



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
ESCOLA POLITÉCNICA
MESTRADO EM MEIO AMBIENTE, ÁGUAS E SANEAMENTO



LUIZ FELIPE TAVARES DE SANTANA

**APLICAÇÃO DA VIA CURTA PARA REMOÇÃO BIOLÓGICA DE
NITROGÊNIO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO UTILIZANDO
REATOR EM BATELADA SEQUENCIAL**

Salvador, BA
2013

LUIZ FELIPE TAVARES DE SANTANA

**APLICAÇÃO DA VIA CURTA PARA REMOÇÃO BIOLÓGICA DE
NITROGÊNIO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO UTILIZANDO
REATOR EM BATELADA SEQUENCIAL**

Dissertação apresentada a Escola Politécnica da
Universidade Federal da Bahia como requisito
para a obtenção do título de Mestre em Meio
Ambiente, Águas e Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Luciano Matos Queiroz

Salvador, BA
2013

S232 Santana, Luiz Felipe Tavares.

Aplicação da via curta para remoção biológica de nitrogênio de lixiviado de aterro sanitário utilizando reator em batelada sequencial / Luiz Felipe Tavares de Santana. – Salvador, 2013.

139f. : il. color.

Orientadora: Prof. Dr. Luciano Matos Queiroz.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal da Bahia. Escola Politécnica, 2013.

1. Aterro sanitário. 2. Lixiviação. 3. Nitrificação I. Queiroz, Luciano Matos. II. Universidade Federal da Bahia. III. Título.

CDD: 628.445

MAASA

Mestrado em Meio Ambiente, Águas e Saneamento



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
ESCOLA POLITECNICA



Luiz Felipe Tavares de Santana

Aplicação da via curta para remoção biológica de nitrogênio de lixiviado de aterro sanitário utilizando reator em batelada sequencial

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Luciano Matos Queiroz
Universidade Federal da Bahia

Profa. Dra. Viviana Maria Zanta
Universidade Federal da Bahia

Prof. Dr. Emerson Andrade Sales
Universidade Federal da Bahia/PEI

Salvador
Novembro/2013

*A memória de meus avós,
Nilson Tavares e Alina Gordilho.*

Que brilhem no reino dos céus.

EPÍGRAFE

“Se o perverso amontoar prata como pó e acumular vestes como barro, ele os acumulará, mas o justo é que os vestirá, e o inocente repartirá a prata.” Jó 27:16,17 – Bíblia Sagrada

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos amores de minha vida, Raquel Leite e Maria Júlia, minhas razões para acordar de manhã e ter garra para enfrentar as batalhas que me são impostas. Muito obrigado por todo o apoio.

Aos meus pais, Rita Santana e Deoclécio Pereira, por terem tamanha participação na formação do meu caráter e minha personalidade, os quais me fizeram lutar para atingir meus objetivos.

Agradeço a meu orientador, Professor Doutor Luciano Queiroz, pela disponibilidade, paciência, competência, cobrança, incentivo e conhecimentos transmitidos.

Às Professoras Viviana Zanta e Magda Beretta, por ajudas oportunas à realização e melhoria da pesquisa.

À Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP), pelo financiamento desta pesquisa e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ), bem como à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia e, posteriormente, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela disponibilização de bolsa de mestrado.

Aos funcionários da empresa Limpeza Pública de Camaçari (LIMPEC), em especial a Rute Nascimento e Luiz Balbino Bittencourt, pelo suporte em todos os momentos necessários.

Aos funcionários do Laboratório do Departamento Ambiental (LABDEA) e Laboratório de Bioenergia e Catálise por todo apoio, sem o qual a pesquisa poderia ser prejudicada.

Aos colegas de laboratório que fizeram os longos dias mais agradáveis, em especial Inara Nascimento, Ana Rosa Guedes e Marco Antônio, novos amigos que ganhei, os quais tiveram tamanha influência nos resultados alcançados.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	29
2. OBJETIVOS	33
2.1. Objetivo Geral	33
2.2. Objetivos Específicos	33
3. REVISÃO DE LITERATURA	34
3.1. Produção de lixiviado	34
3.2. Características do lixiviado	39
3.3. Tratamento biológico aplicado a lixiviados de aterro sanitário	45
3.3.1. Comportamento de outros parâmetros no tratamento de lixiviado	53
3.4. Remoção biológica de nitrogênio por meio da via curta	58
3.4.1. Remoção tradicional de nitrogênio	59
3.4.2. Remoção de nitrogênio amoniacal por meio da via curta	62
3.4.3. Processos inovadores para remoção de nitrogênio amoniacal	72
4. FASE EXPLORATÓRIA EM ESCALA DE BANCADA	76
5. MATERIAL E MÉTODOS	80
5.1. Justificativa de escolha do processo	80
5.2. Condução da Pesquisa	83
5.2.1. Caracterização do lixiviado	85
5.2.2. Adaptação da biomassa na unidade piloto	88
5.2.3. Operação da unidade piloto	88
5.3. Procedimentos de Rotina	93
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	95
6.1. Caracterização do Lixiviado Bruto	95
6.2. Desenvolvimento do Experimento	99
6.2.1. Adaptação do lodo biológico	99
6.2.2. Operação da estação de tratamento piloto	102
6.2.3. Comportamento de parâmetros de interesse presentes no lixiviado durante os ciclos de tratamento	120
7. CONCLUSÕES	126
8. RECOMENDAÇÕES	128
9. REFERÊNCIAS	129

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema de um aterro sanitário	36
Figura 2 - Sequências Metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia	38
Figura 3 - Desenho esquemático do aparato experimental utilizado na fase exploratória	77
Figura 4 - Razão de troca volumétrica na sequência dos ciclos de tratamento aeróbio	82
Figura 5 - Foto aérea do aterro sanitário.....	85
Figura 6 - Ponto de coleta do lixiviado de estudo.....	86
Figura 7 - Fluxograma do processo tratamento aeróbio aplicado em escala piloto	89
Figura 8 - Desenho esquemático do aparato experimental	91
Figura 9 - ETE Piloto instalada	93
Figura 10 - Relação Alcalinidade/N-NH ₃ presente no lixiviado bruto de estudo.....	96
Figura 11 - Variação da razão DQO/N presente no lixiviado bruto de estudo	97
Figura 12 - Concentração de N-NH ₃ , N-NO ₂ ⁻ e N-NO ₃ ⁻ ao longo dos ciclos de tratamento: a) no reator no início da aeração; b) no reator após aeração (tratado).....	104
Figura 13 - Nitrogênio oxidado em cada ciclo aeróbio de tratamento	105
Figura 14 - Taxa de aplicação volumétrica, conversão de N-NH ₃ e relação N-NO ₂ ⁻ /N-NO _x ⁻ ao longo dos ciclos de tratamento	108
Figura 15 - Relação Alcalinidade/NH ₃ inicial e conversão de N-NH ₃ ao longo dos ciclos de tratamento	110
Figura 16 – Relação Alcalinidade consumida/N-NH ₃ oxidado em cada ciclo de tratamento	111
Figura 17 - Variação da temperatura e da taxa volumétrica de nitrificação em cada ciclo de tratamento	113
Figura 18- Variação da temperatura e do acúmulo de nitrito em cada ciclo de tratamento	113
Figura 19 - Variação do pH para cada ciclo de tratamento.....	115
Figura 20 - Concentrações de amônia livre e acúmulo de nitrito ao longo dos ciclos de tratamento	116

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Métodos de análise para caracterização do lixiviado bruto e sobrenadante	76
Quadro 2 – Métodos de análise para caracterização do lixiviado bruto e sobrenadante	86

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Algumas características físicas e químicas dos lixiviados de aterros sanitários ..	42
Tabela 2 – Resultados obtidos em estudos que investigaram o tratamento biológico de lixiviado.....	48
Tabela 3 - Faixa de valores médios de remoção de N-NH ₃ apresentado em pesquisas diversas	59
Tabela 4. Resultados de testes de bancada	78
Tabela 5. Condições RTV x TA adotadas, volume de lixiviado bruto alimentado e ciclos executados	92
Tabela 6. Parâmetros de caracterização do lixiviado coletado no ponto de mistura das células	95
Tabela 7 – Resultados obtidos na etapa de adaptação da biomassa.....	101
Tabela 8 - Composição e quantidade dos ciclos de tratamento aeróbio aplicados.....	103
Tabela 9 - Resultados da remoção de nitrogênio amoniacal ao longo dos ciclos de tratamento	106
Tabela 10 - Valores médios de taxa de aplicação volumétrica, conversão de N-NH ₃ e acúmulo de N-NO ₂ - conforme tempo de aeração empregado ao longo das condições operacionais	107
Tabela 11 – Regressão linear múltipla: Remoção de N-NH ₃ X Taxa de aplicação volumétrica X Tempo de aeração	109
Tabela 12– Regressão linear múltipla: Acúmulo de nitrito X Taxa de aplicação volumétrica X Tempo de aeração.....	109
Tabela 13 - Principais resultados da Regressão Linear Múltipla aplicada ao acúmulo de nitrito.....	118
Tabela 14 - Principais resultados da Regressão Linear Múltipla aplicada ao acúmulo de nitrito. Variáveis significativas	118
Tabela 15 – Faixa de variação e mediana dos parâmetros analisados durante a caracterização do lixiviado tratado.....	120
Tabela 16 - Comparativo entre os principais resultados e as exigências legais para lançamento de efluentes.....	125

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas

AGV - Ácidos graxos voláteis

AL – Ambientes lênticos

AI – Ambientes Intermediários

ALo – Ambientes lóticos

ANAMMOX – *Anaerobic ammonium oxidation*

AWWA - *American Water Works Association*

BOA – Bactérias que oxidam amônia

BON – Bactérias que oxidam nitrito

CANON – *Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite*

CIT - Carbono inorgânico total

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

COT - Carbono orgânico total

DBO - Demanda bioquímica de oxigênio

DQO - Demanda química de oxigênio

ETE - Estação de tratamento de esgoto

FINEP - Financiadora de Projetos do Ministério da Ciência e Tecnologia

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

LABDEA - Laboratório do Departamento Ambiental

LABEC - Laboratório de Bioenergia e Catálise

LABRE - Laboratório de resíduos Sólidos e Efluentes

LIMPEC - Limpeza Pública de Camaçari

NA – Não analisado

NAT - Nitrogênio amoniacal total

ND – Não detectado

NI - Não informado

NTK - Nitrogênio total Kjeldhal

OLAND – *Oxygen-limited autotrophic nitrification and denitrification*

pH – Potencial hidrogeniônico

PNAD – Pesquisa Nacional de Amostragem por Domicílios

PROSAB - Programa de Pesquisas em Saneamento Básico

RBS - Reatores em bateladas sequenciais

RDO – Resíduos domiciliares

RPU – Resíduos públicos

RPM - Rotação por minuto

RSU - Resíduos sólidos urbanos

SHARON – *Single reactor high activity ammonia removal over nitrite*

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento Básico

SST - Sólidos em suspensão total

ST - Sólidos totais

STV - Sólidos totais voláteis

TAS – Taxa de aplicação superficial

TDH - Tempo de detenção hidráulica

TRATALIX – Rede de Pesquisa em Tratamento de Lixiviado

TRC – Tempo de retenção celular

UASB - Upflow anaerobic sludge blanket

UFBA - Universidade Federal da Bahia

UNT - Unidade nefelométrica de turbidez

USEPA – United States Environmental Protection Agency

WEF – Water Environment Federation

AUTORIZAÇÃO

Autorizo a reprodução e/ou divulgação total ou parcial da presente obra, por qualquer meio convencional ou eletrônico, desde que citada a fonte.

Nome do Autor: Luiz Felipe Tavares de Santana

Assinatura do autor: Luiz Felipe Tavares de Santana

Instituição: Universidade Federal da Bahia

Local: Salvador, BA

Endereço: Rua Aristides Novis, 02 - 4º andar, Federação - Salvador-BA

CEP. 40210-630

E-mail: luiz.ssa@gmail.com

RESUMO

A presente pesquisa teve o objetivo de estudar a remoção biológica de nitrogênio amoniacal (N-NH_3) e matéria orgânica biodegradável presente em lixiviado de aterro sanitário, aplicando a nitrificação por meio da via curta, operando um reator de polietileno, em bateladas sequenciais, com volumes úteis superiores a 400 L, ou seja, em escala piloto, aerado por meio de compressor de 1 cv. O experimento foi realizado no aterro sanitário em operação há onze anos, localizado no município de Camaçari - Bahia e operado pela empresa LIMPEC, responsável pelos serviços de coleta, transporte e destinação final dos resíduos sólidos urbanos e industriais não perigosos, gerados nos municípios de Camaçari e Dias D'Ávila, Bahia. O experimento foi conduzido durante 165 dias. Foram realizados: 7 (sete) ciclos de tratamento utilizando razões de troca volumétrica de 10% e aerando o conteúdo do reator por 18 horas; 5 (cinco) ciclos com razão de troca volumétrica de 20% e aerando o conteúdo do reator por 18 horas e, finalmente, 7 (sete) ciclos com razão de troca volumétrica igual a 20% e aerando o conteúdo do reator por 24 horas. Todos os ciclos de tratamento foram operados com o conteúdo do reator a temperatura ambiente, sem correção de pH, e a concentração de oxigênio dissolvido (OD), durante a aeração, foi sempre inferior a 1,0 mg O_2/L . Os melhores resultados de eficiência de remoção de poluentes de interesse foram obtidos quando o sistema foi operado com RTV iguais a 10 e 20% e tempos de aeração iguais a 18 e 24 horas respectivamente. Nessas condições operacionais, a remoção de N-NH_3 variou entre 56 e 100%, correspondendo a concentrações efluentes entre 0,0 e 84,0 mg $\text{N-NH}_3/\text{L}$, ou seja, durante 11 ciclos de tratamento o efluente atendeu à Resolução CONAMA 430/2011. O alcance do acúmulo de nitrito, avaliado por meio da razão nitrito/nitrogênio oxidado, mostrou-se estável durante todo o experimento. Ao longo dos 19 ciclos de tratamento essa razão variou entre 0,74 e 1,0, demonstrando a predominância de nitrito, sendo possível devido a um conjunto de fatores, principalmente concentrações de OD e amônia livre, pH inicial e sua variação em cada ciclo aeróbio e presença de compostos tóxicos, não sendo atribuído a parâmetros inibitórios isolados. O processo ainda possibilitou remoção de matéria orgânica biodegradável, proporcionando um efluente contendo DBO variando entre 0,0 e 30,9 mg O_2/L .

Palavras-Chave: aterro sanitário, lixiviado, nitrificação via curta, nitrito, nitrogênio amoniacal.

ABSTRACT

The generation of urban solid waste, more and more increasing fetches serious risks for the environment, since the leachate produced from the biological degradation of wastes in landfills carries a number of hazardous pollutants. There are several techniques for treatment of leachate order to remove, especially, ammonia. This research aimed to study the biological removal of ammonia, present in the leachate from a landfill located at Camaçari, Bahia, applying nitrification, through a pilot scale sequencing batch reactor. The experiment was conducted in the landfill which receives waste from the municipalities of Camaçari and Dias D' Ávila, in operation for eleven years. It was performed 7 (seven) cycles of treatment using a volumetric exchange ratio of 10% and aerating the reactor contents for 18 hours; 5 (five) cycles of treatment using a volumetric exchange ratio of 20% and aerating the reactor contents for 18 hours; and 7 (seven) cycles of treatment using a volumetric exchange ratio of 20% and aerating the reactor contents for 24 hours. All treatment cycles were operated at room temperature, and dissolved oxygen concentration in the reactor liquid mass during aeration was always below 1 mg O₂/L. In best operational conditions, it was possible to remove, on average, 93.8% of NH₃-N, making it possible to obtain effluents containing an average of 10.8 mg NH₃-N /L. The scope of nitrite accumulation, measured by the ratio N-NO₂⁻/N-NO_x also showed a mean value of 93.8 %, being possible due to a number of factors, mainly the DO and free ammonia concentrations, initial pH and its variations into each aerobic cycle and presence of toxic compounds, not been assigned to isolated inhibitory parameters . The process remained stable throughout the study period, and enabled high BOD removal, providing an effluent containing an average of 8.1 mg O₂/L. As the treatment process used was not able to produce an effluent with low concentrations of total phosphorus and color, it is imperative to adopt further physical-chemical treatment for compliance with the law.

Keywords: ammonia, landfill, leachate, nitrification, nitrite.

1. INTRODUÇÃO

A grande geração de resíduos sólidos tem mobilizado diversas instituições a discutirem a sua gestão e manejo. Antigos paradigmas persistem, porém, novas formas de enfrentá-los estão ganhando evidência. No contexto mais atual, os conceitos de permacultura e cidades em transição têm se evidenciado, principalmente, por meio de iniciativas de organizações não governamentais e no ambiente acadêmico.

O movimento cidades em transição e a permacultura têm o mesmo fim, a convivência sustentável e harmoniosa com a natureza fechando os ciclos de materiais e energia, descartando o mínimo de resíduos não aproveitáveis. A percepção de que a cadeia de consumo é ineficiente, e consequentemente responsável pela elevada geração de resíduos, é o primeiro passo para a mudança do cenário atual, o qual não se baseia em tecnologias mais limpas.

Apesar dessa nova visão, os aterros sanitários ainda representam a forma de destinação final mais empregada no mundo para os resíduos sólidos urbanos (RSU), principalmente devido aos baixos custos de operação e manutenção. Entretanto, durante a decomposição dos RSU ocorre a produção do lixiviado, líquido resultante de processos físico-químicos e da degradação biológica da fração orgânica dos resíduos sólidos, cujos constituintes e produtos de degradação são transferidos à água da chuva que infiltra na massa de resíduos.

O lixiviado contém uma série de compostos poluentes, dos quais se destacam as elevadas concentrações de nitrogênio e matéria orgânica, capazes de causar impactos significativos quando lançados sem tratamento adequado em ambientes aquáticos. O lançamento de fontes nitrogenadas pode causar mortalidade de peixes, consumo do oxigênio do meio aquático no processo de oxidação da amônia (nitrificação); aumento da demanda por desinfetante nas estações de tratamento de água que utilizam cloro; e a Metahemoglobinemia, que resulta na morte prematura dos recém-nascidos.

Visando à proteção dos recursos hídricos e ecossistemas aquáticos, a legislação brasileira, através da Resolução CONAMA 430/11, estabelece as condições e padrões para disposição de efluentes em corpos d'água. A referida Resolução

estabelece, para efluentes oriundos de sistemas de disposição final de resíduos sólidos, o limite de 20 mg/L para o parâmetro nitrogênio amoniacal total (BRASIL, 2011a). Portanto, a comunidade técnica e científica tem o desafio de desenvolver tecnologias capazes de reduzir, de forma satisfatória, a concentração desse composto nos efluentes.

Diferentes alternativas para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário têm sido aplicadas e estudadas com o objetivo de superar as limitações existentes, tanto em termos de processo, quanto de operação. Tal superação, em princípio, implicaria em alcançar melhores eficiências de remoção de poluentes; redução da demanda por produtos químicos, energia elétrica e área; e baixa complexidade operacional. Dentre essas alternativas, está o emprego de processos físico-químicos e biológicos, associados ou não, ou ainda a combinação entre correntes de lixiviado e esgoto sanitário, com o tratamento ocorrendo nas estações de tratamento de esgotos (ETE).

Diversas pesquisas científicas, *i.e.* Robinson (1990), Loukidou e Zouboulis (2001), Freitas (2009), Gomes *et al.* (2009), Mehmood *et al.* (2009), são direcionadas às diferentes técnicas de tratamento com o intuito de avaliar as eficiências de remoção de poluentes, entre eles, nitrogênio amoniacal (N-NH_3) e matéria orgânica biodegradável. Estudos, *i.e.* Robinson (1990), Li *et al.* (1999), Jokela *et al.* (2002), Akerman (2005), Calli *et al.* (2005), têm identificado eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal superiores a 85% aplicando-se processos físico-químicos ou biológicos; superiores a 98% utilizando a conjugação de ambos, *i.e.* Jans *et al.* (1992), Baumgarten e Seyfried (1996) e Bae *et al.* (1997); e entre 50 e 80% para tratamento combinado com esgoto sanitário, *i.e.* Diamadopoulou *et al.* (1997), Yangin *et al.* (2002), Freitas (2009), Gomes *et al.* (2009).

Apesar de os resultados encontrados na literatura, em princípio, parecerem promissores, a maioria das pesquisas que os apresentam foram desenvolvidas em escala de laboratório, não podendo ser extrapolados de forma satisfatória para a escala real, ou aplicaram técnicas de tratamento onde as desvantagens da sua utilização superam as vantagens ligadas à eficiência de remoção de poluentes. Não obstante os esforços, poucas pesquisas envolvendo processos biológicos têm tentado fornecer uma visão geral acerca das condições requeridas para a otimização

da remoção de compostos de interesse, a exemplo do nitrogênio e da matéria orgânica em escalas maiores.

Entre os processos de tratamento biológico estudados para remoção de nitrogênio amoniacal (N-NH_3) e matéria orgânica biodegradável, inclui-se a nitrificação/desnitrificação. Esse processo consiste na oxidação do N-NH_3 a nitrato (Nitrificação), tendo a formação de nitrito como etapa intermediária (Nitritação), e posterior conversão do nitrato a nitrogênio gasoso (Desnitrificação). As duas etapas da nitrificação (Nitritação e Nitratação) exigem um consumo de oxigênio, que por sua vez implica na utilização de compressores de ar e energia elétrica para condução do tratamento.

A etapa de desnitrificação implica na necessidade de fonte Carbono/Matéria Orgânica. Beccari *et al.* (1983) sugeriram uma relação carbono/nitrogênio no afluente (C/N) mínima igual 13:1. Henze *et al.* (1994) utilizaram cálculos estequiométricos e encontraram que a razão DQO/N mínima ideal para ocorrência estável do processo estava compreendida entre 3,5:1 – 4,5:1. Entretanto, a condução de alguns experimentos apontou que tal relação deveria estar compreendida entre 6:1 – 11:1.

Lixiviados de aterros sanitários antigos apresentam relação DQO/N entre 0,98/1 e 3/1, para o sucesso do processo, torna-se necessário a adição de uma fonte externa de carbono.

Há algum tempo, tem-se mostrado relevante interesse pelo processo de Nitrificação/Desnitrificação pela via simplificada (Nitritação/Desnitritação), ou seja, remoção através do nitrito (desnitritação). Há evidências, *i.e.* Queiroz (2006), Spagni *et al.* (2007), Freitas (2009), de que a utilização da via simplificada implica em economia significativa dos sistemas de aeração, e conseqüente diminuição da energia necessária ao processo, assim como reduz a necessidade de fonte de carbono na fase de desnitritação quando comparado ao processo da via completa.

Entretanto, para o sucesso do processo, se faz necessário a adoção de métodos e estratégias cujo principal objetivo é alcançar o acúmulo de nitrito, por meio da manipulação de parâmetros, como pH, concentração de oxigênio dissolvido, idade do lodo, concentração e carga de substrato, padrão de aeração e operação, presença ou ausência de inibidores, entre outros (PENG e ZHU, 2006).

Nesse contexto, a utilização do processo de Nitritação/Desnitritação para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário, ou seja, com baixa relação DQO/N torna-se atrativa, visto que esse líquido apresenta baixa relação carbono/nitrogênio, além de apresentar valores de pH que variam dentro da faixa adequada, com exceção de células de aterro muito novas que geralmente possuem pH mais ácido.

O emprego do processo de nitritação/desnitritação utilizando um sistema de lodo ativado operado em bateladas sequenciais poderá trazer ainda mais benefícios, visto que permite a automação do processo com um melhor controle de variáveis operacionais, com destaque para o tempo de aeração.

A presente pesquisa inclui-se no atual cenário dos estudos sobre remoção de nitrogênio e matéria orgânica biodegradável do lixiviado de aterro sanitário, estando vinculada aos objetivos do *Subprojeto 4 - Nitritação/Desnitritação aplicada a lixiviado de aterro sanitário operando um sistema de lodo ativado em bateladas sequenciais*, da Rede de Pesquisa TRATALIX, criada a partir dos recursos do Edital 07/2009 da Financiadora de Projetos do Ministério da Ciência e Tecnologia (FINEP) e com participação das seguintes instituições: Universidade do Estado da Paraíba (UEPB), Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ), Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Universidade de São Paulo (USP), Universidade Estadual de Maringá (UEM), Universidade Estadual de Londrina (UEL), Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS), Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Universidade Federal do Paraná (UFPR), Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e a Universidade Federal da Bahia (UFBA).

Especificamente, este trabalho propõe a aplicação da remoção biológica de nitrogênio pela via curta para a redução das concentrações de nitrogênio amoniacal e matéria orgânica biodegradável presentes no lixiviado gerado no aterro sanitário integrado das cidades de Camaçari e Dias d'Ávila, estado da Bahia, operando um reator em bateladas sequenciais.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Estudar a remoção biológica de nitrogênio de lixiviado de aterro sanitário, com predominância de nitrogênio como nitrito após o tratamento aeróbio, operando um reator em bateladas sequenciais em escala piloto.

2.2. Objetivos Específicos

- Caracterizar o lixiviado bruto produzido no aterro sanitário de Camaçari e Dias D'Ávila utilizado na pesquisa;
- Determinar as condições operacionais (razão de troca volumétrica e tempo de aeração) para a predominância do nitrito como forma do nitrogênio oxidado, ao final do período aeróbio do ciclo de tratamento (Nitritação);
- Analisar a influência de parâmetros inibitórios no processo de tratamento aplicado;
- Obter as eficiências e taxas volumétricas de remoção de nitrogênio amoniacal;

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. Produção de lixiviado

No Brasil, segundo a Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (PNAD) realizada em 2011, 54,4 milhões de domicílios particulares permanentes são atendidos pelo serviço de coleta de lixo, representando 88,8% dos domicílios do país (BRASIL, 2012).

Conforme pesquisa realizada pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) em 2010, em um universo de 2.070 municípios, constatou-se uma massa coletada *per capita* média de 0,93 kg/Hab.dia para resíduos domiciliares (RDO) e públicos (RPU) (oriundos da varrição ou limpeza de logradouros públicos), o que representa, considerando todos os 190.755.799 habitantes do país, segundo apontou o CENSO 2010, um total de aproximadamente 177 mil toneladas de resíduos por dia. Nas regiões sudeste e sul foram constatados os menores valores, 0,88 e 0,79 kg/hab.dia respectivamente (BRASIL, 2011b,c).

O Decreto nº 7.404/10, que regulamenta a Lei 12.305/10 que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), determina que os consumidores passam a ser obrigados a acondicionar adequadamente e de forma diferenciada os resíduos sólidos, separando os reutilizáveis e recicláveis para coleta seletiva ou logística reversa. Tais determinações, em longo prazo, deverão acarretar a redução da massa de resíduos a ser encaminhada para disposição ou destinação final (BRASIL, 2010a).

A grande massa de resíduos gerados tem diversos destinos, alguns deles precários. A PNRS enumera as seguintes formas de disposição e destinação dos RDO e RPU: lixões, incineradores, compostagem, aterros sanitários e reciclagem. Cabe ressaltar que os lixões consistem em formas inadequadas de disposição, visto que não há preocupação com a geração de lixiviado e biogás e deverão ser substituídos até o ano de 2014 (FILHO, 2005; BRASIL, 2010b).

Durante o censo XXX No total de 1.066 municípios que responderam ao item pertinente da pesquisa, existem: 210 lixões, 190 aterros controlados, 280 aterros sanitários, 172 pátios ou usinas de triagem (reciclagem) e 17 pátios ou usinas de compostagem, os quais recebem, aproximadamente, 1,3 milhões (5,1%), 4,6

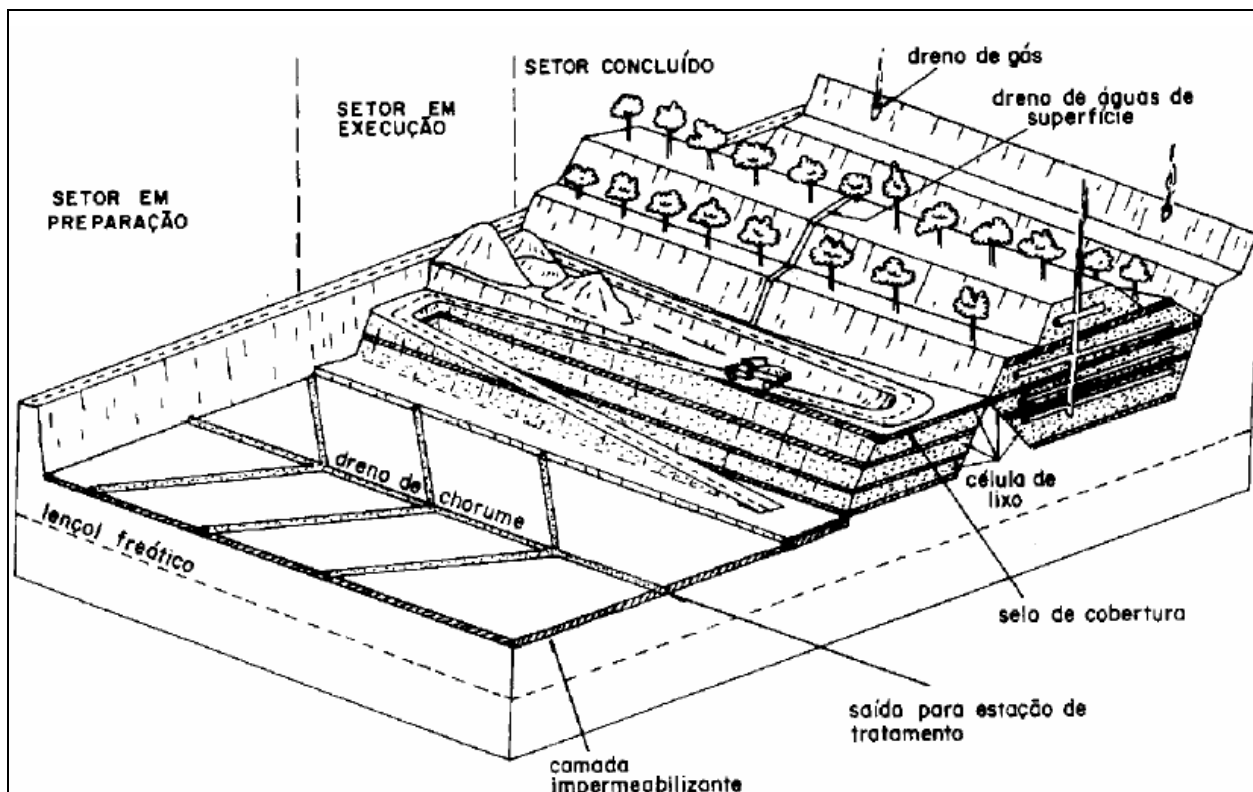
milhões (17,7%), 19,3 milhões (74,9%), 560 mil (2,2%) e 41 mil toneladas (0,2%) respectivamente, de resíduos sólidos domiciliares e públicos (BRASIL, 2011b; BRASIL, 2010b).

A PNRS determina que os resíduos gerados, antes de serem encaminhados para a disposição final ambientalmente adequada, ou seja, o aterramento, devem passar por processo de tratamento e recuperação (reutilização, reciclagem, compostagem e aproveitamento energético). A Lei 11.445/07, que estabelece diretrizes para o saneamento básico, estimula o desenvolvimento tecnológico e a aplicação de recursos na promoção de desenvolvimento sustentável, a eficiência e a eficácia. Tais decisões também tendem a proporcionar a redução da massa de resíduos dispostas nos aterros sanitários, bem como a adoção de técnicas modernas de manejo de resíduos sólidos (BRASIL, 2007; BRASIL, 2010b).

Dentre as formas de destinação de RDO e RPU, o aterro sanitário consiste na técnica mais utilizada no mundo, recebendo inclusive os resíduos gerados nos tratamentos por compostagem, reciclagem e incineração. Tal fato se deve às vantagens ligadas à utilização do aterro sanitário, como: flexibilidade quanto aos resíduos recebidos, fácil operacionalidade, relativo baixo custo, entre outros, em comparação, por exemplo, à incineração, a qual demanda altos custos de investimento e ambientais, além de relevante especialização da operação exigindo mão-de-obra devidamente qualificada.

A preferência pelo aterro sanitário no Brasil é devido, sobretudo, à disponibilidade de área, visto que esse tipo de destinação demanda áreas significativas para sua implantação (FILHO, 2005). A Figura 1 apresenta um perfil de aterros sanitários.

Figura 1 - Esquema de um aterro sanitário



Fonte: IPT (2000) apud Filho (2005)

Após o aterramento, os resíduos passam por processos físicos, químicos e biológicos de decomposição, gerando como principais emissões, o lixiviado e o biogás. Quando a água movimenta-se através da massa em decomposição, os constituintes químicos e biológicos dos resíduos são transferidos para a fase líquida.

A decomposição ocorre devido a um conjunto de mecanismos biológicos e físico-químicos catalisados pela movimentação de água na massa aterrada, oriunda de pluviosidade e da própria umidade dos resíduos e do solo, além da água liberada no processo de digestão anaeróbia (CASTILHOS JÚNIOR, 2003).

O processo químico de decomposição é caracterizado pela ocorrência de operações e processos como: troca iônica, adsorção, dissolução e precipitação, tendo como resultado a alteração das características e mobilidade dos componentes dos resíduos sólidos e seus subprodutos (McBEAN *et al.*, 1995).

A decomposição biológica é realizada por grupos específicos de microrganismos. Inicia-se com uma etapa de degradação aeróbia, onde há a conversão de matéria orgânica biodegradável em, basicamente, gás carbônico e água; ocorre em período normalmente curto, que pode ser dias ou até um mês. Esse processo é limitado pela

quantidade de oxigênio presente nos resíduos e na porosidade do solo. O tipo de cobertura intermediária normalmente utilizada no Brasil pode prolongar um pouco mais a fase aeróbia (McCARTY, 1981; MILLER; CLERSCERI, 2003; CASTILHOS JUNIOR *et al.*, 2003; CATAPRETA, 2008).

A degradação anaeróbia da matéria orgânica particulada complexa foi descrita por alguns autores como um processo multietapas de reações em série e paralelo. Inicialmente, polímeros complexos, tais como polissacáridos, proteínas e lipídios (gordura e ácidos graxos) são hidrolisados por enzimas extracelulares a produtos solúveis de menor cadeia molecular, suficiente para permitir o seu transporte através da membrana celular.

Estes compostos solúveis, relativamente simples, sofrem reações de fermentação, tendo como subprodutos ácidos graxos de cadeia curta, álcoois, dióxido de carbono, hidrogênio, e amônia. Os ácidos graxos de cadeia curta são então convertidos em acetato, gás hidrogênio e dióxido de carbono. Finalmente, ocorre a metanogênese, etapa onde se forma o gás metano a partir da redução de dióxido de carbono pelo hidrogênio ou a partir do acetato (KASPAR e WUHRMANN, 1978; ZEHNDER, 1978; McCARTY, 1981; ZEHNDER *et al.*, 1982; GUJER e ZEHNDER, 1983).

Bechamp, em 1868, relatou que a formação de metano durante a decomposição de matéria orgânica foi por meio de um processo microbiológico. Omelianski, na década de 1890, isolou microrganismos responsáveis pela liberação hidrogênio, ácido acético, e ácido butírico, durante a fermentação metanogênica da celulose. O mesmo autor relatou que a formação do metano tenha sido devido à reação entre o hidrogênio e o dióxido de carbono, mediada por microrganismo (McCARTY, 1981).

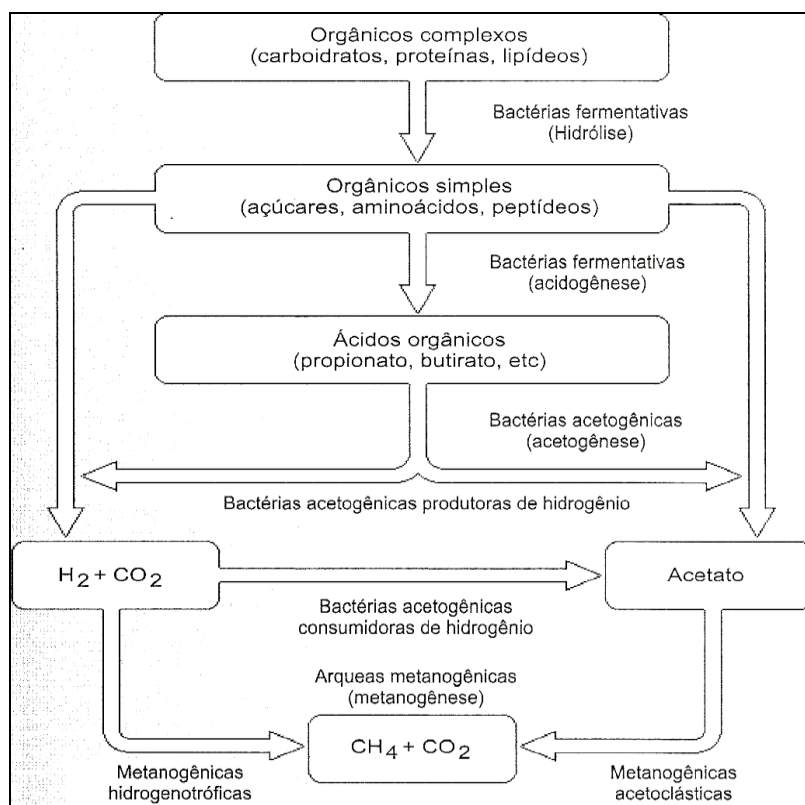
Mais tarde, em 1910, Sohngen destacou as descobertas de Omelianski. Esse pesquisador descreve que a fermentação de materiais complexos ocorre por meio de reações de oxi-redução para formar hidrogênio, dióxido de carbono e ácido acético. Sohngen demonstrou, ainda, que o hidrogênio reage com o dióxido de carbono para formar metano. Adicionalmente, assumiu que o ácido acético formava metano através de reação de descarboxilação. Esta suposição permaneceu altamente controversa por décadas, entretanto, atualmente é reconhecida como correta (McCARTY, 1981).

Análises utilizando biologia molecular, permite afirmar que a metanogênese é realizada pelas *Arqueas* metanogênicas, organismos estritamente anaeróbios, os quais representam um grupo microbiano bastante importante, envolvido em muitos ciclos biogeoquímicos em ecossistemas aquáticos. Podem ser subdivididos em dois principais grupos: acetoclásticas, que produzem metano a partir do acetato; e as hidrogenotróficas, capazes de produzir metano a partir de hidrogênio e gás carbônico. As primeiras são responsáveis por 65 a 70% de toda a produção de metano na digestão anaeróbia (JERIS e McCARTY, 1965; SMITH E MAH, 1966).

Pohland e Harper (1986) descrevem como quinta etapa a maturação final, a qual se caracteriza por uma limitação de nutrientes, fim da produção de gás, restabelecimento das condições naturais, lento aparecimento de oxigênio e espécies oxidadas e possibilidade de conversão de matéria orgânica complexa em substâncias húmicas, capazes de formar complexos com metais pesados ou mobilizá-los.

A Figura 2 apresenta um esquema das sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.

Figura 2 - Sequências Metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia



Fonte: Adaptado de O'Rourke (1968); Gibson (1990); Chernicharo (1997)

Cabe ressaltar que a subdivisão em etapas representa um esquema da digestão dos resíduos, tendo caráter apenas didático a respeito de suas características. A composição química e a natureza dos materiais submetidos à digestão anaeróbia determinam os subprocessos de degradação e os grupos microbianos envolvidos na conversão anaeróbia desses substratos. Sabe-se que as reações ocorrem simultaneamente distribuídas na massa de resíduos, variando conforme o tempo das células do aterro sanitário (SPEECE, 1983).

Durante o processo de digestão, compostos orgânicos nitrogenados são convertidos em amônia, compostos sulfurados são convertidos a sulfeto de hidrogênio (em ambiente redutor de sulfato) e demais compostos orgânicos contendo substâncias como fósforo, sódio, cálcio e magnésio são convertidos em uma variedade de sais. O processo contribui para economia de recursos naturais, de energia e a redução do volume e da massa orgânica (PERES *et al.*, 1991; DENNIS e BURKE, 2001; DANTAS *et al.*, 2002).

Métodos de quantificação da produção de lixiviado levam em consideração o balanço hídrico do aterro sanitário, através da previsão das entradas e saídas de água nas células, além das características de operação do aterro, como tipo e características do solo, tipo e frequência de compactação etc. Os métodos mais simples e menos precisos são o Método Suíço e o Método do Balanço Hídrico Clássico.

Nas últimas décadas, com o desenvolvimento dos softwares, foram desenvolvidos métodos avançados baseados em cálculos matemáticos complexos e solucionados por programas computacionais. Os principais são os métodos HELP (desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos), Moduelo, SWB, MOBYDEC e UNSAT-H (CATAPRETA, 2008).

3.2. Características do lixiviado

Segundo, Tchobanoglous *et al.* (1993), Andrade (2002) e Akerman (2005), os lixiviados de aterro sanitário são constituídos basicamente de uma mistura de substâncias orgânicas e inorgânicas, compostos em solução e em estado coloidal, microorganismos líquidos imiscíveis e sólidos em suspensão.

São fatores determinantes das características do lixiviado: movimentação de água no aterro, recirculação de lixiviado, temperatura, pH, disponibilidade de oxigênio, disponibilidade de nutrientes, composição e peso específico dos resíduos aterrados, clima local, variáveis operacionais e idade do aterro, relacionada às fases de degradação dos resíduos (McBEAN *et al.*, 1995; ANDRADE, 2002; YILDIZ *et al.*, 2004).

A partir da análise das diversas abordagens sobre as características do lixiviado, nota-se que o principal determinante das características qualitativas do lixiviado é tipo do resíduo aterrado (domiciliar, industrial ou público) e seus constituintes, bem o tempo de aterramento dos resíduos, ao passo que as quantitativas, estão mais intimamente ligadas à movimentação da água nas células do aterro e sua operação.

Segundo Oman e Junestedt (2007), uma gama de compostos químicos pode estar presentes no lixiviado de aterro sanitário. Os autores desenvolveram um estudo em 12 aterros sanitários na Suécia, onde buscaram identificar 400 compostos. Foram encontrados mais de 90 compostos orgânicos e 50 elementos inorgânicos, incluindo compostos alifáticos halogenados, benzeno, alquil-benzeno, fenol, alquil-fenóis, etoxilatos, compostos policíclicos aromáticos, ésteres ftálicos, PCB, dioxinas e furanos, entre outros. Os pesquisadores concluíram que a presença destas substâncias no lixiviado tem um grande impacto em futuras avaliações de risco dos aterros sanitários, bem como na escolha do método de tratamento do lixiviado a ser adotado.

Pesquisas envolvendo a caracterização de lixiviado de aterro sanitário visam principalmente a quantificação de parâmetros como pH, alcalinidade, cor, turbidez, nitrogênio amoniacal (N-NH₃), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), nitrito, nitrato, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Carbono Orgânico total – COT, Sólidos Totais (ST), Sólidos em Suspensão Totais (SST), Sólidos em Suspensão Voláteis (SSV) e fósforo.

Como os hábitos de consumo e as condições climáticas variam de um lugar para o outro, as características do lixiviado variam da mesma forma. Adicionalmente, assumindo que as condições climáticas podem variar de acordo com a época do ano, as características do lixiviado certamente sofrerão alterações (REINHART; GROSH, 1998).

Um dos fatores determinantes das características do lixiviado e, certamente, o mais importante, é a idade de aterro, ou seja, o tempo que se passou desde o lançamento e cobertura dos resíduos. Constitui-se na representação da fase de degradação biológica. Chian e DeWalle (1996) *apud* Renou *et al.* (2008) caracterizaram lixiviados de diferentes aterros, concluindo que a composição dos efluentes relaciona-se com a idade do aterro.

Segundo Kjeldsen *et al.* (2002), dados existentes em diversas pesquisas confirmam que os componentes do lixiviado estão presentes em elevadas concentrações, na fase inicial de degradação dos resíduos, devido à forte decomposição dos resíduos e lixiviação de seus subprodutos.

Ainda segundo o autor, na fase final de degradação, o lixiviado é mais estável, apresenta menores concentrações dos constituintes e baixa razão DBO/DQO, ou seja, menores concentrações de matéria orgânica biodegradável. Entretanto, consideram que a concentração de nitrogênio amoniacal não decresce e, frequentemente, constitui-se como o mais significativo poluente de longo prazo presente no lixiviado. Segundo Knox (1984) *apud* Akerman (2005), a concentração do nitrogênio não depende da fase de degradação dos resíduos aterrados, atingindo menores concentrações em meados do verão.

A partir da análise de Qasim e Chiang (1994) e McBean *et al.* (1995), é possível identificar que nos lixiviados provenientes de aterros não estabilizados, a maior parte dos compostos orgânicos é representada por ácidos orgânicos de cadeia curta, e consequentemente menores valores de pH e maiores concentrações de metais pesados. A presença de ácidos fúlvicos e húmicos (compostos com peso molecular elevado) é, também, representativa, porém em menor escala.

Com o passar dos anos, a situação se inverte. Há um decréscimo na concentração de ácidos orgânicos simples e um aumento na concentração de ácidos fúlvicos e húmicos, assim como aumento do pH e diminuição das concentrações de metais pesados (TCHOBANOGLOUS *et al.*, 1993; QASIM e CHIANG, 1994 e McBEAN *et al.*, 1995).

A Tabela 1 contém a compilação de algumas características físicas e químicas dos lixiviados encontradas na literatura, e sua variação de acordo com a idade do aterro.

Tabela 1 - Algumas características físicas e químicas dos lixiviados de aterros sanitários

Idade do Aterro (Anos)	Referência	Local	Constituinte									
			DBO (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)	N-Total (mg N/L)	N-NH ₃ (mg N-NH ₃ /L)	DBO/N	N-NO ₃ ⁻ (mg N-NO ₃ ⁻ /L)	P-TOTAL (mg P/L)	ALCALINIDADE (mg CaCO ₃ /L)	DBO/DQO	pH
<1	CONTRERA <i>et al.</i> (2003)	São Paulo	NA	4.800	382	331	-	NA	NA	2.780	-	7,6
2	Adaptado de ZIYANG <i>et al.</i> (2009)	China	NA	7.125	4.368	4.251	-	NA	35	18.162	-	NA
3			NA	3.471	4.156	3.821	-	NA	23	18.379	-	NA
4	CAMPOS <i>et al.</i> (2004)	Rio de Janeiro	215	818	NA	351	0,61	NA	0,71	2.817	0,26	7,0
4	TENGRUI <i>et al.</i> (2007)	China	75	1.650	1.350	1.100	0,05	NA	NA	NA	0,04	8,0-9,0
4	Adaptado de ZIYANG <i>et al.</i> (2009)	China	NA	1.543	1.753	1.564	-	NA	18	8.049	-	NA
1 a 4	Adaptado de SHOULIANG <i>et al.</i> (2008)	NI	NA	53.200	NA	2.760	-	NA	NA	NA	-	6,7
< 5	TATSI; ZOUBOULIS (2002) ¹	Grécia	1.051	5.342	1.137	934	0,92	56	8,8	4.946	0,20	7,9
6	CONTRERA <i>et al.</i> (2003)	São Paulo	NA	6.396	2.133	1.930	-	NA	NA	11.726	-	8,0
6	BIDONE (2007)	Rio Grande do Sul	3.397	6.997	2.361	1.987	1,44	NA	NA	10.837	0,48	8,3

Tabela 1 - Algumas características físicas e químicas dos lixiviados de aterros sanitários - continuação

Idade do Aterro (Anos)	Referência	Local	Constituinte									
			DBO (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)	N-Total (mg N/L)	N-NH ₃ (mg N-NH ₃ /L)	DBO/N	N-NO ₃ ⁻ (mg N-NO ₃ ⁻ /L)	P-TOTAL (mg P.L ⁻¹)	ALCALINIDADE (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	DBO/DQO	pH
6	Adaptado de ZIYANG et al. (2009)	China	NA	2.424	1.490	1.274	-	NA	15	5.573	-	NA
7	Adaptado de ZIYANG et al. (2009)	China	NA	1.827	873	733	-	NA	10	4.365	-	NA
8	SANTOS e COELHO (2003)	Minas Gerais	453,1	3.360	NA	1.984	-	NA	4,7	8.226	0,13	7, 9
10	CONTRERA et al. (2003)	São Paulo	NA	5.340	1.722	1.630	-	NA	NA	7.640	-	8,1
> 10	TATSI; ZOUBOULIS (2002) ¹	Grécia	26.752	70.858	3.459	3.102	10,62	149	167	12.875	0,38	6,2
> 10	TARTARI (2003)	Rio Grande do Sul	278,6	1.976,40	487,6	NA	-	0,8	9,9	NA	0,14	NA
11	CONTRERA et al. (2006)	São Paulo	NA	4.025	2.257	2.155	-	NA	NA	9.538	-	8,2
11	Gomes et al. (2009)	Pernambuco	2.788	7.863,15	NA	1.492	1,87	2,13	13,14	4.451,67	0,46	7,6
11	Adaptado de ZIYANG et al. (2009)	China	NA	1.522	980	715	-	NA	7	4.649	-	NA
12	Adaptado de ZIYANG et al. (2009)	China	NA	695	428	238	-	NA	1	1.754	-	NA

Tabela 1 - Algumas características físicas e químicas dos lixiviados de aterros sanitários - continuação

Idade do Aterro (Anos)	Referência	Local	Constituinte									
			DBO (mg O ₂ ·L ⁻¹)	DQO (mg O ₂ ·L ⁻¹)	N-Total (mg N/L)	N-NH ₃ (mg N-NH ₃ /L)	DBO/N	N-NO ₃ ⁻ (mg N-NO ₃ ⁻ /L)	P-TOTAL (mg P/L)	ALCALINIDADE (mg CaCO ₃ /L)	DBO/DQO	pH
4 a 13	Adaptado de ZIYANG et al. (2009)	China	NA	13.100	NA	3.210	-	NA	NA	NA	-	8,1
>13	Adaptado de ZIYANG et al. (2009)	China	NA	1.863	NA	796	-	NA	NA	NA	-	8,8
17	SILVA (2009)	São Paulo	NA	7.373	2.343	2.183	-	NA	NA	10.720	-	8,1
28	LUZIA et al. (2005)	Rio de Janeiro	370	2.541	NA	974	0,38	NA	5	5.360	0,15	8,1
> 30	FREITAS (2009)	Distrito Federal	NA	3.620	1.343	1.224	-	NA	NA	5.944	-	8,4
> 30	FELICI (2010)	Paraná	NA	2.973	1.135	1.040	-	NA	3	6.097	-	8,5

Conclusão

¹ Aterro dos Bandeirantes
 NI – Não Informado; NA – Não Analisado

A Tabela 1 agrega resultados de aterros diferentes. Portanto, não representa a variação das concentrações dos constituintes do lixiviado conforme o aumento da idade do aterro de forma direta.

Pode-se observar nos dados Ziyang *et al.* (2009), os quais estudaram o mesmo aterro ao longo dos anos, uma redução clara das concentrações de DQO, N-Total, N-NH₃ e Alcalinidade. Contrera (2003) e Contrera (2006) também analisaram o lixiviado de um mesmo aterro em períodos distintos, podendo-se observar um aumento da concentração de DQO, N-Total, N-NH₃ e Alcalinidade nos primeiros anos, com posterior redução, e aumento para o parâmetro N-NH₃.

De um modo geral, analisando-se os demais resultados da Tabela 1, quanto à concentração dos principais poluentes presentes no lixiviado de aterro, é possível inferir que:

- As concentrações de matéria orgânica medidas como DQO e DBO aumentam nos primeiros anos do aterro, e então se reduz ao passo que a idade se prolonga, principalmente devido à redução de DBO.
- Os lixiviados dos aterros brasileiros pesquisados possuem uma relação média DBO/N e DBO/DQO iguais a 1,07 e 0,26 respectivamente, desfavoráveis ao processo de tratamento por desnitrificação, uma vez que a relação DBO/N mínima encontrada em outras pesquisas foi de 3,5.
- Quanto ao nitrogênio, os dados apresentados acerca do parâmetro N-NH₃ indicam maiores concentrações nos primeiros três anos, reduzindo a partir de então, e se mantendo constante.
- O valor do pH aumenta com a idade do aterro.

3.3. Tratamento biológico aplicado a lixiviados de aterro sanitário

Devido à presença de uma série de contaminantes do lixiviado, entre eles o nitrogênio amoniacal, torna-se de fundamental importância o seu tratamento para adequação a padrões seguros de descarte, com especial atenção às restrições e condições impostas pela Resolução CONAMA n°. 430, de 13 de maio 2011. O tratamento pode ser biológico ou físico-químico, ou ainda, uma combinação de ambos.

A aplicação isolada de processos de tratamento não permite a adequação do efluente tanto aos padrões legais de lançamento, quanto aos riscos ambientais. Por exemplo, a remoção de eventuais metais pesados e compostos recalcitrantes, ou seja, de difícil biodegradação, constituídos, entre outros, por ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e huminas, presentes em altas concentrações no lixiviado e que causam cor escura ao mesmo, demanda a utilização de algum tratamento físico-químico (APHA, AWWA, WEF, 2005; KURNIAWAN *et al.*, 2010).

Por outro lado, resultados de pesquisas que aplicaram processos de tratamento físico-químicos tradicionais como coagulação-floculação, adsorção em carvão ativado e filtração (*i.e.* Diamadopoulos, 1994; Pirbazari *et al.*, 1996; Amokrame *et al.*, 1997; Aziz *et al.*, 2007; Gomes *et al.* 2009), não obtiveram redução das concentrações de N-NH₃. Estudos realizados aplicando processos físico-químicos como ultrafiltração, processos oxidativos, osmose reversa, *stripping* e precipitação química (*i.e.* Pirbazari *et al.*, 1996; Li e Zhao, 2001; Ahn *et al.*, 2002; Gomes *et al.*, 2009) apresentaram remoções de N-NH₃ superiores a 90%.

Entretanto, os processos físico-químicos avançados apresentam uma série de limitações à sua aplicação ao tratamento de lixiviado em escala real, por exemplo: altos custos, geração de lodo, uso excessivo de produtos químicos dificuldade operacional e sensibilidade do sistema de tratamento (KURNIAWAN *et al.*, 2006).

O tema central da presente pesquisa é a remoção de nitrogênio amoniacal e matéria orgânica biodegradável de lixiviado de aterro sanitário por meio da aplicação de tratamento biológico. Essa opção tecnológica tem mostrado eficácia na remoção do nitrogênio e da matéria orgânica dos lixiviados dos aterros sanitários, principalmente, que possuem relação DBO/DQO maior que 0,5, o que significa concentrações consideráveis de matéria orgânica biodegradável (RENOU *et al.*, 2008). Portanto, a revisão da literatura enfatizará assuntos relacionados ao tratamento biológico de lixiviado.

Os tratamentos biológicos têm como principais objetivos operacionais, a criação e manutenção de um ambiente propício à reprodução e crescimento dos microrganismos, com vistas à degradação da matéria orgânica através de condições aeróbias, anóxicas e/ou anaeróbias (VON SPERLING, 1996). Os processos biológicos de tratamento de líquidos percolados de aterro sanitário consistem na

remoção de matéria orgânica carbonácea e/ou nitrogenada por meio de microrganismos, principalmente, bactérias.

Os lixiviados de aterros jovens contêm altas concentrações de ácidos graxos voláteis (AGV), resultando em relação DBO/DQO relativamente elevada, o que favorece o tratamento por processos biológicos (FREITAS, 2009).

A Tabela 2 compila trabalhos que estudaram o tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário.

Tabela 2 – Resultados obtidos em estudos que investigaram o tratamento biológico de lixiviado

Reator	Características do afluente	Condições operacionais	Principais Resultados	Referência
Filtro biológico aerado Recheio – tijolos quebrados (16 a 32 mm) Volume – 1 m ³	Não informado	Alimentação contínua Carga de N-NH ₃ : 50 g N/m ³ .d TDH = 2,6 d Inóculo – lodo ativado nitrificante (2 g SSV/L)	Conversão de N-NH ₃ > 90% Remoção DQO <5% OD = 4,2 a 9,0 mg O ₂ /L (sem controle) pH ~ 7,6	Jokela et al. (2002)
Filtro aeróbio de baixa taxa Diâmetro – 0,55 m Altura útil – 1,62 m As = 0,237 m ² Volume do leito – 0,385 m ³ Pedra britada n° 3	Lixiviado proveniente de reator anaeróbio pH – 8,2 a 8,4 Alcalinidade – 11.790 a 12.200 mg CaCO ₃ /L DBO/NTK = 0,18 a 1,07	Volumes diários de lixiviado aplicados: 10, 15 e 20 L Taxa de aplicação superficial (m ³ /m ² .d): 0,042 (T1), 0,063 (T2) e 0,084 (T3), respectivamente Tempo de aplicação (dias): 42, 42 e 36 respectivamente Carga de N-NH ₃ (kg N-NH ₃ /m ³ .d): 0,051 a 0,054; 0,070 a 0,078 e 0,084 a 0,099, respectivamente Carga de DBO ₅ (kg DBO/m ³ .d): 0,028 a 0,051; 0,028 a 0,088; e 0,018 a 0,064	Retenção do meio de suporte: 5,5 L Remoção média de DBO: 42,73% (T1) 36,01% (T2) T3 – DBO negativa: possível lavagem do filtro. Remoção média de N-NH ₃ : 49,90% (T1) 55,07% (T2) 44,45% (T3)	Fleck, 2003
Lodo ativado em Bateladas Sequenciais Volume do reator ~ 165 L	pH: 7,2± 0,2 DQO: 2.200 ± 230 mg O ₂ /L DBO: 1.300 ± 300 mg O ₂ /L SST: 480± 260 mg SST/L N-NH ₃ : 210 ±90 mg N-NH ₃ /L N-NO ₃ ⁻ : 0,13 ±0,11 mg N-NO ₃ ⁻ /L	Processo: nitrificação/desnitrificação TDH: 4 a 8 dias Ciclo: 24h (21,5h para aeração/agitação; 2h para sedimentação; 30 min descarte/alimentação). Após 61 dias de operação, Ciclo: 17,5h para aeração/agitação; 3h para sedimentação. Partida: 77% de lodo ativado e 23% de lixiviado	SST ~ 89% DBO ~ 94% Redução de nitrogênio amoniacal ~ 99,5%	Laitinen et al., 2006

Tabela 2 – Resultados obtidos em estudos que investigaram o tratamento biológico de lixiviado - continuação

Reator	Características do afluente	Condições operacionais	Principais Resultados	Referência
Wetland de fluxo vertical (2 reatores iguais em série) Diâmetro – 95 mm Altura – 900 mm Preenchimento – cascalho (4,4 e 7,2 mm) Planta – Junco (<i>Phragmites Australis</i>)	N-NH ₃ = 483 mg N-NH ₃ /L DQO = 635 mg O ₂ /L pH – 8,4 a 8,5	Recirculação (Recirculado:afluente) – 2,5:1 Vazão – 1,35 L/dia Tempo – 20 dias	Remoção de N-NH ₃ – 67% Remoção de DQO – 32% pH final – 7,0 a 7,3	Sune e Austin, 2007
Lodo ativado em bateladas sequenciais Volume útil = 150 L	Lixiviado de aterro velho DQO - 2.200 mg O ₂ /L DBO - 250 mg O ₂ /L 2.900 mg N-NH ₃ /L pH = 8,15 Alcalinidade = 12.000 mg CaCO ₃ /L	Alimentação – 30 min Aeração – 22 horas Sedimentação – 1 hora Descarga do efluente – 30 min Inóculo – lodo ativado 3 g SSV/L Tempo – 25 a 62 dias TDH – 6 a 20 dias OD – 0,2 a 3,0 mg O ₂ /L SSV – 1.200 a 2.800 mg SSV/L T – 10 a 35 °C Carga de N-NH ₃ : 0,0690 a 0,2843 g N/g SSV	Acúmulo de nitrito – 87 a 95% Amônia Livre – 38,9 a 75,2 mg NH ₃ /L Ácido Nitroso – 0,39 a 0,51 mg HNO ₂ /L Condição ótima: T = 25 a 30 °C; TDH < 6 d; OD = 0,7 a 1,1 mg O ₂ /L	He et al., 2007
Lodo ativado em Bateladas Sequenciais Volume útil = 20 L	Fase 1: pH = 7,0-9,3 NTK bruta= 58-255 mg N/L NTK filtrado= 40-165 mg N/L N-NH ₃ = 5-795 mg N-NH ₃ /L N-NO ₃ ⁻ = 3-104 mg N-NO ₃ ⁻ /L N-NO ₂ ⁻ = 0-7 mg N-NO ₂ ⁻ /L Fase 2: pH = 8,0-8,9 NTK bruta= 90-195 mg N/L NTK filtrada= 75-188 mg N/L N-NH ₃ = 66-274 mg N-NH ₃ /L N-NO ₃ ⁻ = 24-46 mg N-NO ₃ ⁻ /L N-NO ₂ ⁻ = 0-0,4 mg N-NO ₂ ⁻ /L	Reator em escala de bancada Processo: nitrificação/desnitrificação pela via curta Inóculo: 1/3 de biomassa do volume útil do reator Ciclo: 24h (23h para aeração/agitação; 1h para sedimentação/descarte/alimentação) Fase 1: tempo de detenção celular de 100 dias T = 30 °C por 26 dias; T = 21 °C por 74 dias; Fase 2: tempo de detenção celular de 5 dias T = 21 °C	Fase 1: T = 30°C → Remoção ~ 90% de nitrogênio amoniacal T = 21°C → Remoção ~ 97% de nitrogênio amoniacal Fase 2: T = 21°C → Declínio da eficiência da remoção de nitrogênio amoniacal de 99 para 37% devido à idade do lodo	Felipe, 2008

Tabela 2 – Resultados obtidos em estudos que investigaram o tratamento biológico de lixiviado - continuação

Reator	Características do afluente	Condições operacionais	Principais Resultados	Referência
<p>Reator 1 – Nitritação parcial: Volume útil – 12 L</p> <p>Reator 2 – Reator Anammox Volume útil – 36 L</p> <p>Reatores de biofilme de leito fixo de fluxo ascendente – Área superficial (As) = 4,12 m² (R1) e As = 11,3 m² (R2)</p>	[N-NH ₃] = 1.400 a 2.800 mg N-NH ₃ /L	<p>R1 Carga - 1,2 Kg N-NH₃/m³.d OD = 2,3 mg O₂/L T = 30 °C</p> <p>R2 Carga – conforme efluente de R1 T = 30 °C pH = 7,5 a 8,0</p>	<p>R1 Acúmulo de nitrito >95%</p> <p>R2 Remoção de N-NH₃ = 54 a 73%</p>	Liang e Liu (2007)
<p>Lodo ativado operado em bateladas sequenciais Aeróbio-anóxico Escala de bancada Volume total - 15 litros</p>	<p>N-NH₃ ~ 1.224 mg N-NH₃/L DQO ~ 3.620 mg O₂/L pH ~ 8,6 C/N ~ 2,6</p>	<p>Reação aeróbia - Tempo de ciclo de 24h (Fase 2) e 48h (Fase 3) Reação anóxica - 22,5h (Fase 2) e 22,5h (Fase 3) Fonte externa de carbono - etanol Vazão de ar - 11,5 L/min Sem controle de pH, Temperatura e OD</p>	<p>Conversão de N-NH₃ > 99%</p> <p>Remoção de N-Total ~ 75% (Fase 2)</p> <p>Remoção de N-Total ~ 82% (Fase 3)</p>	Freitas (2009)
<p>Três lagoas em série Anaeróbias (L1) - fotossintética (L2)- fotossintética (L3) Escala piloto Volumes: Partida e Período 1 (P1) - 5m³ (L1) e 6,25m³ (L2). Período 2 (P2) - 5m³ (L1); 8,37 (L2); e 6,25m³ (L3) Escala piloto</p>	<p>Período 1 (13 semanas) pH ~ 8,9 DQO ~ 3.650 mg O₂/L DBO ~ 1.194 mg O₂/L N-NH₄ ~ 1.534 mg N-NH₄/L</p> <p>Período 2 (39 semanas) pH ~ 9,0 DQO ~ 3.287 mg O₂/L DBO ~ 1.300 mg O₂/L N-NH₄ ~ 1.006 mg N-NH₄/L</p>	<p>Q = 200L/dia Lagoa 1: TDH = 25 dias Lagoa 2: TDH = 31 dias (P1) e 42 dias (P2) Lagoa 3: TDH = 31 dias (P2) Carga DQO (g DQO/m³.dia) - 131 (L1); 68 (L2); e 45 (L3) Carga DBO5 (gDBO5/m³.dia) - 52 (L1); 23 (L2); e 11 (L3) Carga N-NH₄ (gN-NH₄/m³.dia) - 40 (L1); 22 (L2) e 7 (L3)</p>	<p>Período 1 Remoção de DBO = 78% Remoção de DQO = 70% Remoção de N-NH₄ = 85%</p> <p>Período 2 Remoção de DBO = 78% Remoção de DQO = 70% Remoção de N-NH₄ = 85%</p>	Gomes et. al. (2009)

Tabela 2 – Resultados obtidos em estudos que investigaram o tratamento biológico de lixiviado - continuação

Reator	Características do afluente	Condições operacionais	Principais Resultados	Referência
Quatro filtros anaeróbios em paralelo Material suporte - Brita 5 (R1 e R2); Blocos de concreto (B1 e B2) Volume - 500L (cada tanque) Volume útil lixiviado - 200L Escala piloto	Lixiviado de aterro sanitário DQO ~ 6.150 mg O ₂ /L DBO/DQO ~ 0,28 a 0,59	Fluxo ascendente e TDH = 10 dias por 237 dias; Após 237 dias, fluxo descendente e contínuo para B2 e R2;	Remoção de DQO = 76% entre 200 e 400 dias Pequena diferença entre diferentes meios de suporte Sem remoção significativa de nitrogênio amoniacal	Gomes et. al. (2009)
Reator em bateladas sequenciais anaeróbio (RBSAN) Escala de bancada Volume - 31L	Lixiviado de célula experimental (Lisímetro) preenchido com resíduos sólidos urbanos pH ~ 7,4 a 9,0 DQO ~ 1540 a 3940 mg O ₂ /L	23 horas com agitação mecânica 1 hora para sedimentação e descarte Sem correção de pH T ~ 30°C Carga de DQO ~ 0,80 a 1,97 kg DQO/m ³ .dia	Remoção de DQO ~ 32 a 89% (amostras brutas) Remoção de DQO ~ 46 a 93% (amostras filtradas)	Gomes et. al. (2009)
Lodo ativado em fluxo contínuo Reator anóxico (27 L) - reator aeróbio (27 L) - decantador (20 L) Escala piloto	Lixiviado em natura N-NH ₃ ~ 1.000 mg N/L DBO/DQO ~ 0,02 a 0,05	Fase I: TDH = 20 dias; com recirculação externa (Re) ¹ ; Tempo de operação (TO)= 118 dias Fase II: TDH = 10/15 dias; com recirculação externa; TO = 23 dias Fase III: TDH = 13 dias; com recirculação externa; TO = 53 dias Fase IV: TDH = 13 dias; com recirculação interna (Ri) ² e ext.; TO = 75 dias Fase V: TDH = 13 dias; com recirculação int. e ext.; TO = 75 dias Fase VI: TDH = 13 dias; com recirculação int. e ext. (Ri = 2,5Q); TO = 49 dias Adição de fonte externa de carbono nas fases V e VI	A recirculação interna favoreceu a redução do pH e das concentrações de alcalinidade, de NKT e de N-amoniacal afluentes ao reator anóxico; Remoção de N-amoniacal > 98% (exceto na Fase II); não houve desnitrificação devido à baixa relação DBO/DQO Remoção de DQO ~ 15 a 49%	Gomes et. al. (2009)

Tabela 2 - Resultados obtidos em estudos que investigaram o tratamento biológico de lixiviado - continuação

Reator	Características do afluente	Condições operacionais	Principais Resultados	Referência
Quatro lagoas aeradas em série Volume - 80m ³ (L1) a 60m ³ (L4)	DQO ~800 a 3400 mg O ₂ /L N-amoniacoal ~ 1.241 mg N/L T ~ 16,7°C pH ~ 7,0 a 8,0	Vazão (Q) ~ 1,0 a 22,1 m ³ /dia TDH ~ 11,5 a 254 dias T ~ 13,5°C pH ~ 8,5 Aeração - 4 a 6 horas por dia	Remoção de DQO = 75% em TDH = 56 dias Remoção de N-NH ₃ = 99% (parte por volatilização)	Mehmood et. al. (2009)
Lodo ativado em Bateladas Sequenciais	pH = 8,0 - 8,5 DQO = 2.500 - 9.143 mg O ₂ /L DBO = 515 - 6.138 mg O ₂ /L NKT = 1.523 - 2.985 mg N-NKT/L N-NO ₃ ⁻ = 258 - 2.870 mg N-NO ₃ ⁻ /L N-NO ₂ ⁻ = ND - 5 mg N-NO ₂ ⁻ /L	Alimentação: razão de troca volumétrica igual a 10% de lixiviado bruto Anóxico ~48 h Aeração ~18 h Sedimentação = 30 min	DQO = 518-4,364 DBO = 3-126 N-NO ₂ ⁻ = 23-438 N-NO ₃ ⁻ = ND-8 Remoção ~ 90% de nitrogênio amoniacoal	Amaral (2009)
Lodo ativado em bateladas sequenciais Nitritação/Desnitritação	pH = 8,1 N-NTK = 1.319 mg N/L N-NH ₃ = 1.199 mg N/L DQO = 2.055 mg O ₂ /L DBO/DQO = 0,2	Volume útil – 15 L (mín.) a 24 L (máx.) Idade do Lodo – 20 a 25 dias Carga de N-NTK = 0,1 g N/L.dia Carga de DQO= 0,15 g/L.dia Fonte de DQO para desnitrificação - Acetato de sódio trihidratado Adição de KH ₂ PO ₄ para manter concentração de fósforo entre 0,5 e 1,0 mg P/L Etapa aeróbia – 15 horas Etapa anóxica – 8 horas	Remoção de DQO – 20% Remoção de N-NH ₃ – 95% Economia de fonte externa de DQO em relação à desnitrificação – 35%	Spagni e Marsili-Libelli, 2009
				Conclusão

¹Reator anóxico – reator aeróbio; ²Decantador – reator aeróbio; TDH = Tempo de Detenção Hidráulica

He *et al.* (2007) realizou o experimento em escala piloto. O pesquisador alcançou resultados de acúmulo de nitrito variando entre 87 a 95%, devido às concentrações de amônia livre e ácido nitroso que variaram entre 38,9 e 75,2 mg NH₃/L e 0,38 a 0,51 mg HNO₂/L respectivamente, não interferindo na remoção de N-NH₃, segundo o autor, devido à adaptação das bactérias envolvidas no processo.

Felipe (2008), tratando lixiviado de aterro sanitário juntamente com esgoto sanitário em escala de bancada, alcançou a remoção de N-NH₃ superior a 90%, porém sem acúmulo sustentado de nitrito, ao final de 24 horas de aeração. A pesquisadora conclui que os baixos resultados de acúmulo foram devido às baixas concentrações de N-NH₃ inicial.

Liang e Liu (2007) alcançaram acúmulo de nitrito superior a 94% e remoção de N-NH₃ entre 60 e 74%, ou seja, razoável. Segundo os pesquisadores, bactérias que oxidam amônia adaptaram-se a concentrações de amônia livre entre 122 e 224 mg NH₃/L.

Freitas (2009) alcançou a remoção média de 86% de N-NH₃, aerando o conteúdo do reator por 24 horas, e 88% de remoção de N-NH₃ aerando o conteúdo do reator por 48 horas. Ambas as alternativas apresentaram acúmulo de nitrito superior a 99%. Apesar dos bons resultados, o experimento foi realizado em escala de bancada.

Spagni e Marsili-Libelli (2009) alcançaram remoções de N-NH₃ superiores a 95%, aerando o conteúdo do reator por 15 horas. Os resultados obtidos apresentaram acúmulo de nitrito superior a 95%. Apesar dos bons resultados, o experimento foi realizado em escala de bancada.

Essas pesquisas, assim como as demais citadas na Tabela 2, mostram as variações dos resultados obtidos nos recentes estudos da remoção biológica de nitrogênio de lixiviado de aterro sanitário, utilizando técnicas e operações diversas. Entretanto, a maioria delas foi realizada em escala distante da real, o que não permite uma análise mais aprofundada quanto às condições existentes em escala real.

3.3.1. Comportamento de outros parâmetros no tratamento de lixiviado

Outros parâmetros analisados em tratamento de lixiviado de aterro são: matéria orgânica (DBO, DQO, COT e cor), alcalinidade e carbono inorgânico, fósforo total, fósforo solúvel.

Fleck (2003), estudou o processo de tratamento por meio de filtro biológico aerado de baixa taxa, com volume útil igual a 385 L, tratando lixiviado de aterro sanitário proveniente de reator anaeróbio, com pH variando entre 8,2 e 8,4, alcalinidade variando entre 11.790 e 12.200 mg CaCO₃/L e relação DBO/NKT entre 0,18 e 1,07. Aplicando carga de DBO entre 0,028 e 0,064 kg DBO/m³.dia, o pesquisador alcançou a remoção média de 42% de DBO, proporcionando um efluente contendo uma DBO, em média, igual a 80 mg O₂/L.

Klimiuk e Kulikowska (2006) utilizaram um sistema de lodo ativado em batelada, com reator de volume igual a 6 L, tratando lixiviado de aterro sanitário, cuja concentração de DBO era igual a 517 mg O₂/L. Adotando tempo de detenção hidráulica variando entre 2 e 12 horas, a remoção de DBO foi acima de 97%, proporcionando um efluente contendo uma DBO, em média, igual a 15 mg O₂/L.

Laitinen *et al.* (2006), aplicaram o processo de tratamento por meio de lodo ativado em bateladas sequenciais, com volume útil igual a 165 L, tratando lixiviado de aterro sanitário, com pH igual a 7,2 e DBO igual a 1.300 mg O₂/L. Aplicando tempo de detenção hidráulica de 4 a 8 dias, os pesquisadores alcançaram a remoção média de 85% de DBO, proporcionando um efluente contendo uma DBO, em média, igual a 195 mg O₂/L.

Amaral (2009), tratando lixiviado de aterro sanitário, por meio de um reator de lodo ativado em bateladas sequenciais, com volume útil igual a 70 L, com DBO média de entrada igual a 2.400 mg O₂/L, alcançou remoções de DBO igual a 98,5% aproximadamente, aplicando tempo de detenção na fase anóxica igual a 48 horas, enquanto que a fase de aeração adotou o tempo de 18 horas, proporcionando um efluente contendo uma DBO, em média, igual a 36 mg O₂/L..

Gomes *et al.* (2009), estudaram a remoção de nitrogênio amoniacal por meio de três lagoas em série, sendo uma anaeróbia (L1) e duas fotossintéticas (L2 e L3), com volumes úteis entre 5 e 8,37 m³, aplicando lixiviado com concentração de DBO igual a 1.194 mg O₂/L e pH igual a 8,9. Os resultados apresentaram remoção média de DBO foi igual a 78% proporcionando um efluente contendo uma DBO, em média, igual a 263 mg O₂/L. Na pesquisa foi aplicada uma carga de DBO entre 0,011 a 0,052 kg DBO/m³.dia, e tempos de detenção hidráulica iguais a 25, 31 e 31 dias para as lagoas L1, L2 e L3, respectivamente.

As análises realizadas para o parâmetro DQO, em algumas pesquisas, mostraram inconsistências. Tal fato pode ser explicado pelo aumento das concentrações de compostos medidos nas análises de DQO, como sulfetos, cloretos, outros compostos inorgânicos e, principalmente, nitrito, ao final do ciclo de tratamento.

Segundo pesquisa de Kylefors *et al.* (2003), grande parte da DQO obtida na caracterização de lixiviado é devido à presença de compostos inorgânicos como íons de Cloro, Enxofre, Ferro e Manganês, não sendo aconselhado o seu uso para mensurar a concentração de matéria orgânica.

“... A fração de DQO inerte passa pelo tratamento inalterada, mascarando o resultado de tratabilidade biológica e, dessa forma, dificultando o estabelecimento de um critério de limitação expresso em termos de DQO. Portanto, os resultados de DQO não serão discutidos...” (Germili *et al.*, 1991, *apud* Gomes *et al.*, 2009, p. 38)

Outra forma de quantificar a matéria orgânica é o Carbono Orgânico Total – COT, parâmetro que abrange toda a matéria, biodegradável ou não.

Timur e Öztürk (1997) compararam o desempenho de dois sistemas distintos compostos de um reator em batelada sequencial anaeróbio (RBSAN) e um filtro biológico anaeróbio híbrido. A relação DBO/DQO variou entre 0,5 e 0,7. A duração do ciclo de operação no sistema RBSAN foi de 24 horas. Segundo os autores, o sistema RBSAN apresentou eficiência média de remoção de COT igual a 74% quando operou com concentração média de 2.800 mg C/L. Já o filtro composto de camada híbrida, trabalhando com concentração de COT em torno de 1.200 mg C/L, apresentou eficiência de 81%. O tratamento proporcionou um efluente contendo entre 228 e 728 mg C/L.

Pesquisa de Bidone *et al.* (2007) buscou avaliar a remoção de matéria orgânica de lixiviado de aterro sanitário contendo uma concentração média de COT igual a 3.798 mg C/L. Para isso, utilizaram dois filtros anaeróbios de fluxo ascendente em série, em escala real. A eficiência média de remoção global de COT foi de 53%, proporcionando um efluente contendo, em média, 1.548 mg C/L.

Queiroz (2009) aplicando o processo de nitrificação/desnitrificação para o tratamento de água residuária de coqueria contento, em média, 771 mg C/L, alcançou remoção de COT entre 13 e 67% ao longo dos ciclos, com cargas entre 0,05 e 0,33 kg COT/m³.dia na fase anóxica, proporcionando um efluente contendo uma concentração de COT entre 748 e 254 mg C/L.

Silva (2009) estudou o tratamento de lixiviado de aterro sanitário através do processo de *stripping*, em um reator com 20 L de volume útil, mantido sob agitação constante a 250 rpm. A concentração de COT no lixiviado alimentado variou entre 1.560 e 2.140 mg C/L, sendo possível alcançar remoção média de 31%, ou seja, com um efluente contendo, em média, 1.276 mg C/L.

De fato a remoção de COT em tratamentos aeróbios está relacionada à razão DBO/DQO. Processos anaeróbios e anóxicos apresentam melhores resultados. Entretanto, as concentrações no efluente ainda são elevadas. Por outro lado, a maioria dos tratamentos físico-químicos apresentam melhores resultados em comparação aos biológicos.

Wenzel et al. (1999) estudaram o tratamento de lixiviado por processos oxidativos avançados, tais como UV/O₃, UV/H₂O₂ e UV/O₃/H₂O₂ em escala piloto. A unidade de tratamento, composta por uma coluna de dissolução de ozônio e um fotoreator de película fina, permitia a degradação fotoiniciada de compostos orgânicos de alta densidade óptica, sem qualquer contato com a fonte de radiação. O lixiviado afluente, tratado biologicamente, apresentava concentração de COT igual a 430 mg C/L e pH igual a 8,1. A aplicação de UV/O₃ resultou na remoção de 84% de COT.

Amaral (2009), aplicando coagulação-floculação para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário com pH igual a 8,4 e concentração de COT igual a 838 mg C/L, utilizando Sulfato de Alumínio (400 mg AL³⁺/L) e Cloreto Férrico (400 mg Fe³⁺/L), obteve remoções de COT iguais a 76 e 88% respectivamente.

Welander e Henrysson (2010), tratando lixiviado de aterro sanitário por meio da combinação de nitrificação, precipitação com cloreto férrico e adsorção em carvão ativado (2 a 10 g/L), alcançaram a remoção de COT igual a 96%.

Shabiiman e Dikshit (2012) estudaram o tratamento de lixiviado por meio da oxidação de Fenton. O lixiviado a ser tratado apresentou concentração de DQO igual a 2.451 mg O₂/L, relação DBO/DQO igual a 0,09 e pH 7,9. Nas condições ótimas de pH e doses de H₂O₂ e sulfato ferroso, iguais a 4,5, 12 ml/L e 3 g/L respectivamente, atingiu-se a remoção de COT igual a 74%.

No processo de remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário, há variações significativas de alcalinidade e CO₂, em decorrência da produção de íons H⁺ e do desenvolvimento da reação autotrófica para síntese celular,

respectivamente. Como consequência, há variações nas concentrações de carbono inorgânico – CI. O processo de amonificação da matéria orgânica nitrogenada produz bicarbonato, podendo aumentar a alcalinidade e conseqüentemente a concentração de CI.

Segundo Wett e Rauch (2003), fica claro a partir dos processos bioquímicos fundamentais que a nitrificação de altas cargas de N-NH₃ requer, entre outros: (1) a alcalinidade suficiente para tamponar a acidificação e (2) CO₂ como substrato para a biomassa autotrófica. Adicionalmente, valores baixos de pH fazem com que o processo de aeração promova o *stripping* de CO₂ e, conseqüentemente, uma diminuição do carbono inorgânico disponível. Ainda segundo os pesquisadores, durante a aeração do sistema aplicado no estudo, em alguns momentos houve aumento da concentração de bicarbonato, refletindo no aumento da concentração de carbono inorgânico.

Ganigué *et al.* (2008) operaram um reator em bateladas sequenciais para nitrificação parcial, tratando lixiviado de aterro sanitário contendo 1.300 a 3.100 mg N-NH₃/L, alcalinidade variando entre 8.500 e 16.000 mg HCO₃⁻/L, DQO variando entre 3.000 e 5.000 mg O₂/L e relação DBO/DQO entre 0,1 e 0,2. Segundo os autores, o balanço de CI não foi devido somente à atividade biológica, mas também ao *stripping* de CO₂.

Análises de cor e fósforo nas pesquisas visando o tratamento de lixiviado estão mais ligados a tratamentos físico-químicos, uma vez que estes apresentam remoções mais significativas. As remoções de concentrações desses parâmetros em processos utilizando, por exemplo, reatores operados em batelada sequencial, estão relacionadas basicamente a efeitos de diluição.

Tratamentos físico-químicos de fato são mais eficientes para remoção de cor e turbidez, inclusive por não serem influenciados por diluições. Wenzel *et al.* (1999), Amaral (2009), Welander e Hanrysson (2010), Shabiiman e Dikshit (2012), Ahmadian (2013) e Nascimento (2013) alcançaram remoções de cor superiores a 85%, aplicando diferentes processos. Nascimento (2013), aplicando a coagulação-floculação do lixiviado tratado biologicamente, possibilitou um efluente apresentando concentração do parâmetro cor verdadeira igual a 374,8 mg Pt.Co/L.

Diversos autores não reportaram remoção de fósforo operando reatores em bateladas sequenciais para tratamento biológico de efluentes, *i.e.* Andreottola et al. (1997), Chang e Hao (1996), Demoulin et al. (1997), Kargi e Uygur (2002; 2003), Keller et al. (1997) e Pastorelli et al. (1999).

Uygur e Kargi (2004), operaram reator em batelada sequencial para o tratamento de lixiviado pré-tratado por *stripping*, contendo DQO igual a 5.750 mg O₂/L, 185 mg N-NH₃/L e 65 mg P-PO₄ /L. Foram utilizadas três operações distintas: (a) três etapas (anaeróbia - anóxica – aeróbia), (b) quatro etapas (anaeróbia – aeróbia -anóxica – aeróbia) e (c) cinco etapas (anaeróbia – anóxica - aeróbia - anóxica – aeróbia). Não foi alcançada remoção de fósforo. Os pesquisadores adicionaram carvão ativado em pó ao efluente da operação (c), alcançando remoção de P-PO₄ igual a 44%.

Laitinen *et al.* (2006), aplicando reator em batelada e membrana submersa, conforme já apresentado, alcançaram remoção de fósforo igual a 82% no reator em batelada, e superior a 88% após a membrana. Apesar do valor elevado de remoção de fósforo no reator em batelada, os dados indicam que a redução informada está relacionada à diluição inerente ao processo.

Tsilogeorgis *et al.* (2008), utilizando um reator de membrana operado em bateladas sequenciais, tratando lixiviado de aterro sanitário contendo 8,2 mg P/L, e adotando TDH igual a 10 e TRC infinito, alcançaram remoções de P-PO₄ entre 35 e 45% nos primeiros 50 dias de operação.

Nascimento (2013), aplicando sulfato de alumínio como coagulante, alcançou remoções de fósforo total e solúvel superiores a 84 e 86% respectivamente.

3.4. Remoção biológica de nitrogênio por meio da via curta

Diversas técnicas de remoção biológica de nitrogênio são aplicadas ao lixiviado de aterro sanitário. A Tabela 3 apresenta percentuais médios de remoção encontrados em diversas pesquisas.

Tabela 3 - Faixa de valores médios de remoção de N-NH₃ apresentado em pesquisas diversas

TIPO DE TRATAMENTO	REMOÇÃO DE N-NH ₃ (%)
Lagoas de estabilização	33 a 84
Reator UASB	Não detectada
Lodo ativado (RBS)	83 a 100
Lodo ativado (Contínuo)	30 a 98
Biofiltro aerado	> 90
Reator Anóxico/Aeróbio	> 95
ANAMMOX	93

A análise da Tabela 3 permite inferir que os processos de tratamento biológico pesquisados, para remoção de amônia por meio de lodos ativados contínuos e lagoas de estabilização, apresentaram resultados bastante variados. Os resultados obtidos utilizando reator anóxico/aeróbio, ou seja, nitrificação/desnitrificação, foram os que apresentaram melhores resultados.

3.4.1. Remoção tradicional de nitrogênio

O processo de tratamento biológico consiste na definição e controle de condições ambientais e operacionais, capazes de permitir que microrganismos realizem a síntese do substrato a ser removido, no caso da presente pesquisa, o nitrogênio. A remoção biológica de nitrogênio de efluentes líquidos ocorre através de dois mecanismos primários: a síntese de biomassa (assimilação) com descarte de lodo e a nitrificação/desnitrificação biológica, sendo apenas este último capaz de alcançar elevadas remoções de nitrogênio (USEPA, 2010).

O processo de tratamento biológico ocorre com crescimento da biomassa. Segundo USEPA (2010), entre 15 a 30% do nitrogênio afluente às estações de tratamento de esgoto doméstico são removidos através da síntese celular. A eficiência de remoção depende da relação entre a DBO e a concentração de nitrogênio, bem como do tempo de retenção celular (TRC). À medida que o TRC aumenta, o decaimento

bacteriano libera $N-NH_3$. Entretanto, parte do $N-NH_3$ permanece indisponível na célula bacteriana inativa (“lixo celular”). Em condições de baixo TRC e elevadas relações DBO/N, a remoção através da síntese celular com descarte de lodo alcança maiores valores (USEPA, 2010).

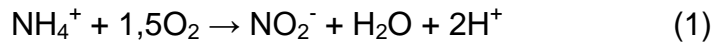
A remoção biológica do nitrogênio tradicional é a nitrificação, ou seja, oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrato, tendo o nitrito como forma intermediária (nitritação). Após a nitrificação, o nitrogênio oxidado é convertido a nitrogênio gasoso, por meio de reação heterotrófica, e eliminado à atmosfera, em um processo chamado desnitrificação (Metcalf and Eddy, 2003).

Os lixiviados de aterros brasileiros pesquisados possuem baixos valores para a relação DBO/N, o que dificulta a remoção de nitrogênio pela biomassa, uma vez que é necessária matéria orgânica suficiente (pelo menos 3,5 mg DBO/mg N).

Nos ambientes naturais (lagos, rios, estuários), nitrito raramente é observado a uma concentração elevada. Isso ocorre, provavelmente, devido a um baixo valor de S_{min} (concentração mínima do substrato capaz de dar suporte à biomassa no estado estacionário) (Rittman e McCarty 2001) e uma taxa de utilização de substrato relativamente elevada das bactérias envolvidas no processo. No entanto, uma quantidade considerável de nitrito pode ser acumulada em determinadas circunstâncias (BAE *et. al.*, 2002).

As bactérias que oxidam amônia e nitrito são autotróficas, uma vez que utilizam gás carbônico (CO_2) como fonte de carbono. Além do CO_2 , as bactérias utilizam o oxigênio dissolvido para oxidar os compostos inorgânicos ($N-NH_3$ e $N-NO_2^-$) e obter energia. A reação é realizada por enzimas, a *amonía monoxygenase*, a qual oxida amônia a hidroxilamina, e a *hydroxilamina oxidoreductase*, a qual converte hidroxilamina em nitrito. As bactérias que oxidam amônia (BOA) incluem os gêneros Nitrosomonas, Nitrospira e Nitrosococcus. As que oxidam nitrito (BON) incluem os gêneros Nitrobacter, Nitrospira, Nitrococcus e Nitrospina (USEPA, 2010; ROWAN *et. al.*, 2003)

Eq.(1), eq.(2) e eq.(3), representam a oxidação do nitrogênio amoniacal (nitritação) e do nitrito (nitratção), a nitrificação geral e o consumo de oxigênio dissolvido (USEPA, 2010).

a) Nitritação**b) Nitratação:****c) Nitrificação**

Conforme as reações (1) e (2), percebe-se que a nitritação requer 3,43 mg O₂/mg N-NH₄ e a nitratação 1,14 mg O₂/mg N-NO₂⁻.

Conforme eq.(3), a oxidação da amônia a nitrato requer alcalinidade suficiente para o desenvolvimento das reações. Segundo a reação, o processo de nitrificação desloca o equilíbrio do bicarbonato variando a alcalinidade do meio. Essa variação pode ser determinada estequiometricamente. Durante a nitrificação, há produção de dois moles de H⁺ por mol de N-NH₃ oxidado. Levando em conta que a produção de 1 mol de H⁺ equivale à diminuição de 1 mol de alcalinidade ou 50 mg CaCO₃, para a nitrificação (USEPA, 2010):

$$\text{Variação de alcalinidade} = -100/14 = -7,14 \text{ mg CaCO}_3/\text{mg N}_{\text{oxidado a nitrato}}$$

Na prática, os valores de concentração de oxigênio e alcalinidade como CaCO₃ consumidos serão menores, uma vez que parte da remoção do nitrogênio será realizada através da síntese celular. Werzernak e Gannon (1967) verificaram que o consumo de oxigênio na remoção de nitrogênio foi de 4,33 mg O₂/mg de N-NH₃ oxidado a nitrato, com 3,22 g de O₂ utilizados na oxidação de N-NH₄ a N-NO₂⁻ e 1,11 g de O₂ utilizados na oxidação de N-NO₂⁻ a N-NO₃⁻.

A segunda parte do processo de remoção biológica de nitrogênio diz respeito à desnitrificação, realizada por bactérias heterotróficas e, menos pronunciadamente, autotróficas, que usam o nitrato e o nitrito como aceptores de elétrons na ausência ou baixa disponibilidade de oxigênio livre, ou seja, em ambiente anóxico.

A maioria das bactérias heterotróficas desnitrificantes é aeróbia facultativa, com habilidade de utilizar oxigênio, nitrato ou nitrito como acceptor de elétrons para oxidação de substrato orgânico, e incluem os seguintes gêneros: *Achromobacter*,

Acinetobacter, Agrobacterium, Alcaligenes, Arthrobacter, Bacillus, Chromobacterium, Corynebacterium, Flavobacterium, Hypomicrobium, Moraxella, Nessleria, Paracoccus, Propionibacteria, Pseudomonas, Rhizobium, Rhodopseudomonas, Spirillum, and Vibrio (AHN, 2006; USEPA, 2010; METCALF AND EDDY, 2003).

A redução do nitrito ou do nitrato pode ser assimilatória ou desassimilatória. Na primeira ocorre a redução do nitrogênio oxidado a N-NH₄ para síntese celular, quando este não está previamente disponível no meio. Na segunda, N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻ são os últimos aceptores de elétron na cadeia respiratória da célula bacteriana, para oxidação de diversos substratos orgânicos e inorgânicos.

A desnitrificação do nitrato a nitrogênio gasoso (N₂) possui uma série de produtos intermediários: nitrito, óxido nítrico (NO) e óxido nitroso (N₂O), com uma enzima específica para cada etapa. A emissão de N₂O é de grande importância, uma vez que se constitui em um dos principais gases causadores do efeito estufa.

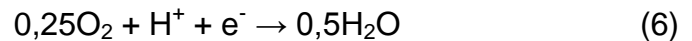
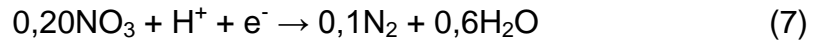
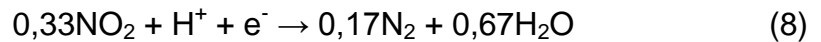
Durante a desnitrificação heterotrófica, substratos orgânicos solúveis são consumidos, sendo uma porção através da oxidação via nitrito ou nitrato, e a outra através da síntese de biomassa. Eq.(4) e eq.(5) descrevem as reações de oxidação tendo como substrato uma água residuária geral e o etanol respectivamente (USEPA, 2010).



Na etapa de desnitrificação, independente da fonte de carbono, há a recuperação de metade da alcalinidade “consumida” na etapa aeróbia, proporcionando ao processo nitrificação/desnitrificação como um todo, um “consumo” da alcalinidade igual 3,57 mg CaCO₃/mg N_{removido} (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999).

3.4.2. Remoção de nitrogênio amoniacal por meio da via curta

Opcionalmente à nitrificação/desnitrificação, outros métodos de tratamento biológico estão sendo pesquisados a fim de se obter melhores eficiências nos processos remoção de nitrogênio. Um deles é a nitritação/desnitratação, processo similar ao método tradicional, porém, tendo o N-NO₂⁻ como forma oxidada final e principal acceptor de elétrons na etapa de redução do nitrogênio a N₂ (PHILIPS *et al.*, 2002).

Oxigênio:**Nitrato:****Nitrito:**

Em termos de necessidade de um substrato orgânico qualquer, comparando-se as meia-reações apresentadas em eq.(6), eq.(7) e eq.(8), para um mol de elétron transferido, tem-se que, 0,20 moles de N-NO_3^- são equivalentes à oxidação por 0,25 moles de oxigênio. Portanto o equivalente em oxigênio para o N-NO_3^- é igual a:

$$(0,25 \cdot 32 / 0,20 \cdot 14) = 2,86 \text{ g O}_2/\text{g N-NO}_3^- \text{ reduzido.}$$

Ou seja, a massa de substrato necessária para reduzir 1 g N-NO_3^- equivale àquela oxidada por 2,86 g de oxigênio.

De forma similar, o equivalente em oxigênio para o N-NO_2^- é igual a:

$$(0,25 \cdot 32 / 0,33 \cdot 14) = 1,73 \text{ g O}_2/\text{g N-NO}_2^- \text{ reduzido.}$$

Ou seja, a massa de substrato para reduzir 1 g N-NO_2^- equivale àquela oxidada por 1,73 g de oxigênio.

A remoção biológica de nitrogênio por meio da via curta é capaz de reduzir os custos do tratamento, quando comparado ao processo tradicional. Enquanto a nitrificação/desnitrificação consome 4,57 mg $\text{O}_2/\text{mg N-NH}_3$ e 8,6 mg DQO/mg N-NO_3^- a nitrificação/desnitrificação via nitrito consome 3,43 mg O_2 e 5,2 mg DQO/mg N-NO_2^- , representando uma economia de 25% de oxigênio e 40% de matéria orgânica e, conseqüentemente, uma redução dos custos com sistemas de aeração e fonte externa de carbono (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999; PHILIPS *et al.*, 2002; RUIZ *et al.*, 2006).

Como lixiviados de aterros sanitários brasileiros em geral apresentam baixa relação C/N, ou seja, demandam fonte externa de carbono para a remoção de nitrogênio, a adoção do processo por meio da via curta mostra-se como uma alternativa eficiente.

Além do menor consumo de oxigênio e de substrato em relação à nitrificação completa, a remoção de nitrogênio pela via simplificada pode trazer outros benefícios como maiores taxas de desnitrificação, menor produção de lodo na fase anóxica e redução nos volumes dos tanques de tratamento (TURK; MAVINIC, 1987).

Segundo Philips *et al.* (2002), a nitrificação completa é um processo sequencial e o nitrito formado na nitritação é rapidamente convertido a nitrato, uma vez que, em condições ambientais triviais, as bactérias que oxidam nitrito estão em maior concentração que aquelas que oxidam $N-NH_3$. Entretanto, os grupos de microrganismos têm sensibilidades diferentes a variações de determinadas condições ambientais, sendo esse o fator-chave para o sucesso do processo de nitritação/desnitrificação.

A fim de se alcançar o acúmulo de $N-NO_2^-$ no meio, é necessário que as condições ambientais do sistema de tratamento favoreçam a inibição das bactérias que oxidam nitrito (BON). Diversas pesquisas têm sido direcionadas ao estudo do processo de nitritação/desnitrificação, por meio da manipulação de determinados parâmetros (i.e. QUEIROZ, 2006; PENG e ZHU, 2006; HE *et al.*, 2007; BLACKBURNE *et al.*, 2008; SUN *et al.*, 2009), a exemplo da temperatura, idade do lodo, concentração de oxigênio dissolvido, tempo de aeração, concentração e carga de substrato e inibidores (PENG e ZHU, 2006).

Por outro lado, pesquisas como as de Lai *et al.* (2004), Kim *et al.* (2006), Zhang *et al.* (2007), Blackburne *et al.* (2008) e Freitas (2009) realizaram experimentos com vistas ao acúmulo de nitrito, sem manipulação de parâmetros.

Segundo Hellinga *et al.* (1998), as energias de ativação dos dois grupos de bactérias envolvidos na nitrificação, bem como suas sensibilidades à mudança de temperatura, divergem. O aumento da temperatura pode aumentar a taxa de crescimento específico de BOA em relação à taxa de crescimento específico de BON (YOO *et al.*, 1999). Tonkovic (1998) observou o acúmulo de nitrito em uma estação de lodos ativados, em especial durante o período de verão, ou seja, em temperaturas mais elevadas.

Há vários pontos de vista, no entanto, sobre as temperaturas ideais. Utilizando culturas puras, a temperatura ótima foi de 35 °C para BOA e 38 °C para BON. Sob o aspecto da taxa de crescimento específico, apenas a temperaturas superiores a 25

°C é possível que BOA efetivamente superem BON (). O oposto ocorre em temperaturas abaixo de 15 °C (BROUWER *et al.*, 1996; CAMILLA e GUNNEL, 2001; PENG e ZHU, 2006).

A diferença entre os tempos de retenção celular (TRC) de BOA e BON a temperaturas superiores a 25 °C é mínima. Em outras palavras, não é necessário elevar a temperatura excessivamente para alcançar nitrificação parcial constante, o que também é útil para explicar porque as temperaturas ótimas apresentadas na literatura eram diferentes.

Adicionalmente, seria extremamente dispendioso aumentar a temperatura das águas residuárias como lixiviado e esgoto sanitário, devido ao elevado calor específico da água (4,183 kJ/kg.K, 20 °C). É suficiente manter a temperatura a 25 °C quando a temperatura do reator é o único parâmetro (HELLINGA *et. al.*, 1998; YOO *et. al.*, 1999). Para países tropicais, as temperaturas anuais médias mostram-se favoráveis ao acúmulo de nitrito, sem a necessidade de aquecimento do lixiviado a ser tratado.

Outra variável passível de ser controlada para o alcance do acúmulo de nitrito é a idade do lodo. Bock *et al.* (1986) referiram-se aos tempos mínimos de duplicação celular de BOA e BON como sendo 7-8 h e 10-13 h, respectivamente. Portanto, o acúmulo de BOA concomitante com a remoção de BON pode ser alcançado através da regulação da idade do lodo, devido à diferença entre os seus valores mínimos requeridos pelos dois grupos de bactérias.

Baseado em experimentos operados em escala real, van Kempen *et. al.* (2001) sugerem manter a idade do lodo entre 1 e 2,5 dias. Entretanto, alguns estudos apresentam sucesso do acúmulo de nitrito em sistemas operando com idade de lodo longa. Testes foram realizados por Pollice *et. al.* (2002), em dois reatores em escala de bancada operados com aeração contínua e intermitente, respectivamente. Os resultados mostraram que a nitrificação parcial foi obtida de forma constante em ambientes com concentrações limitadas de oxigênio, independentemente da idade do lodo, que variou entre 10 e 40 dias.

Zeng *et. al.* (2006) relatam acúmulo de nitrito estável tratando esgoto doméstico em escala piloto (54 m³) e de bancada (38 l), em condições normais, ou mesmo baixa de temperatura (< 13 ° C), com longa idade do lodo (30 dias). Análise pelo método FISH (*fluorescence in-situ hybridization*) mostrou que BOA eram as principais

bactérias nitrificantes e BON não foram identificadas. Os percentuais de BOA na biomassa total foram de 3% para o experimento em escala piloto e 12% em escala de bancada.

O acúmulo de nitrito em sistemas de tratamento baseados na nitrificação parcial pode, ainda, ser alcançado manipulando-se a concentração de oxigênio dissolvido (OD) no reator. As faixas de variação dos valores das constantes de saturação (K_s) para BOA e BON são 0,2 a 0,4 e 1,2 a 1,5 mg O_2/L , respectivamente (PICIOREANU, 1997). Portanto, baixas concentrações de oxigênio dissolvido são mais restritivas para BON, favorecendo o acúmulo de BOA.

Bae et al. (2002) relatam que, em concentração de OD igual a 0,5 mg O_2/L , as taxas máximas de oxidação de $N-NH_3$ e $N-NO_2$ são semelhantes, e passam a ser 1,9 e 2,8 vezes maior, respectivamente, quando o OD é aumentado para 2,5 mg O_2/L . Os valores críticos de OD apresentados na literatura pertinente ao tema variam (LAANBROEK e GERARDS, 1993; PENG *et al.*, 2004a; WYFFELS *et al.*, 2004).

Ciudad *et al.* (2005) estudou o efeito da concentração de OD, aplicando um sistema de tratamento biológico por meio de lodo ativado, a fim de alcançar o a remoção de $N-NH_3$, com predominância de $N-NO_2^-$ como forma oxidada. Os resultados mostram que, com uma concentração de OD igual a 1,4 mg O_2/L , alcançou-se, e 95% de remoção de $N-NH_3$, sendo que 75% do nitrogênio oxidado permaneceu na forma de $N-NO_2^-$. Além disso, o acúmulo de nitrito mostrou-se estável durante mais de 170 dias de operação.

Garrido *et al.* (1997) verificaram que tanto a taxa de oxidação de $N-NH_3$, quanto o acúmulo de nitrito, atingiram o valor máximo quando a concentração de OD foi igual a 1,5 mg O_2/L .

Ruiz *et al.* (2003), tratando água residuária sintética por meio de lodo ativado, concluíram que em concentrações de OD abaixo de 0,5 mg O_2/L , houve acúmulo de nitrogênio amoniacal e acima de 1,7 mg O_2/L , foi alcançada a nitrificação completa até o nitrato.

Por outro lado, deve-se notar que concentrações de OD muito baixas poderão diminuir a taxa de nitrificação e causar a flotação de filamentosos. Considerando as taxas de oxidação do nitrogênio amoniacal e de acúmulo de nitrito, a concentração

de OD deve ser mantida, aproximadamente, entre 1,0 e 1,5 mg O₂/L (PENG e ZHU, 2006).

Além da concentração de OD propriamente dita no reator, outra forma proposta como alternativa para obter o acúmulo de nitrito é o padrão de aeração (HIDAKA *et al.*, 2002). A duração do tempo de aeração é inversamente relacionada com o grau de acúmulo de nitrito (TURK E MAVINIC, 1987).

Segundo Pollice *et al.* (2002), o uso da aeração intermitente favorece o alcance do acúmulo de nitrito. Peng *et al.* (2004a) relataram que a utilização do controle do tempo de aeração, como estratégia para o alcance da nitrificação parcial, foi satisfatória.

Blackburne *et al.* (2008) estudaram a utilização do controle do tempo de aeração, alcançando mais de 80% do nitrogênio oxidado na forma de nitrito. A investigação da causa dessa predominância, através de um modelo calibrado, provou ser o controle do tempo de aeração o fator chave para se atingir a nitrificação parcial. A parada do fornecimento de oxigênio resultou num acúmulo de nitrito imediato em culturas mistas de *Nitrosomonas europaea* e *Nitrobacter hamburgensis* que vinham crescendo a 80% de saturação de O₂ (LAANBROEK *et al.*, 1994).

Aparentemente, BOA são mais eficientes na competição por concentrações reduzidas de oxigênio no estado transitório entre 80 e 0% de O₂, quando há a mudança da fase aeróbia para a fase anóxica. Além disso, BOA parece desenvolver a capacidade de suportar a flutuação de OD, ao contrário de BON (PENG *et al.* 2000; PHILLIPS *et al.*, 2002).

Spagni e Marsili-Libelli (2009) observaram que o ajuste da extensão da fase aeróbia proporcionou a inibição quase completa da nitratação em seu sistema de tratamento. Queiroz (2006) aponta a extensão da etapa aeróbia como possível fator para oxidação excessiva de nitrito a nitrato em alguns de seus ciclos de tratamento.

A carga de N-NH₃ aplicada a sistemas que visam a nitrificação parcial influencia no sucesso do tratamento. Resultados de pesquisa mostram que BOA poderiam ser divididos em dois grupos diferentes de bactérias: as de padrão de crescimento lento e as de crescimento rápido (ZHENG *et al.* 2004).

O grupo das bactérias de crescimento rápido tem uma maior afinidade pelo nitrogênio amoniacal e, portanto, pode crescer em baixas concentrações de

substrato, com maior taxa de crescimento específico. O outro grupo tem uma afinidade mais baixa ao substrato e só pode crescer em condições de elevada concentração de nitrogênio amoniacal e ainda assim, com uma menor taxa de crescimento específico.

No processo convencional de tratamento de esgoto doméstico, a concentração de N-NH₃ geralmente é controlada no nível inferior para satisfazer o padrão de descarga. Ao contrário, BOA de padrão de crescimento rápido vão acumular em reatores de nitrificação parcial, devido à alta concentração de amônia e à maior taxa de crescimento específico (cerca de duas vezes maior, em concentrações superiores a 100 mg N/L) (SURMACZ-GORSKA *et. al.*, 1997; ZHENG *et. al.*, 2004).

Isso explica porque é de certa forma fácil se conseguir a nitrificação parcial para tratar efluentes com altas concentrações de amônia, mas difícil de implementar e mantê-la constante para o tratamento de esgoto doméstico (SIEGRIST *et. al.* 1998; van DONGEN *et. al.* 2001).

A concentração de nitrogênio amoniacal, afluente a determinado sistema de tratamento, pode ainda proporcionar o acúmulo de nitrito por meio da concentração de amônia livre no meio, substância capaz de inibir parte ou todo o processo de nitrificação, como será discutido adiante. A eq.(8) representa a equação de equilíbrio da amônia livre (NH₃) e do íon amônio partir do íon amônio.



Estudos clássicos (ANTHONISEN *et. al.*, 1976), concluíram que o acúmulo de nitrito estaria relacionado com as concentrações de amônia livre e ácido nitroso não ionizado (HNO₂), sendo que certas concentrações desses compostos poderiam ser inibitórias a todo o processo de nitrificação. Essa pesquisa permitiu, ainda, a descoberta de informações importantes quanto à inibição do processo de nitrificação, dentre as quais se destacam:

- a. As concentrações inibitórias de amônia livre para as bactérias que oxidam a amônia atingiram valores entre 10 a 150 mg NH₃/L. Já para as bactérias que oxidam o nitrito, as concentrações variaram entre 0,1 e 10 mg NH₃/L, demonstrando que a concentração inibitória para as oxidantes de amônia foi maior que as encontradas para as oxidantes de nitrito.

- b. Quanto ao ácido nitroso não ionizado, a inibição dos organismos nitrificantes, em geral, deu-se para concentrações entre 0,22 e 2,8 mg HNO₂/L.
- c. Fatores como adaptação dos microrganismos e temperatura, afetaram as concentrações inibitórias de amônia livre e de ácido nitroso.

As equações eq.(9) e eq.(10) relacionam as concentrações de amônia livre e ácido nitroso livre (HNO₂) com o pH do meio e a concentração de nitrogênio amoniacal total (NAT) e nitrogênio como nitrito (N-NO₂⁻), respectivamente (ANTHONISEN *et. al.*, 1976).

$$\text{NH}_3 \text{ (mg/L)} = \frac{17 \times \text{NAT} \times 10^{\text{pH}}}{14 \times (\text{Ka}/\text{Kw} + 10^{\text{pH}})} \quad (9)$$

$\text{Ka} = 10^{-9,24}$ (Constante de Ionização da amônia no equilíbrio, 20°C)

$\text{Kw} = 0,69 \times 10^{-14}$ (Constante de Ionização da água, 20°C)

$\text{Ka}/\text{Kw} = e^{[(6.344)/(273+T)]}$

T = Temperatura em °C

$$\text{HNO}_2 \text{ (mg/L)} = \frac{46 \times \text{N-NO}_2^-}{14 \times (\text{Kb} \times 10^{\text{pH}})} \quad (10)$$

$\text{Kb} = e^{[-2300/(273+T)]}$ (Constante de Ionização do nitrito no equilíbrio, 20°C)

Ainda de acordo com a pesquisa desenvolvida por Anthonisen *et. al.* (1976), os modelos de nitrificação podem ser modificados, através de alterações em seus parâmetros operacionais, de maneira a diminuir ou aumentar os efeitos da inibição do processo devido à presença de ácido nitroso ou amônia livre.

Philips *et. al.* (2002) afirmam que a presença do íon amônio poderia favorecer o acúmulo de nitrito, porém o efeito da amônia livre (NH₃) é mais significativo para o processo. A amônia livre é uma inibidora competitiva da atividade da enzima *nitrito-oxido reductase* das bactérias oxidantes de nitrito, podendo então favorecer o acúmulo de nitrito (YANG e ALLEMAN, 1992).

Alguns pesquisadores confirmaram que o acúmulo de nitrito pode ser conseguido por meio do controle do pH e, conseqüentemente, da concentração de amônia livre

(ANTHONISEN et. al., 1976; FERHAN 1996; VILLAVERDE et. al., 2000; PENG et. al. 2004b.). Em experimentos realizados por Abeling e Seyfried (1992), concentrações de amônia livre iguais ou superiores a 7 mg NH₃/L, inibiram a oxidação de nitrogênio amoniacal. Os valores das concentrações de amônia livre capazes de causar inibição, encontrado na literatura, foram diferentes.

Wong-Chong e Loehr (1978) relataram que o sistema empregado na pesquisa pode operar de forma estável com uma concentração de 50 mg NH₃/L, mas a oxidação do nitrito foi inibida na presença de amônia livre em concentrações superiores a 3,5 mg NH₃/L.

A concentração de amônia livre tem apenas um efeito inibitório, mas não inativa as bactérias. Após um período de cultivo, por exemplo, BON irá recuperar a atividade (BECCARI et. al., 1983; HAN et. al, 2003).

Sinteticamente, é necessário considerar outros fatores para alcançar uma nitrificação parcial estável, não somente o controle da concentração de amônia livre (FDZ-POLANCO et. al., 1994; SURMACZ-GORSKA et. al. 1997).

Ford et. al. (1980) relataram que a oxidação, tanto de N-NH₃ como N-NO₂⁻, foram inibidas devido à concentração de amônia livre superior a 30 mg NH₃/L. Entretanto houve a recuperação da atividade assim que a concentração atingiu valor abaixo da concentração mínima de inibição, e o sistema pode operar apesar da concentração de amônia livre superior a 70 mg NH₃/L.

Pesquisas (*i.e.* QUEIROZ, 2006; FELIPE, 2008; FREITAS, 2009) alcançaram o acúmulo de mais de 80% de nitrito, em concentrações de amônia livre superiores a 10 mg NH₃/L.

A presença de hidroxilamina livre, um intermediário tóxico da nitrificação, parece ter uma correlação com a baixa atividade de bactérias nitrificantes (CASTIGNETTI E GUNNER, 1982; STÜVEN et. al., 1992). Em pesquisa realizada por Hu (1990), a hidroxilamina exibiu toxicidade aguda para BON, o que pode causar o acúmulo de nitrito em um sistema de nitrificação.

Um experimento composto por um sistema de filtro aerado de leite submerso desenvolvido por Hao e Chen (1994), não permitiu a oxidação de nitrito quando encontrada uma concentração de 0,42 mg N-NH₂OH/L. A adição de 2,5-5 mg N-NH₂OH/L aumentou significativamente o acúmulo de nitrito durante a nitrificação. O

efeito inibitório de hidroxilamina em BON mostra-se irreversível. A hidroxilamina parece acumular em sistemas de nitrificação com altas concentrações de N-NH₃, deficiência de oxigênio e pH elevado (STÜVEN *et. al.* 1992).

Os inibidores de nitrificação incluem ainda metais pesados, substâncias tóxicas, compostos orgânicos, ácidos fúlvicos, oxidantes e ácidos graxos voláteis (GARRIDO 1998; ZHANG *et al.* 2000.; LÓPEZ-FIUZAA *et al.* 2002). Metais pesados, cromo, níquel, cobre, zinco, chumbo e cádmio, podem inibir as duas etapas da reação de nitrificação, mas os efeitos são diferentes (CAMILLA *et al.* 1998).

Zhang *et. al.* (2000) aplicando um processo de biofilme relacionaram o acúmulo de nitrito com cargas de ácidos fúlvicos. Quando a carga de ácidos fúlvicos foi menor que 0,002 kg COT/m³.h, não houve acúmulo, porém, quando a carga variou no intervalo de 0,002 ± 0,02 kg COT/m³.h, o acúmulo de nitrito foi alcançado. Quando a carga de ácidos fúlvicos foi superior a 0,07 kg COT/m³.h, o processo de nitrificação foi completamente inibido. Compostos orgânicos, tais como a anilina, orto-cresol e fenol têm maior influência sobre a inibição de BON em comparação a BOA (NEUFELD *et. al.* 1986).

Segundo resultados obtidos na pesquisa realizada por Eilersen *et al* (1994), ácidos graxos voláteis, ácido fórmico, ácido acético, ácido propiónico e n-butílico inibiram a oxidação de nitrito, sem exibir qualquer efeito significativo sobre a nitrificação.

Oxidantes como clorito e clorato tem efeito inibitório sobre BON. O efeito de inibição é seletivo, diferente de outros inibidores. Belser e Mays (1980) realizaram um experimento e, com base nos resultados, concluíram que o crescimento de BON foi inibido quando a concentração de clorato de potássio variou na faixa 0,001 - 0,01 mM. Quando a concentração de ClO₃ variou entre 1 - 10 mM, com uma concentração de ClO₂ igual a 3 mM, a atividade de BON foi inibida. Verificou-se que o real inibidor das bactérias que oxidam nitrito foi o ClO₂.

A utilização de Cloreto (Cl₂) e Brometo (Br₂) como desinfetantes no tratamento de água também pode inibir a atividade de BON (COTTEUX e DUCHENE, 2003; PENG *et. al.*, 2004c). Os resultados experimentais do tratamento biológico de águas residuais que contêm água do mar indicou que a salinidade representou benefícios para o acúmulo de nitrito. Quando a proporção de água do mar em esgoto doméstico foi de 30% e a carga de N-NH₃ foi inferior ao valor crítico de 0,15 kg N-

NH₃/kg SSV.dia, a eficiência de remoção de N-NH₃ via nitrito foi superior a 90% (PENG *et al.*, 2005).

3.4.3. Processos inovadores para remoção de nitrogênio amoniacal

Com o intuito de superar as limitações dos processos mais comuns de remoção biológica do nitrogênio amoniacal, alguns novos processos têm sido desenvolvidos, a exemplo dos seguintes: *Anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX)*, *Single reactor system for high ammonia removal over nitrite process (SHARON)*, *Completely autotrophic ammonium oxidation (CANON)* e *Oxygen-limited autotrophic nitrification and denitrification OLAND*, bem como a combinação de ambos. (FURUKAWA *et al.*, 2005; AHN, 2006).

Segundo Karthikeyan e Joseph (2006), esses processos reduzem a necessidade de energia e fonte externa de carbono, além de gerar menos lodo biológico quando comparado com o sistema tradicional de nitrificação/desnitrificação. Os mesmos autores afirmam ainda que a combinação entre nitrificação parcial e ANAMMOX, para o tratamento de efluentes contendo altas concentrações de nitrogênio amoniacal, pode levar a uma economia de oxigênio (em torno de 60%) e fonte externa de carbono (100%), além da redução da geração de lodo e da emissão de CO₂.

3.4.3.1. Processo ANAMMOX

O processo ANAMMOX consiste num processo de oxidação anaeróbia da amônia, o qual representa um significativo avanço na remoção biológica da poluição por nitrogênio (KARTHIKEYAN; JOSEPH, 2006).

O processo ANAMMOX ocorre segundo a eq.(7):



Segundo Fux e Siegrist (2004), a relação nitrito/íon amônio ótima para a etapa de remoção autotrófica é de 1,3.

Apesar de anaeróbio, o processo ANAMMOX, aplicado ao tratamento de efluentes contendo nitrogênio amoniacal, necessita de uma etapa anterior aeróbia para

conversão de parte do nitrogênio amoniacal a nitrito, assim como o processo de nitrificação/desnitrificação, com a diferença que nesse último a conversão é total, o que se traduz numa maior demanda por oxigênio em relação ao processo ANAMMOX. Ressalta-se ainda, que diferente do processo de nitrificação/desnitrificação, o processo ANAMMOX é totalmente autotrófico, não demandando fonte externa de carbono para a produção de gás nitrogênio no processo de desnitrificação (VERSTRAETE; PHILIPS, 1998).

A partir da análise das pesquisas desenvolvidas por Jetten *et. al.* (1999), verifica-se que a taxa de crescimento dos microrganismos envolvidos no processo ANAMMOX é muito baixa, em torno de $0,003 \text{ h}^{-1}$, a qual se traduz em um tempo estimado de 11 dias para a duplicação da população, implicando em uma partida muito lenta do sistema.

3.4.3.2. Processo SHARON

Assim como os processos de nitrificação/desnitrificação e ANAMMOX, o processo SHARON se baseia na remoção de nitrogênio amoniacal através do acúmulo de nitrito. Neste processo, o acúmulo de nitrito é alcançado aplicando-se uma estratégia operacional baseada no conceito da diferença entre as velocidades específicas de crescimento dos microrganismos oxidantes de amônia e oxidantes de nitrito, associado a um curto tempo de detenção celular, altas temperaturas e pH aproximadamente igual a 7,0 (VERSTRAETE; PHILIPS, 1998; FELIPE, 2008).

As condições determinantes para a prevalência das taxas de crescimento dos microrganismos oxidantes de amônia e nitrito implicam que o reator deve ser mantido em temperaturas próximas a $35 \text{ }^{\circ}\text{C}$, e que a idade do lodo deve ser escolhida baseada na idade mínima para manter os microrganismos que oxidam amônia e descartar os que oxidam nitrito (VERSTRAETE; PHILIPS, 1998).

Visto que o processo SHARON utiliza um único reator e os custos com manutenção são reduzidos, é possível citar como vantagens do processo SHARON os baixos custos de investimento em implantação, operação e manutenção. Apesar disso, o sistema em escala real apresenta dificuldades, devido à necessidade de temperaturas elevadas, no caso de efluentes com temperatura próxima à ambiente (MULDER; VAN KEMPEN, 1997).

3.4.3.3. Processo CANON

Uma perda elevada de nitrogênio na forma de nitrogênio elementar foi observada a partir de águas residuárias altamente carregadas de nitrogênio amoniacal e contendo baixas concentrações de carbono orgânico (HIPPEN *et. al.*, 1997; HELMER e KUNST, 1998; KUAI e VERSTRAETE, 1998; SIEGRIST *et al.*, 1998; HELMER *et.al*, 1999, 2001, KOCH *et. al.*, 2000). Os microrganismos responsáveis por esse fenômeno são as populações autotróficas que realizam a desnitrificação em situações de baixas concentrações de oxigênio dissolvido.

A partir de observações semelhantes, Dijkman e Strous (1999) descreveram um novo processo de remoção biológica de nitrogênio, chamado processo CANON, para a remoção completamente autotrófica de nitrogênio através de nitrito. Esse processo remove nitrogênio amoniacal de águas residuárias contendo baixas concentrações de matéria orgânica.

O processo pode ser realizado em um único reator ou biofilme em condições limitadas de oxigênio. Esse processo baseia-se na nitrificação parcial e oxidação de nitrogênio amoniacal em meio anóxico (KHIN e ANNACHHATRE, 2004).

Em concentrações de oxigênio dissolvido limitadas (< 0,5% de saturação de ar), uma co-cultura aeróbia e anaeróbia de BOA pode ser estabelecida (STROUS, 2000), e esse sistema é o responsável pela atividade do processo CANON. O processo baseia-se numa interação estável entre os dois grupos de populações de microrganismos autotróficos: Nitrosomonas - tipo aeróbio de bactérias e Planctomycete – tipo de bactérias anaeróbias oxidantes de amônia, em condições limitadas de oxigênio (THIRD *et. al.*, 2001).

Essas culturas autotróficas convertem amônia diretamente para gás nitrogênio com nitrito como um intermediário. A aplicação desse conceito ao tratamento de efluentes pode levar à completa remoção de amônia em um único reator.

O processo CANON é uma opção econômica e eficiente para o tratamento de águas residuárias, especialmente, aquelas ricas em nitrogênio amoniacal, mas desprovidas de carbono orgânico. O processo CANON é completamente autotrófico e, portanto, não requer fonte externa de carbono. Além disso, a remoção de nitrogênio total pode ser alcançada em um único reator com pouca aeração. Isso reduz muito as

necessidades energéticas e de área. O processo autotrófico consome 63% menos oxigênio quando comparado ao processo convencional (KUIJ; VERSTRAETE, 1998).

3.4.3.4. Processo OLAND

Assim como no processo CANON, o processo OLAND também se constitui na remoção de nitrogênio amoniacal em única etapa, sem consumo de matéria orgânica e em condições limitadas de oxigênio (AHN, 2006).

A principal diferença entre os processos CANON e OLAND está nos microrganismos envolvidos no processo. No processo OLAND, as bactérias nitrificantes aeróbias convencionais desempenham também a desnitrificação em condições de estresse de oxigênio (KUIJ; VERSTRAETE, 1998). Esses processos têm sido testados em escala piloto e real para tratamento de águas residuárias com altas concentrações de nitrogênio amoniacal.

Autores confirmam que culturas puras e mistas de *Nitrosomonas eutropha* foram capazes de remover nitrito usando hidrogênio e amônia como doadores de elétrons. No entanto, a aplicação deste processo em uma só etapa com bactérias nitrificantes como biocatalisadores é ainda muito limitada na prática, devido à capacidade específica extremamente baixa de remoção de N, ou seja, menos de 2 mg N/g SSV.dia, e a incerteza quanto às condições operacionais que permitem o controle do processo (BOCK et al., 1995; MULLER et. al., 1995, SCHMIDT; BOCK, 1997).

Os mecanismos envolvidos nesses processos não são bem compreendidos. Entretanto, a carga de nitrogênio aplicável e a sua conversão são bastante baixas, sendo desvantagens do processo (SEYFRIED et. al., 2001; HELMER et. al., 2001; PHILIPS et. al., 2002; PYNAERT et. al., 2003).

4. FASE EXPLORATÓRIA EM ESCALA DE BANCADA

De certo, as características dos lixiviados e da biomassa utilizados nas pesquisas estudadas variam consideravelmente. Com o intuito de obter conhecimento prático do processo de remoção biológica de nitrogênio de lixiviado, bem como identificar a influência das condições operacionais para a obtenção da predominância de N-NO_2^- , transferindo os resultados obtidos para a escala piloto, foi realizada uma fase exploratória em escala reduzida.

Essa fase foi realizada manipulando os parâmetros Tempo de Aeração (TA) X Razão de Troca Volumétrica (RTV), essa última, representando a relação entre o volume de lixiviado a ser tratado e o volume útil entre o início e o final de um ciclo de tratamento. A investigação foi conduzida em um reator com volume total de 12 litros, inoculado com lodo biológico e alimentado com lixiviado, com RTV variando entre 1,0/5,0 (20%) e 0,5/5,0 (10%), ou seja, volume útil igual a 5 litros. Os TA's analisados foram 24, 20 e 15 horas.

A condução do experimento seguiu o seguinte ciclo: alimentação, aeração da mistura, sedimentação e coleta do sobrenadante (lixiviado tratado, sem lodo biológico). Antes e ao término dos ciclos de tratamento, o lixiviado/sobrenadante passou por procedimentos de caracterização por meio de métodos de análises laboratoriais sendo analisada, no início do ciclo, a concentração de nitrogênio amoniacal (N-NH_3) e o pH e, ao final do ciclo, as concentrações de nitrogênio amoniacal e de nitrogênio como nitrito (N-NO_2^-), aplicando as técnicas analíticas descritas no Quadro 1.

Quadro 1 - Métodos de análise para caracterização do lixiviado bruto e sobrenadante

Parâmetro	Metodologia	Descrição
pH	--	Eletrométrico
Alcalinidade	2320 B	Titulométrico
Nitrogênio Amoniacal	4500-NH ₃ C	Titulométrico precedido de destilação
Nitrito	4500-NO ₂ B	Filtração a vácuo em membrana de 45 µm e leitura em espectrofotômetro em comprimento de onda de 543 nm
Nitrato	4500-NO ₃ B	Método de triagem espectrofotométrica

A Figura 3 mostra o aparato experimental utilizado durante a fase exploratória em escala de bancada.

Figura 3 - Desenho esquemático do aparato experimental utilizado na fase exploratória



Fonte: Próprio autor.

A Tabela 4 mostra os resultados alcançados durante a execução dos testes de bancada. O sistema apresentou o N-NO_2^- como forma oxidada predominante a partir do 12º ciclo, mantendo-se assim ao longo de toda a pesquisa.

Tabela 4. Resultados de testes de bancada

		CICLO	N-NH ₃ inicial (mg/L)	N-NH ₃ final (mg/L)	N-NH ₃ removido (%)	N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	N-NO ₂ ⁻ /N-NO _x (%)		
								Tempo de Aeração	Razão de Troca Volumétrica
	24hs	Razão de Troca Volumétrica	10%	1	127,5	0,0	100%	89,0	70%
				2	113,5	0,0	100%	82,0	72%
				3	148,0	0,0	100%	137,0	93%
				4	67,2	8,1	88%	29,2	49%
				5	110,6	0,0	100%	53,0	48%
				6	118,4	10,1	91%	101,5	94%
				7	126,3	0,0	100%	64,7	51%
	20hs	Razão de Troca Volumétrica	10%	8	160,9	0,0	100%	140,4	87%
				9	164,1	0,0	100%	76,0	46%
		20%	10	281,8	14,9	95%	218,6	82%	
			11	271,7	3,1	99%	207,6	77%	
			12	280,8	17,1	94%	263,7	100%	
			13	268,8	1,1	100%	218,1	81%	
			14	292,6	0,0	100%	238,4	81%	
	15hs	Razão de Troca Volumétrica	20%	15	231,0	132,7	43%	46,5	47%
				16	301,0	135,8	55%	99,0	60%
				17	294,0	98,0	67%	190,1	97%
	24hs	Razão de Troca Volumétrica	20%	18	452,2	252,0	44%	198,0	99%
				19	294,0	152,6	48%	140,8	100%
				20	301,5	21,0	93%	262,6	94%
				21	78,4	0,0	100%	78,4	100%
				22	18,5	0,0	100%	18,4	100%
				23	172,8	0,0	100%	172,8	100%

A partir dos dados da Tabela 4, é possível observar que a maioria dos ciclos (78%) apresentou eficiências de remoção de N-NH₃ acima de 85%, com maioria dos resultados superiores a 95%, à exceção dos ciclos de 15 horas.

Os resultados indicam uma relação entre o tempo de aeração e a razão de troca volumétrica para o sucesso da operação do sistema, corroborando o que aborda Blackburne *et al.* (2008).

À medida que a taxa de remoção de nitrogênio amoniacal aumenta, a diminuição do tempo de aeração parece melhorar o desempenho da etapa aeróbia. Entretanto a redução acentuada do tempo de aeração (de 20 para 15 horas), aplicando-se uma RTV igual a 20%, reduziu a eficiência de remoção de N-NH₃ em 44% e o acúmulo de nitrito em 20%. O aumento do tempo de aeração (de 15 para 24 horas) melhorou a

eficiência de remoção de N-NH_3 somente a partir do terceiro ciclo e o acúmulo de nitrito imediatamente. Portanto, a redução do tempo de aeração deve ser limitada a fim de manter a eficiência do sistema de tratamento proposto.

De certo, o processo de tratamento biológico apresenta variação de desempenho ao longo dos ciclos. Tal fato deve-se basicamente à adaptação e aperfeiçoamento dos microrganismos envolvidos na conversão de N-NH_3 em N-NO_x . Assim, é fundamental o ajuste das condições operacionais ao longo da pesquisa na unidade piloto, levando-se em conta o aumento das taxas volumétricas de síntese de nitrogênio conforme a adaptação da biomassa.

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1. Justificativa de escolha do processo

Conforme discutido, existem diversas técnicas de tratamento biológico de lixiviado, que apresentam resultados expressivos em termos de eficácia. Entretanto, o desenvolvimento de alguns processos apresenta desvantagens, tornando-o ineficiente. Além disso, a maioria das pesquisas foi realizada em escala pequena, muito diferente do que ocorre na realidade.

Os tratamentos físico-químicos para remoção de nitrogênio, geralmente estão associados à geração de resíduos no processo, os quais demandam tratamento adicional e/ou adição de produtos químicos, como é o caso dos processos de precipitação química e *stripping* de amônia.

Processos oxidativos avançados, filtração em membranas e osmose reversa, geralmente, estão associados a custos elevados com produtos ou energia, e exigem uma operação e uma manutenção mais avançadas e, conseqüentemente, um nível de especialização mais apurado, além de que os resultados apresentados na literatura são, em sua grande maioria, obtidos de experimentos em escala de laboratório e/ou aplicando baixas cargas de nitrogênio.

Para aplicação de tratamentos biológicos, as desvantagens são menos significativas, estando mais relacionadas com o controle e estabilidade do processo, e manutenção da biomassa conforme as necessidades da tipologia do processo adotado.

Os processos CANON, ANAMMOX e OLAND são parecidos, diferenciando-se apenas pelos grupos de microrganismos envolvidos. Em princípio, a economia de 60% de oxigênio e 100% de carbono externo tornam esses processos promissores, para o estudo da remoção de nitrogênio presente em lixiviado. Entretanto, um dos maiores desafios é como acelerar a lenta taxa de remoção de nitrogênio nesses sistemas (a taxa é menor que a metade da nitrificação) (STROUS *et. al.*, 1999; JETTEN *et. al.*, 1998).

A partir de uma perspectiva de aplicação comercial, o problema mais contundente aos processos inovadores é a taxa de crescimento muito lento das bactérias

responsáveis pelas reações (10-14 dias). Semelhante a nitrificação, os microrganismos envolvidos nesses processos estão sujeitos a inibição. Esses processos requerem condições anaeróbias para a oxidação de N-NH_3 e a inibição pelo oxigênio é irreversível (KARTHIKEYAN E JOSEPH, 2006).

Para o processo SHARON, a necessidade de manutenção da temperatura em valores próximos a $35\text{ }^\circ\text{C}$ torna a sua aplicação inviável em escala real para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário, em termos de custos e gastos energéticos. Por outro lado, é facilmente aplicado para efluentes industriais de temperatura elevada.

Dentre os demais processos estudados visando à remoção de amônia em lixiviado, e alcançando resultados significativos, estão sistemas de lagoas de estabilização, nitrificação/desnitrificação e nitritação/desnitrificação. Os sistemas de lagoas demandam por grandes áreas para sua implantação e gastos excessivos com sistemas de aeração.

O processo de nitrificação/desnitrificação exige maior aporte de oxigênio e fonte externa de carbono quando comparado ao processo de nitrificação/desnitrificação via nitrito. Esses últimos são mais atrativos para o tratamento do lixiviado de estudo, visto que este é oriundo de um aterro velho e, conseqüentemente, possui baixa relação C/N, (COT/N, DBO/N ou DQO/N), parâmetros que influenciam na demanda por fonte externa de carbono.

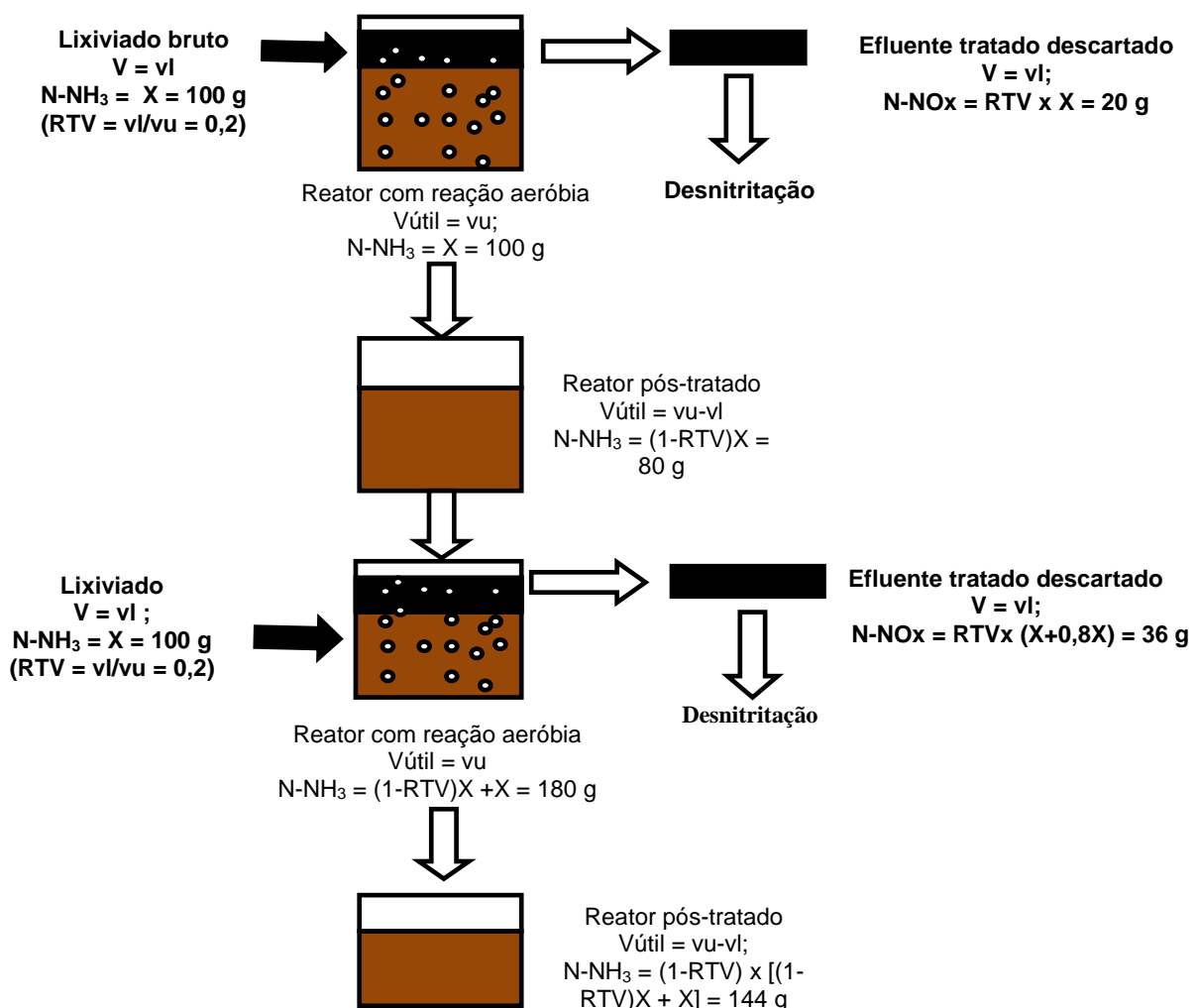
O processo de nitritação/desnitrificação pode ser aplicado em reatores de fluxo contínuo ou bateladas. Entretanto, os reatores operados em batelada sequencial (RBS) têm demonstrado ser uma opção viável para o estudo da remoção biológica de nitrogênio, em termos de operação, uma vez que é possível se ajustar com mais facilidade os parâmetros a serem controlados, ou seja, automatizar todo o processo de tratamento.

Segundo pesquisas, o tempo de aeração constitui-se em um parâmetro favorável para o alcance do acúmulo de nitrito, devendo ser interrompido antes ou imediatamente após a completa oxidação do nitrogênio amoniacal, sendo algo simples de conseguir aplicando-se reator em batelada, devido à sua capacidade de automação.

Outro parâmetro operacional é a Razão de Troca Volumétrica (RTV), que representa a razão entre o volume de lixiviado adicionado ao reator e o seu volume útil. O tempo de detenção hidráulica (Volume do reator/Vazão do efluente) é um dos principais parâmetros para o dimensionamento dos reatores, os quais comporão o sistema de tratamento. A definição do tempo de detenção no processo de nitrificação e desnitrificação dependerá, dentre outros fatores, da massa de nitrogênio contida no efluente.

Ao final de cada ciclo aeróbio de tratamento, o nitrogênio oxidado ($N-NO_x^- = N-NO_2^- + N-NO_3^-$) terá dois destinos: parte será removida do reator por meio do descarte do efluente, com volume igual ao lixiviado alimentado e a outra parte será acumulada no reator, como ilustrado na Figura 4, a qual, a título de exemplificação, considera uma RTV igual a 0,2 (20%) e 100% de conversão de nitrogênio amoniacal ($N-NH_3$), cuja massa (X) é hipoteticamente constante no lixiviado bruto e igual a 100 g.

Figura 4 - Razão de troca volumétrica na sequência dos ciclos de tratamento aeróbio



Fonte: Próprio autor.

A observação da Figura 4 mostra que a manipulação da RTV possibilita um efluente descartado, que necessitará de tratamento adicional, com aumento gradativo da massa de N-NO_x^- . Portanto, aplicando-se as técnicas discutidas, é possível obter efluentes com menores concentrações de nitrogênio, em comparação com o lixiviado bruto, sendo plausível dimensionar reatores de menores dimensões, que por sua vez ocuparão menores áreas, algo de relevante interesse para os aterros sanitários.

O aumento gradativo da massa de nitrogênio presente no efluente descartado a ser tratado, resulta em uma possibilidade de programação operacional e melhor capacidade de ajustes no sistema, algo muito importante em estações de tratamento de efluentes de características tão variadas.

Além das vantagens discutidas, reatores em batelada são sistemas de baixo custo, baixa complexidade operacional e que apresenta rápida adaptação da biomassa e estabilidade do acúmulo de nitrito mesmo em escala piloto ou real.

Diversos pesquisadores, *p. ex.* Ciudad et al. (2005), Spagni *et. al.* (2007), Freitas (2009) e Queiroz (2009) apresentam resultados expressivos, durante toda a execução da pesquisa (períodos superiores a 100 dias), demonstrando a estabilidade do processo. Peng *et. al.* (2004a) relatam uma série de estudos que alcançaram o acúmulo de nitrito de forma estável, com economia de oxigênio e fonte externa de carbono utilizando sistemas semelhantes ao utilizado.

5.2. Condução da Pesquisa

A pesquisa buscou, principalmente, alcançar o acúmulo de nitrito ao final da etapa aeróbia do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário. Para isso, aplicou-se o processo de lodo ativado, operando um reator em bateladas sequenciais, com o objetivo de analisar os mecanismos e condições envolvidas na predominância do nitrito como forma oxidada ao final da etapa.

Após as condições empregadas foi realizada a remoção do nitrogênio na forma de nitrito e nitrato, formado na etapa aeróbia do tratamento biológico. Para essa etapa, foi adicionando etanol como fonte externa de carbono para os microrganismos heterotróficos responsáveis pela remoção dos compostos.

Para impetrar os objetivos, foram realizadas as seguintes atividades:

- Condução de estudo em escalada de bancada visando analisar a influência da razão de troca volumétrica e do tempo de aeração do sistema sobre o processo de acúmulo de nitrito;
- Coleta e adaptação de lodo oriundo de estação de tratamento de esgoto sanitário ao lixiviado do aterro sanitário de estudo para aplicação do processo em escala piloto;
- Variação das condições operacionais constituídas pelo tempo de aeração - TA e razão de troca volumétrica – RTV, para obter concentrações de nitrito iguais ou superiores a 90% das concentrações de nitrogênio aplicadas ao sistema;
- Verificação da obtenção de acúmulo estável de nitrito ao final do período de aeração sem a necessidade de manipulação de parâmetros abióticos como pH e temperatura;

A operação da unidade piloto foi realizada em um aterro sanitário, localizado no município de Camaçari - Bahia e operado pela LIMPEC – LIMPEZA PÚBLICA DE CAMAÇARI, empresa pública de direito privado responsável pelos serviços de coleta, transporte e destinação final dos resíduos sólidos urbanos e industriais não perigosos, gerados nos municípios de Camaçari e Dias D'Ávila, Bahia.

Esse aterro se localiza na Estrada Velha de Monte Gordo, Km 04, no bairro Alfa. A área total do aterro é de 46 hectares e tem sido operado desde 1995. Diariamente, são dispostas, aproximadamente, 700 toneladas de resíduos. Atualmente, o lixiviado gerado na decomposição dos resíduos é direcionado para tratamento na empresa CETREL. A Figura 5 mostra uma foto aérea do aterro.

Figura 5 - Foto aérea do aterro sanitário



Fonte: LIMPEC (2011)

Para condução da pesquisa, foi utilizado lixiviado constituído pela mistura dos efluentes oriundos das células 1 (encerrada há onze anos), 2 (encerrada há cinco anos) e 3 (ainda recebendo resíduos).

O lodo biológico utilizado na pesquisa foi adquirido junto a EMBASA, retirado do reator de uma estação de tratamento de esgoto sanitário, constituída por um sistema de lodo ativado de fluxo contínuo, localizada no município de Salvador-Ba.

5.2.1. Caracterização do lixiviado

A operação manual de coleta do lixiviado bruto para a caracterização foi realizada diretamente da caixa de passagem do efluente, utilizando um recipiente de coleta graduado constituído em material plástico, com volume igual a 12 litros, conforme Figura 6. A operação de coleta era repetida até se obter o enchimento de recipiente plástico de 20 litros, com posterior e imediato envio ao LABRE. No momento da coleta, registravam-se o horário e a data, bem como a ocorrência de chuvas recentes (72 horas) na área do aterro.

Foram adotadas as recomendações e técnicas de preservação da amostra descritas no *Standard Methods* (APHA, AWWA, WEF, 2005). A caracterização do lixiviado bruto foi baseada nas concentrações dos parâmetros constantes no Quadro 2. A fim

de garantir a credibilidade dos resultados, foram realizadas análises em duplicata e análise de branco.

Figura 6 - Ponto de coleta do lixiviado de estudo



Fonte: Próprio autor.

Quadro 2 – Métodos de análise para caracterização do lixiviado bruto e sobrenadante

Parâmetro	Metodologia	Descrição
pH	--	Eletrométrico
Alcalinidade	2320 B	Titulométrico
DBO	5200 B	DBO5 dias a 20°C
DQO	5220 B	Método de determinação por refluxo aberto
Carbono Orgânico Total – COT	--	Oxidação termo catalítica a alta temperatura ¹
Carbono Inorgânico - CI	--	Reação Ácida ¹
Sólidos Totais - ST	2540 B	Gravimétrico
Sólidos em Suspensão Voláteis - SSV	2540 D	Gravimétrico
Nitrogênio Amoniacal	4500-NH ₃ C	Titulométrico precedido de destilação
Nitrogênio Total Kjeldahl – NTK	4500-N _{org} B	Titulométrico precedido de digestão e destilação
Cor	2120 C	Filtração a vácuo em membrana de 45 µm e leitura em espectrofotômetro no comprimento de onda de 456 nm
Turbidez	2130 B	Leitura em turbidímetro
Nitrito	4500-NO ₂ B	Filtração a vácuo em membrana de 45 µm e leitura em espectrofotômetro em comprimento de onda de 543 nm
Nitrato	4500-NO ₃ B	Método de triagem espectrofotométrica
Fósforo Solúvel	4500-P E	Método do ácido ascórbico
Fósforo Total	4500-P B e E	Preparação da amostra e método do ácido ascórbico

1: Metodologia descrita pelo fabricante do analisador de carbono orgânico total (COT)

As determinações de carbono orgânico total foram realizadas por um Analisador de COT/NT, marca *Analytik Jena* (Jena, Alemanha), modelo Multi N/C 2100S, instalado no Laboratório Experimental de Saneamento (LABEXSAN), localizado na Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia.

Para a determinação do CT, a amostra injetada é conduzida para um tubo de combustão onde sofre oxidação catalítica a CO₂. Para a determinação de CIT, a amostra injetada reage com 10% ácido fosfórico e todo o carbono inorgânico total é convertido a CO₂. O CO₂ produzido, tanto na oxidação catalítica como proveniente

de carbono inorgânico, é quantificado por absorção no infravermelho. A concentração de CT e CIT é obtida por interpolação utilizando curvas analíticas (área do pico x concentração) feitas previamente por injeção de padrões e a quantidade de COT é determinada pela diferença entre as concentrações destes.

5.2.2. Adaptação da biomassa na unidade piloto

Antes do início dos ciclos de tratamento da pesquisa procedeu-se a coleta de lodo biológico. O procedimento foi realizado na estação de tratamento de esgoto da EMBASA, composta por um sistema de lodo ativado contínuo, localizada no bairro de São Rafael, em Salvador/BA. A coleta do lodo foi feita diretamente do tanque de aeração, utilizando um recipiente plástico de 12 litros, com o conteúdo sendo transferido para três bombonas de 50 litros e duas bombonas de 30 litros.

Após enchimento das bombonas, aguardou-se o prazo de 24 horas para sedimentação do lodo biológico. Após o período de sedimentação, foi removido o sobrenadante por meio de sifonamento. Novamente, foram feitas coletas do conteúdo do reator para enchimento das bombonas, repetindo os mesmos procedimentos descritos. Ao final de uma semana, o lodo acumulado nos recipientes foi enviado a Camaçari e disposto no reator, mantido sob aeração. Na semana seguinte, procedeu-se com os mesmo procedimentos tendo, ao final, 400 litros de lodo biológico.

Após a alimentação do reator com lodo biológico, iniciou-se a fase de adaptação da biomassa. Para esta etapa, foram adicionados volumes progressivos de lixiviado bruto, procedendo-se a aeração para completa remoção do nitrogênio amoniacal. Foram adicionados, sequencialmente em cada ciclo, os volumes de 40, 60, 80 e 100 litros de lixiviado bruto, sem remoção de sobrenadante, exceto ao final da fase de adaptação. Considerou-se a biomassa como adaptada quando as eficiências de oxidação de $N-NH_3$ e acúmulo de $N-NO_2^-$ foi superior a 80 e 50% respectivamente.

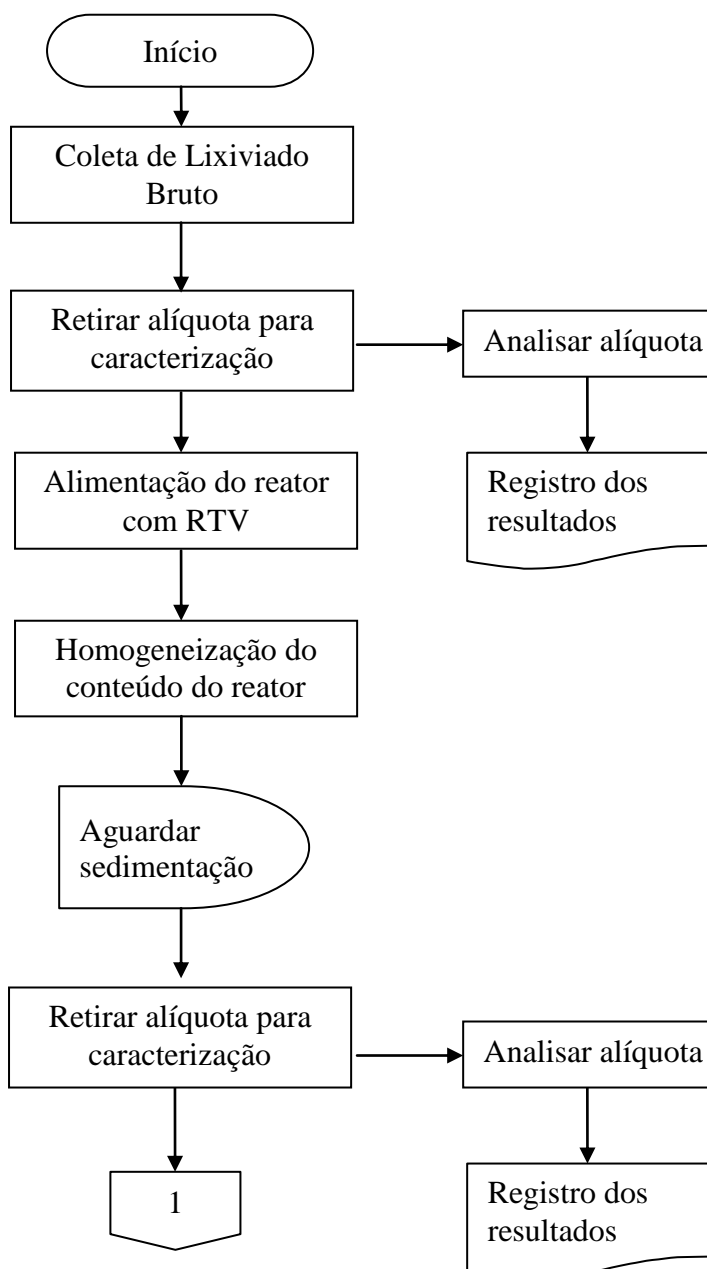
5.2.3. Operação da unidade piloto

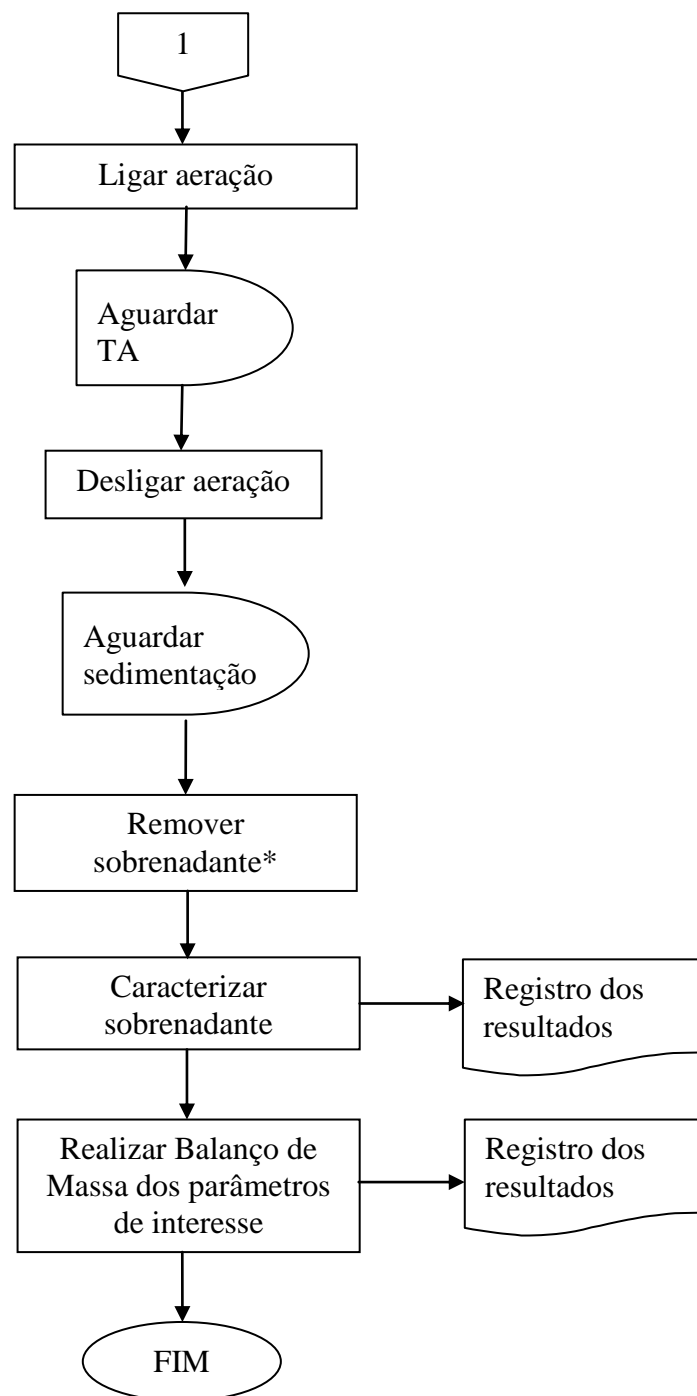
Após a fase da adaptação da biomassa, deu-se início ao tratamento do lixiviado bruto, operando um reator em bateladas sequenciais com volume total igual a 1.000 litros. A condução do experimento ocorreu no próprio aterro sanitário, em uma

estação piloto, coletando na caixa de passagem, o lixiviado bruto oriundo das células 1, 2 e 3, posteriormente direcionado ao reator por meio de recipientes de 20 litros.

A sequência operacional do processo de tratamento consistiu das seguintes etapas: enchimento com RTV, reação aeróbia com TA, sedimentação e descarte do efluente tratado (sobrenadante). Os valores de RTV e TA foram definidos conforme resultados da fase exploratória e no desempenho do sistema ao longo dos ciclos. O processo empregado em cada ciclo está apresentado na Figura 7. A Figura 8 apresenta um desenho esquemático do aparato experimental.

Figura 7 - Fluxograma do processo tratamento aeróbio aplicado em escala piloto

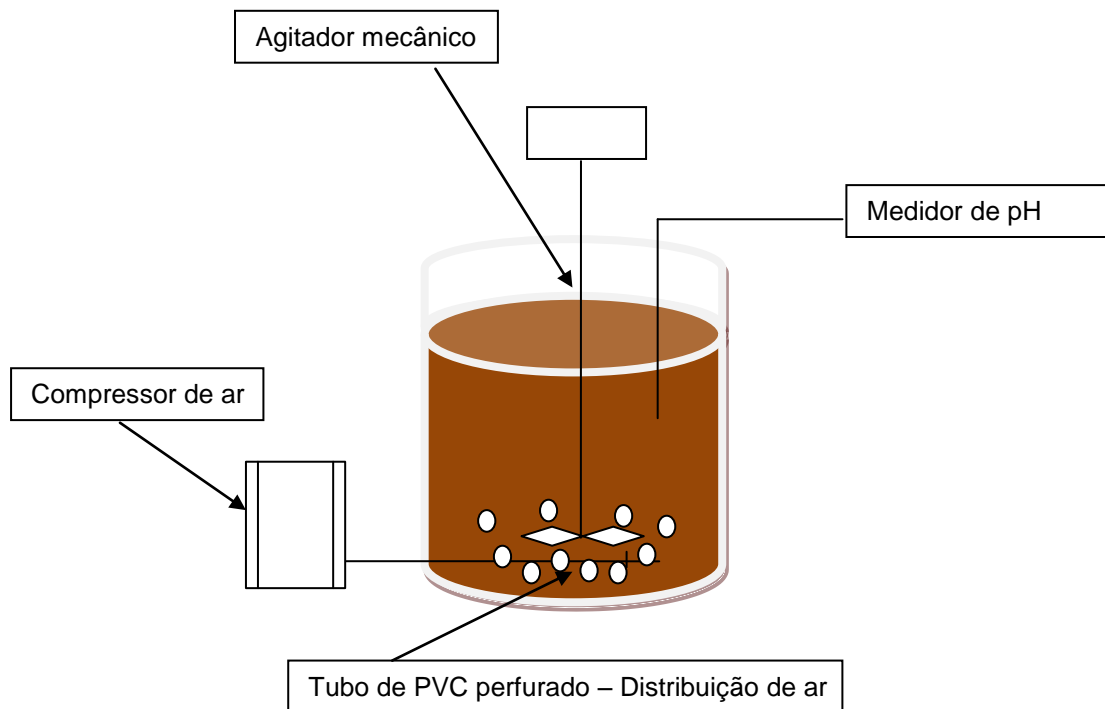




* Volume de Sobrenadante = Volume lixiviado alimentado (conforme RTV definida) - Volume evaporado na etapa aeróbia.

Fonte: Próprio autor

Figura 8 - Desenho esquemático do aparato experimental



Fonte: Próprio autor.

Para avaliação do processo de tratamento, os conjuntos RTV x TA foram escolhidos considerando: os resultados obtidos nos testes exploratórios e a adaptação da biomassa ao longo dos ciclos de tratamento,. Com base no conceito de tempo de detenção hidráulica e sua influência nas dimensões dos reatores, estipulou-se um TA máximo igual a 24 horas.

Com base nos resultados da fase exploratória, foi adotado o tempo inicial de aeração igual a 18 horas. A Tabela 5 apresenta os valores adotados, bem como os volumes de lixiviado bruto que foram adicionados ao reator contendo lodo biológico. Cada condição RTV x TA pré-definida foi repetida ao menos cinco vezes.

A eficiência do processo de tratamento foi avaliada por meio da coleta e análise de alíquotas do lixiviado bruto e do sobrenadante do reator (efluente tratado), no início e ao final de cada ciclo, adotando-se como parâmetros, a oxidação (conversão) de N-NH₃ e a predominância de N-NO₂⁻, medida por meio da relação N-NO₂⁻/N-NO_x. O lixiviado, após tratamento, foi caracterizado conforme os parâmetros do Quadro 2.

Para análise do processo aplicado analisaram-se os seguintes parâmetros: pH, alcalinidade, N-NH₃, DBO, COT, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻. Para análise das remoções dos parâmetros de interesse foi realizado o balanço de massa.

Tabela 5. Condições RTV x TA adotadas, volume de lixiviado bruto alimentado e ciclos executados

Condição	RTV (%)	Volume (l)	TA (h)	Ciclos
1	10	40	18	7
2	20	95	18	5
3	20	95	24	7

Após a execução dos ciclos de cada conjunto, foi realizada uma etapa de desnitrificação para remoção da carga de nitrito e nitrato restante no lodo biológico. Nessa fase, foi utilizado Álcool Etilico P.A. (etanol) como fonte externa de carbono para as bactérias heterotróficas, responsáveis pela transformação do nitrogênio oxidado em nitrogênio gasoso.

Com base na massa de nitrito e nitrato restante no reator, calculou-se a DQO requerida para remoção desses compostos e, em seguida, foi definida a massa de etanol a ser adicionada, sabendo-se que 1 g de etanol possui 2,09 g de DQO (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

$$\text{kgDQO}_{\text{requerida}} = (\text{kgNO}_2^- \times 5,2) + (\text{kg NO}_3^- \times 8,6)$$

$$\text{kgEtanol} = \text{kgDQO}_{\text{requerida}}/2,09$$

A partir da massa de etanol (m) necessária para remoção do nitrogênio na forma oxidada, calculava-se o volume do álcool (V) com base na massa específica (ρ) informada pelo fabricante.

Após adicionar o etanol, procedeu-se com a agitação do conteúdo do reator, utilizando-se agitador mecânico em baixa rotação, durante 8 horas, coletando alíquotas a cada 2 horas. Ao final do período, o sistema era colocado em aeração por 96 horas, ao final da qual se coletava uma nova amostra para análise.

Para montagem da estação piloto foram utilizados os seguintes materiais e equipamentos:

- Reator em fibra de vidro FORTLEV, com capacidade para 1.000 L.
- Agitador mecânico BOMAX, 1.750 rpm, para homogeneização da massa líquida.

- Inversor de frequência Schneider Altivar 312, 1 hp, para redução da rotação do agitador mecânico.
- Compressor de ar Schulz/Bravo, 1 CV, Trifásico para fornecimento de oxigênio à massa líquida.
- Tubos de PVC Tigre 1”, perfurados para distribuição espacial de oxigênio.

A Figura 9 apresenta o experimento já montado.

Figura 9 - ETE Piloto instalada



Fonte: Próprio autor

Para análise dos resultados dos ciclos de tratamento, consideraram-se como fatores os parâmetros Razão de Troca Volumétrica e Tempo de Aeração, e como variáveis resposta, as concentrações de nitrogênio amoniacal, nitrogênio como nitrito e nitrogênio como nitrato.

5.3. Procedimentos de Rotina

As operações de rotina do sistema envolveram as seguintes atividades ao longo do ciclo de tratamento:

- Limpeza e calibração do sensor de pH utilizando padrões físico-químicos em conformidade com o Standard Methods (APHA; AWWA; WEF, 2005).

- Limpeza e calibração do medidor de oxigênio utilizando seguindo a rotina recomendada pelo fabricante, observando a durabilidade e necessidade de manutenção.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

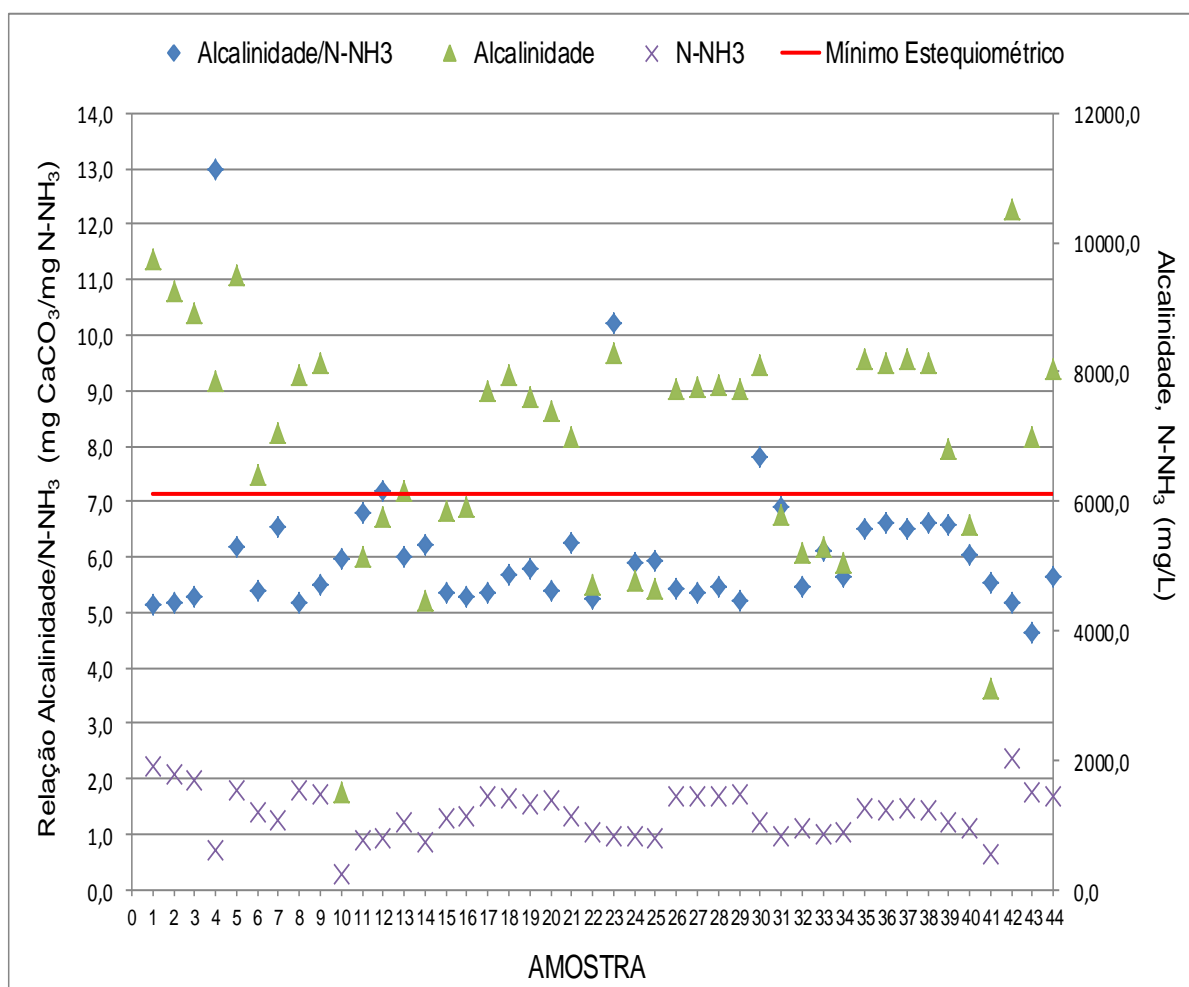
6.1. Caracterização do Lixiviado Bruto

A caracterização foi desenvolvida entre os meses de janeiro de 2012 e outubro de 2013, abrangendo diferentes estações climáticas, e se constituiu na análise dos parâmetros listados no Quadro 2. Os resultados estão expressos na Tabela 6.

Tabela 6. Parâmetros de caracterização do lixiviado coletado no ponto de mistura das células

Parâmetro	Faixa de Variação	Média	Mediana	Nº Ensaio
pH	7,8 - 8,8	8,2	8,2	44
Cloreto/ (mg Cl ⁻ /L)	66,7 - 1.133,1	328,8	233,3	15
Fósforo Total/ (mg P/L)	0,9 - 22,1	12,6	14,9	9
Fósforo Solúvel/ (mg P/L)	ND - 20,7	7,7	6,2	19
Cor Aparente/ (mg Pt.Co/L)	2.469 - 15.733,7	8.475,2	8.646,9	14
Cor Verdadeira/ (mg Pt.Co/L)	742,5 - 10.190,5	5.349,4	5.643,8	17
Turbidez/ (UNT)	74,0 - 387,5	178,4	172,8	22
ST/ (mg/L)	3.109 - 18.671	9.713,7	9.783,0	22
STF/ (mg/L)	4.535,0 - 14.031	9.171	9.202	22
SST/ (mg/L)	185,0 - 2.235,0	595,6	497,5	22
SDT/ (mg/L)	2.634,0 - 18.111,0	9.118,1	9.404,0	22
SSV/ (mg/L)	110,0 - 740,0	272,8	235,0	21
Alcalinidade/ (mg CaCO ₃ /L)	140,0 - 14.900,0	6.937,5	7.500,0	44
Nitrogênio amoniacal/ (mg N-NH ₃ /L)	252,0 - 2.030,0	1.168,2	1.155,0	44
NKT/ (mg N/L)	1.241,3 - 3.752,0	2.617,3	2.380,0	7
DQO/ (mg O ₂ /L)	800,0 - 6.600,0	3.190,1	3.400,0	17
DBO/ (mg O ₂ /L)	67,0 - 505,0	247,6	230,5	19
COT/ (mg C/L)	627,9 - 3.615,0	1.940,0	1.605,0	6
PROTEÍNAS/ (mg/L)	1.507,9 - 2.605,4	1.924,6	1.660,4	3
CARBOIDRATOS/ (mg/L)	334,5 - 478,3	394,4	370,3	3

A relação alcalinidade/N-NH₃ no lixiviado bruto, variou entre 4,6 e 13,0 mg CaCO₃/mg N-NH₃, com média igual a 6,1 mg CaCO₃/mg N-NH₃. Os resultados estão apresentados na Figura 10.

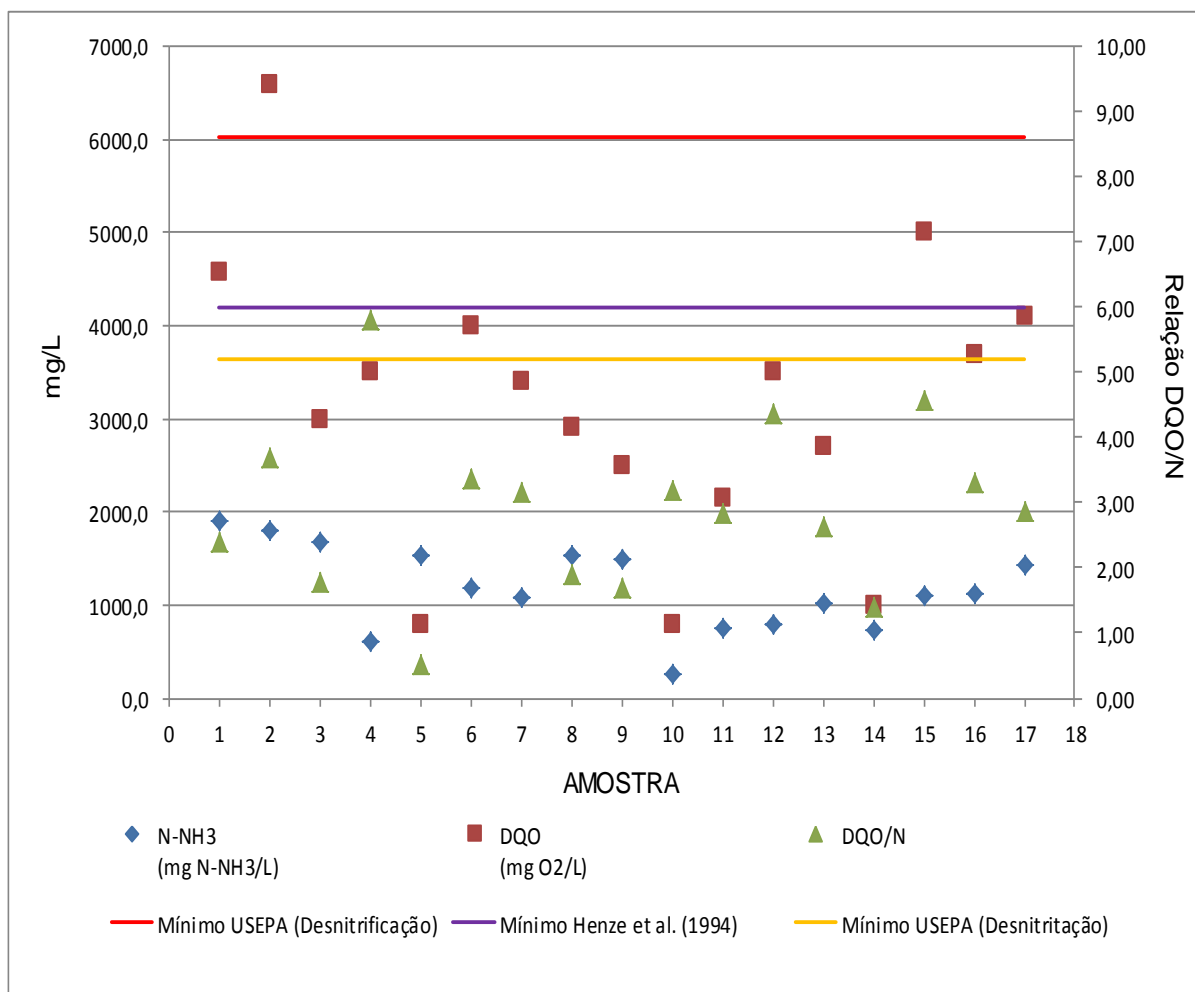
Figura 10 - Relação Alcalinidade/N-NH₃ presente no lixiviado bruto de estudo

Fonte: Próprio autor.

Considerando os valores apresentados na Figura 10, para a grande maioria das amostras de lixiviado bruto analisadas, a alcalinidade disponível seria insuficiente para a reação de nitrificação, como sugere a estequiometria da reação USEPA (2010) ($> 7,14 \text{ mg CaCO}_3/\text{mg N-NH}_3$). Entretanto, o acúmulo no reator após uma nova alimentação, semelhante ao que ocorre com o nitrogênio (Figura 4), aumentará a razão alcalinidade/N-NH₃ acima do mínimo estequiométrico, proporcionando o desenvolvimento dos ciclos aeróbios seguintes.

Os resultados de caracterização apresentaram uma variação da razão DQO/N entre 0,52 e 5,79 mg O₂/mg N-NH₃, com média igual a 2,91 mg O₂/mg N-NH₃. Os resultados estão apresentados na Figura 11.

Figura 11 - Variação da razão DQO/N presente no lixiviado bruto de estudo



Fonte: Próprio autor

A Figura 11 mostra que os valores encontrados da razão DQO/N, para as amostras de lixiviado bruto analisadas, estão todos abaixo do valor mínimo encontrado por Henze *et al.* (1994), bem como do valor mínimo estequiométrico considerando a desnitrificação, conforme demonstrado por USEPA (2010). Para o mínimo estequiométrico relativo à desnitrificação, apenas uma das amostras analisadas apresentou valor favorável à utilização do lixiviado como fonte de carbono, confirmando a necessidade de adição de uma fonte externa para a realização da etapa de desnitrificação.

A faixa de variação de valores de pH do lixiviado do aterro integrado Camaçari/Dias d'Ávila, entre 7,8 e 8,8, corrobora a idade do aterro sanitário, devido à fase de degradação dos resíduos sólidos aterrados, bem como a independência quanto a parâmetros climáticos e sazonais (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; QASIM e CHIANG, 1994; McBEAN *et al.*, 1995; FERREIRA, 2010).

As análises de matéria orgânica biodegradável, medida como DBO, apresentaram baixas concentrações, variando entre 67 e 505 mg O₂/L. Os valores da razão DBO/DQO variaram entre 0,03 e 0,19. Os resultados corroboram o esperado para aterros brasileiros e antigos, conforme relatado por diversos pesquisadores (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993; QASIM e CHIANG, 1994; McBEAN *et al.*, 1995; SANTOS e COELHO, 2003; TARTARI, 2003; LUZIA et al., 2005; GOMES et al., 2009)

Os resultados de caracterização do lixiviado bruto apresentam concentração média de N-NH₃ igual a 1.168 ± 373 mg/L, semelhante às encontradas por outros autores que pesquisaram aterros brasileiros antigos. Menores concentrações de N-NH₃ (< 1.000 mg/L) foram obtidos apenas em dias chuvosos (CONTRERA et al., 2003; BIDONE, 2007; SANTOS e COELHO, 2003; GOMES et al., 2009).

Análises dos valores da série de sólidos mostram uma variação das concentrações de Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Fixos (STF), Sólidos em Suspensão Totais (SST), Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) e Sólidos em Suspensão Voláteis (SSV), entre 3.109 e 18.671 mg/L, 4.535 e 14.031 mg/L, 185 e 2.235 mg/L, 2.634 e 18.111 mg/L e 110 e 740 mg/L, respectivamente. Os resultados condizem com as faixas máximas de variação apresentadas em Gomes et al. (2009), que estudaram diversos aterros brasileiros. O parâmetro ST engloba matéria orgânica, compostos sólidos, material inorgânico e minerais (solo). Lixiviado gerado em aterro antigo tende a apresentar menores concentrações de ST, uma vez que compostos orgânicos, sólidos e outros poluentes já foram removidos nos primeiros anos de operação.

A razão Sólidos Totais Fixos/Sólidos Totais foi sempre superior a 0,8. A quantificação de STF abrange substâncias e compostos inorgânicos, assim como material mineral. Uma vez que o lixiviado de estudo é oriundo de aterro antigo, apresentando baixas concentrações de matéria orgânica, os sólidos fixos representam maior parte da fração de sólidos totais.

Concentrações de sólidos muito elevadas encontradas nas análises decorrem de chuvas intensas, as quais carregam material mineral em abundância, que se acumula na caixa de passagem, onde as coletas eram realizadas. Tal fato indica a necessidade de melhorias na compactação das camadas de cobertura, bem como no gerenciamento da operação das células em dias chuvosos. Em escala real, a presença de solo em níveis elevados torna imperativa a adoção de uma unidade de

tratamento preliminar, como caixas de areia, ou seja, maior área para instalação da estação de tratamento de lixiviado, contrapondo-se à vantagem possibilitada por sistemas compactos, como os operados em bateladas sequenciais.

A variação das concentrações de fósforo total, entre 0,9 e 22,1 mg/L, corrobora os resultados apresentados por diversos pesquisadores que analisaram lixiviado de aterro sanitário brasileiro de idade superior a oito anos (CONTRERA et al., 2003; SANTOS e COELHO, 2003; TARTARI, 2003; LUZIA et al., 2005; GOMES et al., 2009; FELICI, 2010).

Análises de concentrações de cloreto no lixiviado bruto apresentaram uma variação entre 67 e 1.133 mg Cl⁻/L. A presença de cloreto no lixiviado está relacionada à dissolução de sais presentes nos resíduos, variando, portanto, conforme a movimentação de água no aterro. Os resultados condizem com a faixa de variação apresentada por Gomes *et al.* (2009).

As concentrações elevadas de cor verdadeira indicam a presença de matéria orgânica recalcitrante no lixiviado bruto, constituída principalmente por substâncias húmicas. (KANG, SHIN e PARK, 2002; ZOUBOULIS, CHAI e KATSOYIANNIS, 2004; AZIZ *et al.*, 2007b; QUEIROZ *et al.*, 2011; WU *et al.*, 2011), evidenciando a necessidade da aplicação de uma etapa de tratamento físico-químico (NASCIMENTO, 2013).

6.2. Desenvolvimento do Experimento

6.2.1. Adaptação do lodo biológico

Nessa etapa, a estratégia operacional consistia da adição progressiva de quantidades específicas de lixiviado bruto, procedendo-se a aeração para completa remoção do nitrogênio amoniacal. Análise prévia do lodo biológico coletado constatou que o inóculo apresentou concentrações de N-NH₃, N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻ iguais a 4,2, 71,7 e 7,6 mg/L, respectivamente, e relação N-NO₂⁻/N-NOx⁻ igual a 90,4%, indicando que a biomassa utilizada possuía características nitritantes.

Essa etapa ocorreu entre os dias 01 e 15 de abril de 2013, e teve como objetivo a adaptação da biomassa, até então responsável pelo tratamento de esgoto predominantemente doméstico, ao lixiviado de estudo e condições de fornecimento

de oxigênio disponível. Foram adicionados, sequencialmente em cada ciclo, os volumes de 40, 60, 80 e 100 litros de lixiviado bruto. O lodo biológico foi considerado adaptado quando as eficiências de oxidação de N-NH_3 e acúmulo de N-NO_2^- fossem superiores a 80 e 50%. A Tabela 7 mostra os resultados obtidos.

Tabela 7 – Resultados obtidos na etapa de adaptação da biomassa

Ciclo	Volume (L)	RTV (%)	Tempo de aeração (horas)	pH	Nitrogênio amoniacal (mg/L)	Conversão de N-NH ₃	Nitrito (mg N-NO ₂ ⁻ /L)	Nitrato (mg N-NO ₃ ⁻ /L)	Acúmulo de Nitrito (g N-NO ₂ ⁻ /g N-NO _x ⁻)
Início 1	40			8,2	48,5		43,7	4,7	
Tratado1	-	6	72	5,7	27,3	44%	56,0	13,1	81%
Início 2	60			8,2	123,2		56,0	13,1	
Tratado 2	-	9	84	6,6	38,6	69%	118,8	34,6	77%
Início 3	80			8,3	197,6		118,8	34,6	
Tratado 3	-	12	84	7,4	67,5	66%	223,2	59,8	79%
Início 4	100			8,1	256,36		223,2	59,8	
Tratado 4	-	16	72	7,8	46,10	82%	394,10	69,80	85%

Constatou-se - que desde o primeiro ciclo foi possível observar a predominância do N-NO_2^- ao final da aeração, apesar das limitações na remoção da carga de nitrogênio aplicada. Tal fato, provavelmente, decorre de alguns fatores: i) característica nitritante do lodo utilizado como inóculo; ii) manutenção do lodo sob baixas concentrações de oxigênio dissolvido (sempre inferiores a 1,0 mg O_2/L); iii) temperaturas ambientes identificadas entre 25 e 30 °C; iv) elevadas concentrações de amônia livre no conteúdo do reator; e v) substâncias húmicas presentes no lixiviado bruto. Segundo diversos autores, esses quatro últimos fatores são capazes de inibir a nitratação. Os resultados obtidos indicam que a nitratação pode ser rapidamente estabelecida em processo de tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário utilizando reator em batelada sequencial (LAANBROEK e GERARDS, 1993; GARRIDO et al., 1997; PICIOREANU, 1997; BAE et al., 2002; RUIZ et al., 2003; WYFFELS et al., 2004; CIUDAD et al., 2005; PENG e ZHU, 2006).

6.2.2. Operação da estação de tratamento piloto

A operação da unidade piloto buscou predominantemente a conversão de N-NH_3 em N-NO_2^- . O desenvolvimento da pesquisa ocorreu de maneira ininterrupta entre os meses de abril e outubro de 2013. Foram realizados 19 ciclos de tratamento aeróbio e 2 ciclos de tratamento anóxico utilizando etanol como fonte externa de carbono para os microrganismos heterotróficos, responsáveis pela redução do nitrito acumulado, convertendo-o a nitrogênio gasoso (desnitritação). Cada ciclo de tratamento aeróbio seguiu as seguintes etapas: enchimento respeitando a RTV, reação aeróbia, sedimentação e descarte do efluente tratado (sobrenadante). A Tabela 8 mostra o número de ciclos realizados e as condições aplicadas.

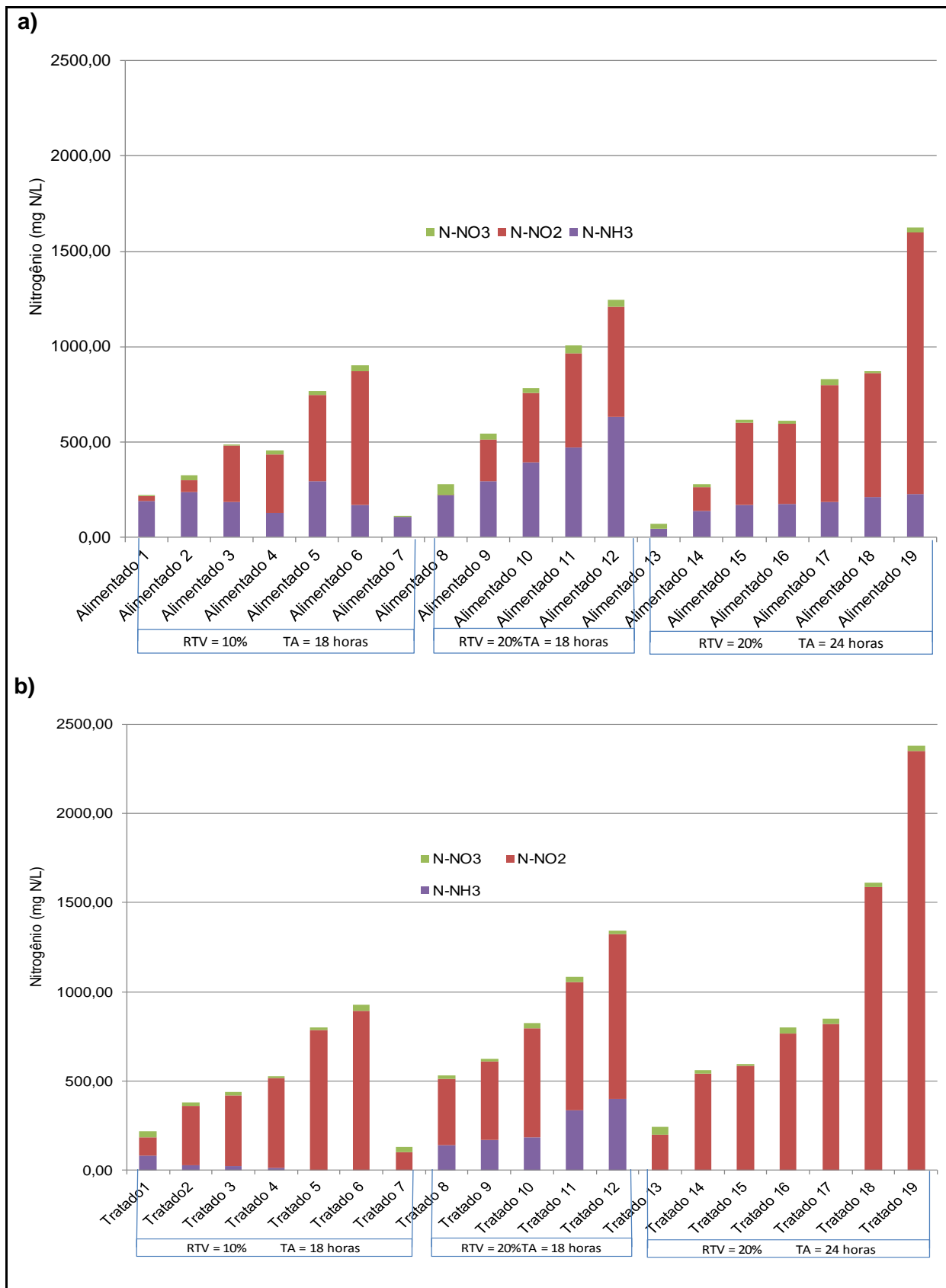
Tabela 8 - Composição e quantidade dos ciclos de tratamento aeróbio aplicados

Condição	RTV	TA	N° de ciclos
1	10	18	6
Desnitrificação			
1	10	18	1
2	20	18	5
Desnitrificação			
3	20	24	7

Para análise do desempenho do sistema observou-se, principalmente, a conversão de N-NH_3 e a predominância de N-NO_2^- como forma oxidada. Foram alcançados resultados satisfatórios a partir do segundo ciclo, uma vez que se obteve 87,9% de conversão de amônia, e uma relação $\text{N-NO}_2^-/\text{N-NO}_x^-$ igual a 100%.

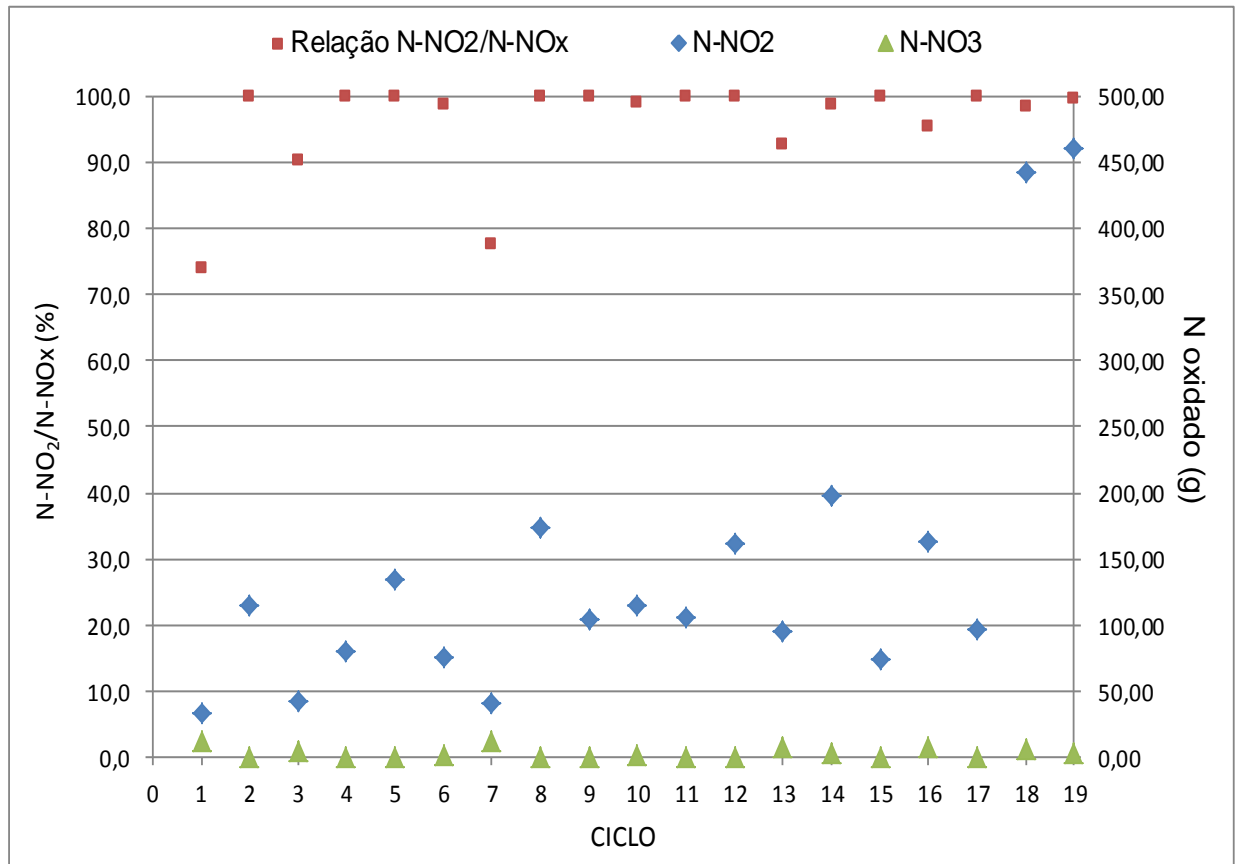
As Figura 12 e 13 mostram os resultados obtidos. O índice “Alimentado” refere-se aos valores dos parâmetros analisados em alíquotas coletadas do conteúdo do reator, ao final da alimentação e imediatamente antes do acionamento da aeração. A Tabela 9 mostra os principais resultados relativos à remoção de nitrogênio amoniacal e acúmulo de nitrito em cada um dos ciclos de tratamento.

Figura 12 - Concentração de N-NH_3 , N-NO_2^- e N-NO_3^- ao longo dos ciclos de tratamento: a) no reator no início da aeração; b) no reator após aeração (tratado)



Fonte: Próprio autor

Figura 13 - Nitrogênio oxidado em cada ciclo aeróbio de tratamento



Fonte: Próprio autor

Tabela 9 - Resultados da remoção de nitrogênio amoniacal ao longo dos ciclos de tratamento

CICLO	N-NH ₃ inicial (mg N-NH ₃ /L)	Remoção de N-NH ₃ (%)	Taxa de aplicação volumétrica (kg N-NH ₃ /m ³ .dia)	Relação N-NO ₂ ⁻ /N-NO _x ⁻ (%)	Taxa volumétrica de nitrificação (kg N _{Total} /m ³ .dia)	Amônia Livre (mg NH ₃ /L) Início da aeração
1	190,40	56,0	0,25	73,9	0,10	35,3
2	235,20	87,9	0,31	100	0,35	80,4
3	185,20	86,2	0,25	90,3	0,13	20,7
4	126,00	89,8	0,17	100	0,26	20,9
5	294,00	100,0	0,39	100	0,43	79,4
6	168,00	100,0	0,22	98,8	0,25	10,8
7	106,26	100,0	0,14	77,6	0,14	12,2
8	218,40	36,2	0,29	100	0,49	32,9
9	294,00	42,0	0,39	100	0,29	12,4
10	392,00	52,9	0,52	99,2	0,32	49,9
11	471,80	28,5	0,63	100	0,29	68,9
12	630,00	36,7	0,84	100	0,45	84,2
13	44,24	100,0	0,04	92,8	0,20	7,3
14	140,00	100,0	0,14	98,9	0,42	26,4
15	168,00	100,0	0,17	100	0,15	26,6
16	173,50	100,0	0,17	95,4	0,34	29,9
17	186,85	100,0	0,19	99,9	0,20	50,2
18	208,20	100,0	0,21	98,6	0,93	47,7
19	226,88	100,0	0,23	99,5	0,97	27,3

A partir da análise dos resultados, constata-se que o processo de tratamento, conforme empregado, apresentou bons resultados globais de remoção de N-NH₃ com predominância de N-NO₂⁻ para as condições 1 e 3 (ciclos 13 a 19), uma vez que a condição 1, nos ciclos 2 a 7, possibilitou concentrações de nitrogênio amoniacal efluentes entre 0 e 28,6 mg/L, média igual a 11,2 mg/L, e relação N-NO₂⁻/N-NO_x⁻ entre 74 e 100%; para a condição 3, os ciclos de tratamento possibilitaram efluentes sem a presença de nitrogênio amoniacal e relação N-NO₂⁻/N-NO_x⁻ superiores a 95%.

Apesar de não apresentar resultados promissores de remoção de N-NH₃, visto que possibilitou efluentes contendo concentrações de nitrogênio amoniacal entre 140 e 400,4 mg/L, valor médio igual a 247,2 mg/L, a condição 2 (ciclos 8 a 12) apresentou

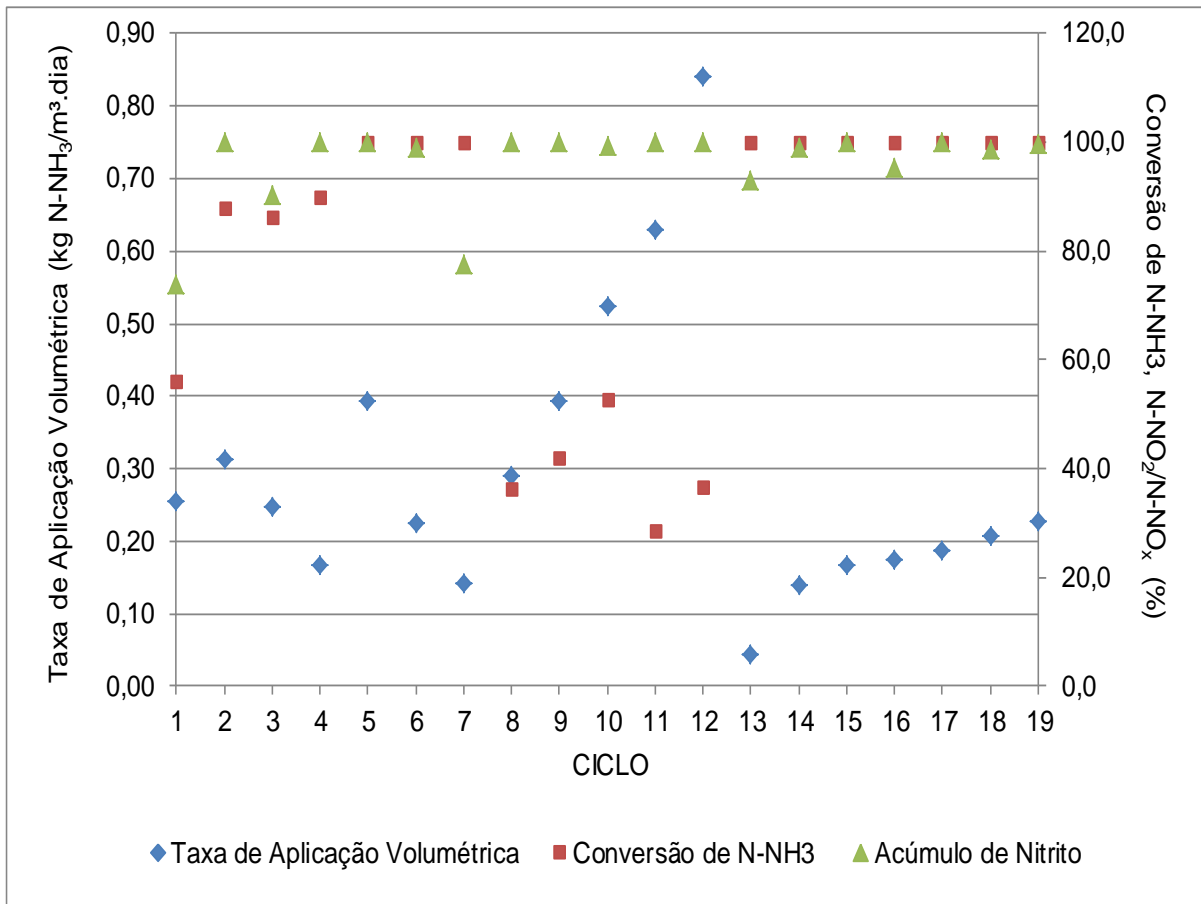
melhores resultados de acúmulo de N-NO_2^- que as demais, superiores a 99%.. Para essa análise foram desconsiderados os valores obtidos imediatamente após as etapas de desnitrificação (ciclos 7 e 13), uma vez que estas não foram realizadas de forma equivalente, e a alteração da etapa anóxica para um novo ciclo aeróbio exige uma fase de transição, que será diferente para cada momento do experimento, podendo propiciar uma interpretação equivocada dos resultados globais.

Alguns parâmetros são responsáveis pelas eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal com acúmulo sustentado de nitrito. A Tabela 10 e a Figura 14 apresentam o comportamento da remoção de N-NH_3 e do acúmulo de nitrito conforme as taxas de aplicação volumétrica.

Tabela 10 - Valores médios de taxa de aplicação volumétrica, conversão de N-NH_3 e acúmulo de N-NO_2^- conforme tempo de aeração empregado ao longo das condições operacionais

Condição	Tempo de aeração (horas)	Taxa de aplicação volumétrica (kg $\text{N-NH}_3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$)	Conversão de N-NH_3 (%)	Acúmulo de N-NO_2^- (%)
1	18	0,25	88,6	93,8
2	18	0,53	39,3	99,8
3	24	0,16	100	98,7

Figura 14 - Taxa de aplicação volumétrica, conversão de N-NH₃ e relação N-NO₂⁻/N-NO_x⁻ ao longo dos ciclos de tratamento



Fonte: Próprio autor

Os dados da Tabela 10 e da Figura 14 indicam que a eficiência de conversão de N-NH₃ está relacionada à taxa de aplicação volumétrica, corroborando os baixos percentuais de remoção obtidos na operação sob condição 2. Ao contrário, apenas poucos resultados apontam uma relação entre a taxa de aplicação volumétrica e o acúmulo de nitrito.

Segundo pesquisas de Turk e Mavinic (1987), Hidaka et al. (2002), Pollice et al. (2002), Fux et al. (2003), Lai et al. (2004) e Blackburne et al. (2008), o controle do tempo de aeração, terminando-o antes ou imediatamente após o fim da conversão de N-NH₃ em N-NO₂⁻, foi fundamental para o alcance do acúmulo de nitrito, estando inversamente relacionados. A ausência de N-NH₃ e presença de N-NO₂⁻, em tempo prolongado de aeração pode estimular a adaptação de BON às condições inibitórias e, conseqüentemente, a oxidação de N-NO₂⁻ a N-NO₃⁻.

Como a estratégia do controle do tempo de aeração se baseou no desligamento do aerador ao fim da oxidação de nitrogênio amoniacal, que por sua vez está

relacionada com a taxa de aplicação volumétrica, conclui-se que o acúmulo de nitrito identificado nos resultados depende da combinação entre a taxa de aplicação volumétrica e o tempo de aeração. A fim de elucidar a influência desses parâmetros, foi realizada análise estatística por meio da ferramenta “Análise de Dados” do *software* Microsoft Excel 2007®, utilizando-se a regressão linear múltipla, com nível de confiança igual a 95%. Os resultados estão apresentados nas Tabelas 11 e 12.

Tabela 11 – Regressão linear múltipla: Remoção de N-NH₃ X Taxa de aplicação volumétrica X Tempo de aeração

Variáveis	Coefficientes	valor-p
Taxa de aplicação volumétrica	-88,01	0,003
Tempo de aeração	2,36	0,173
R múltiplo = 0,79		
R ² = 0,62		
F de significação = 0,0004		

Tabela 12– Regressão linear múltipla: Acúmulo de nitrito X Taxa de aplicação volumétrica X Tempo de aeração

Variáveis	Coefficientes	valor-p
Taxa de aplicação volumétrica	20,64	0,060
Tempo de aeração	1,18	0,093
R múltiplo = 0,48		
R ² = 0,23		
F de significação = 0,12		

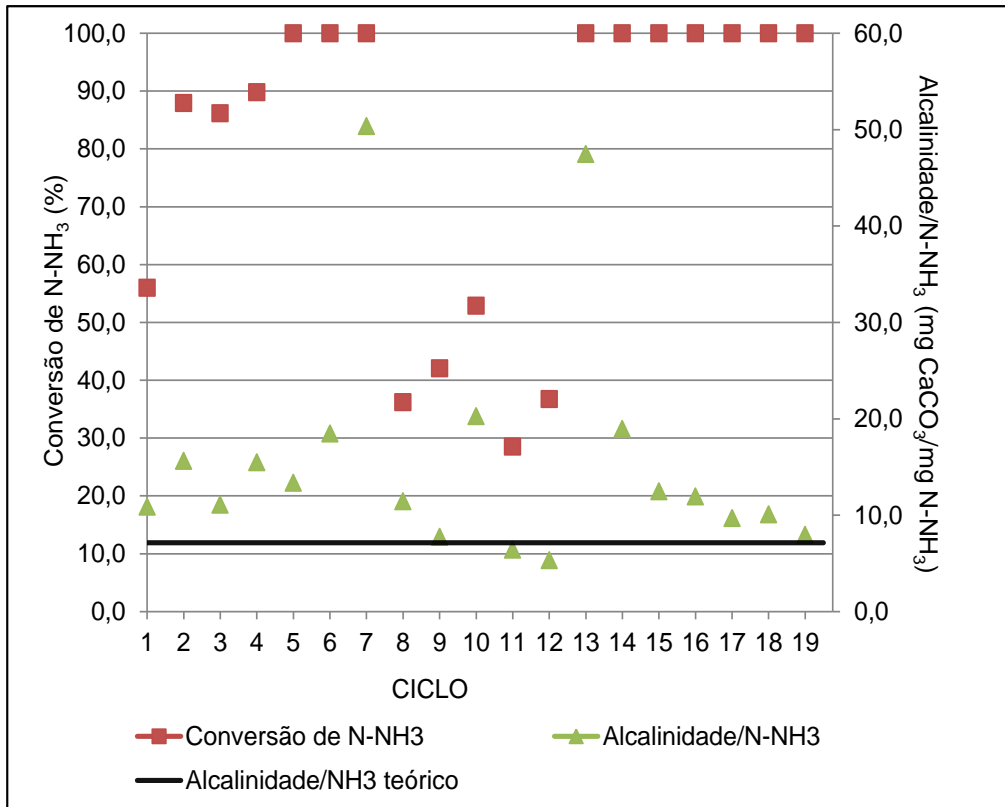
A análise estatística da forma aplicada confirma que a conversão de N-NH₃ está relacionada com a taxa de aplicação volumétrica, de forma inversa, porém, não é possível afirmar que essa sofre influência do tempo de aeração. As variáveis analisadas explicam 79% das variações dos resultados de remoção de nitrogênio amoniacal e o F de significação, inferior ao intervalo de confiança ($\alpha = 0,05$) indica que o modelo de regressão proposto é adequado.

Por outro lado, conforme resultados apresentados na Tabela 12, o acúmulo de nitrito não pode ser explicado apenas pelas variáveis: taxa de aplicação volumétrica e tempo de aeração, ao contrário do que afirmam algumas pesquisas. Portanto, a diferença entre os resultados de acúmulo de nitrito entre as condições operacionais adotadas, dependerão de outros fatores ou combinações de fatores.

Segundo a estequiometria da reação aeróbia, a remoção do nitrogênio amoniacal presente no lixiviado de aterro sanitário, por meio do processo de nitrificação é dependente da alcalinidade do meio. A Figura 15 mostra o comportamento da

relação alcalinidade/N-NH₃ no início do ciclo aeróbio, ou seja, no conteúdo do reator, e da conversão de N-NH₃.

Figura 15 - Relação Alcalinidade/NH₃ inicial e conversão de N-NH₃ ao longo dos ciclos de tratamento



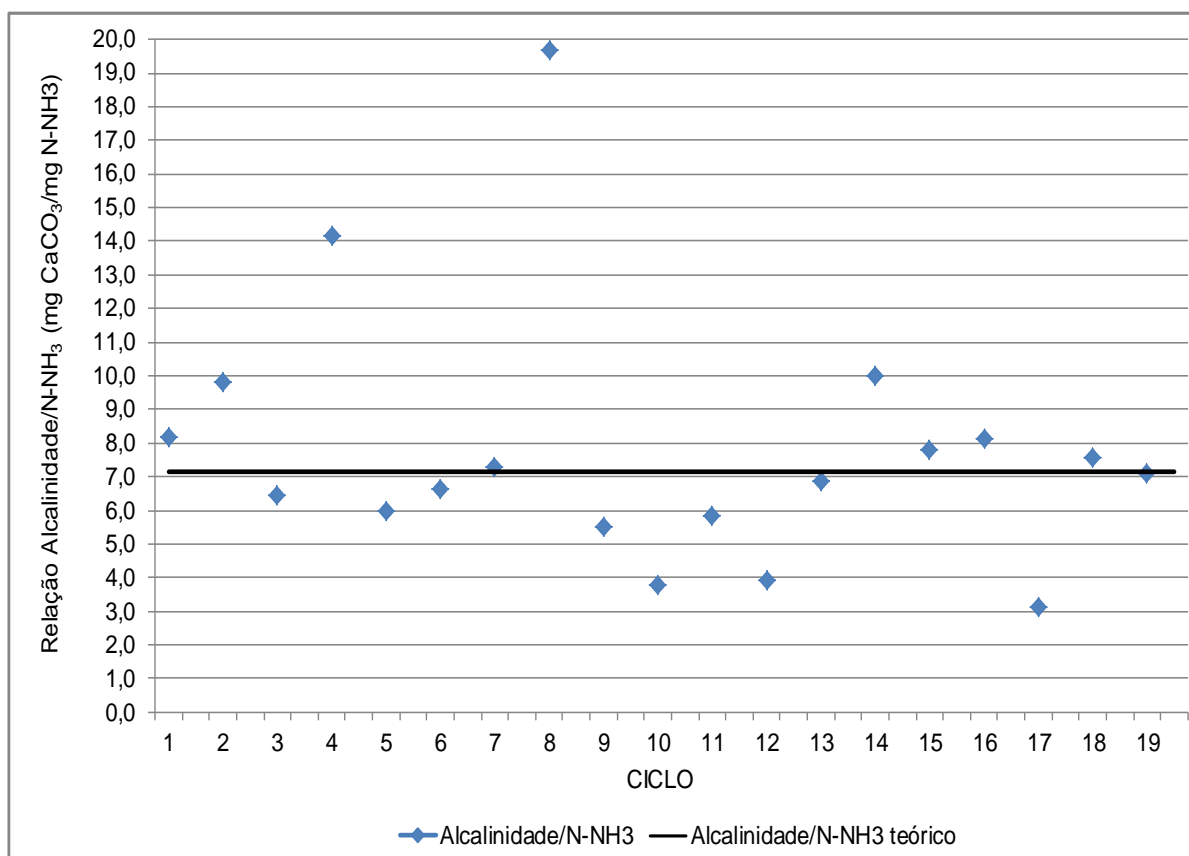
Fonte: Próprio autor

Constata-se que na maioria dos ciclos de tratamento, a relação Alcalinidade/NH₃ no início do tratamento, ou seja, imediatamente antes de acionar a aeração, foi favorável à conversão de N-NH₃, estando acima do valor mínimo estequiométrico de 7,14 mg CaCO₃/L. Quando a relação Alcalinidade/N-NH₃ alcançou valores de 6,4 e 5,3, nos ciclos 11 e 12, respectivamente, a eficiência de conversão de N-NH₃ diminuiu em relação aos três resultados anteriores, os quais apontavam o aumento da eficiência de remoção, corroborando o valor ideal apresentado pela estequiometria. Freitas (2009), aplicando o processo de nitrificação/desnitrificação para tratamento de lixiviado de aterro sanitário, atribuiu redução na eficiência de remoção de N-NH₃ identificadas ao longo da pesquisa a uma baixa concentração de alcalinidade. Os resultados obtidos ainda corroboram aqueles encontrados por

outros pesquisadores (BENNINGER e SHERRARD, 1978; van HAANDEL e MARAIS, 1999; LAI *et al.*, 2004).

A Figura 16 mostra a variação real da alcalinidade por unidade de N-NH₃ oxidado em cada ciclo de tratamento.

Figura 16 – Relação Alcalinidade consumida/N-NH₃oxidado em cada ciclo de tratamento



Fonte: Próprio autor

Observando-se a Figura 16, é possível constatar que a relação alcalinidade consumida/N-NH₃oxidado, em alguns ciclos de tratamento, é significativamente menor que aquela apresentada na estequiometria da reação de nitrificação.

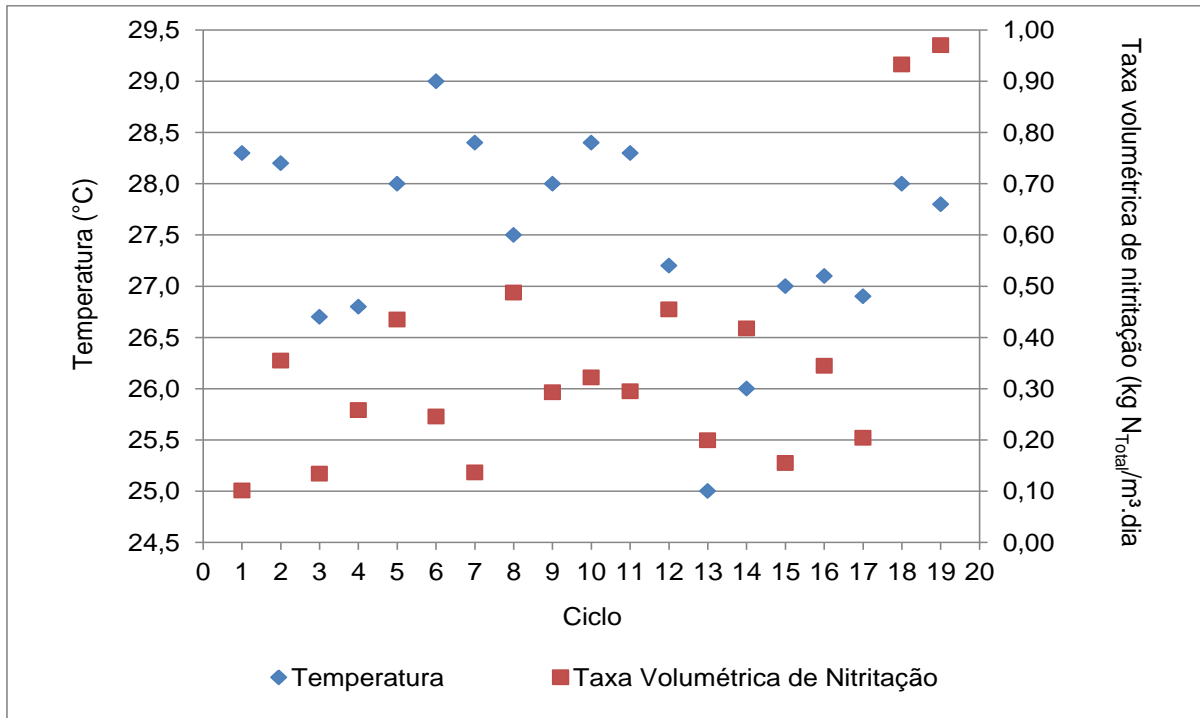
Benninger e Sherrad (1978) explicam que o consumo de alcalinidade (mg CaCO₃/mg N-NH₃ oxidado) varia conforme a idade do lodo e a relação DQO/NKT, atribuindo tal fato às seguintes razões: (a) alteração na composição química da célula microbiana, (b) mudança na predominância de espécies, e/ou (c) perda de nitrogênio por meio da assimilação na biomassa.

A Figura 16 mostra ainda que outros resultados apresentaram valores para as relações alcalinidade consumida/N-NH₃ oxidado acima do valor teórico, mesmo em

menores eficiências de nitrificação. Esse fato pode ser explicado pelo stripping de CO_2 proporcionado pela aeração, assim como concluído na pesquisa de Ganigué et al. (2007). O processo de hidrólise do nitrogênio, bem como a ocorrência de desnitrificação simultânea, evidenciada pela redução de concentrações de N-NO_3^- em alguns ciclos aeróbios, pode ainda ter contribuído para o aumento da alcalinidade, uma vez que esses processos consomem 1 mol de íons H^+ por cada mol de N-NH_3 produzido e N-NO_3^- reduzido, respectivamente. Tais ocorrências possibilitam um resultado falso negativo (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999; SILVA FILHO, 2009; BUENO, 2011).

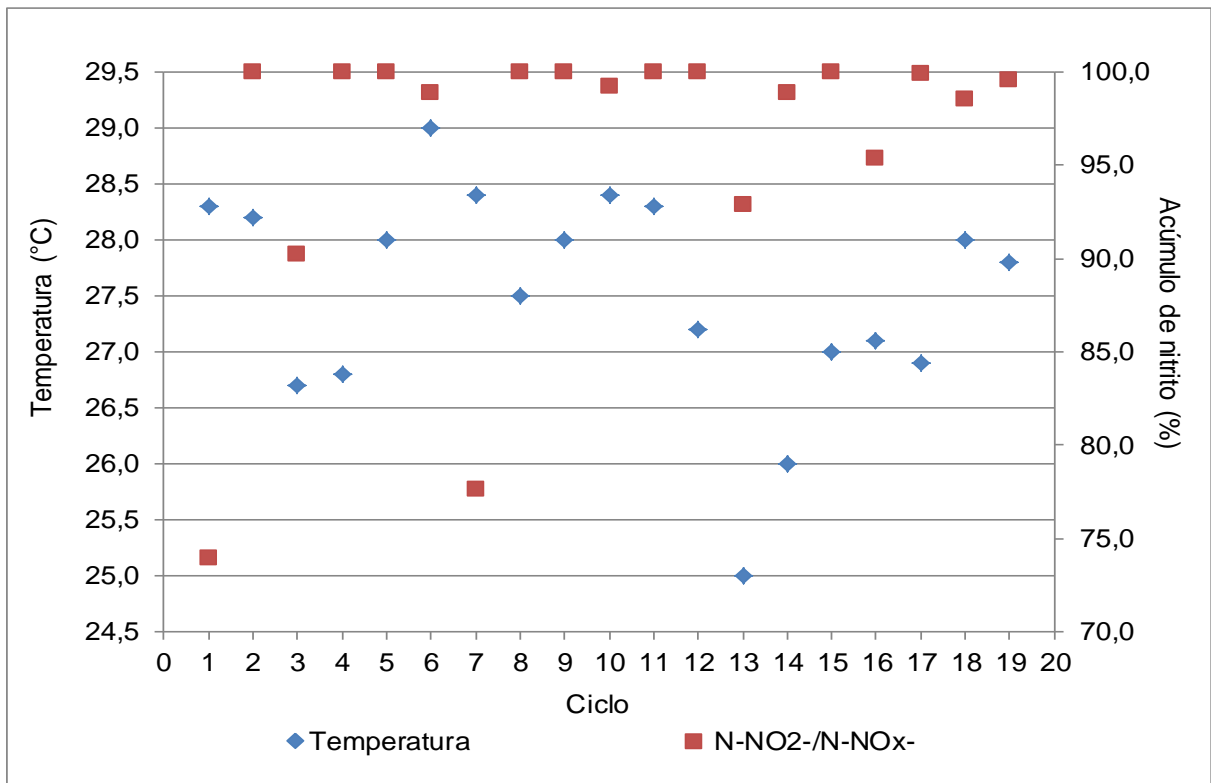
Outro parâmetro de influência no acúmulo de nitrito é a temperatura. Ao longo do desenvolvimento dos ciclos de tratamento, a temperatura do conteúdo do reator variou entre 25 e 29 °C. As Figuras 17 e 18 mostram o comportamento da taxa volumétrica de nitrificação e do acúmulo de nitrito ($\text{N-NO}_2^-/\text{N-NO}_x^-$), conforme a faixa de variação da temperatura.

Figura 17 - Variação da temperatura e da taxa volumétrica de nitrificação em cada ciclo de tratamento



Fonte: Próprio autor

Figura 18- Variação da temperatura e do acúmulo de nitrito em cada ciclo de tratamento



Fonte: Próprio autor

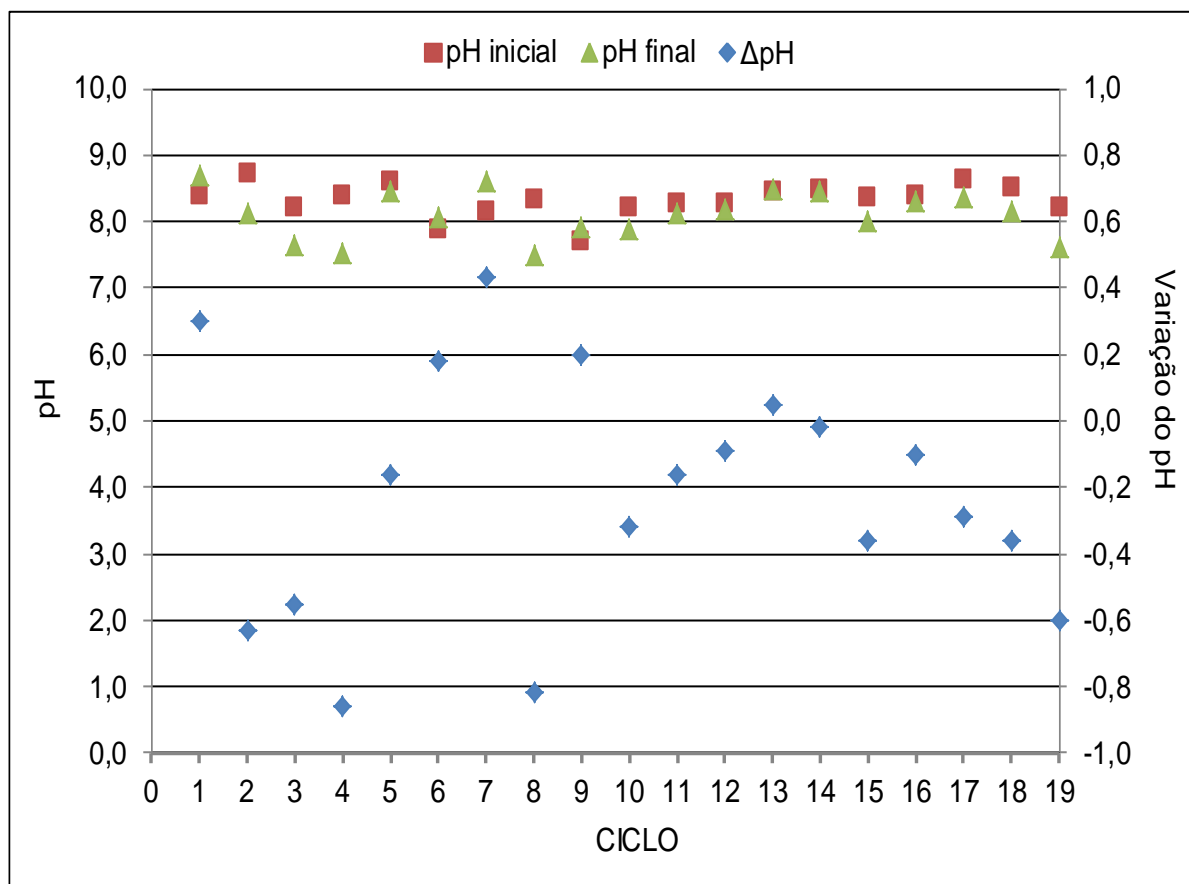
Constata-se que, durante 11 dos 19 ciclos, houve relação direta entre o aumento/diminuição da temperatura e o aumento/diminuição da taxa de nitrificação, corroborando conceitos da microbiologia clássica. Porém, para a faixa de variação da temperatura, não é possível afirmar que esse parâmetro exerce influência sobre o aumento ou diminuição da relação $N\text{-NO}_2^-/N\text{-NO}_x^-$. De fato, segundo as curvas típicas das taxas de crescimento de BOA e BON apresentadas por Hellinga *et al.* (1998), a diferença entre os tempos de retenção celular (TRC) de BOA e BON a temperaturas superiores a 25 °C é mínima. Portanto, não é necessário elevar a temperatura excessivamente para alcançar nitrificação parcial constante, fato corroborado pelos resultados experimentais apresentados na pesquisa de Yoo *et al.* (1999).

Adicionalmente, seria extremamente dispendioso aumentar a temperatura das águas residuárias como lixiviado e esgoto sanitário, devido ao elevado calor específico da água. É suficiente manter as temperaturas próximas a 25 °C quando esse é o único parâmetro utilizado para o alcance do acúmulo de nitrito (PENG E ZHU, 2006).

Conforme Peng e Zhu (2006), o pH exerce influência sobre o acúmulo de nitrito durante o tratamento aeróbio de lixiviado de aterro sanitário, uma vez que, juntamente com a temperatura e com as concentrações de nitrogênio amoniacal e $N\text{-NO}_2^-$, influencia diretamente os equilíbrios íon amônio–amônia livre e nitrito–ácido nitroso. A Figura 19 mostra a variação do valor do pH no conteúdo do reator, para cada ciclo de tratamento.

Segundo Anthonisen *et al.* (1976), determinadas faixas de concentrações de NH_3 e HNO_2 exercem influência sobre o acúmulo de nitrito, devido à inibição de BON. O autor concluiu que concentrações acima de 10 mg NH_3/L inibem todo o processo de nitrificação. Alguns pesquisadores confirmaram que o acúmulo de nitrito pode ser conseguido por meio do controle do pH e, conseqüentemente, da concentração de amônia livre, ácido nitroso e hidroxilamina (FERHAN, 1996; VILLAVERDE *et al.*, 2000; PENG *et al.* 2004b.)

Figura 19 - Variação do pH para cada ciclo de tratamento

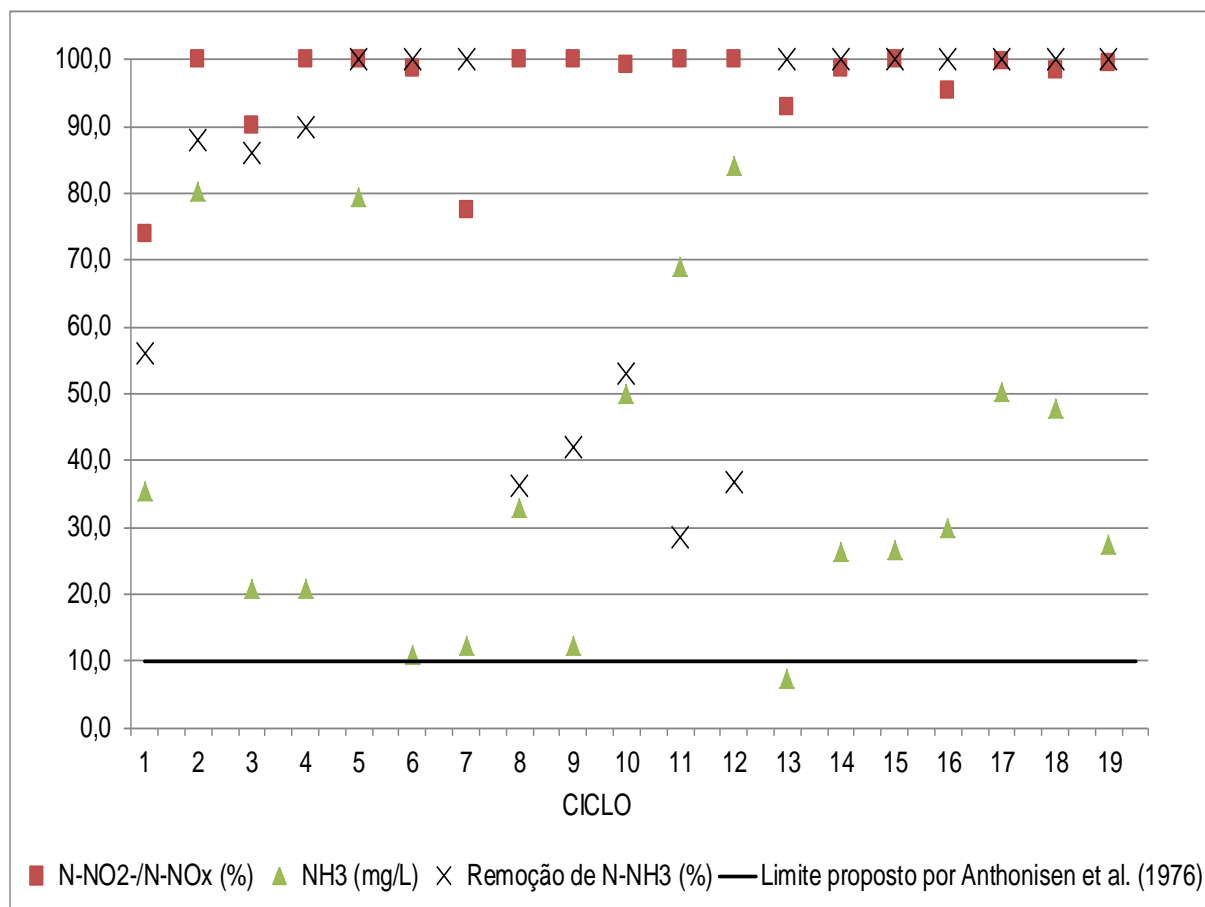


Fonte: Próprio autor

Durante a maioria dos ciclos aeróbios (Figura 19) os valores de pH acompanharam o comportamento teórico esperado, ou seja, redução como consequência do “consumo” de alcalinidade decorrente da nitrificação biológica. Por outro lado, alguns ciclos apresentaram comportamento distinto do teoricamente esperado. Esse aumento do pH em alguns ciclos pode ser explicado pela ocorrência do *stripping* de CO_2 , amonificação do nitrogênio orgânico e desnitrificação simultânea, durante a aeração. Resultados semelhantes também foram encontrados por Wett e Rauch (2003), Freitas (2009), Ganigué *et al.* (2009).

A Figura 20 mostra a variação do percentual de remoção de amônia e do acúmulo de nitrito, conforme a concentração de amônia livre no início dos ciclos, ao longo da operação da unidade piloto.

Figura 20 - Concentrações de amônia livre e acúmulo de nitrito ao longo dos ciclos de tratamento



Fonte: Próprio autor.

Os dados não indicam uma relação entre as concentrações iniciais de amônia livre e o sucesso do acúmulo de nitrito. Os valores variaram entre 7,3 e 84,2 mg NH₃/L, tendo a maioria dos ciclos apresentado concentrações capazes de inibir todo o processo de nitrificação. Contudo, o desenvolvimento do ciclo aeróbio ocasiona a adaptação dos microrganismos e consumo de alcalinidade, e conseqüente variação do pH, apresentando como efeito a alteração das concentrações de amônia livre, atingindo valores que terão efeitos diferentes em BOA e BON.

Pesquisa de Ford *et al.* (1980) concluiu que a atividade de oxidação tanto do nitrogênio amoniacal como do nitrito foram inibidas em concentração de amônia livre superior a 30 mg NH₃/L, porém houve uma recuperação assim que a concentração atingiu valor abaixo do limite de inibição proposto por Anthonisen *et al.* (1976), e o sistema pode operar apesar da concentração superior a 70 mg NH₃/L.

Wong-Chong e Loehr (1978) relataram que o sistema empregado na pesquisa foi capaz de remover nitrogênio de forma estável em uma concentração de amônia livre

igual a 50 mg NH₃/L, e a oxidação do nitrito a nitrato foi inibida na presença de amônia livre em concentrações superiores a 3,5 mg NH₃/L. Queiroz (2006), He *et al.* (2007) e Freitas (2009) alcançaram o acúmulo de nitrito superiores a 80%, em concentrações de amônia livre superiores a 10 mg NH₃/L.

De fato, as elevadas concentrações de amônia livre inibem o processo, porém, durante a operação do ciclo ocorre a adaptação da biomassa, principalmente BOA. À medida que a oxidação do nitrogênio amoniacal prossegue, a concentração de amônia livre diminui até valores nos quais apenas BON mantém-se sendo inibidas. A continuação da reação aeróbia faz com que as concentrações de NH₃ deixem de ser inibitórias para toda a biomassa.

Com o objetivo de esclarecer a relação entre as concentrações de amônia livre e o acúmulo sustentado de nitrito, foi realizado tratamento estatístico dos dados, por meio do software Microsoft Excel 2010®, utilizando-se as ferramentas correlação de Pearson e regressão linear múltipla.

A análise do coeficiente de correlação (ρ) apresentou valores iguais a: 0,32 para a concentração inicial de amônia livre; 0,43 para a variação da concentração de NH₃ e -0,09 para concentração de NH₃ final. Os resultados indicam que o acúmulo de nitrito é mais influenciado pela variação das concentrações de amônia livre, sendo uma correlação positiva e moderada. O valor do coeficiente de correlação encontrado para a concentração de NH₃ inicial é muito próximo ao limite inferior entre a correlação moderada e a correlação fraca ($\rho = 0,30$), indicando uma baixa relação entre a concentração de amônia livre e o acúmulo de nitrito.

Uma vez que os resultados de amônia livre, isoladamente, não permitem uma conclusão objetiva de sua relação com o acúmulo de nitrito, foi realizada uma análise estatística por meio da regressão linear múltipla, com o intuito de incluir os efeitos conjuntos de outros parâmetros. Os resultados estão apresentados na Tabela 13.

Tabela 13 - Principais resultados da Regressão Linear Múltipla aplicada ao acúmulo de nitrito

Variáveis	Coefficientes	valor-p
Taxa de aplicação volumétrica	-41,040	0,120
Tempo de aeração	0,894	0,216
Temperatura	-4,887	0,060
Alcalinidade	0,001	0,337
pH	-50,455	0,039
Δ pH	-12,11	0,010
Concentração de amônia livre	0,60	0,031
Concentração de HNO ₂	63,735	0,599
R múltiplo = 0,87		
R ² = 0,75		
F de significação = 0,026		

A análise estatística da forma aplicada confirma que o acúmulo de nitrito está relacionado com a concentração inicial de amônia livre, de forma positiva, além de estar relacionada com o pH inicial e a variação deste durante a aeração, sendo que os coeficientes dos dois últimos (-50,455 e -12,11, respectivamente) indicam que estes têm maior influência sobre os valores da relação $N\text{-NO}_2^-/N\text{-NO}_x^-$. As variáveis analisadas explicam 75% das variações dos resultados de acúmulo de nitrito e o F de significação, inferior ao intervalo de confiança ($\alpha = 0,05$) indica que o modelo de regressão proposto é adequado. O R múltiplo indica uma forte associação entre o acúmulo de nitrito e o conjunto dos demais parâmetros.

A partir dos resultados apresentados, realizou-se a regressão linear múltipla restrita aos parâmetros com p-valor inferior ao intervalo de confiança, a fim de verificar mais detalhadamente a relação com o acúmulo de nitrito. O resultado está apresentado na Tabela 14.

Tabela 14 - Principais resultados da Regressão Linear Múltipla aplicada ao acúmulo de nitrito. Variáveis significativas

Variáveis	Coefficientes	valor-p
pH	-11,59	0,156
Δ pH	-12,24	0,014
Concentração de amônia livre	0,11	0,133
R múltiplo = 0,65		
R ² = 0,42		
F de significação = 0,036		

Os dados obtidos mostram que a remoção dos parâmetros com valor-p acima do intervalo de confiança, da análise de regressão linear múltipla, ocasiona a perda de

significância de outras variáveis. Em outras palavras, o acúmulo de nitrito não pode ser atribuído a um fator isolado, mas sim a um conjunto de fatores, não sendo possível afirmar com precisão o motivo da condição 2 ter apresentado melhores resultados de acúmulo de nitrito.

Entretanto, pode-se notar que, dentre os parâmetros avaliados quantitativamente durante toda a pesquisa, o principal fator é a variação do pH. Ora, o pH tem grande influência na solubilização e concentração de metais pesados, sais e outras substâncias e compostos tóxicos a BON, inclusive ácido nitroso, amônia livre e hidroxilamina, favorecendo o estabelecimento de condições inibitórias a esses microrganismos.

Outros fatores podem influenciar o acúmulo de N-NO_2^- em sistemas de tratamento biológico de lixiviado, como por exemplo: idade do lodo, concentração de oxigênio dissolvido. A operação dos ciclos de tratamento não adotou remoção de biomassa, ou seja, com idade do lodo considerada infinita, durante os 165 dias, sem perda de eficiência global do acúmulo de nitrito ao contrário dos resultados encontrados por pesquisadores como Bock *et al.* (1986) e van Kempen *et al.* (2001), e corroborando os resultados obtidos por Pollice *et al.* (2002), Zeng *et al.* (2006), Queiroz (2006) e Freitas (2009).

Sistemas de tratamento baseados na nitrificação parcial podem alcançar a predominância de N-NO_2^- manipulando-se a concentração de OD no reator. Devido às configurações do aparato experimental, as concentrações de OD no conteúdo do reator estiveram sempre abaixo de 1 mg O_2/L . Portanto, as baixas concentrações de OD contribuíram para a inibição de BON e, conseqüentemente, a predominância de nitrito como forma oxidada, corroborando resultados apresentados em diversas pesquisas (GARRIDO *et al.*, 1997; PICIOREANU, 1997; RUIZ *et al.*, 2003; CIUDAD *et al.*, 2005; QUEIROZ, 2011; KULIKOWSKA E BERNAT, 2013; LI *et al.*, 2013).

Assim como em Nascimento (2013), os valores elevados de cor verdadeira confirmam a presença de uma grande quantidade de matéria orgânica recalcitrante no efluente do tratamento biológico. Uma porção significativa da matéria orgânica recalcitrante presentes em lixiviados de aterros sanitários é constituída, principalmente, por substâncias húmicas, que são responsáveis pela conferência de cor pronunciada ao lixiviado (KANG, SHIN e PARK, 2002; ZOUBOULIS, CHAI e KATSOYIANNIS, 2004; AZIZ *et al.*, 2007b; QUEIROZ *et al.*, 2011; WU *et al.*, 2011).

Os resultados de análise de substâncias húmicas apresentaram variação entre 379 e 761 mg/L, no reator. Assim, os valores elevados das concentrações de substâncias húmicas podem ter favorecido o acúmulo de nitrito, corroborando os resultados de Tan e Lopez-Falcon (2008). Segundo resultados apresentados pelos pesquisadores, a produção de N-NO_2^- tende a aumentar linearmente em concentrações de ácidos fúlvicos (AF) e húmicos (AH) que variaram de 0 a 320 mg/L em pH 7,0 ou 8,0. O ácido fúlvico foi mais eficaz do que AH para aumentar o processo de oxidação do nitrogênio amoniacal. Em contrapartida, a produção de nitrato foi reduzida linearmente com o incremento das concentrações de AF ou AH, resultando no acúmulo de N-NO_2^- .

6.2.3. Comportamento de parâmetros de interesse presentes no lixiviado durante os ciclos de tratamento

A Tabela 15 mostra a faixa de variação e os valores médios dos parâmetros analisados durante a caracterização do efluente do reator

Tabela 15 – Faixa de variação e mediana dos parâmetros analisados durante a caracterização do lixiviado tratado

Parâmetro	Faixa de variação	Mediana	Nº de ensaios
pH	7,5 – 8,7	8,1	19
DQO/ (mg O_2 /L)	600 – 5.700	1.500	12
DBO/ (mg O_2 /L)	ND – 30,9	8,1	19
COT/ (mg/L)	424,8 – 722,6	603,7	6
Alcalinidade/ (mg CaCO_3 /L)	190,7 – 4.600	1.250	19
Nitrogênio amoniacal/ (mg N-NH_3 /L)	ND – 400,4	ND	19
NTK/ (mg N/L)	33,6 – 805,9	426	19
Nitrito/ (mg N-NO_2^- /L)	102,9 – 2.349	587,8	19
Nitrato/ (mg N-NO_3^- /L)	7,5 – 42,3	24,4	19
Fósforo solúvel/ (mg P-PO_3^- /L)	2,8 – 20,6	5,4	13
Fósforo total/ (mg P/L)	10,4 – 29,2	14,2	13
Cor verdadeira/ (mg Pt.Co/L)	1.296,9 – 5.175,8	4.057,6	8
Cor aparente/ (mg Pt.Co/L)	3.037 – 11.975	6.983,9	13
Turbidez/ (UNT)	20 – 801	115,5	14
Cloreto/ (mg Cl^- /L)	66,7 – 1.133,1	249,9	17
ST/ (mg/L)	8.635 – 30.298	11.770	11
STF/ (mg/L)	6.950 – 26.498	8.770	11
STV/ (mg/L)	1.685 – 4.374	2.770	11
SST/ (mg/L)	964 – 2.390	1.105	11
SSF/ (mg/L)	90 – 1.760	175	11
SSV/ (mg/L)	10 – 1.940	200	11
Carboidratos/ (mg/L)	ND – 321,8	153,1	7
Proteínas/ (mg/L)	431,1 – 891	770,1	7
Substâncias húmicas/ (mg/L)	378,8 – 761,4	570,1	2

Conforme resultados mostrados na Tabela 15, o tratamento biológico mostrou-se eficaz para a remoção de nitrogênio amoniacal e DBO, uma vez que atende aos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos, estipulados pela Resolução CONAMA 430/11. O mesmo ocorreu para outros parâmetros, como pH (5 a 9), temperatura (até 40 °C) do efluente final.

A estratégia operacional e a aplicação do processo de nitrificação paralelamente possibilitou a remoção de DBO, DQO e COT. A concentração inicial de DBO no conteúdo do reator variou entre 13,5 e 81,1 mg O₂/L, média igual a 34 mg O₂/L. A carga de aplicação volumétrica variou entre 0,014 e 0,081 kg DBO/m³.dia, média igual a 0,029 kg DBO/m³.dia. Aproximadamente 72% dos resultados apresentaram remoções superiores a 60%, sendo metade desses, iguais a 100% de remoção. A remoção média de DBO foi igual a 80%. A DBO efluente variou entre 0 e 30,9 mg O₂/L, média igual a 8,1 mg O₂/L.

Os resultados alcançados na pesquisa mostram-se em consonância com outros estudos realizados, a maioria em escala de bancada. Aplicando cargas de DBO semelhante às aquelas estudadas por Fleck (2003) e Gomes *et al.* (2009), o estudo apresentou melhor percentual de remoção média de DBO, além efluentes com menores concentrações de DBO quando comparados às pesquisas de outros autores (FLECK, 2003; KLIMIUK e KULIKOWSKA, 2006; LAITINEN *et al.*, 2006; AMARAL, 2009; GOMES *et al.*, 2009).

As análises realizadas para quantificação de DQO mostraram inconsistências. Para esse parâmetro, a maioria dos ciclos (15) apresentou redução das concentrações entre o início e o final, com valores variando entre 0 e 65,6%, com remoção média de 22,7%, proporcionando um efluente contendo concentrações de DQO entre 600 e 5.700 mg O₂/L.

Por outro lado, alguns ciclos apresentaram aumento da DQO, sendo que em um deles houve um incremento de 1.200 para 3.700 mg O₂/L. Tal fato pode ser explicado pelo aumento das concentrações de compostos medidos nas análises do parâmetro, como sulfetos, cloretos, nitrito e outros compostos inorgânicos, conforme explica alguns autores (KYLEFORS *et al.*, 2003; GERMILI *et al.*, 1991, *apud* GOMES *et al.*, 2009)

Ao longo da operação da unidade piloto, a remoção de COT variou entre 0,1 e 30,6%, com valor médio igual a 16,4%, gerando um efluente contendo entre 425 e 722,6 mg C/L. De fato, uma vez que maior parte da matéria orgânica presente no lixiviado é de difícil biodegradação, a exemplo das substâncias húmicas e ácidos fúlvicos, a redução no valor de COT relaciona-se, na etapa de nitrificação, com a remoção da fração biodegradável.

Os dados corroboram resultados obtidos em pesquisas de outros autores que aplicaram tratamentos biológicos, nos quais não houve remoção significativa de COT, principalmente aquelas que estudaram efluentes contendo baixa relação DBO/DQO (BIDONE, 2007; QUERIOZ, 2009; SILVA, 2009).

Apesar dos valores reduzidos de remoção de COT, após o processo de nitrificação, se faz necessária a realização de uma etapa anóxica, para remoção do nitrogênio oxidado. Nessa fase, há consumo de matéria orgânica para realização da desnitrificação, e conseqüente remoção de parte do COT presente.

Os estudos mostram que a remoção de COT é mais eficiente adotando-se processos físico-químicos de tratamento de lixiviado. Por outro lado, esses processos envolvem custos elevados com produtos químicos e/ou técnicas muito avançadas para a realidade dos aterros sanitários brasileiros. As remoções alcançadas no processo completo de nitrificação/desnitrificação podem demandar tratamentos físico-químicos com menores gastos com produtos químicos e menor geração de resíduo (WENZEL et al., 1999; AMARAL, 2009; WELANDER e HENRYSSON, 2010; SHABIIMAN e DICKSHIT, 2012; NASCIMENTO, 2013).

Ao longo do desenvolvimento da pesquisa houve uma redução das concentrações de carbono inorgânico, entre 6 e 55%, com média igual a 47,7%, uma vez que o processo de síntese celular é autotrófico e, portanto, consome CO_2 . Entretanto, segundo Wood (1986) *apud* Phillips et al. (2002), para cada átomo de carbono fixado no tecido celular, são necessários 35 moles de NH_4^+ para o crescimento de BOA e 100 moles de NO_2^- para BON. Portanto, a taxa de crescimento dos microrganismos nitrificantes é bastante lenta. Conseqüentemente o consumo de CO_2 na nitrificação possui pouca significância na variação das concentrações de carbono inorgânico.

O processo de stripping devido à aeração do sistema, bem como as reações que “consomem” alcalinidade tem maior influência nas variações observadas nas concentrações de Cl ao longo dos ciclos aeróbios de tratamento.

Em um dos ciclos aeróbios de tratamento houve um aumento discreto da concentração de Cl, 1,9%, podendo ser considerado que não houve alteração. Wett e Rauch (2003), durante a aeração do sistema, observaram aumento da concentração de bicarbonato e, conseqüentemente, da concentração de carbono inorgânico. Além disso, o processo de amonificação da matéria orgânica nitrogenada e uma possível desnitrificação simultânea consomem íons H^+ , deslocando o equilíbrio químico para a produção de bicarbonato, podendo aumentar a alcalinidade e conseqüentemente a concentração de Cl.

Essas observações corroboram o aumento ou menores reduções das concentrações de carbono inorgânico encontradas nos ciclos de tratamento, mesmo em ciclos com maiores taxas de nitrificação.

A operação da unidade piloto foi capaz de remover concentrações de cor verdadeira do lixiviado bruto. Os ciclos apresentaram remoções variando entre 51 e 87%, com média igual a 59%. Entretanto, a maior parte da remoção está relacionada aos efeitos de diluição. Quando o reator foi alimentado com lixiviado bruto excessivamente diluído, houve o aumento da cor do efluente em comparação com o lixiviado bruto, chegando a obter um efluente contendo concentração de cor, até sete vezes maior, aumentando de 742,5 para 5.175,8 mg Pt.Co/L

Os efluentes tratados gerados nos ciclos aeróbios ainda apresentam cor pronunciada ($\approx 4.057,6$ mg Pt.Co/L), dificultando o descarte em corpos hídricos, visto que a Resolução CONAMA 357/05 determina uma concentração de cor verdadeira igual a, no máximo, 75 mg Pt.Co/L, em corpos d'água classe 2.

O mesmo pode ser discutido para a turbidez. Inicialmente, os ciclos de tratamento apresentaram aumento da turbidez, variando entre 8 e 320%, média igual a 236%. A partir do oitavo ciclo, exceto no ciclo 18, o sistema passou a apresentar redução da turbidez no efluente, em comparação com o lixiviado bruto, variando entre 16 e 90%, média igual a 25%.

Os balanços em cada ciclo proporcionaram um efluente de baixa turbidez ($\bar{T} = 115,5$ UNT), possibilitando o descarte do efluente tratado em corpos hídricos, por

exemplo, visto que a Resolução CONAMA 357/05 determina, para corpos d'água classe 2, uma turbidez igual a, no máximo, 100 UNT/L. A variação dos valores deve-se, além da diluição do afluente no conteúdo do reator, à sedimentação do lodo e ocorrência de flotação.

Processos de tratamento físico-químicos de fato são mais eficientes para remoção de cor e turbidez, inclusive por não serem influenciados por diluições. Wenzel et al. (1999), Amaral (2009), Welander e Hanrysson (2010), Shabiiman e Dikshit (2012), Ahmadian (2013) e Nascimento (2013) alcançaram remoções de cor superiores a 85%, aplicando diferentes processos. Nascimento (2013), aplicando a coagulação-floculação ao lixiviado tratado na unidade piloto, possibilitou um efluente contendo concentração do parâmetro cor verdadeira igual a 374,8 mg Pt.Co/L.

Nessas condições, o efeito de uma possível diluição do efluente em um corpo d'água torna-se menos desfavorável ao seu lançamento, conforme a Resolução CONAMA 357/05, o que evidencia a necessidade de um tratamento físico-químico complementar ao tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário.

O desenvolvimento da pesquisa não possibilitou a remoção de fósforo total e fósforo solúvel, proporcionando um efluente com concentrações médias iguais a 14,2 e 5,4 mg P/L, respectivamente. Alguns autores também não reportaram remoção de fósforo operando reatores em bateladas sequenciais para tratamento biológico de efluentes, *i.e.* Andreottola et al. (1997), Chang e Hao (1996), Demoulin et al. (1997), Kargi e Uygur (2002; 2003), Keller et al. (1997) e Pastorelli et al. (1999).

Assim como para o parâmetro cor, os resultados indicam a necessidade de um tratamento físico-químico, principalmente coagulação-floculação, uma vez que a Resolução CONAMA 357/05 estabelece como limite máximo no corpo hídrico classe 2, a concentração de fósforo total, igual a 0,03 mg P/L em ambientes lênticos e 0,05 mg P/L em ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico.

A Tabela 16 apresenta um resumo dos resultados discutidos e o comparativo entre estes e os limites estipulados pelas Resoluções CONAMA 357/05 e 430/11. Como o tratamento aeróbio deve ser seguido de uma etapa de desnitrificação, os parâmetros nitrito e nitrato não foram abordados.

Tabela 16 - Comparativo entre os principais resultados e as exigências legais para lançamento de efluentes

PARÂMETRO	REMOÇÃO MÉDIA (%)	CONCENTRAÇÃO MÉDIA EFLUENTE	EXIGÊNCIAS RESOLUÇÃO CONAMA 430/11	EXIGÊNCIAS RESOLUÇÃO CONAMA 357/05 (CLASSE 2)
pH	-	7,5 a 8,7	5 a 9	6 a 9
N-NH ₃	79,8 (93,87 ¹)	ND a 400,4 mg/L (10,8 ¹)	20 mg/L	2,0 mg/L ² 1,0 mg/L ³ 0,5 mg/L ⁴
DBO	80	8,1 mg O ₂ /L	Remoção mínima de 60%	Até 5 mg O ₂ /L
Cor Verdadeira	59	4.057,6 mg Pt.Co/L	-	75 mg Pt.Co/L
Turbidez	25	115,5 UNT	-	100 UNT
Fósforo Total	ND	14,2 mg/L	-	0,03 mg/L (AL) 0,05 mg/L (AI) 0,1 mg/L (ALo)

1: Desconsiderando a condição operacional 2; 2: $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$; 3: $8,0 < \text{pH} \leq 8,5$; 4: $\text{pH} > 8,5$

AL – Ambientes lênticos; AI – Ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários de ambientes lênticos; ALo – Ambientes Lóticos

7. CONCLUSÕES

A presente pesquisa teve como objetivo estudar a remoção de nitrogênio presente no lixiviado produzindo em um aterro sanitário, localizado no município de Camaçari-Ba, com acúmulo sustentado de nitrito. Para isso, foi aplicado processo de tratamento biológico, operando um reator em batelada sequencial, em escala piloto. Após a realização dos ciclos de tratamento, pode-se concluir que:

- O lixiviado utilizado na pesquisa assemelha-se aos lixiviados de outros aterros sanitários brasileiros, e suas características condizem com aquelas apresentadas por efluentes de aterros de mesma idade.
- O tratamento biológico empregado alcançou resultados satisfatórios de remoção de nitrogênio amoniacal, com acúmulo sustentado de nitrogênio na forma de nitrito, pois, na maioria dos resultados (treze dos dezenove ciclos), foi possível produzir um efluente contendo concentrações menores que o limite estipulado pela Resolução CONAMA 430/11 e em 15 dos 19 ciclos de tratamento, as relações $N\text{-NO}_2^-/N\text{-NO}_x$ foram superiores a 95%, sendo todos os demais resultados superiores a 73%.
- A remoção de nitrogênio amoniacal relacionou-se de forma negativa com a taxa de aplicação volumétrica.
- O processo de nitrificação permaneceu estável ao longo de toda a pesquisa. O alcance do acúmulo sustentado de nitrito. Foi possível devido a um conjunto de fatores, não sendo influenciado por parâmetros inibitórios de forma isolada. Entretanto, os parâmetros mais importantes foram: as baixas concentrações de oxigênio dissolvido, o pH e sua variação em cada ciclo, as concentrações de amônia livre e a presença de compostos de efeitos tóxicos a BON.
- Não foi possível avaliar a influência do parâmetro RTV, uma vez que as concentrações variáveis de $N\text{-NH}_3$ presentes no lixiviado, principalmente em períodos chuvosos, ocasionou baixas concentrações mesmo com maiores RTV.

- Treze entre dezoito ciclos de tratamento apresentaram remoções de DBO superiores a 60%, sendo que em sete ciclos foi possível alcançar 100% de remoção.

8. RECOMENDAÇÕES

Como recomendações para futuras pesquisas, sugerem-se:

- Realizar investigação mais apurada, elevando o grau de instrumentação do processo e medindo a concentração dos principais parâmetros de controle e resposta, inclusive oxigênio dissolvido, em um intervalo menor de amostragem.
- Realizar o balanço energético da operação do tratamento biológico por meio da via curta.
- Realizar estudo mais apurado acerca da etapa de desnitrificação, inclusive utilizando-se o processo de nitrificação e desnitrificação simultânea, utilizando-se Etanol como fonte externa de carbono..

9. REFERÊNCIAS

- ABBAS, A. A. **Review on Landfill Leachate Treatments**. *American Journal of Applied Sciences*, v. 6, n. 4, p. 672-684, 2009.
- ABRELPE (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS). **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2010**. (2011) Disponível em: http://www.abrelpe.org.br/panorama_2010.php. Acesso em: 29 de Abril de 2011.
- AHMADIAN, M.; RESHADAT, S.; YOUSEFI, N.; MIRHOSSIENI, S. H.; ZARE, M. R.; GHASEMI, S. R.; GILAN, N. R.; KHAMUTIAN, R.; FATEHIZADEH, A. **Municipal leachate treatment by Fenton process: effect of some variable and kinetics**. *Journal of Environmental and Public Health*, v. 2013, 6 p., 2013.
- AHN, Won-Young. **Advanced landfill leachate treatment using an integrated membrane process**. *Desalination*, v. 149, p. 109-114, 2002.
- AHN, Y. H. **Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review**. *Process Biochemistry*, 41, p. 1709-1721, 2006.
- AKERMAN, A. **Feasibility of nitrate-shunt (nitritation) on landfill leachate**. M.S. Tesis. Lund University. Institute of Technology. Lund (Suécia), 2005.
- ALBERS H.; KRÜCKEBERG G. **Combination of aerobic pre-treatment, carbon adsorption and coagulation. Landfilling of waste: leachate**. *Elsevier Applied Science*. London and New York, p. 305-312, 1992.
- ALTINBAS, M.; YANGIN, C.; OZTURK, I. **Struvite precipitation from anaerobically treated municipal and landfill wastewaters**. *Water Science and Technology*, v. 46, p. 271-278, 2002.
- AMARAL, Mailer Sene. **Tratamento físico-químico de lixiviado de aterro sanitário pré-tratado por processo biológico aeróbio**. Dissertação (Mestrado). 105 p. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENTAL FEDERATION (WEF). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20. ed., Washington, APHA/AWWA/WEF, 1998.
- AMOKRANE, A.; COMEL, C.; VERON, J. **Landfill leachate pretreatment by coagulation-flocculation**. *Water Research*, v. 31, p. 2775-2782, 1997.
- ANDRADE, S. M. A. **Caracterização físico-química e tratabilidade por coagulação-floculação dos líquidos percolados gerados no aterro sanitário de Uberlândia-MG**. 182 p. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Engenharia Química da Universidade Federal de Uberlândia (FEQ/UFU), Uberlândia, 2002.
- ANDREOTTOLA, G.; BORTONE, G.; TILCHE, A. **Experimental validation of a simulation and design model for nitrogen removal in sequencing batch reactors**. *Water Sci. Technol.* v. 35, p. 113-120, 1997.
- ANTHONISEN, A. C., LOEHR, R.C., PRAKASAM, T.B.S. E SRINATH, E.G. **Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid**. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 48(5), p. 835-852, 1976.
- AZIZ, H.A.; ALIAS, S.; ADLAN, M.N.; ASAARI, F.A.H.; ZAHARI. M.S. **Color removal from landfill leachate by coagulation and flocculation processes**. *Bioresource Technology*, v. 98, p. 218-220, 2007.
- BAE, J. H.; KIM, S. K.; CHANG, H. S. **Treatment of landfill leachates: ammonia removal via nitrification and denitrification and further COD reduction via Fenton's treatment followed by activated sludge**. *Water Science and Technology*, 36, p. 341-348, 1997.
- BAE, W., BAEK, S., CHUNG, J.; LEE, Y. **Optimal operational factors for nitrite accumulation in batch reactors**. *Biodegradation*, v. 12, n. 5, p. 359-366, 2002.

- BAUMGARTEN, G.; SEYFRIED, C. F. **Experiences and new developments in biological pretreatment and physical post-treatment of landfill leachate.** *Water Science and Technology*, v. 34, p. 445-453, 1996.
- BECCARI, M., PASSINO, R., RAMADORI, R., TANDOI, V. **Kinetics of desassimilatory nitrate and nitrite reduction in suspended growth culture.** *Water Pollutants Control Federation*, v. 55, p. 58-64, 1983.
- BELSER, L. W.; MAYS, E. L. **Specific inhibition of nitrite oxidation by chlorate and its use in assessing nitrification in soils and sediments.** *Applications in Environmental Microbiology*, v. 39, p. 505-510, 1980.
- BIDONE, Ricardo Figueira. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos:** estudo de caso: Central de Resíduos do Recreio. 168 p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2007.
- BLACKBURNE, R., YUAN, Z. E KELLER, J. **Demonstration of nitrogen removal via nitrite in a sequencing batch reactor treating domestic wastewater.** *Water Research* v. 42, n. 8-9, p. 2166-2176, 2008.
- BOCK, E.; KOOPS, H. P.; HARMS, H. **Cell biology of nitrifying bacteria.** In: *Prosser JI (ed) Nitrification*. Ireland, Oxford, p. 17-38, 1986.
- BOCK E, SCHMIDT I, STÜVEN R, ZART D. **Nitrogen loss caused by denitrifying *Nitrosomonas* cells using ammonium or hydrogen as electron donors and nitrite as electron acceptor.** *Archives of Microbiology*, v. 163, p. 16-20, 1995.
- BOYLE, W. C.; HAM, R. K. **Biological Treatability of Landfill Leachate.** *Journal of Water Pollution Control Federation*, v. 46, n. 5, p. 860-873, 1974.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357 de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, 17 março 2005.
- BRASIL. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010.** Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. *Diário Oficial da União*, 3 agosto 2010 b.
- BRASIL. **Decreto nº 7.404, de 23 de dezembro de 2010.** Regulamenta a Lei 12.305, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, 23 dezembro 2010 a.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011.** Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. *Diário Oficial da União*, 13 maio 2011 a.
- BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Diagnóstico dos serviços de resíduos sólidos 2010.** Brasília: SNIS, 2011 b. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/PaginaCarrega.php?EWRErterterTERTer=6>>. Acesso em: 02 mai. 2013.
- BRASIL. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico 2010.** Rio de Janeiro: IBGE, 2011 c. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 25 abr. 2013.
- BRASIL. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios 2011.** Rio de Janeiro: IBGE, 2012. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 25 abr. 2013.
- BUENO, R. F. **Nitrificação e desnitrificação simultânea em reator com biomassa em suspensão e fluxo contínuo de esgoto.** 2011. 115 p. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.
- CALLI, B.; MERTOGLU, B.; INANC, B. **Landfill leachate management in Istanbul: applications and alternatives.** *Chemosphere*, v. 59, p. 819-829, 2005.

- CAMILLA, G.; GUNNEL, D. **Development of nitrification inhibition assays using pure cultures of Nitrosomonas and Nitrobacter.** *Water Research*, v. 35, n. 2, p. 433–440, 2001.
- CAMILLA, G.; LENA, G.; GUNNEL, D. **Comparison of inhibition assays using nitrogen removing bacteria: application to industrial wastewater.** *Water Research*, v. 32, n. 10, p. 2995–3000, 1998.
- CAMPOS, J. C., SILVA, U. A. E VARGAS, A. B. **Tratamento biológico de chorume oriundo do aterro sanitário do município de Pirai (RJ).** In: *XI Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Natal, 2004.
- CASTIGNETTI, D.; GUNNER, H. B. **Differential tolerance of hydroxylamine by an Alcaligenes sp., a heterotrophic nitrifier, and by Nitrobacter agilis.** *Canadian Journal of Microbiology*, v. 28 p. 148–150, 1982.
- CASTILHOS JUNIOR, Armando Borges (coordenador). **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte.** Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003 294 p.: il. Projeto PROSAB.
- CATAPRETA, C. A. A. **Comportamento de um aterro sanitário experimental: avaliação da influência do projeto, implantação e operação.** 2008. 316 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (EE/UFMG), Belo Horizonte, 2008.
- CHANG, C.H.; HAO, O.J. **Sequencing batch reactor system for nutrient removal: ORP and pH profiles.** *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, v. 67, p. 27–38, 1996.
- CHERNICHARO, C. A. L. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 5. **Reatores Anaeróbios.** 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, p. 32-39, 1997.
- CIUDAD, G. **Partial nitrification of high ammonia concentration wastewater as a part of a shortcut biological nitrogen removal process.** *Process Biochemistry*, 40 (5), p. 1715-1719, 2005.
- CLARETO, C. R.; CAMPOS, J. R. **Tratamento biológico de líquidos percolados em reator anaeróbio compartimentado.** In: *XXV Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais.* México, 1996.
- CONTRERA, R. C., ZAIAT, M., RODRIGUES, J. A. D.; SCHALCH, V. **Tratamento de lixiviados de aterros sanitários em sistema de reatores anaeróbios e aeróbios em batelada sequencial.** In: *XIII Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Fortaleza, 2006.
- COTTEUX, E.; DUCHENE, P. **Nitrification preservation in activated sludge during curative bulking chlorination.** *Water Science Technology*, v. 47, n. 11, p. 85–92, 2003.
- DEMOULIN, G.; GORONSZY, I. C.; WUTSCHER, K.; FORSTHUBER, E. **Concurrent nitrification/denitrification and biological P-removal in cyclic activated sludge plants by redox controlled cycle operation.** *Water Science Technology*, v. 35, p. 215–224, 1997.
- DENNIS, A.; BURKE, P. E. **Dairy waste anaerobic digestion handbook: options for recovering beneficial products from dairy manure.** 1.ed. Olympia: Environmental Energy Company, 54 p., 2001.
- DIAMADOPOULOS, E. **Characterization and treatment of recirculation stabilized leachate.** *Water Research*, v. 28, p. 2439–2445, 1994.
- DIJKMAN H, STROUS M. **Process for ammonia removal from wastewater.** *Patent: PCT/NL99/00446*, 1999.
- EILERSEN, A. M.; HENZE, M.; KLOFT, L. **Effect of volatile fatty acids and trimethylamine on nitrification in activated sludge.** *Water Research*, v. 28, n. 6, p. 1329–1336, 1994.
- FDZ-POLANCO, F.; VILLAVERDE, S.; GARCIA, P. A. **Temperature effect on nitrifying bacteria activity in biofilters: activation and free ammonia inhibition.** *Water Science Technology*, v. 30, p. 121–130, 1994.
- FELIPE, E. C. **Operação de Reator em Bateladas Sequenciais Visando a Nitritação de Lixiviado de Aterro Novo: Avaliação em Escala de Bancada.** Dissertação de mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH. DM-115/08, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 146p., 2008.

- FERHAN, C. **Investigation of partial and full nitrification characteristics of fertilizer wastewaters in a submerged biofilm reactor.** *Water Science Technology*, v. 34, p. 77–85, 1996.
- FERREIRA, J. A. EIGENHEER, E.; ADLER, R. R.; SANTOS, M. F. **Plano de gestão do encerramento do aterro do Morro do Céu em Niterói (RJ).** In: *23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 2005, Anais. Campo Grande, Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.
- FILHO, Luis Fernandes de Brito. **Estudo de gases em aterros de resíduos sólidos urbanos.** 222 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2005.
- FLECK, Eduardo. **Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário.** 323 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Rio Grande do Sul, 2003.
- FORD, D. L.; CHURCHWEL, R. L.; KACHTICK, J. W. **Comprehensive analysis of nitrification of chemical processing wastewaters.** *Journal of Water Pollution Control Federation*, v. 52, p.2726–2746, 1980.
- FREITAS, Bruno de Oliveira **Remoção de nitrogênio de lixiviado de resíduos sólidos urbanos por meio do processo de nitrificação/desnitrificação via nitrito em reator em bateladas sequenciais.** 2009. 80 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Brasília. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Brasília, 2009.
- FURUKAWA K.; LIEU P. K.; HATOZAKI R.; HOMAN H; FUJI, T. “Single stage nitrogen removal using Anammox and partial nitritation (SNAP) process and its application to treatment of synthetic landfill leachate”, in proceedings, **10th International Waste Management and Landfill Symposium**, Cagliari, Italy, 2005.
- FUX, C.; SIEGRIST, H. Nitrogen removal from sludge digester liquids by nitrification/denitrification or partial nitritation/anammox: environmental and economical considerations. **Water Science and Technology**, vol. 50, n.10, p.19-26, 2004.
- GANIGUÉ, R.; LÓPEZ, H.; VILA, X.; COLPRIM, J.; BALAGUER, M. D. **Partial ammonium oxidation to nitrite of high ammonium content urban landfill leachates.** *Water Research*, v. 41, p. 3317–3326, 2007.
- GANIGUÉ, R.; RUSCALLEDA, M.; LÓPEZ, H.; VILA, X.; COLPRIM, J.; BALAGUER, M. D. **Operational strategy for a partial nitritation – sequencing batch reactor treating urban landfill leachate to achieve a stable influent to an anammox reactor.** *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, v. 83, p. 365-371, 2008.
- GANIGUÉ, R.; GABARRÓ, J.; SÀNCHEZ-MELSIÓ, A.; RUSCALLEDA, M.; LÓPEZ, H.; VILA, X.; COLPRIM, J.; BALAGUER, M. D. **Long-term operation of a partial nitritation pilot plant treating leachate with extremely high ammonium concentration prior to an anammox process.** *Bioresource Technology*, v. 100, p. 5624-5632, 2009.
- GARRIDO, J. M. **Nitrous oxide production under toxic conditions in a denitrifying anoxic filter.** *Water Research*, v. 32, n. 8, p. 2550–2552, 1998.
- GARRIDO, J. M.; van BENTHEM, W.; van LOOSDRECHT, M. C. M.; HEIJNEN, J. J. **Influence of dissolved oxygen concentration on nitrite accumulation in a biofilm airlift suspension reactor.** *Biotechnology Bioengineering*, v. 53, p. 168–178, 1997.
- GOMES, Luciana Paulo (Coordenadora). **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras.** 360 p. *il*: Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2009.
- GOMEZ, M. A.; GALVEZ, J. M.; HONTORIA, E.; GONZÁLEZ-LOPEZ, J. **Influence of ethanol concentration on biofilm bacterial composition from a denitrifying submerged filter used for contaminated groundwater.** *Journal of Bioscience and Bioengineering*, v. 95, n. 3, p. 245-251, 2003.
- GUJER, W.; ZEHNDER, A. J. B. **Conversion processes in anaerobic digestion.** *Water Science and Technology*, v. 15, p. 127-167, 1983.

- HAN, D. W.; CHANG, J. S.; KIM, D. J. **Nitrifying microbial community analysis of nitrite accumulating biofilm reactor by fluorescence in situ hybridization.** *Water Science Technology*, v. 47, n. 1, p. 97–104, 2003.
- HAO, O. J.; CHEN J. M. **Factors affecting nitrite build-up in submerged filter system.** *Journal of Environmental Engineering*, v. 120, n. 5, p. 1298–1307, 1994.
- HE, Y.; ZHOU, G.; ZHAO, Y. **Nitrification with nitrite accumulation for the treatment of “old” landfill leachate.** *Environmental Engineering Science*, v. 24, n. 8, p. 1084-1094, 2007.
- HELLINGA, C.; SCHELLEN, A. A. J. C.; MULDER, J. W.; van LOOSDRECHT, M. C. M., HEIJNEN, J. J. **The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich wastewater.** *Water Science Technology*, v. 37, n. 9, p. 135–142, 1998.
- HELMER C, KUNST S. **Simultaneous nitrification denitrification in an aerobic biofilm system.** *Water Science Technology*, v. 37, p. 183–187, 1998.
- HELMER C, KUNST S, JURETSCHKO S, SCHMIDT MC, SCHLEIFER KH, WAGNER M. **Nitrogen loss in a nitrifying biofilm system.** *Water Science Technology*, v. 39, p. 13–21, 1999.
- HELMER C, TROMM C, HIPPEN A, ROSENWINKEL KH, SEYFRIED CF, KUNST S. **Single state nitrogen removal by nitrification and anaerobic ammonium oxidation in biofilm systems.** *Water Science Technology*, v. 43, p. 311– 320, 2001.
- HENZE, M., KRISTENSEN, G. H., STRUBE, R. **Rate-capacity characterization of wastewater for nutrient removal processes.** *Water Science Technology*, v. 29, p. 101-107, 1996.
- HIDAKA, T.; YAMADA, H.; KAWAMURA, M.; TSUNO, H. **Effect of dissolved oxygen conditions on nitrogen removal in continuously fed intermittent-aeration process with two tanks.** *Water Science Technology*, v. 45, p. 181–188, 2002.
- HIPPEN A.; ROSENWINKEL KH; BAUMGARTEN G.; SEYFRIED C. F. **Aerobic deammonification: a new experience in the treatment of wastewaters.** *Water Science Technology*, v. 35, p. 111 –120, 1997.
- Hu, S. S. **Acute substrate-intermediate-product related inhibition of nitrifiers.** M.S. Thesis. School of Civil Engineering, Purdue University, West Lafayette, Indiana, USA, 1990.
- HWANG, B. H.; HWANG, K. Y.; CHOI, E. S.; CHOI, D. K.; JUNG, J. Y. **Enhanced nitrite build-up in proportion to increasing alkalinity/N-NH₄⁺ ratio of influent in biofilm reactor.** *Biotechnology Letters*, v. 22, p. 1287-1290, 2000.
- JANS, J. M.; van der SCHROEFF, A.; JAAP, A. **Combination of UASB pre-treatment and reverse osmosis. Landfilling of waste: leachate.** *Elsevier Applied Science*. London and New York, p. 313-321, 1992.
- JERIS, J. S.; McCARTY, P. L. **The biochemistry of methane fermentation using C14 tracers.** *Water Pollution Control Federation*, v. 37, n. 2, p. 178-192, 1965.
- JETTEN, M. S. M., STROUS, M., VAN DE PAS-SCHOONEN, K.T., SCHALK, J., VAN DE DONGEN, U., VAN DE GRAAF, A.A., LOGEMANN, S., MUYZER G., VAN LOOSDRECHT M.C.M. KUENEN, J.G. “The anaerobic oxidation of ammonium.” **FEMS Microbiology Reviews**, v. 22, p. 421-437, 1999.
- JETTEN M. S. M.; WAGNER M.; FUERST J.; VAN LOOSDRECHT M. C. M.; KUENEN JG; STROUS M. **Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation (anammox) process.** *Current Opinion Biotechnology*, v. 12, p. 283–288, 2001.
- JOKELA, J. P. Y.; KETTUNEN, R. H.; SORMUNEN, K. M.; RINTALA, J. A. **Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate: low-cost nitrification in biofilters and laboratory scale in-situ denitrification.** *Water Research*, v. 36, p. 4079-4087, 2002.
- KARGI, F.; UYGUR, A. **Nutrient removal performance of a sequencing batch reactor as a function of the sludge age.** *Enzyme Microbiology Technology*, v. 31, p. 842–847, 2002.
- KARGI, F.; UYGUR, A. **Nutrient removal performance of a five-step sequencing batch reactor as a function of nutrient wastewater composition.** *Process Biochemistry*, v. 38, p. 1037–1043, 2003a.
- KARGI, F.; UYGUR, A. **Effect of carbon source on biological nutrient removal in a sequencing batch reactor.** *Bioresource Technology*, v. 89, p. 89–93, 2003b.

KARTHIKEYAN, O. P.; JOSEPH, K. **“ANAMMOX” A NOVEL PROCESS FOR NITROGEN MANAGEMENT IN BIOREACTOR LANDFILLS – A REVIEW.** *National seminar on integrated municipal solid waste management*, Periyar Maniammai College of Technology for Women, Thanjavur. India, 2006.

KASPER, H. F.; WUHRMANN, K. **Kinetic parameters and relative turnover of some important catabolic reactions in digesting sludge;** *Applications in Environmental Microbiology*, v. 2, p. 1–7, 1978.

KELLER, J.; SUBRAMANIAM, K.; GÖSSWEIN, J.; GREENFIELD, P.F. **Nutrient removal from industrial wastewater using single tank sequencing batch reactors.** *Water Science Technology*, v. 35, p. 137–144, 1997.

KHAN, S.; FAISAL, M. N. **An analytic network process model for municipal solid waste disposal options.** *Waste Management*, v. 28, p. 1500-1518, 2008.

KHIN, T.; ANNACHATRE, A. P. Novel microbial nitrogen removal processes. *Biotechnology advances*, v. 22, p. 519-532, 2004.

KJELDSEN, P. *et al.* **Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review.** *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 4, n. 32, p. 297-336, 2002.

KLIMIUK, E.; KULIKOWSKA, D. **Organics removal from landfill leachate and activated sludge production in SBR reactors.** *Waste Management*, v. 26, n. 10, p. 1140-1147, 2006.

KOCH G., EGLI K., VAN DER MEER, J. R.; SIEGRIST H. **Mathematical modeling of autotrophic denitrification in a nitrifying biofilm of a rotating biological contactor.** *Water Science Technology*, v. 41 p. 191–198, 2000.

KOMOROWSKA-KAUFMAN, M., MAJCHEREK, H., KLACZYŃSKI, E. **Factors affecting the biological nitrogen removal from wastewater.** *Process Biochemistry*, v. 41, ed. 5, p. 1015-1021, 2006.

KUAI L, VERSTRAETE W. **Ammonium removal by the oxygen-limited autotrophic nitrification–denitrification system.** *Applications in Environmental Microbiology*, v. 64, n. 6, p. 4500–4506, 1998.

KULIKOWSKA, D.; BERNAT, K. **Nitrification–denitrification in landfill leachate with glycerine as a carbon source.** *Bioresource Technology*, n. 142, p. 297-303, 2013.

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

KURNIAWAN, T. A. LO, W.; CHAN, G. Y. S, SILLANPÄÄ, M. E. **Critical review: Biological processes for treatment of landfill leachate.** *Journal of Environmental Monitoring*, v. 12, p. 2032-2047, 2010.

KYLEFORS, K.; ECKE, H.; LAGERKVIST, A. **Accuracy of COD test for landfill leachates.** *Water, Air and Soil Pollution*, v. 146, p. 153-169, 2003.

LAI, E.; SENKPIEL S.; SOLLEY D.; KELLER J. **Nitrogen removal of high strength wastewater via nitrification/denitrification using a sequencing batch reactor.** *Water Science and Technology*, Londres, v. 50, n. 10, p. 27-33, 2004.

LAITINEN, N.; LUONSI, A.; VILEN, J. **Landfill leachate treatment with sequencing batch reactor and membrane bioreactor.** *Desalination*, v. 191, p. 86-91, 2006.

LAANBROEK, H. J.; GERARDS, S. **Competition for limiting amounts of oxygen between *Nitrosomonas europaea* and *Nitrobacter winogradsky* grown in mixed continuous cultures.** *Archives of Microbiology*, v. 159, p. 453–459, 1993.

LEMA, J. M.; MENDEZ, R.; BLAZQUEZ, R. **Characteristics of Landfill Leachates and Alternatives for Their Treatment: A Review.** *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 40, p. 223-250, 1988.

LI, H.; ZHOU, S.; HUANG, G.; XU, B. **Achieving stable partial nitrification using endpoint pH control in an SBR treating landfill leachate.** *Process Safety and Environmental Protection*, ISSN 0957-5820, 7 p., 2013.

- LI, X. Z.; ZHAO, Q. L. **Efficiency of biological treatment affect by high strength of ammonium-nitrogen in leachate and chemical precipitation of ammonium-nitrogen as pretreatment.** *Chemosphere*, v. 44, p. 37-43, 2001.
- LIANG, Z. LIU, J. X. **Control factors of partial nitrification for landfill leachate treatment.** *Journal of Environmental Sciences*, v. 19, p. 523-529, 2007.
- LOPÉZ-FALCON, R. A.; TAN, K. H. **Effect of fulvic and humic acids on nitrification Part 1: In vitro production of nitrite and nitrate.** *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v. 18, n. 8, p. 835-853, 1987.
- LOUKIDOU, M. X.; ZOUBOULIS, A. I. **Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment.** *Environmental Pollution*, v. 111, p. 273-281, 2001.
- LUZIA, M. R.; CAMPOS, J. C.; FERREIRA, J. A., FRANCO, R. S. O.; BARBOSA, W. F.. **Utilização de filtros aeróbios em escala de laboratório para o tratamento do lixiviado do aterro metropolitano de Gramacho.** In: *23º congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental*, Campo Grande, Mato Grosso do Sul, 2005.
- MARTIENSSEN, M.; SCHÖPS, R. **Biological treatment of leachate from solid waste landfill sites – Alterations in the bacterial community during the denitrification process.** *Water Research*, v. 31, n. 5, p. 1164-1170, 1997.
- McBEAN, E. A.; ROVERS, F. A.; FARQUHAR, G. J. **Landfill engineering and design.** 1ª edição. New Jersey. Prentice Hall, 1995.
- MCCARTHY, P. L. **One hundred years of anaerobic treatment.** *Elsevier biomedical*, Amsterdam, p. 3-22, 1981.
- MEHMOOD, M. K.; ADETUTU, E.; NEDWELL, D.B.; BALL, A.S. **In situ microbial treatment of landfill leachate using aerated lagoons.** *Bioresource Technology*, v. 100, p. 2741-2744, 2009.
- MILLER, P. A.; CLESCERI, N. L. **Waste sites as biological reactors - characterization and modeling.** Washington: CRC Press, 398 p., 2003.
- MULDER, J. W.; VAN KEMPEN, R. **N-removal by SHARON.** *Water Quality International*, v. 2, p. 30 – 31, 1997.
- MULDER, J. W.; VAN LOOSDRECHT, M. C.; HELLINGA, C.; VAN KEMPEN, R. **Full-scale application of the SHARON process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering.** *Water Science and Technology*, Londres, v. 43, n. 11, p. 127 – 134, 2001.
- MULLER E. B., STOUTHAMER A H, VAN VERSEVELD H W. **Simultaneous NH₃ oxidation and N₂ production at reduced O₂ tensions by sewage sludge subcultured with chemolithotrophic medium.** *Biodegradation*, v. 6, p. 339–349, 1995.
- NEUFELD, R.; GREENFIELD, J.; RIEDER, B. **Temperature, cyanide and phenolic nitrification inhibition.** *Water Research*, v. 20, n. 5, p. 633–642, 1986.
- NUVOLARI, A. As diversas opções de tratamento do esgoto sanitário. In: NUVOLARI, Ariovaldo et. al. (Coordenador) **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola**, 1ª edição. São Paulo: Edgard Blücher, 2003, p. 323-325.
- OMAN, C. B.; JUNESTEDT, C. **Chemical characterization of landfill leachates - 400 parameters and compounds.** *Waste Management In Press*, Corrected Proof, 2007.
- OZTURK, I. ALTINBAS. M.; KOYUNCU, I.; ARIKAN, O.; GOMEZ-YANGIN, C. **Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates.** *Waste Management*, v. 23, p. 441–446, 2003.
- PASTORELLI, G.; CANZIANI, R.; PEDRAZZI, L.; ROZZI, A. **Phosphorus and nitrogen removal in moving-bed sequencing batch biofilm reactor.** *Water Science Technology*, v. 40, p. 169–176, 1999.
- PENG Y. Z.; CHEN, Y.; PENG, C. Y.; LIU, M.; WANG, S. Y.; SONG, X. Q.; CUI, Y. W. **Nitrite accumulation by aeration controlled in sequencing batch reactors treating domestic wastewater.** *Water Science Technology*, v. 50, n. 10, p. 35–43, 2004a.

- PENG, Y. Z.; LI, Y. Z.; PENG, C. Y.; WANG, S.Y. **Nitrogen removal from pharmaceutical manufacturing wastewater with high concentration of ammonia and free ammonia via partial nitrification and denitrification.** *Water Science Technology*, v. 50, n. 6, p. 31–36, 2004b.
- PENG, Y. Z.; SONG, X. Q.; PENG, C. Y.; LI, J.; CHEN, Y. **Biological nitrogen removal in SBR bypassing nitrate generation accomplished by chlorination and aeration time control.** *Water Science Technology*, v. 49 n. 5-6, p. 295–300, 2004c.
- PENG, Y.; ZHU, G. **Biological nitrogen removal with nitrification and denitrification pathway.** *Applications in Microbiology Biotechnology*, v. 73, p. 15-26, 2006.
- PENG, Y. Z.; ZHU, G. B.; WANG, S. Y.; YU, D. S.; CUI, Y. W.; MENG, X. S. **Pilotscale studies on biological treatment of hypersaline wastewater at low temperature.** *Water Science Technology*, v. 52, n.10–11, p. 129–137, 2005.
- PHILIPS, S.; LAANBROEK, H. J.; VERSTRAETE, W. **Origin, cause and effects of increased nitrite concentrations in aquatic environments.** *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*. n. 01, p. 115 – 141, 2002.
- PHILIPS, S.; WYFFELS, S.; SPRENGERS, R.; VERSTRAETE, W. **Oxygen-limited autotrophic nitrification/denitrification by ammonia oxidizers enables upward motion towards more favorable conditions.** *Application in Microbiology and Biotechnology* v. 59, p. 557–566, 2002.
- PICIOREANU, C.; van LOOSDRECHT, M. C. M.; HEIJNEN, J. J. **Modelling of the effect of oxygen concentration on nitrite accumulation in a biofilm airlift suspension reactor.** *Water Science Technology*, v. 36, p. 147-156, 1997.
- PIRBAZARI, M.; RAVINDRAN, V.; BADRIYHA, B.N.; KIM, B. **Hybrid membrane filtration process for leachate treatment,** *Water Research*, v. 30, p. 2691–2706, 1996.
- POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. **Critical review and summary of leachate and gas production from landfills.** EPA/600/2-86/073. Hazardous Waste Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency, 1985. 165 p. (U.S. EPA Cooperative Agreement CR809997, Georgia Tech Project nº E-20-G01).
- POLLICE, A.; TANDOI, V.; LESTINGI, C. **Influence of aeration and sludge retention time on ammonium oxidation to nitrite and nitrate.** *Water Research* v. 36, n. 10, p. 2541–2546, 2002.
- PYNAERT, K.; SMETS, BF.; WYFFELS, S.; BEHEYDT, D.; SICILIANO, SD.; VERSTRAETE, W. **Characterization of an autotrophic nitrogen-removing biofilm from a highly loaded lab-scale rotating biological contactor.** *Applications in Environmental Microbiology*, v. 69, n. 6, p.3626–2635, 2003.
- QASIM, S. R.; CHIANG, W. **Sanitary landfill leachate: generation, control and treatment.** Lancaster: Technomic publishin, 1994.
- QUEIROZ, L. M. **Estudo da remoção Biológica de Nitrogênio Amoniacal Via Nitrito Utilizando Fenol como Fonte de Carbono Operando um Reator em Bateladas Sequenciais (SBR) em Escala Piloto.** 2006.198 p. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2006.
- QUEIROZ, L. M. **Tratamento de despejo de coqueria via nitrificação/desnitrificação operando um sistema de lodo ativado em bateladas sequenciais.** 2009. 185 p. Tese (Doutorado). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2009.
- RANDALL, C. W.; BARNARD, J. L.; STENSEL H. D. **Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal.** Lancaster, Technomic Publishing Company, 1995.
- REINHART, D.R.; GROSH, C.J. **Analysis of Florida MSW landfill leachate quality.** University of Central Florida, 1998.
- RENOU, S.; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. **Landfill leachate treatment: review and opportunity.** *Journal of Hazardous Materials*, n. 150, 468-493, 2008.
- ROCHA, E. M. R.; MOTTA, M.; SILVA, V. L.; JUCÁ, J. F. T. **Estudo do percolado gerado no aterro da Muribeca e tratamento pelo sistema de lagoas de estabilização.** In: *23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Campo Grande, Mato Grosso do Sul, 2005.

- RUIZ, G.; JEISON, D.; CHAMY, R. **Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration.** *Water Research*, v. 36, n. 6, p. 1371-1377, 2003.
- RUIZ, G.; JEISON, D.; RUBILAR, O.; CIUDAD, G.; CHAMY, R. **Nitrification-denitrification via nitrite accumulation for nitrogen removal from wastewaters.** *Bioresource Technology*, v. 97 n. 2, p. 330-335, 2006.
- SANTOS, L. P.; COELHO, M. G. **Estudo da eficiência do reagente de Fenton no tratamento de líquidos percolados provenientes do aterro sanitário do município de Uberlândia.** In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville, Santa Catarina, 2003.
- SCHMIDT I., BOCK E. **Anaerobic ammonia oxidation with nitrogen dioxide by *Nitrosomonas eutropha*.** *Archives of Microbiology*, v. 167, p. 106–111, 1997.
- SEYFRIED C. F.; HIPPEN A.; HELMER C.; KUNST S.; ROSENWINKEL K. H. **One-stage deammonification: nitrogen elimination at low costs.** *Water Science and Technology: Water Supply*, v. 1, p. 71–80, 2001.
- SHABIIMAN, M. A.; DIKSHIT, A. K. **Treatment of municipal landfill leachate by oxidants.** *American Journal of Environmental Engineering*, v. 2, n. 2, p. 1-5, 2012.
- SHOULIANG, H.; BEIDOU, X.; HAICHAN, Y.; LIANSHENG, H.; SHILEI, F.; HONGLIANG, L. **Characteristics of dissolved organic matter (DOM) in leachate with different landfill ages.** *Journal of Environment Sciences*, v. 20, p. 492-498, 2008.
- SIEGRIST H, REITHAAR S, LAIS P. **Nitrogen loss in a nitrifying rotating contactor treating ammonium rich leachate without organic carbon.** *Water Science Technology*, v. 37, p. 589–591, 1998.
- SILVA, D. D. da. **Remoção biológica do nitrogênio pela via curta de lixiviado de aterro sanitário operando um reator em bateladas sequenciais (RBS).** 164 p. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. São Paulo, 2009.
- SILVA FILHO, H. A. **Nitrificação em sistemas de lodo ativado.** 134 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2009.
- SMITH, P. H.; MAH, R. A. **Kinetics of acetate metabolism during sludge digestion.** *Applied Microbiology*, v. 14, p. 368-371, 1966.
- SPAGNI, A., M.; LAVAGNOLO, A. C.; SCARPA, C.; VENDRAME, P.; RIZZO, A. E.; LUCCARINI, L. **Nitrogen removal optimization in a sequencing batch reactor treating sanitary landfill leachate.** *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, v. 42, n. 6, p. 757-765, 2007.
- SPAGNI, A.; MARSILI-LIBELI, S. **Nitrogen removal via nitrite in a sequencing batch reactor treating sanitary landfill leachate.** *Bioresource Technology*, v. 100, p. 609-614, 2009.
- STROUS, M. **Microbiology of anaerobic ammonium oxidation.** PhD Thesis, Kluyver Laboratory, TU Delft University, Delft, The Netherlands, 2000.
- STÜVEN, R.; VOLLMER, M.; BOCK, E. **The impact of organic matter on nitric oxide formation by *Nitrosomonas europaea*.** *Archives of Microbiology*, v. 158, p. 39–44, 1992.
- SUN, H.; YANG, Q.; PENG Y.; SHI, X.; WANG, S.; ZHANG, S. **Nitrite accumulation during the Denitrification process in SBR for the treatment of pre-treated landfill leachate.** *Biotechnology and Bioengineering*, v. 17, n. 6, p. 1027-1031, 2009.
- SURMACZ-GORSKA, J.; CICHON, A.; MIKSCH, K. **Nitrogen removal from wastewater with high ammonia nitrogen concentration via shorter nitrification and denitrification.** *Water Science Technology*, v. 36 n. 10, p. 73–78, 1997.
- TARTARI, L. C. **Avaliação do processo de tratamento do chorume do aterro sanitário de Novo Hamburgo.** Disponível em: <<http://www.liberato.com.br/upload/arquivos/0131010716431716.pdf>>. Acesso em: 18 de Março de 2011.
- TATSI, A. A.; ZOUBOULIS, A.I; MATIS, K. A.; SAMARAS, P. **Coagulation-flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates.** *Chemosphere*, v. 6, p. 207-219, 2002.

- TATSI, A. A.; ZOUBOULIS, A. I. **A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece).** *Advances in Environmental Research*, v. 6, p. 207-219, 2002.
- TENGURI, L.; AL-HARBAWI, A. F.; BO, L. M.; JUN, Z.; LONG, X. Y. **Characteristics of nitrogen removal from old landfill leachate by sequencing batch biofilm reactor.** *American Journal of Applied Science*, v. 4, n. 4, p. 211-214, 2007.
- TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. **Integrated solids waste management: Engineering principles and management issues.** McGraw Hill, New York, 1993.
- THIRD, K.; SLIEKERS, O. A., KUENEN, J. G.; JETTEN, M. S. M. **The CANON system (completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor) under ammonium limitation: interaction and competition between three groups of bacteria.** *System Application in Microbiology*, v. 24, p. 588– 596, 2001.
- TIMUR, H.; OZTURK, I. **Anaerobic treatment of leachate using sequencing batch reactor and hybrid bed-filter.** *Water Science Technology*, v. 36, p. 501-508, 1997.
- TONKOVIC, Z. **Nitrite accumulation at the Mornington sewage treatment plant - causes and significance.** In: *19th Biennial International Conference, Water Quality International*. IAWQ, Vancouver, Canada, p. 165–172, 1998.
- TURK, O.; MAVINIC, D. S. **Benefits of using selective inhibition to remove nitrogen from highly nitrogenous wastes.** *Environmental Technology Letters*, v. 8, p. 419–426, 1987.
- TSILOGEOORGIS, J.; ZOUBOULIS, A., SAMARAS, P.; ZAMBOULIS, D. **Application of a membrane sequencing batch reactor for landfill leachate treatment.** *Desalination*, v. 221, p. 483-493, 2008.
- USEPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). **Process design manual for nitrogen control.** EPA/625/R-93/010, 1993.
- USEPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). **Onsite wastewater treatment systems technology fact sheet 3 sequencing batch reactor systems.** EPA/625/R-00/008, 2005.
- UYGUR, A.; KARGI, F. **Biological nutrient removal from pre-treated landfill leachate in a sequencing batch reactor.** *Journal of Environmental Management*, v. 71, p. 9-14, 2004.
- VAN DONGEN, U.; JETTEN, M. S. M.; VAN LOOSDRECHT M. C. M. **The SHARON-ANAMMOX process for treatment of ammonium rich wastewater.** *Water Science Technology*, v. 44, p. 53–60, 2001.
- VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado - teoria e aplicações para projeto e operação.** Campina Grande: Egraf, 1999. 488 p.
- VAN KEMPEN, R., MULDER, J. W., UIJTERLLNDE, C. A.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. **Overview: full scale experience of the SHARON process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering.** *Water Science Technology*, v. 44, p. 145–152, 2001.
- VERSTRAETE, W.; PHILIPS, S. **Nitrification–denitrification processes and technologies in new contexts.** *Environmental Pollutants*, v. 102, p. 717–726, 1998.
- VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 2. Princípios básicos do tratamento de esgotos.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1996, 211 p.
- WELANDER, U.; HENRYSSON, T. **Physical and chemical treatment of a nitrified leachate from a municipal landfill,** *Environmental Technology*, v. 19, p.591–599, 1998.
- WENZEL, A.; GAHR, A.; NIESSNER, R. **TOC-removal and degradation of pollutants in leachate using a thin-film photoreactor.** *Water Research*, v. 33, n. 4, p. 934-946, 1999.
- WETT, B.; RAUCH, W. **The role of inorganic carbon limitation in biological nitrogen removal of extremely ammonia concentrated wastewater.** *Water Research*, v. 37, p. 1100-1110, 2003.
- WONG-CHONG, G. M.; LOEHR, R. C. **Kinetics of microbial nitrification: nitrite-nitrogen oxidation.** *Water Research*, v. 12, p. 605–609, 1978.

- YANG, L.; ALLEMAN, J. E. **Investigation of batchwise nitrite build-up by an enriched nitrification culture.** *Water Science Technology*, v. 26, n. 5-6, p. 997–1005, 1992.
- YILDIZ, E. D., KAHRAMAN. Ü., ROWE, R. KERRY. **Modelling leachate quality and quantity in municipal solid waste landfills.** *Waste Management & Research*, v. 22, n. 2, p. 22–28, 2004.
- YOO, H. S.; ANN, K. H.; LEE, H. J.; LEE, K. H.; KWAK, Y. J.; SONG, K. G. **Nitrogen removal from synthetic wastewater by simultaneous nitrification and denitrification (SND) via nitrite in an intermittently aerated reactor.** *Water Research*, v. 33, n. 1, p. 145–154, 1999.
- ZEHNDER, A. J. B. **Ecology of methane formation.** *Water pollution microbiology*, p. 349–376, 1978.
- ZEHNDER, A. J. B.; INGVORSEN, K.; MARTY, T. **Microbiology of methane bacteria,** Elsevier biomedical publishers, Amsterdam, 1982.
- ZENG, W.; YANG, Q.; ZHANG, S. J.; MA, Y.; LIU, X. H.; PENG, Y. Z. **Analysis of nitrifying bacteria in short-cut nitrification–denitrification processes by using Fish, PCR-DGGE and Cloning.** *Acta Scientiae Circumstantiae*, v. 26, n. 5, p. 734–739, 2006.
- ZHANG, S. Y.; WANG, J. S.; JIANG, Z. C.; CHEN, M. X. **Nitrite accumulation in an attapulgas clay biofilm reactor by fulvic acids.** *Bioresource Technology*, v. 73, p. 91–93, 2000.
- ZHENG, P.; XU, X. L.; HU, B. L. **Novel theories and technologies of biological nitrogen removal.** *Science*, Beijing, 2004.
- ZHANG, S. J.; PENG Y. Z.; WANG S. Y.; ZHENG S. W.; GUO J. **Organic matter and concentrated nitrogen removal by shortcut nitrification and denitrification from mature municipal landfill leachate.** *Journal of Environmental Sciences*, v.19, n. 6, p. 647-651, 2007.
- ZIYANG, L.; YOUCAI Z.; TAO Y.; YU S.; HUILI C.; NANWEN Z.; RENHUA H. **Natural attenuation and characterization of contaminants composition in landfill leachate under different disposing ages.** *Science of Total Environment*, v. 407, p. 3385-3391, 2009.