



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

CAROLINA ALVES DO NASCIMENTO ALVIM

**INFLUÊNCIAS DO PRÉ-TRATAMENTO POR STRIPPING
NA DESNITRIFICAÇÃO CONVENCIONAL E PELA VIA
CURTA, EM RBS APLICADO AO TRATAMENTO DE
LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

LONDRINA
2010

CAROLINA ALVES DO NASCIMENTO ALVIM

**INFLUÊNCIAS DO PRÉ-TRATAMENTO POR STRIPPING
NA DESNITRIFICAÇÃO CONVENCIONAL E PELA VIA
CURTA, EM RBS APLICADO AO TRATAMENTO DE
LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento, da Universidade Estadual de Londrina, como requisito à obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Fernandes
Co-orientação: Profa. Dra. Deize Dias Lopes

LONDRINA
2010

CAROLINA ALVES DO NASCIMENTO ALVIM

**INFLUÊNCIAS DO PRÉ-TRATAMENTO POR STRIPPING NA
DESNITRIFICAÇÃO CONVENCIONAL E PELA VIA CURTA,
EM RBS APLICADO AO TRATAMENTO DE LIXIVIADO
DE ATERRO SANITÁRIO**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento, da Universidade Estadual de Londrina, como requisito à obtenção do título de Mestre.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Fernando Fernandes
Universidade Estadual de Londrina

Prof. Dr. Miguel Mansur Aisse
Universidade Federal do Paraná

Prof. Dr. Ajadir Fazolo
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Londrina, 08 de outubro de 2010.

DEDICO

A Deus que está presente em tudo.

ALVIM, Carolina Alves do Nascimento. **Influências do pré-tratamento por Stripping na desnitrificação convencional e pela via curta, em RBS aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário.** 2010. 84 fl.s Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina. 2010.

RESUMO

Este trabalho avalia o processo de remoção do nitrogênio amoniacal do lixiviado do aterro controlado de Londrina, empregando-se o sistema de stripping como um processo físico para pré tratamento de uma das linhas de análise do piloto experimental (LA-1). Este processo foi escolhido por apresentar baixo custo de instalação, baixo gasto de energia elétrica e alta eficiência na remoção do nitrogênio amoniacal sem alterar suas características iniciais. O processo de remoção do nitrogênio amoniacal por stripping foi avaliado utilizando o piloto experimental como mecanismo de volatilização da amônia. Após este pré-tratamento o lixiviado era transferido para a RBS-1 e iniciava o tratamento por lodos ativados avaliando e acompanhando o processo de nitrificação e desnitrificação em fases aeróbia e anóxica respectivamente. A segunda linha RBS-2, difere da 1 apenas por não possuir nenhum pré tratamento e receber o lixiviado bruto do aterro controlada na fase de stripping observou-se remoção média de 52% do nitrogênio amoniacal no período de 15 dias e consumo médio de alcalinidade da ordem de 1.000 mg/l. a prévia remoção de nitrogênio também favoreceu o sistema de lodos ativados, reduzindo o período de aeração para formação de nitritos e nitratos, cuja remoção total foi obtida após fase anóxica de 41 horas, utilizando-se etanol como fonte de alimento para a biomassa.

Palavras chave: Lixiviado. Desnitrificação. Nitrificação. Desnitrificação via curta.

ALVIM, Carolina Alves do Nascimento. **Influences of pretreatment by stripping denitrification in conventional and the short route in RBS applied to the treatment of landfill leachate.** 2010. 84 f. Dissertation (Master in Buildings Engineering and Sanitation) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2010.

ABSTRACT

This study evaluates the process of removing ammonia nitrogen from landfill leachate Londrina, using the stripping system as a physical process for pretreatment of a line of analyses of experimental pilot (LA-1). This processing was chosen because of its low installation cost, low spending power and high efficiency in the removal of ammonia nitrogen without changing its initial characteristics. The process of removing ammonia nitrogen stripping was evaluated using the experimental pilot as a mechanism for ammonia volatilization. After this pretreatment the leachate was transferred to RBS-1 and initiating the activated sludge treatment evaluating and monitoring the process of nitrification and denitrification in anoxic and aerobic phases respectively. The second line RBS-2 differs from the first only for not receive any pretreatment and the raw leachate from landfills controlled during stripping was observed mean removal 52% of the ammonium nitrogen during the 15 days and the average consumption of alkalinity of the order of 1000 mg/l. Prior to removal of nitrogen also favored the activated sludge system, reducing the amount of aeration to form nitrites and nitrates, whose total removal was obtained after 41 hours anoxic phase, using ethanol as a food source for the biomass.

Keywords: Leachate. Denitrification. Nitrification. Denitrification from short.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, toda honra e glória a Deus, que nos dá o dom de estudar para ajudar ao nosso próximo.

Ao orientador, Prof. Dr. Fernando Fernandes, pela orientação dos trabalhos ao longo do mestrado.

À Prof. Dra. Deize Dias Lopes pela co-orientação e pela amizade sincera e os ensinamentos que levarei para vida toda.

Aos amigos e colegas de mestrado Élson, Chirlei, Juliana, Carlos, Felipe, Joseane, Fernando (Japa) pelos momentos de descontração e felicidade nas horas de angústia.

Aos amigos, Gisselma, Alessandra, Carlos Eduardo, Renan, Caio, Douglas e André, pela colaboração nas análises de laboratório e companhia.

Ao meu marido Rogério pela paciência e amor que se dedica a nossa família e pelas palavras de incentivo ao longo destes estudos.

Ao meu filho Rafael que um dia vai saber que todo o esforço que eu faço hoje é para o futuro dele. Ele é a força da minha vida, que não me deixa esmorecer apesar dos atropelos.

Ao CNPq, pelo fornecimento da bolsa de auxílio.

A todos os responsáveis pelo mestrado, que apóiam e viabilizam esta grande oportunidade de estudo.

“Avance para águas mais profundas, e lancem as redes para pesca”.

Lucas 5 – 4.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	% de amônia livre em função do pH, para diferentes faixas de temperatura	22
Figura 2	Representação esquemática do sistema de lodos ativados em batelada seqüencial.....	24
Figura 3	Resumo de rotas e enzimas da nitrificação	25
Figura 4	Oxidação amônia.....	27
Figura 5	Oxidação amônia e formação de 2 compostos intermediários	27
Figura 6	Croqui piloto experimental, nomenclatura geral	33
Figura 7	L1 – Croqui do piloto experimental	36
Figura 8	L2 – Croqui do piloto experimental	37
Figura 9	Reator em fase aeróbia	38
Figura 10	Tanque de armazenamento do lixiviado bruto.....	38
Figura 11	Remoção de alcalinidade e N amoniacal da batelada 1 (S1)	42
Figura 12	Controle da temperatura e do pH da batelada 1 (S1).....	43
Figura 13	Remoção de alcalinidade e N amoniacal da batelada 2 (S2)	44
Figura 14	Controle da temperatura e do pH da batelada 2 (S2).....	45
Figura 15	Remoção de alcalinidade e N amoniacal da batelada 3 (S3)	45
Figura 16	Controle da temperatura e do pH da batelada 3 (S3).....	46
Figura 17	Remoção de alcalinidade e N amoniacal da batelada 4 (S4)	47
Figura 18	Controle da temperatura e do pH da batelada 4 (S4).....	47
Figura 19	Remoção de alcalinidade e N amoniacal da batelada 5 (S5)	48
Figura 20	Controle da temperatura e do pH da batelada 5 (S5).....	49
Figura 21	Desenvolvimento da batelada 1 (R1-1)	51
Figura 22	Comparativo entre consumo de alcalinidade e remoção de N-amoniacal (R1-1)	52
Figura 23	Desenvolvimento da batelada 2 (R1-2)	54
Figura 24	Comparativo entre consumo de alcalinidade e remoção de N-amoniacal (R1-2)	54
Figura 25	Desenvolvimento da batelada 3 (R1-3)	55

Figura 26	Desenvolvimento da batelada 4 (R1-4)	56
Figura 27	Comparativo entre consumo de alcalinidade e remoção de N- amoniacoal (R1-3)	57
Figura 28	Comparativo entre consumo de alcalinidade e remoção de N- amoniacoal (R1-4)	57
Figura 29	Concentrações de parâmetros da batelada 1 do reator R2	59
Figura 30	Comparativo entre consumo de alcalinidade e remoção de N- amoniacoal (R2-1)	59
Figura 31	Comparativo entre consumo de alcalinidade e remoção de N- amoniacoal (R2-2)	60
Figura 32	Concentrações de parâmetros da batelada 2 do reator R2	60
Figura 33	Concentrações de parâmetros da batelada 3 do reator R2	61
Figura 34	Comparativo entre consumo de alcalinidade e remoção de N- amoniacoal (R2-3)	62
Figura 35	Concentrações de parâmetros da batelada 4 do reator R2	62
Figura 36	Comparativo entre consumo de alcalinidade e remoção de N- amoniacoal (R2-4)	63
Figura 37	Concentrações de parâmetros da batelada 5 do reator R2	64
Figura 38	Concentrações de parâmetros da batelada 6 do reator R2	64
Figura 39	Comparativo entre consumo de alcalinidade e remoção de N- amoniacoal (R2-5)	65
Figura 40	Comparativo entre consumo de alcalinidade e remoção de N- amoniacoal (R2-6)	65

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Características físico-químicas dos lixiviados de aterros sanitários em algumas cidades do Brasil.....	18
Tabela 2	Estado de oxidação do nitrogênio	19
Tabela 3	Definição dos vários termos das espécies de nitrogênio.....	20
Tabela 4	Características físico-químicas do lixiviado bruto	32
Tabela 5	Análises realizadas na etapa do Stripping.....	34
Tabela 6	Análises realizadas.....	34
Tabela 7	Rotina de análises realizadas.....	39
Tabela 8	Porcentagem de amônia livre em relação ao total de N amoniacal, em função do pH e da temperatura.....	40
Tabela 9	Resumo dos parâmetros das bateladas por stripping	50
Tabela 10	Porcentagem de amônia livre em relação ao total de N-amoniacal, em função do pH e da temperatura.....	52

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 OBJETIVOS	16
2.1 OBJETIVO GERAL	16
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
3.1 LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS	17
3.1.1 Composição dos Lixiviados	18
3.2 REMOÇÃO DO NITROGÊNIO DE LIXIVIADOS	19
3.2.1 Remoção do Nitrogênio Por Processo Físico – Stripping	21
3.2.2 Remoção do Nitrogênio Por Processo Biológico – Lodos Ativados em Bateladas Sequenciais	23
3.2.3 Remoção do Nitrogênio Por Processo Biológico – Nitrificação	25
3.2.4 Desnitrificação	28
3.2.5 Desnitrificação Via Curta	30
4 MATERIAIS E MÉTODOS	32
4.1 EXPERIMENTO PILOTO E NOMENCLATURA	32
4.2 PRÉ-TRATAMENTO FÍSICO – STRIPPING	34
4.3 REATORES R1 E R2 – LODOS ATIVADOS EM BATELADA	35
4.4 ROTINA DE ANÁLISES	39
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	41
5.1 REMOÇÃO DO NITROGÊNIO AMONICAL DO LIXIVIADO POR STRIPPING	41
5.2 TRATAMENTO DE LIXIVIADO EM SISTEMA DE LODOS ATIVADOS EM BATELADA SEQUENCIAL COM E SEM STRIPPING DE AMÔNIA	50
5.2.1 Sistema Com Remoção Previa de Amonia Por Stripping	50
5.2.2 Sistema Sem Remoção Previa de Amonia Por Stripping	58
6 CONCLUSÕES	66

6.1 REMOÇÃO POR AIR STRIPPING	66
6.2 REMOÇÃO POR TRATAMENTO BIOLÓGICO	66
REFERÊNCIAS	68
BIBLIOGRAFIA CONSULTADA	71
ANEXOS	74
ANEXO A - Tabelas com resultados de bateladas sem stripping.....	75
ANEXO B - Tabelas com resultados de bateladas com stripping.....	81

1 INTRODUÇÃO

A disposição final dos resíduos gerados pela atividade humana vem, há muitos anos, tornando-se um problema ambiental e de saúde pública, causando poluição e degradação do meio ambiente, contaminando o solo, os corpos hídricos, gerando maus odores e contribuindo para proliferação de vetores de várias doenças.

O aterro sanitário é uma técnica segura de disposição de resíduos no solo, minimizando danos ao meio ambiente e à saúde pública. Mesmo assim, ainda são poucos os municípios brasileiros que possuem aterros sanitários para disposição de seus resíduos sólidos urbanos. Segundo a pesquisa nacional de saneamento básico do IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2000), somente 36% dos resíduos sólidos urbanos coletados nas cidades brasileiras tem o aterro sanitário como destino final. Assim, a maior parte dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil ainda é disposto em aterros controlados ou lixões, tornando-se fonte de poluição e contaminação do meio ambiente.

Quando um aterro sanitário é bem projetado, construído e operado, os lixiviados gerados a partir da decomposição e da lixiviação dos resíduos podem ser seguramente drenados para receber um tratamento, como prevê a NBR 8419/1992. A inadequada disposição desses líquidos pode trazer conseqüências graves ao meio ambiente, em especial aos corpos hídricos (águas superficiais e subterrâneas).

O aterro precisa ser operado com compactação adequada e ter um sistema eficiente de drenagem de lixiviados e gases. Por outro lado, quanto mais eficiente for o sistema de drenagem, menor será o tempo de residência do lixiviado dentro do aterro e maior será a concentração de matéria orgânica e conseqüentemente à relação DBO/DQO do lixiviado, que é também um fator indicativo de sua tratabilidade biológica (FLECK, 2003).

As características dos lixiviados variam de local para local, sazonalmente, e também ao longo da vida útil de um aterro, apresentando constantes mudanças no que se refere à vazão gerada, à composição química e à concentração. Diante de tais fatos pode-se concluir que um sistema para o tratamento de lixiviados de aterro deve apresentar uma grande flexibilidade de operação para permitir lidar com tais variações.

A biodegradabilidade de um lixiviado pode ser avaliada por meio da relação DBO/DQO e pela presença de Ácidos Voláteis Totais (AVT) em altas concentrações.

O tratamento de lixiviados de aterros sanitários no Brasil ainda é um grande problema devido à complexidade e ao elevado custo para poder atingir os padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos, considerando que os órgãos municipais quase sempre dispõem de recursos escassos para tal finalidade. Em geral, nos aterros sanitários são projetadas e construídas lagoas anaeróbias ou facultativas para o tratamento do lixiviado, no entanto, devido à falta de operação adequada, não desempenham sua função e acabam sendo usadas como tanques de contenção ou acúmulo, do que como sistemas de tratamento, além dos elevados tempos de detenção hidráulica do sistema (CONTRERA, 2008).

A presente pesquisa aborda duas configurações de reatores em bateladas seqüenciais, em escala piloto no tratamento de lixiviados de aterro sanitário. A primeira configuração é composta por um pré-tratamento físico por stripping de amônia livre, seguido por RBS com fase aeróbia e anóxica. A segunda linha é composta por RBS com fase aeróbia e anóxica igual ao primeiro, porém sem o pré-tratamento.

O objetivo deste piloto foi principalmente avaliar a remoção do nitrogênio amoniacal através da nitrificação/desnitrificação como alternativa mais utilizada na remoção biológica.

O processo de nitrificação observado mostra que o N-amoniacal é oxidado para nitrito e na seqüência para nitrato, em duas etapas características, com O_2 como acceptor final de elétrons. Sendo assim, o acúmulo de nitrito somente ocorrerá quando o sistema estiver operando em condições desfavoráveis - TDH inadequado, presença de substâncias inibidoras, baixo TRC, pH e temperatura desfavoráveis, sobrecargas e durante a partida do sistema, ou quando pretende-se parar o processo de oxidação no nitrito, por exemplo na aplicação do Processo SHARON, que utiliza-se do efeito da temperatura para evitar o crescimento das oxidadoras de nitrito (GOMES, 2009).

Quando observado o processo de desnitrificação, foram analisadas condições já citadas em literatura anterior (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999): (1) presença de nitrato (ou nitrito); (2) ausência de oxigênio dissolvido; (3) massa bacteriana capaz de aceitar nitrato (ou nitrito) como acceptor de elétrons; (4)

presença de um doador de elétrons adequado (fonte de energia e carbono). A ausência do oxigênio dissolvido é um fator fundamental para que ocorra a desnitrificação (condição anóxica - ausência de oxigênio e presença de nitrato e/ou nitrito). Em concentrações acima de 1,0mg O₂/L, ocorre a inibição do processo de desnitrificação, pois neste caso será utilizado como acceptor de elétrons o oxigênio em vez do nitrato, uma vez que o primeiro resulta em maior aproveitamento energético comparado ao segundo Von Sperling (2002), conseqüentemente, para que ocorresse a desnitrificação foi necessário acrescentar o aporte de fonte de carbono. A temperatura influencia na taxa de crescimento bacteriano embora a desnitrificação possa ocorrer em uma ampla faixa, de 0°C a 50°C, a faixa ótima é de 35°C a 50°C.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Este trabalho tem o objetivo principal de comparar e avaliar a remoção do nitrogênio amoniacal por dois sistemas: um composto por pré-tratamento por stripping, seguido de tratamento biológico por lodos ativados em batelada e outra linha apenas com tratamento biológico por lodos ativados em batelada, ambos avaliando a nitrificação e a desnitrificação via curta, aplicado ao lixiviado do aterro controlado de Londrina.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a remoção do nitrogênio amoniacal através do processo de stripping da amônia, sem alteração de alcalinidade e pH do lixiviado;
- Avaliar a remoção do nitrogênio amoniacal sem remoção prévia por stripping;
- Avaliar a remoção do nitrogênio amoniacal com remoção prévia por stripping
- Avaliar a remoção do nitrogênio amoniacal através de reatores de lodos ativados em bateladas seqüenciais;
- Avaliar a utilização de fonte externa de carbono na fase anóxica com a finalidade de promover a desnitrificação pela via curta.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS

A ABNT (NBR 8419/1992) (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1992) define percolado, como o líquido que passou através de um meio poroso e define sumeiro ou chorume, como líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, mau cheiro e a elevada DBO. Esta mesma norma define lixiviação como o deslocamento ou arraste, por meio líquido, de certas substâncias contidas nos resíduos sólidos urbanos.

A água da chuva, que cai sobre o aterro, bem como de nascentes, percolam através do lixo, lixiviando o chorume, a matéria orgânica e inorgânica, dando origem aos percolados ou lixiviados, que se por deflúvio chegarem a atingir os corpos d'água superficiais ou subterrâneos, podem causar sérios problemas ambientais, comprometendo por tempo indefinido a qualidade do manancial (COSTA et al., 2006).

O volume com que os lixiviados são produzidos depende das atividades físicas, químicas e biológicas do aterro que o gera. A produção é frequentemente observada dentro de poucos meses, semanas, ou até dias após o início de operação do aterro, quando a capacidade de campo do aterro é excedida e o resíduo fica saturado com água. A taxa de saturação dependerá da presença ou ausência de cobertura, do material de cobertura, da composição do lixo, do grau de compactação, das condições climáticas e da umidade inicial do resíduo (CONTRERA; ZAIAT; SCHALCH, 2005).

Para se estimar a vazão de lixiviados a ser drenada em aterros sanitários existem muitos métodos, mas basicamente os mais citados pela literatura são: Método Suíço, Método Racional, Método do Balanço Hídrico e o Método HELP (MORAIS, 2005).

3.1.1 Composição dos Lixiviados

A composição química dos lixiviados varia muito dependendo da idade do aterro sanitário. Análises de lixiviados coletados durante a fase ácida da decomposição, mostram altos valores de DQO, DBO, nutrientes e baixos valores de pH. Por outro lado, lixiviados coletados durante a fase metanogênica apresentam valores de pH que podem estar na faixa de 6,5 a 7,5 e valores de DQO, DBO e nutrientes menores que os da fase ácida. Da mesma forma as concentrações de metais pesados também são bem menores, porque a maioria dos metais são menos solúveis em pH neutro. O pH dos lixiviados não depende somente da concentração de ácidos presentes, mas também da pressão parcial do CO₂ do gás do aterro que está em contato com o lixiviado (SOUTO, 2009).

A Tabela 1 compara a composição de lixiviados gerados em aterros de diferentes cidades no Brasil e apresenta como cada parâmetro se diferencia entre si e como variam de acordo com as condições ambientais.

Tabela 1 – Características físico-químicas dos lixiviados de aterros sanitários em cidades do Brasil.

	<i>Santo André</i>		<i>Itapeçerica da Serra</i>		<i>São Giácomo</i>		<i>Londrina 1998</i>	<i>Londrina 2005</i>
	min	max	min	max	min	max	médio	médio
pH	6,9	8,6	7,0	7,1	5,7	8,4	8,3	8,3
DQO	2.600	8.050	2.560	3.700	558	49.680	1.680	4.500
DBO	1.720	5.790	2.520	2.720	99	26.799	*	330
Alcalinidade							973	7.900
NKT	600	4.950	160	160	144	1.494	*	1.300
N-amoniaca	25	1.000	*	*	0,6	1.258	*	1.100
Nitrito	0,005	0,10	-	0,015	*	*	*	*
Nitrato	<0,20	0,60	0,06	0,08	*	*	*	*
SST	1.230	3.350	1.320	2.760	*	*	1.780	82

Fonte: Gomes, 2009.

3.2 REMOÇÃO DO NITROGÊNIO DE LIXIVIADOS

As principais fontes dos compostos de nitrogênio são os compostos nitrogenados de origem animal e vegetal, nitrato de sódio de depósitos minerais e nitrogênio atmosférico. (METCALF; EDDY, 2003).

De acordo com Contrera, Zaiat e Schalch (2005), a química do nitrogênio é complexa devido aos diversos estados de oxidação que o nitrogênio pode assumir na natureza e pelo fato de que essas mudanças podem ser produzidas por microorganismos. Os estados de oxidação do nitrogênio podem ser modificados positivamente ou negativamente por bactérias dependendo das condições ambientais que prevalecem, sejam elas anaeróbias, aeróbias ou facultativas. Os estados de oxidação do nitrogênio são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 – Estado de oxidação do nitrogênio

Estado de oxidação	-III	0	I	II	III	IV	V
Forma	NH ₃	N ₂	N ₂ O	NO	N ₂ O ₃	NO ₂	N ₂ O ₅

Fonte: Contrera, Zaiat e Schalch, 2005.

As formas mais comuns e importantes de nitrogênio em águas residuárias e seus correspondentes estados de oxidação no meio são: amônia (NH₃, -III), amônio (NH₄⁺, IV), gás nitrogênio (N₂, 0), íon nitrito (NO₂⁻, +III) e íon nitrato (NO₃⁻, +V). O estado de oxidação do nitrogênio na maioria dos compostos orgânicos é -III.

O nitrogênio total, como apresentado na Tabela 3 é composto por nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato. A fração orgânica consiste de uma mistura complexa de compostos que incluem aminoácidos, aminoaçúcares e proteínas. O nitrogênio orgânico é obtido analiticamente utilizando-se o método Kjeldhal.

Tabela 3 – Definição dos vários termos das espécies de nitrogênio

Formas do Nitrogênio		Elemento químico
Gás amônio, ou amônia livre	NH ₃ ou NAL	NH ₃
Íon amônio	NH ₄ ⁺	NH ₄ ⁺
Nitrogênio amônio total	NAT ^a	NH ₃ + NH ₄ ⁺
Nitrito	NO ₂ ⁻	NO ₂ ⁻
Nitrato	NO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻
Nitrogênio inorgânico total	NIT ^a	NH ₃ + NH ₄ ⁺ + NO ₂ ⁻ +NO ₃ ⁻
Nitrogênio total Kjeldhal	NKT ^a	N orgânico+ NH ₃ + NH ₄ ⁺
Nitrogênio orgânico	N-ORGÂNICO	NTK- (NH ₃ + NH ₄ ⁺)
Nitrogênio total	NT ^a	N orgânico+ NH ₃ + NH ₄ ⁺ + NO ₂ ⁻ +NO ₃ ⁻

Fonte: Metcalf e Eddy, 2003.

Em lixiviados de aterros sanitários, na grande maioria dos casos, a forma predominante de nitrogênio é a do N-amoniacal, na forma de bicarbonato de amônio e N-amônia livre. O bicarbonato de amônio se forma no interior do aterro em meio anaeróbico quando a amônia formada pela decomposição da matéria orgânica é neutralizada pelo ácido carbônico formado pela reação entre a unidade do lixo e o dióxido de carbono também resultante da decomposição da matéria orgânica. Segundo Contrera, Zaiat e Schalch (2005), a concentração de N-amoniacal pode variar entre 1mg/L e 1500mg/L e segundo Kjeldsen et al. (2002), pode variar entre 50mg/l e 2200mg/l.

As concentrações de N-orgânico, segundo Contrera, Zaiat e Schalch (2005), podem variar entre 1mg/L e 2000mg/L e segundo Kjeldsen et al. (2002), a concentração de NT pode variar entre 50mg/L e 5000mg/L.

Com relação ao tratamento de águas residuárias contendo elevadas concentrações de N-amoniacal, segundo Hossaka (2008), a forma tóxica da amônia é a amônia livre, ou seja, no estado não dissociado (NH₃).

A concentração de amônia livre pode ser calculada através das Equações 1 e 2.

$$NAL = \frac{NAT}{1 + 10^{(pKa - pH)}} \quad \text{Equação 1}$$

$$pKa = 0,09018 + \frac{2729,92}{T + 273,15} \quad \text{Equação 2}$$

Em que:

NAL=Concentração de nitrogênio amoniacal livre

NAT=Concentração de nitrogênio amoniacal total

pKa=Constante de dissociação do íon amônio

T=temperatura.

3.2.1 Remoção do Nitrogênio Por Processo Físico – Stripping

O Stripping é um processo de transferência de massa que acelera a volatilização de compostos de uma fase líquida para uma fase gasosa, fazendo-se passar ativamente o ar através da água Souto (2009).

Este processo pode ser usado para a remoção de compostos orgânicos voláteis e de gases dissolvidos no líquido. Entre os gases que podem ser removidos por arraste, que sofrem ionização em meio aquoso, cita-se na literatura: a amônia (NH₃), o gás carbônico (CO₂) e o gás sulfídrico (H₂S). Somente a forma não ionizada de um composto pode ser removida por stripping, pois é gasosa e pode ser volatilizada. As formas ionizadas destes compostos são totalmente solúveis e não podem ser removidas por stripping Souto (2009).

O stripping de amônia por torre pode remover de 60 a 95% do nitrogênio amoniacal Metcalf e Eddy (2003), não tendo qualquer efeito sobre as outras formas de nitrogênio. É um processo confiável, ocupa pouca área e tem uma capacidade razoável de se adaptar a variações de vazão e qualidade do lixiviado.

Os sistemas de stripping podem ser divididos em dois grandes grupos: sistemas nos quais a fase líquida é contínua, havendo dispersão da fase gasosa e sistemas nos quais a fase gasosa é contínua, havendo a dispersão da fase líquida. Quando os sistemas têm a fase líquida contínua recebem o nome de tanques de arraste. Estes tanques consistem em reservatórios dotados de misturadores. O borbulhamento de ar difuso ou a ação de agitadores mecânicos

aumentam a superfície de contato gás/líquido e com isso aumentam a transferência de massa durante o processo Souto (2009).

A maior eficiência do stripping depende da quantidade de amônia livre em relação ao total de N-amoniacal, ou seja, depende diretamente do pH e da temperatura do lixiviado (HOSSAKA, 2008). A Equação 3 expressa a relação entre a concentração de amônia livre, o pH e a temperatura:

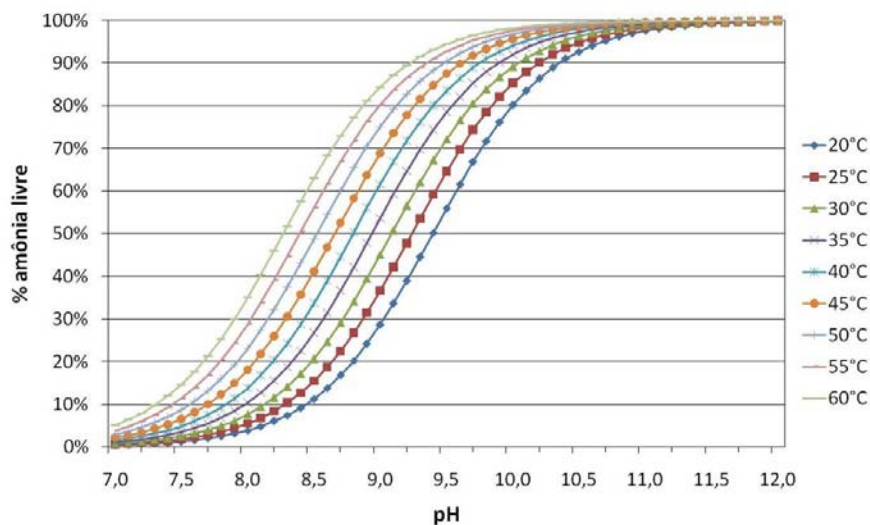
$$[\text{NH}_3] = \frac{[\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+]}{1 + 10^{\text{pKa} - \text{pH}}} \quad \text{Equação 3}$$

Onde:

- $[\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+]$ = Concentração total de N-amoniacal;
- Ka = Constante de ionização máxima para a amônia;
- $\text{pKa} = 4 \times 10^{-8} \text{xt}^3 + 9 \times 10^{-5} \text{xt}^2 - 0,0356 \text{xt} + 10,072$;
- t = temperatura em °C.

Conforme apresentado pela Equação 3, a elevação do pH e da temperatura desloca o equilíbrio entre as formas de N-amoniacal, prevalecendo à amônia livre, como mostra o gráfico da Figura 1.

Figura 1 - % de amônia livre em função do pH, para diferentes faixas de temperatura



Fonte: Hossaka, 2008.

O principal objetivo do uso deste processo em lixiviados de aterros é atenuar a concentração do nitrogênio amoniacal, de maneira a melhorar a eficiência do tratamento biológico seguinte.

Como exemplo de um aterro que instalou o pré-tratamento por stripping podemos citar o Aterro de Lara – Mauá São Paulo. Inicialmente, neste aterro foi instalado um sistema de tratamento por batelada que combina mecanismos biológicos aeróbios e de adsorção denominada PACT (powered activated carbon treatment), no qual o carvão ativado é adicionado ao tratamento de lodos ativados. Este sistema, segundo o estudo de Cardillo (2002), apesar de ser eficiente é muito caro.

Durante três meses eles instalaram um piloto de remoção de amônia por stripping e sua absorção de gás na forma de fosfato como pré-tratamento do lixiviado do Aterro de Lara. Após análises este estudo destaca:

- Ciclos operacionais mais curtos do tratamento biológico, uma vez que a quantidade de nitrogênio amoniacal a ser oxidada ficou baixa com o pré tratamento;
- Redução do consumo total de energia elétrica;
- Baixa concentração de nitratos no efluente final do tratamento biológico.

No estudo de Hossaka (2008), obteve-se uma perda total de N-amoniacal por stripping de 50,5% com tempo de operação de 11 dias. As demais bateladas sofreram a influência da variação da temperatura e não obtiveram o mesmo percentual de remoção.

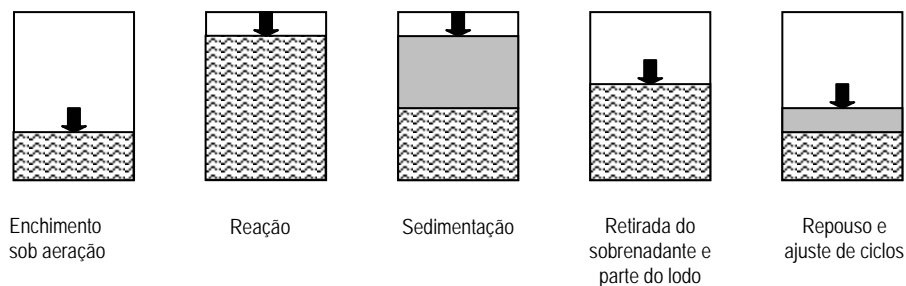
3.2.2 Remoção do Nitrogênio Por Processo Biológico – Lodos Ativados em Bateladas Sequenciais

O primeiro sistema de lodos ativados em bateladas foi usado em 1914 por Ardem e Lockett, na Inglaterra. No sistema utilizado por eles, a água residuária era introduzida num reator que continha lodo ativado. Depois de encher o reator o mesmo era aerado, resultando na oxidação da matéria orgânica. Ao cessar a reação, a aeração era desligada e o lodo era separado da água residuária por

sedimentação. Após o descarte da água tratada iniciava-se um novo ciclo de tratamento. (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

Na década de 80 os reatores em batelada passaram a ser aplicados no tratamento de diversos efluentes. Isso se deve, em parte, ao maior conhecimento do processo e ao desenvolvimento de instrumentos de controle mais eficientes (VON SPERLING, 2002). A seqüência operacional de um sistema em batelada é apresentada na Figura 2, em que são mostradas as diferentes etapas do sistema.

Figura 2 - Representação esquemática do sistema de lodos ativados em batelada sequencial



Fonte: Adaptado de von Sperling, 1997a.

Os ciclos normais de tratamento para um sistema em batelada segundo Von Sperling (1997a), podem ser descritos com as seguintes etapas:

1. Enchimento: entrada da água residuária no reator;
2. Reação: aeração/mistura da massa líquida contida no reator;
3. Sedimentação: sedimentação e separação dos sólidos em suspensão;
4. Esvaziamento: retirada do substrato tratado;
5. Repouso: remoção de lodo excedente e ajuste de ciclos.

Dentre as principais vantagens associadas ao tratamento de efluentes destacam-se (referência):

- O processo não necessita de bombas de recirculação de lodo;
- O tanque do sistema em batelada serve também como tanque de equalização, o que propicia ao sistema uma maior resistência a cargas de choque e variações de vazão afluente;
- Simplicidade na operação do sistema;

- Boa sedimentabilidade do lodo produzido;
- O processo não necessita de um decantador final e não existem equipamentos específicos para a sedimentação.

Neste tipo de reator os processos de operação e controle de cada etapa são realizados com o estabelecimento de ciclos de operação bem definidos, sendo que a massa biológica permanece no interior do reator durante todos os ciclos.

Para propiciar condições adequadas a microbiota envolvida no tratamento, devem ser observados: Fatores ambientais - pH, temperatura, presença de nutrientes, tipo e concentração de substratos, disponibilidade de sólidos em suspensão, parâmetros de projeto e de controle operacional - relação A/M, IVL, tempo de retenção celular, tempo de detenção hidráulica (TDH), acompanhamento da características do lodo e da presença/ausência de alguns microorganismos considerados indicadores de depuração biológica. Além disso, a hidráulica dos reatores (tipo de fluxo e padrão de mistura) são importantes.

O princípio de depuração para lodos ativados com biomassa suspensa emprega como elementos ativos os flocos biológicos, os quais, em contato com o substrato biodegradável e na presença de oxigênio, crescem e floculam. Os flocos biológicos são formados por consórcios de microorganismos que configuram comunidades dinâmicas, cada uma das quais possui uma determinada finalidade no processo de lodos ativados. O processo de sedimentação da biomassa, necessário para a separação do efluente tratado, só é possível graças à floculação (MENDONÇA, 2002).

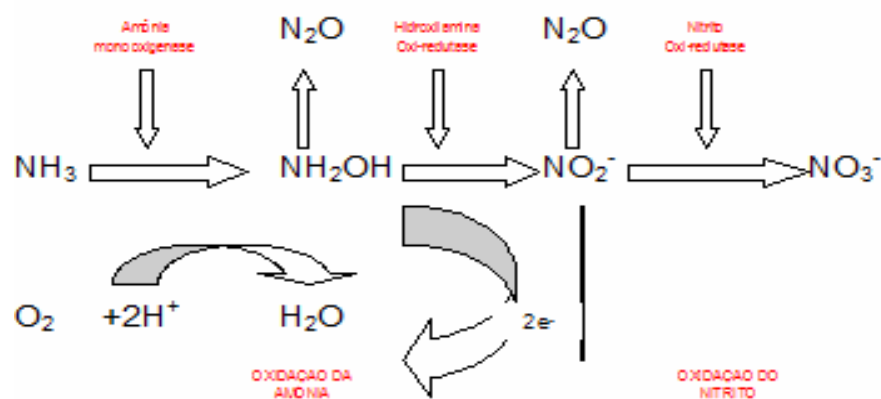
Na degradação aeróbia, parte da matéria orgânica é oxidada a produtos finais enquanto produz energia para os processos vitais; outra parte é convertida em novas células. Na ausência de matéria orgânica biodegradável, os microorganismos passam a metabolizar suas próprias reservas celulares (respiração endógena) para obter energia (MENDONÇA, 2002).

3.2.3 Remoção do Nitrogênio Por Processo Biológico – Nitrificação

O nitrogênio orgânico contido nos aminoácidos ou em outros monômeros, produzidos pela ação das enzimas extracelulares sobre moléculas mais

complexas, é absorvido pelos microorganismos e, dentro das células, sofre desaminação, sendo parte do grupo amino excretado como amônia (NH_3), que entra em equilíbrio formando o íon amônio (NH_4) (SIQUEIRA, 2006). A amônia continua a sofrer transformações, convertendo-se em NO_2^- , que, imediatamente, converte-se em NO_3^- processo chamado nitrificação. Um esquema geral dessas transformações se encontra na Figura 3. A nitrificação é um processo importante do ciclo do Nitrogênio, pois como o nitrogênio amoniacal é a principal forma de N disponível para a maioria das plantas, ele influencia a produtividade primária dos ecossistemas, tornando-se fator determinante da ecologia e biodiversidade das comunidades.

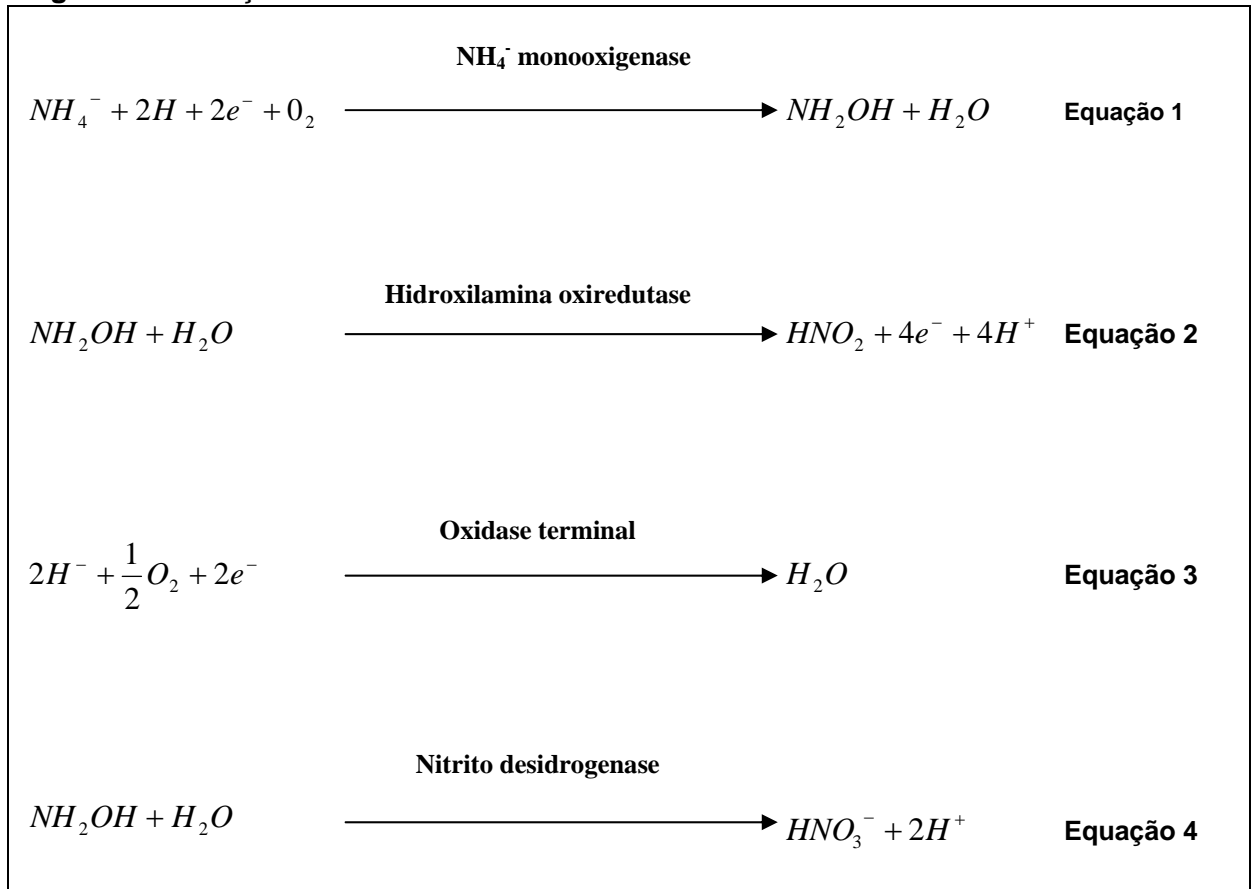
Figura 3 - Resumo das rotas e enzimas da nitrificação.



Fonte: Siqueira, 2006.

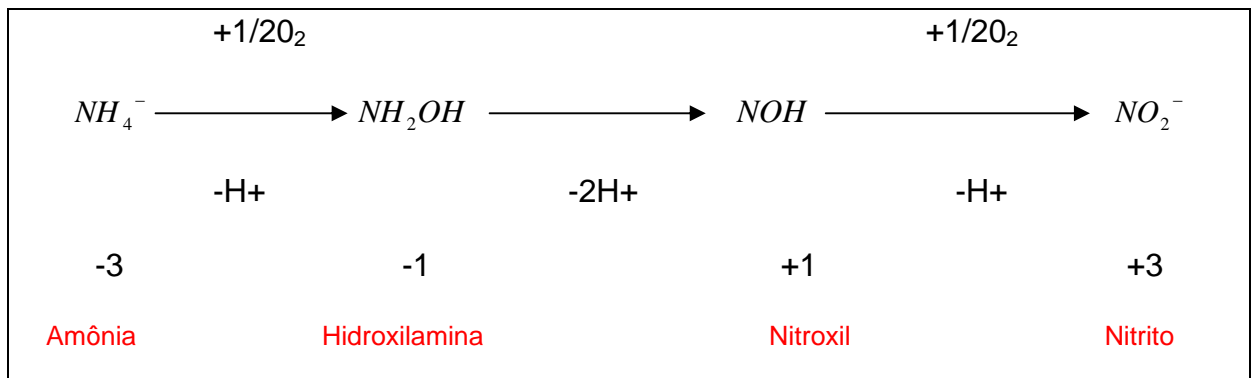
A nitrificação microbiana do N amoniacal a nitrato é realizada por bactérias quimiautotróficas que usam a nitrificação como fonte de energia, através do N amoniacal e do nitrito, para fixação de CO_2 . Estas são bactérias gram-negativas, envolvidas na oxidação do NH_3 ou NO_2^- , sendo também referidas como bactérias oxidantes de N ou nitrificantes.

O processo de nitrificação acontece em duas etapas: a) nitritação, que é a transformação de amônio a nitrito mediada, por exemplo, por bactérias do gênero *Nitrossomonas*; b) nitratificação, que é a transformação de nitrito à nitrato, realizada por bactérias do gênero *Nitrobacter*. Essas reações apresentadas nas Equações x e y (SIQUEIRA, 2006).

Figura 4 - Oxidação amônia.

Fonte: Adaptado Siqueira, 2006.

A transformação de 6 elétrons que acompanham a oxidação da amônia (estado de oxidação de -3) para NO_2^- por Nitrossomonas sugere que, pelo menos, dois compostos intermediários são formados: hidroxilamina e nitroxil, de acordo com a reação apresentada na Figura 5. (SIQUEIRA, 2006).

Figura 5 - Oxidação amônia e formação de 2 compostos intermediários.

Fonte: Adaptado Siqueira, 2006.

A energia liberada pela reação é usada pelos organismos para realizar suas atividades vitais. A oxidação de NO_2^- para NO_3^- pela Nitrobacter envolve transferência de dois elétrons no estado de oxidação de N (de +3 para +5), com liberação de $17,8\text{kcal mol}^{-1}$ de energia. Esta reação é facilitada por um sistema de oxidase do nitrito, com elétrons sendo carregados para O_2 via sistema citocromo e com geração de ATP (SIQUEIRA, 2006). Tais reações produzem grande quantidade de energia usada na redução de CO_2 via ciclo de Calvin. Essas bactérias, em geral, apresentam baixa eficiência de crescimento e podem usar outros substratos mais reduzidos.

Pode-se afirmar também que a nitrificação é representada a partir do íon amônia (NH_4^+) para valores de pH dentro da faixa considerada ideal para este processo, porém a amônia livre (NH_3), e não o íon amônio, é provavelmente a principal forma de nitrogênio utilizada como substrato para oxidação via nitrito (SOUTO, 2009).

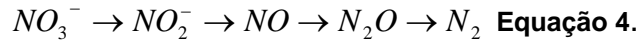
A temperatura, o pH, a concentração de oxigênio dissolvido (OD), a concentração e a composição do substrato, o tempo de retenção dos sólidos, bem como a fração de bactérias nitrificantes presentes no sistema, são parâmetros importantes no processo de nitrificação (FERREIRA et al., 2009).

3.2.4 Desnitrificação

A desnitrificação é o processo redutivo de Nitrogênio mais conhecido, que consiste na redução bioquímica de formas oxidadas a formas gasosas (N_2 e N_2O). Nas bactérias desnitrificantes, em meio anóxico, as formas oxidadas de Nitrogênio atuam como aceptores terminais de elétrons oriundos da oxidação de substratos reduzidos. Nesta etapa ocorre efetivamente a remoção do nitrogênio inorgânico, que é convertido de nitrito e nitrato para formas reduzidas, como N_2O , NO e N_2 . Entretanto, a redução dissimilatória do nitrato a nitrogênio amoniacal, na forma de íon amônio (NH_4^+), pode ocorrer no mesmo habitat no qual ocorre a desnitrificação e, até mesmo, gerar competição pelo NO_3^- (GARBOSSA, 2006).

A desnitrificação pode ser dividida em duas etapas principais. Na primeira o nitrato é reduzido para nitrito e, na segunda, ocorre a redução do nitrito a

nitrogênio gasoso, a Equação 4 abaixo apresentada por Surampalli et al. (1997) mostra o desenvolvimento desta etapa.



A redução dissimilativa do nitrato passa pelas seguintes etapas ilustradas na Equação 5.



As bactérias anaeróbias facultativas autótrofas e heterótrofas são responsáveis pela desnitrificação e normalmente utilizam matéria orgânica como fonte de carbono e energia.

Nem todos os microorganismos, classificados como desnitrificantes, podem executar toda a rota metabólica, desde NO_3^- até N_2 . Alguns microorganismos são capazes de executar apenas parte do metabolismo, a partir de um dos compostos iônicos de nitrogênio (nitrito ou nitrato) para um dos compostos gasosos (NO , N_2O ou N_2). Tais organismos são identificados como desnitrificantes parciais.

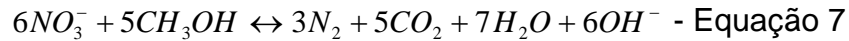
Ao contrário da nitrificação que consome alcalinidade, a desnitrificação heterótrofa recupera aproximadamente metade da capacidade de tamponamento do pH, ao produzir alcalinidade a bicarbonato. Existe uma produção de 50g de alcalinidade como $CaCO_3$, para cada 14g de nitrogênio reduzido. A geração da alcalinidade pode ser estimada pela Equação 6.



A presença de um doador de elétrons é essencial para a redução do nitrato na desnitrificação. Sendo assim, normalmente é necessário o fornecimento de fonte de doador de elétrons para viabilizar a ocorrência da desnitrificação.

Este doador de elétrons normalmente utilizado em reatores em escala real é a matéria orgânica biodegradável, pois as bactérias desnitrificantes, em sua maioria, são heterótrofas. O metanol, usualmente, é a fonte de carbono

escolhida para representar a reação de redução do nitrato a nitrito e a nitrogênio N_2 , conforme Equação 7 (METCALF; EDDY, 1991).



Existem sistemas nos quais a fonte de carbono utilizada é adicionada através de uma fonte externa e outros em que essas fontes estão presentes no próprio sistema. Diversos compostos podem ser utilizados como fonte externa de carbono, entre os mais conhecidos está o etanol, ácido acético, glicose, metanol e acetona. Porém, seu uso representa aumento dos custos de operação nas estações de tratamento.

Santos (2003) estudaram a utilização de três fontes de doadores de elétrons, metanol, etanol e metano, através de ensaios cinéticos, e detectaram que o etanol apresentou os maiores valores de constantes cinéticas e aparentemente foi o mais adequado.

3.2.5 Desnitrificação Via Curta

A desnitrificação via curta consiste na inibição da atividade e crescimento de oxidantes de NO_2^- , com a consequente eliminação da etapa de oxidação de NO_2^- para NO_3^- . Esse método pode economizar fonte de energia na aeração, fonte de carbono e alcalinidade, encurtando assim o tempo de reação tanto na nitrificação quanto na desnitrificação e reduzindo também a produção de lodo.

Anthonisen et al. (1976) postularam que a presença de amônia livre era a principal causa para acúmulo de nitrito e a inibição da oxidação de nitrito iniciaria em concentrações de amônia livre de 0,1mg NH_3/L e seria de 100% em 1mg NH_3/L , enquanto que a inibição da oxidação de N-amoniaco iniciaria em concentrações de 10 e seria de 100% em 150 mg NH_3/L .

Os autores afirmaram que o ácido nitroso torna-se inibitório para oxidantes de nitrito em concentrações entre 0,22 e 2,8mg N-HNO NH_2/L . Outros fatores que podem inibir o processo de acúmulo de nitrito são: a adaptação do sistema a quantidade de bactérias nitrificantes ativas e a temperatura.

Yoo, Cho e Ko (2001) destaca também a hidroxilamina, intermediária na formação do nitrito, como um dos fatores que também são responsáveis pela inibição da nitratação, uma vez que pode ocorrer acúmulo desta em sistemas com alta concentração de NH_3/NH_4 , que possuem pH elevado e que são deficientes em oxigênio. Destaca também que o acúmulo de nitrito pode ocorrer em melhores condições numa faixa entre 25 a 35° C e com uma concentração de OD próxima a 1,3mg/L.

Os cuidados necessários para que se possa atingir a efetiva nitrificação e desnitrificação via curta são (VON SPERLING, 2002):

- Praticar a nitrificação/desnitrificação no mesmo reator várias vezes;
- Manter a concentração de OD baixa em todas as fases;
- Manter o pH elevado;
- Adicionar hidroxilamina ao sistema;
- Manter a temperatura próxima ou acima de 25°C.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

No estudo foi utilizado lixiviado proveniente do Aterro Controlado de Londrina. O lixiviado era coletado no aterro e transportado até o laboratório utilizando um caminhão tanque, anteriormente preparado. Houve necessidade de coleta de lixiviado em diferentes períodos, pois o tanque usado para armazenamento do lixiviado tinha capacidade para 5000l de lixiviado. Ao longo dos dois anos de experimentação foram solicitadas três entregas de lixiviado para serem utilizados durante o monitoramento do piloto experimental.

As características do lixiviado bruto do Aterro de Londrina são apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4 - Características físico-químicas do lixiviado bruto.

<i>Parâmetro</i>	<i>Valor máximo</i>	<i>Valor mínimo</i>	<i>MÉDIA</i>	<i>Unidade</i>
<i>Sólidos Totais Fixos</i>	6350	4530	5526	mg/L
<i>Sólidos Totais Voláteis</i>	3400	1650	2218	mg/L
<i>Sólidos em Suspensão Voláteis</i>	204	25	65	mg/L
<i>DBO</i>	330	80	176	mg/L
<i>DQO</i>	2913	1630	2430	mg/L
<i>pH</i>	8,78	8,05	8,34	-
<i>Alcalinidade</i>	6758	4551	5734	mg/L
<i>NKT</i>	1666	642	1272	mg/L
<i>N-amoniacal</i>	1367	569	1075	mg/L
<i>Nitrato</i>	10	0	4	mg/L
<i>Nitrito</i>	0,1	0,0	0,0	mg/L

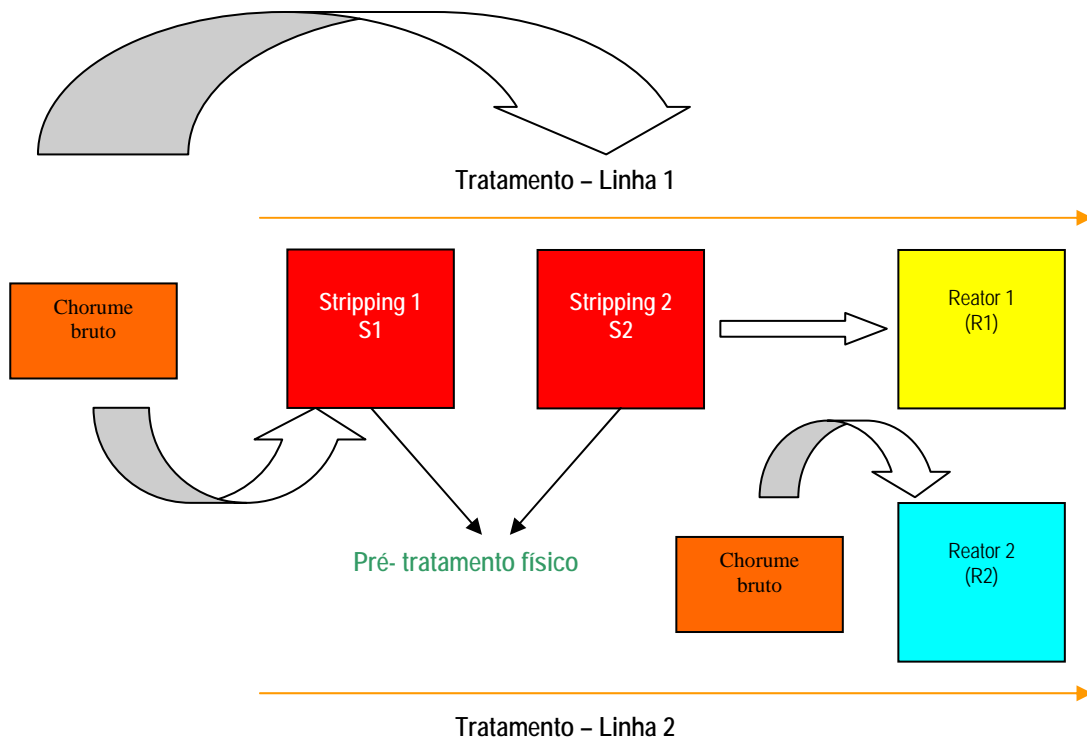
Fonte: Adaptado de Hossaka, 2008.

4.1 EXPERIMENTO PILOTO E NOMENCLATURA

O piloto experimental era constituído de duas linhas distintas de observação, a linha um (L1), composta pelos dois tanques de stripping (S1 e S2), operados em paralelo, e pelo reator de lodos ativados (R1) e a linha dois (L2), constituída apenas pelo reator de lodos ativados (R2), conforme esquematizado na Figura 6.

As linhas foram analisadas separadamente para que fossem observadas a remoção de nitrogênio amoniacal com pré-tratamento por stripping e sem o mesmo, a fim de avaliar o tempo necessário para esta remoção. Cada uma destas linhas operava separadamente e tinham TDH diferentes de acordo com os resultados dos parâmetros físico-químicos analisados.

Figura 6 - Croqui do piloto experimental, nomenclatura geral.



Fonte: Autoria própria.

Os reservatórios utilizados são apresentados na Tabela 5, com suas dimensões e volumes.

Tabela 5 - Características dos reservatórios utilizados no piloto experimental.

descrição tanque	quantidade (unid.)	volume (l)	Ø tampa (m)	Ø fundo (m)	altura (m)
Stripping	2	250	0,90	0,62	0,67
R1	1	250	0,90	0,62	0,67
R2	1	250	0,90	0,62	0,67
Reservatório bruto	1	5000	2,25	1,90	1,75

Fonte: Autoria própria.

4.2 PRÉ-TRATAMENTO FÍSICO – STRIPPING

Na etapa do pré tratamento físico foram utilizados dois tanques de 250 litros, mantido com agitação constante, favorecendo assim o stripping da amônia. O volume de lixiviado utilizado em cada ciclo nos tanques foi de 220 litros. A agitação era provida por um agitador tipo pá, sendo que a velocidade de rotação do sistema era mantida em aproximadamente 150RPM, sem provocar aeração. O TDH dos ciclos do stripping são diferentes (7 a 14 dias), pois eram dependentes dos processos desenvolvidos no sistema de tratamento biológico.

Tabela 6 - Rotina de análises realizadas nos tanques de stripping

ANÁLISES	PERIODICIDADE
<i>Sólidos Totais</i>	Início/ final operação
<i>Sólidos. Suspensão</i>	Início/final operação
<i>DBO</i>	Início/final operação
<i>DQO</i>	Início/final operação
<i>Alcalinidade</i>	1x ao dia
<i>Ph</i>	1x ao dia
<i>N-amoniaca</i>	1x ao dia
<i>NKT</i>	Início/final operação
<i>Temperatura</i>	1x ao dia
<i>OD</i>	1x ao dia
<i>Nitrito</i>	Início/final operação
<i>Nitrato</i>	Início/final operação

Fonte: Autoria própria.

4.3 REATORES R1 E R2 – LODOS ATIVADOS EM BATELADA

Os sistemas em bateladas seqüenciais R1 e R2 tiveram por objetivo avaliar a remoção de nitrogênio amoniacal do lixiviado, através da nitrificação/desnitrificação pela via curta utilizando o etanol como fonte de carbono, para a etapa de desnitrificação.

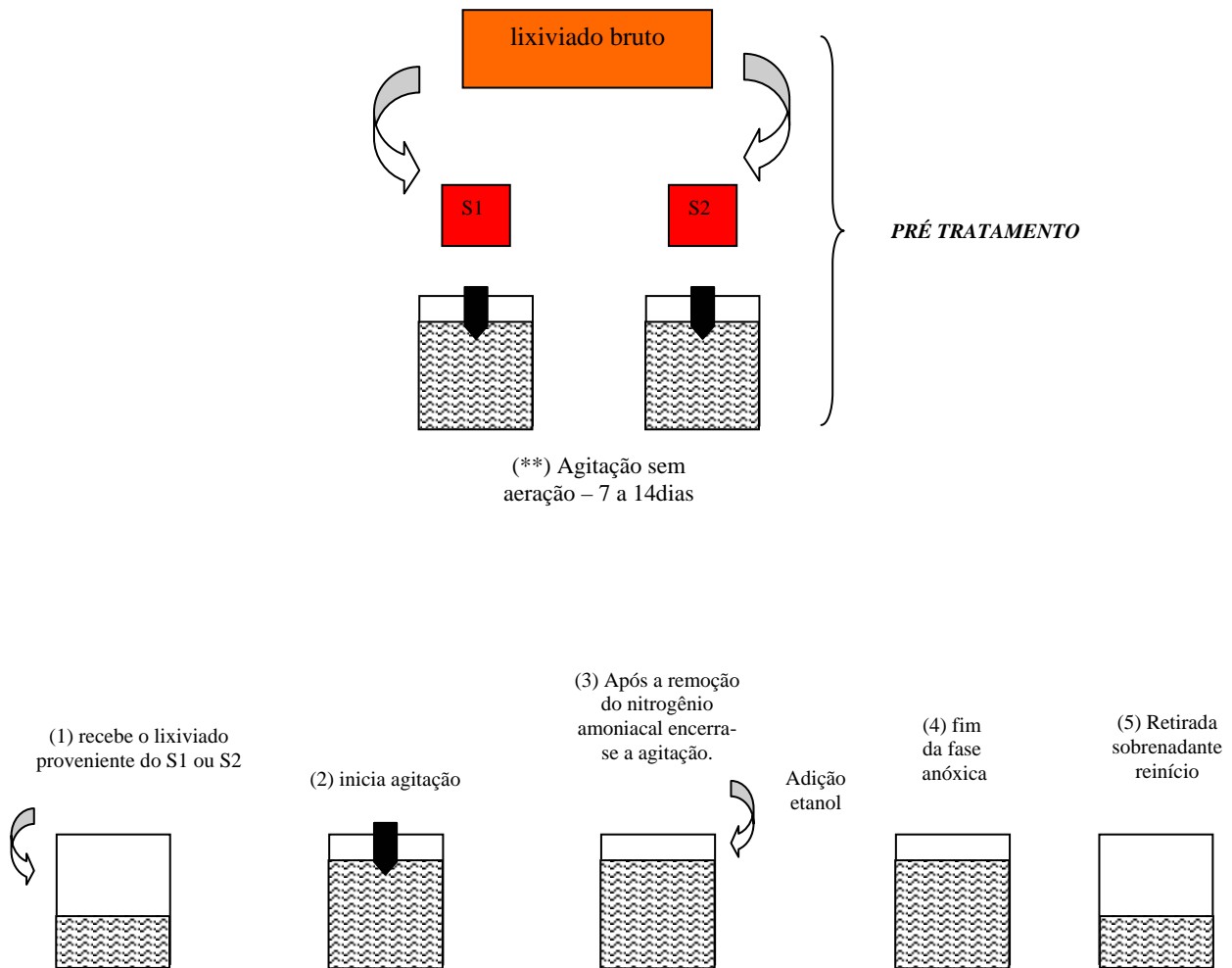
Antes da primeira partida o sistema foi inoculado 40 litros lodo da lagoa aerada do aterro controlado de Londrina. O lodo de inóculo foi mantido durante 5 dias com aeração dentro dos tanques denominados R1 e R2 antes de iniciar a primeira batelada.

Os sistemas R1 e R2 eram formados, também como o stripping, por reservatórios de 250 litros e a aeração dos sistemas foi feita através de um compressor de ar (5,2 pés³/min, 120 litros, 1HP), que por meio de uma mangueira de alta pressão foi conectado a um tubo de PVC perfurado inserido no reator. A intensidade da aeração foi controlada por um registro de esfera Ø ½”.

O sistema L1, que era composto pelo Stripping S1 e S2 e pelo RBS R1, tinha como operação os seguintes elementos:

- (1) O reator 1 (R1), que ficava com 30 a 40 cm de lodo, recebia o lixiviado pré tratado do stripping com a aeração desligada.
- (2) Após o enchimento do reservatório a aeração era ligada e iniciava-se o controle da remoção do nitrogênio.
- (3) Quando o nitrogênio amoniacal estava em quantidades bem baixas e era observada a formação de nitrito a aeração era desligada e após a sedimentação do lodo, adicionava-se o etanol como fonte de carbono. A quantidade de etanol era calculada através da quantidade de DQO existente no lixiviado antes da fase anóxica.
- (4) Iniciava-se a fase anóxica que recebia apenas um revolvimento através da mistura com uma pá.
- (5) Após a remoção do nitrato e nitrito a batelada era finalizada e o sobrenadante era descartado para iniciar uma nova batelada.

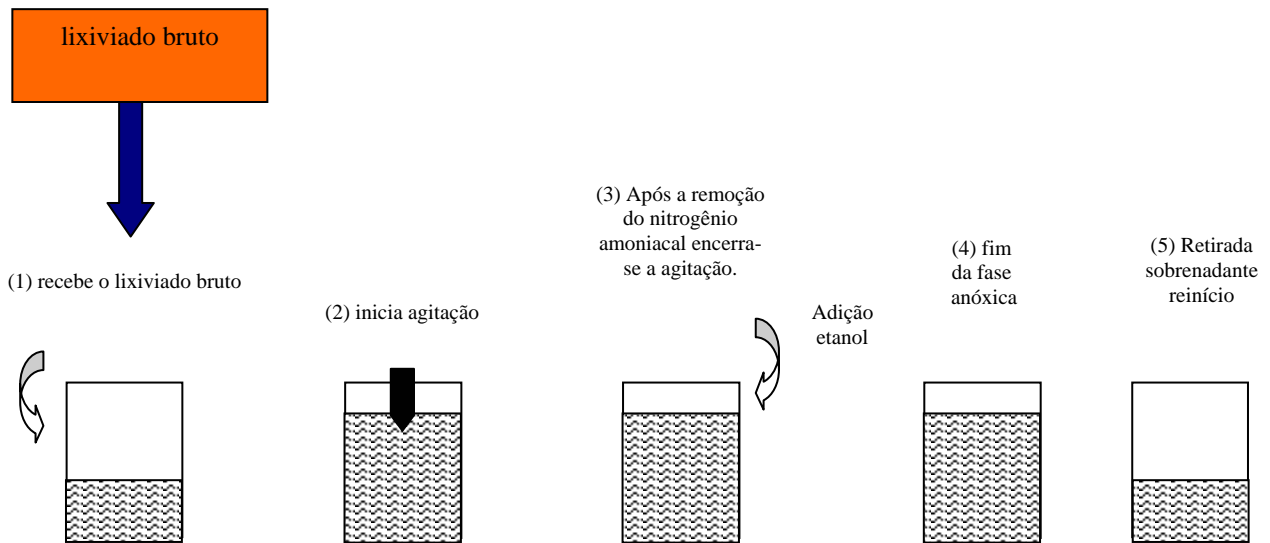
Figura 7 - L1 - Croqui do piloto experimental.



Fonte: Autoria própria.

O R2 recebe o lixiviado bruto, sem o pré-tratamento por stripping, com o objetivo de analisar e comparar o TDH dos dois sistemas, e sua evolução na remoção do nitrogênio amoniacal para cada linha de tratamento.

Figura 8 - L2 - Croqui do piloto experimental.



Fonte: Autoria própria.

- (1) O reator 2 (R2) que ficava com 30 a 40 cm de lodo, recebia o lixiviado bruto com a aeração desligada.
- (2) Após o enchimento do reservatório a aeração era ligada e iniciava-se o controle da remoção do nitrogênio.
- (3) Quando o nitrogênio amoniacal estava em quantidades bem baixas e era observada a formação de nitrito a aeração era desligada e após descansar adicionava-se o etanol como fonte de carbono. A quantidade de etanol era calculada através da quantidade de DQO existente no lixiviado antes da fase anóxica.
- (4) Iniciava-se a fase anóxica que recebia apenas um revolvimento através de agitação com uma pá.
- (5) Após a remoção do nitrato e nitrito era finalizada a batelada e o sobrenadante era descartado para iniciar uma nova batelada.

Figura 9 - Reator em fase aeróbia.



Fonte: Autoria própria.

Figura 10 - Tanque de armazenamento do lixiviado bruto.



Fonte: Autoria própria.

4.4 ROTINA DE ANÁLISES

O método utilizado nas análises dos experimentos foi baseada no Standard Methods (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 1998). A Tabela 7 apresenta a codificação e o método utilizado em cada parâmetro analisado.

O objetivo da exploração do experimento era avaliar a possibilidade de obter o acúmulo de nitritos, visando posterior remoção dos mesmos através de fase anóxica, o TDH de cada sistema passou a ser completamente dependente da formação de nitratos e nitritos.

Tabela 7 - Análises realizadas baseadas no Standard Methods.

<i>Parâmetro</i>	<i>STANDARD METHODS</i>	<i>Método</i>
<i>Sólidos Totais</i>	2540 B	Sólidos Totais secos a 103-105°C
<i>Sól. Suspensão</i>	2540 E	Sólidos Voláteis a 550°C
<i>DBO</i>	5210 B	Teste DBO 5 dias com eletrodo
<i>DQO</i>	5220 C	Método do refluxo fechado
<i>Alcalinidade</i>	2320 B	Método titulométrico
<i>pH</i>	----	Método potenciométrico
<i>N-amoniacal</i>	4500-NH ₃ B e C	Destilação e Titulação
<i>NKT</i>	4500-N _{org} B	Macro-Kjeldhal
<i>Nitrito</i>	4500-NO ₂ ⁻ B	Método colorimétrico
<i>Nitrato</i>	----	Método do ácido salicílico

Fonte: Adaptado de American Public Health Association, 1998.

A Tabela 8 apresenta a frequência de análises realizadas para cada tempo de amostra coletada.

As amostras eram divididas da seguinte forma:

- Bruto: Lixiviado bruto proveniente do aterro;
- Stripping: Lixiviado coletado dos tanques S1 e S2;
- R1/R2 : Lixiviado coletado dos reatores;
- Lodo: Lixiviado retirado após descarte do sobrenadante dos R1/R2;
- Sobrenadante: Porção superior do lixiviado dos reatores R1/R2 que era retirada após uma hora de sedimentação dos reatores R1/R2.
- Anóxico: Lixiviado que era coletado após a adição de etanol.

Tabela 8 - Rotina das análises realizadas.

<i>Parâmetro</i>	<i>Amostras</i>					
	BRUTO	STRIPPING	R 1/ R2	Lodo	Sobrenadante	Anóxico
<i>Sólidos Totais</i>	Início aeração	Início aeração	-	-	-	-
<i>Sólidos. Suspensão</i>	Início aeração	Início aeração	Início e final da aeração	Início e final da aeração	Início e final da aeração	Início e final da fase anóxica
<i>DBO</i>	Início aeração	Início aeração	Início e final da aeração	Início e final da aeração	Início e final da aeração	-
<i>DQO</i>	Início aeração	Início aeração	Início e final da aeração	Início e final da aeração	Início e final da aeração	Coleta a cada 3horas
<i>Alcalinidade</i>	Início aeração	1x ao dia	1x ao dia	Início e final da aeração	Início e final da aeração	Início e final da fase anóxica
<i>Ph</i>	Início aeração	1x ao dia	1x ao dia	Início e final da aeração	Início e final da aeração	Início e final da fase anóxica
<i>N-amoniacal</i>	Início aeração	1x ao dia	1x ao dia	Início e final da aeração	Início e final da aeração	-
<i>NKT</i>	Início aeração	Início aeração	Início e final da aeração	Início e final da aeração	Início e final da aeração	-
<i>Temperatura</i>	Início aeração	1x ao dia	1x ao dia	-	-	-
<i>OD</i>	Início aeração	1x ao dia	1x ao dia	-	-	-
<i>Sól. Sediment.</i>	Início aeração	-	-	-	-	-
<i>Nitrito</i>	Início aeração	Início aeração	1 x ao dia	Início e final da aeração	Início e final da aeração	Coleta a cada 3horas
<i>Nitrato</i>	Início aeração	Início aeração	1 x ao dia	Início e final da aeração	Início e final da aeração	Coleta a cada 3horas

Fonte: Autoria própria.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 REMOÇÃO DO NITROGÊNIO AMONICAL DO LIXIVIADO POR STRIPPING

O stripping é um tratamento físico que neste trabalho foi utilizado como pré tratamento de uma das linhas de análise do piloto experimental (LA-1). Este processo foi escolhido por apresentar baixo custo de instalação, baixo gasto de energia elétrica e alta eficiência na remoção do nitrogênio amoniacal sem alterar suas características iniciais. O processo de remoção do nitrogênio amoniacal por stripping foi avaliado utilizando o piloto experimental como mecanismo de volatilização da amônia.

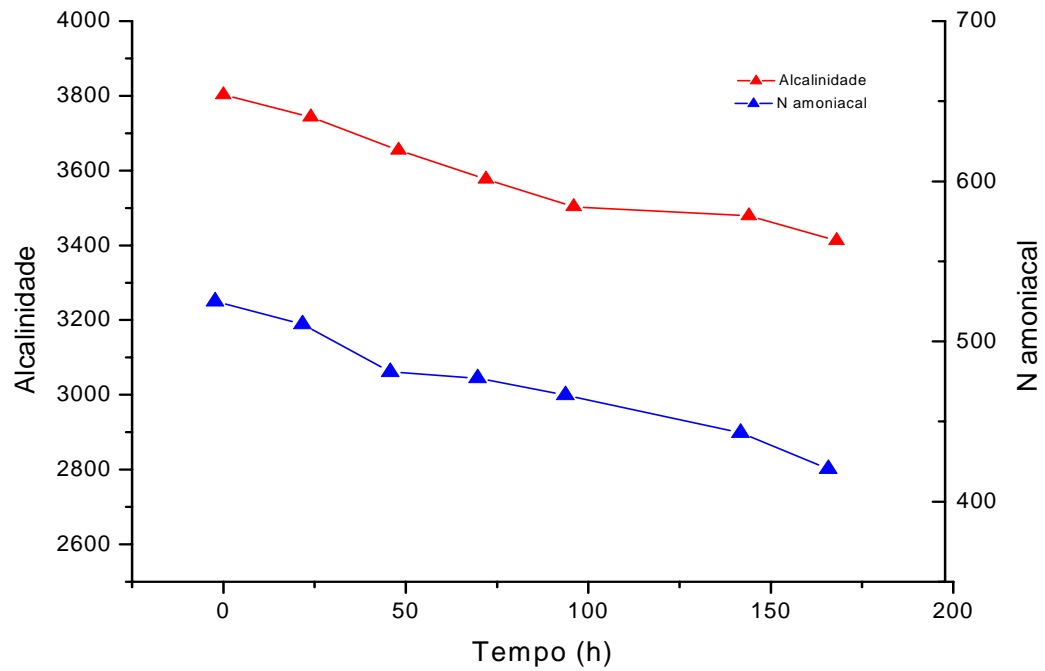
Como já especificado neste trabalho, os tanques de 250 litros foram dispostos de uma maneira que recebiam o lixiviado bruto e em períodos de 7 a 14 dias revolviam o líquido através de agitador de pás com a finalidade de reduzir o nitrogênio amoniacal.

O período de avaliação dos pilotos começou nesta pesquisa em março de 2008 e foi finalizado em janeiro de 2010. Durante este tempo foram realizadas análises com a finalidade de estudar o comportamento deste lixiviado em relação ao processo por stripping.

Os resultados da remoção do nitrogênio por stripping foram apresentados em ciclos distintos e avaliados individualmente, uma vez que cada batelada foi realizada em condições climáticas diferentes.

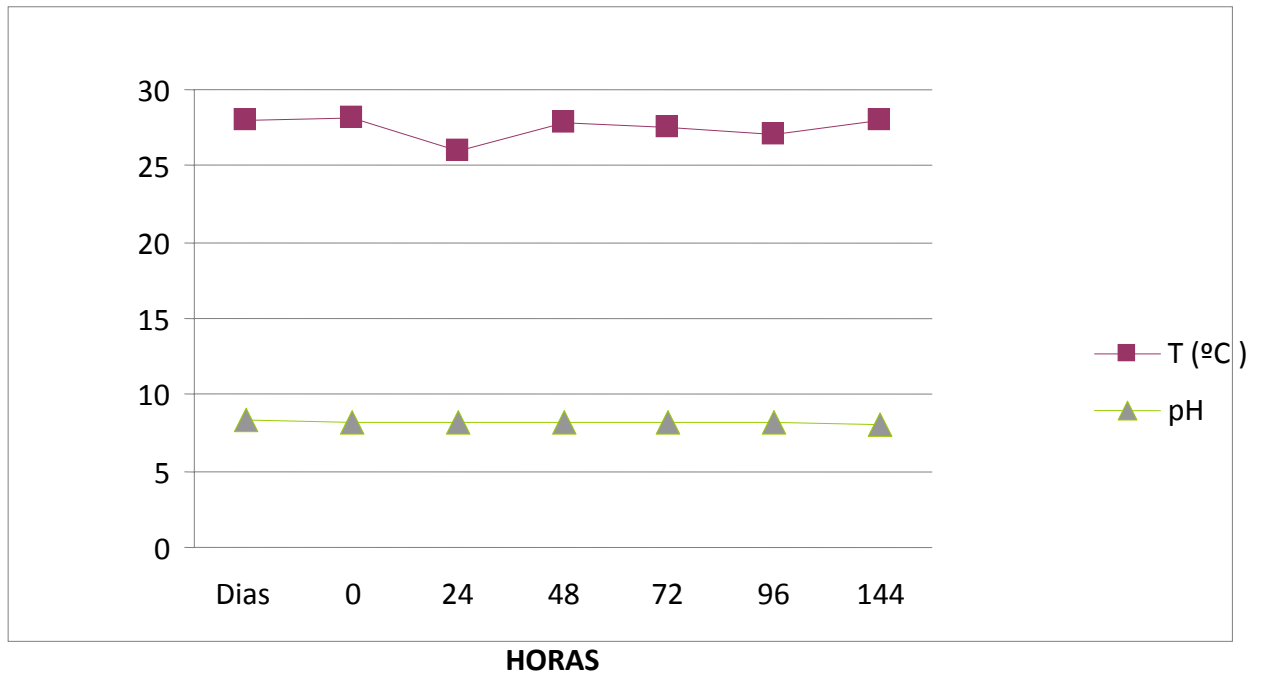
Durante o processo de análise de cada batelada do stripping foram medidas as condições ambientais como pH e temperatura, que influenciaram na volatilização da amônia, assim como as análises já citadas no capítulo anterior.

A batelada 1 do stripping (S1), apresentada na Figura 11 e 12 mostra a porcentagem de remoção do N-amoniacal, a alcalinidade, a temperatura e o pH ao longo de 8 dias.

Figura 11 – Remoção de alcalinidade e N-amoniaco da batelada 1 (S1).

Fonte: Autoria própria.

A remoção de N-amoniaco na batelada 1 (S1) foi de 25%, seguido por uma queda de alcalinidade. O lixiviado que foi utilizado nesta batelada já estava armazenado a 6 meses dentro do tanque de armazenamento e esse provavelmente seja o motivo da baixa eficiência da remoção do nitrogênio.

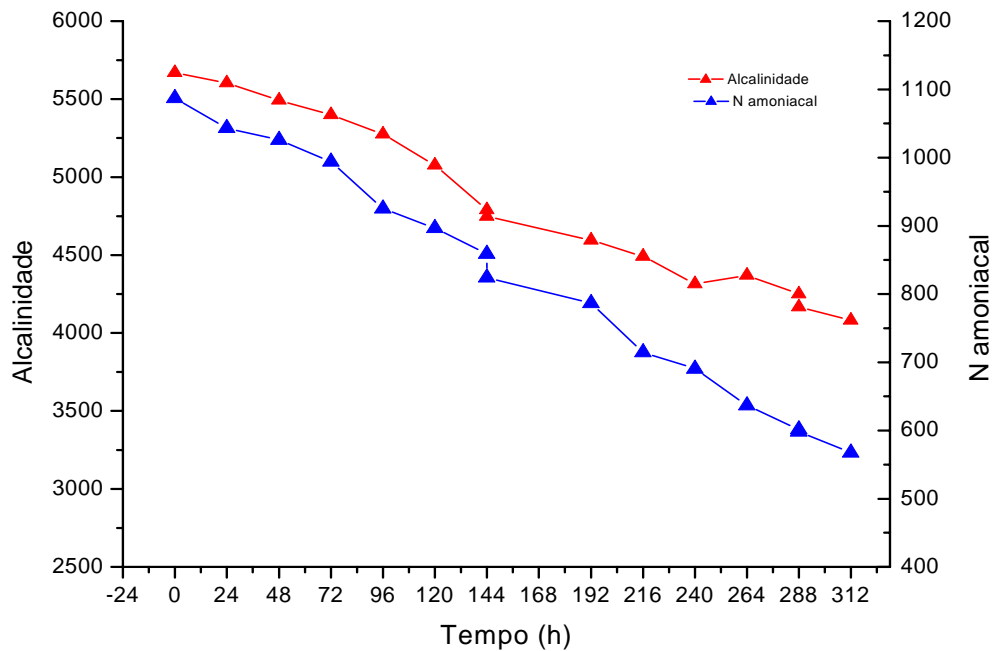
Figura 12 – Controle da temperatura e do pH da batelada 1 (S1).

Fonte: Autoria própria.

A temperatura ao longo da batelada 1 (S1) manteve-se entre 26° e 28°C. O pH manteve-se entre 8,33 e 8,1 com consumo de 11% de alcalinidade.

A batelada 2 (S2) foi realizada já com uma nova carga de lixiviado que apresentou uma eficiência maior na remoção do nitrogênio amoniacal, acompanhado por um consumo de alcalinidade compatível. A figura 13 apresenta esta evolução.

Figura 13 – Remoção de alcalinidade e N-amoniaco da batelada 2 (S2).



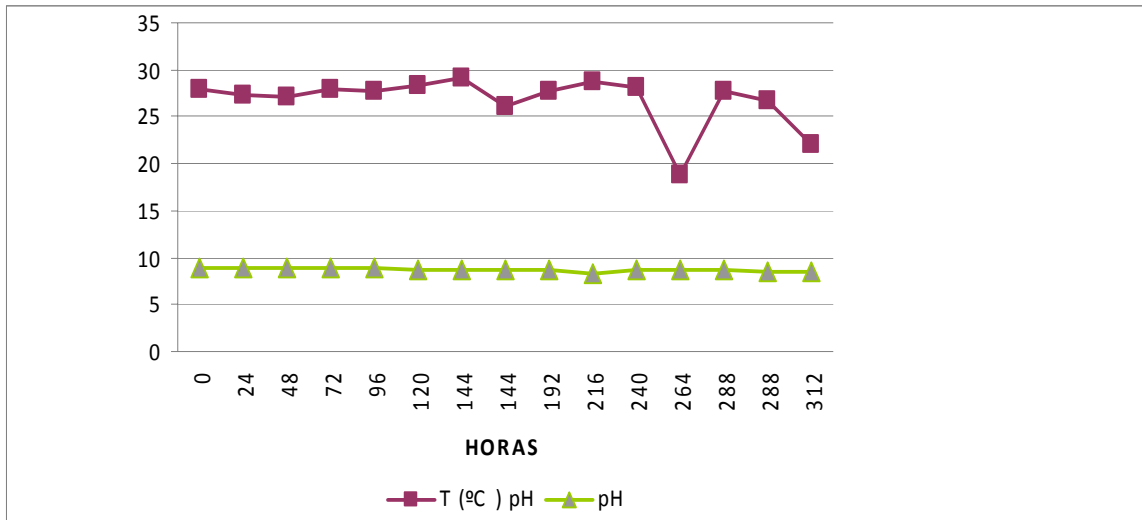
Fonte: Autoria própria.

A remoção de N-amoniaco na batelada 2 (S2) foi de 52%, seguido por uma queda de alcalinidade de 28%.

Mesmo com o consumo de alcalinidade elevado, em função da volatilização da amônia livre, a alcalinidade na saída do tanque de stripping se manteve entre 3.900 e 5800 mg CaCO₃/L, contribuindo assim para o equilíbrio do pH ao longo das bateladas.

A figura 14 apresenta os valores da temperatura e o pH durante a batelada 2 (S2), com variação de temperatura entre 19° a 28°C e o pH, que apesar de um consumo alto de alcalinidade, variou entre 8,25 a 8,98.

Figura 14 – Controle da temperatura e do pH da batelada 2 (S2).

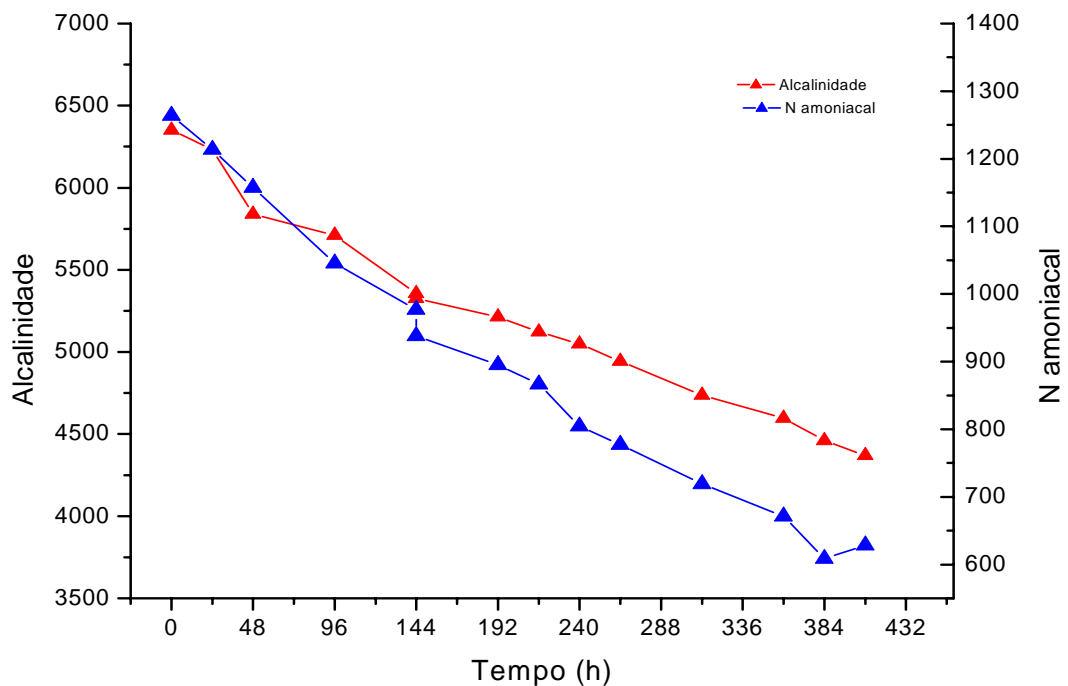


Fonte: Autoria própria.

A batelada 3 (S3) apresentou assim como a (S2) boa eficiência na remoção de N-amoniaco.

A remoção do N-amoniaco foi de 50,27% seguido por um consumo de alcalinidade de 31%, conforme apresentado na Figura 15.

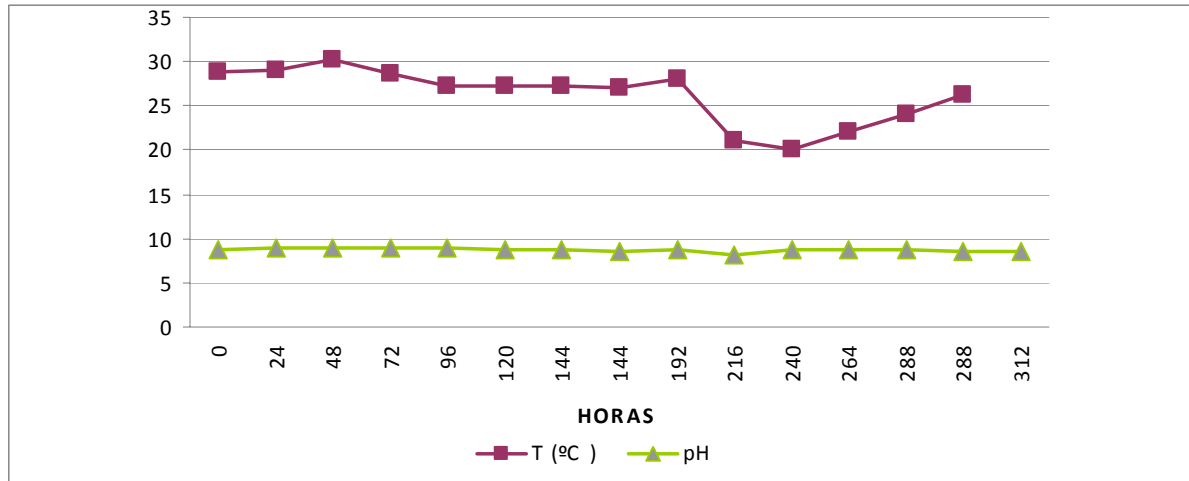
Figura 15 – Remoção de alcalinidade e N-amoniaco da batelada 3 (S3).



Fonte: Autoria própria.

A figura 16 mostra que a temperatura ao longo da batelada 3 (S3) manteve-se entre 20° e 31°C. O pH manteve-se entre 8,04 e 8,42 apesar do alto consumo de alcalinidade apresentado na Figura 15.

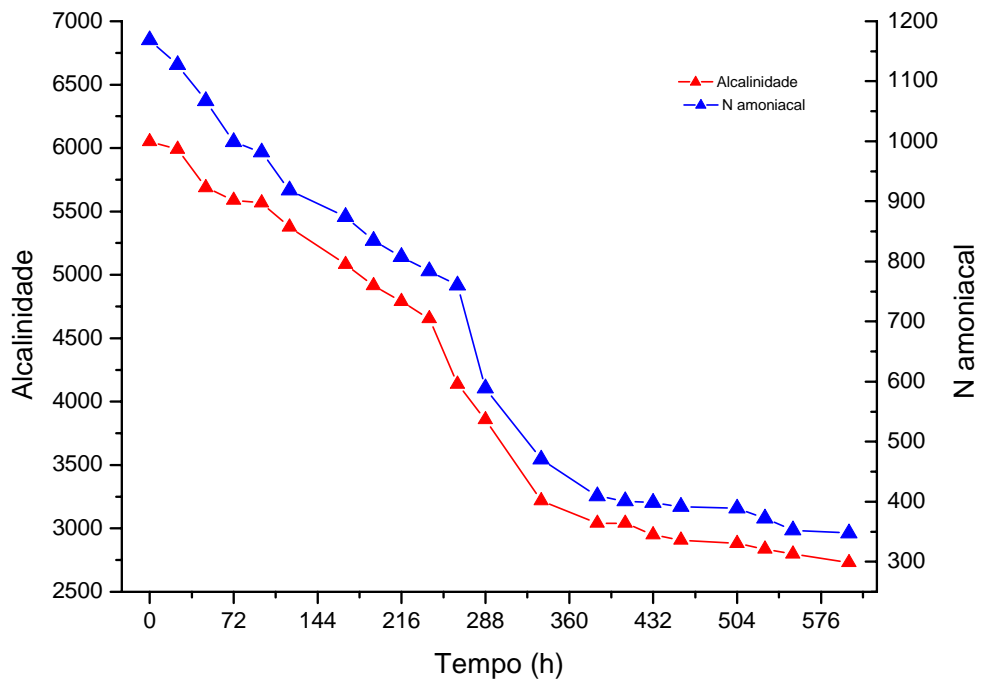
Figura 16 – Controle da temperatura e do pH da batelada 3 (S3).



Fonte: Autoria própria.

A batelada 4 (S4) foi realizada durante 25 dias para que se pudesse avaliar se ao longo do tempo qual seria o pico máximo de remoção de amônia por stripping em mais que 21 dias. O lixiviado bruto tinha uma concentração de 1.168,70 mg/L de N-NH₃ e após 25 dias a concentração de N-amoniacal estava em 347,80 conforme a figura 5.7, com eficiência de remoção de 70%.

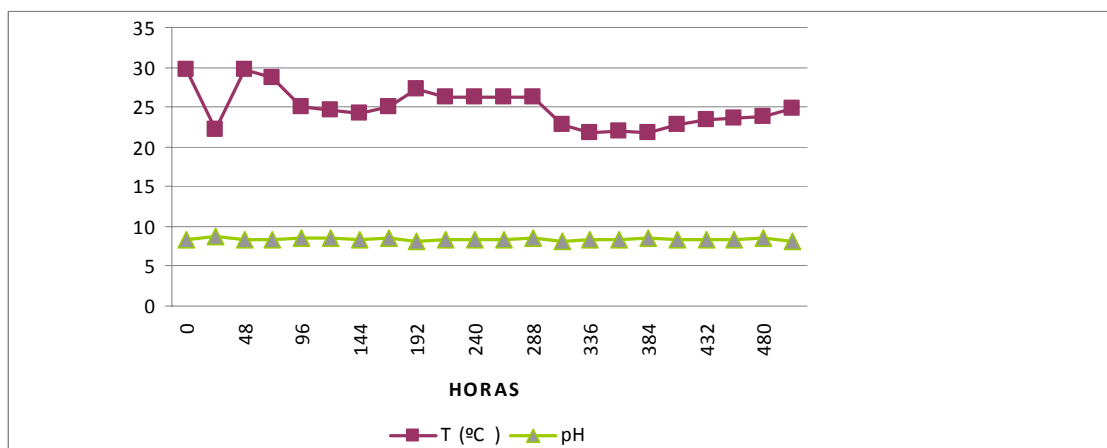
Figura 17 – Remoção de alcalinidade e N-amoniaco da batelada 4 (S4).



Fonte: Autoria própria.

O aspecto principal que pode ter influenciado a remoção do N-amoniaco de uma maneira tão eficaz pode ter sido as altas temperaturas do período. A Figura 18 apresenta as temperaturas deste período e também o comportamento do pH uma vez que a taxa de consumo de alcalinidade foi de 54,86%

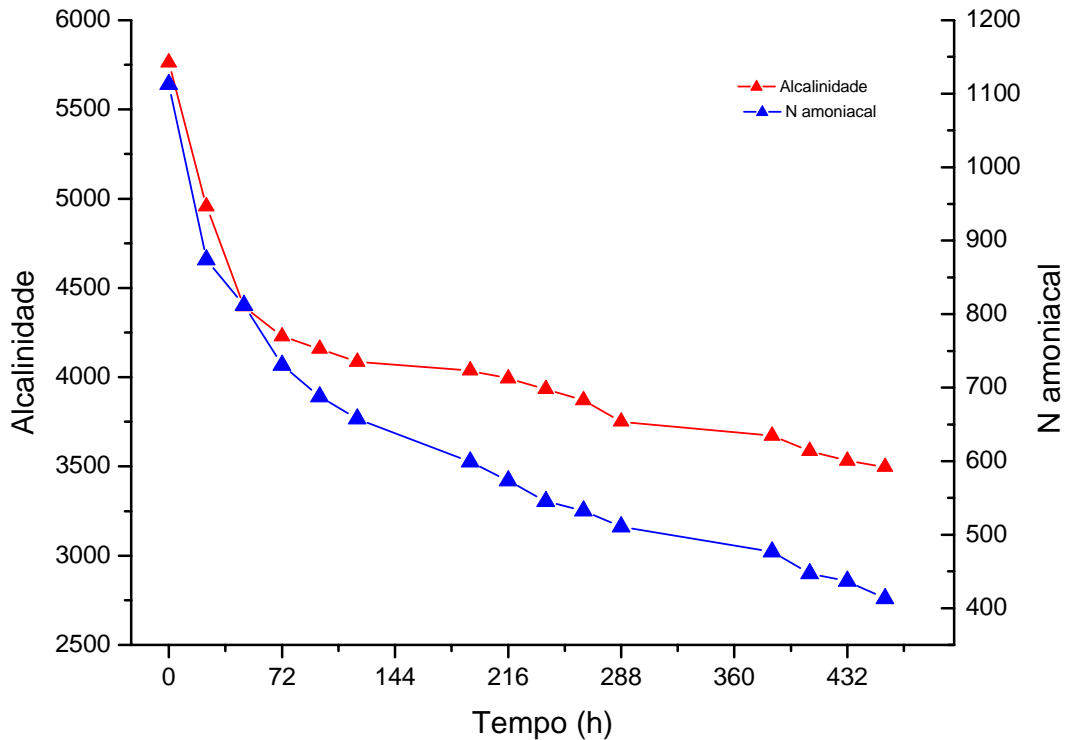
Figura 18 – Controle da temperatura e do pH da batelada 4 (S4).



Fonte: Autoria própria.

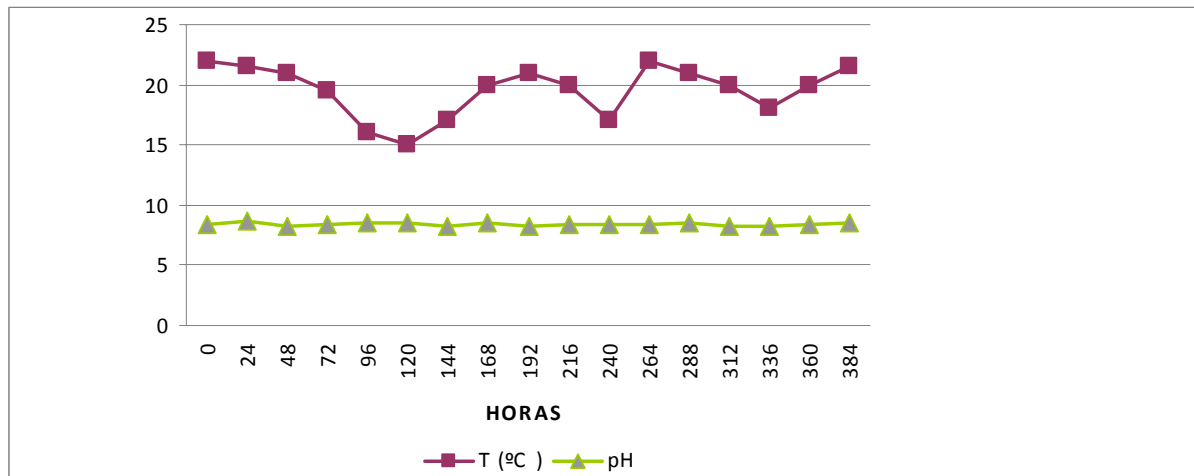
A batelada 5 (S5), com duração de 17 dias, a eficiência de remoção do nitrogênio amoniacal atingiu 62,90% e o consumo de alcalinidade foi de 39,3% conforme apresentado na figura 19.

Figura 19 – Remoção de alcalinidade e N-amoniacal da batelada 5 (S5).



Fonte: Autoria própria.

A Figura 20 apresenta as altas temperaturas e o comportamento do pH no período da batelada 5 (S5) finalizando assim as bateladas do sistema de stripping desta pesquisa.

Figura 20 – Controle da temperatura e do pH da batelada 5 (S5).

Fonte: Autoria própria.

Através da análise dos dados apresentados nos gráficos, e também nas tabelas do anexo 1, observa-se que a remoção do nitrogênio ao longo do stripping de amônia obteve uma média de eficiência de 50,8% com um pico de 70% que pode ser explicado pelas altas temperaturas apresentadas.

As análises mostram também que não houve formação de lodo, pois a quantidade de SSV e SST não se alterou. Quando era iniciado um novo stripping não havia acúmulo de material ao fundo do reator.

Os gráficos mostram alterações significativas, durante as bateladas do stripping, do pH e do consumo de alcalinidade ao longo de cada ciclo. Os picos de aumento do pH durante o stripping se deram, possivelmente pelo deslocamento do equilíbrio químico do íon amônia ao longo do ciclo já que houve uma diminuição da concentração de nitrogênio amoniacal da massa líquida do reator.

Apesar do aumento do pH em alguns pontos, houve uma queda na concentração da alcalinidade durante o ciclo de stripping

Na Tabela 9 pode-se observar um resumo das características iniciais e finais do chorume na entrada e na saída do stripping.

Tabela 9 – Resumo dos parâmetros das bateladas por stripping

Parâmetros	1		2		3		4	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
TEMPERATURA (°C)	28	28	28	29,8	28,8	26,3	29,7	24,8
pH	8,38	8,10	8,82	8,44	8,42	8,13	8,34	8,16
ALCALINIDADEEE	3802,45	3412,99	5668,12	3933,34	6350,07	4369,26	6048,72	2730,83
N-NH ₃	524,88	395,92	1087,08	523,06	1263,78	628,27	1168,68	347,79
NKT	824,27	697,95	1427,57	965,66	1744,21	809,01	1766,29	721,05
DURAÇÃO (dias)	8		19		17		25	

Fonte: Autoria própria.

5.2 TRATAMENTO DE LIXIVIADO EM SISTEMA DE LODOS ATIVADOS EM BATELADA SEQUENCIAL COM E SEM STRIPPING DE AMÔNIA

Os sistemas em bateladas seqüenciais R1 e R2 tiveram por objetivo avaliar a remoção de nitrogênio amoniacal do lixiviado, através da nitrificação/desnitrificação pela via curta utilizando o etanol como fonte de carbono, para a etapa de desnitrificação.

O sistema L1, que era composto pelo Stripping S1 e S2 e pelo RBS R1 conforme apresentado no Capítulo 4 – Materiais e Métodos.

O R2 recebe o lixiviado bruto, sem o pré-tratamento por stripping, com o objetivo de analisar e comparar o TDH dos dois sistemas, e sua evolução na remoção do nitrogênio amoniacal para cada linha de tratamento.

5.2.1 Sistema Com Remoção Previa de Amonia Por Stripping

Após a remoção prévia do nitrogênio amoniacal nos tanques de stripping o lixiviado era deslocado para o sistema de lodos ativados para iniciar a remoção de nitrogênio pelo processo biológico de desnitrificação pela via curta, através de um sistema de lodos ativados em batelada.

Nesta fase, o lixiviado pré-tratado era trocado de reator e iniciava-se a aeração do sistema. Esta aeração só era finalizada quando praticamente todo N-

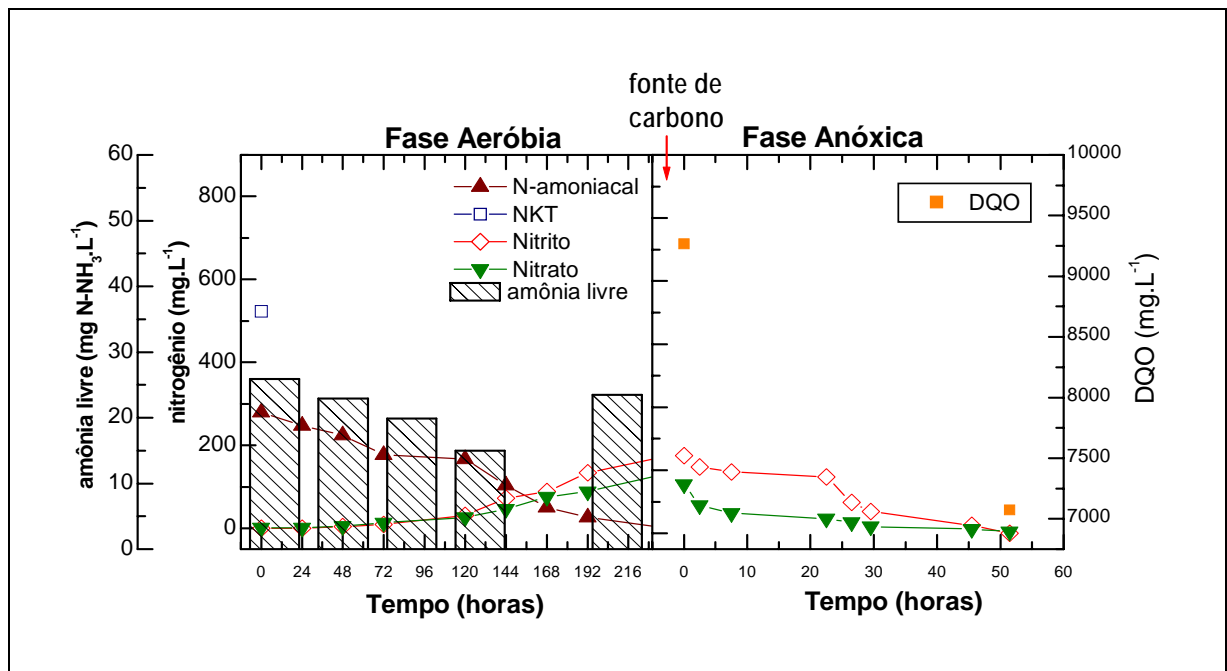
amoniacoal é oxidado a nitrito, tendo-se o cuidado de evitar que o nitrito fosse oxidado a nitrato. Sendo assim, o tempo de detenção do tanque de stripping passou a ser completamente dependente da evolução do reator de lodos ativados. Em seguida a aeração era suspensa, visando criar uma fase anóxica, para a remoção do nitrito e do nitrato, casos este último também estivesse presente, pelo processo de desnitrificação.

As bateladas iniciaram no dia 10 março de 2009 e a Figura 21 mostra a evolução da remoção do nitrogênio amoniacoal da Batelada 1 (R1-1).

O N-amoniacoal proveniente do S1, chamado nesta pesquisa de lixiviado pré-tratado do R1, entrou com uma concentração de 395,9 mg/L N-NH₃. O TDH de operação desta batelada foi de 14 dias.

A formação de nitritos e nitratos teve início efetivamente em 6 dias de aeração e em 13 dias o nitrogênio amoniacoal foi totalmente oxidado. A fase anóxica teve duração de 52 horas, tempo este necessário para a remoção do nitrito, por desnitrificação via curta.

Figura 21 – Desenvolvimento da batelada 1 (R1-1).

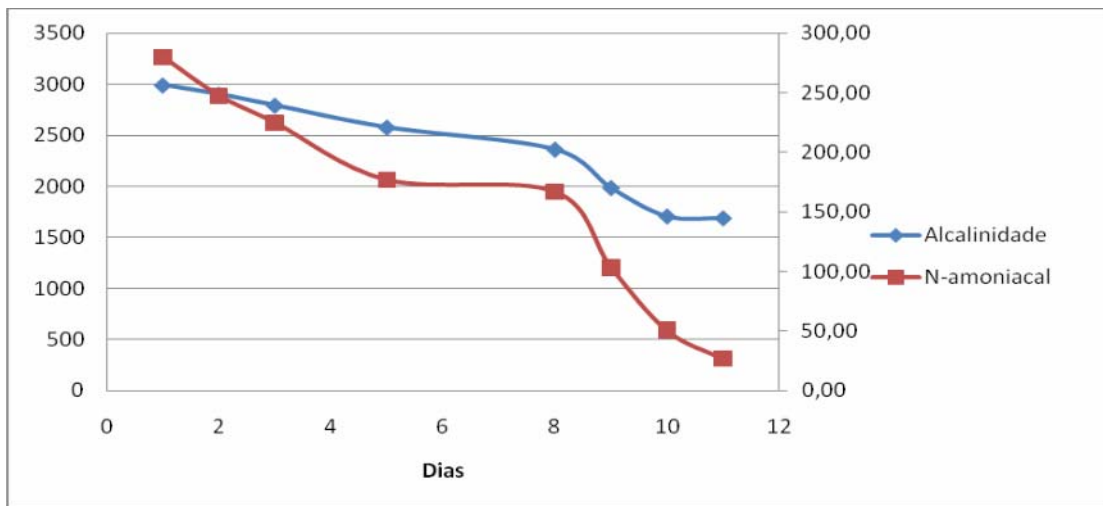


Fonte: Autoria própria.

Durante esta batelada foi observado que o pH se manteve numa faixa entre 8,2 e 8,6 proporcionando o acúmulo de nitritos. Estes níveis de pH,

apresentados na Figura 22, favorecem a manutenção das concentrações de amônia livre em faixas que inibem a oxidação do nitrito (formação de nitrato). A inibição das bactérias envolvidas na oxidação do nitrito tem início em concentrações de 0,1 e pode inibir completamente a formação de nitratos a partir de 1 mg/L de amônia livre; Isso favorece as bactérias oxidadoras de N-amoniaco, cuja a inibição se dá em uma faixa de concentração de amônia livre a partir de 10 mg N-NH₃/L (GOMES, 2009). A porcentagem de amônia livre desta batelada manteve-se dentro do esperado em função do pH e da temperatura do lixiviado no período do estudo, conforme é mostrado na Tabela 10.

Figura 22 – Comparativo entre consumo de alcalinidade e remoção de N-amoniaco (R1-1).



Fonte: Autoria própria.

A Tabela 10 mostra a porcentagem de amônia livre em relação ao N-amoniaco, dada em função do pH e da temperatura.

Tabela 10 – Porcentagem de amônia livre em relação ao total de N-amoniaco, em função do pH e da temperatura.

pH	%NH ₃		
	T=15°C	T=20°C	T=25°C
8,2	4,2%	6,0%	8,4%
8,4	6,5%	9,2%	12,7%
8,6	9,9%	13,8%	18,7%

Fonte: Hossaka, 2008.

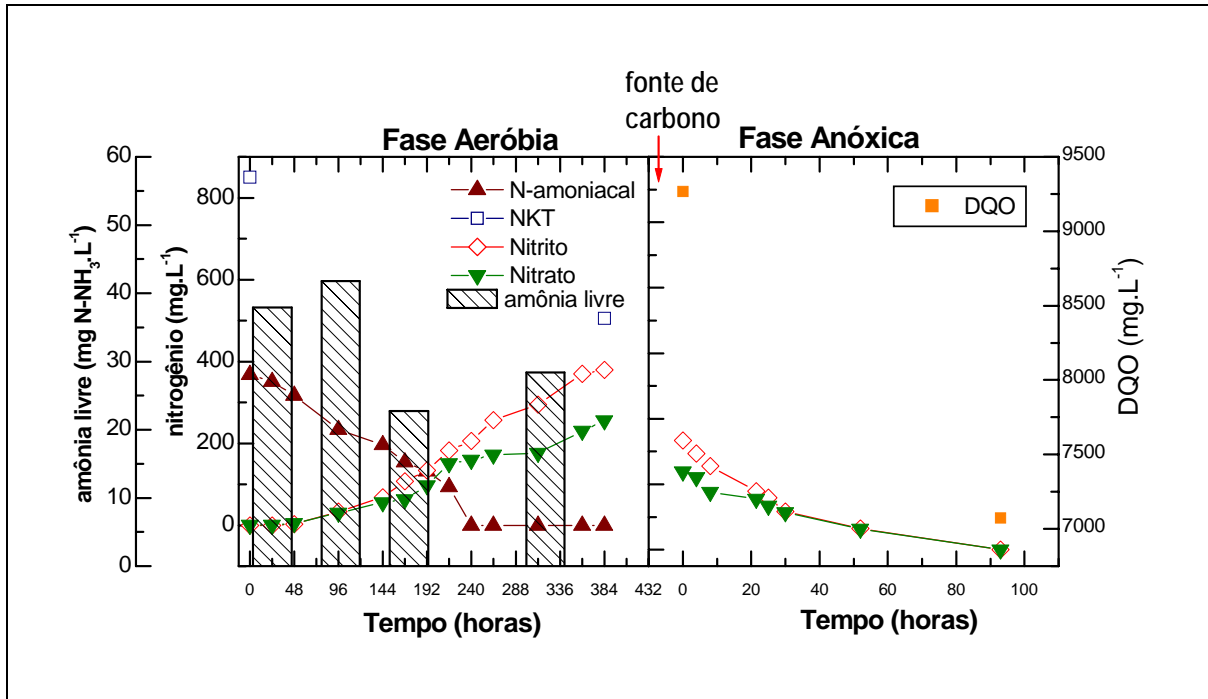
A escolha da configuração de todo o piloto foi avaliada visando à eliminação do nitrogênio pela desnitrificação pela via curta. A aeração foi mantida com a concentração de OD em torno de 2,0 mg/L, visando criar melhores condições para a nitrificação.

A Batelada 2 (R1-2) recebeu o lixiviado do S2, que por sua vez veio de uma nova carga de lixiviado, observa-se que depois da remoção prévia por stripping o lixiviado entrou no R1 com uma concentração de 393,1 mg N-NH₃/L. A Batelada 2 (R1-2) durou 17 dias para remoção total do N-amoniacoal. A formação de nitrito e o aparecimento do nitrato começaram no 5º dia. O nitrogênio foi oxidado em sua maior parte até o estágio de nitrito, atingindo uma concentração de 406,24 mg N-NO₂⁻/L.

Nesta batelada, assim como na anterior, o pH do lixiviado não teve nenhum decréscimo, mantendo-se na faixa de 8,2 a 8,6, este fator é muito importante para a manutenção da amônia livre no reator em concentrações favoráveis a inibição das bactérias oxidantes de nitrito (AMORIM, 2009).

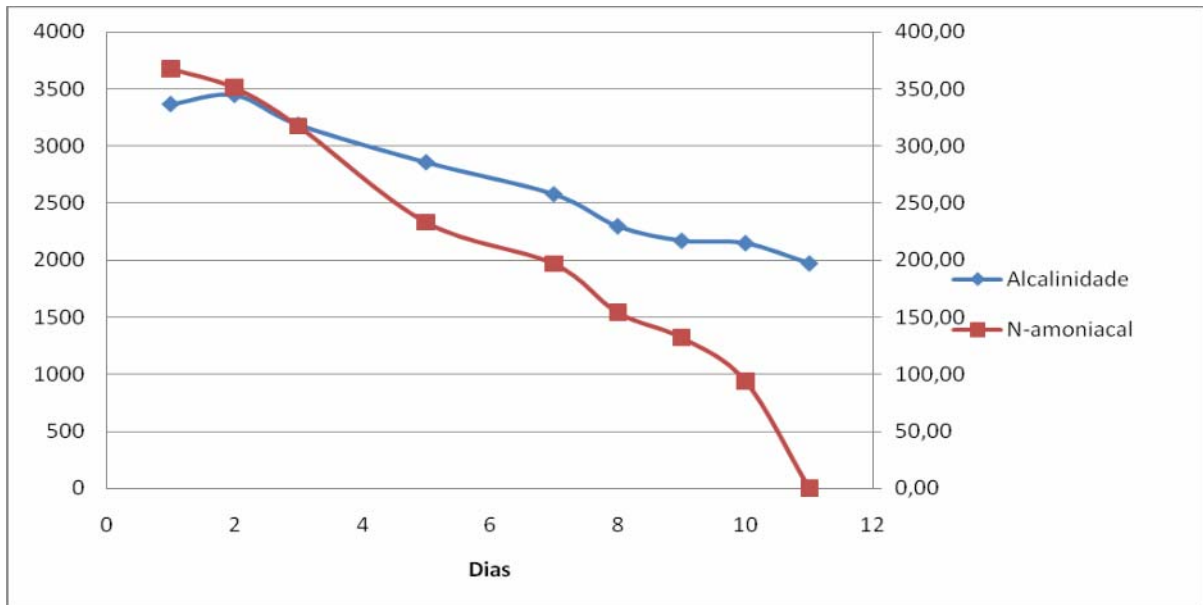
Na Figura 23 além das concentrações de N-amoniacoal, NKT, nitrato e nitrito foi dada ênfase na concentração da amônia livre. Esta figura apresenta também a fase anóxica do experimento, com duração de 87 horas e com concentrações iniciais de 333,00 mg N-NO₂⁻/L e 238,38 mg N-NO₃⁻/L após a adição de etanol. O grande limitante da fase anóxica do sistema é a concentração de matéria orgânica disponível para a redução do nitrito/nitrato formado durante a fase aeróbia. Apesar do lixiviado ainda conter uma parcela de matéria orgânica, esta é de difícil biodegradação por isso há necessidade da adição de uma fonte de carbono para que haja uma aceleração processo de desnitrificação.

Figura 23 – Desenvolvimento da batelada 2 (R1-2).



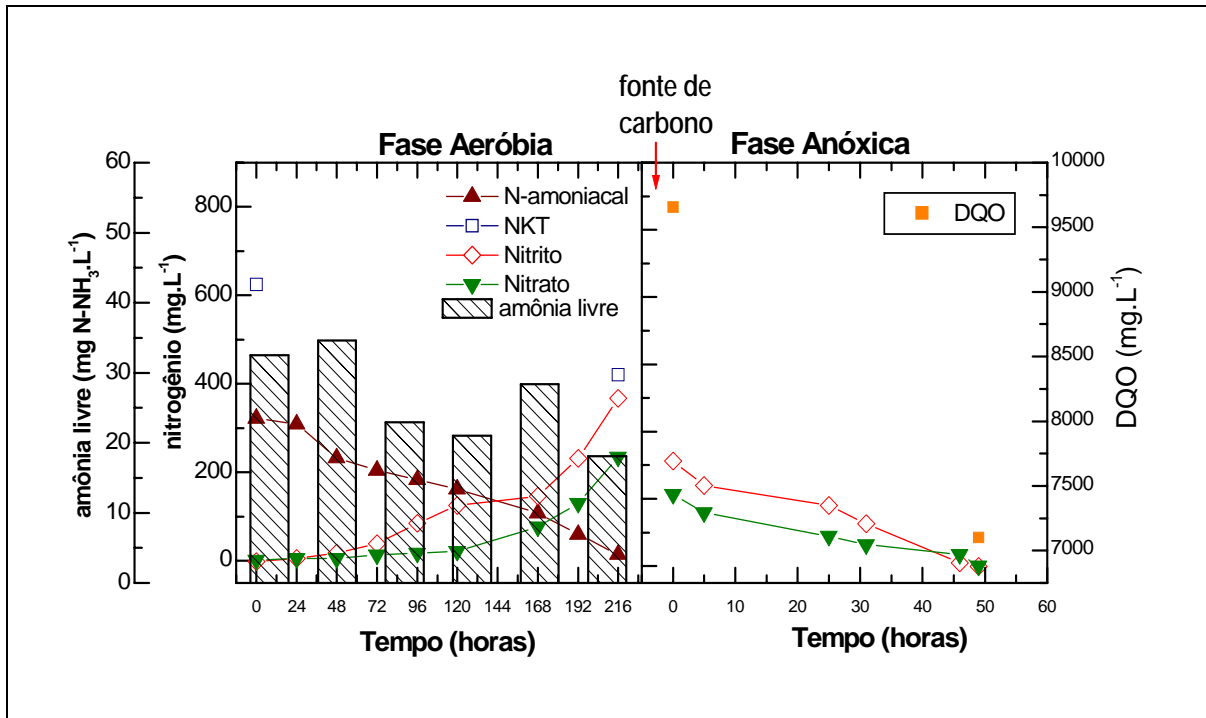
Fonte: Autoria própria.

Figura 24 – Comparativo entre consumo de alcalinidade e remoção de N-amoniaco (R1-2).



Fonte: Autoria própria.

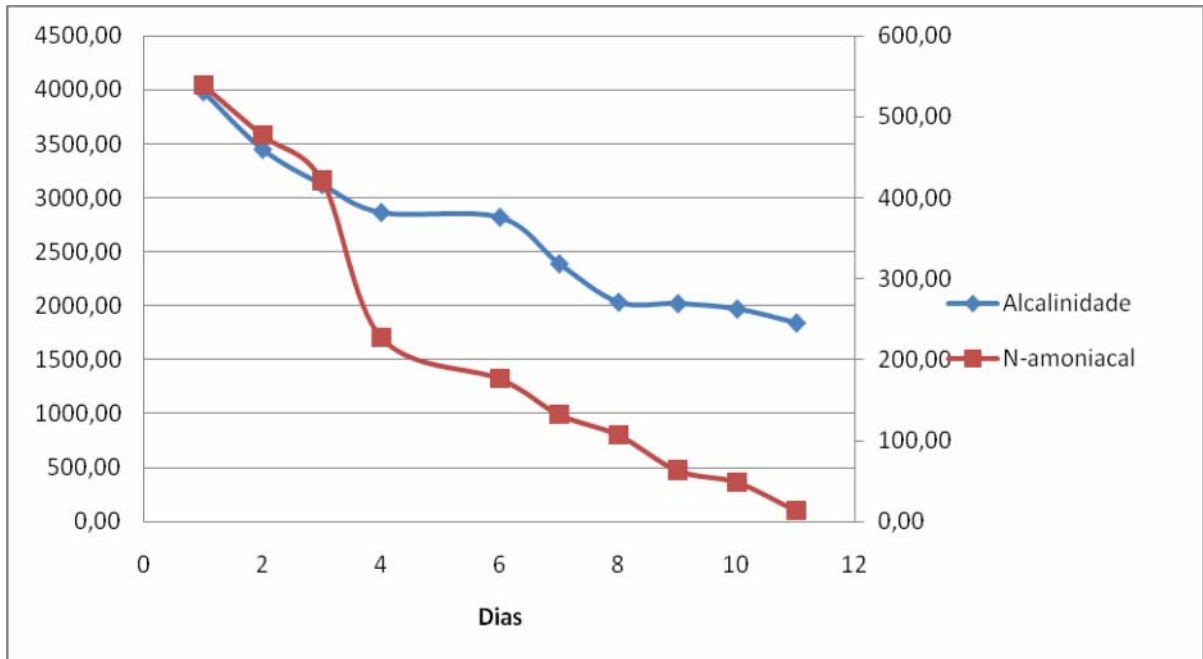
Figura 26 – Desenvolvimento da batelada 4 (R1-4).



Fonte: Autoria própria.

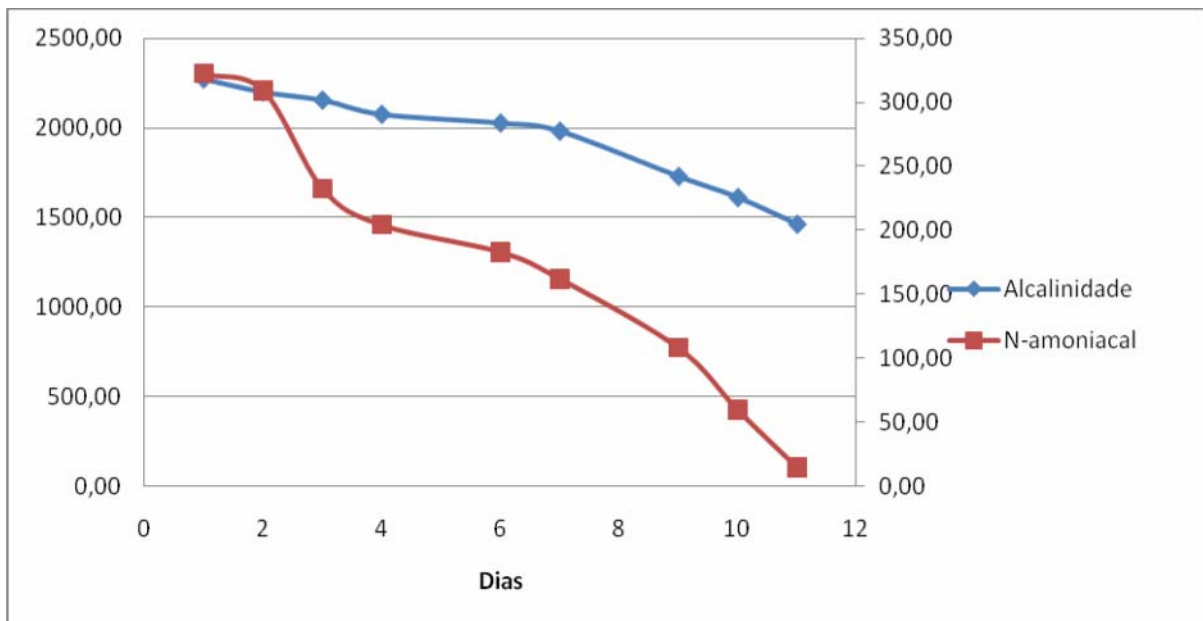
Nota-se através das bateladas apresentadas que a inibição da nitratação foi parcial, ou seja, o nitrogênio amoniaco do lixiviado pré-tratado por stripping foi oxidado a nitrito e nitrato. A evolução da redução do nitrito na etapa anóxica, apresentada nas Figuras 25, 26 e 27 citadas, mostram que a concentração de nitrito sofreu maior queda nas primeiras horas do ciclo. No início do ciclo a disponibilidade de matéria orgânica biodegradável é maior, ou seja, matéria orgânica mais facilmente assimilada pelos microorganismos responsáveis pela redução de nitrito.

Figura 27 – Comparativo entre consumo de alcalinidade e remoção de N-amoniaco (R1-3).



Fonte: Autoria própria.

Figura 28 – Comparativo entre consumo de alcalinidade e remoção de N-amoniaco (R1-4).



Fonte: Autoria própria.

A amônia livre durante a verificação do reator R1 variou em média entre 23,90mg/L (início da etapa) e 1,43mg/L (final da fase aerada). Estas concentrações, segundo Anthonisen et al. (1976), são inibitórias para as bactérias

que oxidam nitrito, ou seja, esta condição pode ter favorecido o acúmulo de nitrito durante a etapa aerada.

É importante ressaltar que em todas as fases da pesquisa foram executadas análises de DQO durante as bateladas, porém estes dados não foram acrescentados à pesquisa, pois os mesmos não são consistentes já que, a análise da DQO não foi realizada ao longo da fase anóxica.

5.2.2 Sistema Sem Remoção Previa de Amonia Por Stripping

O R-2 recebeu o lixiviado sem o pré tratamento, que visou justamente apresentar um comparativo entre um sistema R1 que teve este pré tratamento por stripping com o mesmo lixiviado. Neste reator o lixiviado bruto era colocado direto no reator e iniciava-se a aeração do sistema. Esta aeração só era finalizada quando era determinada a formação de nitritos e a eliminação do N-amoniacoal. Sendo assim, o tempo de detenção do tanque de stripping passou a ser completamente dependente da evolução do reator de lodos ativados. Em seguida a aeração era suspensa, visando criar uma fase anóxica, para a remoção dos nitritos por desnitrificação.

Estes ciclos de tratamento da pesquisa tiveram como objetivo determinar as condições e parâmetros necessários para a inibição do processo de nitratação (acúmulo de nitrito).

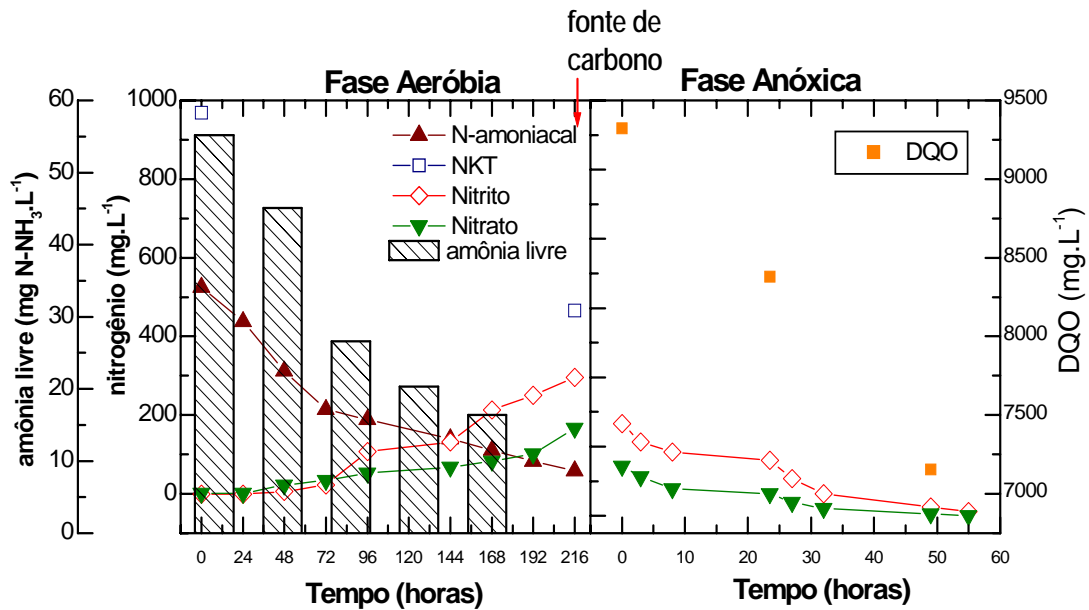
As bateladas iniciaram também no dia 10 março de 2009 e a Figura 29 mostra a evolução da remoção do nitrogênio amoniacoal da Batelada 1 (R2-1).

O N-amoniacoal proveniente do lixiviado bruto na primeira batelada entrou com uma concentração de 524,9 mg/L N-NH₃. O TDH de operação desta batelada foi de 10 dias.

A formação de nitritos e nitratos iniciou efetivamente em 4 dias de aeração e após 10 dias o nitrogênio amoniacoal havia sido totalmente removido. A fase anóxica teve duração de 55 horas, tempo este necessário para a remoção do nitrito, por desnitrificação via curta como mostra na Figura 29.

Durante esta batelada foi observado que o pH se manteve numa faixa entre 8,29 e 8,38 proporcionando o acúmulo de nitritos. A porcentagem de amônia livre desta batelada manteve-se dentro do esperado em função do pH e da temperatura do período estudado.

Figura 29 – Concentrações de parâmetros da batelada 1 do reator R2.

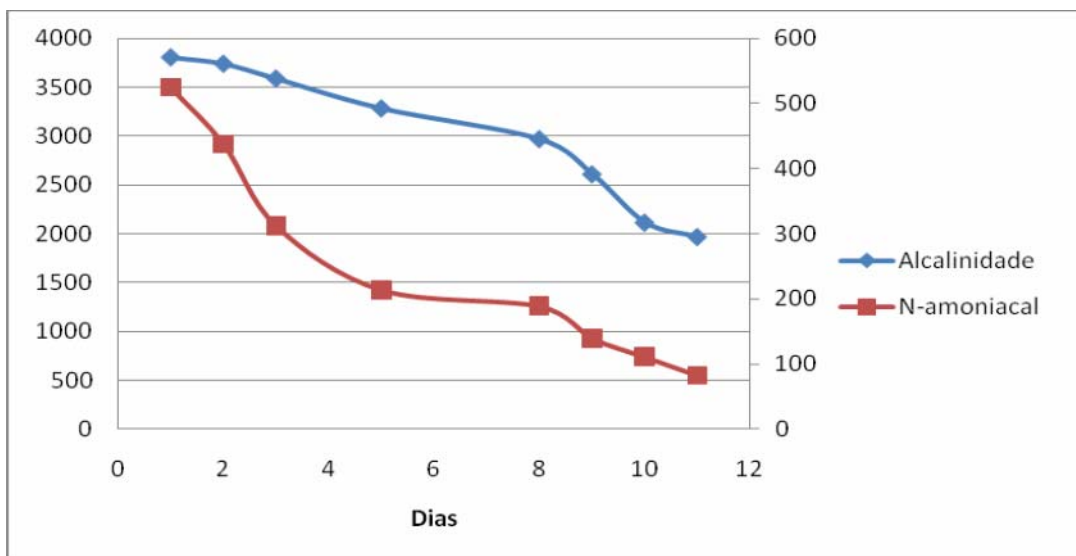


Fonte: Autoria própria.

Na Batelada 1 (Figura 29) o consumo de alcalinidade na fase aeróbia foi de 53% e o N amoniacal iniciou com uma concentração de 524,9mg N-NH₃/L e após 10 dias restou apenas 57,8mg N-NH₃/L.

As outras bateladas receberam um lixiviado novo, com uma concentração mais alta de N amoniacal.

Figura 30 – Comparativo entre consumo de alcalinidade e remoção de N-amoniacal (R2-1).



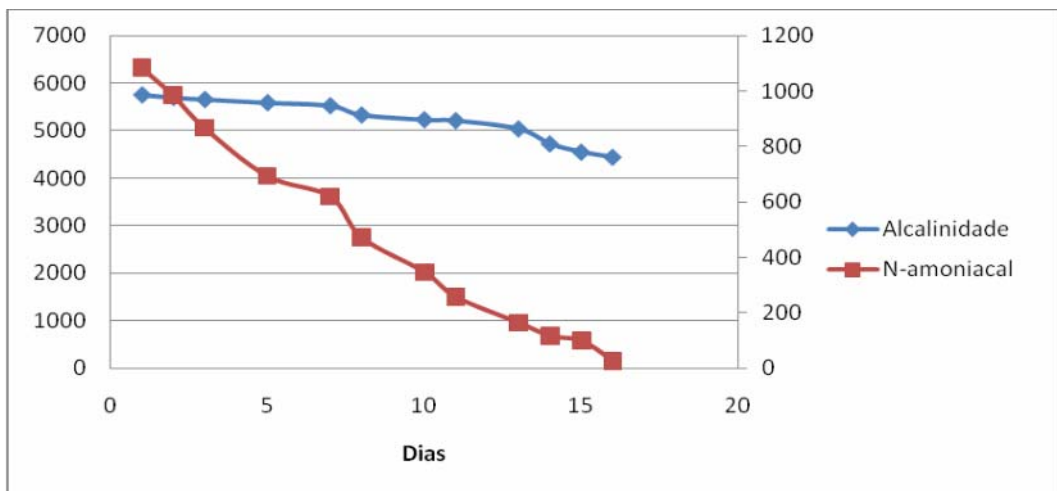
Fonte: Autoria própria.

A Batelada 2 (R2-2), apresentada na Figura 32, iniciou com uma concentração de N amoniacal de 1084,9mg N-NH₃/L e durou 13 dias. O consumo de alcalinidade apresentado na Figura 5.2-3 foi de 23% e o pH manteve-se entre 8,21 e 8,51.

A formação de nitrito e nitrato iniciou no 4º dia e com 13 dias o N amoniacal havia sido reduzido para a concentração de 24,8 mg N-NH₃/L.

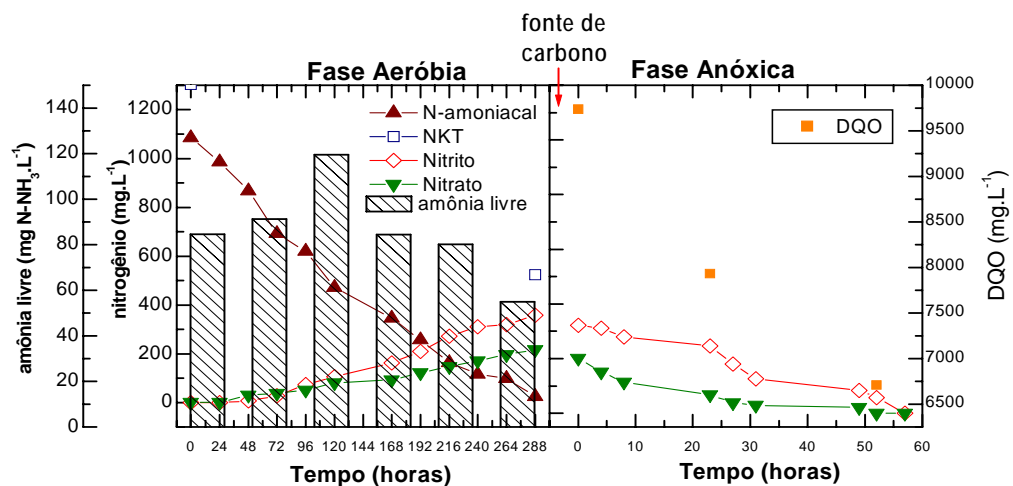
A fase anóxica desta batelada demorou 64 horas para remover todo o nitrito resultante da fase aeróbia.

Figura 31 – Comparativo entre consumo de alcalinidade e remoção de N-amoniacal (R2-2).



Fonte: Autoria própria.

Figura 32 – Concentrações de parâmetros da batelada 2 do reator R2.

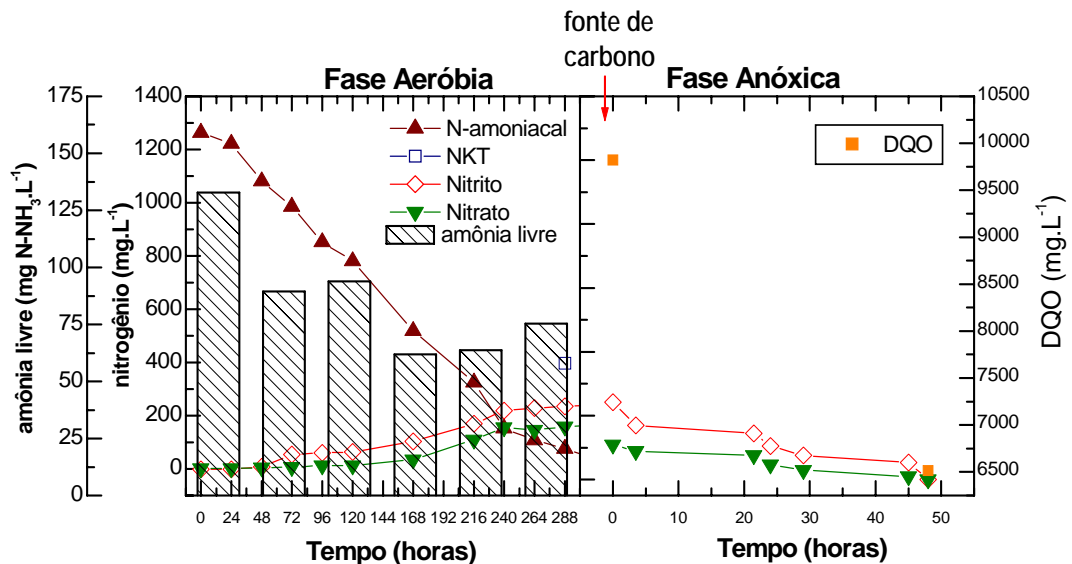


Fonte: Autoria própria.

Não houve grande formação de biomassa nos reatores aeróbios. Nos reatores de ambos os sistemas, as concentrações de SSV não ultrapassam 320mg/l. O processo de oxidação do N-amoniaco não favoreceu a formação de biomassa.

A operação do sistema em bateladas, do reator R2, evidenciou as características favoráveis do lixiviado para a nitrificação, pois as concentrações de N-amoniaco elevadas e o pH, que se manteve entre 8 e 9, colaboraram para manter as concentrações de amônia livre em níveis inibitórios às bactérias oxidantes de nitrito, impedindo a formação de nitratos.

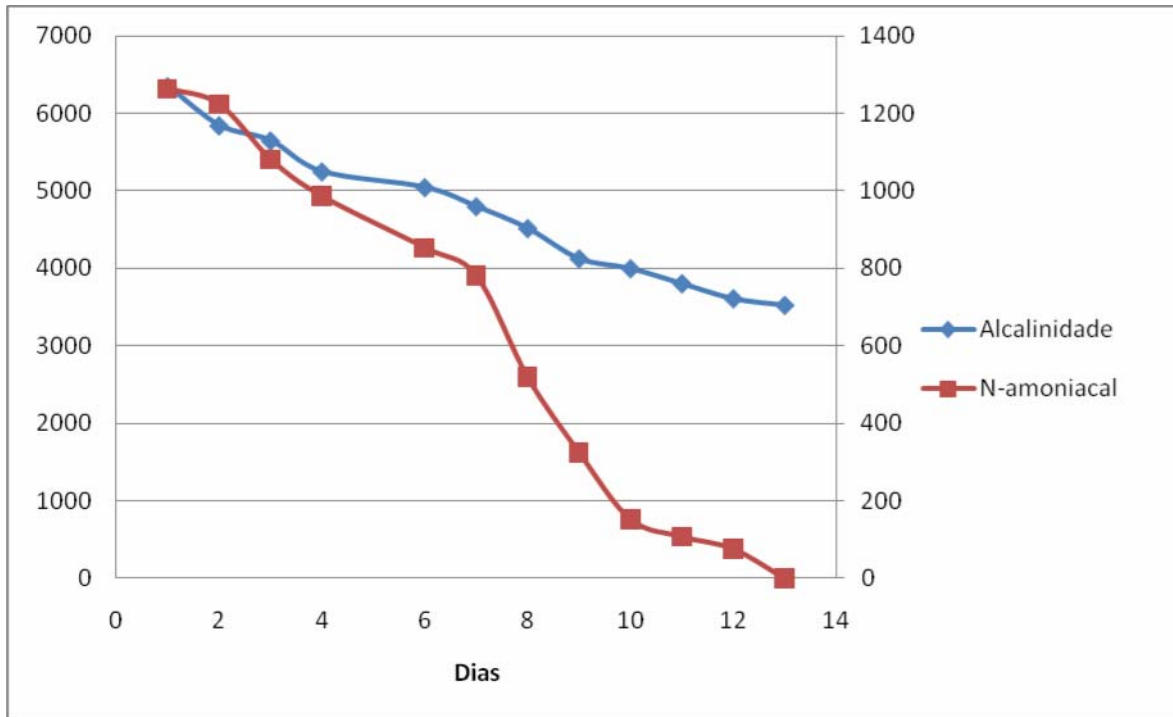
Figura 33 – Concentrações de parâmetros da batelada 3 do reator R2.



Fonte: Autoria própria.

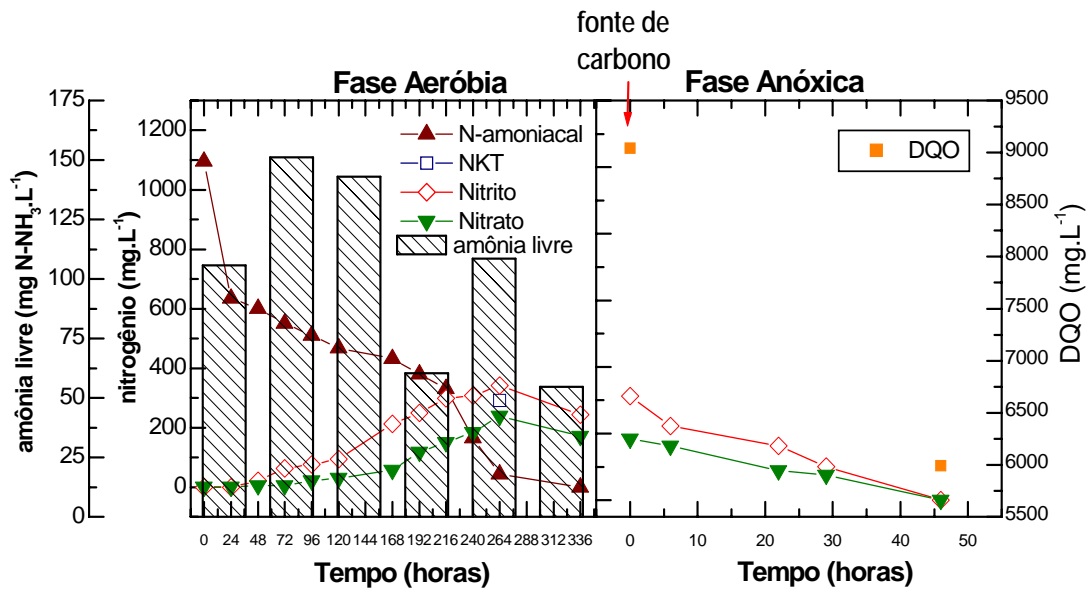
A Batelada 3 (R2-3), com parâmetros apresentados na Figura 33 teve concentração inicial de N amoniaco de 1263,3mg N-NH₃/L. e duração de 15 dias da fase aeróbia e 49 horas de fase anóxica.

Figura 34 – Comparativo entre consumo de alcalinidade e remoção de N-amoniaco (R2-3).



Fonte: Autoria própria.

Figura 35 – Concentrações de parâmetros da batelada 4 do reator R2.



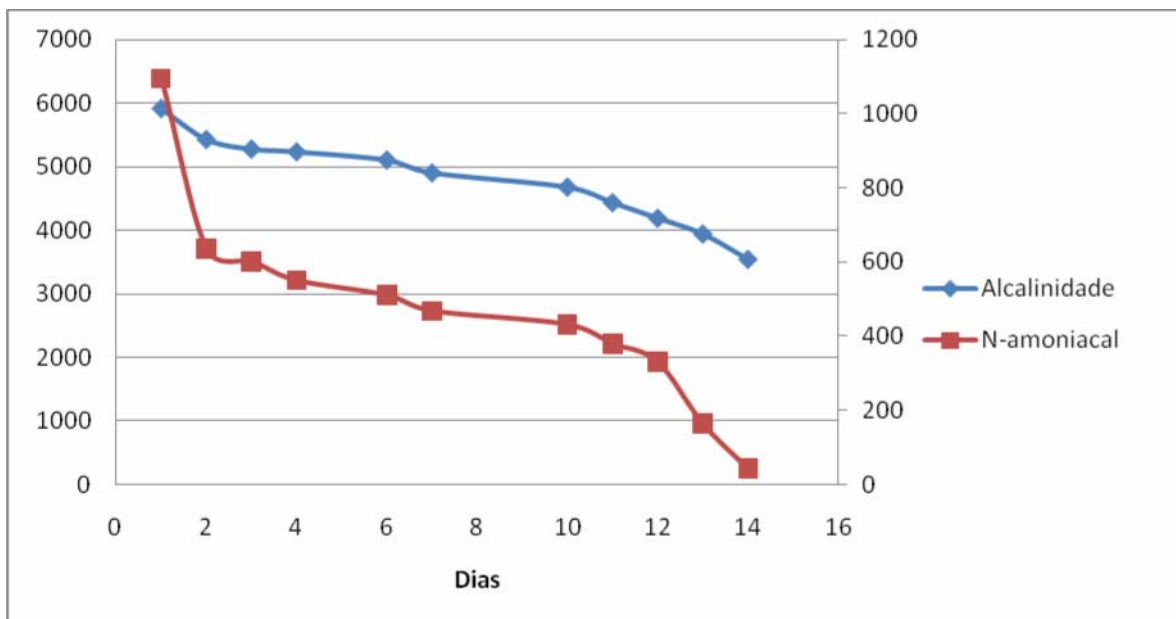
Fonte: Autoria própria.

A operação do R2-4, já evidenciou as características favoráveis do lixiviado para a nitrificação (via curta). As concentrações de N-amoniacal elevadas associadas ao pH do lixiviado, que no caso deste lixiviado se mantém entre 8 e 9, contribuem para manter as concentrações de amônia livre (NH_3) em níveis que inibem a bactérias oxidantes de nitrito, impedindo a formação de nitratos. Do mesmo modo, as concentrações de amônia livre se mantêm em níveis satisfatórios à formação de nitritos.

Conforme a Figura 35, a duração desta batelada foi de 12 dias na fase aeróbia e 46 horas na fase anóxica.

O consumo de alcalinidade, apresentado na Figura 36, foi de 41%, mostrando que o lodo já estava aclimatado as condições do lixiviado novo, uma vez que nas bateladas iniciais o processo foi mais demorado e o consumo de alcalinidade foi baixo. Deste modo, o pH no sistema se manteve próximo das condições naturais do lixiviado bruto (em torno de 8,0 e 8,5).

Figura 36 – Comparativo entre consumo de alcalinidade e remoção de N-amoniacal (R2-4).



Fonte: Autoria própria.

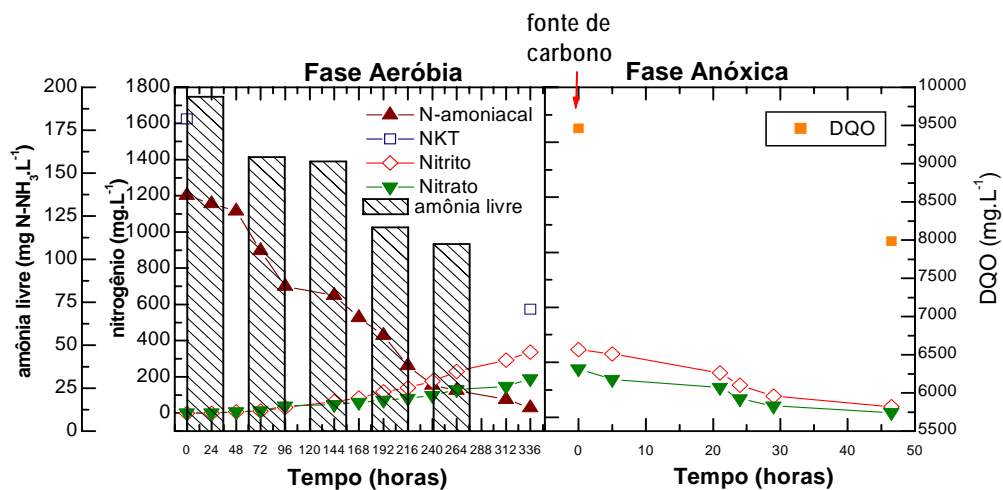
O N-amoniacal inicial tinha concentração de 1095 mg $\text{N-NH}_3/\text{L}$ e após 12 dias estava com concentração de 43,1 mg $\text{N-NH}_3/\text{L}$.

O aterro controlado de Londrina está em operação desde a década de 70 e em função disso, o lixiviado oriundo deste aterro é bastante estabilizado, e,

por isso, apesar de sua alta concentração de carga orgânica (DQO de 2430 mg O₂/L em média), a presença de compostos orgânicos complexos, resistentes à biodegradação, torna a sua utilização durante a etapa anóxica para a remoção de nitritos inviável (HOSSAKA, 2008).

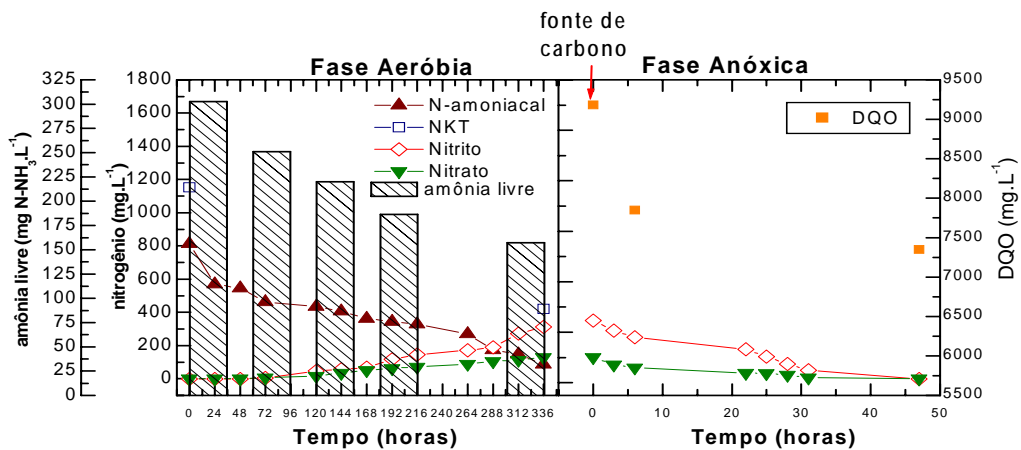
Como a utilização do próprio lixiviado como fonte de carbono para a fase anóxica já foi considerada ineficiente em outros estudos, foi utilizado o etanol como fonte de carbono. O volume de etanol adicionado aos experimentos foi determinado em função da concentração de nitrito ao final da aeração.

Figura 37 – Concentrações de parâmetros da batelada 5 do reator R2.



Fonte: Autoria própria.

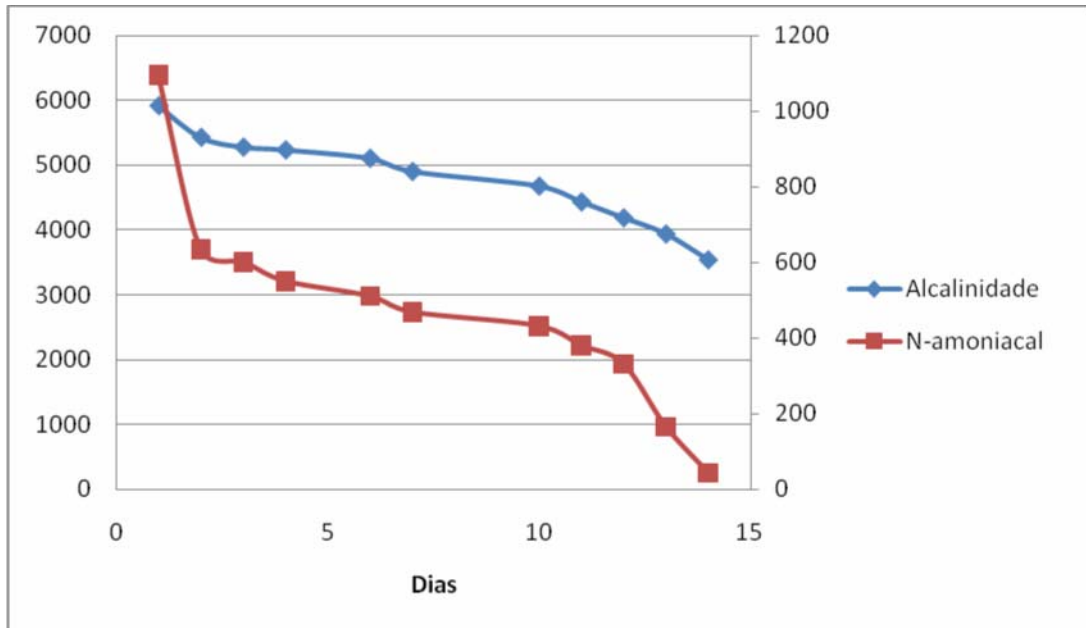
Figura 38 – Concentrações de parâmetros da batelada 6 do reator R2.



Fonte: Autoria própria.

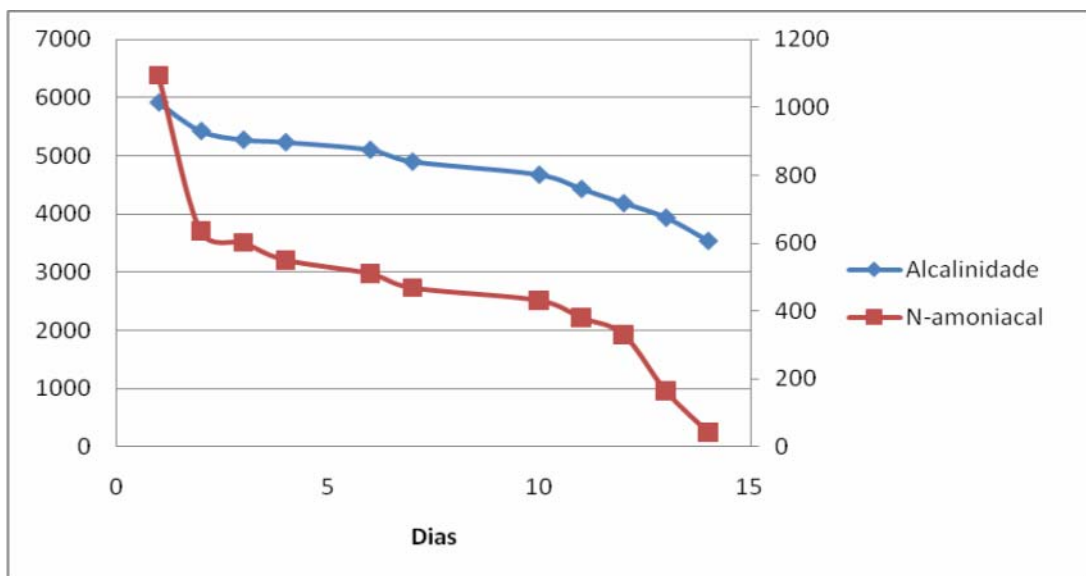
As bateladas R2-5 e R2-6 , das Figuras 37 e 38, apresentaram características semelhantes das demais. Ambas apresentaram duração de 15 dias para a fase aeróbia e em média de 46 horas para a fase anóxica. A batelada R2-6 teve um consumo de alcalinidade de 56% enquanto a R2-5 teve um consumo de alcalinidade de 44% conforme as Figuras 39 e 40.

Figura 39 – Comparativo entre consumo de alcalinidade e remoção de N-amoniacoal (R2-5).



Fonte: Autoria própria.

Figura 40 – Comparativo entre consumo de alcalinidade e remoção de N-amoniacoal (R2-6).



Fonte: Autoria própria.

6 CONCLUSÕES

6.1 REMOÇÃO POR AIR STRIPPING

- A remoção prévia do N amoniacal foi obtida com eficiência de aproximadamente 52% em média, com TDH médio de 15 dias. Ainda no sistema em batelada, os dados evidenciaram que ainda pode haver influência de algum outro fator, além da temperatura e do pH, que influenciou na eficiência do processo, o qual não possível detectar durante os testes.
- Houve consumo de alcalinidade em função da volatilização da amônia livre em média de 1.000mg CaCO₃/L por batelada.
- O lixiviado utilizado nesta pesquisa mostrou boas possibilidades para a aplicação do processo de stripping, com remoção de uma parcela de N-amoniacal e alcalinidade remanescente de pelo menos 3.000 mg/L, ou seja, em condições satisfatórias para o posterior tratamento biológico. As altas alcalinidades restantes foram suficientes para manter o pH do lixiviado próximo às condições naturais do seu estado bruto (entre 8,0 e 8,5).
- O clima de Londrina, com temperaturas médias de 19 a 22° C favoreceu a volatilização da amônia por air stripping.

6.2 REMOÇÃO POR TRATAMENTO BIOLÓGICO

- As reduções prévias de N-amoniacal de até 50% no air stripping favoreceram a oxidação completa do N-amoniacal no reator aeróbio. O consumo de alcalinidade foi menor, restando em torno de 1.000 mg CaCO₃/L, mantendo o pH elevado (entre 8,2 e 8,9).
- No R1 a redução prévia de N-amoniacal contribuiu para manter as concentrações de amônia livre favoráveis para o acúmulo de nitritos
- Em função das altas concentrações de N-amoniacal no sistema R2, as concentrações de amônia livre atingiram níveis de inibição parcial das bactérias oxidantes de amônia. Tal fato resultou em

um período de aeração maior para a obtenção do acúmulo de nitritos.

- Portanto, a redução prévia das concentrações de amônia favoreceu o sistema de lodos ativados reduzindo o consumo de alcalinidade durante a fase de nitrificação, evitando a necessidade da complementação de alcalinidade em casos de efluentes com concentrações de N-amoniacal bastante elevadas.
- Os testes mostraram que a utilização do etanol como fonte de carbono durante a fase anóxica é eficiente, com remoção total dos nitritos e nitratos em 41 horas no sistema R1 e 46 horas no sistema R2.
- No sistema R1, em função das menores concentrações de nitrito obtidas ao final dos períodos de aeração, foi necessário um volume menor de etanol a ser adicionado durante a fase anóxica que no sistema R2. Em sistemas de tratamento em escala real, a necessidade de uma menor quantidade de fonte de carbono em função da remoção parcial prévia de N-amoniacal pode representar uma economia significativa nos custos operacionais.

REFERÊNCIAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 20th ed. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 1998.
- AMORIM, Eduardo Lucena Cavalcante de. **Efeito da concentração de glicose e da alcalinidade na produção de hidrogênio em reator anaeróbio de leito fluidificado**. São Carlos, 2009.
- ANTHONISEN, A. C.; LOEHR, R. C.; PRAKASAM, T. B. S.; SRINATH, E. G. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v. 48, n. 5, p. 835, may. 1976.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8419**: apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro: ABNT, 1992.
- CARDILLO, L. Pre-tratamento de líquidos percolados do aterro sanitário para remoção do nitrogênio amoniacal e geração de fosfato de amônia: estudo de viabilidade técnico-econômica. **Revista Limpeza Pública**, v. 59, p. 18-26, 2002.
- CONTRERA, R. C.; ZAIAT, M.; SCHALCH, V. Partida e adaptação de um reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) para tratamento biológico de líquidos percolados de aterros sanitários. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande, MS. **Anais...** Campo Grande, 2005. p. 65-74.
- CONTRERA, R. C. **Tratamento de lixiviados de aterros sanitários em sistema de reatores anaeróbio e aeróbio operados em batelada seqüencial**. São Carlos-SP, 2008.
- COSTA, R. H. R., FERNANDES, F.; GOMES, L. D.; FERREIRA, J. A.; BEAL, L. L.; CASTILHOS, A. B. J.; SILVA, S. M. C. P. CAMPOS, J. C.; LOPES, D. D.; BOFF, R. D.; SILVA, J. D. Tratamento biológico de lixiviados de resíduos sólidos urbanos. In: CASTILHOS, A. B. J.; FERNANDES, F.; FERREIRA, J. A.; JUCÁ, J. F. T., LANGE, L. C.; GOMES, L. P.; PESSIN, N.; NETO, P. M. S.; ZANTA, V. M. **Tratamento, recuperação e disposição integrados de resíduos urbanos com ênfase na proteção dos corpos d'água**. São Paulo: SERMOGRAF, 2006. Cap 5, p. 209-299.
- FERREIRA, C. F. A.; MORAVIA, W. G.; AMARAL, M. C. S.; LANGE, L. C.; VON SPERLING, M. Implantação de um sistema filtro anaeróbio e lagoas de polimento no tratamento de lixiviados de aterro sanitário. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 25., 2009, Recife. **Anais...** Recife: ABES, 2009. CD-ROOM.

FLECK, E. **Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário.** 176p. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, RS, 2003.

GARBOSSA, L. H. P. **Avaliação de sistemas anaeróbio-aeróbio com biomassa imobilizada para remoção de matéria carbonácea e nitrogênio de esgoto sanitário e uso de biogás na desnitrificação.** Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos – USP- São Carlos, 2006.

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

HOSSAKA, A. L. **Tratamento biológico de lixiviados de aterro sanitário utilizando como pré- tratamento a remoção parcial de N-amoniaco por stripping.** Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico:** indicadores sociais. São Paulo, SP. Disponível em: <WWW.ibge.gov.br.2000>. Acesso em: 12 fev. 2011.

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2002.

MENDONÇA, L.C. **Microbiologia e cinética de sistemas de lodos ativado como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de leito expandido.** São Carlos, 2002.

METCALF, L; EDDY, H. **Wastewater engineering:** treatment disposal reuse. Revisão de George Tchobanoglous e Franklin Burton. New York: McGraw-Hill, 1991.

_____. **Wastewater engineering:** treatment disposal reuse. Revisão de George Tchobanoglous e Franklin Burton. 3. ed. New York: McGraw-Hill, 2003.

MORAIS, J. L. **Estudo de potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário.** Curitiba: UFPR, 2005.

SANTOS, A. F. M. S. **Caracterização, avaliação de biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia e tratamento em reator UASB do chorume do Aterro de Muribeca.** Recife: UFPE, 2003.

SIQUEIRA, José Oswaldo; MOREIRA, Fátima M. S. **Microbiologia e bioquímica do solo.** Lavras: UFLA 2006.

SOUTO, G. D. R. **Lixiviados de aterros sanitários brasileiros- estudo de remoção do nitrogênio amoniaco por processo de arraste de ar (stripping).** São Carlos, 2009.

SURAMPALLI, R. Y.; TYAGI, R. D.; SCHEIBLE, O. K.; HEIDMAN, J. A. Nitrification, denitrification and phosphorus removal in sequential batch reactors. **Bioresource Technology**, v. 6, p.151-7, 1997.

VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projeto e operações**. Campina Grande: Epgraf, 1999.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG; 1997a.

_____. **Princípio do tratamento biológico de águas residuárias: lodos ativados**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2002.

YOO, H.; CHO, S.; KO, S. Modification of coagulation and Fenton oxidation processes for cost-effective leachate treatment. **Journal Environmental Science Health A.**, v. 36, n. 1, p. 39-48, 2001.

BIBLIOGRAFIA CONSULTADA

- BAE, W.; BAEK, S.; CHUNG, J.; LEE, Y. Optimal operational factors for nitrite accumulation in batch reactors. **Biodegradation**, v. 12, p. 359-366, 2002.
- BLACKBURNE, R.; YUAN, Z.; KELLER, J. Partial nitrification to nitrite using low dissolved oxygen concentration as the main selection factor. **Biodegradation**, v. 19, n. 2, p. 303-312, 2007.
- CALDERONI, S. **Os bilhões perdidos no lixo**. São Paulo: Humanitas, 1998.
- CAMPOS, J. L.; GARRIDO-FERNÁNDEZ, J. M.; MÉNDEZ, R.; LEMA, J. M. Nitrification at high ammonia loading rates in activated sludge unit. **Bioresource Technology**, v. 68, p. 141-148, 1999.
- CAMPOS J. L.; MOSQUERA-CORRAL, A.; SÁNCHEZ, M.; MÉNDEZ, R.; LEMA, J. M. Nitrification in saline wastewater with high ammonia concentration in a activated sludge unit. **Water Research**, v. 36, p. 2555-2560, 2002.
- CIUDAD, G.; RUBILAR, O.; MUÑOZ, P.; RUIZ, G.; CHAMY, R.; VERGARA, C.; JEISON, D. Partial nitrification of high ammonia concentration wastewater as a part of a shortcut biological nitrogen removal process. **Process Biochemistry**, v. 40, p. 1715-1719, 2005.
- COSTA, F. C.; RODRIGUES, F. S. M.; FONTOURA, G. T.; CAMPOS, J. C.; SANTÁNA, J. R.; DEZZOTI, M. Tratamento do efluente de uma indústria química pelo processo de lodos ativados convencional e combinado com carvão ativado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 8, n. 4, p. 274-284, 2003.
- D'ALMEIDA, M. L. O.; VILHENA, A. **Lixo municipal**: manual de gerenciamento integrado. 2. ed. São Paulo: IPT / CEMPRE, 2000.
- GARBOSSA, L. H. P. **Desenvolvimento e avaliação de sistema de leito fixo-Reator misto radial seguido de reator anóxico horizontal para remoção de matéria orgânica e nitrogênio de esgoto sanitário**. São Carlos, 2003.
- GOMES, L. P. Processos de monitoramento da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos. In: CASTILHOS JR, A. B. (Coord.). **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água**: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterro sanitário Rio de Janeiro: ABES, 2006.
- HENZE, M.; HARREMOËS, P.; ARVIN, E.; JANSEN, J. **Wastewater treatment Biological and chemical processes**. New York: Springer-Verlag Heidelberg, 1997.
- IACONI, C.; RAMADORI, R.; LOPEZ, A. Combined biological and chemical degradation for treating a mature municipal landfill leachate. **Biochemical Engineering Journal**, v. 31, p. 118-124, 2006.
- ILIES, P.; MAVINIC, D. S. The effect of decreased ambient temperature on the biological nitrification of a high ammonia landfill leachate. **Water Research**, v. 35, n. 8, p. 2065-2072, 2001.

KANG, K.; SHIN, H. S., PARK, H. Characterization of humic substances present in landfill ages and its implications. **Water Research**, v. 36, p. 4023-4032, 2002.

KIM, D.; LEE, D.; KELLER, J. Effect of temperature and free ammonia on nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by FISH. **Bioresource Technology**, v. 97, p. 459-468, 2006.

LI, X. Z.; ZHAO, Q. L. Inhibition of microbial activity of activated sludge by ammonia in leachate. **Environment International**, v. 25, n. 8, p. 961-968, 1999.

LI, X. Z.; ZHAO, Q. L.; HAO, X. D. Ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation. **Waste Management**, v. 19, 409-415, 1999.

MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; PARKER, J. **Brock biology of microorganisms**. 8. ed. New Jersey: Prentice Hall, 1997.

PAMBRUN, V.; PAUL, E.; SPÉRANDIO, M. Control and modelling of partial nitrification of effluents with high ammonia concentrations in sequencing batch reactor. **Chemical Engineering and Processing**, v. 47, n. 3, p. 323-329, 2007.

PEREIRA NETO, J. T. **Quanto vale nosso lixo**. Viçosa: IEF / UNICEF, 1999.

REINHART, D. A review of recent studies on the sources of hazardous compounds emitted from solid waste landfills: a U.S. experience. **Waste Management & Research**, v. 11, p. 257-268, 1993.

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

RUIZ, G.; JEISON, D.; CHAMY, R. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration. **Water Research**, v. 37, p. 1371-1377, 2003.

SCHMIDT, I.; SLIEKERS, O.; SCHMID, M.; BOCK, E.; FUERST, J.; KUENEN, J. G.; JETTEN, M.; STROUS, M. New concepts of microbial treatment process for the nitrogen removal in wastewater. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 27, p. 481-492, 2003.

SEDLAK, R. L. **Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater: principles and practice**. 2nd ed. New York: Lewis Publishers, 1991.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997b.

WANG, X.; MA, Y.; PENG, Y.; WANG, S. Short-cut nitrification of domestic wastewater in a pilot-scale A/O nitrogen removal plant. **Bioprocess Biosyst Eng.**, v. 30, p. 91-97, 2007.

WISZNIOWSKI, J. et al. Landfill leachate treatment methods: a review. **Environ. Chem. Lett.**, v. 4, p. 51-61, 2006.

ZEPEDA, F. (Ed.). **Guia para el deseno, construccion y operacion de rellenos sanitarios manuales**. Washington, 1991. (Serie Técnica n.28, OPS/OMS, n. 214).

ANEXOS

ANEXOS A

Tabelas com resultados de bateladas sem stripping

Tabela 1 – Características físico-químicos e taxas do primeiro ciclo de tratamento recebendo o lixiviado bruto

	PH E ALCALINIDADE			NH3	NKT	NITRITO	NITRATO	
	Data	T (°C)	pH	Alcalinidade	Conc N-NH3 (mg /L)	Conc N-NKT	Conc final N-NO2	Conc final N-NO3
AERÓBIO	10/mar	28	8,38	3802,4	524,9	968,7	-1,25	0,88
	11/mar	28,1	8,37	3737,4	437,9		-1,25	0,88
	12/mar		8,28	3585,9	312,3		5,49	21,71
	13/mar	27,8	8,33	3281,3	214,1		21,78	34,21
	14/mar	24	8,29	2967,4	189,1		106,99	52,96
	16/mar	27	8,31	2608,2	139,7		132,08	67,54
	17/mar	28	8,29	2114,5	111,1		212,79	82,96
	18/mar	28,1	8,35	1967,9	82,5		250,43	100,88
	19/mar	26	8,28	1854,8	57,8	465,7	296,31	166,71
	ANÓXICO	09:00						265,97
12:00							213,16	112,13
17:00							183,58	78,79
08:30							160,17	63,38
12:00							107,55	38,38
17:00							64,10	21,71
10:00							24,78	5,88
16:00						12,04	0,88	

Tabela 2 – Características físico-químicas e taxas do segundo ciclo de tratamento recebendo o lixiviado bruto

	PH E ALCALINIDADE				NH3	NKT	NITRITO	NITRATO	
	Data	T (°C)	pH	Alcalinidade	Conc N-NH3 (mg /L)	Conc N-NKT	Conc final N-NO2	Conc final N-NO3	
AERÓBIO	23/mar	27,8	8,24	5750,5	1084,9	1302,8	-1,25	0,88	
	24/mar	27,9	8,32	5697,2	985,5		-1,25	0,88	
	25/mar	29,1	8,51	5654,8	867,9		6,42	30,04	
	26/mar	28	8,45	5586,9	693,3		27,02	38,38	
	27/mar	28,5	8,48	5523,1	619,7		73,46	50,88	
	28/mar	27,9	8,43	5328,4	471,4		105,67	80,04	
	29/mar								
	30/mar	28,4	8,21	5227,4	346,5		162,23	92,54	
	31/mar	28,1	8,22	5208,0	256,9		209,04	121,71	
	01/abr	28	8,24	5033,4	163,3		271,22	146,71	
	02/abr	27,7	8,31	4717,9	116,2		310,73	171,71	
	03/abr	26,7	8,44	4544,2	98,8		319,16	196,71	
	04/abr	27	8,14	4436,7	24,8	523,0	358,48	217,54	
	ANÓXICO	09:00						321,40	200,88
		12:00						310,73	150,88
		17:00						279,08	113,38
08:30							246,31	67,54	
12:00							180,58	38,38	
17:00							126,27	30,04	
10:00							83,39	21,71	
16:00							56,99	0,88	

Tabela 3 – Características físico-químicos e taxas do terceira ciclo de tratamento recebendo o lixiviado bruto

	PH E ALCALINIDADE			NH3	NKT	NITRITO	NITRATO	
	Data	T (°C)	pH	Alcalinidade	Conc N-NH3 (mg /L)	Conc N-NKT	Conc final N-NO2	Conc final N-NO3
AERÓBIO	13/abr	27,2	8,38	6350,1	1263,3	1634,5	-1,25	0,88
	14/abr	27,3	8,21	5844,3	1222,9		-1,25	0,88
	15/abr	27,2	8,29	5648,3	1080,9		7,92	5,04
	16/abr	27,1	8,14	5248,8	985,7		54,36	5,88
	17/abr	26,5	8,22	5045,2	852,8		61,10	13,38
	18/abr	25	8,34	4799,1	780,4		63,16	13,38
	19/abr							
	20/abr	25	8,22	4515,9	518,9		103,80	34,21
	21/abr							
	22/abr	x	8,14	4124,8	324,8		169,34	109,21
	23/abr	x	8,19	3996,4	152,6		219,34	155,04
	24/abr	26,7	8,18	3802,0	107,6		229,27	146,71
	25/abr	25	8,19	3608,1	75,9		234,51	158,38
	26/abr							
	27/abr	26,2	8,13	3522,5	0,0	397,6	244,06	171,29
	ANOÓXICO	27/abr						241,82
27/abr							169,72	88,38
27/abr							145,00	75,88
28/abr							104,74	46,71
28/abr							75,34	30,04
28/abr							53,24	9,21
29/abr							-0,31835206	0,875

Tabela 4 – Características físico-químicos e taxas do quarto ciclo de tratamento recebendo o lixiviado bruto

	PH E ALCALINIDADE				NH3	NKT	NITRITO	NITRATO	
	Data	T (°C)	pH	Alcalinidade	Conc N-NH3 (mg /L)	Conc N-NKT	Conc final N-NO2	Conc final N-NO3	
AERÓBIO	04/mai	28,8	8,34	5919,4	1095,0	1783,8	-1,25	0,88	
	05/mai	23,1	8,79	5432,2	635,3		-1,25	0,88	
	06/mai	29,3	X	5281,9	601,3		21,78	5,04	
	07/mai	29	8,4	5238,7	550,1		63,16	5,88	
	08/mai	25,3	8,73	5109,8	510,4		75,71	21,71	
	09/mai	x	8,43	4907,4	468,1		94,63	30,04	
	10/mai								
	11/mai	25	8,55	4682,4	431,4		212,98	56,71	
	12/mai	28,8	8,73	4439,2	380,1		250,06	117,54	
	13/mai	27,1	8,38	4194,7	330,8		298,18	150,88	
	14/mai	26,5	8,21	3946,7	165,0		308,11	184,21	
	15/mai	26	8,23	3548,3	43,1	291,6	342,19	238,79	
	ANÓXICO	15/mai						311,85	184,21
		15/mai						223,09	163,38
		16/mai						162,79	88,38
16/mai							100,43	75,88	
18/mai							0,62	0,88	

Tabela 5 – Características físico-químicos e taxas do quinto ciclo de tratamento recebendo o lixiviado bruto

	PH E ALCALINIDADE				NH3	NKT	NITRITO	NITRATO	
	Data	T (°C)	pH	Alcalinidade	Conc N-NH3 (mg/L)	Conc N-NKT	Conc final N-NO2	Conc final N-NO3	
AERÓBIO	19/mai	23,4	8,59	5604,7	1202,1	1625,5	-1,25	0,88	
	20/mai	22,8	8,51	5473,4	1157,6		-1,25	0,88	
	21/mai	22,5	8,52	5244,7	1116,8		6,99	5,88	
	22/mai	21,9	8,49	4744,2	896,5		11,29	13,38	
	23/mai	21,3	8,57	4610,0	700,1		30,96	38,38	
	24/mai								
	25/mai	26,9	8,47	4337,7	649,2		62,60	46,71	
	26/mai	25,6	8,49	4096,2	527,8		83,20	59,21	
	27/mai	24,3	8,46	4037,2	427,8		117,28	71,71	
	28/mai	23,9	8,51	3814,2	262,3		139,01	80,04	
	29/mai	24,8	8,54	3690,9	152,4		175,90	96,71	
	30/mai	x	8,43	3548,3	125,1		230,58	130,04	
	31/mai								
	01/jun	x	8,41	3320,5	74,0		291,44	146,71	
	02/jun	x	8,44	3164,9	29,5	574,3	336,39	189,63	
	ANÓXICO	02/jun						246,31	175,88
		02/jun						230,21	138,38
03/jun							162,04	109,21	
03/jun							116,91	67,54	
03/jun							77,40	40,88	
04/jun							39,19	17,54	

Tabela 6 – Características físico-químicos e taxas do sexto ciclo de tratamento recebendo o lixiviado bruto

	PH E ALCALINIDADE			NH3	NKT	NITRITO	NITRATO		
	Data	T (°C)	pH	Alcalinidade	Conc N-NH3 (mg /L)	Conc N-NKT	Conc final N-NO2	Conc final N-NO3	
AEROBIO	08/out	21	9,05	4368,8	812,0	1152,1	-1,25	0,88	
	09/out	19,5	9,16	4227,2	568,7		-1,25	0,88	
	10/out	16	9,1	4146,8	545,6		-1,25	0,88	
	11/out	15	9,1	3948,4	462,0		4,74	5,88	
	12/out								
	13/out	20	9,03	3724,8	434,8		46,69	17,54	
	14/out	21	8,92	3672,8	407,2		57,17	34,21	
	15/out	20	8,92	3471,2	361,5		67,85	50,88	
	16/out	17	8,92	3325,6	344,3		116,72	63,38	
	17/out	22	8,42	3156,4	327,4		145,19	71,71	
	18/out								
	19/out	20	8,69	3030,4	270,4		171,22	88,38	
	20/out	18	8,71	2724,8	173,9		189,94	105,04	
	21/out	20	8,78	2244,4	148,0		271,22	113,38	
	22/out	21,5	8,69	1959,6	87,5	421,1	311,67	130,04	
	ANÓXICO	22/out	22					246,31	100,88
		22/out	22					206,42	71,71
22/out		22					180,58	59,21	
23/out		20					132,08	38,79	
23/out		20					103,80	36,71	
23/out		20					73,84	30,88	
23/out		20					48,93	20,46	
24/out		20					15,04	16,29	

ANEXOS B

Tabelas com resultados de bateladas com stripping

Tabela 1 -Características físico-químicos e taxas do primeiro ciclo de tratamento recebendo lixiviado do stripping

	Data	T (°C)	pH	Alcalinidade	N-NH3	NKT	N-NO2	N-NO3
STRIPPING	0	28	8,38	3802,448	524,8768	824,2677333	-1,25468165	0,875
	24	28,1	8,26	3743,464	510,84992			
	48	X	8,21	3654,584	480,98624			
	72	27,8	8,2	3577,016	627,13728			
	96	27,5	8,22	3503,488	466,62			
	120							
	144	27	8,23	3478,44	420,46704			
	168	28	8,1	3412,992	395,92	697,9504	-1,25468165	0,875
	192							
AERÓBIO	0	28,1	8,32	2992,024	279,85888	522,9914667	-1,25468165	0,875
	24	27,5	8,32	2901,932	247,39344		-1,25468165	0,875
	48	27	8,3	2793,256	224,76944		4,737827715	5,041666667
	72	X	8,28	2577,924	176,80656		9,04494382	13,375
	96							
	120	28	8,52	2361,784	166,96512		31,32958801	25,875
	144	28,2	8,48	1985,256	103,5048		72,15355805	46,70833333
	168	29,5	7,95	1706,496	50,67776		88,25842697	75,875
	192	28,5	8,44	1687,912	26,80944		134,1385768	88,375
	216							
	240	27,4	8,44	1360,268	0		174,9625468	134,2083333
	264							
	288							
	312	28	8,85	1947,28	0	368,0170667	276,0861423	192,5416667
ANÓXICO	0						246,3108614	155,0416667
	3						210,7303371	88,375
	9						194,8127341	63,375
	24						179,082397	46,70833333
	35						98,37078652	34,20833333
	61						69,53183521	21,70833333
	72						25,52434457	13,375
	77						0,617977528	5,041666667

Tabela 2 -Características físico-químicos e taxas do segundo ciclo de tratamento recebendo lixiviado do stripping

	Data	T (°C)	pH	Alcalinidade	N-NH3	N-NKT	N-NO2	N-NO3
STRIPPING	0	28	8,82	5668,12	1087,0832	1427,5744		
	24	27,3	8,86	5605,096	1043,07952			
	48	27,1	8,92	5492,784	1025,77216			
	72	28	8,98	5399,056	993,87232			
	96							
	120	27,8	8,98	5274,624	925,54784			
	144	28,4		5075,452	896,70224			
	168	29,1	8,79	4789,824	858,80704			
	192	X	8,65	4748,212	824,19232			
	216	X	8,68					
	240	27,8	8,68	4595,904	786,41024			
	264							
	288	28,7	8,25	4491,672	714,46592			
	312	28,1	8,68	4314,72	690,71072			
	336	18,9	8,69	4370,472	636,63936			
	360	27,7	8,69	4250,484	601,57216			
	384	26,7	8,59	4167,664	598,17856			
	408	X	8,56	4081,208	567,52304			
432								
456	29,8	8,44	3933,344	523,06688	965,6677333			
AERÓBIO	0	28,2	8,37	3366,936	367,86624	849,9082667	-1,25468165	0,875
	24	29	8,44	3447,736	351,12448		-1,25468165	0,875
	48	29,9	8,2	3186,752	317,41472		3,052434457	5,041666667
	72							
	96	28,7	8,45	2856,684	233,14032		33,76404494	30,04166667
	120							
	144	27,4	8,56	2576,712	196,8288		68,59550562	55,04166667
	168	28	8,34	2295,528	154,06944		107,7340824	63,375
	192	27,2	8,27	2169,076	132,01104		134,1385768	96,70833333
	216	27,1	8,24	2146,856	93,8896		182,8277154	150,875
	240	26,5	8,33	1969,904	0		206,2359551	159,2083333
	264	25	8,37	1879,812	0		256,423221	171,7083333
	288							
	312	25	8,43	1851,532	0		295	175,875
	336							
	360	X	8,5	1611,96	0		370,093633	230,0416667
384	X	8,56	1643,2	0	505,6464	379,082397	255,0416667	
ANÓXICO	0						333,576779	238,375
	3						294,2509363	221,7083333
	9						256,2359551	175,875
	24						178,8951311	155,0416667
	32						159,0449438	134,2083333
	55						117,0973783	113,375
	64						65,41198502	63,375
	81						-1,25468165	0,875

Tabela 3 -Características físico-químicos e taxas do terceiro ciclo de tratamento recebendo lixiviado do stripping

	Data	T (°C)	pH	Alcalinidade	N-NH3	NKT	N-NO2	N-NO3
	STRIPPING	0	28,8	8,42	6350,072	1263,77664	1744,213333	
24		29	8,3	8464,608	1213,7776			
48		30,2	8,04	5839,416	1157,44384			
72								
96		28,6	8,12	5710,54	1045,34192			
120								
144		27,2	8,36	5354,616	976,90432			
168		27,3	8,27	5324,72	937,7648			
192		27,3	8,31	5212,812	895,11856			
216		27,1	8,28	5121,104	866,4992			
240		28	8,24	5049,596	804,62256			
264		21	8,3	4943,344	777,47376			
288								
312		20	8,21	4736,092	719,33008			
336								
360		x	8,18	4595,904	671,48032			
384		x	8,19	4460,16	608,5856			
408	26,3	8,13	4369,26	628,26848	809,0133333			
AERÓBIO	0	27,3	8,12	3981,016	539,12992	751,52	-1,25468	0,875
	24	27,5	8,25	3447,332	477,25328		27,02247	5,0416667
	48	27	8,31	3122,516	421,48512		42,19101	9,2083333
	72	28,3	8,33	2863,148	227,59744		73,46442	9,2083333
	96							
	120	x	8,32	2818,304	176,58032		76,08614	17,541667
	144	27,4	8,36	2388,044	132,57664		86,1985	38,375
	168	28,8	8,33	2032,524	107,23776		99,30712	55,041667
	192	23,1	8,35	2018,788	63,46032		145,3745	112,125
	216	29,3	8,43	1969,096	48,86784		170,2809	134,20833
240	29	8,32	1839,412	13,5744	384,16	214,8502	188,375	
ANÓXICO	0						192,191	200,875
	8						181,8914	171,70833
	24						141,4419	150,875
	32						96,1236	88,375
	45						86,01124	71,708333
	50						52,86517	50,875
	55						15,59925	25,875
	70						-1,25468	0,875

