 °C), em torre de arraste com 95 cm de altura e 5 cm de diâmetro. E após 4 horas de tratamento, utilizando a vazão de ar de 5 NL.L⁻¹min⁻¹, obteve 65, 69 e 98,8% de remoção de amônia, em tratamentos com pH natural, 9,5 e 11,5, respectivamente. Ao se comparar aos resultados encontrados por esse autor aos ilustrados pela Figura 28, notou-se que a temperatura de 80°C não implicou em uma grande diferença.

Cheung et al. (1995) investigou taxas de vazões de ar e pH como parâmetros críticos para otimização do processo de *air stripping* em tanques com agitadores, sendo necessárias mais de 24 horas, para alcançar uma remoção entre 86 e 93%, com vazão de ar 5 5NL.L⁻¹min⁻¹ e pH 11. Nota-se que para alcançar eficiências de remoção semelhantes às obtidas por esta pesquisa, esse autor precisou de 20 horas a mais de tratamento, supostamente pelo processo ter sido realizado em tanques, onde a superfície gás-líquido é menor que em torres de arraste.

8.2.4.3 Efeito da pH em função da taxa de vazão $10 \text{ NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$

A Figura 28 apresenta a remoção de amônia em cada pH estudado na Amostra A, com $Q_e 10 \text{ NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$.

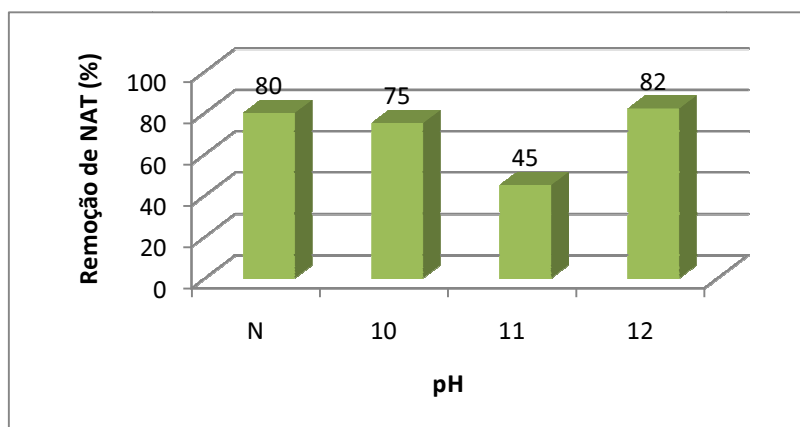


Figura 28. Efeito do pH na amostra A, com vazão 10 NL.min^{-1} .

A Figura 29 apresenta a média de remoção de amônia em cada pH estudado na Amostra B, com $Q_e 10 \text{ NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$.

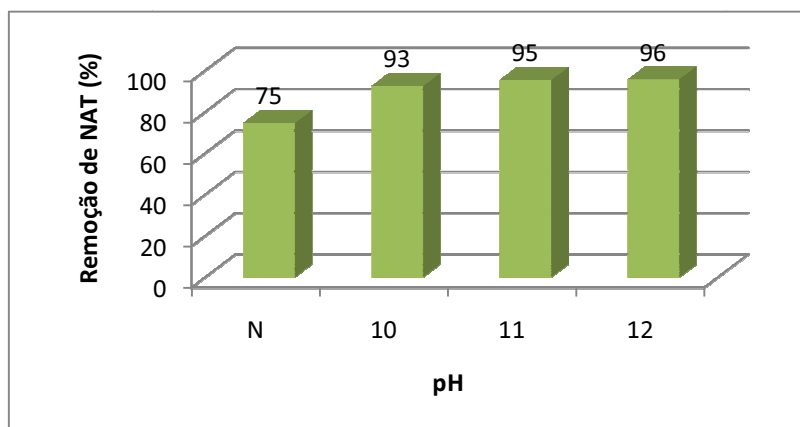


Figura 29. Efeito do pH na Amostra B com vazão de ar 10 NL.min^{-1} .

A Figura 30 apresenta a remoção de amônia em cada pH estudado na Amostra C, com $Q_e 10 \text{ NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$.

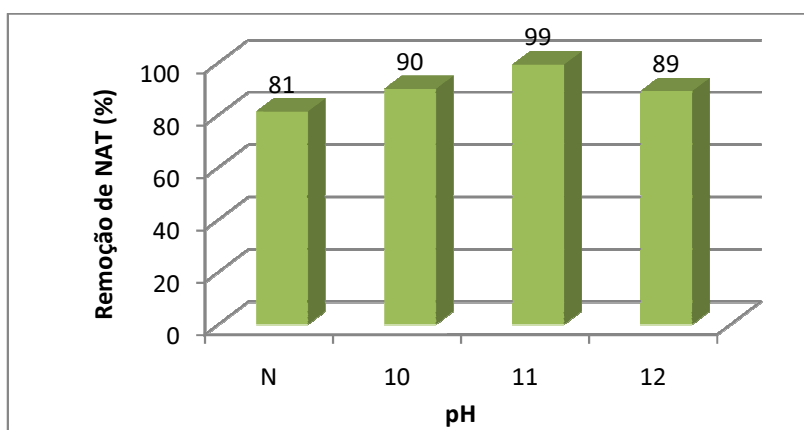


Figura 30. Efeito do pH na Amostra C com vazão de ar $10 \text{ NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$.

Notou-se nos dados apresentados na Figura 29 a variação crescente de remoção de NAT para diferentes valores de pH. Sendo que a remoção aumentou de acordo com o aumento do pH inicial. A eficiência de remoção seguiu o mesmo comportamento das curvas de remoção apresentadas na aplicação da $Q_e 2 \text{ NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$ (Figura 23).

Resultados similares foram observados por Collivignarelli et al. (1998, apud GIORDANO, 2003), onde em seus experimentos, em temperatura ambiente, quando se aumentou o pH de 8,5 para 10,5 a eficiência do processo aumentou de 14% para 46%. O aumento do pH para 12 permitiu atingir uma eficiência de 50%, que segundo os autores supracitados, não foi significativo em comparação ao aumento do consumo de alcalinizante (30% maior) concentrações efluentes provavelmente pode ser obtida.

Notou-se na Figura 28, que no pH natural, pH 10 e pH 12, foram obtidos percentuais de remoção de 80%, 75% e 82%, respectivamente. Para o pH 11 a remoção foi de 45%. Cabe ressaltar que a diferença entre o pH natural e o pH 12 foi de apenas 2%. Este resultado sugere que a alcalinização pode não ser necessária quando se faz uso de $Q_a 10 \text{ NL.min}^{-1}$ e quatro horas de batelada.

Os resultados de percentual de remoção, utilizando $Q_e 10 \text{ NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$ na “Amostra C”, foram semelhantes para os diferentes valores de pH, sendo que todos tiveram altas eficiências, inclusive com pH natural (81%) (Figura 30). Esse comportamento foi semelhante ao da Amostra B (Figura 29), realizado nas mesmas condições de contorno, onde as eficiências observadas em todos os valores de pH foram

superiores a 70%. O melhor resultado no estudo da “Amostra C” foi 99%, obtido com pH 11.

Dentre os valores de pH testados para a Q_e 10 $NL.L^{-1}.min^{-1}$ a menor eficiência foi observada para o pH natural, com 75% de remoção. Esse resultado teve uma diferença de 18% quando comparada ao pH 10, que alcançou 93%. O pH 11 chegou a 95%, sendo que o melhor resultado foi obtido usando o pH 12, com 96% de remoção. Como pode-ser observar, os experimentos iniciados com pH 10, pH 11 e pH 12 tiveram eficiências de remoção bastante semelhantes, sendo a questão dos custos com alcalinização relevantes para a definição do pH a ser utilizado, e neste caso os processos menos onerosos seriam os iniciados com pH 10 (Figura 29).

8.2.4.4 Média de remoção em função do pH na amostra A, B e C

Para analisar apenas o efeito do pH na Amostra A, B e C, os resultados de 12 bateladas foram agrupados na Figura 33, 34 e 35, respectivamente, expressos através de suas **médias** de remoção de amônia por pH estudado, **independente a vazão de ar aplicada**.

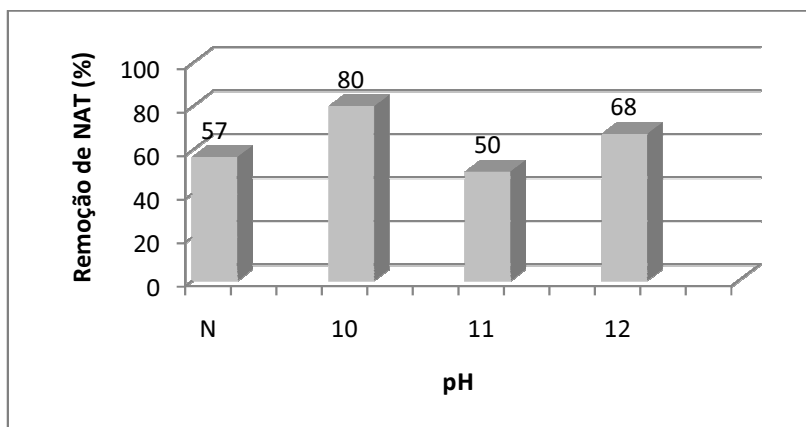


Figura 31. Média de remoção de nitrogênio amoniacal em função do pH, independente da vazão de ar utilizada na amostra A, referentes a 12 bateladas.

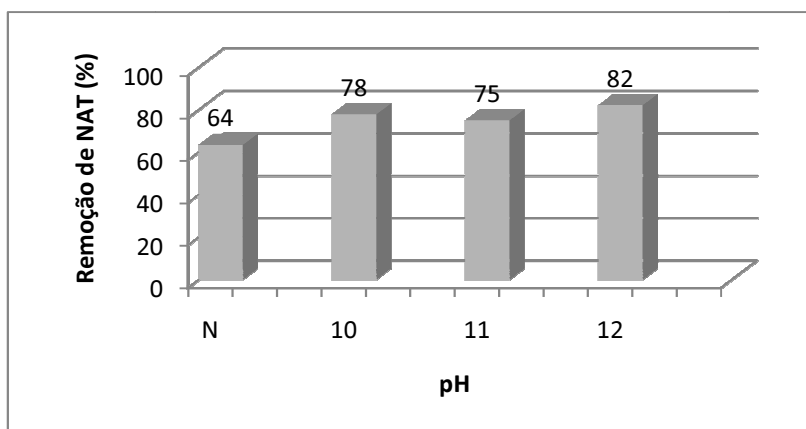


Figura 32. Média de remoção de nitrogênio amoniacal em função do pH, independente da vazão de ar utilizada na amostra B, referentes a 12 bateladas.

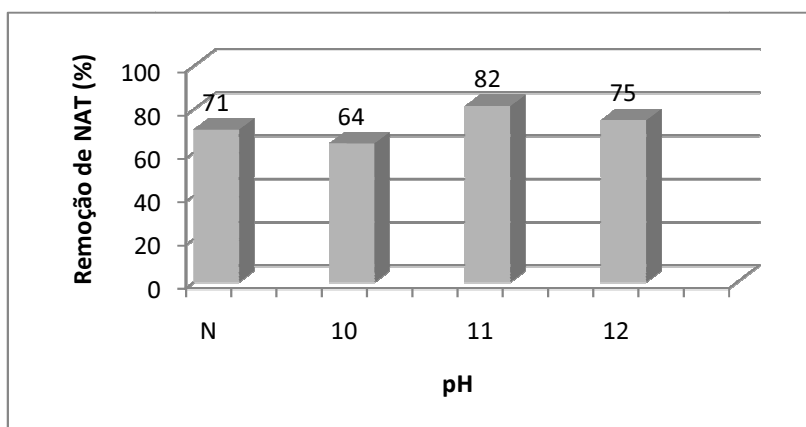


Figura 33. Média de remoção de nitrogênio amoniacal em função do pH, independente da vazão de ar utilizada na amostra C, referentes a 12 bateladas.

Notou-se nos resultados da Figura 31 que a melhor média de remoção foi obtida com pH 10 (80%). O aumento do pH não ocasionou uma elevação das remoções, sendo que, as eficiências foram menores utilizando pH 11 e 12.

A média de remoção com pH natural (57%) foi superior à média com pH 11 (50%) e a média com pH 10 superior à média com pH 12 de 68%. Portanto, esses resultados sugerem que para a “Amostra A” seria mais vantajoso a aplicação do processo de *stripping* com pH natural ou com pH 10, que com pH 11 e 12, devido aos custos com alcalinizantes.

Segundo Hasar et al. (2009) o hidróxido de amônio (NH_4OH) é formado como um produto intermediário no *stripping* para pH entre 10 e 11. Nos estudos realizados na Amostra A, esse intervalo de pH foi o que obteve a menor média de remoção de amônia. Nos experimentos iniciados à pH 11, constatou-se um decaimento médio do pH, para 10 ao final das 4 horas de batelada.

O melhor resultado obtido observando-se o efeito do pH foi de 91% de remoção quando elevou-se o pH para 10 e aplicou-se Qar 5 $\text{NL}\cdot\text{min}^{-1}$ (Figura 25). No entanto, o resultado menos satisfatório foi encontrado no experimento com pH natural e Qar 2 $\text{NL}\cdot\text{min}^{-1}$, com 29 % de remoção (Figura 22).

Diante os resultados ilustrados na Figura 32, observou-se que, apesar da melhor média de eficiência de remoção ter sido obtida com pH 12 (82%), encontrou-se uma diferença pequena entre esse resultado e a média da eficiências de remoção com pH 10 (78%).

Na Amostra B (Figura 32) o arraste da massa da amônia na fase gasosa foi inferior nos experimentos com pH 11, semelhante ao encontrado para a Amostra A (Figura 31). Entretanto, para a Amostra B, o pH 12 foi o que teve a maior média de remoção, enquanto para a Amostra A, a maior média foi do pH 10.

A diferença entre os experimentos realizados com pH natural e os realizados com pH 12 foi de 18 %. Em sistemas de tratamento de lixiviado, nos quais o processo de *air stripping* é aplicado como pré-tratamento, essa diferença de 18% pode ser insignificante, o que permite a aplicação do *air stripping* sem a utilização de alcalinizantes. Em um sistema em escala real, normalmente, o tratamento por *air*

stripping precede o tratamento biológico, que por sua vez, segundo Calli et al. (2005) não é influenciado negativamente pela quantidade de nitrogênio amoniacal, quando esse parâmetro possui valores abaixo de 200 mg/L. As maiores médias de eficiência de remoção de NAT na “Amostra C” foram observadas com o uso de pH, alcançando 82% de remoção. Esses resultados apresentam diferença expressiva quando comparados aos experimentos da “Amostra A” (50%) e “Amostra B” (75%) para o mesmo pH.

Conforme ilustrado na Figura 33, observou-se que não houve ampla diferença entre a média dos experimentos realizados com pH N (71%) e pH 12 (75%) para a “Amostra C”. Essa amostra apresentou a menor média de eficiência de remoção para os experimentos iniciados com pH 10 (64%), sendo que para a “Amostra A” esse pH foi o que alcançou melhor resultado (80%), e para a “Amostra B” o segundo melhor resultado (78%).

Nos experimentos realizados com pH 12 foram obtidos 42%, 93% e 89% de remoção utilizando Q_e 2, 5 e 10 NL.L⁻¹.min⁻¹, respectivamente. Com esses resultados observou-se que, apesar da quantidade de NH₃ teoricamente disponível pelo alto valor de pH, a vazão de 2 NL.L⁻¹.min⁻¹ não foi suficiente para obter uma alta eficiência remoção, que foi 51% menor que a eficiência alcançada com a Q_e 5 NL.L⁻¹.min⁻¹ para o mesmo pH.

Os experimentos realizados com **pH natural** obtiveram as melhores eficiências de remoção na “Amostra C” quando comparado com os resultados nas demais amostras da presente pesquisa, alcançando remoções entre 63% a 81%.

8.2.5 Efeito do pH nas amostras A, B e C

A Figura 34 apresenta o gráfico *Box-plot* das médias de percentagens de remoção de nitrogênio amoniacal com os pHs **Natural, 10, 11 e 12**, independente da taxa de vazão de ar utilizada, para as Amostras A, B e C.

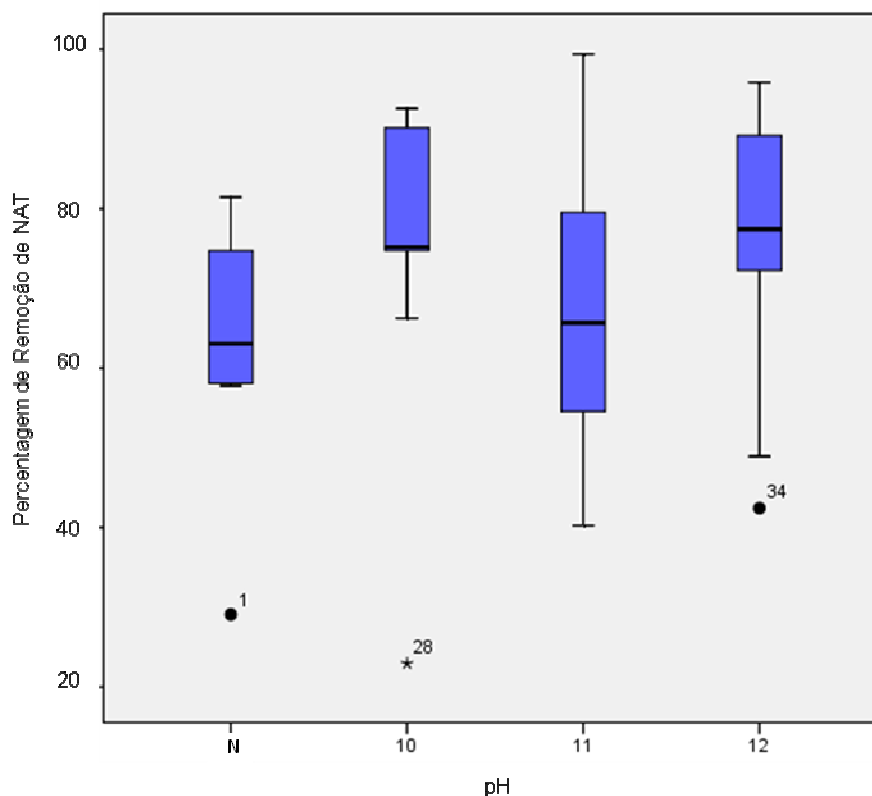


Figura 34. *Box-plot* da percentagem de remoção de amônia em função dos diferentes pHs, independente da taxa de vazão.

Ao se analisar os *Box-plot's* da Figura 34 verifica-se que pH Natural, 10 e 12 apresentaram resultados de percentuais de remoção de amônia discrepantes em relação aos resultados do pH 11. Em contrapartida, analisando a caixa do pH 11, nota-se que valores de máximo (99%) e mínimo (40%) apresentam ampla diferença em relação ao valor da mediana de 66%.

O pH Natural apresentou 01 (um) resultado discrepante, sendo ele ocorrido no Exp. Nº 01 (29%). Com pH 10, foi obtido 01 (um) resultado discrepante, de 23% ocorrido no Exp. Nº 28. Já o pH 12, também foi obtido *outlier* (42%) com Exp. Nº 34.

Em relação à simetria dos resultados de percentuais de remoção de amônia, os valores de pH Natural, 10 e 12 demonstraram assimetria positiva, com valores dispersando nos resultados maiores que a mediana, 63%, 75% e 77%, respectivamente. Os resultados encontrados com pH 11, apresentaram maior dispersão ao redor da mediana, quando comparado aos demais valores de pH.

Nota-se na Figura 34, que para pH 10 foi obtida mediana, de 75%, sendo este, um valor muito próximo à mediana obtida com pH 12 (77%).

Segundo Moura (2008) que realizou estudo similar ao desenvolvido por esta pesquisa, baixos valores de pH, levam a baixas eficiências, enquanto que altos valores levam a altas eficiências. Porém, os resultados obtidos por esta pesquisa, demonstraram que se elevando o pH para 10 é possível se obter eficiências tão boas quanto com pH 12.

Segundo Collivignarelli *et al.* (1998) apud Giordano (2003), o pH ótimo para o processo de arraste é aproximadamente de 10,0 a 10,5, esse resultado, está de acordo com o encontrado nesta pesquisa.

Na presente pesquisa observou-se que as eficiências de remoção foram muito semelhantes para os pH 10 e 12, estes resultados sugerem que, neste caso seria mais recomendada a aplicação na engenharia do processo de *air stripping* do pH 10, devido aos custos com alcalinizante.

8.2.6 Apresentação global dos resultados e Análise estatística da influência dos fatores vazão de ar, pH e temperatura.

A Figura 35 apresenta a concentração inicial e final de NAT e a eficiência de remoção correspondente a cada experimento realizado com a Amostra A.

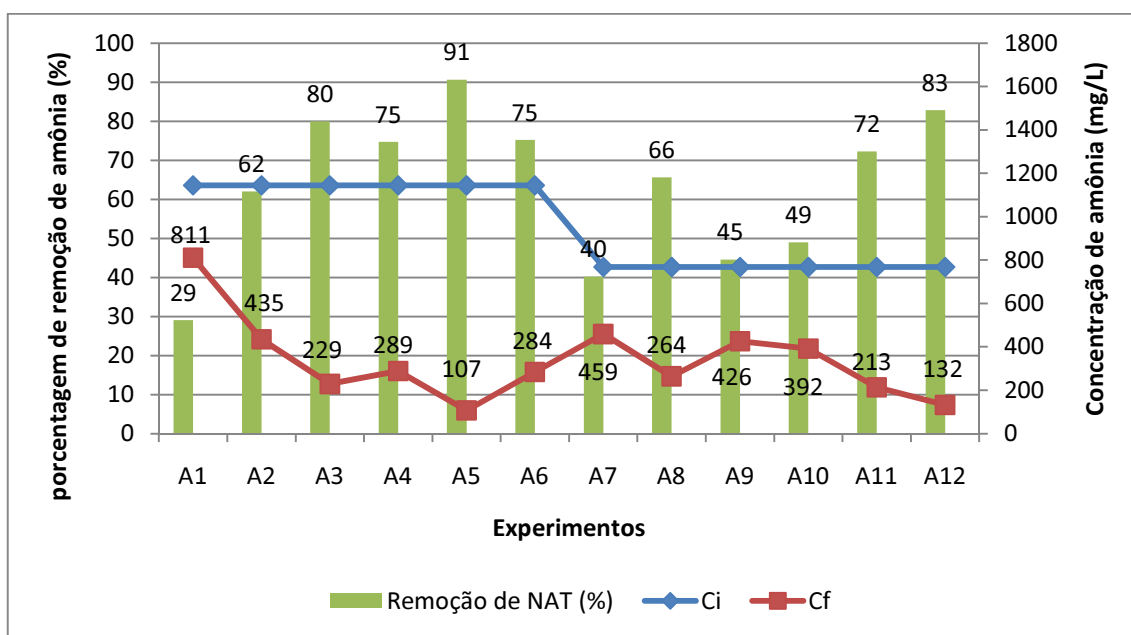


Figura 35. Concentrações iniciais e finais de nitrogênio amoniacal, e eficiência de remoção, nos experimentos de 1 a 12, realizados com Amostra A.

Nota: NAT- nitrogênio amoniacal total; ci- concentração inicial ; cf – concentração final.

A Figura 36 demonstra a concentração inicial e final de NAT e a eficiência de remoção correspondente a cada experimento realizado com a Amostra A.

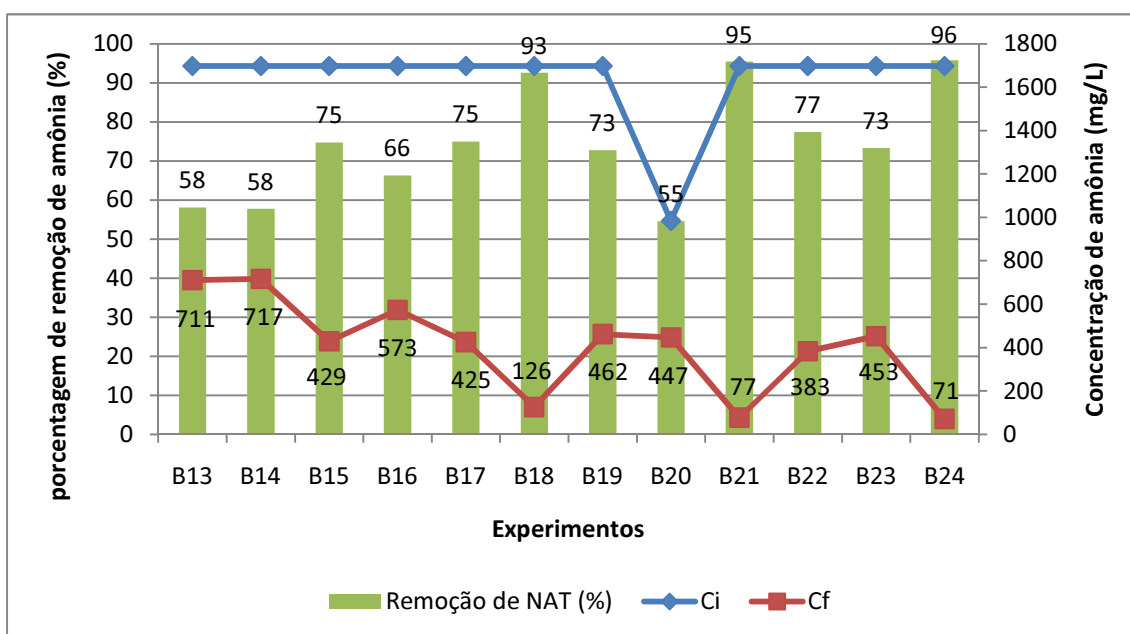


Figura 36. Concentrações iniciais e finais de nitrogênio amoniacal, e eficiência de remoção, nos experimentos de 13 a 24, realizados com Amostra B.

Nota: NAT- nitrogênio amoniacal total; ci- concentração inicial ; cf – concentração final.

A Figura 37 ilustra a concentração inicial e final de NAT e a eficiência de remoção correspondente a cada experimento realizado com a Amostra C.

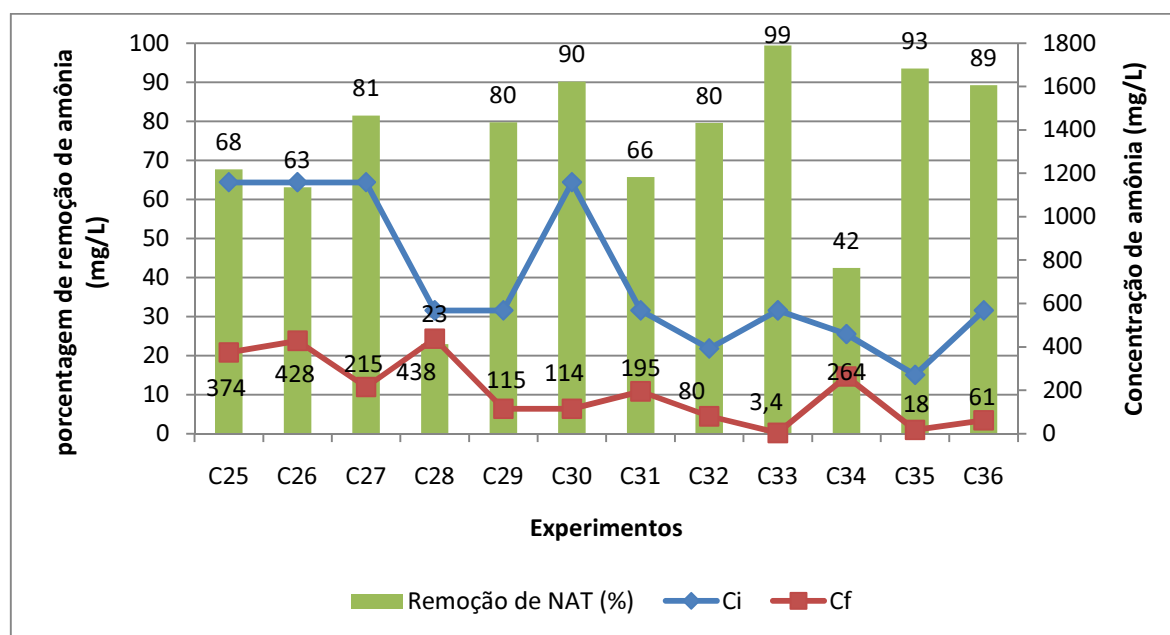


Figura 37. Concentrações iniciais e finais de nitrogênio amoniacal, e eficiência de remoção, nos experimentos de 25 a 36, realizados com Amostra C.

Parte do planejamento estatístico consistiu na aplicação da ANOVA fatorial, uma vez que um dos objetivos seria analisar o grau de importância de cada variável estudada no processo e suas possíveis interações. Os resultados da ANOVA, que levou em consideração os fatores temperatura, pH e vazão de ar, estão expostos na Tabela 8.

Tabela 8. ANOVA considerando os valores de pH, vazão de ar e temperatura.

Fontes de Variação	Soma de Quadrados	Graus de Liberdade	Média de Quadrados	F	p-valor
Correção do Modelo	5980,649 ^a	12	498,387	1,755	0,119
Intercepto	617,994	1	617,994	2,176	0,154
Medtemp	1,575	1	1,575	0,006	0,941
PH	720,648	3	240,216	0,846	0,483
Vazão	4662,898	2	2331,449	8,208	0,002
PH * Vazão	492,067	6	82,011	0,289	0,936
Erro	6532,765	23	284,033		
Total	190953,787	36			
Correção Total	12513,413	35			

a. $R^2 = 0,478$ (Adjusted $R^2 = 0,206$)

Os resultados da ANOVA mostraram que apenas a vazão é estatisticamente significativa no processo de remoção da amônia, para as condições de contorno, desta pesquisa.

Além disso, o coeficiente de determinação (R^2), que determina o quanto da variação da variável dependente é explicada pela variação das variáveis independentes foi de

47,8%, ou seja, razoavelmente baixo. Isto quer dizer que 47,8% da remoção de amônia pode ser explicado pelas variáveis pH e vazão, mas 52,2% da remoção de amônia é explicado por outras variáveis.

Para uma melhor avaliação da influência do comportamento das vazões na eficiência de remoção de amônia, foi gerada no teste ANOVA estatístico a representação gráfica dos percentuais médios de cada vazão, expressos na Figura 38.

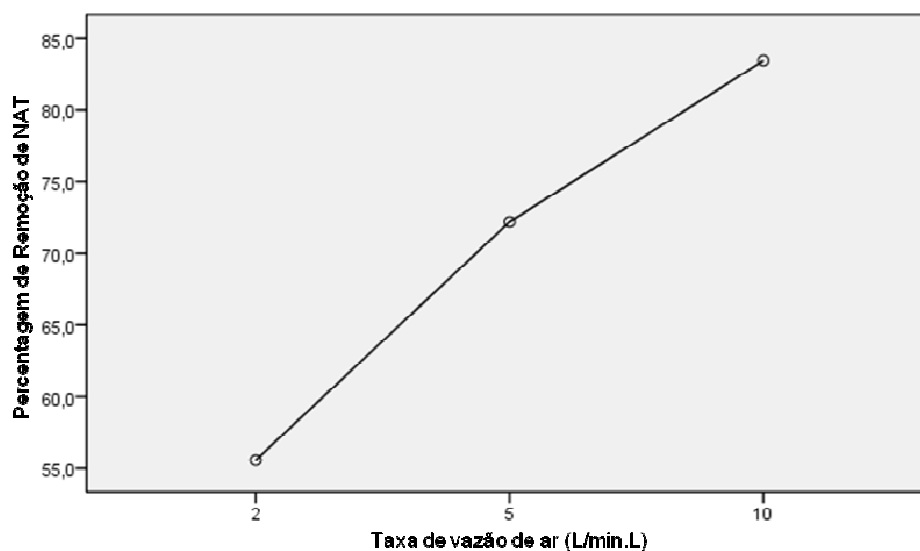


Figura 38. Resultado da estimativa de remoção para cada vazão estudada.

Nota-se na Figura 38, que as vazões 2, 5 e 10 $\text{NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$ apresentaram, respectivamente, as médias de remoção de amônia de 55%, 72% e 83%. Entre as vazões de 2 e 5 $\text{NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$ ocorreu uma diferença de 17%, enquanto que, entre as vazões de 5 e 10 $\text{NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$, essa diferença foi de 11%. Portanto, a vazão de 10 $\text{NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$ foi, em média, 28% mais eficiente que a vazão de 2 $\text{NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$.

A Figura 39, gerada no teste ANOVA estatístico, ilustra a percentagem média de remoção de amônia para cada pH estudado, .

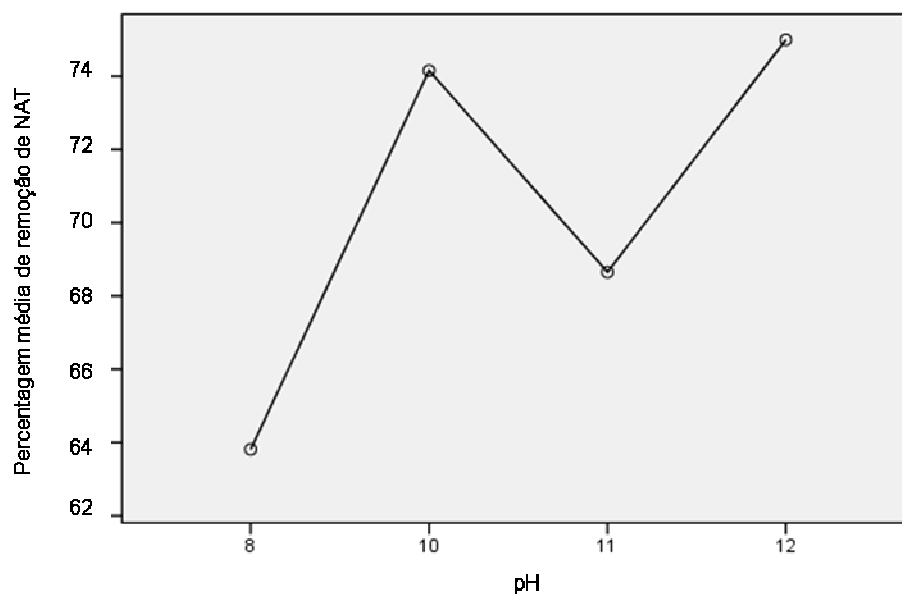


Figura 39. Percentagem média de remoção de NAT, em função do pH estudado.

Nota: As covariáveis apresentadas neste modelo foram calculadas com a temperatura média de 29°C.

Não foi possível determinar, qual o motivo que provocou a diferença entre a média obtida para pH 11 com as demais médias dos experimentos que sofreram alcalinização, ou seja, pH 10 e pH 12. Teoricamente, o aumento do pH para 11 deveria resultar em eficiências melhores ou semelhantes, que, com pH 10.

8.2.6.1 Efeito do pH em amostras que não sofreram alcalinização

A Figura 40 descreve o comportamento dos valores do pH, durante os experimentos que não sofreram alcalinização com NaOH (Experimentos N° 01,02,03;13,14,15;25,26,27). Constatou-se que à medida que a concentração de nitrogênio amoniacal era reduzida ocorria um aumento dos valores de pH.

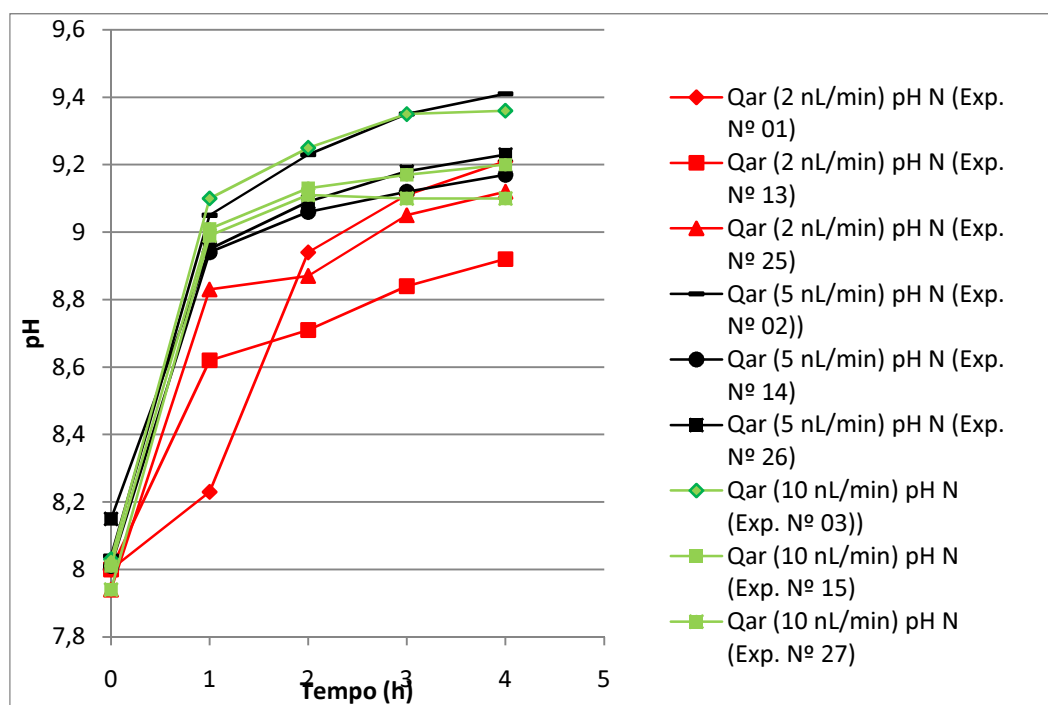


Figura 40. Elevação dos valores de pH, em função das vazões de ar aplicadas, em experimentos sem adição de NaOH.

Esse fenômeno foi relatado por vários autores que realizaram experimentos com remoção de amônia em lixiviados por *air stripping* (CAMPOS et al., 2007; FERRAZ, 2010; FERREIRA et al., 2009; MARTTINEM et al., 2002; YOKOYAMA et al., 2009; SOUTO, 2009). Os resultados podem ser parcialmente justificados levando-se em consideração as diferentes constantes de Henry dos dois gases (1.420 atm. para CO_2 e 0,75 atm. para NH_3 a 20°C) (VEIGA et al., 2006), de acordo com a Lei de Henry a solubilidade de um gás dissolvido é proporcional à pressão parcial exercida pelo gás acima do líquido, portanto, o arraste seria muito mais rápido para o CO_2 do que para a NH_3 .

Conforme a equação de equilíbrio químico das espécies de amônia:



O processo de remoção de NH_3 do sistema, provavelmente eleve as concentrações de íons H^+ . Segundo Ferraz (2010) esses íons poderiam ser neutralizados pelo carbonato promovendo a formação de CO_2 , o que implicaria no consumo de íons H^+ e, portanto, ocasionaria o aumento do pH mesmo com remoção de amônia.

Cheung et al. (1997) e Ozturk et al. (2003) observaram que durante o método de *stripping*, o pH apresenta um comportamento crescente ao longo das primeiras horas e em um determinado período de tempo tende a diminuir progressivamente, devido a recarbonatação da cal no lixiviado pela absorção de CO₂ da atmosfera.

Marttinen (2002) relatou um aumento de 7,3 para 9,2, em bateladas que ocorreram sem ajuste de pH.

8.2.6.2 Efeito de pH em amostras que sofreram alcalinização

Durante o processo de *air stripping* em lixiviado de aterro sanitário, ocorreu um decréscimo de pH, concomitantemente à remoção de nitrogênio amoniacal, em amostras que sofreram alcalinização com NaOH.

A Figura 41 apresenta as curvas médias de decréscimo do pH nos experimentos que sofreram alcalinização, independente da vazão de ar.

O método de *air stripping*, quando aplicado como pré-tratamento de lixiviado tem por objetivo a remoção de amônia, porém, o arraste reduz as concentrações de outras espécies químicas, tais como compostos orgânicos voláteis, o que explica a redução do pH durante o experimento.

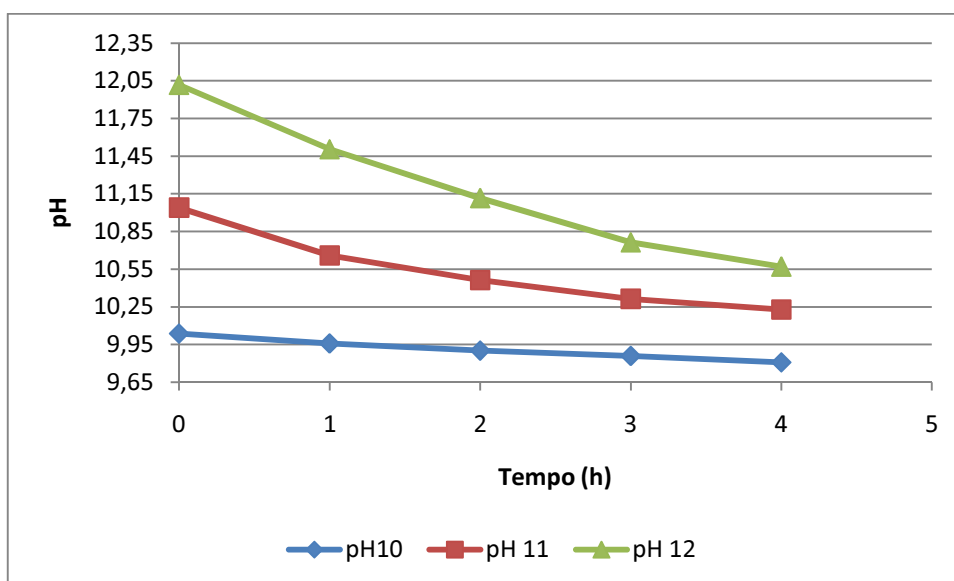


Figura 41. Decréscimo do pH durante o processo de *air stripping*.

Nota-se que o decréscimo do pH é mais acentuado para o pH 12, sendo que, para pH inicial 10, essa queda, apresenta-se de forma muito mais suave.

CALLI, et al. (2005), no intuito de amenizar o efeito dessa queda natural do pH, na análise dos resultados, tentou manter constante, durante o processo de *air stripping*, o pH 11, usando 10% de cal ou 10N NaOH. Martinen et al. (2002) disponham de um sistema automatizado de controle de pH.

Quan (2009) relatou que, uma dosagem de 4 g/L de Ca(OH)_2 pode ser usado para manter um valor de pH do lixiviado constante, já dosagens menores que 2 g /L não mantêm um valor de pH constante, causando uma instabilidade ar de processo de *air stripping*.

Silva et al., (2007) realizou testes com 15 L de lixiviado, e relatou que elevada concentração inicial de alcalinidade, 5000 mg CaCO_3 /L manteve o pH do lixiviado constante em torno de 8,0, mesmo sendo reduzida para 1400 mg CaCO_3 /L.

8.2.7 Efeito da alcalinidade total

Observando os resultados das concentrações de Alcalinidade Total e Nitrogênio Amoniacal no lixiviado durante o processo de *air stripping*, nota-se que esses dois

parâmetros possuem uma forte associação. O que justifica o fato de que o nitrogênio amoniacal ser o maior contribuinte para geração de alcalinidade nos lixiviados, uma vez que a amônia é formada através dos processos de digestão da matéria orgânica, ela se combina com o ácido carbônico formando bicarbonato de amônio.

A Figura 42, apresenta o comportamento de remoção de alcalinidade total e nitrogênio amoniacal durante cada experimento realizado com a Amostra A, em condições de pH natural e diferentes taxas de vazão.

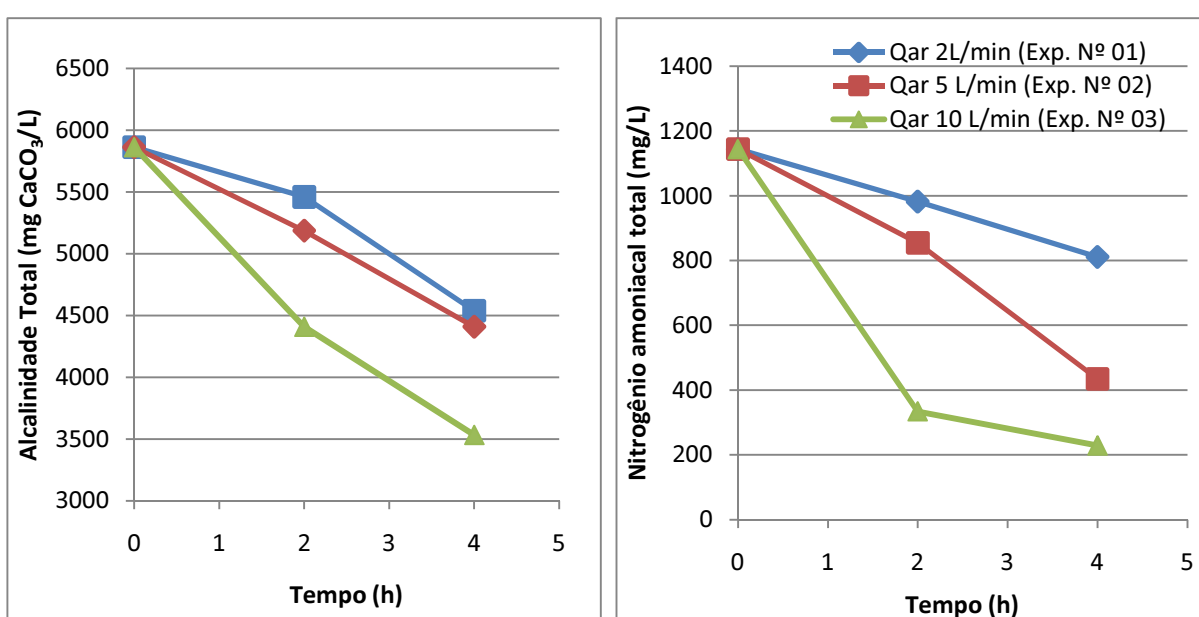


Figura 42. Comportamento da variação de alcalinidade total e nitrogênio amoniacal, no experimento "A", em função das diferentes vazões de ar, ao longo do tempo.

Nota-se que, o decréscimo de alcalinidade está intensamente relacionado à remoção de nitrogênio amoniacal. No Exp. N° 03, onde ocorreu maior remoção de amônia, quando comparado aos demais experimentos, também ocorreu maior redução de alcalinidade. Sendo que, em 4 horas de aplicação de Qe 10 NL.L⁻¹.min⁻¹, obteve-se 36% de remoção de alcalinidade total.

A Figura 43 ilustra o comportamento de remoção de alcalinidade total e nitrogênio amoniacal durante cada experimento realizado com a Amostra B, em condições de pH natural e diferentes taxa de vazão de ar.

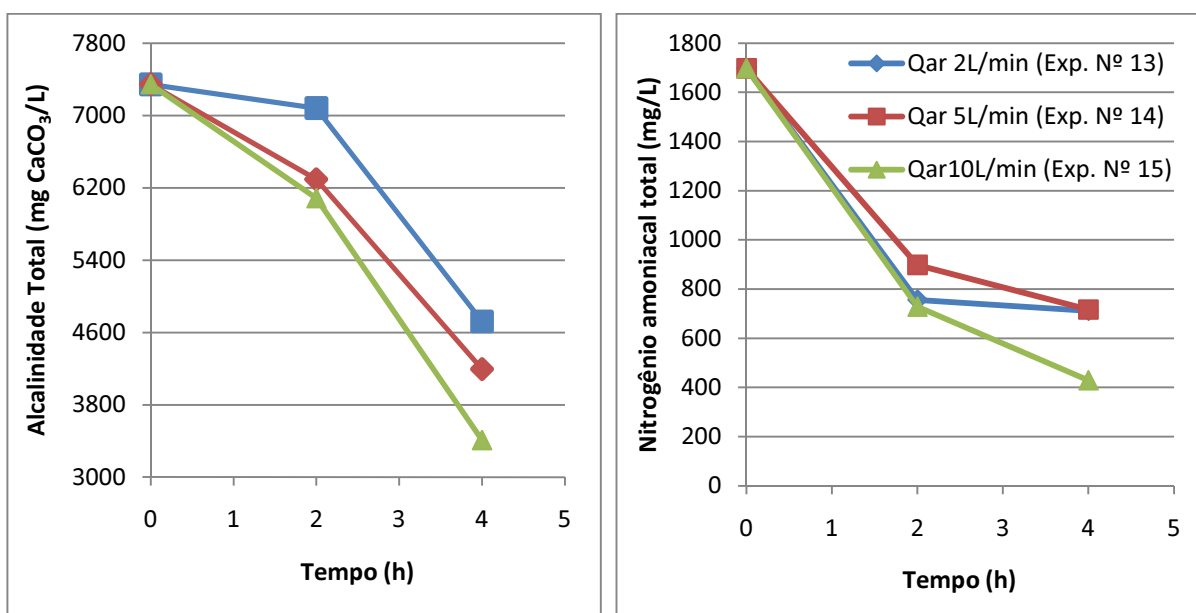


Figura 43. Comportamento da variação de alcalinidade total, no experimento "B", em função das diferentes vazões de ar, ao longo do tempo.

Analisando as curvas de redução da alcalinidade total para as diferentes vazões, nota-se uma dinâmica de remoção proporcional ao aumento da vazão de ar, ao passo que, com Qar 2, 5 e 10 L/min.L, obteve-se 36, 43 e 54% de remoção de alcalinidade.

O comportamento de remoção de alcalinidade total e nitrogênio amoniacal durante cada experimento realizado com a Amostra C, pH natural e taxa de vazão de ar 10L/min.L.

A Figura 44 ilustra o comportamento de remoção de alcalinidade total e nitrogênio amoniacal durante cada experimento realizado com a Amostra C, em condições de pH natural e diferentes taxa de vazão de ar.

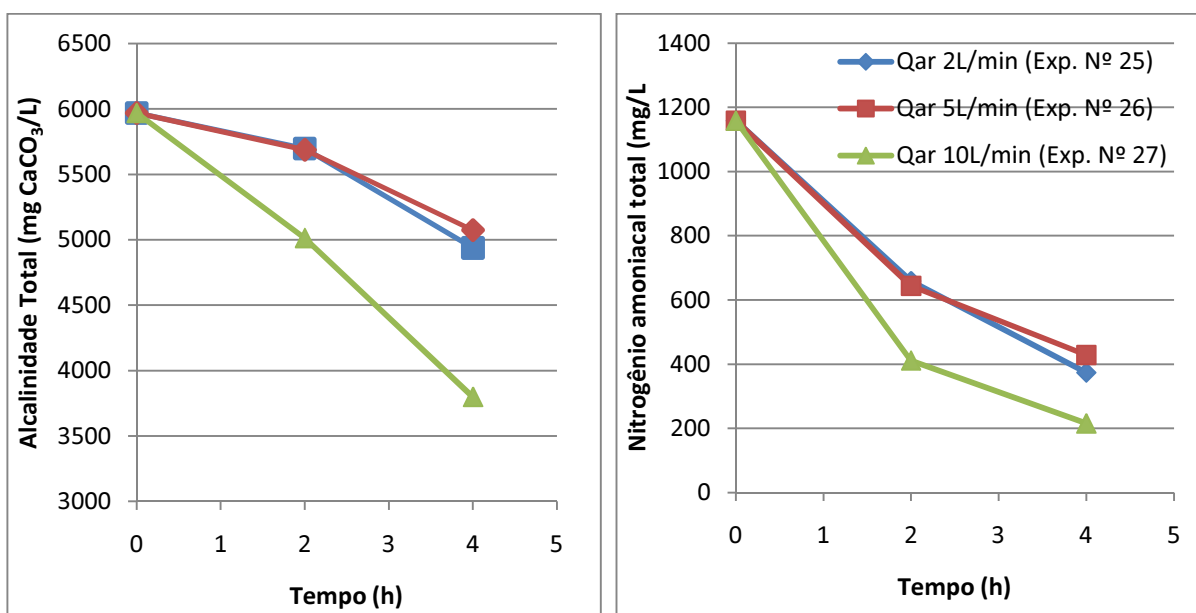


Figura 44. Comportamento da variação de alcalinidade total, no experimento "C", em função das diferentes vazões de ar, ao longo do tempo.

Observa-se que a remoção de alcalinidade com Q_e 10 NL.L⁻¹.min⁻¹ foi bem mais acentuada que as demais, vazões. Ao final de 4 horas, a diferença foi de 1275 mg/L entre Qar 10 e 5 L/min. O mesmo comportamento, pôde ser observado para o comportamento de nitrogênio amoniacal.

A Figura 45 ilustra o comportamento da variação da concentração de alcalinidade durante a realização dos experimentos de *air stripping*, com as Amostras A, B e C, pH natural e diferentes vazões de ar.

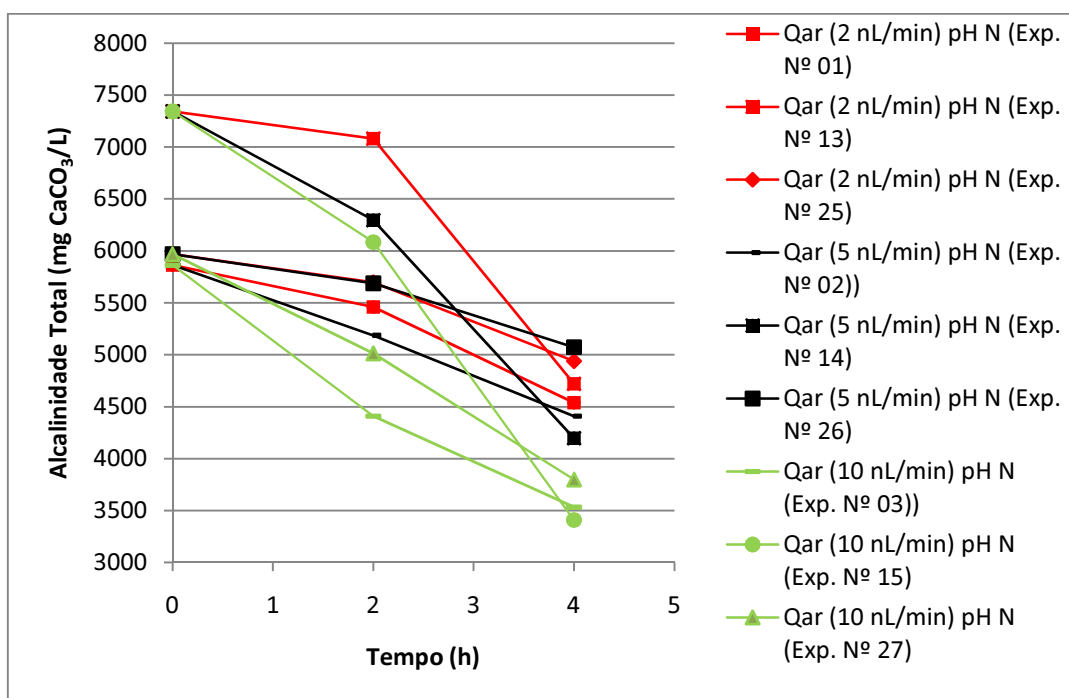


Figura 45. Comportamento da variação da alcalinidade total nos experimentos, com pH natural, em função da vazão de ar.

Não obstante o aumento de pH, houve uma queda na concentração de alcalinidade durante o processo de arraste. Segundo Parkes, Jolley e Wilson (2007) o *stripping* de amônia provoca o arraste de CO_2 tendo como consequência a diminuição da alcalinidade total. O que justifica a redução da concentração da **média** de alcalinidade total nos experimentos de 6391 para 4733, para 4559 e para 3580 (mg/L de CaCO_3), nos testes realizados com Qar de 2, 5 e 10 $\text{NL}\cdot\text{min}^{-1}$ respectivamente, após o período de 4 horas. As eficiências de remoção de alcalinidade foram 26, 29 e 44% para as vazões de 2, 5 e 10, respectivamente.

Ferraz (2010) relatou uma forte correlação entre a alcalinidade e NAT, pois no processo de *air stripping* o CO_2 é removido junto com a amônia, o que pode acarretar no consumo de carbonato e bicarbonato para manutenção do equilíbrio químico do sistema carbonato, e, conseqüentemente, contribuir com a queda da alcalinidade total. Em suma, o decréscimo da alcalinidade seria acompanhado pela remoção de amônia e de CO_2 .

Segundo Clèmente et al. (1997) a alcalinidade, pH e NH_3 estão fortemente ligados, pois, lixiviados com pH alto geralmente possuem altas concentrações de

alcalinidade, e como o NH_3 é um consumidor de próton, o que contribui para essa alcalinidade do efluente.

Campos et al. (2007) relataram que a remoção da concentração da alcalinidade total é um fator muito importante durante o *stripping* de amônia, e observaram que houve remoção de valores significativos nos processos com ou sem injeção de ar, pois a alcalinidade é constituída pela associação de carbonatos e bicarbonatos, compostos químicos que influenciam diretamente na remoção de nitrogênio amoniacal e na variação do pH.

Estudos relacionando variáveis duas a duas foram feitos utilizando dos dados obtidos nos experimentos, iniciados com pH natural.

A associação entre as remoções de alcalinidade total e nitrogênio amoniacal, pode ser avaliada fazendo-se uma análise de regressão, conforme apresenta a Figura 46.

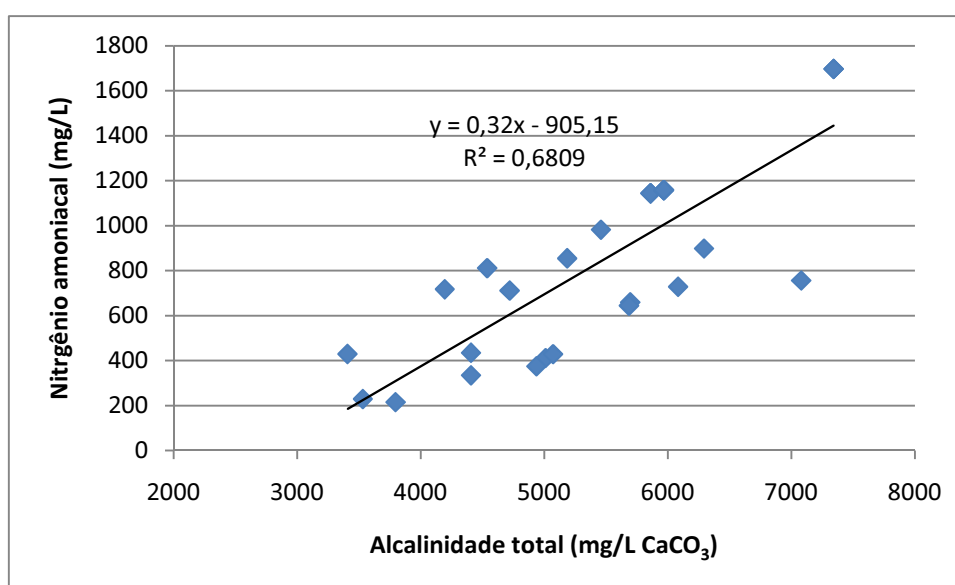


Figura 46. Regressão entre alcalinidade total e nitrogênio amoniacal. Amostras provenientes de 9 bateladas considerando Amostras A, B e C.

A escolha de uma relação linear não foi casual. Segundo Maringonda Junior (2007), que estudou a remoção de nitrogênio amoniacal em lixiviado de aterro sanitário utilizando reator, anóxico e aerado, no *air stripping* para cada mol de nitrogênio removido, um mol de bicarbonato é consumido, com conseqüente redução da alcalinidade e do pH. Os resultados das análises de regressão feitos para cada Amostra foram representados graficamente nas Figuras 49, 50 e 51, a seguir.

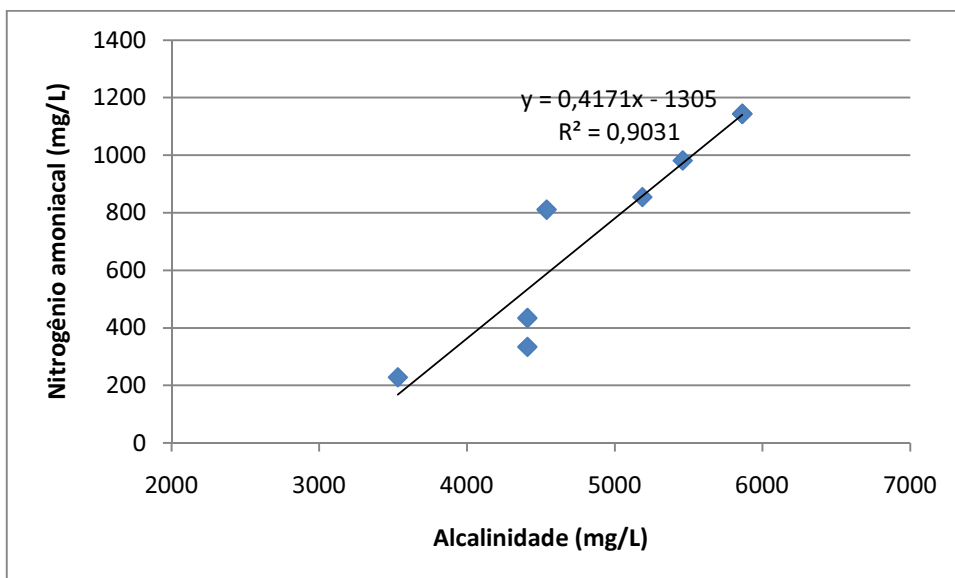


Figura 47. Regressão entre alcalinidade total e nitrogênio amoniacoal. Dados obtidos na Amostra A.

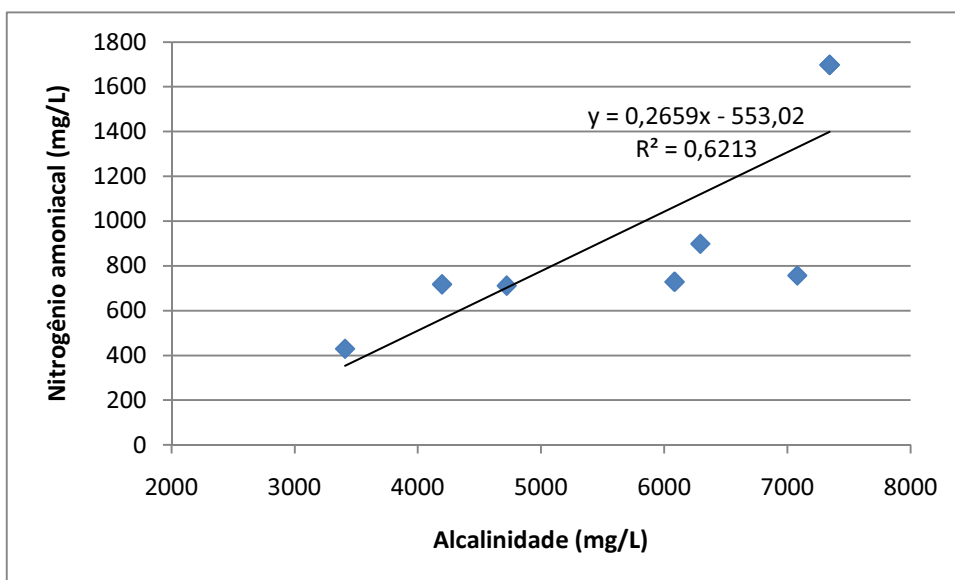


Figura 48. Regressão entre alcalinidade total e nitrogênio amoniacoal. Dados obtidos na Amostra B.

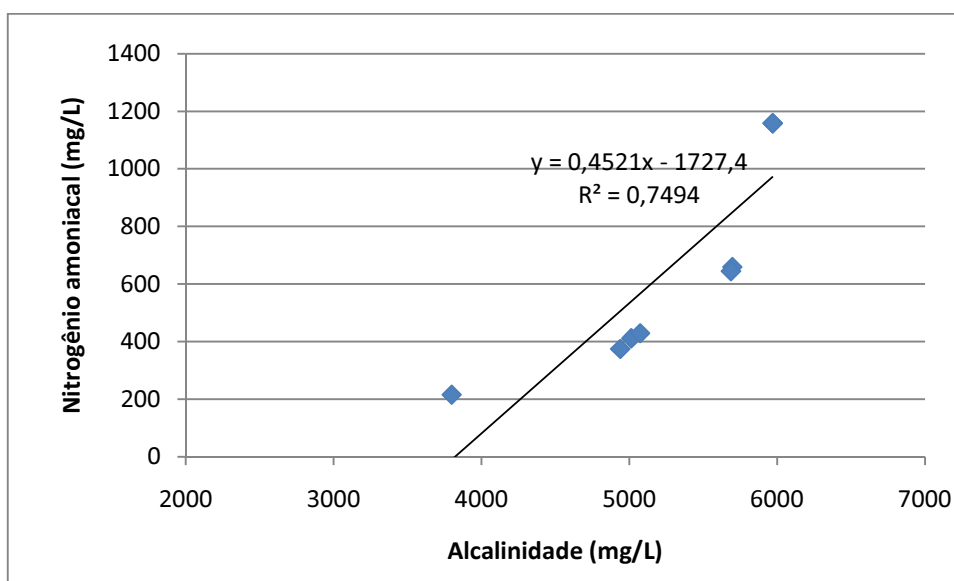


Figura 49. Regressão entre alcalinidade total e nitrogênio amoniacal. Dados obtidos na Amostra C.

A Tabela 9, a seguir, apresenta dados de remoção de alcalinidade, de formação da espuma em mL comparados a remoção de condutividade dos experimentos da Amostra C, que não sofreram alcalinização.

Tabela 9. Associação entre as médias de remoções de alcalinidade e quantidade de espuma formada, com remoção de condutividade em, em função das vazões de ar, na Amostra C.

Parâmetro	Qar		
	2	5	10
Remoção média de alcalinidade	26 %	29%	44%
Remoção de Condutividade	19 %	27%	27%
Formação média de espuma (mL)	13	7,6	12,3

Nota-se que, a percentagem de remoção aumentou, com a elevação da vazão de ar, porém, essa relação não foi acompanhada pela formação de espuma. Apesar da suspeita de que a espuma seja constituída em parte de sais inorgânicos, a sua remoção não influenciou na queda da condutividade.

8.2.8 Formação de espuma

Um dos pontos negativos do processo de *air stripping* em lixiviados de aterros sanitários é a formação de espuma. A quantidade de espuma formada durante o processo, pode provocar o impedimento da aplicação dessa técnica de tratamento,

caso não haja um procedimento, químico, através de anti-espumantes, ou físico, por intermédio de raspadores e sugadores.

Uma vez formada, a espuma pode atingir a borda das torres de arraste, provocando o transbordamento de lixiviado e a contaminação do ambiente externo, além de criar uma barreira física no interior das torres, que dificulta a dispersão da amônia volatilizada.

Segundo Veiga et al., 2006 que estudou *air stripping* em lixiviado de aterro sanitário, variando-se a temperatura de 40 a 60°C, com aplicação de diferentes relações de vazão de ar, volumes de chorume e altura de coluna líquida, com e sem reciclo. Além disso, o citado autor supôs que há correlação entre a formação de espumas e a concentração de alcalinidade, em virtude do comportamento semelhante entre as duas variáveis. Os melhores resultados foram obtidos quando utilizado anti-espumante.

Em todos os experimentos realizados nesta pesquisa ocorreu a formação de espuma, porém a quantidade de espuma formada foi maior nos tratamentos que se utilizou NaOH como agente alcalinizante, do que naqueles não alcalinizados.

Nos experimentos cujas amostras não foram alcalinizadas, a formação de espuma pode estar relacionada às concentrações relativamente elevadas de surfactantes presentes no lixiviado, que segundo Giordano et al., (2002), são oriundas do descarte de embalagens de detergentes domésticos no aterro. Nos experimentos cujas amostras sofreram alcalinização, a formação de espuma pode estar relacionada às concentrações de surfactantes e possivelmente à reação de saponificação entre óleos e graxas, também presentes no lixiviado, com o hidróxido de sódio (NaOH), resultando em uma maior formação de espuma. Calli et al. (2005) optaram pelo uso de Ca(OH)_2 para elevar o pH para 11 antes da aplicação da técnica de *air stripping*, ao invés, do utilização de NaOH, objetivando a diminuição da quantidade de espuma produzida.

Segundo Li (1999), o dimensionamento da altura da torre de arraste pode se dar em função da quantidade espuma formada. Entretanto, este posicionamento nem

sempre pode ser levado em consideração, visto que, há soluções químicas e mecânicas para o problema da formação da espuma.

A Figura 50 ilustra a quantidade de espuma formada com a eficiência de remoção de cada experimento realizado nesta pesquisa.

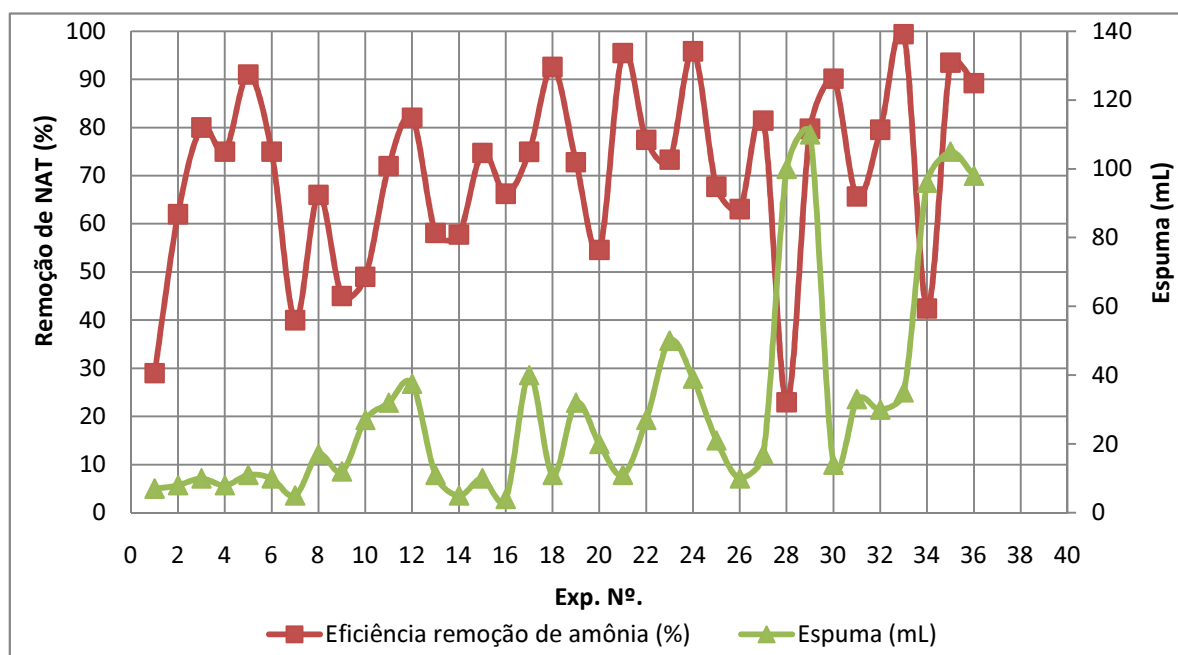


Figura 50. Associação da quantidade de espuma formada com eficiência de remoção de amônia.

Nesta pesquisa, a espuma formada com aplicação da taxa superficial de ar de 4,24 L/s.m²; correspondente à Qar 2 NL.min⁻¹, possui características similares a clara de ovo, ao passo que, com as taxas 10,61; 21,22 L/s.m², a difusão do ar gerava espuma com bolhas de diâmetro maiores.

A incrustação ocasionada pela dureza existente no lixiviado foi outra questão, que foi constatada nesta pesquisa. Com a formação da coluna de espuma durante os experimentos a incrustação alcançou toda dimensão da torre de arraste.

Como as torres foram construídas em acrílico, foi possível observar a incrustação nas paredes internas, conforme ilustra a Figura 51.



Figura 51. Incrustação nas paredes internas da torre de arraste.

Com objetivo de analisar a relação entre a eficiência de remoção de amônia com a variável formação de espuma (dada em mL por litro de lixiviado) foram traçadas retas de regressão, com os experimentos realizados nas mesmas condições de contorno.

A Tabela 10 apresenta as retas de regressão, bem como o coeficiente de determinação (R^2) de cada experimento.

Tabela 10. Ajuste relação entre a formação de espuma e eficiência de remoção.

pH	Qe (NL.L ⁻¹ .min ⁻¹)					
	2		5		10	
N	R ² = 0,75	y = 2,419x + 20,174	R ² = 0,95	y = 1,0865x + 52,606	R ² = 0,96	y = -0,5036x + 73,528
10	R ² = 0,96	y = -0,503x + 73,528	R ² = 0,24	y = -0,0801x + 86,19	R ² = 0,35	y = 2,7219x + 54,147
11	R ² = 0,94	y = 1,0548x + 34,874	R ² = 0,59	y = 1,4083x + 35,254	R ² = 0,27	y = 1,1708x + 57,316
12	R ² = 0,42	y = -0,3014x + 71,35	R ² = 0,97	y = 0,3107x + 60,216	R ² = 0,001	y = 0,0079x + 88,547

Qe - vazão específica.

Nota-se que, que os experimentos realizados com Qe 2 NL.L⁻¹.min⁻¹, pH10 e pH12 e Qe 5, pH 10 e pH natural, apresentaram coeficientes menores que zero, diferentes dos demais.

Alguns resultados apresentaram correlação forte positiva e outros, correlação forte negativa, como exemplo os experimentos realizados com Q_e 5 $\text{NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$ e pH 12 apresentaram coeficiente de determinação de 97%, razão que sugere uma correlação muito forte entre as variáveis “formação de espuma” e remoção de NAT. Entretanto a reta de regressão dos experimentos com Q_e 10 $\text{NL.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$ e pH 12, apresentou coeficiente de determinação bem fraco, 0,1%,

A Figura 52 ilustra em *box-plot* o comportamento da dispersão dos dados de todos os experimentos.

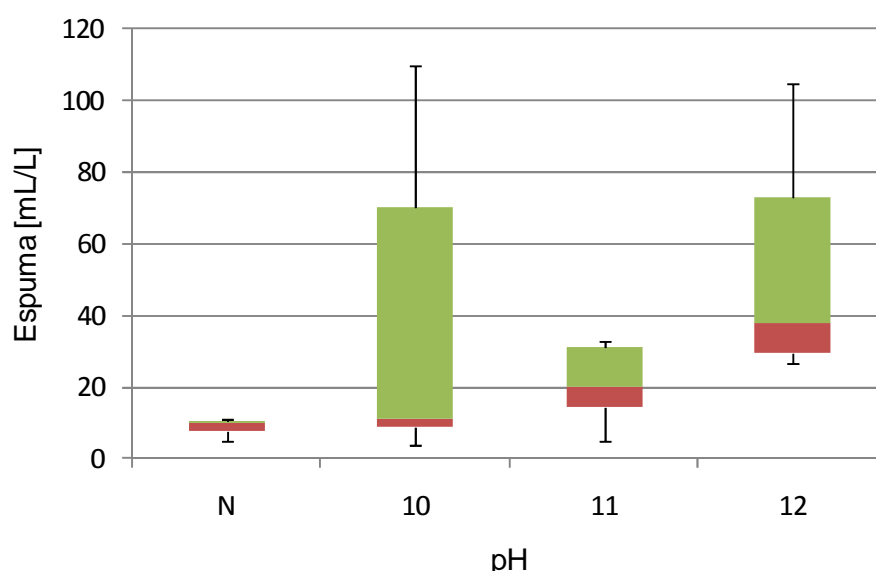


Figura 52. Apresenta a dispersão dos dados de formação de espuma em relação à remoção de NAT.

A caixa do pH natural apresentou a menor dispersão dos dados, e uma distribuição uniforme ao redor da mediana, em experimentos realizados com esse pH, obteve-se a menor média de formação de espuma (11 mL/L).

A caixa correspondente ao pH 10 apresentaram maior dispersão que as demais caixas de pH. Notou-se que há uma assimetria acentuada, em que a maior fração dos dados estão compreendidos no Q_3 (quartil). O valor da mediana foi próximo a 11 mL/L e a média foi de 34 mL/L e o valor máximo obtido foi de aproximadamente 110 mL/L de espuma.

Em relação a caixa do pH 11, nota-se que há uma assimetria leve, em que a maior fração dos dados estão compreendidos no Q_3 (quartil). O valor da mediana foi próximo a 20 mL/L de espuma e o valor máximo obtido foi de aproximadamente 33 mL/L.

A caixa do pH 12 foi a que apresentou media de formação de espuma de 52 mL/L e mediana de 38 mL/L, sendo que a maior parte dos dados estão concentrado no Q_3 .

A quantidade de espuma formada é intrínseca a cada ensaio e seu método de coleta pode apresentar expressiva margem de erro, por se tratar de um procedimento manual de sucção da espuma. Apesar da suspeita de associação entre a quantidade de espuma formada com a remoção de NAT, essa relação não pode ser explicada com segurança, devido à variabilidade dos dados obtidos.

8.2.9 Modelo cinético de remoção de amônia

Estimou-se a constante cinética de cada experimento se determinar a velocidade de remoção de amônia.

A Tabela 11 apresenta as constantes cinéticas de todos os experimentos em função da vazão de ar e do pH, realizados com a Amostra A.

Tabela 11. Modelo cinético de remoção, ajuste de curva e constante cinética (K), para Amostra A.

pH	Qe					
	2		5		10	
N	k = 0,086	$y = 1151,4e^{-0,086 \times t}$ $R^2 = 0,9958$	k = 0,242	$y = 1321e^{-0,242 \times t}$ $R^2 = 0,7906$	k = 0,403	$y = 992,57e^{-0,403 \times t}$ $R^2 = 0,9147$
10	k = 0,344	$y = 1209,2e^{-0,344 \times t}$ $R^2 = 0,9809$	k = 0,592	$y = 1342,2e^{-0,592 \times t}$ $R^2 = 0,9483$	k = 0,348	$y = 923,65e^{-0,348 \times t}$ $R^2 = 0,7795$
11	k = 0,129	$y = 791,94e^{-0,129 \times t}$ $R^2 = 0,9591$	k = 0,267	$y = 795,72e^{-0,267 \times t}$ $R^2 = 0,987$	k = 0,147	$y = 744,47e^{-0,147 \times t}$ $R^2 = 0,9676$
12	k = 0,168	$y = 746,56e^{-0,168 \times t}$ $R^2 = 0,9792$	k = 0,321	$y = 938,05e^{-0,321 \times t}$ $R^2 = 0,7741$	k = 0,441	$y = 853,32e^{-0,441 \times t}$ $R^2 = 0,9589$

Nota: pH N – natural da amostra; t (hora); Qe – vazão específica.

Como pode ser observado na Tabela 11, a maior velocidade de remoção de NAT, grandeza expressa pela constante cinética, foi obtida com Qar 10 NL.L⁻¹.min⁻¹ e pH 12, sendo o k igual a $4,4 \times 10^{-1}$.hora⁻¹ e a menor velocidade foi com Qar 2 NL.L⁻¹.min⁻¹ e pH natural com k igual a $8,6 \times 10^{-2}$ hora⁻¹, onde também foi encontrada o melhor ajuste da curva 99,5%.

A Tabela 12 apresenta as constantes cinéticas de cada experimentos em função da vazão de ar e do pH, realizados com a Amostra B.

Tabela 12. Modelo cinético de remoção, ajuste de curva e constante cinética (K), para Amostra B.

pH	Qe					
	2		5		10	
N	k = 0,217	$y = 1498,3e^{-0,217 \times t}$ $R^2 = 0,8026$	k = 0,215	$y = 1584,6e^{-0,215 \times t}$ $R^2 = 0,9294$	k = 0,344	$y = 1609,5e^{-0,344 \times t}$ $R^2 = 0,9825$
10	k = 0,346	$y = 1456,6e^{-0,346 \times t}$ $R^2 = 0,8725$	k = 0,271	$y = 1478,4e^{-0,271 \times t}$ $R^2 = 0,8378$	k = 0,65	$y = 1672,9e^{-0,65 \times t}$ $R^2 = 0,9996$
11	k = 0,325	$y = 1501,2e^{-0,325 \times t}$ $R^2 = 0,9037$	k = 0,197	$y = 969,34e^{-0,197 \times t}$ $R^2 = 0,9957$	k = 0,773	$y = 1654,5e^{-0,773 \times t}$ $R^2 = 0,9992$
12	k = 0,372	$y = 1551,4e^{-0,372 \times t}$ $R^2 = 0,9583$	k = 0,33	$y = 1438,5e^{-0,33 \times t}$ $R^2 = 0,8418$	k = 0,793	$y = 1448,8e^{-0,793 \times t}$ $R^2 = 0,9711$

Nota: pH N – natural da amostra; t (hora); Qe – vazão específica.

Nota-se na Tabela 12 que a maior velocidade de remoção de NAT (K^{-h}), foi obtida com Qe 10 NL.L⁻¹.min⁻¹ e pH 12, sendo o k igual a $7,9 \times 10^{-1}$.hora⁻¹, resultado semelhante ao da Amostra A. As menores velocidades encontradas foram com as

Qe 2 e 5 NL.L⁻¹.min⁻¹ e pH natural, ambos com k aproximadamente, a 2,2,x10⁻².hora⁻¹.

O melhor ajuste da curva 99,9% foi encontrado para Qe 10 NL.L⁻¹.min⁻¹ e pH 10.

A Tabela 13 apresenta as constantes cinéticas de cada experimentos em função da vazão de ar e do pH, realizados com a Amostra C.

Tabela 13. Modelo cinético de remoção, ajuste de curva e constante cinética (K), para Amostra C.

pH	Qe					
	2		5		10	
N	k = 0,283	y = 1158,8e ^{-0,283 x t} R ² = 1	k = 0,249	y = 1124,3e ^{-0,249 x t} R ² = 0,9893	k = 0,421	y = 1085,7e ^{-0,421 x t} R ² = 0,9826
10	k = 0,065	y = 569,89e ^{-0,065 x t} R ² = 0,9975	k = 0,399	y = 534,1e ^{-0,399 x t} R ² = 0,9827	k = 0,579	y = 1190,6e ^{-0,579 x t} R ² = 0,9983
11	k = 0,267	y = 533,73e ^{-0,267 x t} R ² = 0,9615	k = 0,397	y = 426,75e ^{-0,397 x t} R ² = 0,967	k = 1,277	y = 1134,7e ^{-1,277 x t} R ² = 0,8192
12	k = 0,158	y = 424,07e ^{-0,158 x t} R ² = 0,8436	k = 0,681	y = 378,64e ^{-0,681 x t} R ² = 0,8469	k = 0,556	y = 421,7e ^{-0,556 x t} R ² = 0,8236

Nota: pH N – natural da amostra; t (hora); Qe – vazão específica.

Observa-se na Tabela 13 a maior velocidade de remoção de NAT, foi obtida com Qe 10 NL.L⁻¹.min⁻¹ e pH 11, sendo o k igual a 1,2 h⁻¹ e a menor velocidade foi obtida com Qe 2 NL.L⁻¹.min⁻¹ e pH 10 com k igual a 6,5x10⁻² hora⁻¹. O melhor ajuste da curva com 1% foi encontrado com Qe 2 NL.L⁻¹.min⁻¹ e pH natural.

8.2.10 Volume de ar/ concentração removida

Segundo Bayley (1967, apud CHEUNG et al., 1995) a taxa de remoção de um gás seria diretamente proporcional ao fluxo de ar ou o volume de ar difuso através de uma solução, portanto, calculando o volume de ar consumido (fluxo de ar multiplicado pelo tempo de batelada) e o valor da massa de amônia removida (concentração removida multiplicada pelo volume tratado).

A Tabela 14 apresenta relação entre os volumes de ar consumidos (L), durante 4 horas, as massas de amônia removida (mg) e as taxas de volume/massa de amônia nas diferentes vazões utilizadas neste experimento (2, 5 e 10 NL.L⁻¹.min⁻¹ representadas por 480 L, 1200L e 2400 L, respectivamente).

Tabela 14. Volume de ar consumido (L) e massa de amônia removida (mg).

Ar (L)	pH	Amônia retirada (mg)	Taxa (L ar/mg NAT)	Média das Taxas de Remoção (L de ar /mg NAT)
480	N	700	0,69	0,72
	10	700	0,69	
	11	640	0,75	
	12	630	0,76	
1200	N	810	1,48	1,80
	10	920	1,30	
	11	450	2,67	
	12	680	1,76	
2400	N	1040	2,31	2,46
	10	1160	2,07	
	11	840	2,86	
	12	920	2,61	

Nota-se que, o aumento do volume de ar de 0,48 m³, para 1,2m³, seguido de 2,4 m³ implicou em uma maior remoção em gramas de amônia, como era de se esperar. Estes volumes promoveram, respectivamente, a remoção média de 0,67 g, 0,72 g e 1 g de amônia.

A taxa de aplicação superficial de ar de 21,22 L/s.m², que corresponde ao volume de 2,4 m³, provocou em média a remoção de 1 g de nitrogênio amoniacal.

Ao se analisar somente os experimentos realizados com pH natural e 10, com o volume de 2,4 m³, observa-se que esse relação aumenta. Em estudo similar, Souto e Povineli (2009) utilizando torres com recheio, recirculação de lixiviado e tempo de batelada de 1,5 dias, relatou uma relação de cerca de 12 m³ de ar por grama.

Observando os resultados para pH natural e 10, nota-se remoções maiores de gramas de amônia, que nos experimentos realizados com os demais valores de pH.

Os resultados da análise estatística, apresentados e discutidos nesta dissertação, para os fatores vazão de ar e pH, em consonância com os resultados, expressos na

Tabela 14, sobre o fator volume de ar, conduz à hipótese, de que, talvez, não seja fundamental a alcalinização. Se assim for, o principal parâmetro de projeto deve ser a razão entre as vazões de ar e de lixiviado.

8.2.11 Liberação de amônia na atmosfera

Atualmente, o método de *air stripping* é o mais comum para eliminar altas concentrações de NH_4^+ . Mas uma grande preocupação sobre o ar de amônia *stripping* é a liberação de NH_3 na atmosfera, de modo a causar grave poluição do ar, se o amoníaco não pode ser adequadamente absorvido com ou H_2SO_4 ou HCl . (LI, 1999).

A eficiência de remoção do processo de *air stripping* pode afetar a qualidade do ar. Quanto maior a eficiência de remoção, maiores serão as emissão de compostos orgânicos voláteis. Visando estimar os riscos à saúde dos trabalhadores envolvidos na operação de uma torre de arraste, estimou-se a concentração de amônia no ar de saída com base na metodologia expressa por Souto (2009). Considerou-se uma concentração de 2000 mg/L de NAT, totalmente na forma de amônia livre. A concentração da amônia no ar de saída da torre, encontrada foi de $2,47 \times 10^6 \mu\text{g}/\text{m}^3 = 2,47 \text{ g}/\text{m}^3$.

A remoção de amônia em lixiviado é, também, comumente alcançada através de mecanismos de reações biológicas. Os processos envolvidos podem tipicamente atingir taxas de remoção de aproximadamente 1 kg de amônia/ m^3 .dia. Porém, onde a área física disponível é um fator limitante (por requerer longos tempos de reação) e a concentração de amônia no efluente a ser tratado é elevada, tais taxas de remoção podem não ser exeqüíveis (EDEN, 2001).

9 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Diante dos estudos realizados sobre o processo de *air stripping*, em lixiviado de aterro sanitário, utilizando torres de arraste, pode-se concluir que:

Em relação à influência da taxa da **vazão de ar**:

Constatou-se que o aumento da taxa de vazão de proporcionou maior eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal, sendo que, para as taxas de vazões de ar $2 \text{ NL.L}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$, $5 \text{ NL.L}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$ e $10 \text{ NL.L}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$, foram alcançados, em média, 56, 72 e 83%, respectivamente.

Torna-se conveniente a utilização da taxa de vazão de $10 \text{ NL.L}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$ no processo de *air stripping* em lixiviados com pH não modificado, ao se considerar a elevada eficiência, quando comparada as taxas $2 \text{ NL.L}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$, $5 \text{ NL.L}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$.

Em experimentos cujas amostras sofreram alcalinização, e, portanto, possuem maior fração de NH_3 disponível para arraste, a taxa de vazão $5 \text{ NL.L}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$ apresentou-se como a mais adequada.

Em relação à influência da **alcalinização**:

Os resultados mostraram que a variação entre pH, natural, 10, 11, e 12, resultou, respectivamente, nas médias de eficiência de remoção de 64, 74, 69 e 75%.

A aplicação do pH inicial para 10 apresentou resultados tão eficientes quanto aos obtidos com a utilização dos demais valores de pH. Portanto, seria mais vantajosa a sua aplicação, devido aos custos com agentes alcalinizantes.

Pôde-se verificar nos experimentos realizados sem adição de agente alcalinizante, que há um aumento do pH durante o experimento. Esse fenômeno mostrou-se favorável a eficiência de remoção, uma vez que, disponibiliza uma fração maior de NH_3 propenso ao arraste, permitindo assim, que esse método de transferência de massa seja aplicado sem a necessidade de alcalinização. Outras pesquisas, também relataram a ocorrência deste fato.

Em relação aos **modelos cinéticos** de remoção:

A velocidade de remoção está proporcionalmente relacionada ao aumento da vazão de ar e do pH.

Em relação a remoção de **alcalinidade** e formação de **espuma**:

No tocante, às remoções de alcalinidade, pôde-se constatar a forte relação existente entre essa variável e a amônia, visto que suas remoções foram concomitantes. Não foram analisados as variáveis, bicarbonato e carbonato, subprodutos da redução da alcalinidade total, que poderiam auxiliar na análise dessa questão.

Houve formação de espuma durante os primeiros 50 minutos iniciais, em média, em todos os experimentos. A relação entre a quantidade de espuma formada e eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal não pode ser descrita por esta pesquisa, devido à variabilidade dos dados obtidos.

Diante do exposto, sugere-se a aplicação do processo de *air stripping* para remoção de amônia em lixiviados de aterro sanitário, com sendo um pré-tratamento aos sistemas biológicos.

Para trabalhos futuros na área sugerem-se as seguintes recomendações:

Avaliar a eficiência do processo de *air stripping* em diferentes amostras considerando a variabilidade sazonal e operacional ocorrida no lixiviado de aterro sanitário.

Em função da variabilidade dos resultados obtidos para um mesmo teste, sugere-se a execução dos ensaios em três torres arraste iguais, dispostas em paralelo, com as mesmas condições de contorno.

Avaliar sistemas de recolhimento da amônia liberada pelo processo, a fim de se evitar que ocorra o transporte de poluentes do efluente para o ar.

Avaliar o efeito da temperatura sobre o processo de *air stripping*, uma vez que teoricamente, esta variável possui grande influência neste processo.

Avaliar o uso de torres com recheio, a fim de aumentar a área de contato líquido/ar visando o aumento de eficiência de remoção.

Avaliar a toxicidade do efluente tratado pelo processo de *air stripping* considerando a adição de diferentes agentes alcalinizantes.

Avaliar a remoção de amônia em lixiviado de aterro sanitário, considerando a aplicação de modelos matemáticos que contemplem além dos parâmetros, pH e temperatura, o parâmetro salinidade.

10 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABLP – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RESÍDUOS SÓLIDOS E LIMPEZA PÚBLICA. Aterros sanitários – uma maneira ambientalmente adequada para o destino final de resíduos. **Limpeza Pública**, v. 62, p. 16-32, 2006.

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil 2009**. São Paulo: ABRELPE, 2009.

ALCÂNTARA, P. B. **Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados**. 2007. 366 p. Tese (Doutorado) – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007.

AMOKRANE, A.; COMEL, C.; VERON, J. Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation, 1997. **Water Research**. V. 31, (11), p.2775-2782.

ANDRADE, L. Influência da vazão de ar e da concentração inicial de nitrogênio no processo de nitrificação em um reator em batelada sequencial com biomassa. 2008. 72f. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-Graduação da Universidade Federal do Oeste do Paraná UNIOESTE, Cascavel, Paraná, 2008

ANDRADE, S.M.A. Caracterização físico-química e tratabilidade por coagulação-floculação dos líquidos percolados gerados no aterro sanitário de Uberlândia-MG. 2002. 182 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Faculdade de Engenharia Química da Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2002.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AWWA – AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, WEF – WATER ENVIRONMENT FEDERATION **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21^a ed. Washington, DC: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 8419**: apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos – procedimento. Rio de Janeiro, 1992.

BARLAZ, M.A; HAM, R.K. Leachate and generation. In: DANIEL, D.E. (Ed). **Geotechnical practice for waste disposal**. London, UK: Chapman e Hall, 1993. cap 6.

BONMATI, A., FLOTATS, X. Air stripping ammonia from pig slurry. **Waste Management**, v. 23, p. 261–272, 2003.

BOZKURT, S., MORENO, L., e NERETNIEKS, I., Long-term fate of organics in waste deposits and its effect on metal release, **Sci. Total Environ.**, 228, 135, 1999.

BRAILE, P.M. e CAVALCANTI, J.E.W.A. 1993. **Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais**. São Paulo, Cetesb.

CAETANO, M.,O. Aplicação do reator de chicanas no tratamento de lixiviados de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos para remoção de nitrogênio amoniacal por stripping. 2009. 167p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação de Engenharia Civil, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, 2009.

CALLI, B.; MERTOGLU, B.; INANC, B. Landfill leachate management in Istanbul: applications and alternatives. **Chemosphere**. v. 59, 2005.

CAMPOS, D. C., **Stripping de amônia de lixiviado de aterro sanitário em reatores de fluxo pistonado**. 2009. 64 p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental). Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2009.

CAMPOS, J.C., YOKOYAMA, L., MOURA, D.A.G., BARCELLOS, J.F., CARDILLO, L. Remoção de amônia por arraste de ar em chorume visando o aumento de sua biotratabilidade: resultados preliminares. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., 2007, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte, ABES, 2007.

CEÇEN, F., AKTAS, O. Aerobic co-treatment of landfill leachate with domestic wastewater, **Environ. Eng. Sci.** p. 303–31221, 2004.

CETESB. Normalização Técnica. **NT – 07**: Análise Físico – Química de águas. São Paulo, Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental de São Paulo. 1978.

CHAGAS, A. P.; **Termodinâmica Química**, Ed. Unicamp: Campinas, 1999.

CHERNICHARO C.A.L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: biodigestores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-UFMG, 1997. v. 5, 246p.

CHEUNG, K. C.; CHU, L. M.; WONG, M. H. **Ammonia stripping as a pretreatment for landfill leachate**. *Water, air and soil pollution*. V.94. 1997.

CHIANG, L., CHANG, J., CHUNG, C. Electrochemical oxidation combined with physical-chemical pretreatment processes for the treatment of refractory landfill leachate. **Environ. Eng. Sci.** v. 18, p. 369–378, 2001.

CHUGH, S., CLARKE, W., PULLMMANAPPALLIL, P., RUDOLPH, V. Effect of recirculated leachate volume on MSW degradation. **Waste Management & Research**, Great Britain, p. 564-573, 1998.

CINTRA, I. S., COSTA, B.M.P., LIBÂNIO, P. A. C., CHERNICHARO, C. A. L., **ESTUDO DA ACLIMATAÇÃO DE BIOMASSA AERÓBIA NA DEGRADAÇÃO DE CHORUME DE ATERRO SANITÁRIO** In. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, Paraíba. **Anais...** João Pessoa: ABES, 2001.

CLÈMENT, B.; COLIN, J. R.; ANNE, L. D-D. Estimation of the hazard of landfill leachates through toxicity testing of leachates. **Chemosphere**, v. 35, n. 11, p. 2783-2796, 1997.

CLÈMENT, B.; MERLIN, G. The contribution of ammonia and alkalinity to landfill leachate toxicity to duckweed. **The Science of the Total Environmental**, v. 170, p. 71-79, 1995.

EEA. Environmental European Agency. EEA Report / N° 7/2009. **Diverting waste from Landfill**. 2009.

EL-FADEL, M., BOU-ZEIDA E., CHAHINEB W., ALAYLIC B. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. **Waste Management**. v. 22, p. 269-282, 2002.

ENVIRONMENT CANADA. Disponível em: <www.ec.gc.ca>. Acesso em: 06 de fev. 2011

EZAKI, S., HYPOLITO, R. Comportamento de íons de metais pesados (Pb, Cu, Cr e Ni) no sistema sololixo- chorume de aterros sanitários. In: CONGRESSO BRASILEIRO ICTR. GESTÃO AMBIENTAL E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL: RESÍDUO-DESAFIO BRASILEIRO, 03., 2006. São Pedro. **Anais...** São Pedro, Instituto de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável, 2006. p. 324-7.

FACCHIN, J.M.J; COLOMBO, M.C.R.; COTRIM, S.L.S.; REICHERT, G.A. Avaliação do tratamento combinado do esgoto e lixiviado de aterro sanitário na ETE Lami (Porto Alegre) após o primeiro ano de operação. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27., 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: AIDIS, 2000.

FERRAZ, F., M. **Recuperação da amônia liberada no processo de "air stripping" aplicado ao tratamento de lixiviado de aterros sanitários**. 2010. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Programa de Pós-Graduação em Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

FERREIRA, C.F.A.; AMARAL, M.C.S.; LANGE, L.C.; AQUINO, S.F.; MENDONÇA, R.J.R. Estudo da distribuição de peso molecular de lixiviados de aterros sanitários de diferentes idades. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., 2007, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte, ABES, 2007.

FERREIRA, J.A.; MANNARINO, C.F.; MOREIRA, J.C.; ARIAS, A.R.L.; BILLA, D.M. Avaliação do tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos

urbanos e esgoto doméstico pelo processo de lodos ativados. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 25., 2009, Recife, PE. **Anais...** Recife, PE: ABES, 2009.

FIÚZA, J.M.S.; AGUIAR, C.B.; MENEZES, C.T.; SANTOS, D.M.J. Monitoramento do chorume do Aterro Centro de Salvador. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: AIDIS, 2000. CD-ROM.

FLECK, Eduardo. Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário. 2003. 213 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2003.

FRANCO, Raquel Simões Oliveira. **Avaliação da eficiência do tratamento combinado de lixiviado com esgoto doméstico em estação de tratamento de esgoto.** 2009. 109 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2009.

GIORDANO, G. **Análise e formulação de processos para tratamento dos chorumes gerados em aterros de resíduos sólidos urbanos.** 2003. 257 f. Tese (Doutorado) Pontífca Universidade Católica do Rio de Janeiro. Departamento de Ciências dos Materiais e Metalurgia, 2003.

GIORDANO, G.; FERREIRA, J. A.; PIRES, J. C. A.; RITTER, E.; CAMPOS, J. C.; ROSSO, T. C. A. **Tratamento de chorume do aterro metropolitano de Gramacho – Rio de Janeiro – Brasil.** In: Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cancún – México. 2002.

GOMES, L.P. (Coord.). Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para condições brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 360 p.

HASAR, H.; UNSAL, S. A.; IPEK, U., KARATAS, S., CINAR, O., YAMAN, C., KINACI, C.. Stripping/flocculation/membrane bioreactor/reverse osmosis treatment of municipal landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**, v. 171, p. 309–317 2009.

HEAVEY, M. Low-cost treatment of landfill leachate using peat. **Waste Management**, v. 23, p. 447-454, 2003.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. 2008. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/defaulttabpdf_man_res_sol.shtm>. Acesso em: 25 mar. 2011.

JUCÁ, J. F. T. Destinação Final de Resíduos no Brasil: Situação Atual e Perspectiva. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 10., 2002. **Anais...** ABES, 2002.

JUNQUEIRA, F. F. **Análise do Comportamento de Resíduos Urbanos e Sistemas Dreno-Filtrantes em Diferentes Escalas, com Referência ao Aterro do Jockey Club – DF**. 283 p. 2000. Tese (Doutorado) Universidade de Brasília. Brasília, DF. 2000.

KILIÇ M. Y., KESTIOGLU K., YONAR T. Landfill leachate treatment by the combination of physicochemical methods with adsorption process. **J. Biol. Environ. Sci.**, 2007, 1(1), 37-43

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, n. 4, p. 297 – 336, 2002.

KURNIAWAN, T.A.; LO, W.; CHAN, G.Y.S. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**, v. 28, p. 80-100, 2006b.

LAGREGA, M.D.; BUCKINGHAM, P.L.; EVANS, J.C.; ENVIRONMENTAL RESOURCES MANAGEMENT. **Hazardous waste management**. 2² ed. International edition. Singapore: MCGRAW-HILL, 2001. 202p. (McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering).

LEI, X.; SUGIURA, N.; FENG, C.; MAEKAWA, T. Pretreatment of anaerobic digestion effluent with ammonia stripping and biogas purification. **Journal of Hazardous Materials**. v. 145. 2007.

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.

LEITE, V.D.; LOPES, W.S.; MONTE, F.P.; CIRNE, J.R.R.; BENTO, E.R. Estudo do processo de stripping de amônia de líquidos lixiviados em torres empacotadas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 25., 2009, Recife. **Anais...**Recife: ABES, 2009.

LI, X.Z., ZHAO, Q.L. Inhibition of microbial activity of activated sludge by ammonia in leachate. **Environ. Int.** v. 25, p. 961-968. 1999a.

LI, X.Z., ZHAO, Q.L., HAO, X.D., Ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation. **Waste Management**, p. 409-415, 1999b.

LIAO, P.H., CHEN, A., LO, K.V. Removal of nitrogen from swine manure wastewaters by ammonia stripping. **Bioresour. Technol.**, v. 54, p. 17–20, 1995.

LIBÂNIO, P. A. C. **Avaliação da eficiência e aplicabilidade de uma sistema integrado de tratamento de resíduos sólidos urbanos e de chorume.** 156 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002.

LIMA, L. M. Q. **Lixo: tratamento e biorremediação.** Hermus editora Ltda, 1995. 265 p.

LIN, S.H., CHANG, C.H. Treatment of landfill leachate by combined electro-fenton oxidation and sequencing batch reactor method. **Water Res.**, v. 34, p. 4243–4249, 2000.

MACIEL, F. J. **Estudo da Geração, Percolação e Emissão de Gases no Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca/PE.** 2003. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

MAGNANI, M.; MAGNANI, P.; PINAMONTE, S. **Aerobic-anaerobic treatment of msw organic fraction in landfill: A bridge to bioreactor technology.** In:

Proceedings Sardinia, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy. Cagliari: CISA. 2005.

MARINGONDA Junior, Audinil. Remoção de nitrogênio de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos empregando sistema de lodos ativados, composto por reator anóxico e aeróbio em série. 2007. 136 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento - Centro de Tecnologia e Urbanismo, Universidade Estadual de Londrina (UEL) Londrina, 2007.

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.

McBEAN, E.A.; ROVERS, F.A.; FARQUHAR, G.J. **Solid waste landfill engineering and design**. Englewood Cliffs, New Jersey, EUA: Prentice-Hall PTR, 1995. 521 p.

MENEZES, D.B. **Diagnóstico de impactos do depósito de resíduos sólidos de São Carlos - SP, no meio físico**. 103p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1995.

METCALF e EDDY, INC **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4^a ed. International Edition. Revisada por TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F.L.; STENSEL, H.D. New York: McGraw-Hill, 2003. 1 819 p. (McGraw-Hill series in civil and environmental engineering).

METCALF e EDDY, INC. **Wastewater Engineering: treatment, disposal, and reuse**. 3^ª ed. International edition. Revisada por TCHOBANOGLIOUS, G; BURTON, F.L. Singapore: MCGRAW-HILL, 1991. 1 334 p. (McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering).

MONTEIRO, V. E. D.; **Análises físicas, químicas e biológicas no estudo do comportamento do aterro da Muribeca**. 2003. Tese (Doutorado) Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2003.

MORAIS, J. L. de. Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário. Curitiba, 2005. 207 f. Tese (Doutorado) Setor de Ciências Exatas, Universidade Federal do Paraná.

MOREIRA, F. A.; LANGE L. C.; FLORA R. S. Avaliação da eficiência de remoção de amônia em lixiviados de aterro sanitário como pré e pós tratamento na digestão aeróbia e anaeróbia. In. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2., 2007, Belo Horizonte. **Anais...**Belo Horizonte: ABES, 2007.

MOURA, D. A. G. **Remoção de Amônia por Arraste com Ar de Lixiviados de Aterros Sanitários**. 131 f. Dissertação (Mestrado) Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

NUNES, J. A., **Tratamento físico-químico de águas residuárias industriais**. 4. ed. Aracaju: Gráfica Editora J. Andrade Ltda. 2004.

OZTURK I., ALTINBAS M., KOYUNCU I., ARIKAN O., GOMEZ-YANGIN C. Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates. **Waste Management**. p. 441-446, 2003.

PAES, R. F. C. **Caracterização do chorume produzido no Aterro da Muribeca-PE**. Dissertação (Mestrado) Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2003.

PALMISANO, A.C. & BARLAZ, M.A. Microbiology of *Solid Waste*. In: Anna C. Palmisano, Morton A. Barlaz (eds). pp.1-224, 1996.

PARK, S., CHOI, K.S., JOE, K.S., KIM, W.H., KIM, H.S. Variations of landfill leachate properties in conjunction with the treatment process. **Environ. Technol.** v. 22, p. 639–645, 2001.

PENG, Y., ZHANG, S., ZENG W., ZHENG S., MINO T., SATOH H. Organic removal by denitritation and methanogenesis and nitrogen removal by nitritation from landfill leachate. **Water Research**, v. 42, p. 883 – 892, 2008.

POHLAND, F. Leachate recycle as landfill Management option. **Journal of the Environmental Engineering Division**, p. 1057-1069, 1980.

QASIM, S.R.; CHIANG, W. **Sanitary landfill leachate**: generation, control and treatment. Lancaster, Pennsylvania, EUA: Technomic Publishing Company, Inc, 1994. 339 p.

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).

REINHART, D. R.; AI-YOUSFI, A. B. The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics. **Waste Management & Research**, n.14, p.347-365, 1996.

REIS, J.A.T.; MENDONÇA, A.S.F. Análise técnica dos novos padrões brasileiros para amônia em efluentes e corpos d'água. **Eng Sanit Ambient**, v.14, n.3, p. 353-362, 2009.

RENOU, S., GIVAUDAN, J.G., POULAIN S., DIRASSOUYAN F., MOULIN P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal Of Hazardous Materials**. v. 150, p. 468-93, 2008.

RODRIGUES, M. C., **Tratamento Eletrolítico de Lixiviado de Aterro Sanitário**. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

ŠAM, I.; ONAY, T. T. Impact of various leachate recirculation regimes on municipal solid waste degradation. **Journal of Hazardous Materials**. v. 87, p. 259-271, 2001.

SANTOS, A. F. de M. S. **Tratamento anaeróbio de chorume em conjunto com esgoto sanitário**. 2009. 166 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Recife, 2009.

SCHALCH, V. **Análise comparativa de dois aterros sanitários semelhantes e correlações dos parâmetros do processo de digestão anaeróbia**. 219 p. 1992. Tese (Doutorado) Departamento de Hidráulica e Saneamento - Escola de Engenharia de São Carlos – USP, São Paulo, 1992.

SCHNEIDER, R. P.; TSUTIYA, M. T. *Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reúso*. 1ª ed. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, São Paulo. 2001.

SEDLAK, R. Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater. New York: ED. Lewis, 1991. 240p.

SEMERJIAN, L.; AYOUB, G. (2003). High ph-magnesium coagulation-flocculation in wastewater treatment. **Advances in Environmental Research**, v. 7, n. 2, p. 389-403.

SHIMAKURA, S. E. **Correlação; interpretação do coeficiente de correlação**. In <http://leg.ufpr.br/~silvia/CE003/node74.html>.30/08/06. Acesso em 04 de abril de 2011.

SILVA, A.C. **Tratamento de percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado**. 2002. 111 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2002.

SILVA, G.S.; JARDIM, W.F. Aplicação do método da carga máxima total diária (CTMD) para amônia no Rio Atibaia, região de Campinas/Paulínia- SP. **Revista e Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 2, p. 160-168, 2007.

SILVA, S. F.,M.,S. **Associação do método de precipitação química ao stripping de amônia no tratamento do lixiviado no Aterro do Muribeca-PE**. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

SILVA, S. M. C. P., HOSSAKA A. L., FERNANDES F., SOBRINHO P. A. Remoção prévia de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário visando posterior tratamento biológico. In. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA

SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., 2007, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: ABES, 2007.

SILVA, S.M.C.P.; FERNANDES, F.; LEONE, G. Possibilidades de tratamento físico-químico para redução de carga orgânica e precipitação de metais pesados do chorume produzido em aterros sanitários. In: SILUBESA – SIMPÓSIO LUSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 09., 2000, Porto Seguro. **Anais...** Porto Seguro: ABES, 2000.

SOUTO G.D.B., POVINELLI J. Amonia stripping from landfill leachate using packed towers. In. TWELFTH INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 2009.

SOUTO, G.D.B. **Efeito da variação gradual da taxa de recirculação de lixiviado em reatores anaeróbios híbridos na digestão da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos.** 2005. 91 p + anexos. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (USP), São Carlos, 2005.

STRELAU, J.R.M. Estudo comparativo de métodos de extração para determinação de compostos orgânicos em lixiviados de aterros sanitários por cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massas (GC/MS). 2006. 501 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, 2006.

TCHOBANOGLIOUS, G.; KREITH, F. **Handbook of solid waste management.** 2 nd. ed. USA: McGraw-Hill, 2002.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Process design manual for nitrogen control. U.S. Environmental Protection Agency - Technology Transfer, 1975.

UYGUR, A., KARGI, F. Biological nutrient removal from pretreated landfill leachate in a sequencing batch reactor. J. **Environ. Manage.** v. 71, p. 9–14, 2004.

VEIGA, A.A., CARDILLO, L., YOKOYAMA, L., CAMPOS, J.C. Remoção de amônia em chorume por arraste de ar. In. SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 08., 2006, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: ABES, 2006.

VON SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização**. 2. ed. 2 reimp, UFMG/DESA, Belo Horizonte, 2006. v.3.

WISZNIOWSKI, J.; SURMACZ-GÓRSKA, J.; ROBERT, D.; WEBER, J.-V. The effect of landfill leachate composition on organics and nitrogen removal in an activated sludge system with bentonite additive. **Journal of Environmental Management**, v.85, p. 59- 68, 2007.

YOKOYAMA, L.; CAMPOS, J.C.; MOURA, D.A.G.; COSTA, A.P.M.; CARDILLO, L. Ammonia removal from landfill leachate by air stripping In.: TWELFTH INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 5 – 9, 2009, Cagliari, **Anais...** Cagliari, Proceedings Sardinia, 2009.

ZHAO, Y. (1999). **Hand book of landfill management**. Chemical Industry Press, Beijing.

11 ANEXO

ANEXO A - Resultados da bateladas para as Amostras A, B e C

Variáveis analisadas, para cada experimento realizado com as Amostras A, B e C, em função do tempo.

Exp.	Horas	pH	Temperatura da amostra (°C)	Temperatura ambiente (°C)	NAT mL/g de N	Alcalinidade Total mL/g de CaCO ₃
A1	0	8	29	31,5	1144	5862
	1	8,23	30,2	32,8		
	2	8,94	31	31,5	982	5460
	3	9,11	31,2	31,5		
	4	9,21	31,1	32,8	811	4539
A2	0	8,04	29	32,8	1144	5862
	1	9,05	30,4	33,8		
	2	9,23	30,4	33	855	5187
	3	9,35	30,2	32,4		
	4	9,41	29,5	31	435	4409
A3	0	8,03	29,2	32,8	1144	5862
	1	9,1	29,1	33,8		
	2	9,25	29,1	33	334	4409
	3	9,35	28,1	32,4		
	4	9,36	27,5	31	229	3533
A4	0	9,98	34	34,5	1144	
	1	9,9	33,2	34		
	2	9,87	34	35	679	
	3	9,85	33,5	34,5		
	4	9,83	33	33	289	
A5	0	10,02	30	31	1144	
	1	9,96	30	32,5		
	2	9,92	31	33	565	
	3	9,89	31	34		
	4	9,84	31	34,5	107	
A6	0	10	32	34,5	1144	
	1	9,91	31	34		
	2	9,79	31	35	300	
	3	9,79	30	34,5		
	4	9,75	29,5	32,5	284	

Continua...

Continuação...

Exp.	Horas	pH	Temperatura da amostra (°C)	Temperatura ambiente (°C)	NAT mL/g de N
A7	0	11,01	31	33	768
	1	10,67	31,5	34	
	2	10,59	32	34	651
	3	10,47	33	36,5	
	4	10,43	33,5	36	459
A8	0	11,08	33	36	768
	1	10,71	32,5	34,5	
	2	10,51	32,5	33	501
	3	10,37	31,5	32,5	
	4	10,28	31,5	33,5	264
A9	0	11	31	31	768
	1	10,68	31	31,5	
	2	10,38	31	33	521
	3	10,23	31	34	
	4	10,13	31	34,5	426
A10	0	12,1	34	35	768
	1	11,98	33	34	
	2	11,9	32	31	504
	3	11,79	31	30	
	4	11,67	29	29	392
A11	0	12	31	28	768
	1	11,96	30	30	
	2	11,73	30	33	737
	3	11,2	29	31	
	4	11,11	30	32	213
A12	0	12,1	32,5	33	768
	1	11,23	30	34	
	2	10,9	30	34	437
	3	10,56	30	36,5	
	4	10,44	30	36	132

Exp.	Horas	pH	Temperatura da amostra (°C)	Temperatura ambiente (°C)	NAT mg/L de N	Alcalinidade Total mg/L de CaCO ₃
B1	0	8	29	30	1697	7343
	1	8,62	29	28,5		
	2	8,71	29	29	756	7081
	3	8,84	30	31		
	4	8,92	29,5	30	711	4721
B2	0	8,01	27	30	1697	7343
	1	8,94	28,5	30,5		
	2	9,06	29,5	33	898	6294
	3	9,12	30	33		
	4	9,17	30	32	717	4196
B3	0	8,01	27	30	1697	7343
	1	9,01	28	30,5		
	2	9,13	28,5	33	728	6084
	3	9,17	29	33		
	4	9,2	29	32	429	3409
B4	0	10	27	30	1697	
	1	9,89	28	30,5		
	2	9,87	28,5	33	652	
	3	9,84	29	33		
	4	9,82	29	32,5	573	
B5	0	9,99	28	27,5	1697	
	1	9,91	27	27		
	2	9,88	26,5	27	537	
	3	9,85	26	27		
	4	9,81	25,5	25	425	
B6	0	10	30	30	1697	
	1	9,92	28	30		
	2	9,85	27,5	30	443	
	3	9,78	27,5	28,5		
	4	9,75	26,5	28	126	

Continua...

Continuação...

Exp.	Horas	pH	Temperatura da amostra (°C)	Temperatura ambiente (°C)	NAT mg/L de N
B7	0	11,1	27,5	29	1697
	1	10,86	28,5	29	
	2	10,76	28,5	29	613
	3	10,64	28,5	29,5	
	4	10,57	28	28	462
B8	0	11	26,5	24,5	984
	1	10,7	26	24	
	2	10,54	26	27	634
	3	10,36	25,5	25	
	4	10,24	25	24	447
B9	0	11,08	30,5	30	1697
	1	10,56	28,5	28,5	
	2	10,23	28,5	29	335
	3	10,06	28	31	
	4	9,96	28	30	77
B10	0	12	30	28	1697
	1	11,84	29,5	30	
	2	11,75	29	29	616
	3	11,67	27	25	
	4	11,45	27	25	383
B11	0	12	29	26,5	1697
	1	11,47	27,5	27,5	
	2	11,1	28,5	28,5	534
	3	10,79	27,5	27,5	
	4	10,4	27,5	27,5	453
B12	0	11,99	30	28	1697
	1	11,45	28,5	30	
	2	10,73	27,5	29	216
	3	10,45	26,5	25	
	4	10,22	26	25	71

Exp.	Horas	pH	Temperatura da amostra (°C)	Temperatura ambiente (°C)	NAT mg/L de N	Alcalinidade Total mg/L de CaCO ₃
C1	0	7,94	29	31	1158	5969
	1	8,83	30	33,5		
	2	8,87	31	33,5	659	5697
	3	9,05	31,5	33		
	4	9,12	31	31,5	374	4938
C2	0	8,15	29	29	1158	5969
	1	8,95	29	31		
	2	9,09	29,5	31,5	644	5687
	3	9,18	29,5	33		
	4	9,23	30	33	428	5073
C3	0	7,94	29	31	1158	5969
	1	8,99	30	33,5		
	2	9,11	29,5	33,5	411	5013
	3	9,1	29,5	33		
	4	9,1	29	31,5	215	3798
C4	0	10,05	28	29	568	
	1	9,97	29	30		
	2	9,95	29	30,5	704	
	3	9,94	29	32,5		
	4	9,91	30	34	438	
C5	0	10,08	31	30	568	
	1	10	31	33		
	2	9,96	29	32	213	
	3	9,91	28,5	30,5		
	4	9,84	27	28	115	
C6	0	10	29	29	1158	
	1	9,92	29	31		
	2	9,83	29	31,5	395	
	3	9,78	28,5	33		
	4	9,76	29	33	114	

Continua...

Continuação...

Exp.	Horas	pH	Temperatura da amostra (°C)	Temperatura ambiente (°C)	NAT mg/L de N
C7	0	11,01	28	27	568
	1	10,69	29	30	
	2	10,49	29	29	276
	3	10,42	29,5	32,5	
	4	10,35	29	30	195
C8	0	11,05	27	27	392
	1	10,48	27	29,5	
	2	10,32	27	30,5	229
	3	10,11	28	32,5	
	4	10,02	27,5	31	80
C9	0	11,03	30	29	568
	1	10,58	28	30	
	2	10,34	27	30,5	353
	3	10,16	27	32,5	
	4	10,08	27,5	34	3
C10	0	12,03	29	27	459
	1	11,68	28	26,5	
	2	11,38	28	28	264
	3	11,23	28	28	
	4	11,08	27,5	28	244
C11	0	12,03	27	26	271
	1	11,44	27,5	27	
	2	11,07	27,5	28	189
	3	10,81	28	32,5	
	4	10,65	29	32,5	18
C12	0	12,01	29	29	568
	1	11,12	27	30	
	2	10,61	27	29	76
	3	10,26	27,5	32,5	
	4	10,15	27,5	30	61