



UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS
CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

APLICAÇÃO DE REATOR DE CHICANAS NO TRATAMENTO DE LIXIVIADOS
DE ATERROS SANITÁRIOS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS PARA
REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACO POR “STRIPPING”

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

MARCELO OLIVEIRA CAETANO

São Leopoldo
2009

MARCELO OLIVEIRA CAETANO

**APLICAÇÃO DE REATOR DE CHICANAS NO TRATAMENTO DE
LIXIVIADOS DE ATERROS SANITARIOS DE RESÍDUOS SÓLIDOS
URBANOS PARA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL POR
“STRIPPING”**

**Dissertação submetida ao Programa de Pós-
Graduação em Engenharia Civil da
UNISINOS como requisito parcial para
obtenção do grau de Mestre em Engenharia
Civil.**

Orientadora: Prof^ª Dr^ª Luciana Paulo Gomes.

São Leopoldo

2009

Ficha catalográfica

C128a Caetano, Marcelo Oliveira
Aplicação do reator de chicanas no tratamento de lixiviados de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos para remoção de nitrogênio amoniacal por “stripping” / por Marcelo Oliveira Caetano. – 2009.
167 f. : il. ; 30cm.

Dissertação (mestrado) — Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2009.
“Orientação: Prof^a. Dr^a. Luciana Paulo Gomes, Ciências Exatas”.

1. Resíduos - Gerenciamento. 2. Resíduos - Tratamento.
3. Lixiviados. 4. Stripping. I. Título.

CDU 628.544

Catálogo na Fonte:
Bibliotecária Vanessa Borges Nunes - CRB 10/1556

INSTITUIÇÕES E FONTES FINANCIADORAS



UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS
SINOS – UNISINOS
LABORATÓRIO DE MICROBIOLOGIA DE
RESÍDUOS



PROGRAMA DE PESQUISA EM
SANEAMENTO BÁSICO – PROSAB



CONSELHO NACIONAL DE
DESENVOLVIMENTO CIENTÍFICO E
TECNOLÓGICO - CNPq



CAIXA ECONÔMICA FEDERAL



FINANCIADORA DE ESTUDOS E PROJETOS
– FINEP

Ministério da
Ciência e Tecnologia



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA

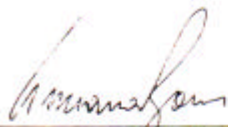
TERMO DE APROVAÇÃO

APLICAÇÃO DE REATOR DE CHICANAS NO TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERROS SANITARIOS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS PARA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL POR “STRIPPING”

MARCELO OLIVEIRA CAETANO

Esta Dissertação de Mestrado foi julgada e aprovada pela banca examinadora no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da UNISINOS como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL.

Aprovado por:




Prof.ª. Dr.ª. Luciana Paulo Gomes
Orientadora

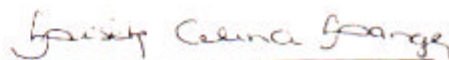


Prof. Dr. Claudio de Souza Kazmierczak
Coordenador do PPGEC/UNISINOS

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá



Prof.ª. Dr.ª. Lisete C. Lange

SÃO LEOPOLDO, RS – BRASIL
Março/2009

DEDICATÓRIA

*Luciana Gisele Brun, minha esposa, minha
força, meu amor, minha felicidade. Pelo o
que você representa para mim; pela
paciência, carinho e dedicação.*

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, as pessoas mais importantes para mim, minha educação e meus princípios, minha família: meus pais João e Joana, Ricardo, Hiago, Thaís, Alan, Iraci, Sr. Elias, Dona Beatriz, Rodrigo, Andréia, Vitor Hugo, Cláudia, João e Betânia.

As lições de determinação, empenho, conhecimento, paciência, trabalho, equipe, seriedade e sinceridade as quais tento seguir a risca. Aos ensinamentos e oportunidades desde o ano de 2000 e que obtive o privilégio de vivenciar e aprender. Boa parte do profissional e estudante autor deste trabalho é dedicado a minha Orientadora Professora Luciana Paulo Gomes.

Ao Eng^o Carlos Júlio Lautert pelas lições de família, humanidade e profissionalismo. Obrigado pela oportunidade de convivência e pela faculdade que é a Projeconsult Engenharia Ltda, a qual representa outra grande parte da minha formação como Engenheiro e como pessoa. O agradecimento é estendido a todos amigos e colegas da Projeconsult, em especial: Luciano, João Reis, Ricardo Moreira, Karina, Veloni, Eduardo e Sr. João.

Ao professor Luis Miranda, o qual tinha o difícil desafio e conseguiu traduzir os conceitos e teorias da área de Química para um Engenheiro Civil. O que aprendi nesses dois anos sobre química e tratamento de efluentes certamente foram essenciais.

Aos colegas de mestrado, sempre fiéis, companheiros e amigos: Aldrim e Marcelo Peruzatto.

A todos os colegas do Laboratório de Microbiologia de Resíduos pelo apoio técnico e moral: Elisa, Fernanda, Bárbara, Cristiane, Marina, Laila, Roger, Fabiane.

Ao Laboratório de Geoquímica, mais uma vez participante ativo de minha vida acadêmica: Márcia, Jalir, Jacqueline e Ismael.

Aos professores Carlos, Cláudio, Jane, Marco Aurélio, Marlova, Andréia e aos colegas Amanda, Camila, Karina, Marcelo Grub, Émerson, Jéferson, Rossana, José Ricardo e Marília, pela dedicação e apoio durante todo o mestrado.

A todos os profissionais da empresa SL Ambiental, especialmente a Greice, Mauro e o Eng^o Idacir Pradella, pela atenção e disponibilidade das coletas de lixiviado e dos dados.

LISTA DE ABREVIATURAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ASCE	American Society of Civil Engineers
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CV	Coeficiente de Variação
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DP	Desvio Padrão
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EWRI	Environmental and Water Resources Institute
JT	Teste de Jarros
LAS	Lixiviado de Aterro Sanitário
MO	Matéria Orgânica
NA	Nitrogênio Amoniacal
NO	Nitrogênio Orgânico
NT	Nitrogênio Total
OD	Oxigênio Dissolvido
PVC	Policloreto de Vinila
RC	Reator de Chicanas
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SST	Sólidos Suspensos Totais
ST	Sólidos Totais
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
TE	Tanque de Equalização
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket (Reator Anaeróbio de Manta de Lodo e Fluxo Ascendente)
WEF	Water Environment Federation

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Características mais prováveis do lixiviado de aterros brasileiros	17
Tabela 2	Proporção de amônia livre e ionizada em relação à amônia total, em função do pH e temperatura.	32
Tabela 3	Síntese dos resultados de remoção de nitrogênio amoniacal de LAS obtidos por pesquisadores da área.	36
Tabela 4	Características do lixiviado na entrada da ETLix – Tanque de Equalização	50
Tabela 5	Parâmetros e Método de análises realizados nas amostras da ETLix	51
Tabela 6	Características dos ensaios de Bancada – Teste de Jarros	53
Tabela 7	Dados das especificações dos ensaios realizados no RC	63
Tabela 8	Monitoramento do Ensaio em Batelada - RC	64
Tabela 9	Dados de precipitação do município de São Leopoldo	67
Tabela 10	Definição das faixas de temperatura e precipitação para análise estatística	68
Tabela 11	Resultado das análises físico-químicas do lixiviado da ETLix	72
Tabela 12	Eficiência de remoção dos parâmetros físico-químicos – Tratamento de Lixiviados da ETLix	73
Tabela 13	Resultados obtidos para o Teste 1	75
Tabela 14	Resultados obtidos para o Teste 2	77
Tabela 15	Resultados obtidos para o Teste 3	80
Tabela 16	Resultados obtidos para o Teste 4	82
Tabela 17	Resultados obtidos para o Teste 5	84
Tabela 18	Comparação dos resultados obtidos nos ensaios do RC e legislação nacional	89
Tabela 19	Análise Estatística 1: similaridade entre os ensaios de um mesmo teste	91
Tabela 20	Análise Estatística 2 – similaridade entre os ensaios do mesmo teste considerando temperatura ambiente superior e inferior a	92

	21°C	
Tabela 21	Influência da temperatura na remoção de NA para os testes 1, 2, 3, 4 e 5	94
Tabela 22	Dados utilizados na Análise Estatística 3 – influência da temperatura ambiente na remoção do NA	96
Tabela 23	Dados utilizados na Análise Estatística 3 – influência da precipitação na remoção do NA.	98
Tabela 24	Dados utilizados na Análise Estatística 3 – influência da vazão de recirculação de lixiviado na remoção do NA	100
Tabela 25	Dados utilizados na Análise Estatística 3 – influência da concentração inicial de nitrogênio amoniacal na remoção do NA	101
Tabela 26	Dados utilizados na Análise Estatística 4 – influência da precipitação na remoção do NA, considerando a temperatura ambiente	103
Tabela 27	Dados utilizados na Análise Estatística 4 – influência da vazão de recirculação na remoção do NA, considerando a temperatura ambiente	104
Tabela 28	Dados utilizados na Análise Estatística 4 – influência da concentração inicial na remoção do NA, considerando a temperatura ambiente	106
Tabela 29	Influência da temperatura ambiente no decréscimo de DQO	108
Tabela 30	Influência da temperatura ambiente no decréscimo de alcalinidade	109
Tabela 31	Influência da temperatura ambiente no decréscimo de sólidos totais	109
Tabela 32	Resultados obtidos em relação a influência da temperatura ambiente	110
Tabela 33	Influência da precipitação no decréscimo de DQO	111
Tabela 34	Influência da precipitação no decréscimo de alcalinidade	111
Tabela 35	Influência da precipitação no decréscimo de sólidos totais	112
Tabela 36	Resultados obtidos em relação a influência da precipitação	112
Tabela 37	Influência da vazão de recirculação no decréscimo de DQO	113

Tabela 38	Influência da vazão de recirculação no decréscimo de alcalinidade	113
Tabela 39	Influência da vazão de recirculação no decréscimo de ST	114
Tabela 40	Resultados obtidos em relação a influência da variação da vazão de recirculação de lixiviado	114
Tabela 41	Influência da concentração inicial no decréscimo de DQO	115
Tabela 42	Influência da concentração inicial no decréscimo de alcalinidade	116
Tabela 43	Influência da concentração inicial no decréscimo de ST	116
Tabela 44	Resultados obtidos em relação a influência da concentração inicial de nitrogênio amoniacal	117

LISTAS DE FIGURAS

Figura 1	Fluxograma das etapas metodológicas	47
Figura 2	RSU dispostos no Aterro Sanitário de São Leopoldo	48
Figura 3	Foto Aérea das lagoas de tratamento do Aterro de São Leopoldo e entorno	49
Figura 4	Reator de Chicanas	52
Figura 5	Borda vazada das chicanas (0,10 x 0,10 metros)	52
Figura 6	Equipamento de Jarros utilizados na pesquisa	53
Figura 7	Ensaio de Jarros JT 1	54
Figura 8	Ensaio de Jarros JT 2	55
Figura 9	Ensaio de Jarros JT 3	55
Figura 10	Ensaio de Jarros JT 4	56
Figura 11	Ensaio do RCf	59
Figura 12	Operação do RC	62
Figura 13	Fluxograma das análises estatísticas realizadas – Metodologia	71
Figura 14	Resultados obtidos no Teste 1: NA inicial <600mg/L e vazão de recirculação = 1,7 m ³ /h	76
Figura 15	Avaliação dos resultados de NA e Alcalinidade para o Teste 1: NA inicial <600mg/L e vazão de recirculação = 1,7 m ³ /h	76
Figura 16	Resultados obtidos no Teste 2: NA inicial <600mg/L e vazão de recirculação = 3,5 m ³ /h	78
Figura 17	Avaliação dos resultados de NA e Alcalinidade para o Teste 2: NA inicial <600mg/L e vazão de recirculação = 3,5 m ³ /h	79
Figura 18	Resultados obtidos no Teste 3: NA inicial >600mg/L e vazão de recirculação = 1,7 m ³ /h	81
Figura 19	Avaliação dos resultados de NA e Alcalinidade para o Teste 3: NA inicial >600mg/L e vazão de recirculação = 1,7 m ³ /h	81
Figura 20	Resultados obtidos no Teste 4: NA inicial >600mg/L e vazão de recirculação = 3,5 m ³ /h	83
Figura 21	Avaliação dos resultados de NA e Alcalinidade para o Teste 4: NA	83

	inicial >600mg/L e vazão de recirculação = 3,5 m ³ /h	
Figura 22	Resultados obtidos no Teste 5: NA inicial <600mg/L e vazão de recirculação = 0,0 m ³ /h	85
Figura 23	Avaliação dos resultados de NA e Alcalinidade para o Teste 5: NA inicial <600mg/L e vazão de recirculação = 0,0 m ³ /h	85
Figura 24	Remoção de NA em cada teste realizado	90
Figura 25	Remoção de NA (%) x Temperatura Ambiente (°C) – por ensaio realizado	97
Figura 26	Remoção de NA (%) x Precipitação (mm) – por ensaio realizado	99
Figura 27	Comparação da remoção de NA com velocidades de recirculação de lixiviado diferentes	105
Figura 28	Comparação da remoção de NA com concentração inicial de NA	107
Figura 29	Fluxograma resumo dos resultados das análises estatísticas realizadas	118

RESUMO

Em lixiviados de Aterros Sanitários (LAS), o nitrogênio amoniacal (NA) pode alcançar concentrações superiores a 2000 mg/L e, se disposto no meio ambiente sob estas concentrações, pode causar severos impactos ambientais e à saúde pública. Entre as alternativas para remoção de NA de lixiviados, o processo de “stripping” é um dos métodos utilizados mundialmente e que se destaca tecnicamente. O objetivo deste trabalho foi o estudo da remoção de amônia por “stripping” do lixiviado proveniente do Aterro Sanitário de São Leopoldo/RS, utilizando um processo físico de tratamento. O estudo foi desenvolvido através de ensaios de batelada em Reator de Chicanas (RC) precedidos por ensaios de bancada que empregaram Teste de Jarros. As variáveis testadas para o monitoramento do experimento foram: concentração inicial de NA e vazão de recirculação de lixiviado; sendo realizadas amostragens e análises físico-químicas dos seguintes parâmetros: pH, DQO, temperatura, série de nitrogênio, série de sólidos, alcalinidade, nitrito e nitrato para verificação da eficiência do sistema. Em nenhum dos ensaios foi promovido a alteração do pH e/ou temperatura do lixiviado. Os resultados mostraram, para um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 12 dias, uma remoção de NA variando de 27% a 52%, porém não sendo suficiente para o atendimento dos padrões nacionais legislativos de emissão de efluentes em recursos hídricos. O parâmetro “temperatura”, estatisticamente, mostrou influenciar na remoção de NA, sendo obtidos maiores remoções para temperaturas ambiente superiores a 20°C. Para as condições avaliadas por esta dissertação, conclui-se que, em temperaturas ambiente superiores a 20°C a melhor opção técnica-ambiental de tratamento de LAS é a utilização, no RC, de vazão de recirculação de lixiviado de 1,7 m³/h. Já para temperaturas inferiores a 20°C, o melhor desempenho do RC ocorreu com vazão de recirculação 0,0m³/h (sem bomba); o que representa uma redução do consumo de energia, entretanto sugere-se um aumento do TDH. Pelos resultados conseguidos, o RC se torna uma opção viável tecnicamente para tratamento de LAS, como um processo físico para remoção de amônia por “stripping”, podendo ser indicado como um pré-tratamento aos sistemas biológicos.

Palavras-chave: Disposição e Tratamento de Resíduos, Lixiviados, “Stripping”, Reator de Chicanas (RC).

ABSTRACT

The ammoniacal nitrogen (AN) from landfill leachates (LL) may cause severe impacts on the environment and public health if disposal at concentrations above 2000 mg/L. The stripping process is one of the methods worldwide used and technically outstanding among the alternatives for AN removal from leachates. The study of physical treatment process for removal of ammonia from the leachate in a landfill in São Leopoldo/RS was the objective of this work. The study was developed through batch tests in a baffle reactor (BR) that was previous by bench tests using the jar test. The variables tested to monitor the experiment were: initial concentration of AN and leachate recirculation flow. Samplings and physicochemical analyses of the following parameters were performed: pH, COD, temperature, nitrogen series, solids series, alkalinity, nitrite and nitrate to verify system efficiency. None of the assays was realized changes in pH and/or temperature in leachate. The hydraulic detention time (HDT) of 12 days resulted in AN removal ranging from 27% to 52%. However, this is not sufficient to comply with the national legislative standards of effluent emission into water resources. Statistically the “temperature” parameter showed influence on AN removal and greater removals were obtained for ambient temperatures above 20°C. For the evaluated conditions was conclude that the best technical-environmental option for treatment of LL is the leachate recirculation flow of 1.7 m³/h at temperatures higher than 20°C. On the other hand, for temperatures below 20°C the best BR performance occurred with leachate recirculation flow of 0.0 m³/h (without pump). This represents a reduction of energy consumes but is necessary an increase of HDT. According to the results obtained, the BR is a technically feasible option to treat LL as a physical process to remove ammonia by stripping and it may be indicated as a pre-treatment before biological systems.

Key-words: Waste disposal and treatment, Leachates, Stripping, Baffle Reactor (BR).

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA	i
AGRADECIMENTOS	ii
LISTA DE ABREVIATURAS	iii
LISTA DE TABELAS	iv
LISTAS DE FIGURAS	vii
RESUMO	ix
ABSTRACT	x
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	4
2.1.1 Objetivo Geral	4
2.1.2 Objetivos Específicos	4
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1 CONCEITO, CLASSIFICAÇÃO E GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU).....	5
3.2 ATERRO SANITÁRIO COMO FORMA DE DESTINAÇÃO FINAL DE RSU	8
3.3 LIXIVIADOS	12
3.3.1 Definição	12
3.3.2 Comportamento do lixiviado no Aterro Sanitário	13
3.3.3 Características do lixiviado	15
3.4 TRATAMENTO DE LIXIVIADOS	18
3.4.1 A problemática do Nitrogênio	22
3.4.2 Remoção de Carga Nitrogenada em Lixiviados	26
3.4.3 Remoção de Carga Nitrogenada em Lixiviados por “stripping”	30
3.4.4 Tratamento Biológico de Lixiviados utilizando Lagoa de Estabilização com Chicanas	38
3.4.5 Reator de Chicanas	41
3.5 PADRÕES DE EMISSÃO DE EFLUENTES SEGUNDO LEGISLAÇÃO NACIONAL	43

4	MATERIAIS E MÉTODOS	46
4.1	ORIGEM DO LIXIVIADO	48
4.2	CONSIDERAÇÕES CONSTRUTIVAS E DE OPERAÇÃO	51
4.3	ENSAIOS DE BANCADA – TESTE DE JARROS	53
4.4	ENSAIOS PRELIMINARES - RC	57
4.4.1	Parâmetros e variáveis testadas	57
4.4.2	Operação do Reator de Chicanas	61
4.5	ENSAIOS EM BATELADA - RC	62
4.5.1	Metodologia de Amostragens – RC	64
4.5.2	Tratamento Estatístico - RC	66
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	72
5.1	CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO DO ATERRO DE SÃO LEOPOLDO	72
5.2	REATOR DE CHICANAS	74
5.2.1	Apresentação e análise dos resultados do Teste 1	74
5.2.2	Apresentação e análise dos resultados do Teste 2	77
5.2.3	Apresentação e análise dos resultados do Teste 3	79
5.2.4	Apresentação e análise dos resultados do Teste 4	82
5.2.5	Apresentação e análise dos resultados do Teste 5	84
5.2.6	Análise global dos resultados considerando os testes realizados	86
5.2.7	Análise Estatística 1: similaridade entre os ensaios em cada teste	90
5.2.8	Análise Estatística 2: similaridade dos ensaios, considerando a variável temperatura	92
5.2.9	Análise Estatística 3: influência de variáveis na remoção de NA	94
5.2.9.1	Influência da Temperatura Ambiente	95
5.2.9.2	Influência da Precipitação	97
5.2.9.3	Influência da vazão de recirculação	99
5.2.9.4	Influência da concentração inicial de NA	100
5.2.10	Análise Estatística 4: influência dos parâmetros precipitação, vazão de recirculação e NA inicial na remoção de NA para faixas de temperatura ambiente 102	
5.2.10.1	Influência da precipitação	102

5.2.10.2	Influência da vazão de recirculação de lixiviado.....	104
5.2.10.3	Influência da concentração inicial de NA.....	105
5.2.11	Análise Estatística 5: influência de variáveis temperatura, precipitação, NA inicial e vazão de recirculação em relação a DQO, alcalinidade e sólidos totais	107
5.2.11.1	Influência da temperatura	108
5.2.11.2	Influência da precipitação	110
5.2.11.3	Influência da vazão de recirculação de lixiviado.....	112
5.2.11.4	Influência da concentração inicial de NA.....	115
5.2.12	Conclusão geral das análises estatísticas realizadas	117
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES	120
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	124
	APÊNDICES	133

1 INTRODUÇÃO

A gestão de resíduos sólidos é um fator fundamental na manutenção dos ecossistemas terrestres, sendo não somente uma questão ambiental, mas também de saúde pública.

Em relação a isto, percebe-se uma tendência mundial que denuncia o aumento da geração dos resíduos sólidos urbanos (RSU) nos próximos anos. Esta constatação está relacionada a fatores que influenciam na quantidade e qualidade do RSU: desde população, questões culturais, sociais e econômicas de uma localidade até composição do resíduo gerado.

Sendo assim, o mundo inteiro está preocupado com as ações a serem tomadas para o correto gerenciamento dos seus RSU. No Brasil, isto não é diferente e um dos grandes problemas nacionais são o tratamento e a disposição destes resíduos.

Existem diversos métodos de tratamento e disposição final de RSU, entre estes: Aterros Controlados, Compostagem, Reciclagem, Incineração, Aterros Sanitários. No mundo, inclusive no Brasil, o Aterro Sanitário é o método de tratamento / disposição final mais utilizado, sendo considerado tecnicamente e ambientalmente seguro. Porém, para ser assim considerado, os Aterros Sanitários devem ser adequadamente operados, incluindo o monitoramento e tratamento dos produtos gerados pelo processo (lixiviados e gases), de forma a atender aos padrões de emissão estabelecidos pela legislação.

No entanto, na maioria dos municípios do país, não há projetos, implantação e operação de Aterros Sanitários que sejam eficientes e atendam aos requisitos relatados anteriormente. Isto pode traduzir uma grave contaminação ambiental de recursos hídricos, solo e atmosfera devido o lançamento de lixiviados e gases de aterro no ecossistema sem prévio tratamento, além de impactos sociais, devido à presença de catadores, inclusive crianças, em meio às áreas de tratamento e disposição de RSU.

Em relação aos produtos gerados pelos aterros, o lixiviado merece uma atenção especial devido a sua toxicidade e risco de contaminação ao meio ambiente e à saúde humana. A qualidade e quantidade do lixiviado variam de aterro para aterro de acordo com características como: composição, umidade, densidade e natureza dos RSU, além de condições climáticas e composição do solo. O resultado de todas estas variáveis é

um líquido escuro com composição química que, frequentemente, apresenta elevada carga orgânica e de nitrogênio amoniacal.

Em relação ao nitrogênio amoniacal, parâmetro de interesse deste estudo, em altas concentrações este: (1) é o principal causador do processo de eutrofização das águas, influenciando na qualidade das águas e vida aquática; (2) é tóxico a peixes e à saúde da população, podendo ocasionar doenças que afetam o sistema nervoso central, respiratório e digestivo dos seres humanos e (3) pode inibir o processo de tratamento biológico de efluentes, afetando a eficácia do sistema (FLECK, 2003; WEF & ASCE/EWRI, 2005; AZIZ *et al.*, 2004; SILVA *et al.*, 2006b; ZONATELLI, 2002; entre outros).

A remoção do nitrogênio de efluentes como o LAS, pode ser realizada por processos físicos, químicos, biológicos e/ou por uma combinação destes. A maioria das instalações de tratamento de LAS atualmente projetadas no Brasil, leva em consideração parâmetros definidos para tratamento de esgotos sanitários. Porém, na prática devido a grande diferença entre esses efluentes, principalmente, em relação à composição, vazão e biodegradabilidade, verifica-se uma baixa eficiência de remoção dos parâmetros, principalmente nitrogênio amoniacal.

IAMAMOTO (2006), AZIZ *et al.* (2004) e MOREIRA *et al.* (2006) citam que a remoção de nitrogênio de efluentes como o LAS, pode ser realizado por processos físicos, químicos, biológicos e/ou por uma combinação destes. Normalmente, para a obtenção de uma boa eficiência, são utilizados equipamentos e quantidade elevada de recursos naturais como energia e produtos químicos. Alguns exemplos de tratamento são: biológico aeróbio, lodos ativados, processos de membrana, adsorção, oxidação química, “stripping” da amônia, coagulação-floculação. Além desses a nitrificação com desnitrificação e o “stripping” da amônia são um dos sistemas, mais utilizados mundialmente sendo este último um processo bastante eficiente de remoção de carga nitrogenada podendo alcançar valores superiores a 90% (MARTTINEN *et al.*, 2002; RENOU *et al.*, 2008 e MARTTINEN *et al.*, 2002).

Devido a todos estes fatores, o grande desafio dos pesquisadores em termos de remoção de nitrogênio presente em lixiviados proveniente de Aterros Sanitários é a busca por novas tecnologias que sejam sustentáveis.

Entre as linhas de pesquisa do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Unisinos, esta dissertação está enquadrada naquela denominada Reciclagem e Disposição Final de Resíduos. Nessa linha de pesquisa e entre os diversos processos existentes para tratamento de LAS, a motivação pelo estudo do processo de “stripping” da amônia para tratamento de lixiviados, está relacionada à eficiência comprovada mundialmente na remoção do nitrogênio amoniacal destes efluentes, conforme verificado nos trabalhos de CAMPOS *et al.* (2006), LEITE *et al.* (2006), CHEUNG *et al.* (1997), MARTTINEN *et al.* (2002), OZTURK *et al.* (2003), BERTANZA *et al.* (1998), SILVA *et al.* (2004), CALLI *et al.* (2005).

A essência do projeto do reator de chicanas é levar em consideração a realidade de uma Estação de Tratamento de Lixiviados e suas variáveis: temperatura, clima, vazão e variabilidade dos lixiviados. Somado a isto, utilizar um processo de remoção de nitrogênio amoniacal que seja eficiente, a custos operacionais baixos e menor utilização de recursos naturais; sendo uma tecnologia que possa ser utilizada, inclusive em municípios com poucos recursos financeiros.

Desta maneira, o experimento montado e estudado nesta dissertação busca simular uma agitação do meio líquido, proporcionando uma remoção gasosa da amônia do lixiviado em pH natural. Ou seja, obter um resultado eficiente sem a utilização de produtos químicos para elevação de pH para valores próximos ou superiores a 8,0 (situação reconhecida para facilitar o processo de “stripping” da amônia conforme SILVA *et al.*, 2006b) e com menor consumo de energia elétrica relacionada ao uso de aeração forçada.

Para tanto, o segundo capítulo dessa dissertação apresenta os objetivos geral e específicos. O terceiro, a revisão da literatura e o embasamento teórico a respeito de RSU e os processos de tratamento de lixiviado, principalmente no que diz respeito à remoção de carga nitrogenada. No capítulo quatro são apresentados os materiais e métodos utilizados para desenvolvimento da pesquisa e em seguida os resultados e discussões obtidos nos ensaios e as análises estatísticas realizadas. Por fim, as considerações finais, onde constam as conclusões da pesquisa e recomendações para trabalhos futuros na área.

2 OBJETIVOS

Na seqüência passa-se a apresentar os objetivos desse trabalho.

2.1.1 Objetivo Geral

Estudar a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal em LAS utilizando reator de chicanas como processo físico de tratamento.

2.1.2 Objetivos Específicos

- Avaliar a influência da concentração inicial de nitrogênio amoniacal, no processo de tratamento;
- Avaliar a influência da vazão de recirculação de lixiviados na remoção de nitrogênio amoniacal do LAS;
- Avaliar parâmetros externos como temperatura e precipitação, na remoção do nitrogênio amoniacal em LAS.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A revisão bibliográfica deste trabalho inicia pelos conceitos básicos na área, com abordagem dos resíduos sólidos urbanos, posteriormente aterros sanitários e lixiviados. O foco principal são os processos de tratamento de lixiviado, basicamente no que diz respeito à remoção de carga nitrogenada, tema de interesse crescente no país.

A abordagem do tema lagoa de chicanas (tratamento biológico) na revisão da literatura é relevante, já que é a alternativa de tratamento de efluentes que mais se assemelha ao reator de chicanas (RC) – sistema físico de tratamento de lixiviados proposto por este trabalho.

Referente ao RC não foi encontrado trabalhos na bibliografia que fazem menção ao uso deste método para tratamento físico de efluentes. A forma construtiva e operacional do RC se assemelha a um floculador hidráulico utilizado em sistema de tratamento de água para mistura do floculante na massa líquida a ser tratada, de modo a formar os flocos. Para o caso desta pesquisa o objetivo é possibilitar uma agitação no LAS de modo a haver um tratamento físico pelo “stripping” da amônia em pH original.

3.1 CONCEITO, CLASSIFICAÇÃO E GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU)

O gerenciamento dos RSU constitui atualmente o maior problema ambiental, econômico e social em todos os países do planeta. Isto acontece devido ao grande volume de resíduos gerados a partir do crescimento muito rápido da população mundial (RENOU *et al.*, 2008).

Segundo a ABNT (2004), a Norma NBR 10.004 (p. 01) define Resíduos Sólidos como:

Aqueles resíduos em estados sólidos e semi-sólidos que resultam de atividades da comunidade de origem industrial, doméstica, hospitalar,

comercial, agrícola, de serviços, de varrição ou agrícola. Incluem-se lodos de ETA (Estações de Tratamento de Água) e ETE (Estações de Tratamento de Esgotos), resíduos gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, e líquidos que não possam ser lançados na rede pública de esgotos ou corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia possível.

A mesma norma, classifica os resíduos em função de seus riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública da seguinte forma:

- Classe I – Resíduos Perigosos: são aqueles que em função de suas propriedades físicas, químicas ou infecto-contagiosas, podem apresentar riscos à saúde pública, provocando ou acentuando, de forma significativa, um aumento de mortalidade ou incidências de doenças e/ou riscos ao meio ambiente, quando manuseados ou destinados de forma inadequada, ou ainda apresentarem características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade;
- Classe II-A Resíduos Não Perigosos – Não Inertes: são todos resíduos ou misturas de resíduos que não se enquadrarem nas classificações de resíduos Classe I e Classe II-B e podem apresentar propriedades como, combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água;
- Classe II-B Resíduos Não Perigosos – Inertes: são aqueles que não oferecem riscos à saúde e ao meio ambiente. Submetidos ao teste de solubilização conforme procedimento descrito na ABNT (2004), Norma NBR 10.006, não têm nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aqueles de aspecto, cor, turbidez e sabor.

A geração de resíduos sólidos, bem como suas conseqüências, está ligada diretamente às evoluções culturais e tecnológicas humanas. Diversos autores (ZANTA & FERREIRA, 2003; SCHNEIDER *et al.*, 2004; TILLMANN, 2003; BOFF, 2005) relatam, como fatores que influenciam e afetam a geração: características física, química e biológica dos resíduos sólidos urbanos (RSU); questões culturais, sociais, educacionais, quantidades de habitantes, atividades desenvolvidas pela população, tecnologias e questões econômicas.

Estes fatores provocam a geração de resíduos com características diferentes de aterro para aterro, com conseqüente geração de lixiviado variados, os quais devem passar por um processo de tratamento (BOFF, 2005).

São gerados no mundo, 30 bilhões de toneladas de resíduos por ano, conforme RODRIGUES FILHO *et al.* (2006), com tendências a alcançar proporções dramáticas considerando o aumento das taxas de crescimento populacional e evolução dos padrões de produção de bens de consumo; sendo que o Brasil contribui com cerca de 4,5% do volume gerado, o que equivale a 140 mil toneladas por dia.

Segundo RENOUE *et al.* (2008), a geração de RSU no mundo cresce continuamente. Como evidência disto, o autor exemplifica a geração, em 1997, de 8.042 toneladas de resíduos por dia no município do Rio de Janeiro no Brasil, sendo que em 1994, a geração foi de 6.200 toneladas por dia. Entre os anos de 1992 e 1994, na Noruega e nos Estados Unidos a geração de RSU cresceu cerca de 3% e 4,5%, respectivamente. No ano de 2002, a população francesa produziu 24 milhões de RSU, ou seja, 391 kg por pessoa no ano.

O Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) realizou uma pesquisa no Brasil com uma amostra que contempla municípios em todos os estados e mais o Distrito Federal. Do total de 5.564 municípios a amostra levou em consideração 192, ou seja, 3,5% do total. Em termos de população, do total de 184.184.264 habitantes, a amostragem abrangeu 71.977.066, ou seja; 39,1% do total. Participaram da pesquisa todos os municípios com mais de 850.000 habitantes e 86% dos municípios com 500.000 habitantes. O trabalho concluiu quanto a coleta de resíduos urbanos que, a cobertura média é superior a 98%, sendo que 72,3% dos municípios possuem coleta seletiva (MCIDADES/SNSA/PMSS, 2008).

Segundo a mesma fonte, a massa de resíduos urbanos corresponde a uma geração *per capita* de 0,92 kg/habitante urbano.dia. Para o Estado do Rio Grande do Sul a média de massa coletada *per capita* em relação à população urbana é de 0,73 kg/hab.dia.

3.2 ATERRO SANITÁRIO COMO FORMA DE DESTINAÇÃO FINAL DE RSU

Devido a elevada geração de RSU, a heterogeneidade e complexidade da constituição destes resíduos e a potencialidade de grandes impactos ambientais, um dos grandes problemas mundiais relacionados a gestão de RSU é a destinação inadequada dos mesmos. No Brasil, a pesquisa do IBGE (2000) que levou em consideração todos os municípios do país, mostrou que a maioria destes municípios não possui um correto gerenciamento dos RSU, principalmente quanto ao tratamento e disposição final dos mesmos. Apenas 36,2% dos resíduos são dispostos e/ou tratados em Aterros Sanitários; 2,9% em Estação de Compostagem; 1,0% em Estação de Triagem e 0,5% são Incinerados; sendo que o restante são encaminhados para tratamentos inadequados. No Rio Grande do Sul a mesma análise resulta em 38,4%; 1,7%; 9,3% e 0,2%; respectivamente.

Por outro lado, a pesquisa realizada pelo MCIDADES/SNSA/PMSS (2008), relatou que, no país, nas 135 unidades de processamento estudadas são dispostos 11,7 milhões de toneladas por dia de RSU, sendo que: 61,4% são Aterros Sanitários, 25,0% são Aterros Controlados e 13,6% são Lixões. Mesmo considerando bons estes resultados, deve-se lembrar que este estudo não levou em consideração todos os municípios do país, principalmente aqueles de pequeno porte, os quais normalmente possuem menos recursos econômicos disponíveis e não dão um tratamento adequado aos RSU como aqueles verificados na pesquisa.

De qualquer forma, analisando esta comparação entre os resultados do IBGE (2000) e MCIDADES/SNSA/PMSS (2008), percebe-se uma evolução positiva da questão de destinação de RSU no Brasil de 2000 até 2008. Esta tendência de mudança no cenário de tratamento e destinação também é citada por FERREIRA *et al.* (2006b) em seu trabalho. Segundo os autores este ponto positivo deve-se ao fato de que há um incremento de novos Aterros Sanitários, principalmente nos municípios de médio e grande porte.

Em relação ao uso de aterros, PESSIN *et al.* (2002) cita que o aterramento de RSU no solo é o método mais antigo de disposição final, sendo no Brasil a forma de destinação mais utilizada. Segundo os autores, Aterros Sanitários modernos incorporam

uma série de tecnologias de projeto e operação de forma a reduzir os impactos ambientais decorrentes da fase de implantação, operação e fechamento. Entre estes aspectos citam: sistema de drenagem de águas superficiais, impermeabilização inferior e superior, sistema de drenagem e tratamento de lixiviados e gases. Porém não há, no Brasil, na maioria dos aterros, critérios adequados de implantação, operação e monitoramento, sendo que um dos motivos principais é o descaso dos gestores públicos.

FLECK (2003), descreve ainda que em grande parte dos municípios não há recursos financeiros e profissionais qualificados para projetar, implantar e operar aterros sanitários. Isto resulta em uma disposição de resíduos caótica e desorganizada, ou na melhor das hipóteses, um controle mínimo de compactação dos resíduos e de coleta e depósito de lixiviados. Neste sentido LANGE *et al.* (2002) cita que a globalização mundial induz a geração de resíduos no país cuja simples disposição em solo, freqüentemente associada à queima a céu aberto, implica em significativos impactos ambientais e riscos à saúde pública.

Desta forma, o problema da disposição final de resíduos sólidos no Brasil é alarmante. Considerando apenas os resíduos urbanos e públicos, percebe-se que ocorre o simples afastamento destes das zonas urbanas, depositando, na maioria das vezes, em locais inadequados: encostas florestadas, manguezais, rios, baías e vales. Mais de 80% dos municípios dispõe seus resíduos a céu aberto, em cursos d'água ou em áreas ambientalmente protegidas. Esta situação, além das conseqüências ambientais, também mobiliza a ocorrência de problemas sociais, como a conseqüente presença de catadores, que na sua maioria, são crianças (JUCÁ, 2002).

CASTILHOS JÚNIOR *et al.* (2006a) confirmam esta situação citando que a preocupação com tratamento e disposição dos RSU no país é crescente. Descrevem ainda que, a solução para este problema é o gerenciamento integrado de RSU, que leva em consideração os diferentes métodos de manejo, coleta, tratamento, fluxo e descarte de resíduos. No contexto nacional, o Aterro Sanitário como método de disposição final ambiental e sanitariamente seguro, é elemento constituinte fundamental de qualquer modelo de gerenciamento integrado que venha a ser implantado. O conceito de Aterro Sanitário, segundo a ABNT (1992), na Norma NBR 8419 (p. 01), é:

uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo sem causar danos à saúde pública e à segurança, minimizando os impactos ambientais, utilizando princípios de engenharia para confiná-los à 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 necessário.

Então, JUCÁ (2003) cita que o Aterro de resíduos sólidos urbanos é uma obra de engenharia que objetiva o depósito destes resíduos, os quais sofrem perdas de massa em decorrência de processos físicos, químicos e biológicos. Já, GOMES *et al.* (2006), descreve Aterro Sanitário como um biodigestor construído segundo normas de engenharia, de estrutura capsulada, utilizada para atenuação das características nocivas dos resíduos sólidos, projetada de forma a favorecer a biodegradação anaeróbia e a conseqüente estabilização destes resíduos armazenados, na maior parte das vezes, entre camadas isolantes de material compactado, usualmente solo local.

Para CARVALHO *et al.* (2000), os Aterros de RSU são constituídos por diferentes tipos de resíduos interagindo entre si formando um maciço heterogêneo e poroso. Os componentes constituintes do aterro se transformam devido a processos físicos, químicos e biológicos, resultando na formação de gases e lixiviado, com conseqüente redução da massa e volume do resíduo depositado.

A utilização de aterros sanitário na década de 40 por países como Inglaterra e Estados Unidos deveu-se ao aumento da densidade populacional nas grandes cidades em conseqüência da revolução industrial, havendo uma necessidade de eliminar os resíduos e reduzir os riscos para a comunidade, o que se espalhou pelo restante do mundo após a Segunda Guerra Mundial (PEREIRA, 2000).

Do mesmo modo, segundo SANTOS (1994), a industrialização e o crescimento econômico e demográfico dos municípios têm aumentado a produção de RSU de tal forma que algumas práticas de destinação destes resíduos são consideradas intoleráveis em termos econômicos, sanitários e ambientais. Sendo assim, o uso deste tipo de disposição final, está sendo reduzido devido à legislação mais restritiva em prol do meio ambiente. A partir disso busca-se incorporar novas tecnologias na utilização desta forma de tratamento dos RSU visando aumentar seu rendimento, diminuir riscos sanitários, controlar a poluição do meio ambiente e possibilitar a recuperação, a reutilização e a reintegração de áreas de disposição às cidades em expansão.

Sob outro ponto e vista, JUCÁ (2003) descreve que, mesmo havendo um imenso esforço de reduzir, reutilizar e reciclar os resíduos sólidos existe uma contradição em termos mundiais, já que, com poucas exceções no mundo inteiro os Aterros Sanitários representam a principal destinação destes. No âmbito nacional, há um número significativo deste tipo de aterro nas regiões sudeste e sul, porém nas demais regiões este tipo de destinação é inexistente, principalmente devido aos custos de operação que pressupõe um adequado tratamento de líquidos e gases.

Outros autores, como SANTOS (1994), CHERNICHARO *et al.* (2003), BURTON & WATSON-CRAIK (1998) e RENO *et al.* (2008), também descrevem que o Aterro Sanitário é o método de disposição mais utilizado mundialmente. Segundo este último autor, do total dos RSU gerados nos países Coréia, Polônia e Tailândia, a quantidade de resíduos disposta em Aterros Sanitários é, respectivamente, de 52%, 90% e 95%. RENO *et al.* (2008) complementa ainda mencionando um estudo onde comparou os diversos tipos de tratamento de resíduos (Aterro Sanitário, Incineração, Compostagem, etc...). Segundo ele, o Aterro Sanitário resultou no método com maiores vantagens econômicas.

No Brasil, SOUTO & POVINELLI (2006) ainda relatam que, atualmente, os Aterros Sanitários são considerados como uma das melhores soluções para os RSU para o país, tanto sob o ponto de vista técnico quanto econômico. Como vantagens, pode-se citar o confinamento seguro dos resíduos e a otimização do uso do espaço disponível.

Assim, este método de tratamento e disposição final de RSU, devidamente projetado, operado e monitorado torna-se uma solução ambientalmente e tecnicamente segura. Devido a ser um biodigestor projetado e operado de forma a favorecer a biodegradação anaeróbia, as principais preocupações em relação aos Aterros Sanitários referem-se aos produtos gerados, quais sejam, lixiviados e gases de aterro.

Em se falando de gases de aterro, a emissão do gás metano para a atmosfera é uma preocupação mundial em virtude deste ser considerado um gás de efeito estufa que contribui para o aquecimento global e a mudança climática. Em termos de coleta e tratamento deste produto de aterro, somente um pequeno número de aterros existentes no Brasil conta com um sistema de coleta e queima de gases instalados. A maior parte dos aterros opera com a emissão natural de metano para a atmosfera, através de drenos de concreto.

Por outro lado, o lixiviado, tema desta dissertação que será detalhado na sequência, é um potencial causador de impactos ambientais significativos ao meio ambiente, sendo um efluente cujo tratamento é difícil, e por vezes dispendioso financeiramente e que, na maioria dos municípios, não é suficiente para o atendimento dos padrões de emissão em recursos hídricos.

3.3 LIXIVIADOS

A preocupação com as técnicas de tratamento e disposição final dos RSU justifica-se, principalmente, devido ao risco de impactos decorrentes da liberação de lixiviados ao meio ambiente. As consequências das substâncias tóxicas encontradas nos RSU e do próprio lixiviado podem ser as contaminações de solo, ar, água superficial e subterrânea; além de serem capazes segundo FERNANDES *et al.* (2006), de promoverem doenças aos seres humanos como: câncer, doenças genéticas, cardíacas, esterilidade e outros efeitos crônicos.

FERREIRA *et al.* (2006a) destaca o potencial de impacto ambiental dos lixiviados próximos as áreas de destinação de RSU, em virtude da dificuldade de tratamento destes efluentes, principalmente devido a alta heterogeneidade e variabilidade de seus parâmetros físicos, químicos e biológicos ao longo do tempo.

3.3.1 Definição

O líquido proveniente dos Aterros Sanitários possui denominações diversas. Segundo GOMES (1995), em inglês “leachate”, pode ser traduzido para o português utilizando diversos termos: “chorume”, “lixiviado”, “percolado” e “líquidos percolados”. De acordo com a autora o termo “chorume” é mais bem empregado para denominar apenas o resultado da atividade hidrolítica microbiana na degradação dos resíduos. Como há a presença da parcela de água da chuva e outras infiltrações de

líquidos, a denominação mais adequada seria “percolado”. A ABNT (1992), na Norma NBR 8419 (p. 01), conceitua percolado como “líquido que passou através de um meio poroso”. Já o conceito de sumeiro ou chorume pela mesma ABNT (1992), Norma NBR 8419 (p. 02) é: “Líquido, produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada DBO (demanda bioquímica de oxigênio)”.

No entanto, atualmente, a comunidade científica utiliza o termo “lixiviado” para a denominação do produto líquido proveniente de aterros sanitários de RSU. A ABNT (1992), na Norma NBR 8419 (p. 01), conceitua lixiviação como “Deslocamento ou arraste, por meio líquido, de certas substâncias contidas nos resíduos sólidos urbanos”.

Para este trabalho será utilizada a denominação lixiviado, o qual é conceituado por diversos autores (TILLMANN, 2003; CHERNICHARO *et al.*, 2003; BOFF, 2005; FERNANDES *et al.*, 2006; CAMPOS *et al.*, 2006; LEITE *et al.*, 2006; GOMES *et al.*, 2006; RENO *et al.*, 2008) como: um líquido de cor negra gerado pela decomposição de resíduos orgânicos depositados em aterros, o qual somado à água da chuva, percola através da massa de resíduos. Este efluente provém de três fontes: da umidade natural do aterro que aumenta em épocas de chuvas; da água de constituição dos vários materiais que compõem o resíduo, da água superficial e da água resultante do processo de decomposição. Constitui-se de um líquido com um potencial poluidor extremamente alto com elevados valores de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), traços de metais, ácidos graxos voláteis, nitrogênio amoniacal, metais pesados e poluentes tóxicos e persistentes.

3.3.2 Comportamento do lixiviado no Aterro Sanitário

O processo de degradação dos compostos orgânicos e inorgânicos nos Aterros Sanitários é ocorrência da superposição de mecanismos físicos, químicos e biológicos em conjunto com a influência de agentes naturais: chuva e microrganismos (CASTILHOS JÚNIOR, 2003).

Este processo foi estudado por autores como REES (1980) e POHLAND & HARPER (1985), sendo desenvolvidos modelos globais de degradação objetivando demonstrar as diferentes etapas que conduzem a estabilização dos resíduos. POHLAND & HARPER (1985), descreveu cinco fases do processo: Fase 1 – Fase Inicial; Fase 2 – Fase de Transição; Fase 3 – Formação Ácida; Fase 4 – Fermentação Metanogênica e Fase 5 – Maturação Final.

Conforme CASSINE *et al.* (2003), a digestão anaeróbia é um processo de estabilização biológica complexo na qual uma grande variedade de microrganismos, na ausência de oxigênio, transforma compostos orgânicos complexos em produtos mais simples como metano e gás carbônico.

O RSU uma vez enterrado, a parte orgânica deste já inicia o processo de degradação, sendo que componentes plásticos, metais, vidros e alguns industriais são efetivamente inertes e participam de uma pequena parte do processo de degradação. Inicialmente o processo é aeróbio, porém rapidamente o oxigênio se esgota e o processo se torna anaeróbio (BURTON & WATSON-CRAIK, 1998).

Segundo CASTILHOS JÚNIOR (2003), CASSINE *et al.* (2003), ARAÚJO (2001) e PAULA JÚNIOR *et al.* (2003), na primeira etapa da degradação dos RSU em um Aterro Sanitário, que ocorre logo após a cobertura dos resíduos, o processo de degradação é denominado de etapa aeróbia. Nesta etapa ocorre a geração de produtos intermediários do processo que são: polipeptídeos, ácidos aminados, ácidos graxos, polissacarídeos, açúcares, aldeídos. Há também a influência do CO₂, carbonatos e bicarbonatos sobre o pH do meio aquoso. No decorrer da etapa aeróbia ocorre liberação de calor e os lixiviados produzidos apresentam elevadas concentrações de sais de alta solubilidade dissolvidos no líquido resultante.

Na etapa anaeróbia, conforme GOMES (1995), a primeira fase é chamada de hidrólise, aonde ocorre a hidrólise de compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídeos) a unidades mais simples (açúcares, aminoácidos, ácidos graxos, etc), através da ação enzimática de bactérias hidrolíticas fermentativas. Na segunda fase (Acidogênese), ocorre a fermentação destas substâncias mais simples pelas mesmas bactérias, originando ácidos orgânicos, álcoois e gases como hidrogênio e dióxido de carbono.

Na fase acetogênica (terceira fase), há a produção de ácido acético e hidrogênio. Os lixiviados são caracterizados por alta relação DBO/DQO (maiores que 0,7), pH ácido e altas concentrações de amônia (500 – 1000 mg/L), além da liberação de gás sulfídrico, amônia e outros gases causadores de maus odores (TILLMANN, 2003; CASTILHOS JÚNIOR, 2003; CASSINE *et al.*, 2003; ARAÚJO, 2001 e PAULA JR *et al.*, 2003).

Finalmente, na fase metanogênica (quarta fase), o ácido acético e o hidrogênio são convertidos a metano e dióxido de carbono, com a redução dos compostos orgânicos, das concentrações de DQO e DBO, bem como da relação DBO/DQO. Porém, o pH do lixiviado aumenta para uma faixa de 7 a 8 e há presença de altas concentrações de nitrogênio amoniacal. Nesta fase, existe no lixiviado, o acúmulo de substâncias que são de difícil degradação biológica (ácidos fúlvicos e húmicos) originários de decomposição de material vegetal, os quais também contribuem para a coloração escura do efluente (TILLMANN, 2003; CASTILHOS JÚNIOR, 2003; CASSINE *et al.*, 2003; ARAÚJO, 2001 e PAULA JÚNIOR *et al.*, 2003).

3.3.3 Características do lixiviado

TILLMANN (2003) relata que a eficiência da operação sustentável de um Aterro Sanitário e dos processos de intervenção depende dos conhecimentos mínimos das características físico-químicas e biológicas dos líquidos gerados durante a degradação dos resíduos sólidos.

Em seus estudos RODRIGUES FILHO *et al.* (2006) e AZIZ *et al.* (2004), relatam que, os LAS podem apresentar valores de DBO superiores a 20.000 mg/L. CAMPOS *et al.* (2006) cita que frequentemente, nos LAS, a amônia é encontrada em concentrações superior a 1000 mg N-NH₃/L.

Além de altas concentrações de DBO e Nitrogênio Amoniacal, a presença de alguns compostos tóxicos como metais pesados, microrganismos patogênicos, entre outros; se devem a co-disposição inadequada e usual de diversos tipos de resíduos provenientes de atividades industriais, comerciais, agrícolas, serviços de saúde e

municipais em aterros para resíduos sólidos urbanos. A consequência é a geração de uma variação da qualidade do lixiviado, provocando uma contaminação do mesmo e dificultando seu tratamento (GOMES *et al.*, 2006 e TILMLMANN, 2003).

Assim, a composição química do lixiviado varia de local para local, e num mesmo local, ao longo do tempo em função da composição dos resíduos sólidos, clima e das atividades químicas, físicas e biológicas, que ocorrem dentro do Aterro Sanitário (TILLMANN, 2003). Ainda em termos qualitativos, de acordo com AZIZ *et al.* (2004), SILVA *et al.* (2006b), FERREIRA *et al.* (2006b) e FLECK (2003), as características ou composição do lixiviado dependem do resultado da combinação de diversos fatores complexos: composição, teor de umidade e grau de compactação dos RSU, hidrologia do local, condições climáticas (regime de chuvas, temperatura), propriedades do solo, disponibilidade de mistura e oxigênio, projeto e operação do Aterro Sanitário e a idade do aterro.

Em referência a quantidade de lixiviado gerado, segundo BOFF (2005) e CHERNICHARO *et al.* (2003), esta varia devido à interferência de características como: composição, quantidade, densidade, idade e natureza dos resíduos sólidos; condições meteorológicas (precipitação, umidade, evaporação, temperatura, ventos); geologia e geomorfologia do solo (escoamento superficial e/ou infiltração subterrânea, grau de compactação, capacidade do solo de reter umidade); condições de operação do aterro e topografia (área e perfil do aterro).

As tabelas com a caracterização dos lixiviados apresentados na literatura mundial, são oriundas de estudos realizados no exterior, principalmente de países de clima temperado, não mostrando a realidade nacional. Devido a este fator, o trabalho de SOUTO & POVINELLI (2006) descrevem uma caracterização e compilação deste efluente no Brasil a partir de dados disponíveis na literatura referente a lixiviados de 25 aterros, localizados em 9 estados, o qual permitiu determinar as faixas mais prováveis de concentração para 30 variáveis físico-químicas.

Como resultado do estudo de SOUTO & POVINELLI (2006), a Tabela 1, a seguir apresentada, descreve a caracterização dos lixiviados no Brasil.

Tabela 1: Características mais prováveis do lixiviado de aterros brasileiros.

Variável	Faixa Máxima	Faixa mais Provável	FVMP
pH	5,7 - 8,6	7,2 - 8,6	78%
Alcalinidade total (mg/L de CaCO ₃)	750 - 11400	750 - 7100	69%
Dureza (mg/L de CaCO ₃)	95 - 3100	95 - 2100	81%
Condutividade (µS/cm)	2950 - 25000	2950 - 17660	77%
DBO (mg/L)	<20 - 30000	<20 - 8600	75%
DQO (mg/L)	190 - 80000	190 - 22300	83%
Óleos e Graxas (mg/L)	10 - 480	10 - 170	63%
Fenóis (mg/L de CH ₆ H ₅ OH)	0,9 - 9,9	0,9 - 4,0	58%
Nitrogênio Total (mg/L)	80 - 3100	Não há	-
Nitrogênio A moniacal (mg/L)	0,4 - 3000	0,4 - 1800	72%
Nitrogênio Orgânico (mg/L)	5 - 1200	400 - 1200	80%
Nítrito (mg/L)	0 - 50	0 - 15	69%
Nitrato (mg/L)	0 - 11	0 - 3,5	69%
Fósforo Total (mg/L)	0,1 - 40	0,1 - 15	63%
Sulfeto (mg/L)	0 - 35	0 - 10	78%
Sulfato (mg/L)	0 - 5400	0 - 1800	77%
Cloreto (mg/L)	500 - 5200	500 - 3000	72%
Sólidos totais (mg/L)	3200 - 21900	3200 - 14400	79%
Sólidos totais voláteis (mg/L)	630 - 20000	630 - 5000	60%
Sólidos totais fixos (mg/L)	2100 - 14500	2100 - 8300	74%
Sólidos suspensos totais (mg/L)	5 - 2800	5 - 700	68%
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	5 - 530	5 - 200	62%
Ferro (mg/L)	0,001 - 260	0,01 - 65	67%
Manganês (mg/L)	0,04 - 2,6	0,04 - 2,0	79%
Cobre (mg/L)	0,005 - 0,6	0,05 - 0,15	61%
Níquel (mg/L)	0,03 - 1,1	0,03 - 0,5	71%
Cromo (mg/L)	0,003 - 0,8	0,003 - 0,5	89%
Cádmio (mg/L)	0 - 0,26	0 - 0,065	67%
Chumbo (mg/L)	0,01 - 2,8	0,01 - 0,5	64%
Zinco (mg/L)	0,01 - 8,0	0,01 - 1,5	70%

Fonte: SOUTO & POVINELLI (2006)

FVMP: frequência de ocorrência dos valores mais prováveis

Conforme avaliação de SOUTO & POVINELLI (2006), a maioria dos valores discrepantes descritos em seu estudo e compilados na Tabela 1, foram registrados com lixões ou assemelhados nas décadas de 80 e 90, onde não havia controle de entrada,

saída e disposição destes, havendo, por exemplo, co-disposição de resíduos especiais: metais, resíduos de serviços de saúde, resíduos industriais, entre outros.

3.4 TRATAMENTO DE LIXIVIADOS

CHEUNG *et al.* (1997) menciona em seu estudo que o tratamento de lixiviados de Aterro Sanitário (LAS) é dependente da composição do mesmo e da natureza da matéria orgânica presente.

Em função das características tóxicas dos lixiviados, os potenciais impactos ambientais significativos e ameaça à saúde pública, há a necessidade de um tratamento adequado do mesmo antes do descarte em um corpo receptor ou solo. Um dos grandes problemas e desafio dos profissionais da área é o tratamento deste efluente de forma eficiente e eficaz com soluções técnicas e econômicas adequadas. Atualmente no Brasil, raras são as estações de tratamento de lixiviado que apresentam desempenho satisfatório (SOUTO & POVINELLI, 2006).

Essa baixa eficiência de remoção dos contaminantes conforme citam ZANTA & FERREIRA, (2003), FERNANDES *et al.* (2006) e FERREIRA *et al.* (2006a), deve-se fato de que as instalações de tratamento de lixiviados atualmente projetadas no Brasil, devido a pouca existência de trabalhos/referências bibliográficas no país a respeito do tema, levam em consideração parâmetros definidos para tratamento de esgotos sanitários. Porém, há grande diferença entre estes efluentes, principalmente, quanto à composição, vazão e grau biodegradabilidade.

O tratamento de LAS é complicado, caro e geralmente requer aplicação de vários processos devido a alta concentração de matéria orgânica e nitrogênio, além da coloração escura (OZTURK *et al.*, 2003). Na maioria dos estudos, segundo CHEUNG *et al.* (1997), os autores utilizam processos biológicos em lixiviados com baixa concentração de compostos orgânicos, sendo que muito poucos desenvolveram tratamento para lixiviados com alta concentração de nitrogênio e compostos orgânicos resistentes.

MARTTINEN *et al.* (2002) e FLECK (2003) citam que o foco do tratamento de LAS são os parâmetros relacionados a matéria orgânica e carga nitrogenada, sendo que MARTTINEN *et al.* (2002) relata ainda que não é levado em consideração a toxicidade do efluente a ser tratado. FLECK (2003) justifica o foco principal nos dois parâmetros anteriores dizendo que a alta concentração desses poluentes no efluente causa efeitos sistêmicos: a depleção dos níveis de oxigênio dissolvido (pela demanda de oxigênio) e a eutrofização dos cursos d'água (devido às quantidades de nitrogênio do efluente). A ocorrência destes efeitos relacionados ao nitrogênio nas águas também são confirmados por AZIZ *et al.* (2004), WEF & ASCE/EWRI (2005), ZONATELLI (2002), PELKONEN *et al.* (1999), JOKELA *et al.* (2002), RODRIGUES FILHO *et al.* (2006) e IAMAMOTO (2006). Especificamente em relação à eutrofização, PELKONEN *et al.* (1999) cita que o nitrogênio é o mais importante fator causador deste fenômeno em comparação com DQO (Demanda Química de Oxigênio), DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) ou fósforo.

Devido estas dificuldades de tratamento, cada vez mais alternativas de tratamento deste LAS vêm sendo utilizadas e estudadas no país. A técnica de recirculação, por exemplo, é utilizada para reduzir as quantidades de líquidos a serem tratados, porém devem ser avaliadas em locais ou épocas que ocorram muitas chuvas. Além disso, há a possibilidade de provocar a inibição do processo de biodegradação devido a alta umidade e grau de saturação do resíduo, devendo ser uma variável a ser monitorada (JUCÁ, 2003).

JUCÁ (2003) ainda relata que alguns Aterros Sanitário brasileiros, como o Aterro Bandeirantes em São Paulo e o Aterro Metropolitano Centro em Salvador, fazem tratamento “*ex situ*”, ou seja, destinam os respectivos lixiviados para Estações de Tratamento de Esgotos (ETE) ou de Resíduos Industriais mais próximas. As desvantagens são: alto custo de transporte e, problemas de tratamento devido a variabilidade do lixiviado (altas concentrações de orgânicos, inorgânicos e metais pesados). Outros exemplos, estudados no edital 5 do Programa de Saneamento Básico (Prosab), são os Aterros da Gramacho e do Morro do Céu, respectivamente no Rio de Janeiro e em Juiz de Fora.

A escolha de um processo de tratamento de lixiviados deve estar previsto no planejamento técnico do aterro e dependerá de área disponível, disponibilidade

econômica de insumos necessários e fatores relacionados a topografia, hidrologia e climatologia local. Estes processos de tratamento podem ser classificados em métodos biológicos, químicos e físicos, porém em certos casos dependendo do corpo receptor, podem ser utilizados processos combinados de tratamento. Existem diversas tecnologias de tratamento de esgotos sanitários e industriais que estão sendo aplicadas para tratar LAS como: tratamento biológico aeróbio e anaeróbio, lodos ativados, filtros, lagoas de estabilização, “stripping” da amônia, osmose reversa, ozonização, carbono ativado, irrigação por aspersão, evaporação, biodiscos rotativos, coagulação-floculação, adsorção, processos de membrana, oxidação química, processos avançados de oxidação e tratamento conjunto com esgoto. Porém, estes não se mostraram efetivos e prontamente aplicáveis do ponto de vista econômico (FLECK, 2003; WISZNIOWSKI *et al.*, 2006; ROBINSON & BARR, 1999).

Conforme ROBINSON & BARR (1999), muitos destes processos de tratamento possuem limites de aplicabilidade para LAS e outros servem apenas como potencial para uso em tratamentos combinados em circunstâncias específicas. Os autores exemplificam isto citando que o tratamento biológico anaeróbio não é eficiente na remoção de nitrogênio amoniacal. Além disso, o tratamento por “stripping” de amônia causa impactos ambientais na liberação de amônia para atmosfera e os custos com energia e produtos químicos para elevação do pH são altos. No entanto, o processo de osmose reversa ou evaporação simplesmente concentra os contaminantes na salmora que ainda requer tratamento e disposição. Já o processo de irrigação por aspersão é utilizado para LAS com baixas concentrações ou aqueles que passaram por pré-tratamento. Finalmente, a ozonização e o carvão ativado são relativamente caros devendo ser utilizados somente no final do processo.

Por outro lado, o que é notado é que, ambos, tratamento biológico quanto físico-químico, tem sido utilizados para remoção de carga orgânica e nitrogenada de LAS. O volume, características do lixiviado e limites de descarga do efluente determinam a aplicabilidade de cada tratamento em cada caso. A concentração do lixiviado e a temperatura, por exemplo, afetam parâmetros físicos, químicos e taxa de reação biológica e então a capacidade requerida do sistema de tratamento, o que é determinante na escolha do tipo de tratamento a ser utilizado (MARTTINEN *et al.*, 2002).

De acordo com RENO *et al.* (2008) o tratamento convencional de LAS pode ser classificado em 3 grandes grupos: 1. transferência de lixiviado, recirculação e tratamento combinado com esgotos domésticos; 2. biodegradação – processos aeróbios e anaeróbios; 3. métodos físico-químicos – oxidação química, adsorção, precipitação química, coagulação/floculação, sedimentação/flotação e “stripping”. Já os novos tratamentos utilizam processos com membranas, o qual pode ser dividido em: microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa.

No Brasil, os processos físico-químicos são pouco utilizados para tratamentos de LAS, sendo mais usuais em tratamentos de efluentes industriais, porém constitui uma etapa primordial para remoção de carga poluente (CASTILHOS JÚNIOR, 2006b). Este processo, segundo FLECK (2003) é baseado na remoção de poluentes por contato físico (com ou sem energia associada), ação de forças de caráter físico ou químico, retenção mecânica e/ou por alteração das características do LAS devido à adição de produtos químicos. De acordo com RENO *et al.* (2008), podem incluir a redução de sólidos suspensos, partículas coloidais, material flutuante, cor e compostos tóxicos. Segundo os autores estes processos são utilizados como pré-tratamento de LAS ou para tratar poluentes específicos, como é o caso do “stripping” para o parâmetro amônia.

No entanto, FERREIRA *et al.* (2006a) e JUCÁ (2003), mencionam que na maioria dos Aterros Sanitários nacionais, é regra geral o uso de lagoas biológicas para tratamento de LAS. Estas, por sua vez, possuem certas desvantagens que incluem: necessidade de uma área muito grande, principalmente em regiões com elevados índices pluviométricos e umidade e a não redução significativa das concentrações de nitritos, nitratos e amônia presentes no meio. FLECK (2003) cita em seu trabalho que o tratamento biológico de lixiviados pode ser dividido em aeróbio (com presença de oxigênio) e anaeróbio (ausência de oxigênio).

Segundo FERNANDES *et al.* (2006), o objetivo do tratamento biológico de efluentes é transformar os constituintes orgânicos em compostos estáveis, não putrescíveis, com remoção eficaz de DBO, DQO e nitrogênio amoniacal do líquido tratado. A dificuldade deste processo de tratamento está relacionada à vazão e carga muito variáveis, além de lixiviados pouco biodegradáveis. Outra dificuldade é mencionada por SILVA *et al.* (2006b), a qual relata ainda que teores de nitrogênio amoniacal acima de 1.500 mg/L também podem inibir os processos de tratamento

biológico anaeróbico. Dependendo do pH, o Nitrogênio Amoniacal pode causar inibição em processos aeróbios, entre estes a nitrificação.

CHERNICHARO *et al.* (2003) descrevem alguns problemas do processo de tratamento biológico anaeróbico: tratamento lento, dificuldade em cumprir padrões estabelecidos pela legislação ambiental e necessidade de um pós-tratamento. No entanto ARAÚJO (2001) cita que, dentre as vantagens do tratamento anaeróbico em relação ao aeróbico estão:

- Eficiência de remoção de matéria orgânica, mesmo em temperatura baixa, com taxas de carregamento orgânico 10 vezes maior;
- Redução considerável de investimentos e custos de operação associados à energia e bombeamento;
- Conversão dos resíduos em gás metano – combustível;
- Pouca produção de lodo biológico em excesso, sendo estável;
- Lodo anaeróbico pode ser estocado por longo tempo sem ser alimentado e ainda mantém a capacidade metabólica razoável.

O somatório de todas estas problemáticas e dificuldades, referenciadas anteriormente, a respeito de tratamento de lixiviados, justificam a busca por alternativas de sistemas de tratamento, especificamente projetadas para LAS, de forma a promoverem uma adequada eficiência, a custos viáveis e atendimento a legislação brasileira. Assim, sendo o nitrogênio um dos elementos com maior dificuldade de remoção (motivo pelo qual a remoção deste nutriente é à base desta dissertação), na seqüência deste trabalho foi abordado embasamentos teóricos a respeito do tema e, posteriormente, realizou-se a revisão da literatura referente ao tratamento de carga nitrogenada de efluentes.

3.4.1 A problemática do Nitrogênio

O nitrogênio é um elemento de ocorrência natural essencial para o crescimento e reprodução dos organismos vivos, sendo o mais abundante da atmosfera. O gás nitrogênio é assimilado por certos grupos de organismos, os quais disponibilizam o nitrogênio para outros organismos. Este processo se chama fixação. Muito deste

nitrogênio fixado também possui origem biológica ou industrial. Na fixação biológica, o nitrogênio atmosférico é convertido em amônia por enzimas. A fixação industrial produz amônio e nitrato para o ar através de vários processos químicos. As maiores fontes de nitrogênio são: vegetal, animal, origem humana, industrial, agricultura e de origem atmosférica. Compostos de nitrogênio originados por resíduos/dejetos humanos ou animais são associados com proteínas e ácidos nucleicos, os quais após decompostos resultam na formação de amônia (WEF & ASCE/EWRI, 2005).

Historicamente a primeira justificativa para estudar a fixação do nitrogênio foi relatada devido a perda do nutriente nitrogenado dos solos de sistemas de agricultura. A partir disto, verificou-se a necessidade de inserção de nitrogênio, na comunidade biológica do solo, por fonte externa (fixação ou correção de solo), buscando uma melhor produtividade do ecossistema em solos com baixo nível de decomposição biológica de matéria orgânica. Porém, este processo merece alguns cuidados, já que a entrada excessiva de nutrientes traz conseqüências negativas em termos de sistema sustentável. Sobrecargas de sistema são encontradas em processos de correção excessiva da matéria orgânica, por disposição de lodos, compostos ou resíduos de materiais animais ou alto uso de fertilizantes com nitrogênio (TATE, 1995).

Segundo SOUTO & POVINELLI (2006), nos Aterros Sanitários brasileiros, a concentração de nitrogênio total nos lixiviados está na faixa de 80 a 3.100 mg/L. A faixa mais provável de concentração de nitrogênio amoniacal varia de 0,4 mg/L até 1.800 mg/L, sendo a faixa máxima de NA encontrada pela pesquisa variando de 0,4 à 3.000 mg/L.

A fonte do parâmetro nitrogênio em LAS, segundo FLECK (2003), provém de proteínas vegetais e animais, além de estar presentes em fertilizantes, produtos de limpeza, carne preservada com amônia e produtos para preservação de madeira. O nitrogênio orgânico e amoniacal são as únicas formas representativas em lixiviados em meio anaeróbio, sendo que a forma de nitrito e nitrato ocorre em ambientes aeróbios. BURTON & WATSON-CRAIK (1998) o principal componente de nitrogênio orgânico de aterros de RSU é a proteína, embora menores quantidades possam estar presentes em ácidos nucleicos, uréia, quitina, fosfolipídio e adenosina trifosfato (ATP) derivado da fração orgânica dos resíduos. Estes componentes podem estar presentes em resíduos

como: restos de plantas e animais, alimentos, fraldas de tecido sujas, fezes de animais, resíduos de matadouros, lodos de estações de tratamento de esgotos e solo.

No trabalho publicado por WEF & ASCE/EWRI (2005) são descritas as características do nitrogênio presentes em esgotos sanitários. Algumas das características abordadas ocorrem de forma similar em LAS. Assim, segundo o estudo, o nitrogênio existe no efluente em várias formas: desde a mais forma mais reduzida, que é a amônia, até a forma mais oxidada, ou seja, o nitrato. O nitrato é produzido pelo processo de nitrificação em que a amônia é oxidada para nitrato. No caso da amônia, que é solúvel, há um equilíbrio entre a forma iônica (Amônio - NH_4^+) e a amônia molecular (Amônia - NH_3). A concentração de cada uma depende do pH e da temperatura, valores altos de pH e temperaturas favorecem a formação de amônia molecular, que é a mais tóxica.

Os trabalhos de ZANOTELLI (2002), ARAÚJO *et al.* (2006) e BORTOLI *et al.* (2006) citam que o nitrogênio alterna entre várias formas e estados de oxidação em seu ciclo na biosfera, sendo que na água pode apresentar-se como: nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio amoniacal (NH_3), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). No LAS, o nitrogênio amoniacal especificamente, segundo AZIZ *et al.* (2004), é resultado de uma lenta lixiviação e liberação de nitrogênio solúvel proveniente dos RSU.

A importância dos nutrientes, principalmente o nitrogênio, deve ser levada em consideração nos processos biológicos de tratamento de lixiviados, sendo que o sucesso da operação depende da satisfação nutricional dos microrganismos presentes no efluente, ou seja, macro e micronutrientes necessários devem estar disponíveis no meio em concentrações suficientes para garantir o crescimento da biomassa (FLECK, 2003). BURTON & WATSON-CRAIK (1998) também confirmam esta afirmação, porém também considera a amônia (produto da degradação que ocorre em Aterros Sanitários) um produto potencialmente tóxico.

Neste caso, o descarte excessivo deste elemento em recursos hídricos pode causar sérios problemas ecológicos que afetam a saúde da vida aquática e, conseqüentemente, saúde humana e animal. Dependendo da temperatura e do pH do efluente o nitrogênio amoniacal pode ser tóxico para microrganismos, macroinvertebrados e peixes (WEF & ASCE/EWRI, 2005). Por exemplo, SILVA *et al.* (2006b), quantifica concentrações entre 0,25 a 0,30 mg/L de amônia livre, as quais

podem ser letais para peixes. Já os estudos de U.S. EPA (1993) apud WEF & ASCE/EWRI (2005) mostraram que concentrações entre 0,1 e 10 mg/L de amônia na forma não ionizada ou amônia livre (NH_3), resulta em aguda toxicidade para algumas espécies de peixes.

Além dos problemas relacionados à eutrofização, inibição do processo biológico de tratamento de efluentes e a toxicidade da amônia há o problema da presença de nitrato em águas subterrâneas. Sistemas de tratamento que descartam em águas subterrâneas possuem potencial de contaminação destas águas por nitrato ou por amônia, que é nitrificada na coluna de solo pelo oxigênio dissolvido proveniente da percolação de águas pluviais (WEF & ASCE/EWRI, 2005).

A questão é que concentrações de nitrato nas águas de abastecimento com níveis maiores do que 10 mg/L possuem o risco de provocar câncer e metahemoglobinemia em crianças com menos de três anos de idade. Os efeitos tóxicos das *nitrosaminas* podem causar, dependendo da suscetibilidade de cada pessoa e fator de exposição: cirroses, câncer do fígado, esôfago, trato respiratório e urinário; enquanto que as *nitrosamidas* afetam o sistema nervoso central e os órgãos gastrointestinal (ZANOTELLI, 2002).

Neste ponto cabe um esclarecimento quanto a definição de *nitrosaminas* e *nitrosamidas*:

As *nitrosaminas* e *nitrosamidas* podem surgir como produtos de reação entre o nitrito ingerido ou formado pela redução bacteriana do nitrato, com as aminas secundárias ou terciárias e amidas presentes nos alimentos. O pH ótimo para a reação de nitrosaminação é entre 2,5 a 3,5, faixa semelhante à encontrada no estômago humano após a ingestão de alimentos. Tanto as *nitrosaminas* como as *nitrosamidas* estão relacionadas com o aparecimento de tumores em animais de laboratório (BOUCHARD *et al.*, 1992 apud ALABURNA e NISCHIHARA, 1998, p. 162).

IAMAMOTO (2006) também cita em seu estudo que a ocorrência de nitratos em águas de abastecimento pode ocasionar, em crianças, a doença denominada metahemoglobinemia, ou doença azul. Ainda segundo a autora, os fertilizantes químicos adicionados aos solos (sais de amônio, amônia anidro e uréia), são as fontes deste componente nas águas de abastecimento, sendo que em muitos destes solos estes produtos são adsorvidos e daí sujeitos a lixiviação podendo, assim, ocasionar a contaminação do lençol freático e das águas subterrâneas.

A má gestão da disposição final dos RSU nacionais, somado a ineficiência de segregação das centrais de triagem; a co-disposição de resíduos industriais, de serviços de saúde, de poda, varrição, entre outros; e o não uso de sistemas de tratamento de RSU como compostagem, por exemplo; fazem dos Aterros Sanitários grandes depósitos de resíduos misturados com grandes fontes de proteínas animais e vegetais, por exemplo, o que eleva as concentrações de nitrogênio próximo a 2000 mg/L. O que preocupa é a dificuldade de remoção deste elemento do LAS, principalmente em relação ao potencial impacto ambiental e de saúde pública que pode ser consequência ao descarte descontrolado deste efluente no meio ambiente.

3.4.2 Remoção de Carga Nitrogenada em Lixiviados

Segundo BURTON & WATSON-CRAIK (1998), a legislação Européia impõe sérios critérios para descarte de LAS, principalmente em relação ao componente amônia. Existe, desta forma, uma necessidade de entendimento dos processos que originam e transformam amônia e outros componentes do nitrogênio dentro de um Aterro Sanitário, para estudar as formas de remoção deste parâmetro.

Assim, nos processos de degradação que ocorrem em um Aterro Sanitário, conforme visto no item 3.3.2 deste trabalho, as altas concentrações de amônia dos lixiviados são percebidas nas fases acetogênica e metanogênica, onde ocorre, respectivamente, a conversão dos produtos da acidogênese em compostos que formam acetado, dióxido de carbono e hidrogênio e a conversão do ácido acético e o hidrogênio em metano e dióxido de carbono (BURTON & WATSON-CRAIK, 1998; TILLMANN, 2003 e CASTILHOS JÚNIOR *et al.*, 2006b).

MOREIRA *et al.* (2006), cita que as altas concentrações de amônia no lixiviado são formadas em consequência da hidrólise e fermentação da fração biodegradável do substrato, sendo que, segundo os autores, a formação destas substâncias ocorre na fase de maturação de aterros estabilizados.

O que ocorre de acordo com (BURTON & WATSON-CRAIK, 1998) é que a hidrólise enzimática das proteínas por microrganismos aeróbios e anaeróbios resulta na

liberação de aminoácidos que são assimilados para crescimento destes microrganismos. O nitrogênio em excesso proveniente dos aminoácidos, não necessários para o crescimento das bactérias, é excretado através do processo chamado amonificação como uma mistura de amônio e amônia dependendo do pH do meio. O aumento do pH na solução ocorre devido a produção simultânea de ácidos graxos e dióxido de carbono na fase acetogênica. Considerando NH_3 como a espécie química mais tóxica, todo o aumento de pH aumentará a toxicidade da solução.

Ainda segundo os mesmos autores experimentos indicam que a transformação da amônia de Aterros Sanitários para gás nitrogênio ocorre ou por amonificação e/ou solubilização no lixiviado. Cita ainda que, segundo seus estudos, a concentração de nitrogênio amoniacal nas fases acetogênica e metanogênica pode variar de 283-922 mg/L e 2.040-889 mg/L, respectivamente. Em relação ao pH, estudos mostraram que para um período de 5 anos e variação de pH no aterro de 6 a 9, houve decréscimo de parâmetros como magnésio, zinco, sulfatos, DBO, DQO, por exemplo. No entanto a amônia permaneceu constante. O estudo de laboratório, com tempo de monitoramento de 280 dias, realizado por HRIG (1989) *apud* BURTON & WATSON-CRAIK (1998) mostrou um aumento da concentração de amônia entre os dias 1 e 10. Aos 50 dias foi observada uma queda rápida, e posterior a isto um decréscimo gradual. Em estudo semelhante realizado por SINCLAIR (1994) *apud* BURTON & WATSON-CRAIK (1998), ocorreu uma queda bem mais acentuada da concentração da amônia para o mesmo período de 50 dias. BREMNER (1960) *apud* BURTON & WATSON-CRAIK (1998), mostrou uma redução de 75% de nitrogênio para um tempo de monitoramento de 325 dias.

BURTON & WATSON-CRAIK (1998) ainda descrevem em seu artigo a ocorrência do processo de nitrificação e desnitrificação que ocorre dentro do Aterro Sanitário e as transformações da amônia para nitrito e nitrato. Relata ainda que a recirculação de lixiviados, como método de tratamento do efluente, deve ser mais bem estudada devido a possibilidade de inibição do processo de degradação pela aceleração da amonificação, havendo assim maior liberação de amônia.

A estabilização do Aterro Sanitário e do lixiviado de forma a este atender aos padrões de descarte no meio ambiente sem prejuízos a fauna e flora terrestre, principalmente em relação a presença do nitrogênio, é um assunto cada vez mais

abordado por pesquisadores. Estes processos de remoção de nitrogênio serão abordados na seqüência.

De acordo com PANO e MIDDLEBROOKS (1982) apud ZANOTELLI (2002), existem três processos de remoção de nitrogênio amoniacal em lagoas:

- Volatilização da amônia (processo onde ocorre a maior remoção, nos casos com pH maior que 9,0);
- Assimilação da amônia pela biomassa algal;
- Nitrificação biológica acompanhada de desnitrificação.

AZIZ *et al.* (2004) e IAMAMOTO (2006) relatam que existem diversas técnicas de remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviados que incluem: processos físicos, químicos e biológicos. IAMAMOTO (2006) cita que a remoção biológica pode ocorrer através do processo de nitrificação e desnitrificação. AZIZ *et al.* (2004) relata que, para a remoção de altas taxas de NA, como é o caso de lixiviados; o uso do tratamento biológico apenas não é efetivo, já que é muito lento devido a estas altas taxas inibirem o processo de nitrificação.

MOREIRA *et al.* (2006) também destaca que, para tratamentos microbiológicos de LAS (utilizando, por exemplo, reator aeróbio e filtro anaeróbio), a alta concentração de nitrogênio amoniacal é um limitador devido às condições nutricionais e sensibilidade a inibidores tóxicos. Segundo o trabalho dos autores, utilizando estes tipos de tratamento citados, para que não haja inibição da remoção de matéria orgânica e para obter uma eficiência satisfatória de remoção de amônia, a relação $DQONH_3$ deve ser da ordem de 8:1.

A partir disso CHEUNG *et al.* (1997), AZIZ *et al.* (2004) e MOREIRA *et al.* (2006) citam que estes efluentes, antes de serem tratados por processo biológico, devem passar por pré-tratamento de modo a remover as concentrações de amônia abaixo do nível de inibição do processo, que segundo SILVA *et al.* (2006b), a inibição pode ocorrer para valores de NA maiores do que 1500 mg/L. Em relação a isto, AZIZ *et al.* (2004) menciona o tratamento físico-químico como sendo um processo de grande interesse em relação a outros métodos. Segundo ele, os mais comuns são: “stripping”, osmose reversa, precipitação química, troca iônica, filtração por membrana, oxidação e adsorção.

Em se falando de método físico-químico para remoção de amônia, MARTTINEN *et al.* (2002) e RENOU *et al.* (2008), destacam o “stripping” como sendo o mais usual. MARTTINEN *et al.* (2002) cita que com este processo pode ser obtidas remoções de 93% de nitrogênio amoniacal, inclusive para altas concentrações iniciais deste parâmetro. O autor ainda cita os processos de ozonização e nanofiltração que são utilizados para remoção de matéria orgânica, nitrogênio e toxicidade.

Por outro lado, BORTOLI *et al.* (2006), relata que existem inúmeras tecnologias para remoção de nitrogênio em águas residuárias. Segundo o mesmo autor e ZHANG *et al.* (2007), o tratamento biológico nitrificação e desnitrificação é o processo mais comum para remoção de nitrogênio de efluentes. PELKONEN *et al.* (1999) também relata que o tratamento biológico é método mais aplicado para remoção de nitrogênio de LAS.

Conforme KETTUNEN *et al.* (1999), utilizando o método biológico aeróbio, a remoção de amônio presente em LAS pode chegar a 90% para lixiviados com razoável fração de materiais facilmente biodegradáveis, quando o processo de tratamento utilizado for nitrificação. Nestes casos onde o processo inclui a etapa de desnitrificação, a remoção de nitrogênio pode ser superior a 90%.

O processo de nitrificação é a conversão biológica da amônia para o nitrito e depois para nitrato sob condições aeróbias. As conversões de nitrito e nitrato envolvem dois grupos específicos de bactérias autotróficas: *Nitrosomonas* (responsável pela oxidação a nitrito) e as *Nitrobacter* (responsável pela oxidação a nitrato). Já o processo de desnitrificação envolve a redução biológica do nitrato e/ou nitrito para gás nitrogênio na ausência de oxigênio dissolvido (WEF & ASCE/EWRI, 2005).

Diversos são os fatores que influenciam na nitrificação: relação carbono/nitrogênio, temperatura, pH, alcalinidade, concentração de oxigênio dissolvido, toxicidade. A nitrificação é inibida pela aplicação de elevadas cargas de matéria orgânica, que proporcionam o crescimento de organismos heterotróficos, os quais competem por oxigênio e nutrientes com os organismos autotróficos nitrificantes. Da mesma forma, em baixas taxas de temperatura as bactérias nitrificantes perdem a atividade, sendo que o pH ideal está compreendido entre 6,5 e 9,0 (OLIVEIRA, 2006).

KETTUNEN *et al.* (1999) realizou um estudo para tratamento de LAS de Ämmässuo, Espoo na Finlândia utilizando um processo anaeróbio-aeróbio, com

concentração inicial de amônio variando de 80 – 270 mg/L, para tempos de detenção hidráulica variando de 0,5 à 1,3 dias (processo anaeróbio) e 2,7 a 4,2 dias (processo aeróbio), em temperaturas variadas de 18°C para 23°C e 13°C para 14°C (pré-tratamento anaeróbio) e de 10°C para 11°C e 5°C para 7°C (tratamento aeróbio). Para o pré-tratamento anaeróbio foi utilizado um reator UASB e, o LAS tratado anaerobicamente passou posteriormente por um processo aeróbico (nitrificação) formado por dois reatores de lodos ativados em escala de laboratório. Os resultados do pré-tratamento anaeróbio mostraram remoção de amônio menor do que 5% para todas as temperaturas. Já o processo de nitrificação, resultou em uma remoção de amônio de 65% para temperatura de 10°C e 5°C, de 99% para temperatura de 7°C e maior do que 99% para temperatura de 11°C.

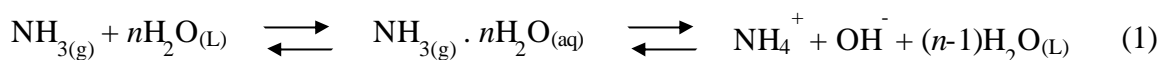
Outro exemplo é o experimento de ZHANG *et al.* (2007), o qual demonstrou, utilizando um reator combinado com biofilme aderido composto por uma caixa cúbica dividida por duas chicanas em três zonas (zona aeróbia, zona intermediária e zona anóxica), uma eficiência de 85% de remoção de nitrogênio total por nitrificação e desnitrificação.

Um sistema composto por um filtro anaeróbio com chicanas (4 câmaras de 0,1 m³) seguido de um pós tratamento aeróbio (uso de compressores), tempo de detenção hidráulico dos reatores anaeróbios e aeróbios, respectivamente, igual a 15 e 4 horas e com temperatura variando entre 4,5 e 23°C, foi estudado por BODIK (2003). Os resultados mostraram remoção de nitrogênio amoniacal durante o ano variando entre 46,4% e 87,3%. Observou-se um processo de nitrificação intensivo durante todo o ano e um processo parcial de desnitrificação.

3.4.3 Remoção de Carga Nitrogenada em Lixiviados por “stripping”

De acordo com EMERSON, *et al.* (1975), em um meio aquoso, há vários métodos analíticos para determinar a concentração total de amônia, sendo que o total do íon amônio presente pode ser obtido através do cálculo baseado no equilíbrio amônia-efluente. Assim, na solução aquosa de amônia há um equilíbrio entre a amônia ionizada,

não ionizada e íon hidróxido, sendo que a concentração depende de uma série de fatores, sendo os mais importantes: pH e temperatura. A Equação 1 a seguir ilustra a equação com o equilíbrio das fases:



Segundo SILVA *et al.* (2006b) a equação anterior ilustra o que ocorre no processo de remoção de nitrogênio amoniacal pelo processo de “stripping”. A elevação do pH converte os íons amônio em amônia livre que podem passar para o meio gasoso, passando-se ar pelo lixiviado ou agitando o mesmo. Os lixiviados de Aterro Sanitário mais antigos já possuem pH alcalino (próximos de 8), o que facilita o “stripping” da amônia livre da fase líquida. O aumento do pH e maiores superfícies de contato líquido/ar aumentam a eficiência do processo, porém implicam em custos maiores.

METCALF & EDDY (2003) descrevem que o gás “stripping” envolve a transferência de fases de um meio líquido para um meio gasoso. FLECK (2003, p. 55) define processo de “stripping” da amônia como:

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, de modo que os efeitos de arraste e difusão molecular promovam a sua passagem por este último.

O autor ainda descreve que, normalmente para aplicação do “stripping” de amônia se adiciona algum álcali de forma a elevar o pH do meio líquido o que facilita o processo. Outro fator importante para o favorecimento do processo é a elevação da temperatura, o que aumenta a pressão parcial de vapor da amônia. Ainda segundo o autor, este tratamento físico produz elevadas concentrações de amônia gasosa. Segundo SILVA *et al.* (2004), o sucesso do tratamento por “stripping” está relacionado ao alto pH, sendo que há necessidade do tratamento dos gases exalados pelo processo.

EMERSON *et al.* (1975) apresenta um estudo onde ele determina a porcentagem de NH_3 em solução aquosa de amônia para temperatura entre 0 e 30°C e pH entre 6 e 10. Este trabalho gerou um modelo para a determinação desta relação o qual foi utilizado e adaptado por VON SPERLING (2007), sendo gerada a seguinte equação:

$$\frac{NH_3}{NH_3 + NH_4^+} = \frac{100}{1 + 10^{\left\{ \left[0,09018 + \left(\frac{2729,92}{T + 273,20} \right) \right] - pH \right\}}} \quad (2)$$

Aplicando a equação e baseado nos resultados de EMERSON *et al.* (1975); VON SPERLING (2007) elaborou a Tabela 2 a seguir.

Tabela 2: Proporção de amônia livre e ionizada em relação à amônia total, em função do pH e temperatura.

pH	T = 15°C		T = 20°C		T = 25°C	
	%NH ₃	%NH ₄ ⁺	%NH ₃	%NH ₄ ⁺	%NH ₃	%NH ₄ ⁺
6,50	0,09	99,91	0,13	99,87	0,18	99,82
7,00	0,27	99,73	0,40	99,60	0,57	99,43
7,50	0,86	99,14	1,24	98,76	1,77	98,23
8,00	2,67	97,33	3,82	96,18	5,38	94,62
8,50	7,97	92,03	11,16	88,84	15,25	84,75
9,00	21,50	78,50	28,43	71,57	36,57	63,73
9,50	46,41	53,59	55,68	44,32	64,28	35,72

Fonte: VON SPERLING (2007) e EMERSON *et al.* (1975).

SILVA *et al.* (2006b) realizou um teste de remoção por “stripping” da amônia com 15 litros de lixiviado proveniente do Aterro Controlado de Londrina – PR, vertidos em um recipiente de 18 litros e características médias de 640 mg/L de Nitrogênio Amoniacal, pH igual a 8 e Alcalinidade de 7500 mg/L CaCO₃. O revolvimento do líquido foi realizado com uso de uma bomba submersa (afogada de modo a evitar a aeração) para aquários ornamentais. Os resultados obtidos, após 20 dias de análises e temperatura variando de 28 a 34°C, mostraram uma redução por “stripping” de 79% de nitrogênio amoniacal. O estudo mostrou uma estreita relação entre a queda do nitrogênio amoniacal e da alcalinidade, sendo que “stripping” da amônia é acompanhada pela redução da alcalinidade motivada pelo equilíbrio químico entre os íons amônio e amônia livre, evidenciando a aplicabilidade do processo de “air stripping” para lixiviados.

CAMPOS *et al.* (2006) estudou a remoção de amônia por arraste de ar (“air stripping”), utilizando bécker e compressor de aquário, no lixiviado do Aterro

Metropolitano de Gramacho (RJ) com características iniciais de 2.036 mg/L de nitrogênio amoniacal, DQO de 3.551 mg/L, ST igual a 11650 mg/L e pH igual a 7,8. O monitoramento levou em consideração pH da amostra igual a 7,8 e 11,0; temperaturas de 25°C e 65°C e TDH igual a 7 horas. Os resultados mostraram uma melhor eficiência de remoção de NA com pH normal (7,8) e temperatura de 65°C, obtendo 96% (83mg/L) de remoção, com redução de 70% da alcalinidade total. Para temperatura ambiente (25°C), a remoção de NA para pH normal (7,8) foi de 7,6% (TDH igual a 3 horas) e para pH 11 de 27,6%. Os autores ainda concluíram que a remoção da alcalinidade é um fator importante durante o arraste da amônia, sendo que a velocidade do “stripping” do CO₂ é maior do que a velocidade do “stripping” da amônia. Foi observado também que, nos ensaios com pH normal houve um incremento deste parâmetro de 7,8 para 9,15. No experimento com inserção de alcalinizante no LAS, o pH se manteve praticamente constante, variando de 10,8 até 10,9.

No estudo de LEITE *et al.* (2006), foi avaliado um sistema experimental constituído por 3 torres empacotadas com capacidade unitária de 8 litros, recheio com brita n°. 4 e espaço vazio de 45%. Em cada torre foi instalado dispositivo para alimentação e distribuição de ar na base da torre. A injeção de ar foi realizada com compressor com capacidade volumétrica de 151,2 m³/dia. Foram realizados 4 diferentes tratamentos (variando o volume de brita e o tempo de aeração) e em todos os tratamentos, as torres foram monitoradas em batelada. Os melhores resultados ocorreram no tratamento 1 (2 litros de material de recheio para 2 litros de lixiviado e tempo de aeração de 2,5 horas) e tratamento 2 (3 litros de material de recheio para 2 litros de lixiviado e 2,5 horas de aeração), sendo que o lixiviado possuía características de concentração inicial acima de 1.100 mg/L de nitrogênio amoniacal e pH acima de 8. A remoção de nitrogênio amoniacal alcançou valores aproximados de 92% com redução de alcalinidade de 68% no tratamento 1 e 43% no tratamento 2. Os autores concluíram que o processo de “stripping” de amônia é uma promissora alternativa para o pré-tratamento de LAS, antes de um processo biológico.

Em seu trabalho, BERTANZA *et al.* (1998) apresenta um estudo piloto de um processo de “air stripping” de amônia em um reator de bolhas como um pré-tratamento para lixiviados de aterros de RSU. As variáveis verificadas foram: pH, temperatura, vazão de ar e nível hidráulico. Os resultados demonstraram: a) menor eficiência de

remoção de nitrogênio amoniacal para os lixiviados com baixo pH (apenas 14% de remoção de NA com pH = 8,5 em comparação a 50% de remoção de NA com pH = 12, porém com alto consumo de NaOH); b) influência importante no aumento da vazão de ar; c) influência significativa no aumento da temperatura (remoção de NA = 68% para temperatura igual a 50°C e pH = 10,5 em comparação com a remoção de NA = 25% para temperatura igual a 20°C e pH = 10,5).

O sistema de tratamento de lixiviados de dois Aterros Sanitários municipais da Finlândia utilizando o processo de “air stripping” foi objeto de estudo de MARTTINEN *et al.* (2002). Os autores utilizaram uma coluna de PVC de 1,1 litros com meio de suporte de plástico. Foram variados os parâmetros pH (sem controle e com controle de pH, sendo testado o pH = 11), temperaturas de 6, 10 e 20°C e vazão de ar de 2 e 10 L/h. Os resultados mostraram que em 24 horas de teste a maior remoção de amônia foi de 89% com vazão de ar igual a 10 L/h, pH igual a 11 e temperatura de 20°C (NA inicial de 150mg/L). Percebeu-se que para as mesmas características anteriores, porém com temperatura igual a 10°C, a remoção foi de 74%, sendo que a remoção caiu para 64% com temperatura de 6°C. A análise mostra ainda que a remoção significativa de NA com pH 11 em relação as amostras com pH's inferiores, deve-se ao fato de que a proporção do “stripping” da amônia é função do pH e da temperatura. Nos experimentos sem pH controlado, com TDH aproximado de 6 horas, ocorreu um crescimento do pH durante o tratamento de 7,3-7,5 para 9,2; provavelmente devido ao “stripping” do dióxido de carbono. Como conclusão final, os autores indicaram que o sistema de “air stripping” com lixiviado pH 11, pode ser aplicado para temperaturas entre 6 e 20°C, porém com baixas temperaturas a remoção de nitrogênio amoniacal é menor.

OZTURK *et al.* (2003) realizou um experimento para remoção de amônia por “stripping” em lixiviados utilizando bécker de 1 litro. Foi adicionado, no LAS, dosagens de cal (4800, 6600, 8000 mg/L) para alcançar pH 10, 11 e 12. Avaliou-se a remoção do parâmetro NA para amostras com difusores de ar e apenas agitação com agitador magnético (“free stripping”). Depois de duas horas de aeração, a remoção de amônia foi de 72% para pH igual a 12 e de 20% para pH igual a 10 e 11. Com a continuação do ensaio, para os TDH's iguais a 6, 12 e 17 horas, a remoção de NA foi, respectivamente; 45, 80 e 85% para pH igual a 12 e de 25% de remoção de DQO, sendo que a partir deste tempo não houve remoção significativa até tempo final de 24 horas. Além disso, após o

tempo 17 horas, o pH inicial decresceu devido a recarbonatação da cal no lixiviado pela absorção do CO₂ proveniente do ar ambiente. Já os ensaios com “free stripping” mostraram uma remoção de 95% para TDH de 24 horas para dosagem de cal igual a 8000 mg/L (lixiviado com pH = 12), sendo a maior remoção alcançada. Como conclusão do trabalho, os melhores resultados foram obtidos com simples agitação mecânica, sendo considerada a opção mais viável em termos custo-benefício para tratamento de LAS novos.

Resultado similar também foi descrito nos ensaios realizados por CHEUNG *et al.* (1997). Os autores estudaram dois tipos de lixiviados provenientes de dois Aterros Sanitários já fechados de Hong Kong (Gin Drinkers' Bay Landfill - GDB e Junk Bay Landfill – JB), sendo que a concentração inicial de NA do Aterro JB era de 705 mg/L e do GDB igual a 556 mg/L. O projeto consistiu em simular tanques em laboratório para: evoluir a tratabilidade de LAS com uso de “stripping” da amônia; comparar a performance entre “stripping” livre (tratamento com cal) x “stripping” (aeração forçada) e investigar o efeito da taxa de vazão de ar na remoção de amônia por sistema de ar “stripping”. Para isto foram adicionados 10.000 mg/L de cal no LAS dos dois aterros, o que elevou o pH para 11 (Aterro JB) e 12 (Aterro GDB). Após 24 horas de TDH, a remoção de NA por “free stripping” foi de 75% para GDB e 65% para JB. Para o mesmo TDH, com aeração de 5 L/min, a remoção passou para 86% e 93%, respectivamente. A explicação para a remoção de NA do Aterro JB no experimento sem aeração, mesmo com pH inferior, ser maior em relação ao GDB segundo o autor, deve-se ao fato de que a massa transferência de amônia do líquido para o ar é proporcional a concentração do nitrogênio amoniacal na solução. Os autores ainda concluíram que a combinação da alta concentração de amônia no lixiviado e razão A:V (vazão de área aberta para a atmosfera : volume do líquido) acelerou a difusão do gás do lixiviado para a atmosfera e conseqüentemente aumentou a eficiência de remoção da amônia. Além disso, verificou-se que o “stripping” (com vazão de 5 L/min) não é uma opção custo-efetiva para o pré-tratamento de lixiviado já que, com “free stripping”, a remoção de amônia foi de 65-75% sendo considerada satisfatória, em comparação a uma remoção de 20% maior quando a vazão de ar é de 5 L/min.

Em outro estudo realizado por SILVA *et al.* (2004) com lixiviado do Aterro Sanitário de Gramacho no Rio de Janeiro, buscou-se verificar a eficiência da remoção

de amônia do efluente utilizando os processos de coagulação e floculação seguido pelos processos de ozonação e “stripping”. O pH do LAS, com concentração inicial de NA igual a 800 mg/L, foi ajustado para 11 utilizando hidróxido de sódio e o efluente foi submetido a aeração utilizando difusor de ar. Após 48 horas de experimento a remoção de amônia por “stripping” foi de 80%, sendo que passadas 96 horas de monitoramento o resultado foi uma remoção de 99,5%. Os autores concluíram que, mesmo com o TDH muito extenso, o processo de “stripping” foi muito efetivo na remoção de amônia e também reduziu a toxicidade do efluente.

CALLI *et al.* (2005) pesquisou alternativas para tratamento do lixiviado do Aterro Sanitário de Komurcuoda (KL) em Instambul, com concentração de nitrogênio amoniacal variando de 1380 mg/L a 3260 mg/L. Um dos processos para remoção de nitrogênio amoniacal testados foi a técnica de “stripping”. Utilizou-se um difusor de ar para aeração, hidróxido de sódio 10N para elevação do pH para 11 e as temperaturas de operação foram de 15°C e 20°C. Os resultados mostraram maior remoção de nitrogênio amoniacal para a temperatura de 20°C, totalizando 94% para um TDH de 12 horas, porém segundo os autores, esta remoção não foi suficiente para o atendimento dos padrões de emissão.

A Tabela 3 a seguir mostra uma síntese dos estudos descritos anteriormente.

Tabela 3: Síntese dos resultados de remoção de nitrogênio amoniacal de LAS obtidos por pesquisadores da área.

Autores	Experimento / LAS	Variação de pH	Aeração	Temperatura	TDH	Remoção de NA	Observação
CHEUNG <i>et al.</i> (1997)	Em laboratório - LAS Aterros de Hong Kong (GDB e JB)	JB = 11,0 e GDB = 12,0	Com aeração (5L/min) e livre “stripping”	Não variou	24 h	93% (JB, com Q=5L/min)	Melhor opção custo benefício – sem aeração (Remoção NA = 65-75%)
BERTANZA <i>et al.</i> (1998)	Em laboratório - Reator de Bolhas	8,5; 10,5 e 12,0	Com aeração	20 até 70°C	-	68% para pH=10,5 e T=50°C	Influência do pH, temperatura e vazão. Alto consumo de hidróxido de Sódio.

Continua...

Tabela 3: Síntese dos resultados de remoção de nitrogênio amoniacal de LAS obtidos por pesquisadores da área (continuação)

Autores	Experimento / LAS	Variação de pH	Aeração	Temperatura	TDH	Remoção de NA	Observação
MARTTINEN <i>et al.</i> (2002)	Em laboratório / LAS Finalândia	pH natural e igual a 11,0	2 e 10 L/h	6, 10 e 20°C	Variável	89% com pH=11; Q=10L/h e T=20°C	Houve remoções bem inferiores para temperatura e pH abaixo de 20°C e 11, respectivamente.
OZTURK <i>et al.</i> (2003)	Em laboratório / Bécker de 1L	10, 11 e 12	Com aeração e livre “stripping”	Não variou	Variável	95% com pH=12 e livre “stripping”	Somente agitação (livre “stripping”) melhor opção custo-benefício
SILVA <i>et al.</i> (2004)	LAS Gramacho	pH natural e 11,0	Com aeração	Não variou	Variável	99,5% com pH=11 e TDH=96h	Com pH mais extenso, processo de “stripping” foi efetivo.
CALLI <i>et al.</i> (2005)	LAS Istanbul	pH = 11,0	Com aeração	15 e 20°C	12 h	94% para T=20°C	Remoção não foi suficiente para atendimento dos padrões de emissão
SILVA <i>et al.</i> (2006b)	LAS Londrina / Recipiente de 18L	Variável	Com aeração	28 a 34°C	-	79% de remoção	Relação entre remoção de alcalinidade e NA
CAMPOS <i>et al.</i> (2006)	LAS Gramacho / Bécker	7,8 e 11,0	Com aeração	25 e 65°C	7 h	96% com pH=7,8 e T=65°C	70% remoção da alcalinidade, sendo um fator importante no “stripping”
LEITE <i>et al.</i> (2006)	3 torres com recheio de brita	Não variou	Com aeração	Não variou	Variável	92% de remoção	Remoção de alcalinidade de 68%. “Stripping” alternativa para pré-tratamento ao biológico.

3.4.4 Tratamento Biológico de Lixiviados utilizando Lagoa de Estabilização com Chicanas

Dentre os tratamentos biológicos de lixiviados podem ser citadas as lagoas aeradas mecanicamente e as de estabilização. Segundo ZANOTELLI (2002), as lagoas de estabilização é um processo simples e com baixo custo operacional, sendo projetadas para promover um controle ambiental através do tratamento dos despejos.

Em termos de histórico, KELLNER & PIRES (1998) citam registros de uma lagoa de estabilização construída em 1901 em San Antonio, Texas nos Estados Unidos. Em 1924, outros indícios indicam outra lagoa construída em Santa Rosa na Califórnia em 1924.

A implantação de lagoas de estabilização no Brasil ocorreu em meados de 1960 com a construção de uma lagoa em São José dos Campos em São Paulo, sendo atualmente uma prática muito utilizada e estudada no país (KELLNER & PIRES, 1998 e FERNANDES *et al.*, 2006). De acordo com FERNANDES *et al.* (2006), a utilização deste tipo de tratamento no país possui vantagens devido a: disponibilidade de área, clima favorável, simplicidade de manutenção e operação.

Segundo o mesmo autor as lagoas podem ser classificadas em: anaeróbias, aeróbias-facultativas e de maturação ou aeróbias, podendo ter variantes, como por exemplo, com plantas macrófitas e/ou micrófitas, lagoas aeradas, lagoas de alta taxa de degradação, etc. Nomenclatura parecida é utilizada por KELLNER & PIRES (1998), os quais classificam as lagoas de estabilização em anaeróbias, facultativas e de maturação.

KELLNER & PIRES (1998) relatam ainda que muitos autores classificam as lagoas aeradas mecanicamente entre as lagoas de estabilização. Porém há características diferentes entre estas. As lagoas aeradas mecanicamente, utilizam equipamentos mecânicos para introdução de ar no meio líquido, o que torna possível manter quase constantes os níveis de oxigênio dissolvido e pH do meio durante todo o processo de tratamento. De maneira diferente, as lagoas de estabilização buscam reproduzir os fenômenos da natureza sem uso de equipamento. Assim, por exemplo, o oxigênio é presente ou introduzido por vento ou através de produção fotossintética realizada pelas

algas, podendo variar de acordo com as condições climáticas, luz solar, luminosidade, velocidade e direção de ventos, etc.

Um dos fatores que influenciam no tratamento utilizando lagoas de estabilização é o tempo de detenção hidráulica (TDH). Quando este TDH teórico não é obedecido, ocorre o fenômeno chamado curto-circuito hidráulico, ou seja, ocorre a deterioração da qualidade do efluente a ser tratado quando este entra em contato com as zonas mortas no interior da lagoa (SILVA *et al.*, 2001).

Desta forma, segundo os mesmos autores, nas lagoas de estabilização, dependendo da razão comprimento/largura da lagoa, o uso de chicanas pode induzir a lagoa a trabalhar sob regime hidráulico mais aproximado ao fluxo de pistão, o qual seria o limite teórico de fluxo ideal. A consequência da utilização das chicanas é: redução do TDH para atendimento de um determinado grau de tratamento e redução dos custos de implantação.

O conceito de chicanas refere-se a, segundo ZANOTELLI (2002, p. 22):

Paredes ou chapas usadas para canalizar ou direcionar o fluxo do líquido através da lagoa. Estas chapas promovem a submersão dos microrganismos localizados na superfície, aumentando a concentração dos mesmos nas lagoas através de sua fixação nas paredes, melhorando a taxa de estabilização orgânica nas mesmas.

Cabe neste momento uma observação sobre os tipos de escoamento que podem ocorrer em lagoas de estabilização. POLISEL (2005) relata que a qualidade do efluente na saída do reator depende do tipo de mistura ocorrida no interior do mesmo. Assim, segundo o autor, os tipos de escoamento podem ser subdivididos em:

a) Escoamento tipo Pistão: é aquele onde as partículas contidas no escoamento saem da lagoa na mesma ordem física em que entraram, não havendo mistura ou dispersão. Todos os componentes do afluente permanecem o mesmo tempo na lagoa, que é o tempo de detenção hidráulico teórico (V/Q). Na prática nenhuma lagoa apresenta este comportamento ideal já que sempre há algum tipo de mistura.

b) Escoamento tipo mistura completa: aquele em que todas as partículas do afluente são espalhadas em todo o volume da lagoa, homogeneamente, assim a concentração das partículas no afluente é a mesma encontrada em todos os pontos do

reator, ou seja, inversamente proporcional ao escoamento tipo pistão. As vantagens operacionais do emprego da mistura completa são: amortecimento de choques de carga, de vazão, do ingresso de materiais tóxicos, etc; tornando o processo biológico mais seguro e estável. Na prática nenhuma lagoa apresenta este comportamento ideal já que é difícil haver uma mistura homogênea no afluente.

c) **Escoamento de mistura intermediária:** é aquele que está entre os casos ideais extremos, onde cada partícula do escoamento permanece um tempo distinto no reator.

SILVA *et al.* (2001) comparou a remoção de coliforme fecais, DBO, DQO e SS em lagoas de estabilização facultativas providas de chicanas, dispostas em várias configurações, e lagoas sem chicanas. Os resultados mostraram que não houveram resultados significativos comparando lagoas com e sem chicanas. O desempenho inferior foi atribuído ao auto-sombreamento das lagoas provocado pelas chicanas, já que o desempenho das lagoas facultativas está relacionado à simbiose algas-bactéria que por sua vez é dependente da incidência e penetração de luz solar na lagoa. Além disso, os autores atribuíram os resultados a elevada profundidade (2,30 metros) e conseqüente baixa razão largura/profundidade (3,10) e ao elevado TDH (15 dias), sendo sugerido para novos estudos, a utilização de experimentos com profundidades e TDH inferiores aos apresentados pelo estudo.

SILVA *et al.* (2006a) em estudo similar realizou testes para tratamento de esgotos doméstico em lagoas de estabilização com e sem chicanas. Os resultados mostraram remoção de DBO e DQO para lagoa com chicanas variando de 75-76% e 56-57%, respectivamente. Para a lagoa de controle, as remoções foram de 74% para DBO e 49% para DQO, ou seja, não houve diferença significativa entre os resultados. Assim, segundo os autores, concluíram que a utilização de chicanas não é técnica e economicamente recomendável.

POLISEL (2005), em sua tese, estudou a estratificação térmica e a hidrodinâmica da lagoa de estabilização, em escala piloto, e as interferências sobre estes fatores por meio de uso de chicaneamento. O trabalho objetivou estudar o comportamento hidráulico de lagoas de polimento recebendo esgoto sanitário, comparando um sistema sem chicanas com outros dois sistemas (chicana longitudinal e longitudinal e transversal), quanto ao tempo de residência e o número de dispersão para

cada tipo de configuração. O autor concluiu em sua pesquisa, que a melhor forma construtiva da lagoa piloto foi utilizando chicaneamento longitudinal.

Utilizando um equalizador, seguido em série por um decantador de palhetas com fluxo ascendente, duas lagoas anaeróbias, uma lagoa facultativa com 5 chicanas transversais e uma lagoa de maturação com aguapés, ZANOTELLI (2002) obteve um bom desempenho na remoção de nutrientes. Em termos de nitrogênio total a remoção foi de 92% para efluentes de suínos com carga inicial aproximada de 2.500 mg/L, temperatura variando entre 19,5°C a 20,5°C e alimentação do sistema diária com vazão de 2 litros/minuto até atingir o volume de 3,40 m³ no decantador. A remoção deste parâmetro apenas para a lagoa com chicanas (comprimento de 14,70m; largura igual a 4,60m; profundidade de 0,85m e volume de 73m³, com concentração do efluente variando entre 916 +/- 150 mg/L de NT) foi de 47%.

Neste mesmo estudo, o autor detectou que o primeiro compartimento é o principal responsável pela atividade de degradação da matéria orgânica removendo 22% de DQO e 31,6% do nitrogênio total. Porém, a comparação da eficiência de remoção de nitrogênio em lagoas com e sem chicanas, mostrou que o uso dos compartimentos não resultou em uma melhora significativa do efluente.

ZANOTELLI (2002) ainda realizou um ensaio de, aproximadamente um ano, na lagoa facultativa sem uso de chicanas e aeração no período noturno, sendo que a comparação dos resultados obtidos com a lagoa aerada e a lagoa de chicanas mostraram que a primeira foi mais eficiente apenas na remoção de sólidos totais e fixos, obtendo comportamento similar para os outros parâmetros. No caso do nitrogênio a remoção na lagoa aerada foi de 40%, já na lagoa com chicanas a mesma foi igual a 47%.

3.4.5 Reator de Chicanas

Em grande parte das Estações de Tratamento de Água (ETA) do país, o processo de tratamento de água ocorre da seguinte maneira: a água bruta passa por pré-tratamento, após é coagulada utilizando, geralmente, um sal de alumínio ou de ferro, sendo que após ocorre, nas unidades de floculação, a formação de flocos. Este passa por

uma agitação lenta objetivando que estes flocos alcancem tamanhos e massa específica suficiente para passarem ao próximo processo que pode ser decantação ou flotação. Finalmente, os últimos processos são os de desinfecção, fluoreação, correção de pH e filtração (BERNARDO & DANTAS, 2005).

Segundo os mesmos autores, as unidades de floculação são classificadas em hidráulicas e mecanizadas. Dentre as hidráulicas pode-se citar as de chicanas horizontais e verticais, tipo Alabama, escoamento helicoidal e o de meio granular fixo ou expandido. Os sistemas mecanizados podem ter equipamentos com eixo vertical ou horizontal e podem possuir rotores de paletas giratórias ou perpendiculares ao eixo, ou rotores constituído de turbinas com pás ou hélices.

As desvantagens da utilização de unidades hidráulicas devem-se ao fato de possuírem pouca flexibilidade em relação a vazão, impossibilidade de ajustar gradiente de velocidade e perda de carga alta. Dentre as vantagens citam-se: menor custo de implantação, operação e manutenção e não exige pessoal qualificado para operação e manutenção (BERNARDO & DANTAS, 2005).

Os autores ainda observam que os sistemas com chicanas horizontais para tratamento de água, geralmente possuem pequena profundidade com conseqüente maior utilização de área da planta e são de difícil limpeza, porém em estações com pequenas capacidades (inferior a 100 L/s), as horizontais possibilitam menor espaço entre as chicanas, sendo uma vantagem em comparação as verticais.

BERNARDO & DANTAS (2005) ainda relatam que a energia necessária para promover a floculação em canais com chicanas é decorrente da perda de carga nas voltas, por ser muito pequena a resistência por atrito nas paredes.

O reator de chicanas (RC) utilizado por esta dissertação é do tipo horizontal e se assemelha em termos construtivos ao sistema de chicanas para tratamento de água. No entanto, a utilização é bem distinta. Assim, o objetivo do RC é o tratamento de lixiviados de Aterro Sanitário, principalmente na remoção de nitrogênio amoniacal, pelo processo denominado de “stripping” da amônia, visto anteriormente no item 3.4.3.

O processo que ocorre no RC pode ser descrito utilizando o conceito de FLECK (2003, p. 55), assim: o lixiviado passa por entre as chicanas onde ocorre uma agitação do mesmo (processo físico), elevando a superfície total de contato da fase líquida com o meio atmosférico fazendo com que os efeitos de arraste e difusão molecular, promovam

a passagem da fase líquida (amônio) para a gasosa (amônia), reduzindo, conseqüentemente, as concentrações de nitrogênio amoniacal do efluente.

3.5 PADRÕES DE EMISSÃO DE EFLUENTES SEGUNDO LEGISLAÇÃO NACIONAL

No Brasil, para lançamento de efluentes em corpos d'água, segundo SILVA & RIBEIRO (2006), deve-se atender a Lei nº 9.433/97 a qual aborda a Política Nacional de Recursos Hídricos. Esta menciona cinco instrumentos de gestão de recursos hídricos: planos de recursos hídricos, outorga dos direitos de uso da água, sistema de informações sobre recursos hídricos, enquadramento dos corpos d'água e cobrança pelo uso da água.

Nestes termos, o instrumento referente ao enquadramento dos corpos hídricos é normatizado pela Resolução do CONAMA nº 020/86, alterada pela Resolução CONAMA nº 357/05. Para esta Resolução nacional, o padrão para lançamento de efluentes em corpos hídricos para o parâmetro nitrogênio amoniacal total é de 20 mg/L, independente da vazão de emissão, sendo vedada qualquer emissão em corpos hídricos classificados como Águas Doces – Classe Especial.

A nível estadual, no Rio Grande do Sul, a legislação para atendimento quanto a emissão de efluentes em corpos hídricos é a Resolução do CONSEMA nº 128 de 2006. Esta declara que para lançamentos inferiores a 200 m³/dia, o Órgão Ambiental poderá autorizar o lançamento acima de 20 mg/L para nitrogênio amoniacal, desde que haja:

- comprovação de relevante interesse público, devidamente motivado;
- atendimento ao enquadramento dos corpos receptores e às metas intermediárias e finais, progressivas e obrigatórias do mesmo;
- realização de Estudo de Impacto Ambiental- EIA, às expensas do empreendedor responsável pelo lançamento;
- estabelecimento de tratamento e exigências para este lançamento; e fixação de prazo máximo para o lançamento excepcional.

Para nitrogênio total, a Resolução do CONSEMA nº 128 de 2006 estabelece critérios para emissão sendo: para vazões de 0 a 1000 m³/dia - concentração de 20

mg/L; entre as vazões de 1000 – 10000 m³/dia - concentração de 15 mg/L e acima de 10000 m³/dia - concentração de 10 mg/L. Em relação ao parâmetro nitrato, segundo IAMAMOTO (2006), a maioria dos países do mundo, inclusive o Brasil, utilizam como limite máximo para lançamento em recurso hídrico a concentração de 10 mgN-NO₃⁻/L, já que este limite está relacionado com a incidência da doença metemoglobinemia infantil.

Após tratamento, além de emissão em recurso hídrico, outra possibilidade de descarte de efluentes como lixiviado, é a aplicação em solos. Esta aplicação pode ser considerada, conforme trabalho de CORAUCCI FILHO *et al.* (1999), como um possível sistema de tratamento, para os efluentes domésticos e industriais, ou como método apropriado de disposição final, de forma a recuperar aquíferos. KELLNER & PIRES (1998) reforçam esta segunda opção, já que, segundo eles um dos grandes problemas da humanidade do próximo milênio é a escassez de água para abastecimento.

Neste tipo de descarte, o solo se comporta como um meio filtrante, sendo que com a infiltração do efluente, ocorrem as ações de adsorção e as atividades dos microrganismos, os quais utilizam a matéria orgânica contida nos dejetos como alimento, convertendo-a em matéria mineralizada (nutrientes) que fica à disposição da vegetação. Assim, além da recarga das águas subterrâneas, este fenômeno pode ser utilizado para recuperação de solos agrícolas (CORAUCCI FILHO *et. al.*, 1999).

Porém, tanto CORAUCCI FILHO *et al.* (1999) quanto KELLNER & PIRES (1998) descrevem em seus trabalhos a preocupação com a saúde pública devido a carga de contaminantes dos efluentes, sejam domésticos ou industriais.

Desta forma, para qualquer aplicação de efluentes em solo deve-se realizar uma seleção das áreas mais adequadas e a elaboração de um projeto que contemplem a aplicação de taxas (ou cargas) hidráulicas em turnos de rega adequados ao tipo de solo, de forma a este não receber altas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, a qual prejudique o tratamento e contamine a área utilizada (CORAUCCI FILHO *et. al.*, 1999).

Cada país desenvolve seus padrões próprios para qualidade do solo, sendo que no Brasil há atualmente a lista desenvolvida pela CETESB (2005) e, a Resolução CONAMA 375 (2006) para uso agrícola de lodos de estações de tratamento de esgotos e seus produtos derivados. Para o parâmetro nitrogênio a lista da CETESB não menciona padrão máximo de emissão. A Resolução CONAMA n° 375 (2006), define que para

caracterização do potencial agronômico do lodo de esgoto ou derivado, deverão ser determinados; inclusive leva em consideração o teor de nitrogênio total, amoniacal, nitrito e nitrato. Assim em relação ao nitrogênio, a mesma norma estabelece o critério de que a aplicação máxima anual de lodo de esgoto e produtos derivados em toneladas por hectare não deverá exceder o quociente entre a quantidade de nitrogênio recomendada para a cultura (em kg/ha), segundo a recomendação agronômica oficial do Estado, e o teor de nitrogênio disponível no lodo de esgoto ou produto derivado calculado conforme determina a resolução.

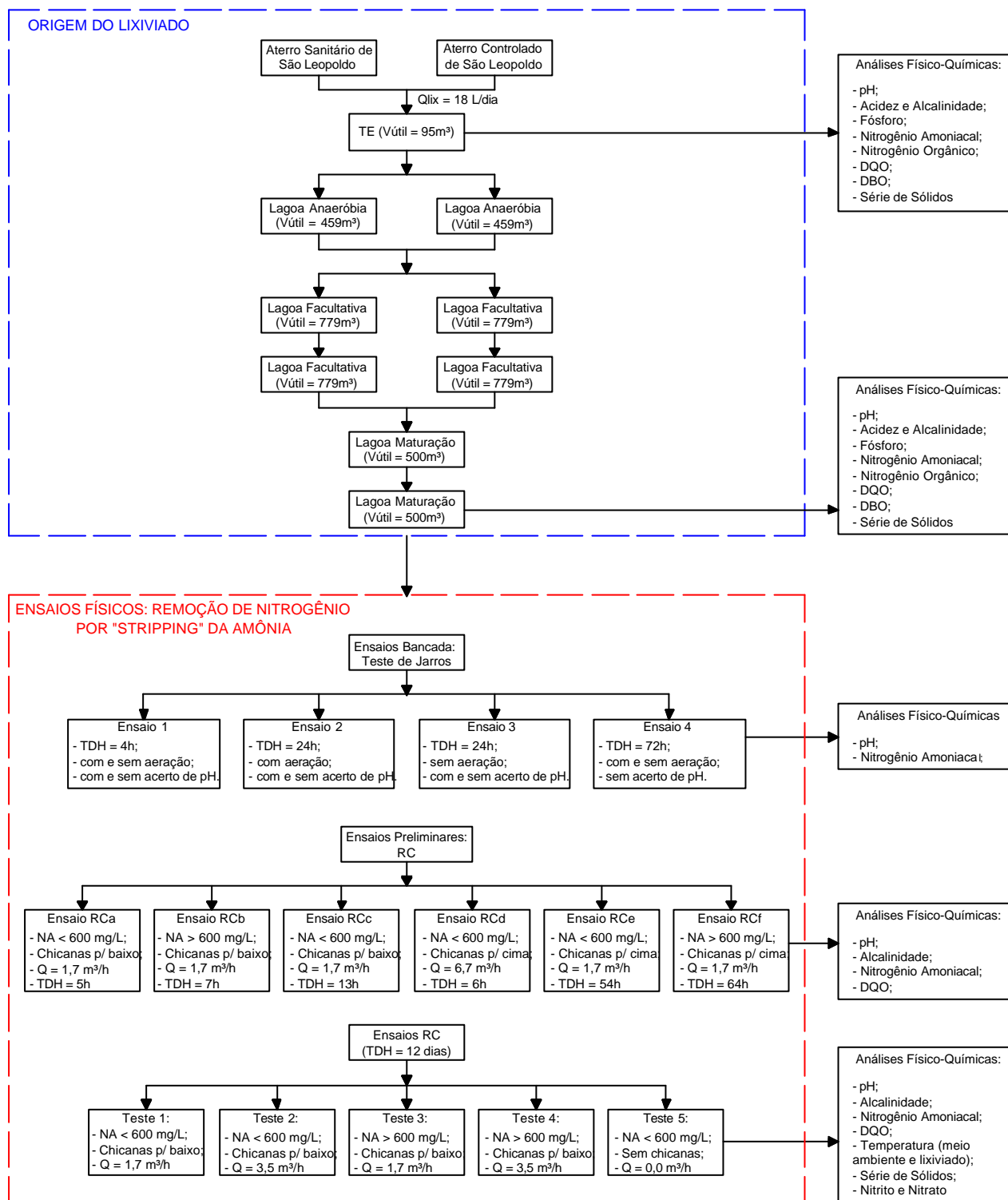
No Rio Grande do Sul, especificamente, há a possibilidade de disposição de efluentes no solo, porém deve ser realizado projeto específico para tal, o qual passa por aprovação no Órgão Ambiental (FEPAM). Normalmente, as gestoras de Centrais de Tratamento de RSU, optam por descarte de LAS em recursos hídricos, sendo que para isso, deve ser atendido aos padrões estabelecidos pela CONAMA nº 375/05 e/ou CONSEMA nº 128/2006.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Este capítulo aborda a metodologia utilizada para o desenvolvimento deste estudo. Realizou-se o tratamento do lixiviado proveniente do Aterro Sanitário de São Leopoldo em um reator de chicanas.

Neste capítulo, optou-se por inserir os resultados dos ensaios com teste de jarros (item 4.2.2) e do ensaio preliminar (4.2.3), já que a programação e variáveis aplicadas aos ensaios de batelada no RC foram obtidas a partir destes primeiros estudos.

A Figura 1 a seguir ilustra as etapas metodológicas do trabalho.



Legenda: TE – Tanque de Equalização; Vútil - Volume útil de lixiviado na lagoa; TDH – Tempo de Detenção Hidráulica; RC – Reator de Chicanas; NA – Nitrogênio Amoniacal; DQO – Demanda Química de Oxigênio; DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio; Q = Vazão de recirculação de lixiviado.

Figura 1: Fluxograma das etapas metodológicas

4.1 ORIGEM DO LIXIVIADO

Esta dissertação está vinculada ao projeto de pesquisa “TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE RSU: FILTRO ANAERÓBIO, REATOR DE CHICANAS E BANHADOS CONSTRUÍDOS”, financiado pela FINEP e CNPq dentro do PROSAB (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico). Utiliza a área do Laboratório de Microbiologia de Resíduos denominada Anexo II - LMR localizada na Estação de Tratamento de Esgotos da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – Unisinos aonde foi construída a unidade piloto de tratamento de lixiviados objeto deste estudo.

O lixiviado tratado no sistema proposto foi proveniente da Estação de Tratamento de Lixiviados dos Aterros Sanitário e Controlado de São Leopoldo (ETLix), gerenciada pela empresa SL Ambiental. O Aterro atual recebe todos os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) gerados no município.

Os RSU gerados e coletados no município de São Leopoldo são levados para uma Central de Triagem onde é realizada a separação dos resíduos recicláveis. A eficiência da triagem é de, aproximadamente, 10%. Após este processo, os resíduos que sobram são encaminhados ao Aterro Sanitário. A caracterização física média dos RSU dispostos no Aterro é apresentada na Figura 2.

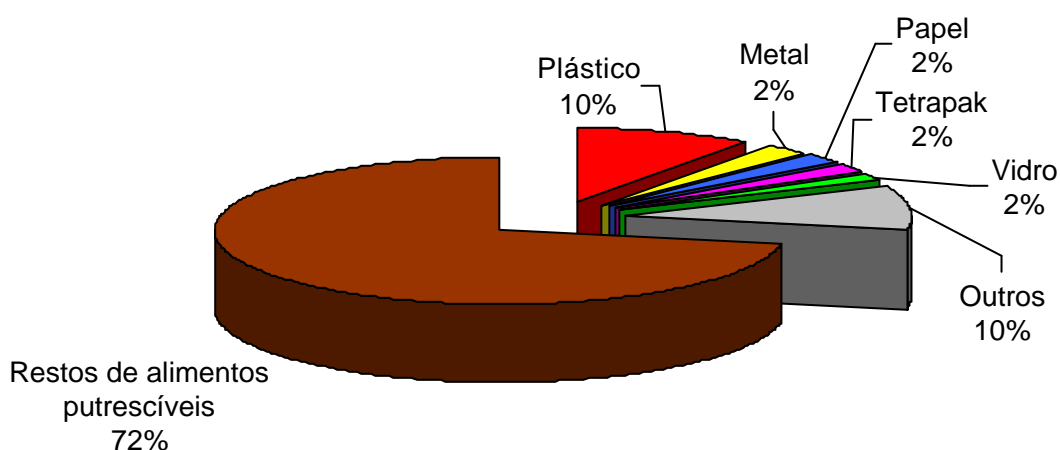


Figura 2: RSU dispostos no Aterro Sanitário de São Leopoldo
Fonte: SL Ambiental (2006)

Os resíduos dispostos nos Aterros Sanitários e Controlados de São Leopoldo (Figura 2) geram, conseqüentemente, o lixiviado utilizado por esta pesquisa. Atualmente, o tratamento realizado com este LAS corresponde a um tanque de equalização (altura = 3,8m e volume útil = 95 m³); 2 lagoas anaeróbias, sendo uma de reserva (altura = 3,0m e volume útil de cada lagoa = 459 m³); 4 lagoas facultativas (cada uma com: altura = 2,3m e volume útil = 779 m³); 2 lagoas de maturação (cada uma com: altura = 1,4m e volume útil = 500 m³), sendo o Tempo de Detenção Hidráulico (TDH) total médio de 90 dias. Todo o sistema de tratamento ocupa uma área de, aproximadamente, 7.900 m² (Figura 2).

A ETLix é monitorada semestralmente pela empresa SL Ambiental, frequência exigida pela Licença de Operação obtida junto a FEPAM (LO n° 9430/2006-DL). São analisados os seguintes parâmetros: Oxigênio Dissolvido (OD), pH, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), coliforme totais e termotolerantes, nitrogênio total (NT), fósforo total, sólidos sedimentáveis (SS) e sólidos suspensos (SST), na entrada (Tanque de Equalização) e saída (saída da última lagoa).

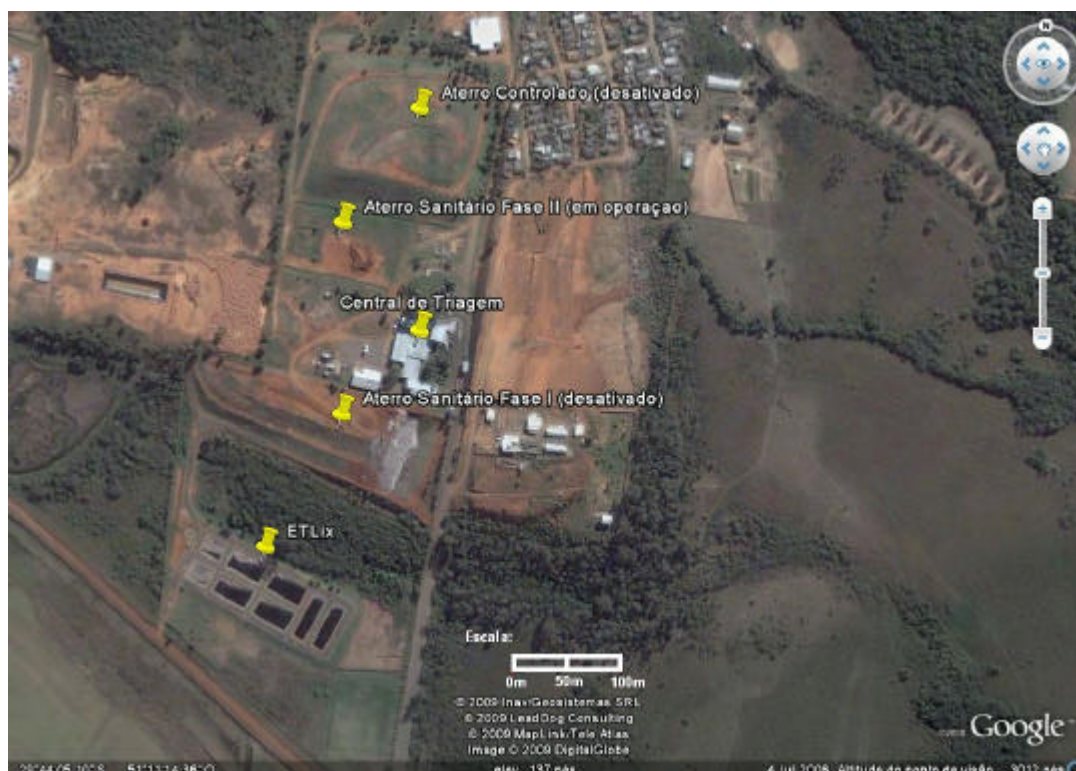


Figura 3: Foto Aérea das lagoas de tratamento do Aterro de São Leopoldo e entorno

Fonte: Modificado de Google, 2009.

As características do lixiviado amostrados no TE proveniente da Estação de Tratamento de Lixiviado (ETLix) do Aterro Sanitário de São Leopoldo, são apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4: Características do lixiviado na entrada da ETLix – Tanque de Equalização

Período	pH	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	NT (mg/L)	SST (mg/L)	SS (mL/L)	Col. Termot. (NMP/ 100mL)	Col. Totais (NMP/ 100mL)
mar/07	7,9	1.670	6.176	24,00	274	870	4,0	1,1E+04	2,4E+05
jun/07	7,4	1.663	4.184	32,70	781	1.200	17,0	1,0E+03	8,0E+05
set/07	7,1	2.495	6.534	10,80	418	695	6,0	4,0E+04	4,8E+04
dez/07	7,8	1.201	3.200	38,40	365	108	1,0	8,0E+04	1,1E+05
mar/08	8,5	2.495	7.056	18,40	596	279	0,5	1,0E+05	2,0E+05
jun/08	7,7	2.402	6.860	10,70	853	332	3,0	6,8E+05	1,3E+06
set/08	8,0	1.571	4.606	13,60	1.152	393	3,0	6,8E+05	1,4E+06
dez/08	7,9	1.672	4.785	10,90	817	263	0,5	8,0E+04	2,6E+05

Fonte: SL AMBIENTAL, 2008 e 2009.

A cada coleta de lixiviado para os ensaios da Unisinos, amostras da entrada e saída da ETLix foram coletadas e analisadas, para acompanhamento do tratamento e posterior comparação com as unidades de pesquisa. A Tabela 5 apresenta os parâmetros e os métodos empregados nas análises de caracterização inicial do lixiviado para a pesquisa, as quais foram analisadas na Unisinos.

Quando não houve possibilidade de execução das análises imediatamente após a coleta e recebimento no laboratório, foi realizada a preservação das amostras, segundo APHA (1995).

Tabela 5: Parâmetros e Método de análises realizados nas amostras da ETLix

Parâmetros Analisados ¹	Método de Análise
pH	Potenciométrico ²
Acidez e Alcalinidade	Titulométrico ²
Fósforo	Método do Cloreto estanoso ²
Nitrogênio Amoniacal	Nitrogênio Amoniacal: método Titulométrico ²
Nitrogênio Orgânico	Nitrogênio orgânico: método Macro Kjeldahl ²
Nitritos	Método Ácido Fenoldissulfônico
Nitratos	Método Ácido Salicílico
DQO	Refluxo fechado, método colorimétrico ³
DBO	Método: Processo de Winkler, Modificação da Azida de Sódio ²
Série de Sólidos	Gravimétrico ²

OBS: ¹ Todos os parâmetros foram analisados em duplicata.

² Referência Bibliográfica: APHA, 1995

³ Referência Bibliográfica: APHA, 1995 – Modificação: Manual ISO 15705 MERCK.

4.2 CONSIDERAÇÕES CONSTRUTIVAS E DE OPERAÇÃO

O reator de chicanas foi construído em tijolo maciço, com parede de 50 centímetros de altura, chapiscada, rebocada e com impermeabilização de fundo e laterais. O piso é de concreto armado de 10 cm de espessura, impermeabilizado e com caimento de 1% na dimensão longitudinal. As dimensões internas do reator são de 10 (dez) metros de comprimento, 1 (um) metro de largura e 50 (cinquenta) centímetros de profundidade, totalizando 5 (cinco) metros cúbicos de volume. O volume útil do RC é de 4m³, já que a lâmina líquida utilizada nos ensaios foi de 0,4m.

As paredes móveis do reator são chamadas “chicanas”, totalizando no reator, 22 unidades (Figura 4). Foram confeccionadas em polietileno de 6 mm de espessura, com dimensões de 0,50 x 1,00 m e com borda vazada de 10 x 10 cm (Figura 5), a qual servirá de passagem do efluente. As chicanas, já que móveis, permitem a flexibilidade da operação do reator, obtendo-se volumes variáveis entre os compartimentos e direção de fluxo que pode variar de horizontal (todas as aberturas somente no fundo ou topo do RC) até vertical (aberturas em baixo e em cima, em relação ao fundo).



Figura 4: Reator de Chicanas

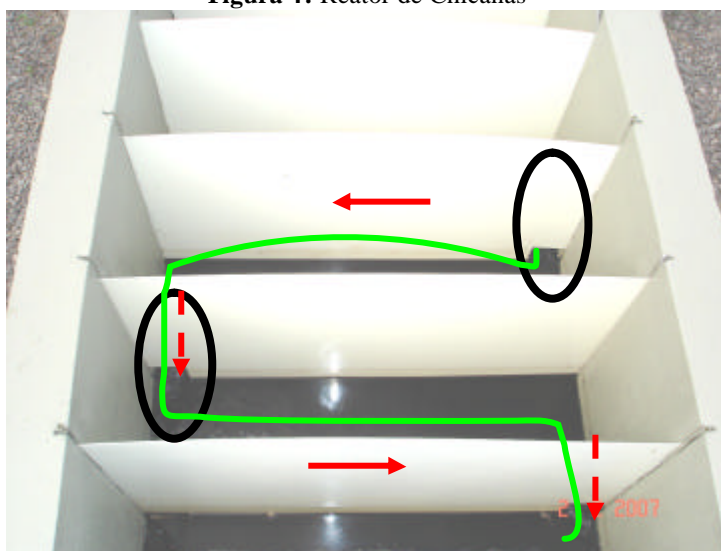


Figura 5: Borda vazada das chicanas (0,10 x 0,10 metros)

Os ensaios do RC foram realizados em bateladas, precedidos de experimento em bancada com equipamento de Jarros, conforme descrito nos itens que se seguem. As variáveis estudadas nos ensaios foram:

- Bancada: com e sem aeração e variação na concentração de alcalinizante adicionado, permitindo a avaliação do comportamento do lixiviado em diferentes valores de pH;
- RC: Disposição das chicanas, concentração inicial de Nitrogênio Amoniacal, e vazão de recirculação de lixiviado.

4.3 ENSAIOS DE BANCADA – TESTE DE JARROS

De modo a verificar alguns parâmetros hidráulicos e químicos para efetivar os ensaios de remoção de carga nitrogenada no Reator de Chicanas, foram realizados ensaios de bancada utilizando um Equipamento de Jarros (Figura 6). O volume de lixiviados em cada jarro foi de 1,5 litros e a velocidade de giro das pás foi de 160 rpm (agitação). Nos ensaios JT1 e JT2 realizou-se a aeração da amostra. A Tabela 6 apresenta as características de cada ensaio realizado.

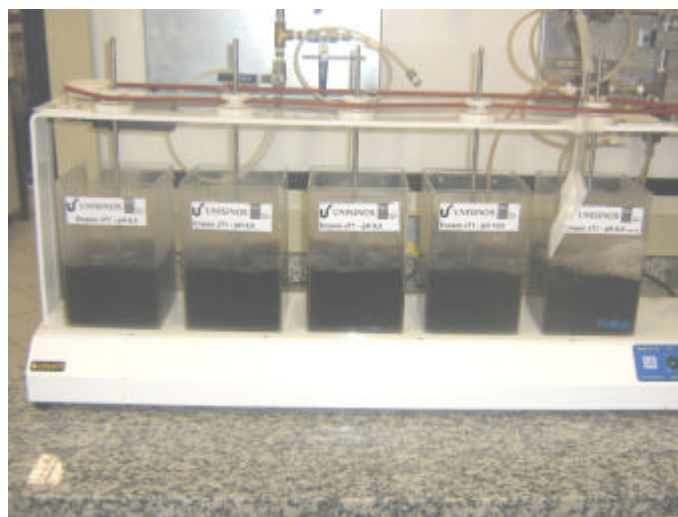


Figura 6: Equipamento de Jarros utilizados na pesquisa

Tabela 6: Características dos ensaios de Bancada – Teste de Jarros

Ensaio	Tempo (h)	pH testados ^{1,3}	Aerador ²
JT1	4	8,6 ; 9,0; 9,5; 10,0	Sim para o pH = 8,6
JT2	24	8,49 ; 10,0; 10,5; 11,0; 11,5; 12	Sim para todos os jarros
JT3	24	7,6 ; 10,0; 10,5; 11,0; 11,5; 12	Não para todos os jarros
JT4	72	8,4	1 Jarro com aeração e 1 Jarro sem aeração

¹ O pH do lixiviado foi corrigido utilizando-se solução de hidróxido de sódio 6 N.

² Foi utilizado como aerador a rede de ar comprimido da Unisinos e pedra difusora (Vazão de ar igual a 334 mL/min).

³ Valores de pH em negrito = pH inicial do lixiviado empregado no ensaio.

Os ensaios de jarros realizados para simular a operação do reator de chicanas em laboratório demonstraram que o aumento do pH interfere diretamente para melhorar a

eficiência de remoção de amônia por arraste, sendo que a aeração com difusão de ar no lixiviado também contribui para a eficiência, porém não de maneira tão significativa. Notou-se também que a agitação (promovida pelas pás do equipamento) utilizada no ensaio de jarros não corresponde aquela utilizada no reator de chicanas, porém os resultados serviram para as extrapolações e aplicações necessárias no RC.

Para o ensaio JT 1, observado na Figura 7, percebe-se que o aumento do pH para 10 propiciou uma remoção de amônia de 15% com um tempo de ensaio de 4 horas. Outra análise importante refere-se a comparação entre o lixiviado com pH original (pH= 8,6) sem aeração e com aeração, aonde foi verificado uma remoção maior no segundo caso (com difusão de ar), da ordem de 9%.

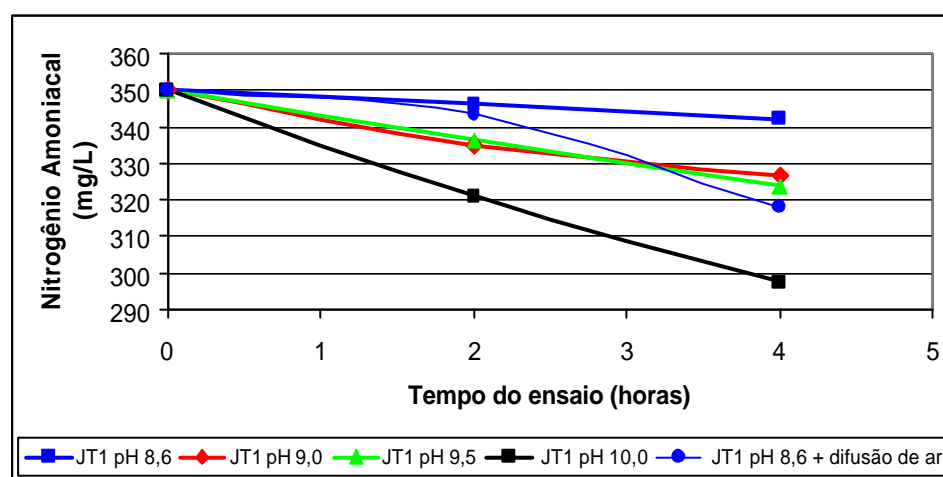


Figura 7: Ensaio de Jarros JT 1

As Figuras 8 e 9 ilustram os ensaios JT2 e JT3, respectivamente. As variações testadas nestes dois ensaios foram similares, exceto que o JT2 foi operado com aeração e o JT3 sem aeração. Os resultados verificados foram muito semelhantes para ambos os ensaios.

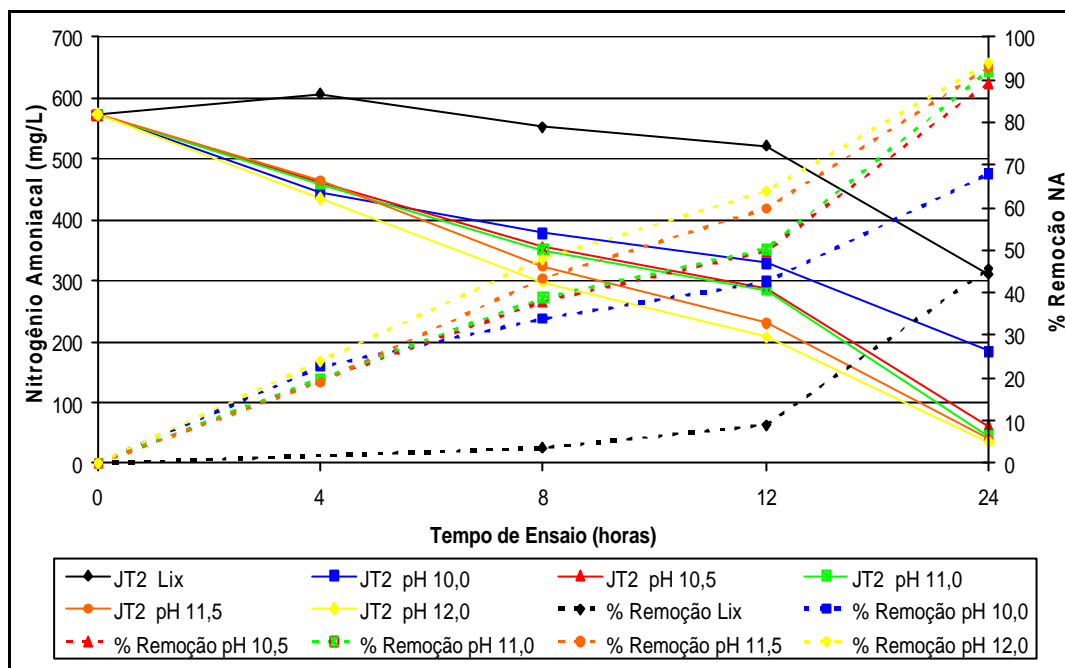


Figura 8: Ensaio de Jarros JT 2

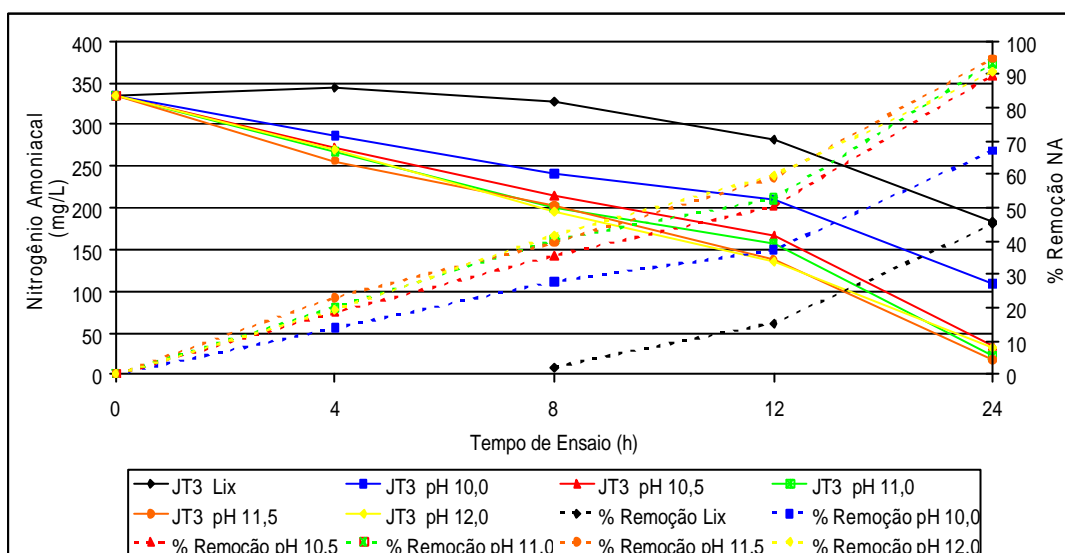


Figura 9: Ensaio de Jarros JT 3

Percebe-se, para estes ensaios, que quanto mais elevado o pH, maior é a remoção de amônia, sendo que para o pH igual a 12 esta remoção foi de, aproximadamente, 90% após 24 horas de ensaio.

O ensaio JT4 foi realizado em função da análise dos resultados obtidos no JT2 e JT3. Percebeu-se que para elevar o pH de 8 para 11 (valores de remoção considerados satisfatórios) para um volume de lixiviado a ser tratado no RC de 4m³, seriam necessários uma quantidade de 80 kg de Hidróxido de Sódio (NaOH), já que para o

ensaio dos jarros utilizou-se 20 g deste produto para um volume de lixiviado de 1 litro. Estudo similar foi realizado por BERTANZA *et al.* (1998), quando verificaram que a remoção de nitrogênio amoniacal para pH igual a 12 foi superior em relação ao pH 8,5; porém houve um consumo significativo de NaOH.

Verificou-se, para o caso do RC estudado (volume útil de 4 m³), a inviabilidade do tratamento em escala piloto utilizando produto químico, devido a grande geração de lodo e aos custos envolvidos com a elevada quantidade exigida de reagente.

Assim, o ensaio JT4 foi realizado com pH original do lixiviado, sem uso de produtos químicos, porém comparando a remoção de amônia com e sem aeração da amostra. A Figura 10 mostra que a remoção do nitrogênio amoniacal foi semelhante tanto para o ensaio utilizando aeração quanto para aquele sem aeração.

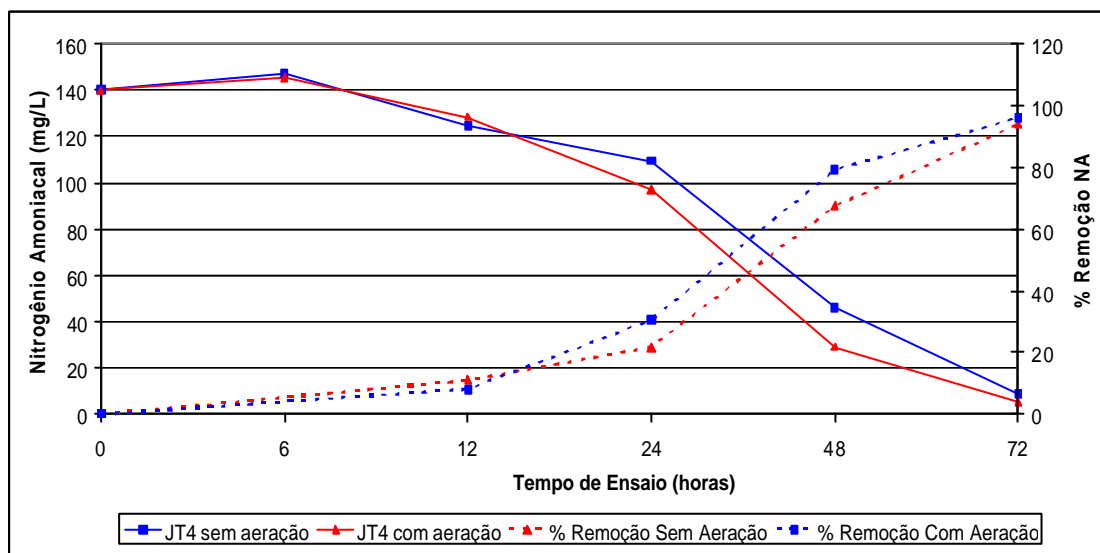


Figura 10: Ensaio de Jarros JT 4

Em estudo semelhante, OZTURK *et al.* (2003) realizou um experimento para remoção de amônia por “stripping” em lixiviados utilizando becker de 1 litro. Foi adicionada cal no lixiviado e testada a remoção do parâmetro nitrogênio amoniacal com difusores de ar e apenas agitação com agitador magnético (“free stripping”). O trabalho de OZTURK *et al.* (2003) obteve melhores resultados com simples agitação mecânica, sendo considerada a opção mais viável em termos custo-benefício para tratamento de lixiviados novos. Resultado similar também foi descrito nos ensaios realizados por CHEUNG *et al.* (1997). Para esses dois trabalhos também o pH mais

elevado resultou em melhores remoções, concordando com os ensaios preliminares da Unisinos.

A análise final dos ensaios com Teste de Jarros (JT1, JT2, JT3 e JT4), aliada as conclusões obtidas pelos trabalhos de BERTANZA *et al.* (1998), OZTURK *et al.* (2003) e CHEUNG *et al.* (1997), mostrou que a opção custo-benefício mais viável para o tratamento de LAS no RC, seria o tratamento do lixiviado com pH original médio de 8,2 (faixa de 7,7 a 8,6), sem utilização de produto químico; e simples agitação mecânica, sem aeração.

4.4 ENSAIOS PRELIMINARES - RC

De modo a fazer os testes necessários e ajustes dos equipamentos, com base nos resultados dos ensaios do Teste de Jarros e para definição da operação, dos parâmetros e das variáveis dos ensaios de batelada do RC, inicialmente foram realizados 9 ensaios, sendo que destes, 6 ensaios foram considerados preliminares e 3 já foram considerados como ensaios de batelada (RC1, RC2 e RC3). A seguir estão apresentados os 6 ensaios preliminares que juntamente com o Teste de Jarros possibilitaram a definição de parâmetros para realização dos ensaios de batelada.

4.4.1 Parâmetros e variáveis testadas

O experimento preliminar foi preparado conforme descrito nas considerações construtivas do item 4.2.1, sendo mantido as chicanas posicionadas todas para baixo de forma a promoverem uma direção de recirculação de LAS horizontal.

Assim, foram realizados 6 testes (RCa, RCb, RCc, RCd, RCe, RCf), sendo que o tempo de detenção hidráulico dos ensaios variaram de 5h a 64h. As análises físico-químicas realizadas foram: nitrogênio amoniacal com frequência de coleta diária e DQO

com coleta apenas para o tempo igual a 0. Além dessas, determinou-se o pH para o ensaio RCf e a análise de alcalinidade para os ensaios RCa e RCf.

Com vazão de recirculação igual a 1,7 m³/h e concentração inicial de nitrogênio amoniacal de 198,4 mg/L, para o ensaio RCa, foi obtido uma remoção de 6% de NA para um TDH de 5 horas.

Um aumento do TDH de 2 horas, no ensaio RCb, mantendo as mesmas variáveis do ensaio anterior (vazão de recirculação de 1,7m³/h e NA inicial igual a 161,0 mg/L), promoveu-se um aumento na remoção de NA (11%).

Porém, no ensaio RCc, com vazão igual a 1,7 m³/h; 281,4 mg/L e TDH igual a 13 horas, a remoção de NA foi de apenas 6%. Percebeu-se ainda no RCc que, após a realização dos ensaios ocorreu um processo de sedimentação no RC ao longo do tempo devido ao lixiviado ficar depositado no RC entre um ensaio de batelada e outro. Com o início do ensaio (início da operação da bomba de recirculação) ocorreu, o revolvimento dos sólidos no fundo do reator, verificado pelo aumento nos valores de nitrogênio amoniacal (NA) nas primeiras horas dos ensaios. Esta possível influência, a qual poderia explicar a pequena remoção de 6% de NA no RCc, não foi confirmada, já que neste ensaio, ao realizar a filtragem da amostra (filtro de papel de 0,47 µm) antes do ensaio de nitrogênio amoniacal e comparar com ensaio da mesma amostra, porém sem filtragem (efluente bruto), não foi observada diferenças significativas no resultado.

Diferente dos ensaios descritos anteriormente, para o ensaio RCd foi testada a vazão de recirculação de lixiviados igual 6,7 m³/h sendo NA inicial de 555,8 mg/L. Para um TDH igual a 6 horas e trinta minutos, a remoção de NA foi de 10%, sendo uma remoção inferior ao ensaio RCb, porém superior ao RCa e RCc.

No ensaio RCe ocorreram alguns imprevistos que impossibilitaram uma avaliação adequada dos resultados obtidos: 1. interrupção da recirculação do RC devido à necessidade de manutenção da bomba; 2. ocorreu um vazamento do lixiviado proveniente de outro processo de tratamento para dentro do RC durante o ensaio; 3. necessidade de alterações do layout das chicanas. Com isto, o RCe não foi analisado e nem incluído na discussão.

Já o Rcf (resultados indicados na Figura 11), foi testado um lixiviado com concentração inicial de NA igual a 685,8mg/L e vazão de recirculação de 1,7 m³/h. Com

o TDH igual a 64 horas, a remoção de NA foi de 23%, ou seja, a melhor remoção entre todos os ensaios realizados.

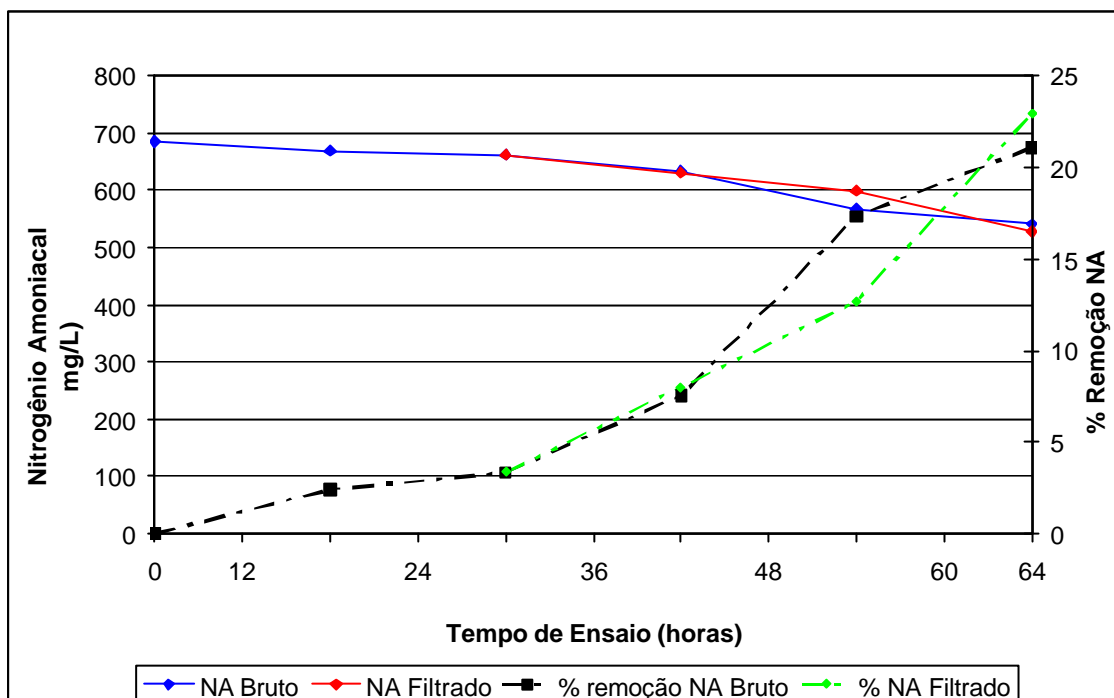


Figura 11: Ensaio do RCf

As conclusões desses ensaios são as seguintes: a) um maior tempo de detenção hidráulica (TDH) melhorou a remoção de nitrogênio amoniacal, podendo ser observado nos ensaios RCa x RCb x RCf; b) pode haver uma influência da concentração inicial de NA na remoção do nutriente, o que pode ser percebido comparando o ensaio RCf em relação aos outros; c) Mesmo que a remoção de NA verificada no RCc tenha sido menor em relação a RCb, há possibilidade de que o aumento da vazão de recirculação de lixiviados pode influenciar na remoção de NA; d) O processo de sedimentação ao longo do tempo devido ao depósito de lixiviado no RC que ocorre entre um ensaio e outro, não influenciou nos resultados de remoção de NA, não sendo necessário filtrar as amostras antes das análises. De qualquer forma, para recomendação de uso em escala real, devem ser previstos manutenções (limpezas) para remoção do lodo gerado.

Além destas conclusões na execução dos ensaios foram identificadas algumas variáveis do processo:

- a) O LAS de São Leopoldo (considerando os ensaios preliminares de a-f e os 3 ensaios em batelada RC1-RC3) possuía concentrações de nitrogênio

amoniacoal que variavam, aproximadamente, de 161 a 1200 mg/L. Sabido que as concentrações de lixiviado dependem das condições climáticas, tipo de resíduos a serem depositados nas células e temperatura ambiente; há a necessidade de se estabelecer dispositivos que busquem uma operação do método de tratamento uniforme e otimizada. Para isto, optou-se neste trabalho por dividir o tratamento no reator de chicanas em faixas de concentração: inferior e superior a 600 mg/L;

- b) Outra variável importante identificada no ensaio preliminar refere-se à variação da vazão de recirculação de lixiviado. Este parâmetro é importante, principalmente, na questão custo-benefício, tanto financeira quanto ambiental, ou seja, se for possível um tratamento eficaz com um menor custo de energia elétrica, mais sustentável será o sistema. Além disto, a variação dos limites de vazão é uma operação fácil, podendo ser útil no momento em que se pode optar por certa vazão em relação ao tipo de concentração de lixiviado gerada, visando um tratamento com custo-benefício maior;
- c) De forma experimental, em alguns ensaios fez-se a inversão de algumas chicanas de modo que o fluxo de recirculação fosse misto (parte fluxo horizontal e parte fluxo vertical). Porém, esta inversão não foi utilizada para os ensaios do RC em batelada devido à quantidade necessária de ensaios que deveriam ser realizadas com a inclusão de mais uma variável do sistema.

Assim, com base nos resultados obtidos nos ensaios preliminares as variações a serem utilizadas nos ensaios em batelada do RC foram: vazão de recirculação de lixiviado (0,0 m³/h; 1,7 m³/h e 3,5 m³/h – vazão definida conforme limites da bomba de recirculação adquirida para a execução dos ensaios) e concentração inicial de nitrogênio amoniacoal (maior e menor que 600mg/L). Em relação ao tempo de detenção hidráulico (TDH), será adotado o valor de 12 dias.

4.4.2 Operação do Reator de Chicanas

A partir dos testes realizados verificou-se a necessidade dos ensaios no reator de chicanas serem realizados em batelada. De modo a garantir a entrada de lixiviado, passagem pelas 22 chicanas e saída em período constante, foi utilizada uma bomba, a qual realizou esta recirculação. A seqüência do experimento foi montada da seguinte maneira:

- Na saída do RC, existe um registro de 40 mm, acoplador para mangueira e uma mangueira de 40mm que transporta o lixiviado até a bomba;
- A bomba de recirculação utilizada, é uma bomba rotativa de deslocamento positivo. Possui uma entrada e uma saída para mangueira de 40mm com inversor de fluxo;
- A entrada de lixiviado do RC foi realizada por mangueira de 40mm e por tubulação de 40mm com curva 90°, acoplada à bomba;
- Dentro do RC, o lixiviado passa por todas as chicanas até chegar ao ponto de saída;
- O lixiviado fica recirculando dentro do RC por um período de 12 dias.

A Figura 12 ilustra a seqüência de operação do RC, conforme descrito anteriormente.

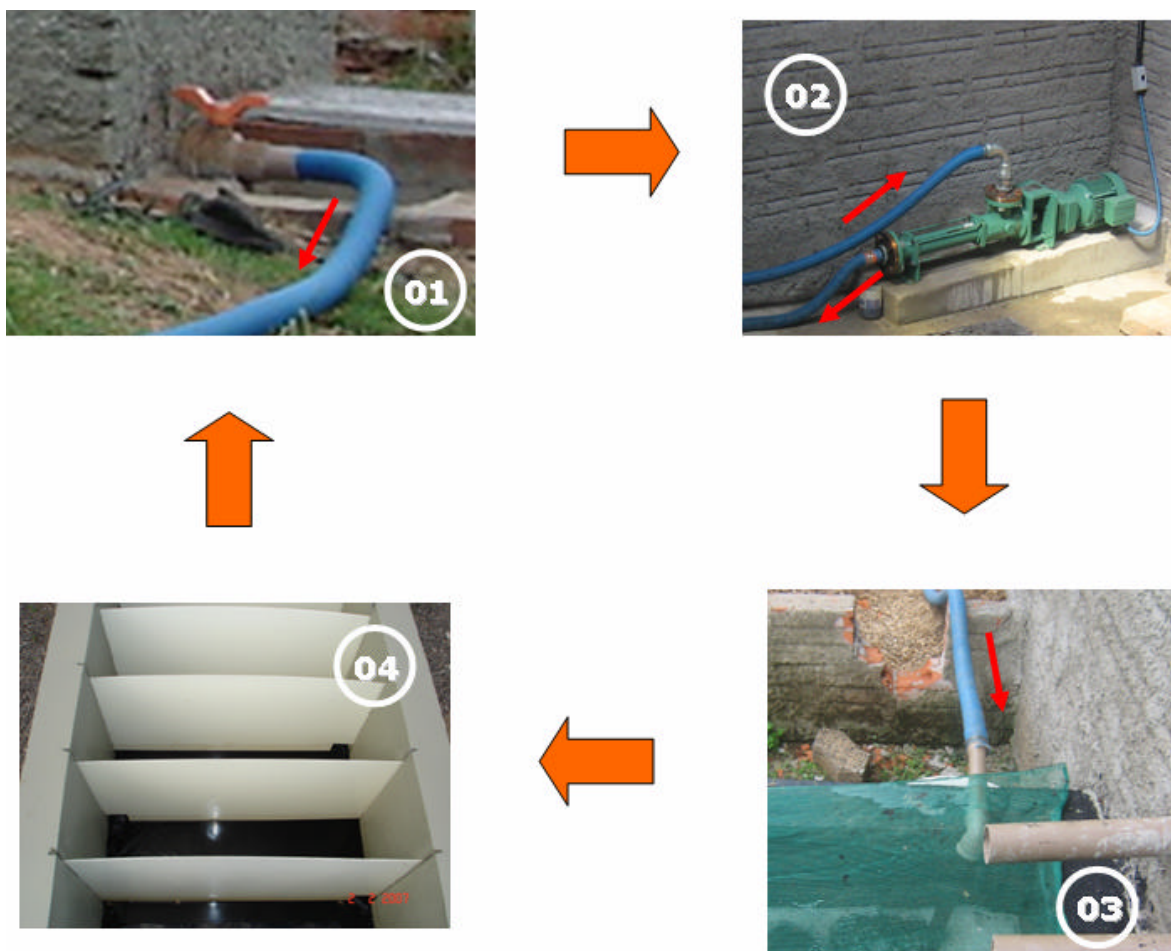


Figura 12: Operação do RC

4.5 ENSAIOS EM BATELADA - RC

Foram realizados 15 ensaios de batelada no RC, divididos em 5 testes com características diferentes, de modo a avaliar o desempenho da unidade de tratamento de lixiviado, principalmente frente à remoção de nitrogênio amoniacal. Os testes 1, 2, 3 e 4 foram realizados utilizando o processo de tratamento por “stripping” da amônia, utilizando uma bomba para recirculação do lixiviado. Já o teste 5 foi desenvolvido o processo de tratamento por volatilização natural da amônia (sem utilização de bomba).

Assim, as variáveis analisadas nos ensaios que definiram as características de cada teste foram: faixa de concentração de nitrogênio amoniacal maior e menor do que 600 mg/L e vazão da bomba de 0,0 m³/h (sem uso da bomba – processo de

volatilização); 1,7 m³/h e 3,5 m³/h (com uso de bomba – processo “stripping”), conforme Tabela 7. Para estes ensaios, o volume de lixiviado a ser tratado variou em uma faixa de 3 a 4 m³.

Os ensaios foram realizados considerando um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 12 dias, conforme definido nos ensaios preliminares, não sendo utilizado nenhum tipo de produto químico e sem aeração, somente com a agitação promovida pela passagem do lixiviado por entre as chicanas, sendo portanto, um processo físico de tratamento.

Tabela 7: Dados das especificações dos ensaios realizados no RC

Testes	Parâmetros - Variáveis	Ensaio
Teste 1	Faixa de concentração inicial de NA < 600 mg/L Vazão da Bomba = 1,7 m ³ /h	RC1, RC4, RC13
Teste 2	Faixa de concentração inicial de NA < 600 mg/L Vazão da Bomba = 3,5 m ³ /h	RC10, RC11, RC14
Teste 3	Faixa de concentração inicial de NA > 600 mg/L Vazão da Bomba = 1,7 m ³ /h	RC2, RC3, RC7 e RC8
Teste 4	Faixa de concentração inicial de NA > 600 mg/L Vazão da Bomba = 3,5 m ³ /h	RC5, RC6, RC9
Teste 5	Faixa de concentração inicial de NA < 600 mg/L Sem bomba	RC12, RC15

Legenda: NA = nitrogênio amoniacal

Foram coletadas amostras diárias, sendo que as análises físico-químicas realizadas, frequência de coleta e método utilizado no monitoramento podem ser visualizados na Tabela 8.

Tabela 8: Monitoramento do Ensaio em Batelada - RC

Parâmetro	Método de Análise	Frequência
pH	Potenciométrico ²	Diário
Nitrogênio Amoniacal	Método Titulométrico ²	Diário
Nitritos	Método Ácido Fenoldissulfônico	Início e final do ensaio
Nitratos	Método Ácido Salicílico	Início e final do ensaio
Alcalinidade	Método Titulométrico ²	A cada dois dias ¹
Série de Sólidos	Gravimétrico ²	Início e final do ensaio
DQO	Refluxo fechado, método colorimétrico ³	Início e final do ensaio
Temperatura do lixiviado e do ambiente	Termômetro	Diário ¹
Precipitação	-	Diário ⁴

¹ Para os ensaios RC1 e RC2 não foram monitorados a alcalinidade e a temperatura.

² Referência Bibliográfica: APHA, 1995

³ Referência Bibliográfica: APHA, 1995 – Modificação: Manual ISO 15705 MERCK.

⁴ Fonte: DEFESA CIVIL, 2008.

Os parâmetros de monitoramento definidos para o ensaio do RC (Tabela 8) conferem com as metodologias utilizadas por trabalhos que estudaram remoção de amônia por “stripping”, entre estes: CAMPOS *et al.* (2006), LEITE *et al.* (2006), CHEUNG *et al.* (1997), MARTTINEN *et al.* (2002), OZTURK *et al.* (2003), LEITE (2008), FERNANDES (2008), JUCÁ (2008).

4.5.1 Metodologia de Amostragens – RC

Para os ensaios do reator de chicanas o lixiviado foi amostrado, no próprio frasco de polietileno (parâmetro nitrogênio amoniacal) e/ou âmbar (parâmetros nitrito, nitrato, alcalinidade, DQO e sólidos) usado para armazenagem, na saída do reator com inclinação aproximada de 45° e profundidade de 20 centímetros no nível do efluente, sendo que o frasco é ambientado antes da coleta da amostra.

Logo após a coleta da amostra foi realizada a medição do pH do lixiviado utilizando o pHmetro portátil, além da temperatura do ambiente e do lixiviado com uso de termômetro. A amostra para as análises de nitrogênio amoniacal e DQO foram preservadas com Ácido Sulfúrico p.a. até pH menor que 2,0 e armazenada em geladeira com temperatura inferior a 18°C. A amostra para análises de alcalinidade e sólidos eram armazenadas na geladeira pelo prazo máximo de 24 horas sem preservação nenhuma. As etapas da operação, ensaios e amostragens no RC estão a seguir descritas:

Etapa 1 - Enchimento do RC;

Etapa 2 - Conexão das mangueiras;

Etapa 3 - Ligar a bomba;

Etapa 4 – Operação do RC e Amostragens:

- Primeira amostragem (t=0) realizada após uma hora de início de funcionamento da bomba (homogeneização do lixiviado);
- Quando do início do ensaio RC e a necessidade de coleta de lixiviado na Estação de Tratamento de Lixiviados do Aterro de São Leopoldo: caracterização completa do lixiviado analisando pH, DQO, DBO, Nitrogênio Total, Nitrogênio Orgânico, Nitrogênio Amoniacal, Nitrito, Nitrato, pH, Fósforo, Alcalinidade, Acidez e Séries de Sólidos Completa (Tabelas 3 e 8);
- Quando do início do ensaio RC (amostra no tempo “zero”) e Tempo Final: A amostra no tempo zero era coletada após 1 hora do início da operação da bomba de recirculação, de forma a uniformizar todo o lixiviado dentro do RC. Neste momento realizava-se a coleta de amostras para as análises de pH, Nitrogênio Total, Nitrogênio Orgânico, Nitrogênio Amoniacal, Séries de Sólidos Completa, Alcalinidade, DQO, Nitrito, Nitrato, Temperatura do ambiente e do lixiviado. Todos estes parâmetros, com exceção do nitrogênio orgânico e total, eram monitorados também na última coleta do final do ensaio (Tabelas 3 e 8);
- No decorrer do Ensaio do RC: foram realizadas as coletas para as análises de pH, Nitrogênio Amoniacal, Temperatura do ambiente e do lixiviado e Alcalinidade, com frequência diária (Tabela 8);

Etapa 5 - Desligar a bomba e desconectar as mangueiras.

4.5.2 Tratamento Estatístico - RC

A heterogeneidade dos resíduos sólidos urbanos gera, em sua degradação nos Aterros Sanitários, lixiviados que quando amostrados e caracterizados indicam largas faixas de valores. Assim, estudos como esse que se propõe a trabalhar com LAS gerados em Aterros em operação e durante períodos prolongados, se por um lado aproxima os resultados da prática e das condições reais, por outro lado, quando da avaliação dos resultados obtidos verifica-se algumas dificuldades na análise estatística dos dados.

Para esta dissertação, a partir dos resultados obtidos de remoção de nitrogênio amoniacal do lixiviado do Aterro de São Leopoldo utilizando reator de chicanas, foram realizadas 5 análises estatísticas as quais promoveram um melhor entendimento, análise e discussão dos dados levantados. A seguir as considerações para esta etapa da pesquisa:

- Variabilidade dos Dados: a análise inicial dos dados sempre correspondeu a obtenção da média e desvio padrão, além do coeficiente de variação (CV). Foi objetivo desta pesquisa, apresentar os resultados médios obtidos com valores onde $CV = 20\%$.
- Definição de faixas de precipitação: foram definidas duas faixas de precipitação, as quais foram obtidas calculando a média das precipitações totais observadas em todos os ensaios. Como o coeficiente de variação foi elevado, retiraram-se alguns dados de forma a melhorar este coeficiente. Mesmo com isto, devido a variabilidade elevada dos resultados, não houve muita melhoria do CV. Comprova-se que na região Sul as condições climáticas são realmente variáveis, situação que sempre deve ser considerada nos estudos experimentais na área. Assim, as faixas de precipitação foram definidas como superior e inferior a 51mm, faixa 1 e 2 respectivamente. O valor médio de 51mm de precipitação total nos ensaios corresponde a uma precipitação mensal de 127,5mm; valor que ao ser comparado aos dados indicados na Tabela 9 confirma que o ponto de corte para os estudos de precipitação pode ser considerado adequado as situação climatológica de São Leopoldo.

Tabela 9: Dados de precipitação do município de São Leopoldo.

Ano	Mês	Média Diária Precipitação	Soma Mensal Precipitação
		(mm)	(mm)
2007	Janeiro	2,2	52,0
	Fevereiro	6,7	153,0
	Março	2,5	68,30
	Abril	2,0	54,00
	Maio	5,5	137,0
	Junho	4,2	107,8
	Julho	7,1	170,0
	Agosto	5,1	143,5
	Setembro	7,6	190,0
	Outubro	2,8	81,0
	Novembro	6,0	155,5
	Dezembro	3,9	84,8
2008	Janeiro	2,8	79,0
	Fevereiro	2,0	53,0
	Março	3,1	71,0
	Abril	3,2	79,5
	Maio	7,5	210,0
	Junho	6,0	125,0
	Julho	5,6	140,0
	Agosto	7,2	188,0
	Setembro	7,4	171,0
	Outubro	7,2	165,0
MÉDIA 2007 E 2008			121,7

Fonte: DEFESA CIVIL, 2008.

- Definição de faixas de temperatura ambiente: mesmo comprovado, na revisão bibliográfica, a interferência da temperatura no processo de “stripping”, a análise estatística considerando este parâmetro foi usada por este trabalho e torna-se necessária, em função de que o estudo do RC foi desenvolvido em escala piloto e, em todos os trabalhos da literatura analisados por esta dissertação referente a este processo, os estudos foram realizados em escala de bancada. Assim, foram definidas três faixas de temperatura ambiente, as quais foram obtidas a partir das temperaturas

medidas em campo (ensaio do RC) e baseadas no trabalho de EMERSON *et al.* (1975) e VON SPERLING (2007) apresentadas na Tabela 2 do item 3.4.3 desta dissertação. Assim, dividiu-se faixas com temperaturas abaixo de 20°C (faixa 1); maior igual a 20°C e menor igual a 25°C (faixa 2); superior a 25°C (faixa 3).

A Tabela 10 apresenta os resultados obtidos nos ensaios do RC em relação as variáveis precipitação e temperatura, os quais foram utilizados para definição das faixas.

Tabela 10: Definição das faixas de temperatura e precipitação para análise estatística

Ensaio	Temperatura Média do Ensaio (°C)	Precipitação Total do Ensaio (mm)
RC1	24,0 (faixa 2)	30,0 (faixa 1)
RC4	25,0 (faixa 2)	0,0 (faixa 1)
RC13	20,3 (faixa 2)	113,5 (faixa 2)
RC10	19,0 (faixa 1)	111,0 (faixa 2)
RC11	18,1 (faixa 1)	81,0 (faixa 2)
RC 14	22,1 (faixa 2)	36,0 (faixa 1)
RC2	30,7 (faixa 3)	27,0 (faixa 1)
RC3	25,4 (faixa 3)	26,0 (faixa 1)
RC7	17,4 (faixa 1)	67,0 (faixa 2)
RC8	13,3 (faixa 1)	25,0 (faixa 1)
RC5	26,4 (faixa 3)	40,0 (faixa 1)
RC6	22,4 (faixa 2)	77,0 (faixa 2)
RC9	15,5 (faixa 1)	75,0 (faixa 2)
RC12	15,8 (faixa 1)	44,5 (faixa 1)
RC15	25,6 (faixa 3)	17,0 (faixa 1)
Média	21°C	51mm
DP	5	33
CV	22%	64%

A partir das considerações apresentadas, as análises estatísticas realizadas foram as seguintes:

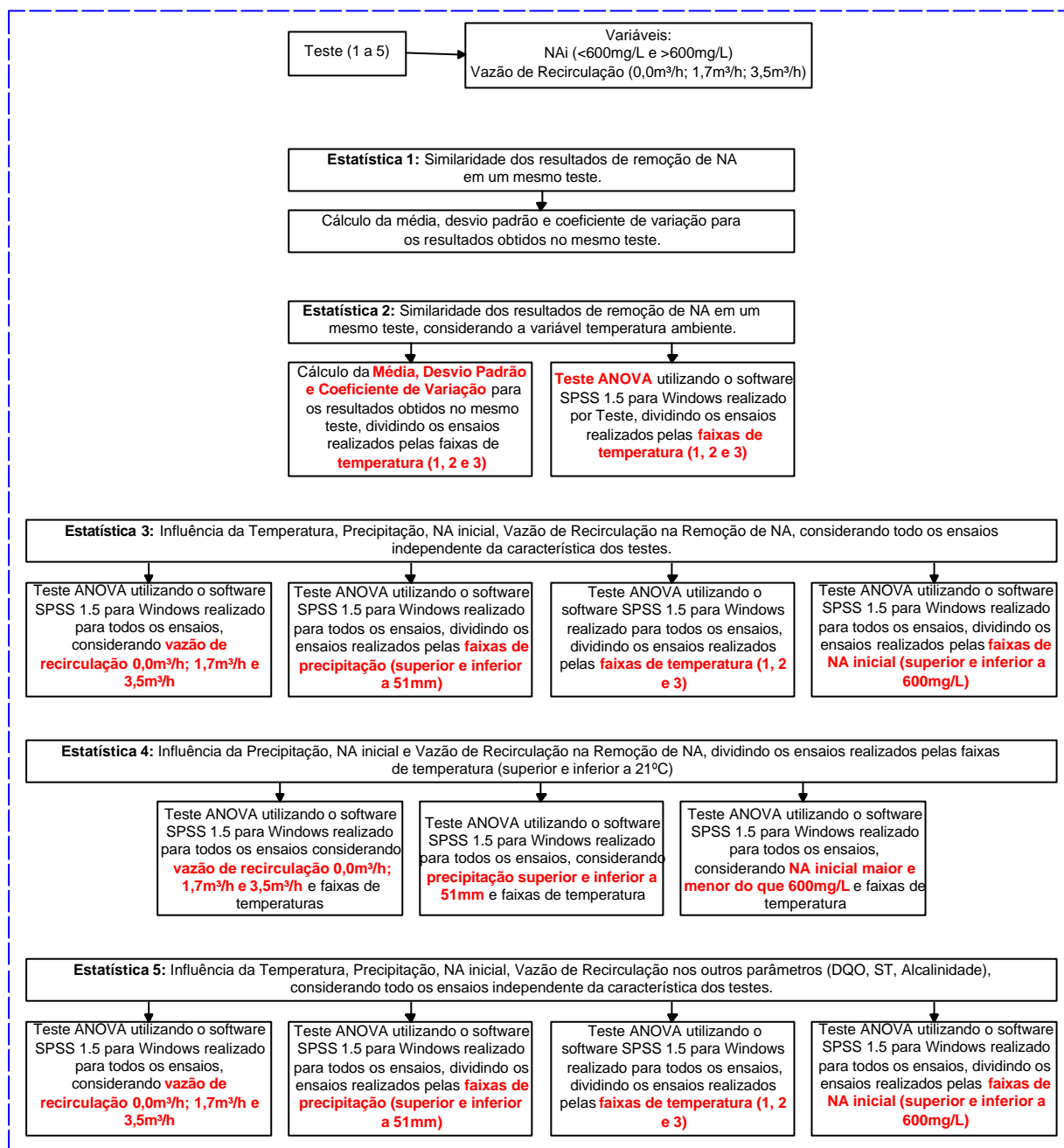
- Estatística 1: para esta análise considerou-se a seguinte hipótese: “Os ensaios do RC para remoção de NA do LAS, em um mesmo teste, foram similares?”. Assim, para cada teste realizado (Teste 1, 2, 3, 4 e 5) calculou-se a média

dos resultados de remoção de NA obtidos, desvio padrão e coeficiente de variação. O objetivo era a verificação de que, em um mesmo teste, já que as características eram as mesmas; o coeficiente de variação fosse baixo, no mínimo inferior a 20%, significando a reprodutividade dos ensaios RC em cada teste;

- Estatística 2: considerando a temperatura ambiente como um parâmetro que influencia nos processos de tratamento (conforme diversos autores descritos no capítulo de revisão bibliográfica), a hipótese da estatística 2 foi: “Os ensaios em um mesmo teste foram similares, ao considerar as faixas de temperatura 1, 2 e 3?”. A partir disso fez-se duas avaliações: 1) de forma a verificar a similaridade entre os resultados do mesmo teste e mesma faixa de temperatura ambiente, calculou-se a média dos resultados de remoção de NA, desvio padrão e coeficiente de variação para cada teste realizado em cada faixa de temperatura considerada; 2) utilizando o software SPSS 1.5 para Windows, realizou-se o teste ANOVA com nível de confiança igual a 95%, de forma a verificar a significância, para o mesmo teste, do parâmetro temperatura ambiente, ou seja: “Será que temperatura mais alta influencia na remoção de NA do lixiviado do Aterro Sanitário de São Leopoldo tratado no RC?”;
- Estatística 3: a partir de todos os resultados obtidos, independente da característica do teste realizado, foi verificada a influência das variáveis na remoção de NA do lixiviado estudado: vazão de recirculação de lixiviado (0,0m³/h; 1,7m³/h; 3,5m³/h), concentração inicial de NA (maior e menor que 600mg/L), temperatura ambiente (faixas 1, 2 e 3) e precipitação (faixas superior e inferior a 51mm). Para esta análise foi realizado o teste ANOVA utilizando o software SPSS 1.5 para Windows, considerando nível de confiança igual a 95%. Ainda em relação a Estatística 3, devido a grande variabilidade dos resultados em um mesmo grupo, aplicou-se o teste ANOVA considerando todos os resultados e; posteriormente, fez-se novamente o teste ANOVA, porém suprimindo alguns dados de forma a melhorar o índice CV, aproximando-se o máximo possível a 20%;

- Estatística 4: considerando a temperatura ambiente como o parâmetro reconhecido na interferência de remoção de NA por “stripping”, realizou-se uma análise estatística de forma a verificar a influência dos parâmetros (vazão de recirculação de lixiviado - 0,0m³/h; 1,7m³/h; 3,5m³/h; concentração inicial de NA - maior e menor que 600mg/L; precipitação - faixas superior e inferior a 51mm) na remoção de NA para as faixas de temperatura anteriormente definidas (faixas 1, 2 e 3). Para esta avaliação foram considerados todos os dados independente das características de cada teste. Foi realizado o teste ANOVA utilizando o software SPSS 1.5 para Windows, considerando nível de confiança igual a 95%. Os dados inseridos na análise foram obtidos considerando CV = 20%;
- Estatística 5: esta análise objetivou a verificação da influência, independente da característica de cada teste, das variáveis: vazão de recirculação de lixiviado (0,0m³/h; 1,7m³/h; 3,5m³/h), concentração inicial de NA (maior e menor que 600mg/L), temperatura ambiente (faixas 1, 2 e 3) e precipitação (faixas superior e inferior a 51mm); frente aos parâmetros físico-químicos DQO, Alcalinidade, Sólidos Totais (todos monitorados nos ensaios de RC realizados). Os dados inseridos na análise foram obtidos considerando CV = 20%.

Em alguns casos, quando possível, foi realizado juntamente com ANOVA, a análise de Tukey. O resumo das análises estatísticas realizadas está apresentado na Figura 13.



Legenda:

NA – Nitrogênio Amoniacal

ST – Sólidos Totais

DQO – Demanda Química de Oxigênio

NAi – Concentração Inicial de Nitrogênio Amoniacal

Figura 13: Fluxograma das análises estatísticas realizadas – Metodologia

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO DO ATERRO DE SÃO LEOPOLDO

O resultado das análises do lixiviado da ETLix coletado na entrada (tanque de equalização com lixiviado vindo dos aterros) e na saída da última lagoa de maturação estão apresentados no Apêndice I.

A Tabela 11 mostra um resumo com os valores máximos e mínimos encontrados nas análises do lixiviado da ETLix.

Tabela 11: Resultado das análises físico-químicas do lixiviado da ETLix

Parâmetro	Unidade	Entrada			Saída		
		Valor Máximo	Mediana	Valor Mínimo	Valor Máximo	Mediana	Valor Mínimo
pH	-	8,3	7,9	7,0	9,0	8,4	8,1
Fósforo	mg/L	26,1	14,4	5,0	18,8	9,6	1,9
Acidez	mg/L CaCO ₃	5494,0	2313,5	244,0	2637,0	1080,0	52,5
Alcalinidade Total	mg/L CaCO ₃	13048,0	5045,0	1011,0	4575,0	2983,0	589,0
DBO	mg/L	7830	2200	940	2350	1116	155
DQO	mg/L	9777	4615	1319	4136	212	1651
NA	mg/L	1803,0	794,0	219,0	625,7	273,0	136,0
NO	mg/L	2569,0	189,9	34,2	2472,0	83,0	57,9
NT	mg/L	3896,0	964,0	253,0	2936,0	344,0	210,0
Nitritos	mg/L	0,5	0,2	0,1	0,2	0,1	0,1
Nitratos	mg/L	31,6	13,0	2,9	14,3	9,4	3,1

Legenda: DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), DQO (Demanda Química de Oxigênio), NA (Nitrogênio Amoniacal), NO (Nitrogênio Orgânico), NT (Nitrogênio Total).

Comparando os valores máximo e mínimo, percebe-se uma variabilidade muito alta nos resultados. Assim, calculou-se as eficiências de remoção do lixiviado na ETLix levando em consideração os valores máximos e mínimos anteriormente apresentado (Tabela 12).

Tabela 12: Eficiência de remoção dos parâmetros físico-químicos – Tratamento de Lixiviados da ETLix.

Parâmetro	Faixa de Eficiência de Remoção (%)
Fósforo	28 – 62
Acidez Volátil	52 – 78
Alcalinidade Total	65 – 42
DBO	70 – 84
DQO	0 – 58
Nitrogênio Amoniacal	38 – 65
Nitrogênio Orgânico	0 – 4
Nitrogênio Total	17 – 25
Nitritos	0 – 60
Nitratos	0 – 55

Analisando o parâmetro de interesse para esta dissertação (nitrogênio amoniacal), observou-se que a média dos valores de entrada da ETLix de NA foi de 878,7 mg/L, com desvio padrão igual a 464 e coeficiente de variação igual a 53%. Na saída, o nitrogênio amoniacal médio foi de 307,1 mg/L, com desvio padrão igual a 523 e coeficiente de variação igual a 170%.

Considerando estes dados, a eficiência média de remoção de NA ficou em torno de 65%, porém como pode ser visto, a variabilidade é muito grande dos resultados, por isso fez-se o cálculo da mediana e do valor mínimo e máximo de entrada e saída. O cálculo da eficiência de remoção de NA utilizando a mediana dos valores de entrada x saída da ETLix mostrou uma eficiência de remoção igual a 66%.

Assim, para este trabalho, será considerado que para 90 dias de TDH, o tratamento usual do lixiviado dos aterros de São Leopoldo (Lagoas Biológicas) promove uma remoção de nitrogênio amoniacal variando entre 38% e 65%.

Vale ressaltar que esta remoção obtida não é suficiente para que o lixiviado seja lançado em corpos hídricos, conforme estabelece as legislações nacionais e estaduais vigentes: Resolução CONAMA nº 357/05 e Resolução do CONSEMA nº 128 de 2006, respectivamente.

5.2 REATOR DE CHICANAS

Os resultados dos 15 ensaios de batelada do RC, foram analisados segundo as variações testadas nestes diversos ensaios, sendo o tempo de detenção hidráulica (TDH) igual a 12 dias, com exceção ao ensaio RC1, o qual o TDH foi igual a 10 dias.

Inicialmente são apresentados, por teste, os resultados de cada ensaio em função dos parâmetros monitorados: nitrogênio amoniacal, alcalinidade, DQO, série de sólidos, pH, temperatura e nitratos e precipitação. Para o parâmetro nitritos não há resultados, pois, em todos os ensaios, não houve desenvolvimento da cor característica da análise.

Posteriormente são apresentadas as análises estatísticas considerando cada teste realizado e a influência da temperatura, concentração inicial de nitrogênio amoniacal, vazão de recirculação de lixiviado e precipitação; em relação a NA, DQO, sólidos totais e alcalinidade do lixiviado do Aterro de São Leopoldo.

5.2.1 Apresentação e análise dos resultados do Teste 1

Para o teste 1 foram realizados 3 ensaios, o RC 1, RC 4 e o RC 13. As características destes ensaios são: nitrogênio amoniacal menor do que 600 mg/L e vazão de recirculação igual a 1,7m³/h. A Tabela 13 apresenta os resultados obtidos nos ensaios. O Apêndice II mostra os resultados dos ensaios na íntegra.

Tabela 13: Resultados obtidos para o Teste 1

Ensaio RC	Temperatura Média (°C) ¹	Precipitação Total ²	pH inicial	pH final	NA inicial (mg/L)	NA final (mg/L)	Remoção NA (%)	Alcalinidade Final (mg/L CaCO ₃)	DQO Final (mg/L)	ST Final (mg/L)	Nitrato inicial	Nitrato final
1	24,0	30,0	8,1	8,7	539,3	229,0	58	NR	2258,0	NR	NR	NR
4	25,0	0,0	8,6	7,9	357,4	169,4	63	4838,5	3566,5	11351,0	NR	NR
13	20,3	113,5	8,5	8,4	513,4	344,9	33	3890,6	1825,0	NR	5,7	7,2

¹ Temperatura média, em °C, do ambiente no período do ensaio.

² Precipitação Total, em mm, no período do ensaio.

NR – Não Realizado.

Percebe-se uma remoção de nitrogênio amoniacal para o ensaio RC1 de 58% para um tempo de detenção de 10 dias e pH inicial de 8,1. O ensaio foi realizado no verão (temperatura média de 25⁰C), em período seco (precipitação média mensal igual a 3,85mm). Registrou-se, durante o ensaio, um dia de chuva torrencial (30 mm, ou seja, 35% de toda a precipitação no mês). De qualquer forma, esta chuva não afetou o comportamento do ensaio RC1.

Da mesma forma, neste mesmo ensaio, ocorreu um decréscimo de DQO de 37% para uma DQO inicial de 3.555 mg/L.

No caso do ensaio RC4, com maior tempo de detenção (12 dias) e pH inicial igual a 8,6; alcançou-se uma remoção de NA de 53%. Neste ensaio monitorou-se também o parâmetro alcalinidade, sendo que a remoção observada foi de 12%. Em termos de condições climatológicas este ensaio foi realizado em período similar ao do RC1 (temperatura média de 25⁰C e tempo seco). Para o parâmetro DQO, observou-se uma redução de 8% para uma DQO inicial de 3.874,2 mg/L.

O RC 13 foi realizado com temperatura média de 20,3°C e período chuvoso (113,5 mm em todo o ensaio). A remoção de nitrogênio amoniacal e também da alcalinidade foi de 33%, havendo também um decréscimo de matéria orgânica igual a 53%, para uma DQO inicial de 3.879 mg/L. Neste ensaio percebeu-se ainda, uma variação do parâmetro nitrato onde houve um aumento de 21%.

As Figuras 14 e 15 apresentam os gráficos com os resultados de acompanhamento dos parâmetros NA e alcalinidade para os ensaios do teste 1.

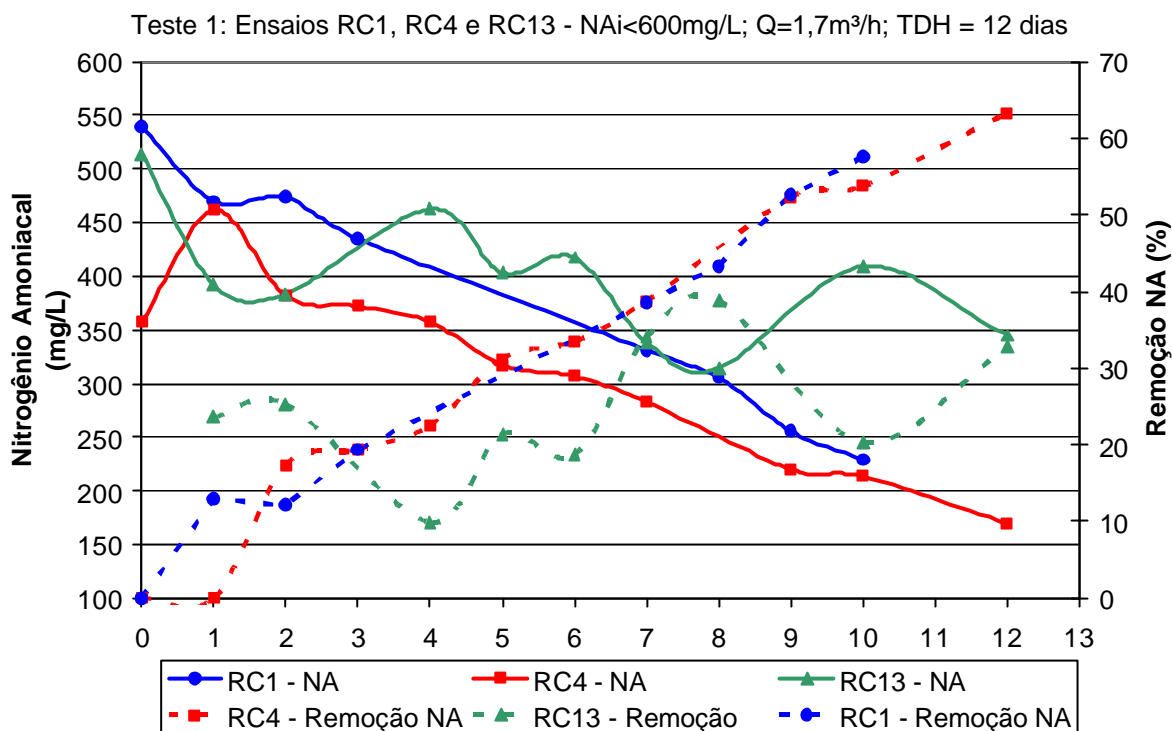


Figura 14: Resultados obtidos no Teste 1: NA inicial $< 600 \text{ mg/L}$ e vazão de recirculação = $1,7 \text{ m}^3/\text{h}$

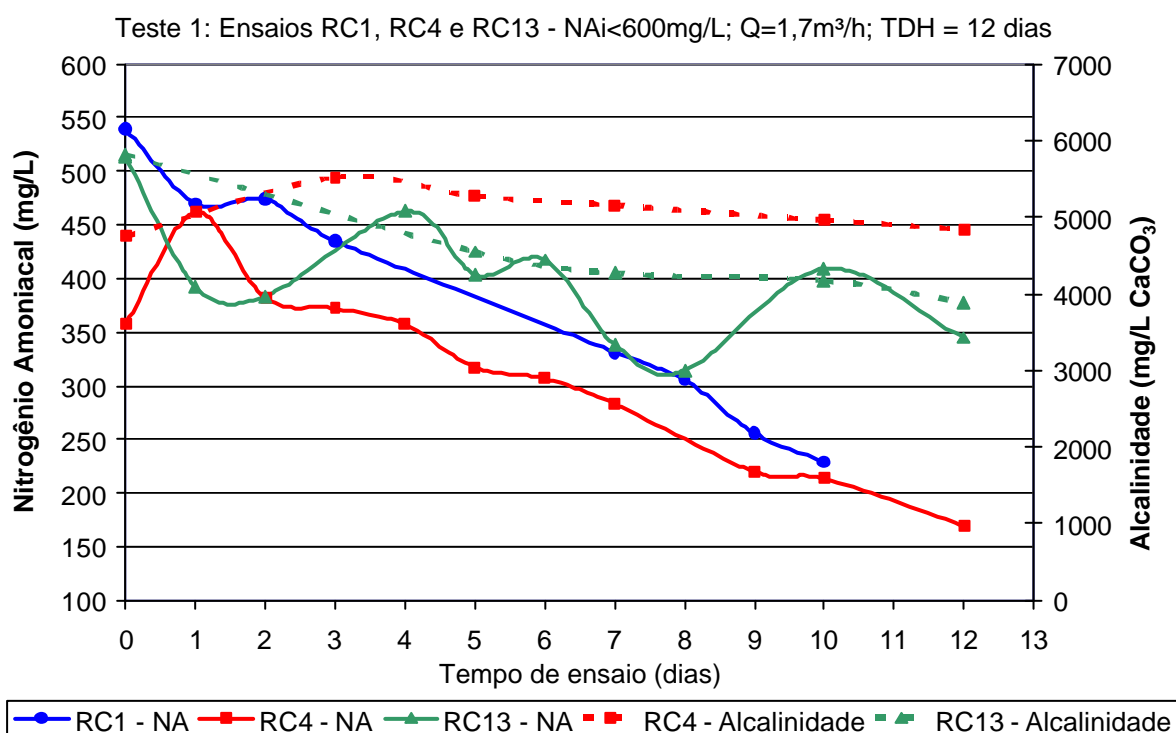


Figura 15: Avaliação dos resultados de NA e Alcalinidade para o Teste 1: NA inicial $< 600 \text{ mg/L}$ e vazão de recirculação = $1,7 \text{ m}^3/\text{h}$

5.2.2 Apresentação e análise dos resultados do Teste 2

Para o teste 2 foram realizados 3 ensaios, o RC10, RC11 e RC14. As características destes ensaios são: nitrogênio amoniacal menor do que 600 mg/L e vazão da recirculação igual a 3,5m³/h. A Tabela 14 apresenta os resultados obtidos nos ensaios. O Apêndice III mostra os resultados dos ensaios na íntegra.

Tabela 14: Resultados obtidos para o Teste 2

Ensaio RC	Temperatura Média (°C) ¹	Precipitação Total ²	pH inicial	pH final	NA inicial (mg/L)	NA final (mg/L)	Remoção NA (%)	Alcalinidade Final (mg/L CaCO ₃)	DQO Final (mg/L)	ST Final (mg/L)	Nitrato inicial	Nitrato final
10	19,0	111,0	8,1	8,4	512,0	361,6	30	3619,0	946,9	5564,0	5,0	5,6
11	18,1	81,0	8,2	8,7	301,8	268,0	11	2726,0	776,2	NR	4,8	1,8
14	22,1	36,0	8,3	8,3	233,8	200,7	14	3000,0	1112,0	NR	7,7	4,9

¹ Temperatura média, em °C, do ambiente no período do ensaio.

² Precipitação Total, em mm, no período do ensaio.

NR – Não Realizado.

Percebe-se uma remoção de nitrogênio amoniacal para o ensaio RC10 de 30%, com pH inicial de 8,1. O ensaio foi realizado com temperatura média de 19,0°C, em período chuvoso (precipitação média mensal de agosto igual a 7,2mm). Registrou-se, durante o ensaio, um total de precipitação de 113 mm, sendo que em dois dias seguidos a precipitação foi superior a 40 mm.

No mesmo ensaio, para o parâmetro alcalinidade, a remoção foi de 25%. Já para DQO, a redução foi de 58%, demonstrando um decréscimo elevado de matéria orgânica. Em relação ao nitrato, verificou-se uma elevação de 12% do parâmetro.

Para o ensaio RC11, os resultados mostraram uma remoção de nitrogênio amoniacal de 11% com pH inicial igual a 8,2 e precipitação total igual a 81 mm. Foi observado também uma remoção de 23% de alcalinidade, uma redução de 26% de DQO e de 63% de nitrato.

No ensaio RC 14, mesmo com a temperatura mais elevada (22,1°C) e baixa precipitação (36mm), a remoção de NA foi de apenas 14%. Houve ainda uma redução de 22% da alcalinidade, de 39% de DQO e de 36% de nitrato.

As Figuras 16 e 17 apresentam os gráficos com os resultados de acompanhamento dos parâmetros nitrogênio amoniacal e alcalinidade para os ensaios do teste 2.

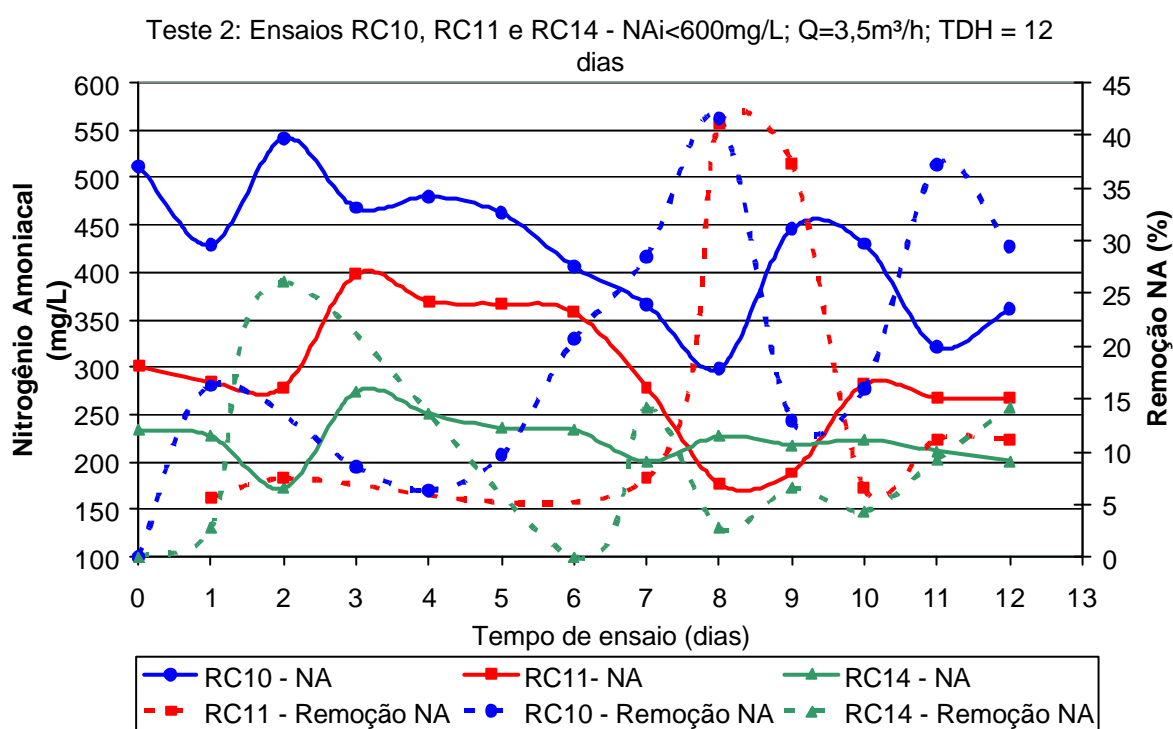


Figura 16: Resultados obtidos no Teste 2: NA inicial $< 600 \text{ mg/L}$ e vazão de recirculação = $3,5 \text{ m}^3/\text{h}$

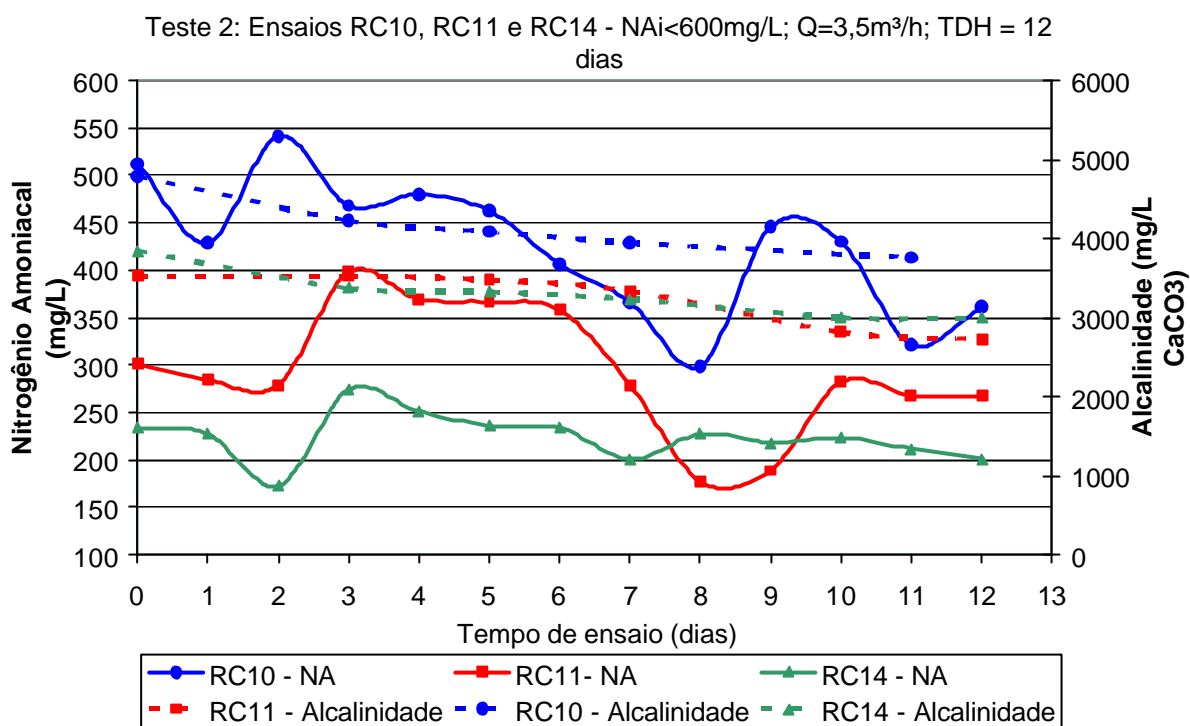


Figura 17: Avaliação dos resultados de NA e Alcalinidade para o Teste 2: NA inicial $< 600 \text{ mg/L}$ e vazão de recirculação = $3,5 \text{ m}^3/\text{h}$

5.2.3 Apresentação e análise dos resultados do Teste 3

No teste 3 agruparam-se quatro ensaios: RC2, RC3, RC7 e RC8. As condições deste teste foram: faixa de concentração inicial de NA $> 600 \text{ mg/L}$ e vazão de recirculação igual a $1,7 \text{ m}^3/\text{h}$ (Tabela 15). O Apêndice IV mostra os resultados dos ensaios na íntegra.

Tabela 15: Resultados obtidos para o Teste 3

Ensaio RC	Temperatura Média (°C) ¹	Precipitação Total ²	pH inicial	pH final	NA inicial (mg/L)	NA final (mg/L)	Remoção NA (%)	Alcalinidade Final (mg/L CaCO ₃)	DQO Final (mg/L)	ST Final (mg/L)	Nitrato inicial	Nitrato final
2	30,7	27,0	7,7	7,9	898,4	289,8	73	NR	2844,4	8452,0	NR	NR
3	25,4	26,0	7,8	8,6	1213,0	696,1	43	6700,0	6631,0	12043,0	NR	NR
7	17,4	67,0	7,9	9,1	1802,9	1361,0	25	9002,0	6357,1	11089,0	12,8	8,9
8	13,3	25,0	8,3	8,1	877,5	828,6	6	6675,6	4259,8	9682,0	4,6	4

¹ Temperatura média, em °C, do ambiente no período do ensaio.

² Precipitação Total, em mm, no período do ensaio.

NR – Não Realizado.

A faixa de remoção de nitrogênio amoniacal obtida esteve entre 6 e 73%. Com temperatura ambiente muito maior que nos outros ensaios deste teste, o RC2 (temperatura média de 30,2°C) obteve a maior remoção (praticamente o dobro dos ensaios RC3 e RC7). Diferentemente, no outro extremo, ficou o RC8, realizado em um período de baixas temperaturas no Estado (temperatura média de 14°C). Nesse ensaio a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal foi de 6%.

O decréscimo de DQO no teste 3 foi de 52%; 19%; 29% e 9% para os ensaios RC2, RC3, RC7 e RC8, respectivamente. A remoção do parâmetro alcalinidade foi de 26%; 31% e 17% para os ensaios RC3, RC7 e RC8, respectivamente. Não foi realizado alcalinidade para o RC2.

Para o parâmetro nitrato, percebe-se uma redução de 31% para o RC7 e de 13% para o RC8.

As Figuras 18 e 19 apresentam os gráficos com os resultados de acompanhamento dos parâmetros nitrogênio amoniacal e alcalinidade para os ensaios do teste 3.

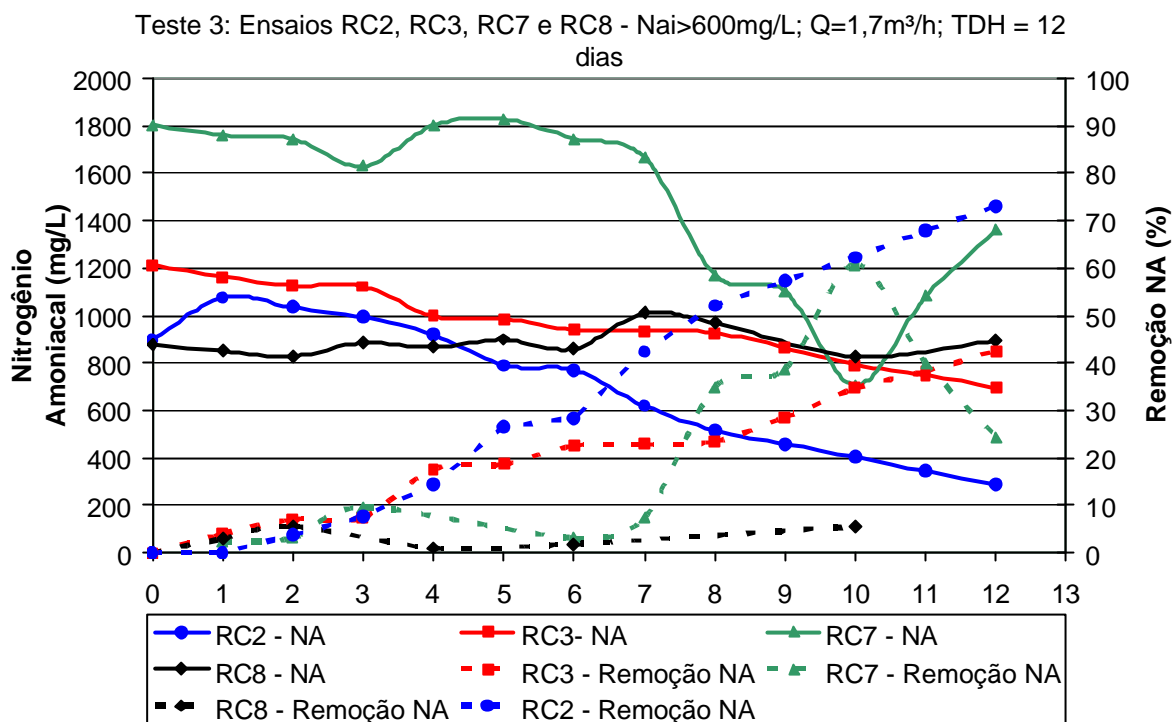


Figura 18: Resultados obtidos no Teste 3: NA inicial $> 600 \text{ mg/L}$ e vazão de recirculação = $1,7 \text{ m}^3/\text{h}$

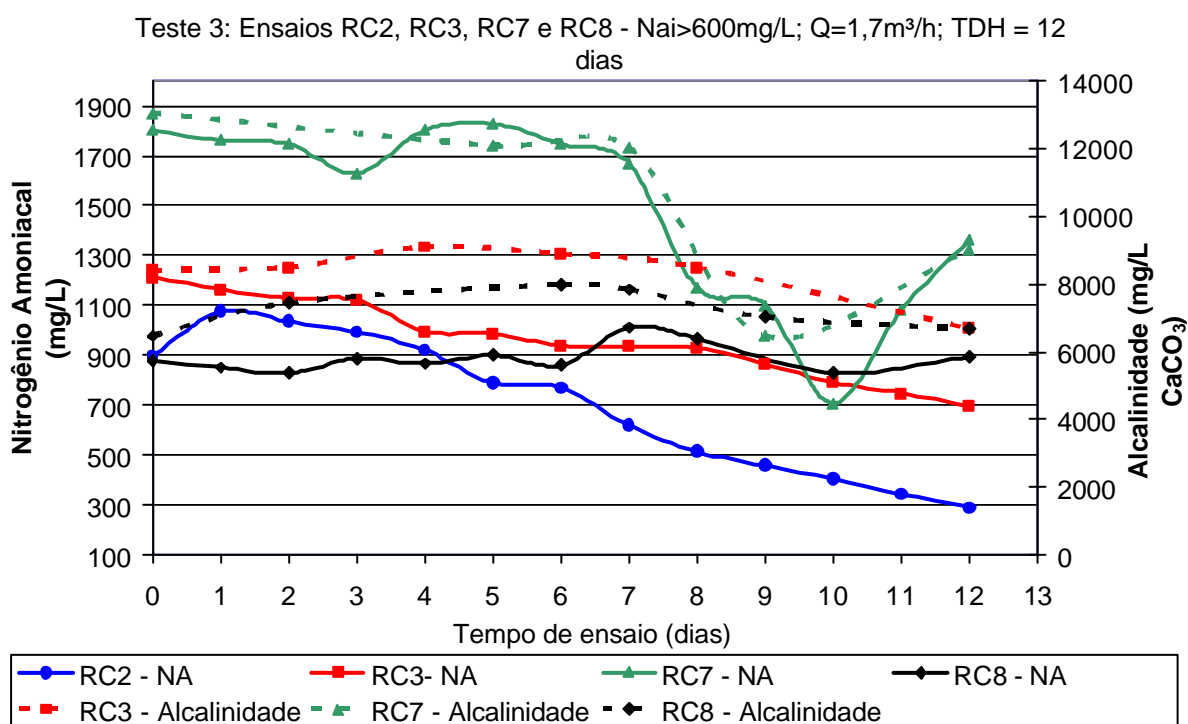


Figura 19: Avaliação dos resultados de NA e Alcalinidade para o Teste 3: NA inicial $> 600 \text{ mg/L}$ e vazão de recirculação = $1,7 \text{ m}^3/\text{h}$

5.2.4 Apresentação e análise dos resultados do Teste 4

A Tabela 16 mostra os resultados dos ensaios RC 5, 6 e 9, com faixa de concentração inicial de NA > 600 mg/L e vazão de recirculação = 3,5 m³/h. O Apêndice V mostra os resultados dos ensaios na íntegra.

Tabela 16: Resultados obtidos para o Teste 4

Ensaio RC	Temperatura Média (°C) ¹	Precipitação Total ²	pH inicial	pH final	NA inicial (mg/L)	NA final (mg/L)	Remoção NA (%)	Alcalinidade Final (mg/L CaCO ₃)	DQO Final (mg/L)	ST Final (mg/L)	Nitrato inicial	Nitrato final
5	26,4	40	8,3	8,7	1588,3	885,9	44	8200,0	4450,6	13382,0	10,5	11,7
6	22,4	77	8,4	9,1	727,3	346,2	52	4873,5	2822,4	10801,0	10,5	10,2
9	15,5	75	8,0	8,4	724,4	574,1	21	4700,0	2430,8	7054,0	3,8	3,3

¹ Temperatura média, em °C, do ambiente no período do ensaio.

² Precipitação Total, em mm, no período do ensaio.

NR – Não Realizado.

Os resultados do teste mostraram uma remoção de NA para o ensaio RC5 igual a 44%, sendo que para alcalinidade esta remoção foi de 20%. Observou-se também um decréscimo de 32% do parâmetro DQO e uma elevação de 11% de nitrato.

Para o RC6 remoção de NA foi de 52% e de 38% para alcalinidade. Houve um decréscimo de 34% e 3% para os parâmetros DQO e nitrato, respectivamente.

Finalmente para o RC9 a remoção de NA foi de 21% e de 27% de alcalinidade. A redução dos parâmetros DQO e nitrato foram, respectivamente, 35% e 13%.

As Figuras 20 e 21 ilustram os resultados relacionados ao teste 4.

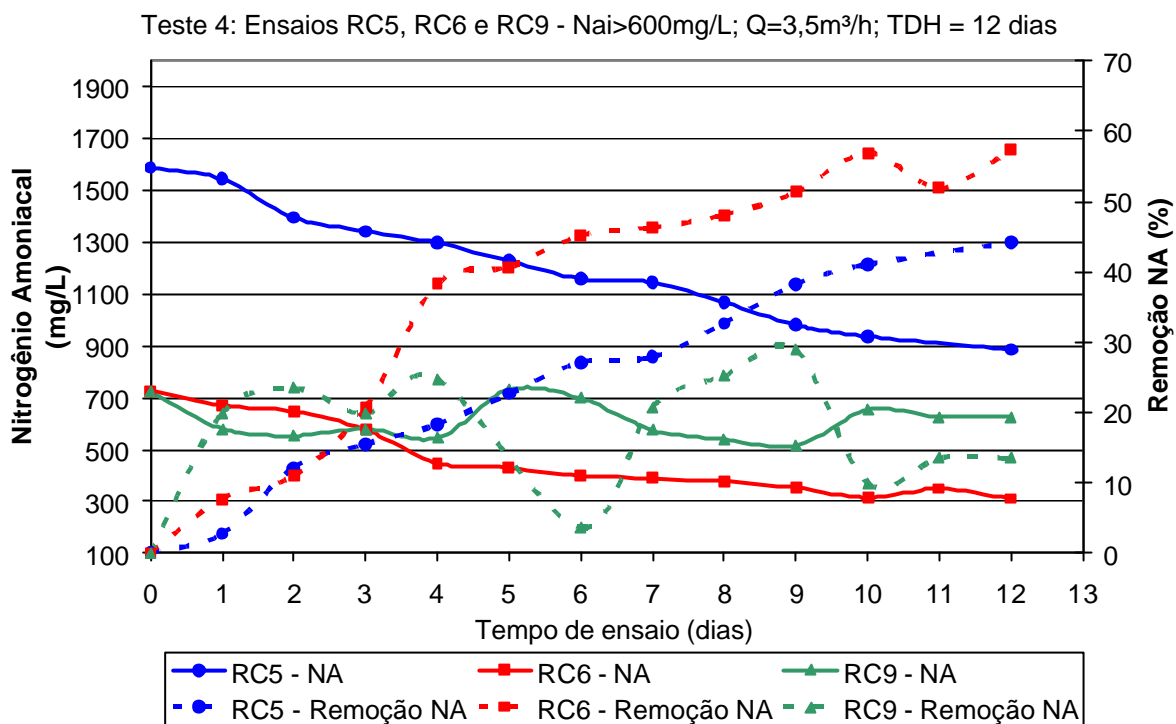


Figura 20: Resultados obtidos no Teste 4: NA inicial $> 600 \text{ mg/L}$ e vazão de recirculação = $3,5 \text{ m}^3/\text{h}$

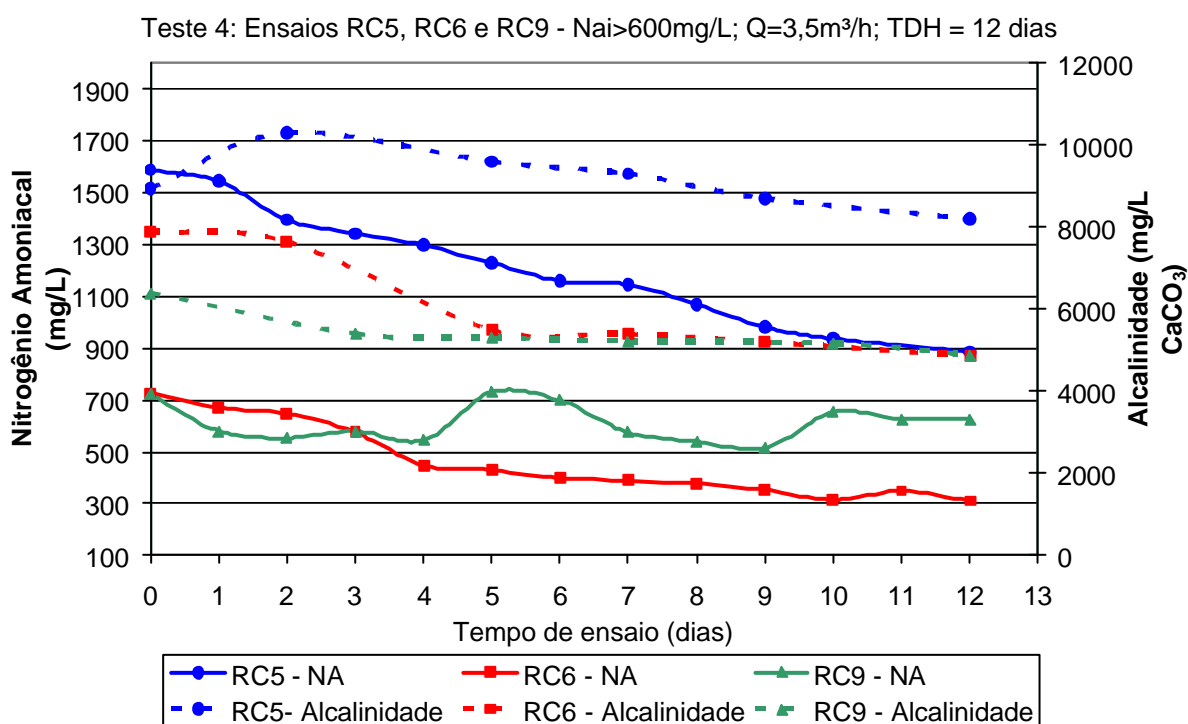


Figura 21: Avaliação dos resultados de NA e Alcalinidade para o Teste 4: NA inicial $> 600 \text{ mg/L}$ e vazão de recirculação = $3,5 \text{ m}^3/\text{h}$

5.2.5 Apresentação e análise dos resultados do Teste 5

O teste 5 foi realizado considerando a concentração inicial do nitrogênio amoniacal < 600mg/L e vazão de recirculação = 0,0 m³/h (sem uso da bomba, ou seja, utilizando o processo de volatilização da amônia). Para este teste foram executados os ensaios RC12 e RC15. A Tabela 17 mostra uma compilação dos resultados dos ensaios RC12 e 15. O Apêndice VI mostra os resultados dos ensaios na íntegra.

Tabela 17: Resultados obtidos para o Teste 5

Ensaio RC	Temperatura Média (°C) ¹	Precipitação Total ²	pH inicial	pH final	NA inicial (mg/L)	NA final (mg/L)	Remoção NA (%)	Alcalinidade Final (mg/L CaCO ₃)	DQO Final (mg/L)	ST Final (mg/L)	Nitrato inicial ³	Nitrato final ³
12	15,8	44,5	8,5	8,5	220,05	146,7	33	2156,3	749	NR	3,0	2,0
15	25,6	17,0	8,3	8,5	172,75	160,1	7	3140,6	906	NR	4,8	4,9

¹ Temperatura média, em °C, do ambiente no período do ensaio.

² Precipitação Total, em mm, no período do ensaio.

NR – Não Realizado.

A remoção de NA para o RC12 foi de 33%, sendo que para alcalinidade a remoção foi de apenas 8%. O decréscimo de DQO neste ensaio foi de 7% e de nitrato foi de 33%.

Para o RC 15 não houve remoção do parâmetro alcalinidade. Já para NA a remoção foi de 7%. Os parâmetros DQO e nitrato apresentaram uma redução de 16% e 2%, respectivamente.

As Figuras 22 e 23 apresentam os resultados relativos a este teste.

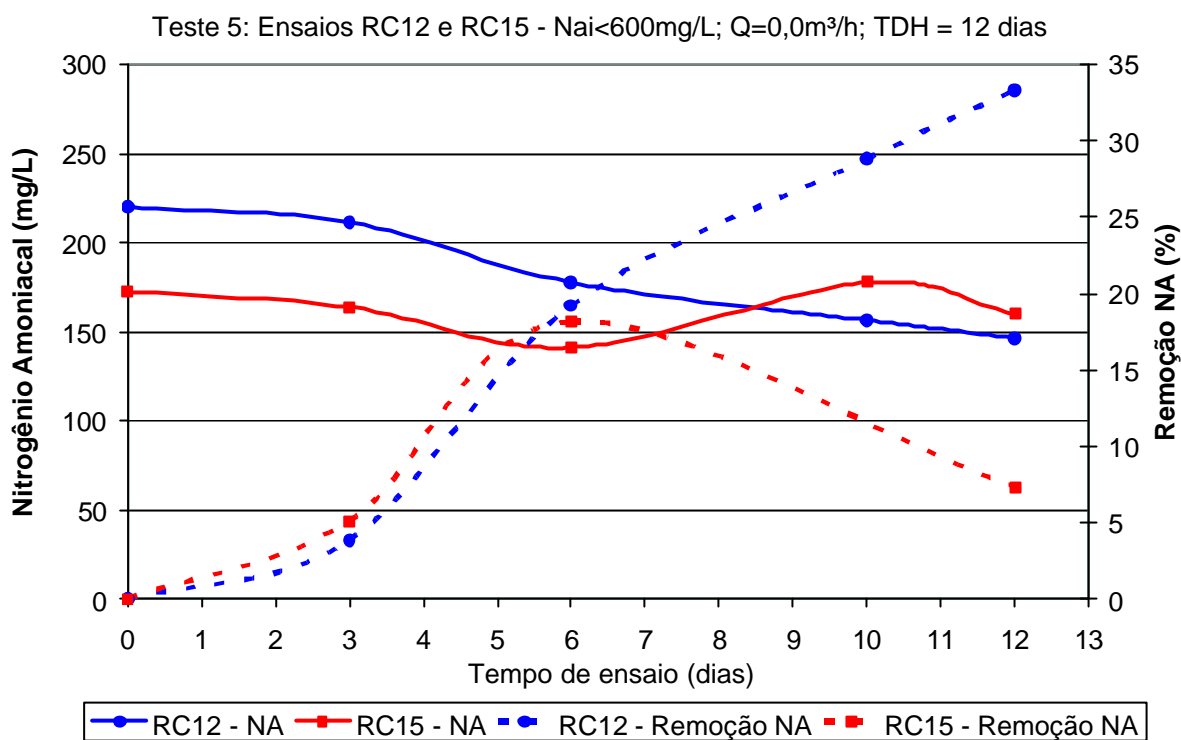


Figura 22: Resultados obtidos no Teste 5: $N_{ai} < 600 \text{ mg/L}$ e vazão de recirculação = $0,0 \text{ m}^3/\text{h}$

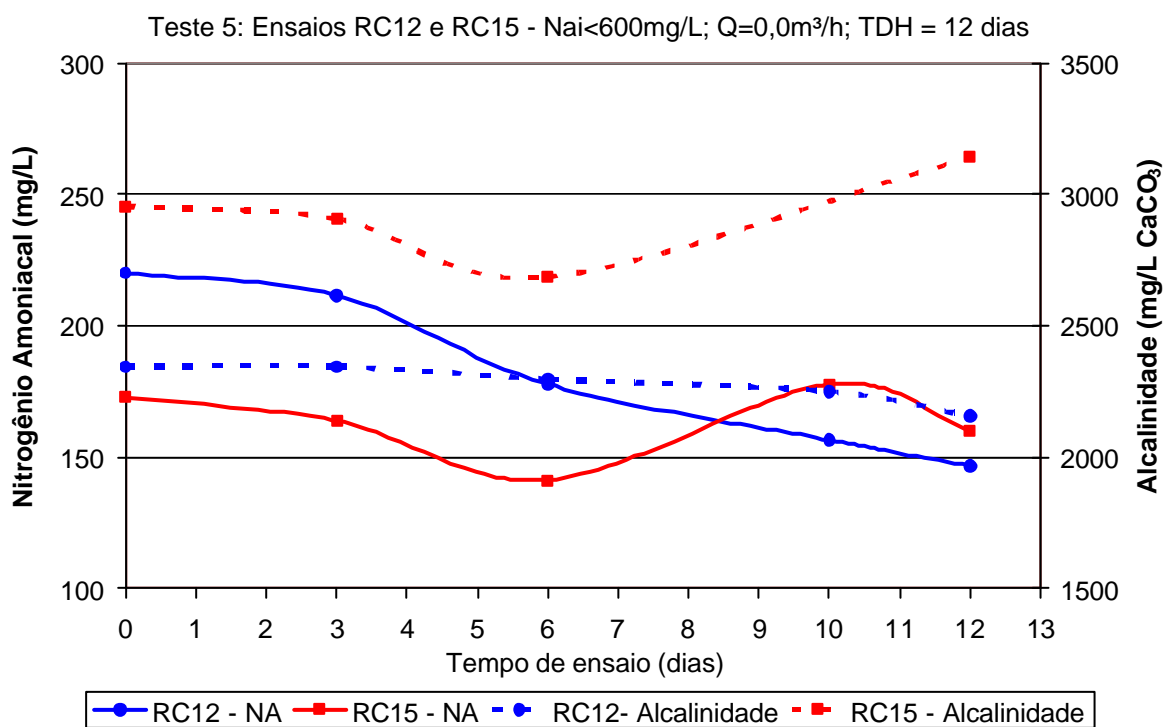


Figura 23: Avaliação dos resultados de NA e Alcalinidade para o Teste 5: $N_{ai} < 600 \text{ mg/L}$ e vazão de recirculação = $0,0 \text{ m}^3/\text{h}$

5.2.6 Análise global dos resultados considerando os testes realizados

Analisando globalmente os resultados obtidos, a remoção de nitrogênio amoniacal obtida variou de 6% até 73%, sendo estes extremos referentes ao teste 3 onde foram obtidos os maiores e menores valores de temperatura ambiente de todos os ensaios realizados. Outros trabalhos abordando remoção de NA pelo processo de “stripping”, variando parâmetros como pH, vazão de aeração, TDH e temperatura; alcançaram remoções como: 79% (SILVA *et al.*, 2006b); 7% a 96% (CAMPOS *et al.*, 2006); 92% (LEITE *et al.*, 2006); 14% a 68% (BERTANZA *et al.*, 1998); 64% a 89% (MARTTINEN *et al.*, 2002); 45% a 95% (OZTURK *et al.*, 2003); 65% a 93% (CHEUNG *et al.*, 1997); 80% a 99,5% (SILVA *et al.*, 2004) e 94% (CALLI *et al.*, 2005).

O parâmetro alcalinidade, em todos os ensaios (Figuras 17, 19, 21, 23 e 25), mostrou-se com comportamento similar à remoção de nitrogênio amoniacal. Esta relação estreita entre o parâmetro nitrogênio amoniacal e alcalinidade é também encontrada e citada por SILVA *et al.* (2006) em seu trabalho, como sendo motivada pelo equilíbrio químico entre os íons amônio e amônia livre, e a conseqüente saída desta por stripping. No mesmo sentido, CAMPOS *et al.* (2006) sugere que um segundo efeito, que pode ocorrer combinado com o primeiro, pode se fazer presente. Trata-se da transformação de bicarbonatos em carbonatos, e estes em CO₂, que é eliminado através de arraste, pois a velocidade de stripping do CO₂ é maior do que a velocidade de stripping de amônia. O resultado desta dinâmica físico-química reflete-se no decréscimo combinado do teor de nitrogênio amoniacal e alcalinidade, a medida que o processo de stripping é consumado.

Ainda a respeito deste parâmetro, CAMPOS *et al.* (2006) obteve redução de 70% da alcalinidade total do lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho, sendo considerado pelo autor um fator importante no processo de arraste de amônia. Já LEITE *et al.* (2006), também utilizando o processo de “stripping” da amônia, encontrou uma faixa de remoção de alcalinidade variando entre 43% e 68%. Comparando com os resultados encontrados no RC, a faixa de remoção de alcalinidade variou entre 12% e 33%, sem considerar os resultados do teste 5 (remoção de 16% e

0% para RC12 e RC15, respectivamente), já que para estes ensaios não houve utilização de recirculação de lixiviado com a bomba. Esta análise mostra que utilizando o RC, a remoção deste parâmetro é muito inferior em relação aos autores mencionados. Esta diferença pode ser atribuída ao fato de que o RC foi um projeto piloto e o restante dos resultados foram obtidos através de experimentos de bancada. Além disso, no trabalho de CAMPOS *et al.* (2006) foi utilizada temperatura de 65°C e no estudo de LEITE *et al.* (2006), os autores utilizaram aeração; sendo que estas ações melhoraram as condições de ocorrência do processo de “stripping”. Em comparação aos ensaios de RC, não foram empregada nenhuma condição para aumento de temperatura e nem aeração do lixiviado.

Quanto ao pH, no estudo de MARTTINEN *et al.* (2002), para o experimento sem pH controlado, há um incremento do pH do início até o final do ensaio de um nível inicial de 7,3 - 7,5 para 9,2 em aproximadamente 6 horas. Segundo o autor, este fato ocorre, provavelmente, em função do “stripping” do dióxido de carbono. CAMPOS *et al.* (2006) também observou um incremento do pH de 7,8 para 9,2 nos ensaios para tratamento do lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho pelo processo de “stripping” de amônia. Esta observação relativa ao aumento do pH também pode ser percebida nos ensaios realizados no reator de chicanas RC1, RC2, RC3, RC5, RC6, RC7, RC9, RC10, RC11 e RC15.

Como não houve variação de pH com utilização de alcalinizante, ou seja, para os ensaios do RC utilizou-se o pH natural do lixiviado (que apresentava pH na faixa de 7,7 a 8,6), este parâmetro não influenciou na remoção de NA. Porém, cabe mencionar que vários autores apontam influência significativa do pH na remoção do nitrogênio amoniacal de LAS. BERTANZA *et al.* (1998), por exemplo, encontrou remoção de NA de 14% para pH igual a 8,5 e de 50% para pH igual a 12, porém com alto consumo de alcalinizante. OZKURT *et al.* (2003) obteve resultados de remoção de NA com pH igual a 12 de 72%, sendo bem maior em relação a remoção de 20% com pH 10 e 11. MARTTINEN *et al.* (2002) também obteve maiores remoções com pH 11 em comparação com pH's inferiores.

CAMPOS *et al.* (2006), no entanto, percebeu a influência da temperatura sendo superior na remoção de NA em comparação a influência do pH. Para a mesma temperatura do lixiviado (25°C), a remoção de NA para o pH igual a 11 é superior ao

pH igual a 7,8 (7,6% para 27,6%), porém para temperaturas de 65°C o resultado se inverte, ou seja, a remoção com pH 7,8 é maior em comparação ao pH igual a 11 (de 86,6% para 96,0%). Segundo os autores, este fenômeno torna-se vantajoso em termos operacionais já que reduz os custos de operação devido a não utilização de produto químico alcalinizante.

Assim além do pH, a temperatura é outro parâmetro que influencia no processo de remoção de amônia. Esta relação foi observada e descrita por EMERSON *et al.* (1975) e é evidenciada em diversos trabalhos que abordam remoção de amônia por “stripping”, entre estes: BERTANZA *et al.* (1998); MARTTINEN *et al.* (2002); CALLI *et al.* (2005); CAMPOS *et al.* (2006).

Outro parâmetro com influência importante é mostrado por CHEUNG *et al.* (1997). Em seu estudo com lixiviados de aterros diferentes em Hong Kong (Gin Drinkers' Bay Landfill - GDB e Junk Bay Landfill – JB), ao adicionar cal para incremento do pH, perceberam que, para um mesmo TDH, a remoção de NA do líquido para o Aterro JB (pH igual a 11) foi maior em comparação com o Aterro GDB (pH igual a 12), tanto nos ensaios com aeração quanto sem aeração. A explicação dada pelo autor deve-se ao fato de que a transferência de amônia do líquido para o ar é proporcional a concentração de NA na solução, sendo que o Aterro JB possuía concentração inicial de NA igual a 705 mg/L e o GDB igual a 556 mg/L.

A DQO também foi analisada nos ensaio, sendo que foi verificado um decréscimo de matéria orgânica que variou de 7% a 58%, sendo que a redução (7%) é atribuído ao ensaio RC12 com características de concentração inicial de nitrogênio amoniacal menor que 600mg/L e vazão de recirculação de lixiviado igual a 0,0 m³/h. Em relação a isto, percebe-se que o decréscimo deste parâmetro pode ser relacionada a incorporação de ar no meio líquido e a conseqüente volatilização de compostos orgânicos voláteis presentes no lixiviado. OZTURK *et al.* (2003) em seu experimento de laboratório, obteve uma remoção de DQO de 25% utilizando aeração e tempo de detenção de 17 horas. Vale lembrar que este não e o caso do RC, onde não foi promovido a aeração do sistema, mas apenas a recirculação do lixiviado.

O monitoramento do nitrito mostrou que para este parâmetro não foi possível a determinação analiticamente. Já para o nitrato verificou-se uma concentração tanto

inicial quanto final deste parâmetro muito pequena, variando os valores de 1,8 mg/L até 12,8 mg/L.

Em termos de sólidos totais, os ensaios mostraram um decréscimo de até 34%. Observou-se nos ensaios referente a série de sólidos que, para a amostra inicial de lixiviado, um percentual dentre 20% a 41% dos sólidos totais são classificados como sólidos voláteis.

Por fim, na Tabela 18 pode ser verificado que em nenhum dos ensaios realizados foi obtido concentrações de nitrogênio amoniacal passíveis de descarte em corpos hídricos segundo as legislações vigentes no país (inferior a 20mg/L - Resolução do CONAMA nº 357/05 e Resolução do CONSEMA nº 128 de 2006). Devido a isto, deve ser previsto algum tipo de tratamento posterior ao RC.

Tabela 18: Comparação dos resultados obtidos nos ensaios do RC e legislação nacional.

Teste	Ensaio	NA inicial (mg/L)	NA final (mg/L)
1	RC1	539,3	229,0
	RC4	357,4	169,4
	RC9	513,4	344,9
2	RC10	512,0	361,6
	RC11	301,8	268,0
	RC14	233,75	200,7
3	RC2	898,4	289,8
	RC3	1213,0	696,1
	RC7	1802,9	1361,0
	RC8	877,5	828,6
4	RC5	1588,3	885,9
	RC6	727,3	346,2
	RC9	724,4	574,1
5	RC12	220,05	146,7
	RC15	172,75	160,1

5.2.7 Análise Estatística 1: similaridade entre os ensaios em cada teste

Para esta análise estatística considerou-se a seguinte hipótese: “Os ensaios em um mesmo teste foram similares?”.

Através do gráfico apresentado pela Figura 24, percebe-se uma grande variabilidade dos resultados dos ensaios em um mesmo teste.

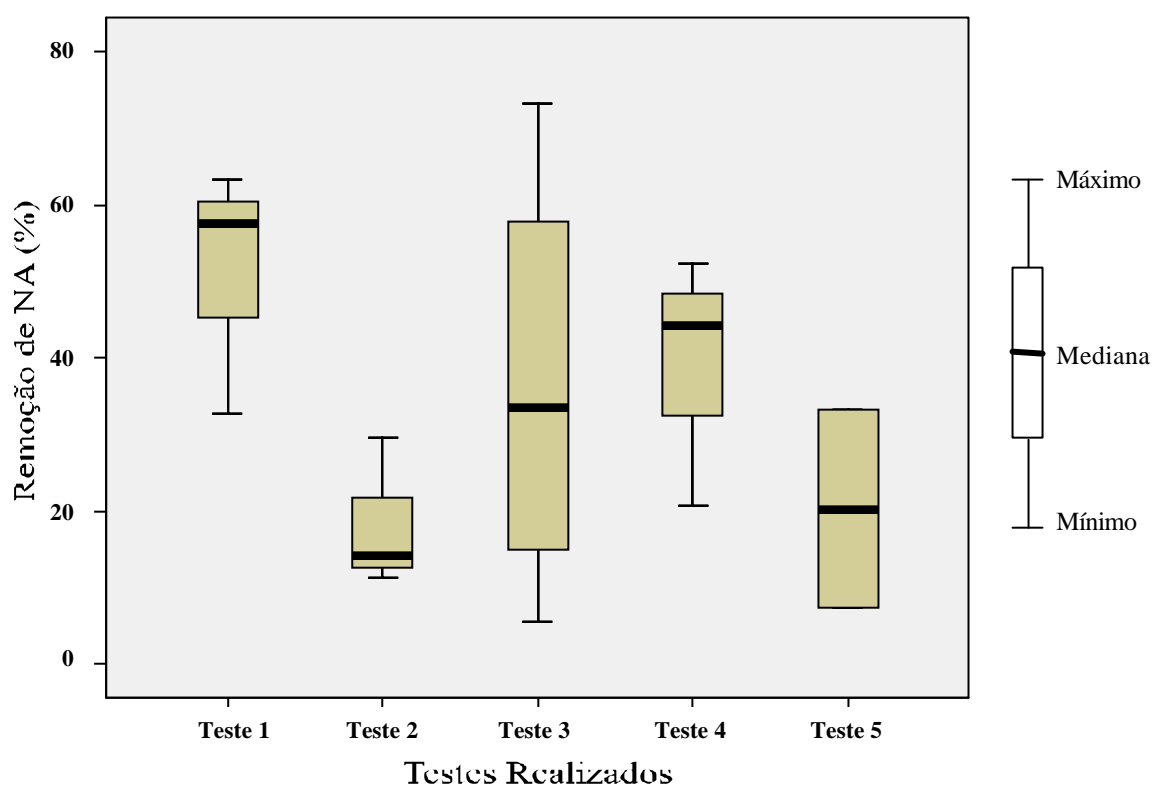


Figura 24: Remoção de NA em cada teste realizado

A partir disto, a Tabela 19 mostra as avaliações de média, desvio padrão e coeficiente de variação relativo a cada teste.

Tabela 19: Análise Estatística 1: similaridade entre os ensaios de um mesmo teste

Teste	Ensaio	Remoção NA (%)	Coeficiente Variação		
			Média	Desvio Padrão	(%)
1	RC1	58	51	13	26
	RC4	63			
	RC13	33			
2	RC10	29	18	8	44
	RC11	11			
	RC 14	14			
3	RC2	73	36	25	68
	RC3	43			
	RC7	25			
	RC8	6			
4	RC5	44	39	13	34
	RC6	52			
	RC9	21			
5	RC12	33	20	13	64
	RC15	7			

Nota-se que para todos os testes o coeficiente de variação foi superior a 20%, sendo o que melhor resultado obtido refere-se ao teste 1. Assim, para esta análise, embora as condições de operação do RC de cada teste individualmente sejam similares, não foram identificados, analisando os resultados obtidos, comportamentos parecidos.

Levando em consideração que os testes foram agrupados por ensaios com mesmas características (concentração inicial de NA e vazão de recirculação de lixiviado), verifica-se a existência de mais variáveis no processo que interferem na eficiência do sistema. Cabe ressaltar que a principal “diferença” entre os ensaios, foi o lixiviado empregado em cada um. Embora com as mesmas faixas de características monitoradas, sem dúvida, este é um exemplo da heterogeneidade deste líquido.

Com base na revisão bibliográfica, os parâmetros temperatura e pH influenciam diretamente na remoção de NA pelo processo de “stripping”. Como nos ensaios do RC o pH inicial permaneceu em uma faixa restrita entre 7,7 e 8,6; a conclusão é que a

temperatura ambiente é a variável que pode estar interferindo na eficiência das remoções obtidas.

5.2.8 Análise Estatística 2: similaridade dos ensaios, considerando a variável temperatura

Conforme detalhado na metodologia e após conclusões relativas a análise estatística 1, a Tabela 20 apresenta as médias, desvio padrão e coeficiente de variação relativos a cada teste realizado, considerando as faixas de temperaturas ambiente.

Tabela 20: Análise Estatística 2 – similaridade entre os ensaios do mesmo teste considerando faixas de temperatura ambiente.

Teste	Ensaio	Temperatura Média (°C)			Remoção NA (%)	Média	Desvio Padrão	Coeficiente Variação (%)			
		Faixa 1	Faixa 2	Faixa 3							
1	RC1	-	24,0	-	58	51	13	26			
	RC4	-	25,0	-	63						
	RC13	-	20,3	-	33						
2	RC10	19,0	-	-	29	20	9	45			
	RC11	18,1	-	-	11						
	RC 14	-	22,1	-	14				14	-	-
3	RC2	-	-	30,7	73	58	15	26			
	RC3	-	-	25,4	43						
	RC7	17,4	-	-	25				15	9	63
	RC8	13,3	-	-	6						
4	RC5	-	-	26,4	44	44	-	-			
	RC6	-	22,4	-	52				52	-	-
	RC9	15,5	-	-	21				27	-	-
5	RC12	15,8	-	-	33	-	-	-			
	RC15	-	-	25,6	7				7	-	-

Legenda: Faixa 1 ($T < 20^{\circ}\text{C}$); Faixa 2 ($20 = T(^{\circ}\text{C}) = 25$); Faixa 3 ($T > 25^{\circ}\text{C}$).

A partir disso foi possível perceber uma melhora nos desvio padrão e coeficientes de variação.

Considerando a temperatura, no teste 1 os ensaios realizados se enquadram apenas em uma faixa de temperatura (Faixa 2: $20 = T(^{\circ}\text{C}) = 25$). A remoção média de NA foi de 51%.

Já o teste 2 indicou, para temperatura inferior a 20°C (Faixa 1), uma remoção média de 20%. Para a faixa 2 ($20 = T(^{\circ}\text{C}) = 25$) a remoção de NA foi de 14%, sendo estas remoções bem inferiores aquela alcançada no teste 1.

Para o teste 3 os ensaios com temperatura maior do que 25°C – Faixa 3 (RC2 e RC3) indicaram uma faixa de remoção de NA variando entre 43% e 73%, com média igual a 58%. Para temperaturas inferiores a 20°C (Faixa 1), a faixa de remoção de NA variou entre 6% e 25%, com média de 15%, desvio padrão e coeficiente de variação igual a 9 e 63%, respectivamente. Em relação a todos os testes realizados, a remoção 73% é a maior, podendo ser justificada em função de que neste ensaio a temperatura média foi a maior em relação a todos os outros ensaios ($30,7^{\circ}\text{C}$). Da mesma forma, a menor remoção de todos os ensaios (6%) coincide com a menor temperatura média de todos os ensaios realizados ($13,3^{\circ}\text{C}$).

No teste 4, o ensaio do ensaio RC5 (Faixa 3) mostrou um resultado de remoção de NA igual a 44%. Para o RC6 (Faixa 2), a remoção obtida foi de 52% e para o RC9 (Faixa 1), a remoção de NA foi de 27%.

Em relação ao teste 5 a remoção de NA foi maior para temperaturas inferiores a 20°C – Faixa 1 (33%), comparando a remoção de 7% para ensaios com temperaturas acima de 25°C (Faixa 3).

Esta primeira avaliação da estatística 2 mostrou que houve alguma similaridade apenas nos resultados do Teste 1 (RC1 x RC4 x RC13) e Teste 3 (RC2 x RC3). O restante dos ensaios ou não há ensaios em quantidade suficiente para a análise estatística ou não houve comportamento similar nos ensaios do mesmo teste, confirmando os resultados da análise estatística 1.

A partir disso realizou-se, com o auxílio do software SPSS 1.5 para Windows, o teste ANOVA com nível de confiança igual a 95%, de forma a verificar a significância ou não da temperatura na remoção de NA do lixiviado em um mesmo teste.

Os resultados mostraram que, ou não há resultados suficientes para realização da análise ou a temperatura ambiente não influenciou na remoção de NA, conforme pode ser percebido na Tabela 21.

Tabela 21: Influência da temperatura na remoção de NA para os testes 1, 2, 3, 4 e 5.

Teste	Significância*
1	NR
2	0,761
3	0,140
4	NR
5	NR

* Intervalo de confiança de 95%, não sendo considerado influência significativa valores superiores a 0,05. NR – Não realizado – não foi possível a realização do teste ANOVA devido a quantidade de dados ser pequenas ou não existir mais de um grupo para ser analisado estatisticamente.

Por fim, o resultado da estatística 1 e 2 mostrou que, devido a variabilidade do lixiviado e das condições climáticas; mesmo realizando as considerações detalhadas no capítulo de metodologia, não foi possível repetir o mesmo ensaio e obter resultados semelhantes. Percebe-se assim, que a única forma de realmente garantir a similaridade dos ensaios em um mesmo teste é a execução dos ensaios em dois reatores de chicanas iguais dispostos em paralelo, com mesma amostra de lixiviado e condições operacionais iguais. Ocorrendo os ensaios ao mesmo tempo, consegue-se ainda as mesmas condições climáticas (temperatura e precipitação).

Em virtude disso, houve a necessidade de uma análise estatística considerando todos os resultados dos ensaios de RC, o que proporcionou um melhor entendimento e melhor discussão da influência das variáveis testadas por este trabalho (vazão de recirculação de lixiviado e concentração inicial de nitrogênio amoniacal). Esta análise é apresentada nos itens a seguir.

5.2.9 Análise Estatística 3: influência de variáveis na remoção de NA

Para esta análise estatística, foi levado em consideração todos os resultados de remoção de NA obtidos nos ensaios realizados, independente das características de cada teste. Assim, a partir do teste ANOVA, foi determinado a influência das variáveis temperatura ambiente (faixas de temperatura 1, 2 e 3), precipitação (superior e inferior a

51mm), vazão de recirculação (0,0m³/h; 1,7m³/h e 3,5m³/h) e concentração inicial de NA (>600mg/L e <600mg/L); na remoção de nitrogênio amoniacal do lixiviado estudado.

5.2.9.1 Influência da Temperatura Ambiente

O teste ANOVA realizado considerando a totalidade dos dados, não demonstrou a influência do parâmetro temperatura ambiente na remoção de NA do lixiviado, sendo que a significância foi igual a 0,128; ou seja, maior que 0,05 (intervalo de confiança de 95%).

Com o cálculo do desvio padrão e coeficiente de variação e a retirada de alguns resultados, o teste ANOVA mostrou a influência da temperatura na remoção de NA, sendo a significância igual a 0,022; ou seja, menor que 0,05.

Esta diferença ilustra a heterogeneidade do lixiviado, sendo que as considerações utilizadas por este trabalho, se fazem necessárias para uma melhor interpretação e análise dos resultados. A Tabela 22 mostra os resultados utilizados para realização do teste ANOVA, os cálculos de desvio padrão e coeficiente de variação (CV), além dos dados que foram suprimidos para melhorar estatisticamente o CV. Esta Tabela apresenta a alternativa que eliminou o menor número de dados possível para o CV resultante menor.

Tabela 22: Dados utilizados na Análise Estatística 3 – influência da temperatura ambiente na remoção do NA

Faixas de Temperatura	Remoção NA (%)	Média (%)	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação (%)
1,0 (T < 20°C)	30			
1,0 (T < 20°C)	11*			
1,0 (T < 20°C)	25	27	5	18
1,0 (T < 20°C)	6*			
1,0 (T < 20°C)	21			
1,0 (T < 20°C)	33			

2,0 (20°C ≤ T ≤ 25°C)	58			
2,0 (20°C ≤ T ≤ 25°C)	63			
2,0 (20°C ≤ T ≤ 25°C)	33	52	11	22
2,0 (20°C ≤ T ≤ 25°C)	14*			
2,0 (20°C ≤ T ≤ 25°C)	52			

3,0 (T > 25°C)	73*			
3,0 (T > 25°C)	43	43	1	2
3,0 (T > 25°C)	44			
3,0 (T > 25°C)	7*			

* Resultados não considerados nesta avaliação.

OBS.: Várias tentativas para diminuir o CV foram testadas, sendo aqui apresentada aquela que eliminou o menor número de dados para o CV resultante menor.

Verifica-se a partir dos resultados que a melhor remoção de NA (52%) foram obtidas para faixas de temperatura maior igual a 20°C e menor igual a 25°C (faixa 2), sendo que a variação média de remoção de NA foi de 27% a 52%.

A influência do parâmetro temperatura na remoção de NA também foi encontrada nos trabalhos de BERTANZA *et al.* (1998), MARTTINEN *et al.* (2002) e CALLI *et al.* (2005), confirmando o resultado desse trabalho.

A Figura 25 mostra os resultados de todos os ensaios realizados comparando a remoção de nitrogênio amoniacal e a temperatura média do ensaio.

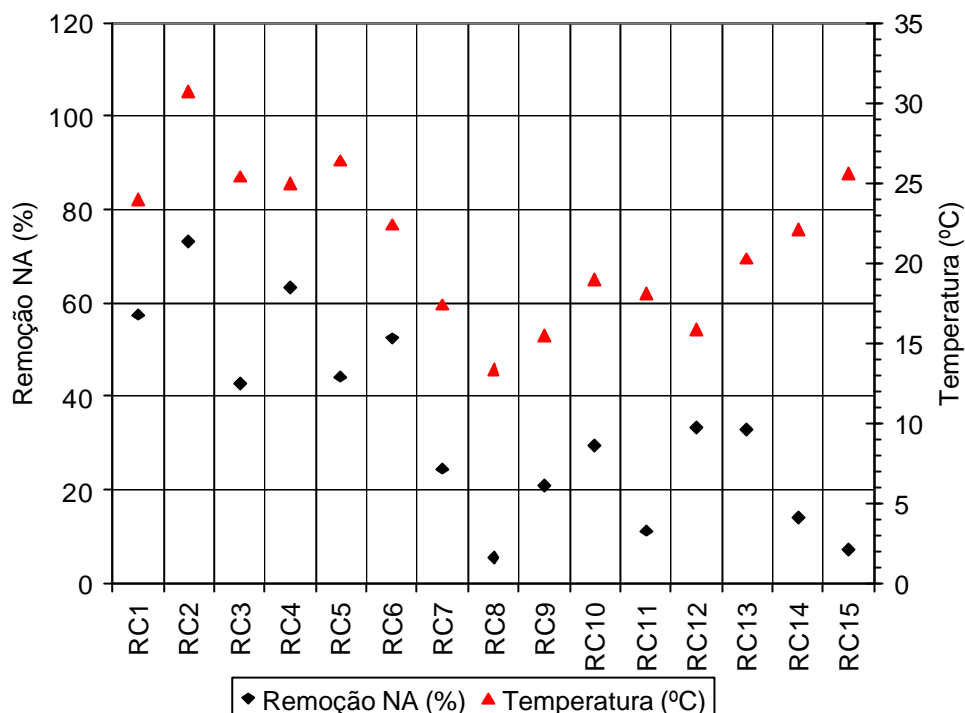


Figura 25: Remoção de NA (%) x Temperatura Ambiente (°C) – por ensaio realizado

5.2.9.2 Influência da Precipitação

Ao aplicar-se o teste ANOVA para o parâmetro precipitação, não observou-se influência (significância igual a 0,418) da mesma na remoção de NA do lixiviado. Porém, fazendo as considerações do cálculo do desvio padrão e coeficiente de variação e, após a retirada de alguns dados para uma melhora estatística do CV (apresentados na Tabela 23), os resultados mostraram uma influência do parâmetro precipitação na remoção de NA, sendo que a significância foi igual a 0,012.

Conclui-se que a precipitação tem uma influência na remoção de NA, contudo esta relação é mais tênue do que a temperatura ambiente, sendo um resultado que merece a continuidade dos estudos. Para que esta influência fosse constatada houve a necessidade de eliminar-se 33% dos ensaios realizados, o que é um valor considerado razoavelmente alto.

Tabela 23: Dados utilizados na Análise Estatística 3 – influência da precipitação na remoção do NA.

Precipitação (mm)	Remoção NA (%)	Média (%)	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação (%)
<51	58			
<51	63			
<51	14*			
<51	73			
<51	43	52	14	26
<51	6*			
<51	44			
<51	33			
<51	7*			

>51	33			
>51	30			
>51	11*			
>51	25	27	5	17
>51	52*			
>51	21			

* Resultados não considerados nesta avaliação.

OBS.: Várias tentativas para diminuir o CV foram testadas, sendo aqui apresentada aquela que eliminou o menor número de dados para o CV resultante menor.

A Figura 26 ilustra a significância da precipitação em relação a remoção de NA. Ao comparar-se as Figuras 25 e 26, onde na última identifica-se a “mistura” nos padrões de remoção em relação as faixas de precipitação, diferentemente dos resultados de remoção de NA em relação as faixas de temperatura.

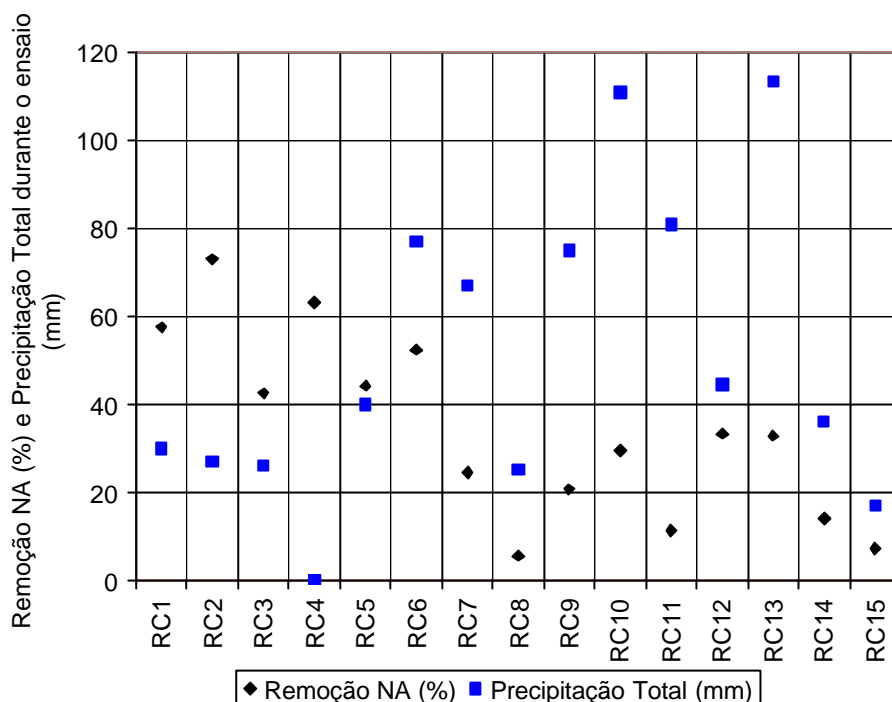


Figura 26: Remoção de NA (%) x Precipitação (mm) – por ensaio realizado

5.2.9.3 Influência da vazão de recirculação

Analisando a influência da vazão de recirculação, percebe-se através do teste ANOVA que não há interferência deste parâmetro na remoção de NA do lixiviado. Na análise estatística com todos os resultados sem levar em consideração o coeficiente de variação e o desvio padrão, a significância foi igual a 0,498. Já com os resultados levando em consideração o coeficiente de variação e desvio padrão, a significância foi igual a 0,073.

A Tabela 24 mostra os resultados obtidos e as considerações realizadas para obtenção dos dados.

Tabela 24: Dados utilizados na Análise Estatística 3 – influência da vazão de recirculação de lixiviado na remoção do NA.

Vazão (m ³ /h)	Remoção NA (%)	Média (%)	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação (%)
1,7	58			
1,7	63			
1,7	33			
1,7	73	54	14	27
1,7	43			
1,7	25*			
1,7	5*			

3,5	29			
3,5	11*			
3,5	14*	37	12	34
3,5	44			
3,5	52			
3,5	21			

0,0	33	20	13	64
0,0	7			

* Resultados não considerados nesta avaliação.

OBS.: Várias tentativas para diminuir o CV foram testadas, sendo aqui apresentada aquela que eliminou o menor número de dados para o CV resultante menor.

Para esta análise percebe-se um coeficiente de variação bem elevado, principalmente para vazão de recirculação 0,0 m³/h. De qualquer forma, a média de remoção de NA para vazão de 1,7m³/h foi de 54%, sendo maior em comparação a todas as outras vazões de recirculação (para 3,5m³/h, remoção de 37% e para 0,0m³/h igual a 20%).

5.2.9.4 Influência da concentração inicial de NA

Em relação a análise da influência do NA inicial na remoção de NA do lixiviado estudado foi possível observar que não houve significância do resultado, ou seja, a concentração inicial de NA superior ou inferior a 600mg/L não interferiu na

remoção do NA (Tabela 25). Os resultados obtidos mostraram que sem considerar o CV e o DP a significância foi igual a 0,572. Já, considerando estes índices, a significância foi de 0,513. Estes resultados vão em desconcontro com a conclusão de CHEUNG *et al.* (1997), o qual descreve que a transferência de amônia do líquido para o ar é proporcional a concentração de NA na solução.

Tabela 25: Dados utilizados na Análise Estatística 3 – influência da concentração inicial de nitrogênio amoniacal na remoção do NA.

Concentração inicial (mg/L)	Remoção NA (%)	Média (%)	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação (%)
<600	58			
<600	63			
<600	33			
<600	30			
<600	11*	43	14	33
<600	14*			
<600	33			
<600	7*			

>600	73*			
>600	43			
>600	25			
>600	6*	37	12	33
>600	44			
>600	52			
>600	21			

* Resultados não considerados nesta avaliação.

OBS.: Várias tentativas para diminuir o CV foram testadas, sendo aqui apresentada aquela que eliminou o menor número de dados para o CV resultante menor.

5.2.10 Análise Estatística 4: influência dos parâmetros precipitação, vazão de recirculação e NA inicial na remoção de NA para faixas de temperatura ambiente

Para realização da análise estatística 4, foram observados o coeficiente de variação máximo de 20% e levado em consideração todos os ensaios realizados independente da característica do teste. Além disso, os resultados foram distribuídos em três faixas de temperatura. Todas as simulações foram realizadas utilizando o teste ANOVA com intervalo de confiança de 95%.

5.2.10.1 Influência da precipitação

A Tabela 26 a seguir mostra os dados utilizados para realização do teste ANOVA e aqueles que foram suprimidos.

Tabela 26: Dados utilizados na Análise Estatística 4 – influência da precipitação na remoção do NA, considerando a temperatura ambiente.

Faixas de Temperatura	Precipitação (mm)	Remoção NA (%)	Média (%)	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação (%)
1,0 (T < 20°C)	>51	29			
1,0 (T < 20°C)	>51	11*	25	4	14
1,0 (T < 20°C)	>51	25			
1,0 (T < 20°C)	>51	21			
1,0 (T < 20°C)	<51	6	19	14	71
1,0 (T < 20°C)	<51	33			
2,0 (20°C ≤ T ≤ 25°C)	<51	58			
2,0 (20°C ≤ T ≤ 25°C)	<51	63	60	3	5
2,0 (20°C ≤ T ≤ 25°C)	<51	14*			
2,0 (20°C ≤ T ≤ 25°C)	>51	33	43	10	23
2,0 (20°C ≤ T ≤ 25°C)	>51	52			
3,0 (T > 25°C)	<51	73	-	-	-
3,0 (T > 25°C)	<51	43	-	-	-
3,0 (T > 25°C)	<51	44	-	-	-
3,0 (T > 25°C)	<51	7	-	-	-

* Resultados não considerados nesta avaliação.

OBS.: Várias tentativas para diminuir o CV foram testadas, sendo aqui apresentada aquela que eliminou o menor número de dados para o CV resultante menor.

O resultado do teste ANOVA mostrou que não há significância da precipitação na remoção de NA (significância para faixa de temperatura 1 = 0,650; para faixa 2 = 0,224; sendo que para a faixa de temperatura 3, não foi possível realizar a análise pois não há resultados para precipitação superior a 51mm, conforme pode ser visualizado na Tabela 26). De qualquer forma, a Tabela 26 também indica os melhores resultados de remoção de NA quando a temperatura ambiente foi maior que 20°C e pouca precipitação (faixa 2, média de 60% e faixa 3, remoção de 73%).

5.2.10.2 Influência da vazão de recirculação de lixiviado

Os dados utilizados para realização do teste ANOVA estão apresentados na Tabela 27 a seguir.

Tabela 27: Dados utilizados na Análise Estatística 4 – influência da vazão de recirculação na remoção do NA, considerando a temperatura ambiente.

Faixa de Temperatura	Vazão (m ³ /h)	NA (%)	Média (%)	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação (%)
1,0 (T < 20°C)	1,7	25			
1,0 (T < 20°C)	1,7	6	15	9	63
1,0 (T < 20°C)	3,5	29			
1,0 (T < 20°C)	3,5	11*	25	4	17
1,0 (T < 20°C)	3,5	21			
1,0 (T < 20°C)	0	33	33	-	-
2,0 (20°C ≤ T ≤ 25°C)	1,7	58			
2,0 (20°C ≤ T ≤ 25°C)	1,7	63	51	13	26
2,0 (20°C ≤ T ≤ 25°C)	1,7	33			
2,0 (20°C ≤ T ≤ 25°C)	3,5	14			
2,0 (20°C ≤ T ≤ 25°C)	3,5	52	33	19	58
3,0 (T > 25°C)	1,7	73			
3,0 (T > 25°C)	1,7	43	58	15	26
3,0 (T > 25°C)	3,5	44	44	-	-
3,0 (T > 25°C)	0	7*	-	-	-

* Resultados não considerados nesta avaliação.

OBS.: Várias tentativas para diminuir o CV foram testadas, sendo aqui apresentada aquela que eliminou o menor número de dados para o CV resultante menor.

Os resultados mostraram que para faixas de temperatura 1, 2 e 3 não houve significância (faixa 1 - significância igual a 0,491; faixa 2 – significância igual a 0,396 e faixa 3 – significância igual a 0,453), confirmando os resultados obtidos na Estatística 3. Não foi possível realizar a Análise de Tuckey devido a pequena quantidade de dados.

Comparando as diferentes temperaturas e desconsiderando os resultados de remoção de NA igual a 11% e 7% (resultado retirado em quase todas as análises estatísticas), nota-se que para temperaturas inferiores a 20°C, a faixa de remoção de

NA variou de 15°C a 33°C. Para temperaturas entre 20°C e 25°C, a faixa de remoção foi de 33% até 51%. Já para temperaturas acima de 25°C, a faixa de remoção de NA variou de 44% até 58%.

Analisando estes dados, mesmo não obtendo significância segundo o teste ANOVA, para temperaturas abaixo de 20°C (faixa 1), o melhor resultado de remoção de NA foi obtido com vazão de recirculação de 0,0 m³/h. Já para vazão de recirculação 1,7m³/h; nas faixas de temperatura 2 e 3; a remoção de NA em comparação a 3,5m³/h é maior. Esta afirmação pode ser percebida na Figura 27.

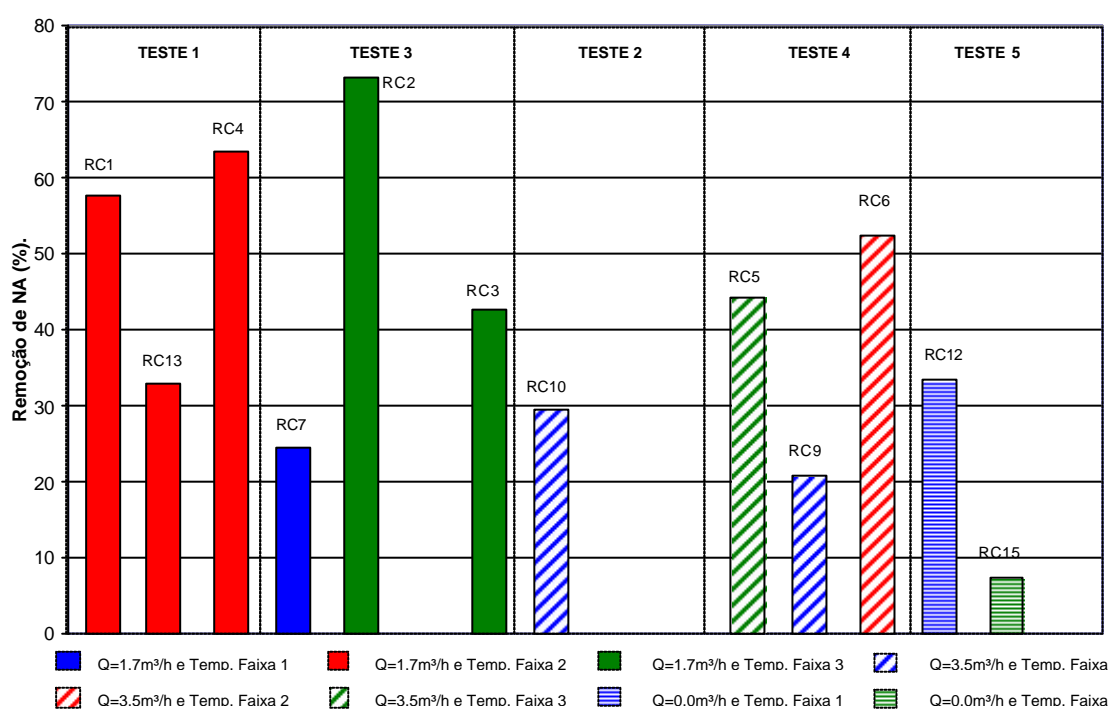


Figura 27: Comparação da remoção de NA com velocidades de recirculação de lixiviado diferentes

5.2.10.3 Influência da concentração inicial de NA

O resultado do teste ANOVA (intervalo de confiança igual a 95%) indica que não há significância deste parâmetro na remoção de NA para nenhuma faixa de temperatura (faixa 1 = 0,082; faixa 2 = 0,955 e faixa 3 = 0,146). Confirmando o obtido na Estatística 3 e contrário aos resultados obtidos por CHEUNG *et al.* (1997) referente a influência da concentração inicial de nitrogênio na remoção por “stripping”.

A Tabela 28 mostra os dados utilizados para realização da análise estatística.

Tabela 28: Dados utilizados na Análise Estatística 4 – influência da concentração inicial na remoção do NA, considerando a temperatura ambiente.

Faixa de Temperatura	Concentração inicial NA (mg/L)	NA (%)	Média (%)	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação (%)
1,0 (T < 20°C)	<600	29			
1,0 (T < 20°C)	<600	11*	31	2	6
1,0 (T < 20°C)	<600	33			
1,0 (T < 20°C)	>600	25			
1,0 (T < 20°C)	>600	6*	23	2	8
1,0 (T < 20°C)	>600	21			
2,0 (20°C ≤ T ≤ 25°C)	<600	58			
2,0 (20°C ≤ T ≤ 25°C)	<600	63	51	13	26
2,0 (20°C ≤ T ≤ 25°C)	<600	33			
2,0 (20°C ≤ T ≤ 25°C)	<600	14*			
2,0 (20°C ≤ T ≤ 25°C)	>600	52	-	-	-
3,0 (T > 25°C)	>600	73			
3,0 (T > 25°C)	>600	43	53	14	26
3,0 (T > 25°C)	>600	44			
3,0 (T > 25°C)	<600	7	-	-	-

* Resultados não considerados nesta avaliação.

OBS.: Várias tentativas para diminuir o CV foram testadas, sendo aqui apresentada aquela que eliminou o menor número de dados para o CV resultante menor.

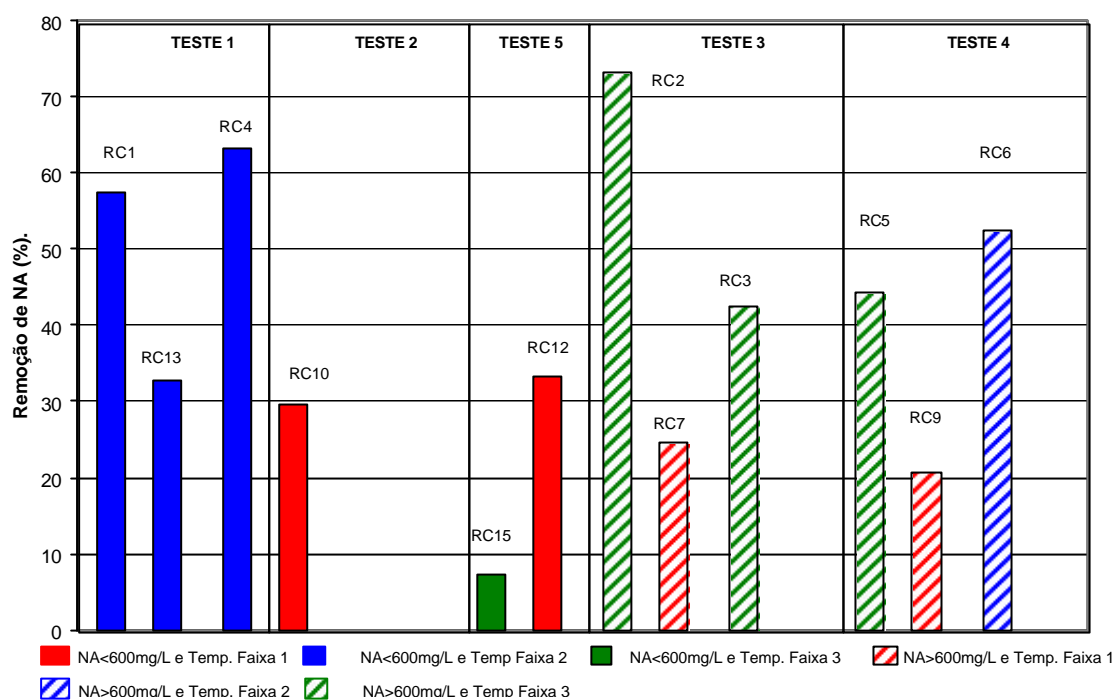


Figura 28: Comparação da remoção de NA com concentração inicial de NA

5.2.11 Análise Estatística 5: influência de variáveis temperatura, precipitação, NA inicial e vazão de recirculação em relação a DQO, alcalinidade e sólidos totais

De maneira similar ao realizado até aqui para o parâmetro remoção de NA, na análise estatística 5 foi verificado a influência das variáveis temperatura (faixas 1, 2 e 3), precipitação (superior e inferior a 51mm), vazão de recirculação de lixiviado (0,0m³/h; 1,7m³/h e 3,5m³/h) e nitrogênio amoniacal inicial (maior e menor que 600mg/L) em relação aos parâmetros DQO, alcalinidade e sólidos totais. Foram observados o coeficiente de variação máximo de 20% e levado em consideração todos os ensaios realizados independente da característica do teste

5.2.11.1 Influência da temperatura

As Tabelas 29 a 31 mostram os dados considerados para realização da análise estatística.

Tabela 29: Influência da temperatura ambiente no decréscimo de DQO.

Faixas de Temperatura	Decréscimo de DQO (%)	Média (%)	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação (%)
1,0 (T < 20°C)	58*			
1,0 (T < 20°C)	26			
1,0 (T < 20°C)	29			
1,0 (T < 20°C)	9*	30	3	12
1,0 (T < 20°C)	35			
1,0 (T < 20°C)	7*			

2,0 (20°C ≤ T ≤ 25°C)	37			
2,0 (20°C ≤ T ≤ 25°C)	8*			
2,0 (20°C ≤ T ≤ 25°C)	53*	37	2	5
2,0 (20°C ≤ T ≤ 25°C)	39			
2,0 (20°C ≤ T ≤ 25°C)	34			

3,0 (T > 25°C)	52*			
3,0 (T > 25°C)	19			
3,0 (T > 25°C)	32	22	7	32
3,0 (T > 25°C)	16			

* Resultados não considerados nesta avaliação.

OBS.: Várias tentativas para diminuir o CV foram testadas, sendo aqui apresentada aquela que eliminou o menor número de dados para o CV resultante menor.

Tabela 30: Influência da temperatura ambiente no decréscimo de alcalinidade.

Faixas de Temperatura	Decréscimo de Alcalinidade (%)	Média (%)	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação (%)
1,0 (T < 20°C)	22			
1,0 (T < 20°C)	23			
1,0 (T < 20°C)	31*	21	3	13
1,0 (T < 20°C)	16			
1,0 (T < 20°C)	24			
1,0 (T < 20°C)	8*			

2,0 (20°C ≤ T ≤ 25°C)	12*			
2,0 (20°C ≤ T ≤ 25°C)	33	31	7	22
2,0 (20°C ≤ T ≤ 25°C)	22			
2,0 (20°C ≤ T ≤ 25°C)	38			

3,0 (T > 25°C)	26			
3,0 (T > 25°C)	20	23	3	13
3,0 (T > 25°C)	0*			

* Resultados não considerados nesta avaliação.

OBS.: Várias tentativas para diminuir o CV foram testadas, sendo aqui apresentada aquela que eliminou o menor número de dados para o CV resultante menor.

Tabela 31: Influência da temperatura ambiente no decréscimo de sólidos totais.

Faixas de Temperatura	Decréscimo de ST (%)	Média (%)	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação (%)
1,0 (T < 20°C)	24			
1,0 (T < 20°C)	34	27	5	17
1,0 (T < 20°C)	0*			
1,0 (T < 20°C)	24			

2,0 (20°C ≤ T ≤ 25°C)	0*			
2,0 (20°C ≤ T ≤ 25°C)	22	22	0	1
2,0 (20°C ≤ T ≤ 25°C)	22			

3,0 (T > 25°C)	1*			
3,0 (T > 25°C)	15	13	2	12
3,0 (T > 25°C)	11			

* Resultados não considerados nesta avaliação.

OBS.: Várias tentativas para diminuir o CV foram testadas, sendo aqui apresentada aquela que eliminou o menor número de dados para o CV resultante menor.

O teste ANOVA mostrou que a temperatura ambiente não influenciou significativamente em nenhum dos parâmetros analisados. Os resultados estão apresentados na Tabela 32.

Tabela 32: Resultados obtidos em relação a influência da temperatura ambiente.

Parâmetro Analisado	Significância*
DQO	0,059
Alcalinidade	0,145
Sólidos Totais	0,054

* Intervalo de confiança de 95%, não sendo considerado influência significativa valores superiores a 0,05.

5.2.11.2 Influência da precipitação

Os dados utilizados para a realização do teste ANOVA são apresentados nas Tabelas 33 a 35 a seguir.

Tabela 33: Influência da precipitação no decréscimo de DQO.

Precipitação (mm)	Decréscimo de DQO (%)	Média (%)	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação (%)
<51	37			
<51	8*			
<51	39			
<51	52			
<51	19	32	12	38
<51	9*			
<51	32			
<51	7*			
<51	16			
<hr style="border-top: 1px dashed black;"/>				
>51	53			
>51	58*			
>51	26	35	9	27
>51	29			
>51	34			
>51	35			

* Resultados não considerados nesta avaliação.

Tabela 34: Influência da precipitação no decréscimo de alcalinidade.

Precipitação (mm)	Decréscimo de Alcalinidade (%)	Média (%)	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação (%)
<51	12			
<51	22			
<51	26			
<51	16	19	5	25
<51	20			
<51	8*			
<51	0*			
<hr style="border-top: 1px dashed black;"/>				
>51	33			
>51	22			
>51	23	28	6	22
>51	31			
>51	38			
>51	24			

* Resultados não considerados nesta avaliação.

OBS.: Várias tentativas para diminuir o CV foram testadas, sendo aqui apresentada aquela que eliminou o menor número de dados para o CV resultante menor (Tabela 33 e 34)

Tabela 35: Influência da precipitação no decréscimo de sólidos totais.

Precipitação (mm)	Decréscimo de ST (%)	Média (%)	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação (%)
<51	0			
<51	22			
<51	1	8	9	104
<51	15			
<51	0			
<51	11			

>51	24			
>51	34	26	5	19
>51	22			
>51	24			

* Resultados não considerados nesta avaliação.

OBS.: Várias tentativas para diminuir o CV foram testadas, sendo aqui apresentada aquela que eliminou o menor número de dados para o CV resultante menor.

Para os parâmetros alcalinidade e sólidos totais houve significância, ou seja, a precipitação influenciou no decréscimo de alcalinidade e sólidos totais no decorrer dos ensaios. A Tabela 36 mostra os resultados do teste ANOVA realizado.

Tabela 36: Resultados obtidos em relação a influência da precipitação

Parâmetro Analisado	Significância*
DQO	0,703
Alcalinidade	0,043
Sólidos Totais	0,010

* Intervalo de confiança de 95%, não sendo considerado influência significativa valores superiores a 0,05.

5.2.11.3 Influência da vazão de recirculação de lixiviado

As Tabelas 37 a 39 apresentam os dados utilizados para realização do teste ANOVA.

Tabela 37: Influência da vazão de recirculação no decréscimo de DQO.

Vazão (m³/h)	Decréscimo de DQO (%)	Média (%)	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação (%)
1,7	37			
1,7	8			
1,7	53	29	17	60
1,7	52			
1,7	19			
1,7	29			
1,7	9			
3,5	58*			
3,5	26			
3,5	39	33	4	13
3,5	32			
3,5	34			
3,5	35			
0	7	11	5	40
0	16			

* Resultados não considerados nesta avaliação.

Tabela 38: Influência da vazão de recirculação no decréscimo de alcalinidade.

Vazão (m³/h)	Decréscimo de Alcalinidade (%)	Média (%)	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação (%)
1,7	12			
1,7	33			
1,7	26	24	8	34
1,7	31			
1,7	16			
3,5	22			
3,5	23			
3,5	22	22	1	5
3,5	20			
3,5	38*			
3,5	24			
0	8	4	4	100
0	0			

* Resultados não considerados nesta avaliação.

OBS.: Várias tentativas para diminuir o CV foram testadas, sendo aqui apresentada aquela que eliminou o menor número de dados para o CV resultante menor (Tabelas 37 e 38).

Tabela 39: Influência da vazão de recirculação no decréscimo de ST.

Vazão (m ³ /h)	Decréscimo de ST (%)	Média (%)	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação (%)
1,7	0			
1,7	1			
1,7	15	10	13	134
1,7	34			
1,7	0			
3,5	24			
3,5	22			
3,5	11*	23	1	5
3,5	22			
3,5	24			

* Resultados não considerados nesta avaliação.

OBS.: Várias tentativas para diminuir o CV foram testadas, sendo aqui apresentada aquela que eliminou o menor número de dados para o CV resultante menor.

Para os parâmetros analisados, através do teste ANOVA (Tabela 40) nota-se a influência da vazão da bomba de recirculação apenas para o parâmetro alcalinidade. A análise de Tukey realizada para os dados de alcalinidade mostrou que a significância refere-se as velocidades de 0,0m³/h para 1,7m³/h (significância 0,014) e 0,0m³/h para 3,5m³/h (significância de 0,021). Já entre as velocidades 1,7m³/h – 3,5 m³/h a significância foi 0,939.

Tabela 40: Resultados obtidos em relação a influência da variação da vazão de recirculação de lixiviado.

Parâmetro Analisado	Significância*
DQO	0,226
Alcalinidade	0,014
Sólidos Totais	0,129

* Intervalo de confiança de 95%, não sendo considerado influência significativa valores superiores a 0,05.

5.2.11.4 Influência da concentração inicial de NA

Os dados utilizados para a realização do teste ANOVA são apresentados nas Tabelas 41 a 43 a seguir.

Tabela 41: Influência da concentração inicial no decréscimo de DQO.

Concentração inicial (mg/L)	Decréscimo de DQO (%)	Média (%)	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação (%)
<600	37			
<600	8*			
<600	53			
<600	58	43	12	27
<600	26			
<600	39			
<600	7*			
<600	16*			
>600	52*			
>600	19			
>600	29			
>600	9*	30	6	20
>600	32			
>600	34			
>600	35			

* Resultados não considerados nesta avaliação.

OBS.: Várias tentativas para diminuir o CV foram testadas, sendo aqui apresentada aquela que eliminou o menor número de dados para o CV resultante menor.

Tabela 42: Influência da concentração inicial no decréscimo de alcalinidade.

Concentração inicial (mg/L)	Decréscimo de Alcalinidade (%)	Média (%)	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação (%)
<600	12			
<600	33			
<600	22			
<600	23	22	7	30
<600	22			
<600	8*			
<600	0*			

>600	26			
>600	31			
>600	16*	28	6	22
>600	20			
>600	38			
>600	24			

* Resultados não considerados nesta avaliação.

OBS.: Várias tentativas para diminuir o CV foram testadas, sendo aqui apresentada aquela que eliminou o menor número de dados para o CV resultante menor.

Tabela 43: Influência da concentração inicial no decréscimo de ST.

Concentração inicial (mg/L)	Decréscimo de ST (%)	Média (%)	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação (%)
<600	0*			
<600	24	23	1	3
<600	22			

>600	1*			
>600	15			
>600	34			
>600	0*	21	8	37
>600	11			
>600	22			
>600	24			

* Resultados não considerados nesta avaliação.

OBS.: Várias tentativas para diminuir o CV foram testadas, sendo aqui apresentada aquela que eliminou o menor número de dados para o CV resultante menor.

A análise estatística mostra que não houve significância do parâmetro concentração inicial de NA em relação ao decréscimo de DQO, Alcalinidade e Sólidos Totais. A Tabela 44 mostra o resultado da análise ANOVA.

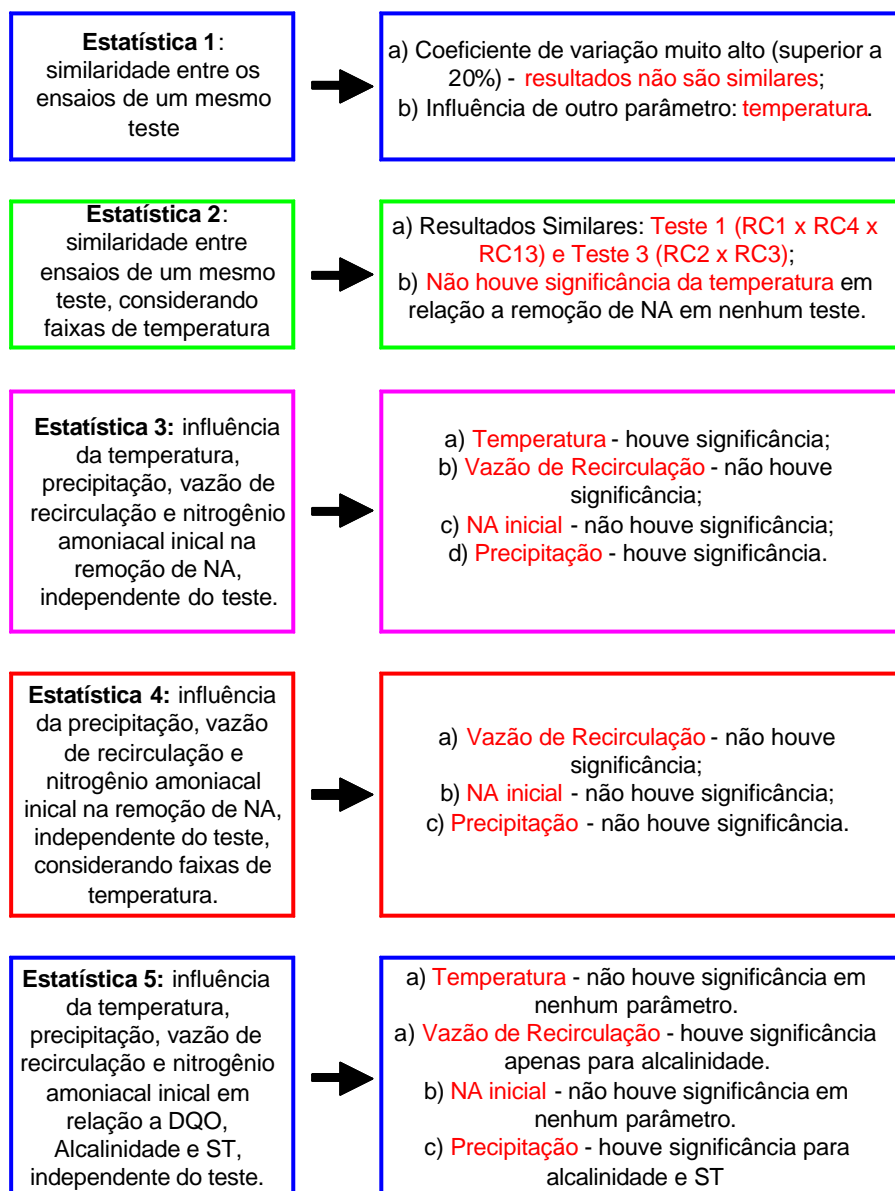
Tabela 44: Resultados obtidos em relação à influência da concentração inicial de nitrogênio amoniacal.

Parâmetro Analisado	Significância*
DQO	0,080
Alcalinidade	0,254
Sólidos Totais	0,811

* Intervalo de confiança de 95%, não sendo considerado influência significativa valores superiores a 0,05.

5.2.12 Conclusão geral das análises estatísticas realizadas

A Figura 29 mostra o resumo geral das análises estatísticas realizadas para os ensaios do reator de chicanas.

**Legenda:**

NA – Nitrogênio Amoniacal

ST – Sólidos Totais

DQO – Demanda Química de Oxigênio

T - Temperatura

Figura 29: Fluxograma resumo dos resultados das análises estatísticas realizadas

Verificou-se, ao realizar o tratamento dos dados calculando um coeficiente de variação em torno de 20%, que os resultados de remoção de nitrogênio amoniacal dos ensaios do reator de chicanas RC11 (11%), RC8 (6%) e RC14 (14%) tiveram que ser suprimidos em todas as análises realizadas (influência da temperatura, precipitação, vazão de recirculação e concentração inicial de NA) de forma a tornar a análise

estatística mais precisa. Já o resultado do RC 15 (7%) foi suprimido no cálculo da influência da precipitação, temperatura e NA inicial.

A não utilização, principalmente, dos resultados dos ensaios RC11, RC8 e RC14 para todas as análises estatísticas relativas à influência das variáveis testadas, mostra uma possível ocorrência de problemas nos ensaios, de amostragem e/ou de análise. Em relação ao RC8 a explicação pode ser atribuída à temperatura ambiente do ensaio, a qual foi a menor temperatura média obtida em relação a todos os outros ensaios realizados.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

Os resultados do monitoramento físico-químico realizado na Estação de Tratamento de Lixiviados do Aterro Sanitário de São Leopoldo, mostrou a grande variabilidade deste líquido, conforme afirmado por diversos autores. Em termos de nitrogênio amoniacal, por exemplo, a concentração deste parâmetro medido na entrada da ETLix variou de 219,0 mg/L (valor mínimo) até 1802,9 mg/L (valor máximo).

A comparação das análises realizadas na entrada e saída da ETLix mostrou que o tratamento biológico utilizado atualmente no local, para 90 dias de TDH, promoveu uma remoção variando de 38% a 65% de NA. Em contrapartida, o reator de chicanas, em 12 dias de TDH, promoveu uma remoção que variou de 6% a 73%. Considera-se promissora a utilização do RC, principalmente no que se refere a redução do TDH e também devido ao fato de que em 6 dos 15 ensaios realizados, a remoção de NA foi superior a 40%.

De qualquer forma, em nenhum dos casos analisados anteriormente a remoção do NA é suficiente para o atendimento da Resolução CONAMA n° 357/05 e Resolução do CONSEMA n° 128 de 2006 ($NA < 20 \text{ mg/L}$), referente ao padrão de lançamento de efluentes em recursos hídricos. Em relação ao RC, para uma concentração inicial de NA menor que 600mg/L, o menor valor de nitrogênio amoniacal alcançado após tratamento foi de 146,7 mg/L, para uma concentração inicial de 220,1 mg/L (RC12). Em referência a uma concentração inicial de NA maior do que 600mg/L, o menor valor de NA alcançado após tratamento foi de 289,8 mg/L para um nitrogênio amoniacal inicial de 898,4 mg/L (RC2). Para o maior valor de NA inicial (1802,9 mg/L) relativo a todos os ensaios (RC7), após tratamento no RC, o NA final foi de 1361,0 mg/L. Estes resultados mostram a necessidade de um pós-tratamento ao reator de chicanas.

Mas, além de descarte em recursos hídrico, uma alternativa pode ser vinculada ao tratamento em solo, conforme mencionado no item 3.5 do Capítulo de Revisão Bibliográfica. Para esta situação, no entanto, deve ser encaminhado um projeto específico junto ao Órgão Ambiental Estadual, podendo ser seguido os requisitos previstos pela Resolução CONAMA n° 375 (2006).

Independente disso, sabendo a necessidade do tratamento biológico possuir condições adequadas para garantir a eficiência do processo, as remoções de nitrogênio amoniacal obtidas pelo RC, reduziu as taxas de NA a níveis que não inibem este tratamento (inferior a 1500 mg/L). Assim, o reator de chicanas estudado por esta dissertação, é um processo promissor para ser utilizado como um pré-tratamento aos sistemas biológicos.

A análise estatística 1 mostrou grande variabilidade entre os resultados obtidos considerando o mesmo teste, não havendo similaridade entre estes. Além disso, verificou-se a influência de outras variáveis além daquelas testadas nos testes (concentração de nitrogênio amoniacal inicial e vazão de recirculação de lixiviado) que, segundo a revisão bibliográfica, poderia ser a temperatura.

No entanto, esta nova variável testada na análise estatística 2, mostrou resultados com alguma similaridade apenas entre os ensaios RC1, RC4 e RC13 do teste 1 e RC2 e RC3 do teste 3, aonde os coeficientes de variação foram de 26%. Na verificação de significância pelo teste ANOVA, não foi observado a influência da temperatura (faixas 1, 2 e 3) para os ensaios do mesmo teste. Concluindo as análises estatísticas 1 e 2, confirmaram-se a grande variabilidade do lixiviado do Aterro Sanitário de São Leopoldo, já que utilizou-se lixiviados diferentes para cada ensaio em condições climáticas distintas.

A partir disso, a análise estatística 3 buscou avaliar a influência das variáveis sem levar em consideração a característica do teste. O resultado mostrou que apenas os parâmetros temperatura ambiente e precipitação influenciaram significativamente na remoção de nitrogênio amoniacal do lixiviado estudado. No caso da influência da temperatura, esta conclusão confirma os resultados obtidos por diversos autores em seus trabalhos abrangendo o estudo do “stripping” para remoção de NA de LAS. Neste estudo a melhor remoção de NA (52%) foi obtida para faixas de temperatura maior igual a 20°C e menor igual a 25°C (faixa 2), sendo que a variação média de remoção de NA foi de 27% a 52%. Portanto pode-se considerar que esta faixa de valores (de 27% a 52%) é a mais adequada em relação à eficiência de remoção de NA utilizando o Reator de Chicanas, se comparada aos resultados obtidos sem a análise estatística (faixa de remoção de NA variando de 6% a 73%).

Em outra análise estatística (4) realizada, considerando a temperatura como um fator com influência reconhecida para o processo de tratamento por “stripping”, nota-se que nenhum parâmetro influenciou na remoção de NA, inclusive a precipitação. No entanto, mesmo não sendo significativo conforme teste a ANOVA, percebe-se um destaque de remoção de NA para vazões de recirculação igual a 1,7 m³/h; em faixas de temperatura superiores a 20°C (faixas 2 e 3), sendo considerada uma boa opção técnica-ambiental de tratamento do LAS de São Leopoldo.

Sendo assim, para as condições avaliadas por esta dissertação, conclui-se que, com TDH igual a 12 dias, em temperaturas superiores a 20°C (faixas 2 e 3) a melhor opção técnica-ambiental de tratamento de LAS é a utilização de vazão de recirculação de lixiviado de 1,7 m³/h; independentemente da concentração inicial da NA. Já para temperaturas inferiores a 20°C, o melhor desempenho do RC ocorreu com vazão de recirculação igual a 0,0m³/h, ou seja, sem utilização de bomba; também independente da concentração inicial de NA. Sugere-se, no entanto, que para temperaturas inferiores a 20°C seja utilizada um Tempo de Detenção Hidráulico (TDH) maior de forma a obter uma adequada eficiência de remoção de NA.

Nota-se também que, para precipitações totais no ensaio acima de 51mm as remoções de nitrogênio amoniacal podem ser prejudicadas, já que nos ensaios realizados por esta dissertação a análise estatística mostrou a influência desta variável. Deve-se, de qualquer modo, estudar melhor a influência da precipitação na remoção de NA de LAS já que não é um parâmetro mencionado e testado por trabalhos referidos no capítulo de revisão bibliográfica.

Em referência ao restante dos parâmetros analisados, a alcalinidade mostrou comportamento similar ao nitrogênio amoniacal em todos os ensaios realizados. Desta forma, o monitoramento deste parâmetro representa um fator importante para medir o desempenho do processo de “stripping” da amônia. Em termos práticos, devido a análise laboratorial da alcalinidade ser muito mais rápida e menos onerosa em relação a análise de nitrogênio, sugere-se, para outros trabalhos, o acompanhamento deste parâmetro durante o monitoramento do “stripping” da amônia podendo, inclusive, os resultados servirem de base para tomadas de decisões em relação ao processo.

Sendo assim, a avaliação final retrata que o reator de chicanas, estudado por este trabalho, torna-se mais uma opção de tratamento de Lixiviados de Aterro Sanitário

(LAS). Sugere-se o uso do RC como um processo físico para remoção de amônia por “stripping”, sendo um pré-tratamento aos sistemas biológicos.

Finalmente, para futuros trabalhos na área, sugere-se as seguintes recomendações:

- Deve-se testar tempos de detenção hidráulica (TDH's) maiores do que 12 dias, principalmente, para temperaturas inferiores a 20°C, de forma a verificar-se se ocorrerá um aumento na eficiência de remoção;
- Realizar ensaios de batelada com as chicanas verticais e/ou mista, ou seja, promovendo um fluxo variado de lixiviado. Esta alternativa foi utilizada nos ensaios preliminares ao RC e mostrou-se promissora em termos de remoção por “stripping”;
- Em função das dificuldades de alcançar resultados similares para um mesmo teste, sugere-se a execução dos ensaios em três reatores de chicanas iguais dispostos em paralelo, como mesmas características do lixiviado, vazão de recirculação e clima;
- A recomendação mais importante está relacionada com uma das desvantagens do processo de “stripping” - emissão da amônia (gás tóxico) para a atmosfera. Neste sentido, há necessidades de estudos para captação destes gases de forma ao processo tornar-se sustentável e o sistema de tratamento não ser utilizado como meio de transporte de poluentes da água para o ar, além de poder comprometer a saúde humana.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. *Norma NBR 8419 – Apresentação de Projetos de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos*, 1992. 7p.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. *Norma NBR 10.004 – Resíduos Sólidos: Classificação*, 2004. 63p.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. *Norma NBR 10.006 – Solubilização de Resíduos*, 2004. 3p.

ALABURDA, J. & NISHIHARA, L., 1998. Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços. *Revista de Saúde Pública*, 32:160-165.

APHA, 1995: AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, WATER ENVIRONMENT FEDERATION (Ed.). *Standard methods for examination of water and wastewater*. 19. ed. Washington: Apha, 1995.

ARAÚJO, Juliana Calábria de. *Biofilmes Anaeróbios: Desenvolvimento e Caracterização Filogenética usando a Hibridação in situ com Sondas Fluorescentes*. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2001. 189f.

ARAÚJO, André Luis Calado; INGUNZA, Maria del Pilar Durante; RODRIGUES, Anilton Bezerra. *Ciclo do Nitrogênio em uma Lagoa Facultativa Primária com base em Perfis Longitudinais e de Profundidade*. Anais do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte, MG. 2006. 11p.

AZIZ, Hamidi Abdul; ADLAN, Mohd Nordin; ZAHARI, Mohd Shahrir Mohd; ALIAS, Salina. Removal of ammoniacal nitrogen (N-NH₃) from municipal solid waste leachate by using activated carbon and limestone. *Wast Management & Research*. 22: 371-375, 2004.

BERNARDO, Luiz Di e DANTAS, Ângela Di Bernardo. *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água*. 2 ed. v. 1. São Carlos: RiMa, 2005. 792p.

BERTANZA, Carlo Collivignarelli Giorgio; BALDI, Marco; AVEZZÙ, Franco. Ammonia stripping from MSW landfill leachate in bubble reactors: process modeling and optimization. *Wast Management & Research*. 16 (5): 455-466, 1998.

BODIK, Igor; KRATOCHVÍL, Karol; GASPARIKOVÁ, Eva; HUTNAN, Miroslav. Nitrogen Removal in an anaerobic baffled filter reactor with aerobic post-treatment. *Bioresource Technology*. 86: 79-84, 2003.

BOFF, Ricardo Dalpiaz. Aterro Sanitário: duas perspectivas tecnológicas – filtros anaeróbios para tratamento de lixiviados e sistemas de coberturas com emprego de recirculação de lixiviados. Dissertação (Mestrado em Gerenciamento Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Geologia, Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, 2005. 119f.

BORTOLI, Marcelo; KUNZ, Airton; SCHEIRHOLT NETO, Guilherme Francisco; MENOZZO, Guilherme Ferrari; RONIS, Costa. Conversão Biológica de Nitrogênio em um Reator de Lodos Ativado Pós-UASB para dejetos de suínos. Anais do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte, MG. 2006. 6p

BURTON, Simon A. Q.; WATSON-CRAIK, Irene A. Ammonia e nitrogen fluxes in landfill site: applicability to sustainable landfilling. *Wast Management & Research*. 16: 41-53, 1998..

CALLI, Baris; MERTOGLU, Bulent; INANC, Bulent. Landfill leachate management in Istanbul: applications and alternatives. *Chemosphere*. 59: 819-829, 2005.

CAMPOS, Juacyara Carbonelli; YOKOYAMA, Lídia; MOURA, Denise Adelina Guimarães; BARCELLOS, Julie Frota; CARDILLO, Luigi. Remoção de Amônia por arraste de ar em chorume visando o aumento de sua biotratabilidade: resultados preliminares. Anais do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte, MG. 2006. 8p.

CARVALHO, Miriam de Fátima; VILAR, Orenco Monje; KAIMOTO, Luis Sérgio Akira. Estudo da Compressibilidade de Resíduos Sólidos Urbanos. *Solos e Rochas*. 23 (1): 3-19, 2000.

CASSINE, Sérgio Túlio; CHERNICHARO, Carlos Augusto Lemos; ANDREOLI, Cleverson Vitorio; FRANÇA, Milene; BORGES, Eduardo Sales Machado; GONÇALVES, Ricardo Franci. Capítulo 2: Hidrólise e Atividade Anaeróbia em Lodos. In: FERREIRA, Andréia C.; CASTILHOS JÚNIOR, Armando Borges de; CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos; ANDREOLI, Cleverson Vitorio; PAULA JÚNIOR, Durval Rodrigues de; BORGES, Eduardo Sales Machado; SOARES, Hugo Moreira; SOUSA, José Tavares de; MORAES, Luciana de Mattos; PINTO, Marcelo Teixeira; FRANÇA, Milene; PONTES, Patrícia Procópio; LIBÂNIO, Paulo Augusto Cunha; BELLI FILHO, Paulo; PINTO, Rafael de Oliveira; GONÇALVES, Ricardo Franci; VAZOLLER, Rosana Filomena; CASSINI, Sérgio Túlio (Coordenador); LEITE, Valderi Duarte; LOPES, Wilton Silva. *Digestão de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento do Biogás*. Rio de Janeiro: ABES, 2003. p. 22-63.

CASTILHOS JÚNIOR, Armando Borges de; MEDEIROS, Pérciles Alves; FIRTA, Ioana Nicoleta; LUPATINI, Giancarlo; SILVA, Joel Dias da. Capítulo 2: Principais processos de degradação de resíduos sólidos urbanos. In: CASTILHOS JÚNIOR, Armando Borges de; ZANTA, Viviana Maria; LANGE, Lisete Celina; GOMES, Luciana Paulo; PESSIN, Neide. *Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte*. Rio de Janeiro: ABES, 2003. 91p.

CASTILHOS JÚNIOR, Armando Borges de; FERNANDES, Fernando; FERREIRA, Jôa Alberto; JUCÁ, José Fernando Thomé; LANGE, Lisete Celina; GOMES, Luciana Paulo; PESSIN, Neide; SANTOS NETO, Pedro Murrieta; ZANTA, Viviana Maria. *Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários*. Rio de Janeiro: ABES, 2006a. 91p.

CASTILHOS JÚNIOR, Armando Borges; LANGE, Lisete Celina; COSTA, Rejane Helena Ribeiro da; MAXIMO, Vivian Alves; RODRIGUES, Marina de Castro; ALVES, Juliana Felisberto. Capítulo 6: Principais Processos Físico-químicos utilizados no Tratamento de Lixiviados de Aterro Sanitário. In: CASTILHOS JÚNIOR, Armando Borges de; FERNANDES, Fernando; FERREIRA, João Alberto; JUCÁ, José Fernando Thomé; LANGE, Lisete Celina; GOMES, Luciana Paulo; PESSIN, Neide; SANTOS NETO, Pedro Murrieta. *Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários*. Rio de Janeiro: ABES, 2006b. p. 301-362.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. Decisão de Diretoria nº 195-2005-E de 23 de novembro de 2005. 4p.

CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos; LIBÂNIO, Paulo Augusto Cunha; LEITE, Valderi Duarte; SOUSA, José Tavares de. Capítulo 6: Tratamento e recirculação de lixiviados. In: FERREIRA, Andréia C.; CASTILHOS JÚNIOR, Armando Borges de; CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos; ANDREOLI, Cleverson Victorio; PAULA JÚNIOR, Durval Rodrigues de; BORGES, Eduardo Sales Machado; SOARES, Hugo Moreira; SOUSA, José Tavares de; MORAES, Luciana de Mattos; PINTO, Marcelo Texeira; FRANÇA, Milene; PONTES, Patrícia Procópio; LIBÂNIO, Paulo Augusto Cunha; BELLI FILHO, Paulo; PINTO, Rafael de Oliveira; GONÇALVES, Ricardo Franci; VAZOLLER, Rosana Filomena; CASSINI, Sérgio Túlio (Coordenador); LEITE, Valderi Duarte; LOPES, Wilton Silva. *Digestão de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento do Biogás*. Rio de Janeiro: ABES, 2003. p. 166-196.

CHEUNG, K. C., CHU, L. M., WONG, M. H. Ammonia Stripping as a pretreatment for landfill leachate. *Water, Air and Soil Pollution*. 94: 209-221, 1997.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução Nº 020 de 18 de junho de 1986. 17 p.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução Nº 357 de 17 de março de 2005. 23 p.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução Nº 375 de 29 de agosto de 2006. 32 p.

CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE – CONSEMA. Resolução Nº 128 de 2006. 9p.

CORAUCCI FILHO, Bruno; CHERNICHARO, Carlos Augusto Lemos; ANDRADE NETO, Cícero Onofre de; NOUR, Edson Abdul; ANDREOLI, Fabiana De Nadai; MELO, Hênio Normando de Souza; MONTEGGIA, Luiz Olinto; SPERLING, Marcos Von; LUCAS FILHO, Manoel; AISSE, Miguel Mansur; FIGUEIREDO, Roberto Feijó de; STEFANUTTI, Ronaldo. Capítulo 13: Bases Concentuais da Disposição Controlada de Águas Residuárias no Solo. In: CAMPOS, José Roberto, HAANDEL, Adrianus C. Van; CHERNICHARO, Carlos Augusto Lemos; ANDRADE NETO, Cícero Onofre de; MARQUES, David da Motta; NOUR, Edson Abdul; FORESTI, Eugênio; ANDREOLI, Fabiana De Nadai; MELO, Hênio Normando de Souza; MONTEGGIA, Luiz Olinto; SPERLING, Marcos Von; LUCAS FILHO, Manoel; AISSE, Miguel Mansur; FIGUEIREDO, Roberto Feijó de; STEFANUTTI, Ronaldo; PEREIRA, José Almir Rodrigues; PAGLIUSO, Josmar Davilson; FLORENCIO, Lourdinha; CYBIS, Luis Fernando; ZAIAT, Marcelo; KATO, Mário Takayuki; CAVALCANTI, Paula Frassinetti Feitosa; SOBRINHO, Pedro Além. *Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo*. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 321-356.

DEFESA CIVIL. www2.defesacivil.rs.gov.br/estatistica/pluviometrico_consulta.asp, acessado em 20 de novembro de 2008.

EMERSON Kenneth; RUSSO, Rosemarie C.; LUND, Richard E.; THURSTON, Robert V. Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. *Journal Fish. Res. Board Can.* 32 (12), p. 2379-2383.

FERNANDES, Fernando; COSTA, Rejane Helena Ribeiro da Costa; GOMES, Luciana Paulo; FERREIRA, João Alberto; BEAL, Ladimir Luiz; CASTILHOS JÚNIOR, Armando Borges de; SILVA, Sandra Márcia Cesário Pereira da; CAMPOS, Juacyara Carbonelli; LOPES, Deize Dias; BOFF, Ricardo Dalpiaz; SILVA, Joel Dias da. Capítulo 5: Tratamento Biológico de Lixiviados de Resíduos Sólidos Urbanos. In: CASTILHOS JÚNIOR, Armando Borges de; FERNANDES, Fernando; FERREIRA, João Alberto; JUCÁ, José Fernando Thomé; LANGE, Lisete Celina; GOMES, Luciana Paulo; PESSIN, Neide; SANTOS NETO, Pedro Murrieta; ZANTA, Viviana Maria. *Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários*. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 91p.

FERNANDES, Fernando. Relatório final: Tratamento biológico de Lixiviados de Resíduos Sólidos Urbanos, com Remoção de Nitrogênio e Alternativas de Não Lançamento em Recursos Hídricos. PROSAB 5 TEMA 3. 2008.

FERREIRA Cynthia Fantoni Alves; MORAVIA, Wagner Guadagnin; AMARAL, Miriam Crsitina Santos; LANGE, Lisete Celina; SPERLING, Marcos Von. Implantação de um Sistema Filtro Anaeróbio e Lagoas de Polimento do Tratamento de Lixiviados de Aterro Sanitário. Anais do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte, MG. 2006a. 8p.

FERREIRA João Alberto; MANNARINO, Camille Ferreira; MOREIRA, Josino Costa; ARIAS, Ana Rosa Linde; BILA, Daniele Maia. Avaliação da eficiência do tratamento

combinado de lixiviados de aterros de resíduos sólidos urbanos em estações de tratamento de esgotos usando ensaios ecotoxicológicos – Estudo de casos. Anais do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte, MG. 2006b. 8p.

FLECK, Eduardo. Sistema Integrado por Filtro Anaeróbio, Filtro Biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Dissertação (Mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2003. 323f.

GOMES, Luciana Paulo. Avaliação da atividade bacteriana anaeróbia celulolítica do chorume originado em sistema de disposição de resíduos sólidos urbanos a céu aberto. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, 1995. 210f.

GOMES, Luciana Paulo; LANGE, Lisete Celina; JUCÁ, José Fernando Thomé; FERNANDES, Fernando; SILVA, Sandra Márcia Cesário Pereira da. Capítulo 3: Processos e Monitoramento da Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos. In: CASTILHOS JÚNIOR, Armando Borges de; FERNANDES, Fernando; FERREIRA, Jôa Alberto; JUCÁ, José Fernando Thomé; LANGE, Lisete Celina; GOMES, Luciana Paulo; PESSIN, Neide; SANTOS NETO, Pedro Murrieta; ZANTA, Viviana Maria. *Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários*. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 65-108p.

GOOGLE. Google Earth, acessado em março de 2009.

IAMAMOTO, Cristina Yuriko. Remoção de Nitrogênio de Águas Residuárias com elevada concentração de nitrogênio amoniacal em reator contendo biomassa em suspensão operado em bateladas seqüenciais e sob aeração intermitente. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2006. 139f.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico*. Rio de Janeiro, 397p. 2000.

JOKELA, J. P. Y; KETTUNEN, R.H.; SORMUNEN, K. M.; RINTALA, J. A. Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate: low-cost nitrification in biofilters and laboratory scale in-situ denitrification. *Water Research*. 36: 4079-4087, 2002.

JUCÁ, José Fernando Thomé. Destinação Final dos Resíduos no Brasil: situação atual e perspectiva. 10º Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002.

JUCÁ, José Fernando Thomé. Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil. Anais do IV Simpósio Brasileiro de Geossintéticos e V Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental. Porto Alegre, 2003. p. 443.

JUCÁ, José Fernando Thomé. Relatório final: Estudo Experimental do Tratamento de Lixiviado por Diferentes Tecnologias. PROSAB 5 TEMA 3. 2008.

KELLNER, E.; PIRES, E. C. Lagoas de estabilização: Projeto e Operação. Rio de Janeiro: ABES. 244 p. 1998.

KETTUNEN, Riitta H.; KESKITALO, Pertti; HOILIJOKI, Tainá H.; RINTALA, Jukka A. Biological treatment for removal of organic material and ammonium from leachate at low temperatures. *Wast Management & Research*. 17: 487-492, 1999.

LANGE, Lisete Celina; SIMÕES, Gustavo Ferreira; FERREIRA, Cynthia Fantoni Alves; SILVA, Florence Vasconcelos B. Implantação e operação de um aterro sustentável para pequena comunidade. In: CASTILHOS JÚNIOR, Armando Borges de; LANGE, Lisete Celina; GOMES, Luciana Paulo; PESSIN, Neide. *Alternativa de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos para pequenas comunidades*. Florianópolis/SC: RiMa, ABES, 2002. p. 29 – 35.

LEITE, Valderi Duarte; LUNA, Maria Luciana Dias de; BENTO, Edilma Rodrigues; LOPES, Wilton Silva, SILVA, Robson Rogaciano Fernandes da. Estudo do pH e Nitrogênio Amoniacal no processo de stripping da amônia. Anais do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte, MG. 2006. 10p.

LEITE, Valderi Duarte. Relatório final: Estudo do Processo de Tratamento Físico, Químico e Biológico de Lixiviado. PROSAB 5 TEMA 3. 2008.

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*. 46: 851-858, 2002.

METCALF & EDDY INC. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. Ed. 4. New York, EUA. McGraw-Hill Companies. 2003, 1824p.

MCIDADES/SNSA/PMSS. Série Histórica Resíduos Sólidos 2002-2006, SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental e Programa de Modernização do setor de Saneamento. CD_ROM, 2008.

MOREIRA, Fernando Augusto; LANGE, Lisete Celina; FLORA, Renato Silva. Avaliação da Eficiência de Remoção de Amônia e Lixiviados de Aterro Sanitário como Pré e Pós Tratamento na Digestão Aeróbia e Anaeróbia. Anais do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte, MG. 2006. 8p.

OLIVEIRA, Daniel Vieira Menegatti; VOLSCHAN JÚNIOR, Isaac; JORDÃO, Eduardo Pacheco. Comportamento e Desempenho do Processo de Lodos ativados de leito móvel (MBBR) para remoção de compostos nitrogenados. Anais do 24º

Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte, MG. 2006. 7p.

OZTURK, Izzet; ALTINBAS, Mahmut, KOYUNCU, Ismail; ARIKAN, Osman; GOMEZ-YANGIN, Cigdem. Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates. *Waste Management*. 23: 441-446, 2003.

PAULA JÚNIOR, Durval Rodríguez de; MORAES, Luciana de Mattos; CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos; PONTES, Patrícia Procópio; CASSINI, Sérgio Túlio; GONÇALVES, Ricardo Franci; BELLI FILHO, Paulo e SOARES, Hugo Moreira. Capítulo 3: Estabilização Anaeróbia de Lodos. In: FERREIRA, Andréia C.; CASTILHOS JÚNIOR, Armando Borges de; CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos; ANDREOLI, Cleverson Victorio; PAULA JÚNIOR, Durval Rodrigues de; BORGES, Eduardo Sales Machado; SOARES, Hugo Moreira; SOUSA, José Tavares de; MORAES, Luciana de Mattos; PINTO, Marcelo Texeira; FRANÇA, Milene; PONTES, Patrícia Procópio; LIBÂNIO, Paulo Augusto Cunha; BELLI FILHO, Paulo; PINTO, Rafael de Oliveira; GONÇALVES, Ricardo Franci; VAZOLLER, Rosana Filomena; CASSINI, Sérgio Túlio (Coordenador); LEITE, Valderi Duarte; LOPES, Wilton Silva. *Digestão de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento do Biogás*. Rio de Janeiro: ABES, 2003. p. 53-93.

PELKONEN Markku, KOTRO, Mikko; RINTALA, Jukka. Biological nitrogen removal from landfill leachate: a pilot-scale study. *Waste Management & Research*. 17: 493-497, 1999.

PEREIRA, Ana Ghislane Henriques. Compressibilidad de Los Resíduos Sólidos Urbanos. Tese (Doutorado) – Dpto de Explotación y Prospección de Minas, Universidad de Oviedo, 2000. 266f.

PESSIN, Neide; SILVA, Arthur Roberto; CONTO, Suzana Maria de; PANAROTTO, Cláudia Teixeira; BEAL, Lademir Luiz. Concepção e implantação de células piloto de aterramento de resíduos sólidos. In: CASTILHOS JÚNIOR, Armando Borges de; LANGE, Lisete Celina; GOMES, Luciana Paulo; PESSIN, Neide. *Alternativa de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos para pequenas comunidades*. Florianópolis/SC: RiMa, ABES, 2002. p. 13 – 17.

POHLAND, F.G. & HARPER, S.R. Critical review and summary of leachate and gas production from landfills. Atlanta, Georgia Institute of Technology, School of Civil Engineering, 1985, 165p.

POLISEL, Kleber Castilho. Desempenho de Lagoas de Maturação utilizando Macrófitas Aquáticas e Chicaneamento. Tese (Doutorado em Engenharia Civil, Área de Concentração: Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2005. 153f.

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

REES, J. F. The fate of carbon compounds in the landfill disposal of organic matter. *J. Chem. Tech. Biotechnol.* 30:161-175, 1980.

ROBINSON, H. D.; BARR, M. J. Aerobic biological treatment of landfill leachates. *Wast Management & Research.* 17: 478-486, 1999.

RODRIGUES FILHO, Geraldo Martins; ROCHA, Otidene Rossiter Sá da; BENACHOUR, Mohand; MOTTA, Maurício da; SILVA, Valdinete Lins da. Desenvolvimento de Processos Foto Fenton Like com uso de luz solar para tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Anais do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte, MG. 2006. 6p.

SANTOS, Luiz Aníbal de Oliveira Santos. Projeto Construção e Monitoramento de Aterro Sanitário Controlado e Recuperação de Lixões: Interfaces com a Geotecnia, Geologia, Hidrogeologia e Tecnologia de Linings. Anais do Simpósio Internacional de Destinação de Lixo: Salvado, Bahia. 1994. p. 88-103.

SCHNEIDER, Vânia Elizabete; EMMERICH, Rita de Cássia; DUARTE, Viviane Caldart; ORLANDIN, Sandra Maria. *Manual de gerenciamento de resíduos sólidos de serviços de saúde.* 2. ed. Caxias do Sul, RS: Educs, 2004. 319 p.

SILVA, Salomão Anselmo; ATHAYDE JÚNIOR, Gilson Barbosa; OLIVEIRA, Rui de. Efeito de Chicanas no Desempenho de Lagoas de Estabilização. Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa, PB. 2001. 6p.

SILVA, A. C.; DEZOTTI, M.; SANT'ANNA JR, G. L. Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. *Chemosphere.* 55: 207-214, 2004.

SILVA, Salomão Anselmo; SILVA, José Vanderley do Nascimento; ATHAYDE JÚNIOR, Gilson Barbosa; LEITE, Valderi Duarte. Influência de chicanas em lagoas de estabilização na remoção de matéria orgânica. Anais do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte, MG. 2006a. 7p.

SILVA, Sandra Márcia Cesário Pereira da; HOSSAKA, André Luiz; FERNANDES, Fernando; SOBRINHO, Pedro Além. Remoção prévia do nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário visando posterior tratamento biológico. Anais do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte, MG. 2006b. 6p.

SILVA, Selma Cristina da e RIBEIRO, Márcia Maria Rios. Enquadramento dos corpos d'água e cobrança pelo uso da água na Bacia do Rio Pirapama – PE. *Engenharia Sanitária e Ambiental.* 11 (4): 371-379, 2006.

SL AMBIENTAL. Comunicação Pessoal, recebida em 2006.

SL AMBIENTAL. Comunicação Pessoal, recebida em março de 2008.

SL AMBIENTAL. Comunicação Pessoal, recebida em março de 2009.

SOUTO, Gabriel D'Arrigo de Brito e POVINELLI, Jurandy. Características do Lixiviado de Aterros Sanitários no Brasil. Anais do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte, MG. 2006. 16p.

TATE, Robert L. *Soil Microbiology*. 1 ed. New Brunswick:John Wiley & Sons, Inc, 1995. 398p.

TILLMANN, Ângela Cristina. Avaliação da Eficiência Ambiental de Trincheiras para Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos operados com Recirculação de Lixiviado. Dissertação (Mestrado em Gerenciamento Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Geologia, Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, 2003. 144f.

VON SPERLING, M. Wastewater characteristics, treatment and disposal. *IWA Publishing*, 2007. 296p.

Water Environment Federation (WEF) & American Society of Civil Engineers (ASCE) / Environmental and Water Resources Institute (EWRI). *Biological Nutrient Removal (BNR) Operation in Wastewater Treatment Plants*, 1 ed., WEF Manual of Practice nº 29 and ASCE/EWRI Manuals and Reports on Engineering Practice nº 109. McGraw-Hill: New York, Chicago, San Francisco, Lisbon, London, Madrid, Mexico City, Milan, Delhi, San Juan, Seoul, Singapore, Sydney, Toronto, 2005. 597p.

WISZNIOWSKI, J; ROBESRT, D.; SURMACZ-GORSKA, J.; MIKSCH, K.; WEBER, J. V. Landfill Leachate treatment methods: A review. *Environ Chem Lett*. 4: 51-61, 2006.

ZANOTELLI, Cladir Teresinha. Modelagem Matemática de Nitrogênio e Fósforo em Lagoas Facultativas e de Aguapés para tratamento de dejetos suínos. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, 2002. 180f.

ZANTA, Viviana Maria e FERREIRA, Cynthia Fantoni Alves. Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos. In: CASTILHOS Jr., A.B. de; LANGE, L.C.; GOMES, L.P.; PESSIN, N. (Org.). *Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte*. Rio de Janeiro: RiMa, ABES, 2003. 18p.

ZHANG, Xiuhong; ZHOU, Jiti; GUO, Haiyan; QU, Yuanyuan; LIU, Guagfei; ZHAO, Lihong. Nitrogen removal performace in a novel combined biofilm reactor. *Process Biochemistry*. 42: 620-626, 2007.

APÊNDICES

APENDICE I – RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS DO LIXIVIADO DA ETLix

Data	Amostra	Parâmetros										
		pH	Fósforo	Acidez	Alcalinidade Total	DBO	DQO	NA	NO	NT	Nitritos	Nitratos
			mg/L	mg/L CaCO ₃	mg/L CaCO ₃	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
22/3/07	Entrada	7,9	NR	NR	NR	1760	3768	927	301	1228	0,2	13
22/3/07	Saída	8,8	NR	NR	NR	155	1938	219	77	296	0,1	12
18/4/07	Entrada	8,2	18,5	NR	NR	2200	7803	794	190	984	0,5	31
18/4/07	Saída	9,0	9,4	NR	NR	210	2121	188	114	302	0,2	14
16/5/07	Entrada	7,4	6,5	244	1011	940	1590	219	34	253	0,1	2,9
16/5/07	Saída	8,6	4,8	52,5	2473	155	1778	186	58	244	0,1	9,4
13/6/07	Entrada	7,5	6,3	764	4192	1466	3698	390	345	735	0,2	6,4
13/6/07	Saída	8,4	3,4	286	3081	400	2101	273	71	344	0,2	11
11/7/07	Entrada	7,0	5,9	1766	3009	4548	2675	NR	NR	NR	0,1	5,5

11/7/07	Saída	8,3	16,6	883	3638	1116	NR	NR	NR	NR	0,2	9,5
17/8/07	Entrada	7,7	17,8	4053	8301	7830	8415	NR	NR	NR	0,3	15
17/8/07	Saída	8,3	12,7	1335	1154	2350	4136	NR	NR	NR	0,1	8
3/10/07	Entrada	7,7	19,6	2427	1540	6600	4653	1327	2569	3896	0,2	16
3/10/07	Saída	8,1	18,8	2637	589	1700	NR	464	2472	2936	0,1	8
31/10/07	Entrada	NR	NR	3566	1024	NR	1319	NR	NR	NR	0,2	13
31/10/07	Saída	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR
1/11/07	Entrada	NR	NR	NR	NR	NR	4653	NR	NR	NR	NR	NR
1/11/07	Saída	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR
5/12/07	Entrada	7,9	8,3	3205	4968	2600	4975	738	134	872	0,2	10
5/12/07	Saída	8,3	1,9	339	2186	235	1651	136	74	210	0,1	8
3/1/08	Entrada	7,7	NR	5150	3440	1633	5925	898	100	998	0,3	16
3/1/08	Saída	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR
20/2/08	Entrada	8,1	5,0	5494	8406	3600	8144	1213	160	1373	0,3	23,0
20/2/08	Saída	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR
12/3/08	Entrada	8,0	22,4	2200	9449	4666	9777	443	206	649	0,4	31,6

12/3/08	Saída	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR
26/3/08	Entrada	8,3	16,6	1462	8951	2466	4577	1588	190	1778	*	26,3 ¹ 10,5 ²
26/3/08	Saída	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR
2/4/08	Entrada	8,3	26,1	2437	7261	1433	NR	553	160	712	*	9,0 ²
21/5/08	Entrada	7,9	NR	NR	13048	6625	8904	1803	226	2029	*	12,8
1/8/08	Entrada	NR	NR	1875,0	5122	1175	3236	828	84	911	*	3,3
1/8/08	Saída	NR	NR	1411,0	4575	1175	3791	626	83	709	*	3,1
1/10/08	Entrada	8,3	12,1	1926,0	5868	1733	4127	530	434	964	*	3,9
	Saída	8,5	9,8	1277,0	2983	1170	3078	365	131	496	*	3,3

Legenda:

* Não houve desenvolvimento de cor característica da análise

NR - Não foi realizada análise físico-química

¹ Utilização do Método Ácido Cromotrópico

² Utilização do Método Ácido Salicílico indicado pela Rede Prosab.

APENDICE II – RESULTADOS RELATIVOS AO TESTE 1 – ENSAIOS EM BATEADA DO REATOR DE CHICANAS

TESTE 1 – ENSAIO RC 1									
Tempo (dias)	NA (mg/L)	Remoção NA (%)	pH	Temp. (°C)	DQO (mg/L)	Remoção DQO (%)	ST (mg/L)	Remoção ST (%)	Precipitação (mm)
0	539,3	0	8,1	20	3555,0	0,0	NR	NR	0,0
1	469,7	13	8,2	22	NR	NR	NR	NR	30,0
2	473,8	12	8,4	22	NR	NR	NR	NR	0,0
3	434,8	19	8,5	23	NR	NR	NR	NR	ND
4	NR	NR	NR	27	NR	NR	NR	NR	ND
5	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	ND
6	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0,0
7	331,3	39	8,3	23	NR	NR	NR	NR	ND
8	305,5	43	8,5	25	NR	NR	NR	NR	0,0
9	255,8	53	8,6	26	NR	NR	NR	NR	0,0
10	229,0	58	8,7	26	2258	36,5	NR	NR	ND

Legenda: NR – Não Realizado; ND – Não Disponível.

TESTE 1 – ENSAIO RC 4														
Tempo (dias)	Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	Remoção Alcalinidade (%)	NA (mg/L)	Remoção NA (%)	pH	Temp. (°C)	Nitrito (mg/L)	Nitratos mg/L (1)	Nitratos mg/L (2)	DQO	Remoção DQO (%)	ST (mg/L)	Remoção ST (%)	Precipitação (mm)
0	4750	0	357,4	0	8,6	26	NR	NR	NR	3874,2	0	10904	0	0
1	NR	NR	461,4	0	8,3	25	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
2	NR	NR	381,4	17	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
3	5515,89	0	372	19	8,6	26	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
4	NR	NR	357,4	23	8,8	26	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
5	5273,97	4	317,4	31	8,9	23	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	ND
6	NR	NR	306,7	34	8,7	23	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	ND
7	5153	7	282,7	39	8,7	24	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	ND
8	NR	NR	NR	NR	NR	23	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
9	NR	NR	220,1	52	7,8	24	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	ND
10	4959,46	10	213,4	54	7,2	24	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
11		NR	NR	NR	7,9	26	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
12	4838,5	12	169,4	63	8,2	26	*	18,7	NR	3566,5	8	11351	0	0

Legenda: NR – Não Realizado; ND – Não Disponível; (1) Método Ácido Cromotrópico; (2) Método Ácido Salicílico; * Não houve desenvolvimento de cor característica da análise.

TESTE 1 – ENSAIO RC 13														
Tempo (dias)	Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	Remoção Alcalinidade (%)	NA (mg/L)	Remoção NA (%)	pH	Temp. (°C)	Nitrito (mg/L)	Nitratos mg/L (1)	Nitratos mg/L (2)	DQO	Remoção DQO (%)	ST (mg/L)	Remoção ST (%)	Precipitação (mm)
0	5812,5	0	513,4	0	8,5	24	NR	NR	NR	3879	0	NR	0	ND
1	NR	NR	392,1	24	8,7	18	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	50
2	NR	NR	383,65	25	8,6	21	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	ND
3	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
4	NR	NR	462,65	10	8,6	19	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	10
5	4546,88	22	403,4	21	8,4	20	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	35
6	NR	NR	417,5	19	8,6	20	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	ND
7	4265,63	27	338,5	34	8,4	18	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
8	NR	NR	314,2	39	8,51	17	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	ND
9	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	12,5
10	4171,88	28	409,1	20	8,4	27	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
11	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	ND
12	3890,63	33	344,9	33	8,4	19	NR	NR	NR	1825	53	NR	NR	6

Legenda: NR – Não Realizado; ND – Não Disponível; (1) Método Ácido Cromotrópico; (2) Método Ácido Salicílico; * Não houve desenvolvimento de cor característica da análise.

APENDICE III – RESULTADOS RELATIVOS AO TESTE 2 – ENSAIOS EM BATEADA DO REATOR DE CHICANAS

TESTE 2 – ENSAIO RC 10														
Tempo (dias)	Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	Remoção Alcalinidade (%)	NA (mg/L)	Remoção NA (%)	pH	Temp. (°C)	Nitrito (mg/L)	Nitratos mg/L (1)	Nitratos mg/L (2)	DQO	Remoção DQO (%)	ST (mg/L)	Remoção ST (%)	Precipitação (mm)
0	4794	0	512,0	0	8,12	29	*	-	5	2268,4	0	7279	0	0
1	NR	NR	428,8	16	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
2	NR	NR	541,6	0	8,47	14	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	1
3	4230	12	468,3	9	8,6	17	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	45
4	NR	NR	479,6	6	8,38	18	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	46
5	4089	15	462,6	10	8,5	16	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
6	NR	NR	406,2	21	8,3	14	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	10
7	3948	18	366,2	29	NR	19	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	ND
8	NR	NR	299,0	42	NR	24	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	ND
9	NR	NR	445,7	13	8,41	17	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	9
10	NR	NR	430,2	16	8,3	15	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
11	3760	22	321,6	37	8,4	23	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
12	3619	25	361,1	30	8,3	22	NR	NR	5,6	946,9	58	5564	24	0

Legenda: NR – Não Realizado; ND – Não Disponível; (1) Método Ácido Cromotrópico; (2) Método Ácido Salicílico; * Não houve desenvolvimento de cor característica da análise.

TESTE 2 – ENSAIO RC 11														
Tempo (dias)	Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	Remoção Alcalinidade (%)	NA (mg/L)	Remoção NA (%)	pH	Temp. (°C)	Nitrito (mg/L)	Nitratos mg/L (1)	Nitratos mg/L (2)	DQO	Remoção DQO (%)	ST (mg/L)	Remoção ST (%)	Precipitação (mm)
0	3525	0	301,8	0	8,2	12	*	-	4,8	1051,6	0	NR	5668	2
1	NR	NR	284,9	6	NR	22	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	ND
2	NR	NR	279,3	8	NR	24	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
3	3525	0	397,8	0	8,5	21	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
4	NR	NR	369,6	0	8,4	21	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
5	3478	1	366,7	0	8,6	25	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	ND
6	NR	NR	358,3	0	8,5	11	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
7	3337	5	279,3	8	8,6	9	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	1
8	NR	NR	177,7	41	NR	15	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	70
9	NR	NR	189,0	37	NR	15	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	8
10	2820	20	282,1	7	9,03	15	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
11	NR	NR	268,0	11	9,2	20	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
12	2726	23	268,0	11	8,7	25	NR	NR	1,8	776,3	26	NR	NR	ND

Legenda: NR – Não Realizado; ND – Não Disponível; (1) Método Ácido Cromotrópico; (2) Método Ácido Salicílico; * Não houve desenvolvimento de cor característica da análise.

TESTE 2 – ENSAIO RC 14

Tempo (dias)	Alcalinidade (mg/L CaCO₃)	Remoção Alcalinidade (%)	NA (mg/L)	Remoção NA (%)	pH	Temp. (°C)	Nitrito (mg/L)	Nitratos mg/L (1)	Nitratos mg/L (2)	DQO	Remoção DQO (%)	ST (mg/L)	Remoção ST (%)	Precipitação (mm)
0	3844	0	233,8	0	8,4	20	7,7	NR	NR	1825	0	NR	NR	2
1	NR	NR	227,4	3	8,6	20	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	1
2	NR	NR	172,8	26	8,5	22	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	ND
3	3375	12	274,4	0	8,5	20	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	7
4	NR	NR	251,6	0	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
5	3328	13	236,3	0	8,3	19	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	10
6	NR	NR	233,8	0	8,4	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	ND
7	3234	16	200,7	14	8,3	22	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
8	NR	NR	227,4	3	8,5	26	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
9	NR	NR	218,6	7	8,5	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	11
10	3000	22	223,6	4	8,4	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	5
11	NR	NR	212,5	9	8,4	25	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
12	3000	22	200,7	14	8,3	25	NR	NR	NR	1112	39	NR	NR	0

Legenda: NR – Não Realizado; ND – Não Disponível; (1) Método Ácido Cromotrópico; (2) Método Ácido Salicílico; * Não houve desenvolvimento de cor característica da análise.

APENDICE IV – RESULTADOS RELATIVOS AO TESTE 3 – ENSAIOS EM BATEADA DO REATOR DE CHICANAS

TESTE 3 – ENSAIO RC 2														
Tempo (dias)	Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	Remoção Alcalinidade (%)	NA (mg/L)	Remoção NA (%)	pH	Temp. (°C)	Nitrito (mg/L)	Nitratos mg/L (1)	Nitratos mg/L (2)	DQO	Remoção DQO (%)	ST (mg/L)	Remoção ST (%)	Precipitação (mm)
0	NR	NR	898,4	0	7,7	33	NR	NR	NR	5924,7	0	8526,0	0	0
1	NR	NR	1076,7	0	7,8	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
2	NR	NR	1036,1	4	8,5	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
3	NR	NR	994,0	8	6,9	33	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
4	NR	NR	921,6	14	8,3	33	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
5	NR	NR	791,2	27	8,8	32	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
6	NR	NR	770,9	28	8,9	34	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
7	NR	NR	620,2	42	9,1	32	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
8	NR	NR	515,8	52	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	27
9	NR	NR	459,3	57	8,0	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	ND
10	NR	NR	405,7	62	8,4	25	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
11	NR	NR	344,9	68	7,7	26	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
12	NR	NR	289,8	73	7,9	28	NR	NR	NR	2844,4	52	8452,0	1	0

Legenda: NR – Não Realizado; ND – Não Disponível; (1) Método Ácido Cromotrópico; (2) Método Ácido Salicílico; * Não houve desenvolvimento de cor característica da análise.

TESTE 3 – ENSAIO RC 3														
Tempo (dias)	Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	Remoção Alcalinidade (%)	NA (mg/L)	Remoção NA (%)	pH	Temp. (°C)	Nitrito (mg/L)	Nitratos mg/L (1)	Nitratos mg/L (2)	DQO	Remoção DQO (%)	ST (mg/L)	Remoção ST (%)	Precipitação (mm)
0	8406	0	1213,0	0	7,8	25,5	NR	NR	NR	8144,4	0	14099	0	0
1	NR	NR	1164,4	4	7,3	25	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
2	8507	0	1128,3	7	8,4	27	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
3	NR	NR	1122,7	7	7,2	23	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
4	9100	0	997,7	18	7,5	27	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
5	NR	NR	986,5	19	7,2	25	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
6	8900	2	939,3	23	8,5	26	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
7	NR	NR	935,1	23	8,1	25	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
8	8500	7	928,2	24	8,6	25	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
9	NR	NR	865,7	29	8,7	25	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
10	NR	NR	792,0	35	7,7	25	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	22
11	NR	NR	749,4	38	7,3	26	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	4
12	6700	26	696,1	43	8,6	26	NR	NR	NR	6631,0	19	12043	15	ND

Legenda: NR – Não Realizado; ND – Não Disponível; (1) Método Ácido Cromotrópico; (2) Método Ácido Salicílico; * Não houve desenvolvimento de cor característica da análise.

TESTE 3 – ENSAIO RC 7														
Tempo (dias)	Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	Remoção Alcalinidade (%)	NA (mg/L)	Remoção NA (%)	pH	Temp. (°C)	Nitrito (mg/L)	Nitratos mg/L (1)	Nitratos mg/L (2)	DQO	Remoção DQO (%)	ST (mg/L)	Remoção ST (%)	Precipitação (mm)
0	13048	0	1802,9	0	7,9	27	*	12,8	NR	8903,9	0	16825	0	0
1	NR	NR	1760,4	2	8,0	23	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
2	NR	NR	1746,3	3	8,4	20	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
3	NR	NR	1629,6	10	8,0	23	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
4	NR	NR	1802,9	0	8,0	15	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
5	12087	7	1827,6	0	8,1	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	ND
6	NR	NR	1746,3	3	8,1	18,5	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
7	12036	8	1668,4	8	8,2	19,5	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
8	NR	NR	1173,7	35		NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	67
9	6473	50	1103,0	39	8,2	8	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
10	NR	NR	707,0	61	9,1	6	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
11	NR	NR	1081,7	40	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	ND
12	9002	31	1361,0	25	NR	14	*	NR	8,9	6357,1	29	11089	34	ND

Legenda: NR – Não Realizado; ND – Não Disponível; (1) Método Ácido Cromotrópico; (2) Método Ácido Salicílico; * Não houve desenvolvimento de cor característica da análise.

TESTE 3 – ENSAIO RC 8														
Tempo (dias)	Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	Remoção Alcalinidade (%)	NA (mg/L)	Remoção NA (%)	pH	Temp. (°C)	Nitrito (mg/L)	Nitratos mg/L (1)	Nitratos mg/L (2)	DQO	Remoção DQO (%)	ST (mg/L)	Remoção ST (%)	Precipitação (mm)
0	6473	0	877,5	0	8,3	12	*	NR	4,6	4662,5	0	9326	0	0
1	NR	NR	851,4	3	8,5	14	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	ND
2	7434	0	828,5	6	8,4	14	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	3
3	NR	NR	887,3	0	8,1	11	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
4	NR	NR	867,7	1	NR	13	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
5	NR	NR	900,3	0	8,4	12	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
6	7990	0	861,2	2	8,4	13	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
7	7839	2	1011,2	0	8,4	14	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	ND
8	NR	NR	968,8	0	8,4	14	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
9	7030	12	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	22
10	NR	NR	828,6	6	8,4	16	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	ND
11	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	ND
12	6676	17	893,8	0	8,1	NR	*	NR	4	4259,7	9	9682	0	0

Legenda: NR – Não Realizado; ND – Não Disponível; (1) Método Ácido Cromotrópico; (2) Método Ácido Salicílico; * Não houve desenvolvimento de cor característica da análise.

APENDICE V – RESULTADOS RELATIVOS AO TESTE 4 – ENSAIOS EM BATEADA DO REATOR DE CHICANAS

TESTE 4 – ENSAIO RC 5														
Tempo (dias)	Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	Remoção Alcalinidade (%)	NA (mg/L)	Remoção NA (%)	pH	Temp. (°C)	Nitrito (mg/L)	Nitratos mg/L (1)	Nitratos mg/L (2)	DQO	Remoção DQO (%)	ST (mg/L)	Remoção ST (%)	Precipitação (mm)
0	8951	0	1588,3	0	8,3	34	*	26	10,5	6556,6	0	15101	0	0
1	NR	NR	1544,0	3	8,7	34	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	ND
2	10300	0	1395,3	12	8,1	24	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	37,5
3	NR	NR	1341,6	16	7,0	29	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
4	NR	NR	1297,3	18	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
5	9600	7	1227,7	23	7,9	24	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
6	NR	NR	1158,0	27	7,6	27	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
7	9300	10	1145,4	28	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	2,5
8	NR	NR	1069,4	33	8,8	22	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
9	8700	16	980,8	38	8,5	29	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	ND
10	NR	NR	936,5	41	8,6	19	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
11	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
12	8200	20	885,9	44	8,7	22	*	30	11,7	4450,6	32	13382	11	0

Legenda: NR – Não Realizado; ND – Não Disponível; (1) Método Ácido Cromotrópico; (2) Método Ácido Salicílico; * Não houve desenvolvimento de cor característica da análise.

TESTE 4 – ENSAIO RC 6														
Tempo (dias)	Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	Remoção Alcalinidade (%)	NA (mg/L)	Remoção NA (%)	pH	Temp. (°C)	Nitrito (mg/L)	Nitratos mg/L (1)	Nitratos mg/L (2)	DQO	Remoção DQO (%)	ST (mg/L)	Remoção ST (%)	Precipitação (mm)
0	7900	0,0	727,3	0	8,4	23	*	27	10,5	4288,0	0	13773	0	0
1	NR	NR	671,3	8	8,6	23	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
2	7650	3	646,9	11	8,7	25	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
3	NR	NR	576,9	21	8,5	23	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	12
4	NR	NR	448,7	38	NR	19	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
5	5500	30	431,2	41	NR	27	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	62
6	NR	NR	398,6	45	8,9	19	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
7	5400	32	390,4	46	8,7	18	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
8	NR	NR	377,6	48	8,5	25	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
9	5200	34	354,3	51	8,6	28	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	ND
10	NR	NR	313,4	57	8,8	18	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
11	NR	NR	350,0	52	NR	25	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
12	4873	38	310,8	57	NR	19	*	22	10,2	2822,4	34	10801	22	2

Legenda: NR – Não Realizado; ND – Não Disponível; (1) Método Ácido Cromotrópico; (2) Método Ácido Salicílico; * Não houve desenvolvimento de cor característica da análise.

TESTE 4 – ENSAIO RC 9														
Tempo (dias)	Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	Remoção Alcalinidade (%)	NA (mg/L)	Remoção NA (%)	pH	Temp. (°C)	Nitrito (mg/L)	Nitratos mg/L (1)	Nitratos mg/L (2)	DQO	Remoção DQO (%)	ST (mg/L)	Remoção ST (%)	Precipitação (mm)
0	6392	0	724,4	0	8,0	18	*	-	3,8	3710,9	0	9332	0	0
1	NR	NR	580,6	20	8,1	17	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	45
2	NR	NR	554,5	23	NR	16	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
3	5405	15	580,6	20	8,7	11	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
4	NR	NR	544,8	25	8,9	18	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
5	5311	17	730,2	0	8,2	11	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
6	NR	NR	698,1	4	8,9	16	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
7	5217	18	574,1	21	8,4	12	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
8	NR	NR	541,5	25	NR	16	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
9	NR	NR	515,4	29	NR	14	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	ND
10	5170	19	652,4	10	NR	23	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
11	NR	NR	626,3	14	8,6	17	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
12	4888	24	626,3	14	8,5	15	*	-	3,3	2430,8	35	7054	24	30

Legenda: NR – Não Realizado; ND – Não Disponível; (1) Método Ácido Cromotrópico; (2) Método Ácido Salicílico; * Não houve desenvolvimento de cor característica da análise.

APENDICE VI – RESULTADOS RELATIVOS AO TESTE 5 – ENSAIOS EM BATEADA DO REATOR DE CHICANAS

TESTE 5 – ENSAIO RC 12														
Tempo (dias)	Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	Remoção Alcalinidade (%)	NA (mg/L)	Remoção NA (%)	pH	Temp. (°C)	Nitrito (mg/L)	Nitratos mg/L (1)	Nitratos mg/L (2)	DQO	Remoção DQO (%)	ST (mg/L)	Remoção ST (%)	Precipitação (mm)
0	2344	0	220,1	0	8,5	16	*	NR	3,04	804	0	NR	NR	18
1	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	1,5
2	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
3	2344	0	211,6	4	8,7	14	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
4	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	ND
5	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	ND
6	2297	2	177,7	19	9,2	14	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
7	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	ND
8	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
9	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	15
10	2250	4	156,6	29	8,7	15	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	7,5
11	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	2,5
12	2156	8	146,7	33	8,5	20	NR	NR	NR	749	6,8	NR	NR	0

Legenda: NR – Não Realizado; ND – Não Disponível; (1) Método Ácido Cromotrópico; (2) Método Ácido Salicílico; * Não houve desenvolvimento de cor característica da análise.

TESTE 5 – ENSAIO RC 15

Tempo (dias)	Alcalinidade (mg/L CaCO₃)	Remoção Alcalinidade (%)	NA (mg/L)	Remoção NA (%)	pH	Temp. (°C)	Nitrito (mg/L)	Nitratos mg/L (1)	Nitratos mg/L (2)	DQO	Remoção DQO (%)	ST (mg/L)	Remoção ST (%)	Precipitação (mm)
0	2953,13	0,0	172,75	0	8,3	24	NR	NR	NR	1079,0	NR	NR	NR	12
1	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
2	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	ND
3	2906,25	1,6	163,9	5,1	8,45	26	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	ND
4	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
5	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
6	2685,42	9,1	141,35	18,2	8,5	27	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
7	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
8	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	5
9	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	ND
10	NR	NR	177,85	-3,0	8,48	28	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
11	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0
12	3140,63	-6,3	160,1	7,3	8,5	23	NR	NR	NR	906,0	16	NR	NR	0

Legenda: NR – Não Realizado; ND – Não Disponível; (1) Método Ácido Cromotrópico; (2) Método Ácido Salicílico; * Não houve desenvolvimento de cor característica da análise.