



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
ESCOLA POLITÉCNICA

**WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL PARA REMOÇÃO DE
NITROGÊNIO AMONÍACAL DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

Alessandro Resende Machado

Salvador

2016



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
ESCOLA POLITÉCNICA

**WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL PARA REMOÇÃO DE
NITROGÊNIO AMONÍACAL DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

Alessandro Resende Machado

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

Orientadora: Profa. Dra. Louisa Wessels Perelo

Co-orientador: Prof. Dr. Luciano Matos Queiroz

Salvador

2016

Machado, Alessandro Resende

Wetlands construídos de fluxo vertical para remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário /

Alessandro Resende Machado. -- Salvador, 2016.

161 f. : Il

Orientador: Louisa Wessels Perelo.

Coorientador: Luciano Matos Queiroz.

Dissertação (Mestrado - Mestrado em Meio Ambiente Águas e Saneamento) -- Universidade Federal da Bahia, Escola Politécnica, 2016.

1. Aterro sanitário. 2. Brachiaria humidicola. 3.

Lixiviado. 4. Remoção de nitrogênio amoniacal. 5.

Wetlands construídos. I. Perelo, Louisa Wessels. II.

Queiroz, Luciano Matos. III. Título.

MAASA
Mestrado em Meio Ambiente, Águas e Saneamento



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
ESCOLA POLITECNICA



Alessandro Resende Machado

Wetlands construídos de fluxo vertical para remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário

Banca Examinadora:

Profa. Dra. Louisa Wessels Perelo
Universidade Federal da Bahia

Prof. Dr. Luciano Matos Queiroz
Universidade Federal da Bahia

Profa. Dra. Viviana Maria Zanta
Universidade Federal da Bahia

Prof. Dr. Carlos Eduardo Pereira Mendes Silva
Faculdade Regional da Bahia - UNIRB

Salvador
30 de maio de 2016

Rua Aristides Novis, 02 - 4º andar, Federação - Salvador-BA - CEP. 40210-630
Contato: (71) 3283-9785/3283-9454 E-mail: maasa@ufba.br
Site: www.maasa.eng.ufba.br

DEDICATÓRIA

À minha filha Ágata, à minha mulher Ladyanne e à minha mãe Anedilte pela motivação diária durante esta jornada.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus, pela constante presença em minha vida, dando-me forças para sempre seguir em frente.

À minha mãe que teve fundamental participação na formação do meu caráter e personalidade e sempre me incentivou a continuar estudando.

À minha mulher Ladyanne e minha filha Ágata pelas grandes motivações e apoio prestados diariamente.

Aos meus orientadores, Professora Doutora Louisa Wessels Perelo e Professor Doutor Luciano Matos Queiroz e pelo incentivo e conhecimentos transmitidos.

Aos Professores Doutores Viviana Zanta, Iara Brandão e Mauricio Lordelo pelas ajudas oportunas à realização e melhoria da pesquisa.

Ao Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente, Águas e Saneamento (MAASA-UFBA).

À Bahia Transferência e Tratamento de Resíduos - Battre, em especial aos engenheiros Jovanilson Barreto e Ubiraci Silva Costa Junior pela preciosa ajuda na coleta das amostras.

Aos amigos feitos ao longo do mestrado e demais colegas do Laboratório de Resíduos Sólidos e Efluentes – LABRE, pelo apoio e companheirismo durante todo o mestrado.

Ao Laboratório do Departamento Ambiental (LABDEA), especialmente aos técnicos Roberta Batistela, Ednilze Nascimento e Percilio Bispo, pelos constantes esclarecimentos.

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

Aos demais amigos e a todos que, de alguma maneira, contribuíram para a realização deste trabalho.

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:
Assinatura do autor: Alessandro Rezende Rachado
Instituição: Universidade Federal da Bahia
Local: Salvador, BA
Endereço: Rua Aristides Novis, 02 - 4º andar, Federação - Salvador-BA
CEP. 40210-630
E-mail:

RESUMO

Esta pesquisa visou avaliar o desempenho de dois *wetlands* construídos (WC) de fluxo vertical em escala de bancada (volume útil de 21 L) na remoção do nitrogênio amoniacal, como unidade de polimento do processo de tratamento de lixiviado de aterro sanitário. A pesquisa foi dividida em três fases distintas e sequenciais: Fase 1, que foi caracterizado como um período de adaptação, quando foi verificado o desenvolvimento do biofilme no meio suporte antes do transplante da gramínea *Brachiaria humidicola*; a Fase 2, caracterizada pelo cultivo da *Brachiaria humidicola* em uma das unidades experimentais, e a Fase 3, durante a qual se avaliou a influência da recirculação do efluente final na remoção dos poluentes de interesse. O sistema foi exposto às condições climáticas e alimentado com lixiviado diluído, de modo atingir concentrações afluentes de nitrogênio amoniacal (N-NH₃) próximas de 100 mgN-NH₃/L. As maiores remoções de poluentes (nitrogênio amoniacal, fósforo solúvel e sólidos) foram obtidas durante a Fase 2, destacando-se o desempenho do *wetland* cultivado, que permitiu concentrações efluentes entre 18 e 50 mgN/L de nitrogênio total; 4 e 18 mgN-NH₃/L de nitrogênio amoniacal; 5 e 43 mgN-NO₃⁻/L de nitrato, 6 a 24 mgSST/L de sólidos em suspensão totais e ausência de fósforo solúvel. Durante a Fase 2, foram identificadas concentrações efluentes de N-NH₃ em conformidade com a Resolução 430/2011 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Para taxa de aplicação hidráulica de 0,06 m³/m²d e carga superficial aplicada de 3,5 gN-NH₃/m²d, foram observadas taxas de remoção volumétrica entre 8 e 11 gN-NH₃/m³d. Entretanto, os testes estatísticos permitiram constatar que não houve diferença significativa em nível de 5% entre os efluentes das unidades plantadas e não plantadas, com exceção do fósforo solúvel na Fase 2. A gramínea *Brachiaria humidicola* mostrou-se bem adaptada ao processo e a maior produção de biomassa vegetal foi registrada na Fase 3 (499 g/m²). Considerando as condições aplicadas durante essa pesquisa, concluiu-se que a adoção de uma razão de recirculação do efluente final igual a 1:1 foi fundamental para a obtenção de elevadas eficiências de remoção do nitrogênio amoniacal presente no lixiviado de aterro sanitário.

PALAVRAS-CHAVE: aterro sanitário, *Brachiaria humidicola*, lixiviado, remoção de nitrogênio amoniacal, *wetlands* construídos.

ABSTRACT

The performance of two vertical flow constructed wetlands (CW) in bench scale (21 Liters of working volume) as a final polishing unit of the landfill leachate treatment process was evaluated during this study. The research was divided into three distinct and sequential Phases: Phase 1 which was characterized as an adaptation period an period, when it was found the development of the biofilm before transplanting the *Brachiaria humidicola*; Phase 2, characterized by the cultivation of *Brachiaria humidicola* in one of the experimental units; and Phase 3, which allowed evaluating the influence of the final effluent recirculation over the pollutant removal. The CW has been exposed to weather conditions and fed with diluted leached whose inflow concentrations of ammonia nitrogen ($\text{NH}_3\text{-N}$) were approximately equal to $100 \text{ mgNH}_3\text{-N.L}^{-1}$. The highest pollutant removal (ammonia nitrogen, total suspended solids and soluble phosphorus) were obtained during Phase 3, when the cultivated wetland operated with recirculation of the final effluent. The effluent concentrations of the main parameters were: Total Nitrogen between 18 and 50 mg.L^{-1} , ammonia nitrogen between 4 and 18 mg.L^{-1} , nitrate between 5 and 43 mg.L^{-1} , total suspended solids between 6 and 24 mg.L^{-1} and soluble phosphorus not detectable. Therefore, during Phase 3, the effluent ammonia nitrogen concentrations were in accordance with the Resolution 430/2011 of the Brazilian Council for the Environment (CONAMA). The volumetric removal rates varied between 8 and $11 \text{ gNH}_3\text{-N.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ at application rates of $0,6 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ and loading rates of $3,5 \text{ gN-NH}_3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. However, statistical tests showed that it was no significant difference at 5%, between the effluents from CW planted and unplanted, with the exception of the parameter soluble phosphorus in Phase 2. The *Brachiaria humidicola* proved well adapted to the process and the increased production of plant biomass was registered in Phase 2 (499 g.m^{-2}). Considering the conditions applied during this research, it was concluded that the adoption of a final effluent recirculation equal to 1:1 was crucial for the achievement of high removal efficiencies of the pollutants presented in the landfill leachate.

KEY-WORDS: Landfill, *Brachiaria humidicola*, Leachate, Ammonia nitrogen removal, Constructed wetlands

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Destinação final do Resíduo Domiciliar (RDO) e Resíduo Público (RPU) em aterro sanitário, aterro controlado e lixão no período entre 2010 e 2013	22
Figura 2 - Ciclo do nitrogênio na biosfera.....	32
Figura 3 - Diagrama representativo dos limites planetários para as atividades humanas mostra áreas de maior risco em vermelho, risco crescente em amarelo e zona segura em verde.....	34
Figura 4 - Curva obtida durante a adição de cloro	40
Figura 5 - Representação esquemática do processo combinado SHARON-ANAMMOX.....	54
Figura 6 - Representação dos tipos de WC de acordo com o fluxo	66
Figura 7 - Desenho esquemático de um sistema com macrófitas fixas submersas ..	67
Figura 8 - Transformações do nitrogênio em sistemas wetlands construídos.	69
Figura 9 - Desenho esquemático de um sistema com macrófitas emergentes com fluxo superficial.....	71
Figura 10 - Desenho esquemático de um sistema com macrófitas emergentes com fluxo subsuperficial.....	71
Figura 11 - Desenho esquemático de um sistema com macrófitas emergentes com fluxo vertical.	72
Figura 12 - Desenho esquemático de um sistema híbrido ou misto (fluxo vertical + fluxo horizontal)	72
Figura 13 - Quantidade de autores que adotaram os diferentes tipos de fluxo nos estudos com WC	78
Figura 14 - Esquema de funcionamento do reator do lodo ativado seguido do WC de fluxo vertical	80
Figura 15 - Esquema de um reator de leito móvel com pós-tratamento em um WC de fluxo vertical	81
Figura 16 - Esquema de um WC de fluxo horizontal com pós-tratamento de um WC de fluxo vertical	81
Figura 17 - Esquema de um processo de Arreste de ar, seguido de um WC de fluxo horizontal com pós-tratamento de um WC de fluxo vertical	82

Figura 18 - Esquema do processo de arraste de ar com pós-tratamento de um WC de fluxo vertical	82
Figura 19 - Esquema de um processo de troca iônica com pós-tratamento de um WC de fluxo vertical	83
Figura 20 - Esquema de um sistema de tratamento em série composto pela microfiltração, nanofiltração e troca iônica, com pós-tratamento de um WC de fluxo vertical.....	83
Figura 21 - Esquema da combinação do esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário com o tratamento de um WC de fluxo vertical	84
Figura 22 - Vista aérea do Aterro Metropolitano Centro, Salvador, Ba	86
Figura 23 - Desenho esquemático do sistema de tratamento do lixiviado composto por: reservatório superior (1), monjolo (2), vaso jardineira (3), dois chuveiros (4), dois WS (5) e dois recipientes (6).....	88
Figura 24 - Desenho esquemático do sistema de tratamento do lixiviado nas fases 2 e 3 composto por: reservatório superior (1), sistema de intermitência (2), vaso jardineira (3), sistemas de distribuição (4), WC (5), WS (6), reservatório do efluente final (7)	90
Figura 25 - Componentes do WC sem as plantas: <i>wetland</i> construído com brita nº1 (a); fundo falso (b), e recipiente externo com abertura na parte inferior (c)	92
Figura 26 - Destinação do efluente final ao recipiente.	92
Figura 27 - Temperatura (a), pH (b) e alcalinidade (c) do lixiviado diluído afluente (LD) e do efluente das unidades de wetlands construídos sem plantas (WS1 e WS2) em relação ao tempo de operação do sistema.....	104
Figura 28 - Concentração do NTK (a), nitrogênio amoniacal (b), nitrito (c) e nitrato (d) no lixiviado diluído (LD) e nas unidades de <i>wetland</i> construído sem plantas (WS1 e WS2) em relação ao tempo de operação do sistema, apontando os períodos mais chuvosos (PC).....	106
Figura 29 - Gráficos box-plot para os parâmetros temperatura (a), pH (b) e alcalinidade (c) nos efluentes do WC e WS para a fase 2	113
Figura 30 - Gráfico box-plot para a concentração do COT no afluente e efluente do WC e WS na fase 2.....	115
Figura 31 - Concentrações de nitrogênio amoniacal e alcalinidade no efluente do WC e WS	117

Figura 32 - Graficos box-plot para as concentrações do NT, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato no afluente e efluente do WC e WS da fase 2	118
Figura 33 - Gráficos box-plot das eficiências de remoção do NT e do nitrogênio amoniacal no afluente e efluente do WC e WS da fase 2	119
Figura 34 - TRV do nitrogênio amoniacal no WC e WS e a relação COT:N-NH ₃	121
Figura 35 - Graficos box-plot para as concentrações de fósforo solúvel no afluente e efluente do WC e WS.....	124
Figura 36 - Gráficos box-plot das eficiências de remoção do fósforo solúvel no afluente e efluente do WC e WS	124
Figura 37 - Gráficos box-plot para os parâmetros temperatura, pH e alcalinidade nos efluentes do WC e WS para fase 3	129
Figura 38 - Gráfico box-plot para os COT no afluente e efluente do WC e WS na fase 3	131
Figura 39 - Concentrações de nitrogênio amoniacal e alcalinidade no WC e WS na fase 3	132
Figura 40 - Graficos box-plot para as concentrações do NT, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato no afluente e efluentes do WC e WS.....	133
Figura 41 - Gráficos box-plot das eficiências de remoção do NT e do nitrogênio amoniacal nos afluentes e efluentes do WC e WS.....	134
Figura 42 - TRV do nitrogênio amoniacal no WC e WS e a relação COT:N-NH ₃	135
Figura 43 - Graficos box-plot para as concentrações de fósforo solúvel no afluente e efluentes do WC e WS na fase 3	136
Figura 44 - Comportamento do nitrogênio amoniacal no afluente e efluentes na fase 1, 2 e 3 de acordo com os dias avaliados	138
Figura 45 - Comportamento das concentrações de COT no afluente e efluentes WC e WS na fase 2 e 3 de acordo com os dias avaliados.....	138
Figura 46 - <i>Brachiaria humidicola</i> no fim do experimento com leve descoloração e atrofia da na folha acima e nenhum efeito aparente na folha abaixo	139
Figura 47 - Altura e número de ramos da <i>Brachiaria humidicola</i> ao longo da fase 2 do experimento.....	140
Figura 48 - Altura e número de ramos da <i>Brachiaria humidicola</i> ao longo da fase 3 do experimento.....	140
Figura 49 - Raiz da <i>Brachiaria humidicola</i> após o fim do experimento.....	141

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Classificação dos diferentes tipos do lixiviado do aterro de acordo com a idade	25
Tabela 2 - Características do lixiviado de acordo com a idade do aterro sanitário....	27
Tabela 3 - Vantagem e limitações do processo de arraste com ar.....	37
Tabela 4 - Resultados obtidos em diferentes pesquisas no tratamento físico-químico do lixiviado de aterro sanitário.....	43
Tabela 5 - Síntese das características dos métodos convencionais e não convencionais.....	57
Tabela 6 - Síntese dos principais resultados dos estudos que investigaram o tratamento biológico em lixiviados de aterros sanitários, exceto os <i>wetlands</i> construídos.....	60
Tabela 7 - Vantagens e limitação de sistemas <i>wetlands</i> construídos	70
Tabela 8 - Síntese dos principais resultados dos estudos que investigaram o tratamento com <i>wetlands</i> construídos em lixiviados de aterros sanitários	73
Tabela 9 - Concentração dos parâmetros físico-químicos analisados no lixiviado bruto	87
Tabela 10 - Concentração dos parâmetros físico-químicos analisados na água potável utilizada para a diluição do lixiviado bruto.....	87
Tabela 11 - Condições operacionais da fase1	94
Tabela 12 - Condições operacionais da fase 2	95
Tabela 13 - Condições operacionais da fase 3	95
Tabela 14 - Parâmetros investigados na pesquisa e métodos utilizados	96
Tabela 15 - Concentração dos parâmetros físico-químicos analisados na fase 1 do sistema.....	102
Tabela 16 - Valores mínimos, médios e máximos das TRV para os WS na fase 1.	108
Tabela 17 - CSA, CVA e TRV da fase 1 desta pesquisa e de sistemas de lagoas de maturação e de filtro percolador aeróbio e o volume dimensionado para cada sistema, em detrimento de uma remoção de carga de nitrogênio amoniacal de 100 gN-NH ₃ /d.....	109
Tabela 18 - Resultados dos parâmetros físico-químicos analisados durante a fase 2 da pesquisa.....	110

Tabela 19 - Estatística descritiva aplicada aos parâmetros temperatura, pH e alcalinidade antes e após o tratamento com o WC e WS	111
Tabela 20 - Estatística descritiva aplicada ao parâmetro SST no afluente e efluente do WC e WS.....	114
Tabela 21 - Estatística descritiva aplicada ao COT no afluente e efluente ao tratamento com o WC e WS.....	114
Tabela 22 - Estatística descritiva aplicada ao NT, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato no afluente e efluente ao tratamento com o WC e WS.....	116
Tabela 23 - TRV mínima, média e máxima dos WC e WS do nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato na fase 2	120
Tabela 24 - Estatística descritiva aplicada ao parâmetro fósforo solúvel no afluente e efluente ao tratamento com o WC e WS	123
Tabela 25 - CSA, CVA e TRV da fase 2 desta pesquisa e de sistemas de lagoas de maturação e de filtro percolador aeróbio e o volume dimensionado para cada sistema, em detrimento de uma remoção de carga de nitrogênio amoniacal de 100 gN-NH ₃ /d.....	125
Tabela 26 - Resultados dos parâmetros físico-químicos analisados durante a fase 3 da pesquisa	126
Tabela 27 - Estatística descritiva aplicada aos parâmetros temperatura, pH e alcalinidade antes e após o tratamento com o WC e WS na fase 3.....	127
Tabela 28 - Estatística descritiva aplicada ao parâmetro SST no afluente e efluente ao tratamento com o WC e WS.....	130
Tabela 29 - Estatística descritiva aplicada ao COT no afluente e efluente ao tratamento com o WC e WS.....	130
Tabela 30 - Estatística descritiva aplicada ao NT, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato no afluente e efluente ao tratamento com o WC e WS.....	132
Tabela 31 - TRV mínima, média e máxima dos WC e WS do nitrogênio total, nitrogênio amoniacal amoniaca, nitroto e nitrato na fase 2	135
Tabela 32 - Estatística descritiva aplicada ao parâmetro fósforo solúvel antes e após o tratamento com o WC e WS na fase 3	136
Tabela 33 - CSA, CVA e TRV da fase 3 desta pesquisa e de sistemas de lagoas de maturação e de filtro percolador aeróbio e o volume dimensionado para cada sistema, em detrimento de uma remoção de carga de nitrogênio amoniacal de 100 gN-NH ₃ /d.....	137

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ASMC	Aterro Sanitário Metropolitano Centro
Cemaden	Centro de Monitoramento e Alerta de Desastres Naturais
CETREL	Central de Efluentes Líquidos do Polo de Camaçari
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CSA	Carga Superficial Aplicada
CVA	Carga Volumétrica Aplicada
EMBASA	Empresa Baiana de Água e Saneamento
FA	Filtro Anaeróbio
FBP	Filtro Biológico Percolador
FH	Fluxo Horizontal
FHS	Fluxo Horizontal Superficial
FHSS	Fluxo Horizontal Subsuperficial
FV	Fluxo Vertical
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
LABRE	Laboratório de Resíduos Sólidos e Efluentes
LD	Lixiviado diluído
RA	Reator Anaeróbio
RMS	Região Metropolitana de Salvador
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SRC	<i>Stockholm Resilience Centre</i>
TAH	Taxa de Aplicação Hidráulica
TD	Tanque de Decantação
TDH	Tempo de detenção hidráulica
TRS	Tempo de retenção de sólidos
TRV	Taxa de Remoção Volumétrica
WC	<i>Wetlands</i> Construídos
WS	<i>Wetland</i> Construído Sem Planta

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	18
2. OBJETIVOS	21
2.1 Objetivo Geral	21
2.2 Objetivos específicos	21
3. REVISÃO DE LITERATURA	22
3.1 Aterros Sanitários	22
3.2 Lixiviados de Aterros Sanitários.....	24
3.3 Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário com Foco na Remoção de Nitrogênio Amoniacal.....	31
3.3.1 Nitrogênio no Meio Ambiente	31
3.3.2 Processos de Remoção de Nitrogênio em Lixiviados	35
3.4 <i>Wetlands</i> Naturais e Construídos	65
4. MATERIAL E MÉTODOS	85
4.1 Síntese do Experimento.....	85
4.2 Obtenção e Caracterização do Lixiviado	85
4.3 Apresentação do Sistema de Tratamento.....	87
4.3.1 Wetland construído de fluxo vertical.....	91
4.4 Operação do sistema.....	93
4.4.1 Fase 1.....	93
4.4.2 Fase 2.....	94
4.4.3 Fase 3.....	95
4.5 Monitoramento dos sistemas	96
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	101
5.1 Desempenho do Sistema na Fase 1	101
5.1.1 Temperatura, pH e alcalinidade	103
5.1.2 Desempenho do WS na remoção de nutrientes	105
5.2 Desempenho do sistema na Fase 2	109
5.2.1 Temperatura, pH e Alcalinidade.....	111
5.2.2 Desempenho na remoção de sólidos em suspensão totais	114
5.2.3 Desempenho da remoção de nutrientes e matéria orgânica	114
5.3 Desempenho do sistema na Fase 3	126

5.3.1 Temperatura, pH e Alcalinidade.....	127
5.3.2 Desempenho da remoção de sólidos em suspensão totais	130
5.3.3 Desempenho da remoção de nutrientes e matéria orgânica	130
5.4 Aspectos do Desenvolvimento da Gramínea.....	139
6. CONCLUSÕES	142
7. RECOMENDAÇÕES	144
8. REFERÊNCIAS.....	145

1. INTRODUÇÃO

O lixiviado proveniente de aterros sanitários não pode ser lançado diretamente no meio ambiente, uma vez que sua composição apresenta diversos poluentes. Podem ser identificadas, por exemplo, elevadas concentrações de cloreto, matéria orgânica e nitrogênio amoniacal.

Especificamente, as diferentes formas do nitrogênio podem causar impactos negativos, como a mortandade de peixes, consumo do oxigênio do meio aquático no processo de oxidação da amônia (nitrificação), aumento dos custos do tratamento de água, devido à elevação da quantidade de desinfetante, como o cloro, utilizado na remoção do nitrogênio e a possibilidade de formação de subprodutos carcinogênicos, como os organoclorados.

O nitrogênio pode afetar, também, a saúde dos seres humanos causando uma doença chamada metahemoglobinemia, que pode levar a morte prematura de bebês recém-nascidos. A enfermidade está associada à deficiência no transporte de oxigênio pela hemoglobina que é oxidada pela presença do nitrito, formando a metahemoglobina que não transporta o oxigênio, matando por asfixia, daí a denominação “doença dos bebês azuis”.

Considerando a legislação nacional vigente, a Resolução CONAMA 430/11 que estabelece as condições e padrões para disposição de efluentes em corpos d'água especifica que para os efluentes líquidos oriundos de sistemas de disposição final de resíduos sólidos, o valor máximo permitido é igual a 20 mgN-NH₃/L para o nitrogênio amoniacal total (BRASIL, 2011). Há, portanto, uma grande necessidade do tratamento e remoção eficaz do nitrogênio presente nos lixiviados de aterros sanitários.

Existem diversas técnicas para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário como: os processos biológicos de lodo ativado, lagoas de estabilização e lagoas aeradas e físico-químicas como: o *air stripping*, troca iônica, precipitação química ou filtração em membranas. Porém, essas técnicas podem não remover, satisfatoriamente, os poluentes presentes no lixiviado, de modo que, geralmente, se faz necessário uma associação de processos.

Dentre as tecnologias existentes para o polimento final do efluente tratado, destacam-se os *Wetlands* Construídos (WC) por serem menos onerosos quando comparadas com outras técnicas. Os WC simulam ecossistemas naturais como pântanos, áreas alagadas e brejos e se mostram eficientes na remoção de poluentes como o nitrogênio e o fósforo. Outros benefícios dos WC se referem a pouca geração de lodo, a produção de sua própria energia por meio da fotossíntese, dispensa energia elétrica, apresenta baixo custo de manutenção e podem produzir biomassa vegetal, até mesmo, grãos ao se utilizar cultivos de alimentos para auxiliar no tratamento.

Existem diversas configurações de WC, sendo que, as variações mais comuns são nos tipos de fluxo e na espécie do cultivo utilizado. Porém, especificamente, para que ocorra a oxidação do nitrogênio amoniacal, é necessário o fornecimento de concentrações adequadas de oxigênio. A adoção do tipo de fluxo vertical é, assim, a forma mais adequada, pois, é a única que não funciona saturada e apresenta intermitência da vazão, permitindo maior circulação de oxigênio pelo sistema.

O cultivo adotado em WC, geralmente, é realizado por macrófitas que apresentam a principal característica de tolerar locais úmidos. Os resíduos provenientes da poda dessas plantas podem ser utilizados como biofertilizante por meio da compostagem ou, simplesmente, direcionados a aterros sanitários.

Uma importante alternativa ao uso das macrófitas no cultivo dos WC são as gramíneas que toleram locais úmidos como a *Braquiaria humidicola sp.*, a *Vetiveria zizanioides sp.* e a *Oryza sativa sp.* Existem estudos com o uso dessas plantas no tratamento de esgotos domésticos, porém, somente a *Vetiveria zizanioides sp.* foi utilizada em pesquisas com lixiviado de aterro sanitário, como na pesquisa desenvolvida por Plentz (2014), o que leva a necessidade de mais estudos com as outras espécies.

A *Braquiária humidicola sp.*, por sua vez, apresenta grande diferencial em relação aos outros tipos de gramíneas, devido à biomassa gerada. O destaque ocorre por se desenvolver de forma acelerada e resistente, além de possuir, em sua composição, excelente qualidade nutricional, sendo comumente utilizada na alimentação de bovinos e equinos.

O desenvolvimento acelerado da *Brachiaria humidicola* demanda nutrientes como o nitrogênio, que é assimilado por ser um componente importante no seu desenvolvimento. Isso reforça a viabilidade da planta no tratamento de lixiviados de aterros sanitários com WC, uma vez que, possui elevadas concentrações do nutriente que podem ser removidos no processo de assimilação vegetal.

A gramínea, também, tem a importante função em sistemas WC de fornecer oxigênio pelo sistema radicular ao meio suporte. Nessas regiões, onde ocorre predominância aeróbia, pode ocorrer a remoção do nitrogênio amoniacal pelo processo de nitrificação por meio de bactérias nitrificantes.

Por se tratar de uma gramínea, a *Braquiaria humidicola* possui elevada taxa de evapotranspiração, isto é, elas absorvem a água em suas raízes e transferem para atmosfera pela transpiração de suas folhas. Esse processo é vantajoso em um sistema de tratamento de águas residuárias como o WC, pois reduz a geração do efluente final. Outras vantagens que se apresentam são: elevada resistência a pragas como as cigarrinhas-das-pastagens (*Cercopidae*), fácil obtenção das sementes e boa adaptabilidade ao clima brasileiro.

Nesse contexto, a presente pesquisa propõe a utilização de *wetlands* construídos de fluxo vertical como unidade para remoção do nitrogênio amoniacal do lixiviado de aterro sanitário. O sistema foi operado em escala de bancada, com alimentação intermitente e cultivado com *Braquiaria humidicola sp.*. Ademais, o trabalho, também, tem a finalidade de aportar mais conhecimentos acerca de fatores importantes relacionados à gramínea, como o seu manejo e sua influência na remoção do nitrogênio amoniacal do lixiviado de aterro sanitário.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar o desempenho de um sistema de *wetlands* construídos de fluxo vertical descendente, plantado com *Brachiaria humidicola* sp. como unidade de polimento final no tratamento de lixiviado de aterro sanitário.

2.2 Objetivos específicos

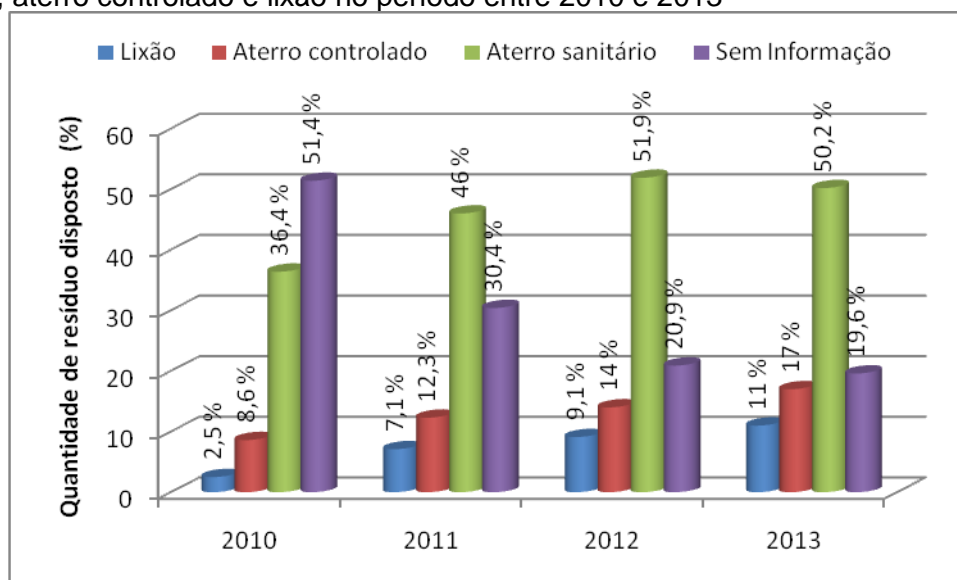
- Obter parâmetros de projeto que permitam alcançar concentrações efluentes de nitrogênio amoniacal em conformidade com a Resolução 430/11 do CONAMA;
- Obter informações sobre aspectos do desenvolvimento da *Brachiaria humidicola* sp. em um sistema de *wetlands* construídos tratando lixiviado de aterro sanitário;
- Analisar o desempenho do *wetland* construído plantado com *Brachiaria humidicola* sp. e não plantado, e da estratégia de recirculação do efluente final na remoção de nitrogênio amoniacal do lixiviado;
- Identificar o comportamento do fósforo solúvel durante o tratamento de lixiviado de aterro sanitário em sistemas de *wetlands* construídos como unidade de polimento final.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Aterros Sanitários

Existem diversas formas de se dispor o RSU no solo. No Brasil são comuns os aterros sanitários e, de modo inadequado, os aterros controlados e os lixões. A Figura 1 mostra o volume de resíduos sólidos produzidos e sua destinação no período entre 2010 e 2013.

Figura 1 - Destinação final do Resíduo Domiciliar (RDO) e Resíduo Público (RPU) em aterro sanitário, aterro controlado e lixão no período entre 2010 e 2013



Fonte: Adaptado de SNIS (2015)

É possível notar na Figura 1 que houve um decréscimo das porcentagens de implantação dos aterros sanitários de 1,7% entre os anos de 2012 e 2013, enquanto que nos lixões e aterros controlados houve um aumento respectivamente de 1,9 e 3%. Segundo o SNIS (2015), o aumento de destinações inadequadas se deve ao aumento da amostra, já que ocorreu a inclusão de cerca de 500 municípios de pequeno porte em relação ao ano anterior.

De acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/2010) a disposição de rejeitos em aterros sanitários é considerada como ambientalmente adequada, caso atenda às normas operacionais específicas de modo a minimizar os

possíveis impactos e impedir que haja danos ou riscos à saúde e segurança pública (BRASIL, 2010).

O projeto dos aterros sanitários deve conter dispositivos que torne impermeável o revestimento do fundo, e permitam a cobertura e compactação dos rejeitos depositados, além da coleta e tratamento do lixiviado e gases em sistemas de drenagem (NASCIMENTO, 2007; RENO, 2008; KURNIAWAN *et al.*, 2010).

Nos aterros sanitários, após a deposição de resíduos sólidos, a decomposição da matéria orgânica resulta em subprodutos que são, principalmente, o lixiviado e o biogás. Inicialmente, se estabelece uma fase curta e ácida de decomposição aeróbia e em seguida, etapas mais longas sob a via anaeróbia (desintegração, hidrólise, acidogênese, acetogênese, e metanogênese). Devido à limitada presença de oxigênio, a decomposição pela rota aeróbia no aterro ocorre, principalmente, nas primeiras semanas (CATAPRETA, 2008; KURNIAWAN *et al.*, 2010).

A primeira fase de degradação anaeróbia é a desintegração, na qual o complexo de resíduos é convertido a carboidratos, proteínas e lipídeos. Para isso, podem incluir uma variedade de processos, tais como a lise, deterioração não-enzimática, separação de fases, e colapso físico (por exemplo, corte). Todas as reações são extracelulares bioquímicos para a primeira ordem, o que constitui uma simplificação baseado em empirismo (BATSTONE *et al.*, 2002).

A segunda fase de degradação anaeróbia é a hidrólise dos compostos mais complexos em materiais mais simples por meio de enzimas liberadas por bactérias fermentativas. Os lipídios formam ácidos graxos de cadeia longa e glicerina, a celulose é transformada em ácidos graxos voláteis de cadeia curta, os carboidratos são convertidos em açúcares solúveis e as proteínas em aminoácidos (LETTINGA *et al.*, 1997).

Na fase acidogênica predomina a formação de compostos orgânicos biodegradáveis como os Ácidos Graxos Voláteis (AGV), como: o ácido acético, ácido propiônico e ácido butírico, além de alcoóis e amônia. A dissolução dos ácidos aumenta consideravelmente a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) no lixiviado para valores entre 4.000–13.000 mgO₂.L⁻¹, a Demanda Química de Oxigênio (DQO) para

valores entre 6.000– 60.000 mgO₂.L⁻¹ e o nitrogênio amoniacal (N-NH₃) entre 500 – 2.000 mgN-NH₃.L⁻¹ (KURNIAWAN *et al.*, 2010).

Os ácidos orgânicos formados na etapa acidogênica são convertidos em acetato e gás carbônico na fase acetogênica. Essas reações ocorrem, exclusivamente, por meio de bactérias acetogênicas (LETTINGA *et al.*, 1997).

Na fase metanogênica, por sua vez, ocorre a transformação do acetato, e hidrogênio em metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂), substâncias húmicas e água por meio archeas metanogênicas.

Na fase metanogênica ocorre, também, a elevação do pH do lixiviado, conseqüentemente menores quantidades de substâncias inorgânicas são dissolvidas, assim como, os eventuais metais pesados. Adicionalmente, ocorre um aumento significativo da concentração de nitrogênio amoniacal (400 – 5.000 mgN-NH₃.L⁻¹) e diminuição da concentração de matéria orgânica biodegradável no lixiviado, reduzindo o valor da DBO (QASIM e CHIANG, 1994; SPONZA e AGDAG, 2006; BAYRAM, 2012).

3.2 Lixiviados de Aterros Sanitários

Os termos chorume, percolado e lixiviado são rotineiramente utilizados de forma equivocada. Nesse sentido, faz-se a correta definição dos mesmos. Segundo a Associação Brasileira de Normas e Técnicas - ABNT (NBR 8419/1992), o chorume, também conhecido como sumeiro, é o líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, cujas características são a cor escura, o mau odor e a elevada DBO.

O percolado, por sua vez, é definido como um líquido que passou através de um meio poroso. O termo lixiviado, por sua vez, trata-se do deslocamento ou arraste, por meio líquido, de certas substâncias contidas nos resíduos sólidos urbanos (NBR 8419/1992).

Lange e Amaral (2009) definem o lixiviado de aterro sanitário como o líquido proveniente de diversos fatores: da água que constitui a matéria orgânica, da umidade natural, da degradação da matéria orgânica, da água que infiltra nas

células de aterramento, além de materiais dissolvidos ou suspensos que foram extraídos da massa de resíduos. Segundo Hasar *et al.* (2009) a produção se inicia na introdução de resíduos na área de disposição e continua por décadas após o encerramento do aterro sanitário.

O lixiviado é considerado como uma água residuária com elevado impacto poluidor devido à existência de elevadas concentrações de amônia, matéria orgânica, sais e metais pesados. Por apresentar tais características, quando disposto em corpos hídricos pode causar graves poluições para águas subterrâneas e superficiais, além de acelerar o processo da eutrofização, causar toxicidade aos organismos vivos, e a depleção do oxigênio dissolvido (PI *et al.*, 2009; LACONI, 2011).

O lixiviado é um resíduo líquido com composição complexa e características físicas, químicas e biológicas peculiares de cada aterro, uma vez que dependem do tipo resíduo disposto, condições climatológicas, idade do aterro e tipo de operação utilizada (AZIZ *et al.*, 2010; OLIVEIRA, 2013).

O lixiviado de aterro sanitário passa por transformações ao longo do tempo. Na Tabela 1 apresentam-se as classificações dos diferentes tipos de lixiviado encontrados em diversos países, inclusive no Brasil, atribuindo características para os aterros novos, intermediários e velhos.

Tabela 1 - Classificação dos diferentes tipos do lixiviado do aterro de acordo com a idade

	Novo	Intermediário	Velho
Idade (anos)	<5	5 - 10	>10
pH	6,5	6,5 - 7,5	>7,5
DQO (mg/L)	>10.000	4.000-10.000	<4.000
DBO/DQO	>0,3	0,1 - 0,3	<0,1
Compostos orgânicos	80% AGV	5-30% AGV + AH + AF	AH + AF
Biodegradabilidade	Alta	Média	Baixa

AGV = ácidos graxos voláteis; AH = ácidos húmicos; AF = ácidos fúlvicos.

Fonte: Renou, *et al.*, 2008.

De acordo com os dados da Tabela 1, nota-se que o valor do pH se eleva ao longo dos anos, da mesma forma que a concentração dos ácidos húmicos e fúlvicos. Por outro lado, a DQO, a relação DBO/DQO, ou seja, a biodegradabilidade se reduz, indicando que quanto maior a idade do aterro, mais recalcitrante será a matéria orgânica presente no lixiviado.

Existem trabalhos na literatura que abordam as características do lixiviado e relacionam com a idade do aterro sanitário. Na Tabela 2 foram avaliados 19 autores a partir de dados obtidos sobre o lixiviado em teses, dissertações e artigos nacionais e internacionais publicados entre os anos de 2012 a 2015.

Tabela 2 - Características do lixiviado de acordo com a idade do aterro sanitário

Idade do aterro (anos)	Referência	Local	Constituinte												
			DBO (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)	DBO/DQO	N-Total (mg N/L)	N-NH ₃ (mg N-NH ₃ /L)	DBO/N	N ⁻ NO ₂ ⁻ (mg N ⁻ NO ₂ /L)	N ⁻ NO ₃ ⁻ (mg N ⁻ NO ₃ /L)	P-Total (mg P/L)	Cl ⁻ (mg Cl ⁻ /L)	Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Alcalinidade/N-NH ₃	pH
<6	MÜLLER <i>et al.</i> (2015)	Brasil (Rio Grande do Sul)	3.326	6.560	0,51	2.021	1.740	1,91	NA	NA	NA	NI	NA	NI	8,2
8	HAWAHIG ASHI (2012)	Brasil (Paraná)	55	1.819	0,03	997	859	0,06	0,1	0	NA	NI	4.238	4,93	9,1
3 - 9	MONTEIRO (2012)	Brasil (São Paulo)	NA	5.385	NI	NA	2.630	NI	0,55	1,69	NA	3.391	10.559	4,01	8,3
8-9	CAMPOS, (2013)	Brasil (Paraíba)	7.021	19.672	0,36	2.383	2.177	3,23	NA	NA	11,2	NI	9.054	4,16	7,9
<9	LIU <i>et al.</i> (2012)	China	1.346	10.623	0,13	NA	2.910	0,46	0	3,32	NA	NI	NA	NI	8,0
10	AKINBILE <i>et al.</i> (2012)	Malásia	686	923	0,74	400	238	2,88	NA	NA	117	NI	NA	NI	8,4
10	TIGINI <i>et al.</i> (2014)	Italia	4.209	6.166	0,68	2.538	2.266	1,86	NA	NA	NA	3.193	NA	NI	8,1
>10	BIALOWIEC <i>et al.</i> (2012)	Polônia	NA	1.219	NI	958	800,8	NI	0,14	5,7	NA	NI	NA	NI	NA
>10	ORESCANIN <i>et al.</i> (2012)	Croácia	162,5	1.614	0,10	NA	61,5	2,64	0,1	NA	NA	NI	NA	NI	8,1

continua

Tabela 2 - Características do lixiviado de acordo com a idade do aterro sanitário

conclusão

Idade do aterro (anos)	Referência	Local	Constituinte											Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Alcalinidade/N-NH ₃	pH
			DBO (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)	DBO/DQO	N-Total (mg N/L)	N-NH ₃ (mg N-NH ₃ /L)	DBO/N	N ⁻ NO ₂ ⁻ (mg N ⁻ NO ₂ /L)	N ⁻ NO ₃ ⁻ (mg N ⁻ NO ₃ /L)	P-Total (mg P/L)	Cl ⁻ (mg Cl ⁻ /L)				
>10	ZHANG <i>et al.</i> (2012)	China	342,5	3.552	0,10	2.755	2.401	0,14	0,2	NA	NA	2900	11.000	4,6	8,6	
14	CONTRERA <i>et al.</i> (2014)	Brasil (São Paulo)	NI	8.566	NI	2.183	NA	NI	NA	NA	NA	NI	10.687	NI	8,0	
15	BAYRAM (2012)	Brasil (São Paulo)	1.010	5.341	0,19	1.997	1.790	0,56	0	0	NA	NI	8.035	4,49	8,2	
17	WALLACE <i>et al.</i> (2015)	Canadá	444,9	1.223	0,36	524	483	0,85	1,9	2,2	2,8	967	4.289,5	8,19	7,0	
22	FERRAZ <i>et al.</i> (2014)	Brasil (São Paulo)	510,5	4.642,5	0,11	949	805,5	0,63	NA	NA	NA	NI	6.785	8,42	8,7	
34	CAMPOS <i>et al.</i> (2013)	Brasil (Rio de Janeiro)	141	3.332	0,04	NA	1.998	0,07	NA	NA	NA	3.196	8.857	4,43	8,3	
50	KLAUCK <i>et al.</i> (2013)	Brasil (Rio Grande do Sul)	400	424	0,94	284	253,1	1,58	NA	NA	NA	505	NA	NI	8,3	
NI	GABARRÓ <i>et al.</i> (2012)	Espanha	123	3.921	0,03	6.317	5.975	0,02	0	<2	NA	NI	NA	NI	8,5	
NI	HUANG <i>et al.</i> (2014)	China	2.086	4.295	0,49	1.980	1.750	1,19	NA	NA	12,5	NI	10.187	5,82	7,9	
NI	MIAO <i>et al.</i> (2014)	China	100	2.200	0,05	2.030	2.000	0,05	0,4	0,5	NA	NI	7.000	3,50	8,0	

NI - Não Informado; NA - Não Analisado

Com base nas pesquisas apresentadas na Tabela 2, pode-se inferir que:

- As concentrações dos parâmetros no lixiviado não representam diretamente a idade dos resíduos aterrados, uma vez que os valores de DBO, DQO e pH não estão em consonância com a classificação em lixiviado novo, intermediário e velho mostradas na Tabela 1;
- A relação Alcalinidade/N-NH₃ é importante para a ocorrência equilibrada da nitrificação biológica, uma vez que há uma relação linear entre a alcalinidade e a eficiência da nitrificação do lixiviado, que deve atingir, segundo USEPA (2010) um coeficiente estequiométrico mínimo de 7,14 mgCaCO₃/N-NH₃. Os trabalhos observados que apresentaram dados de alcalinidade, de modo geral, evidenciam valores desfavoráveis ao processo biológico de remoção da amônia, com exceção de Wallace *et al.* (2015) e Ferraz *et al.* (2014) que identificaram respectivamente 8,19 e 8,42 mgCaCO₃/N-NH₃ que são de aterros considerados como velhos, com 17 e 22 anos de operação;
- Quanto mais se aproxima de 1,0, a relação DBO/DQO indica a prevalência da biodegradabilidade da matéria orgânica do lixiviado. O maior valor, porém, foi de 0,93 identificado por KLAUCK *et al.* (2013) em um aterro velho com 50 anos de funcionamento e o menor em Hawahigashi (2012), com 0,03, porém, com idade considerada como intermediária (8 anos). É possível notar que esses valores não estão em consonância com o tempo de operação do aterro, pois, os aterros mais velhos possuem valores menores (< 0,1) em relação aos que apresentam idade intermediária (0,1 - 0,3);
- A desnitrificação carece de fontes de carbono orgânico para ocorrer, sendo favorecida por valores da relação C/N adequados. Segundo Henze *et al.* (1994) o valor mínimo é de DBO/N = 3,5 mgO₂/mgN-NH₃, contudo, os trabalhos apresentados, não identificaram valores favoráveis ao processo, sendo necessárias fontes externas de carbono para ocorrer de maneira equilibrada. O maior valor encontrado está relatado em Oliveira (2013) que identificou 3,23 mgO₂/mgN-NH₃ em um aterro com idade considerada intermediária;
- Apesar da importância, poucos autores avaliaram as concentrações de fósforo total (6), nitrito (10) e nitrato (10) o que limita algumas comparações. Não é

comum o lixiviado de aterro sanitário apresentar concentrações elevadas de nitrito e nitrato, devido à predominância das condições anaeróbias do meio, contudo, no tratamento via nitrificação esses parâmetros tendem a aumentar as concentrações, o que torna relevante o monitoramento dos compostos no lixiviado tratado. Em relação ao fósforo, Russo (2005) observou, por meio de trabalhos relatados na literatura, que é comum a carência do nutriente, o que pode causar uma limitação para adequada degradação biológica, uma vez que é uma composição elementar na constituição das células;

- A DQO, mesmo sendo largamente utilizada na literatura, não tem sido considerada um parâmetro confiável na avaliação da matéria orgânica presente nos lixiviados de aterros sanitários. Isso ocorre devido à interferência de compostos que elevam a concentração como o cloreto e sulfeto e íons de ferro reduzido (VOGEL *et al.*, 2000; AQUINO *et al.*, 2006; SANTANA, 2013). Kylefors *et al.* (2003) identificaram os efeitos da presença de Fe (II), Mn (II), sulfeto, íons amônia e cloretos em lixiviados, os autores observaram que um terço do valor da DQO advinha das substâncias inorgânicas. O parâmetro, portanto, não confere segurança aos dados relativos à matéria orgânica. Uma alternativa ao método é a análise de Carbono Orgânico Total (COT) que compreende a matéria orgânica biodegradável e não biodegradável do lixiviado;
- O cloreto (Cl⁻) presente em elevadas concentrações pode ser prejudicial aos processos biológicos de tratamento. Mosquera-Corral *et al.* (2005) identificaram uma inibição total das bactérias oxidantes da amônia sob 30.000 mg/L ou 3% de NaCl. Apesar da importância do parâmetro, somente seis autores avaliaram a presença do cloreto nos lixiviados e as concentrações identificadas variaram de 505 mgCl/L (KLAUCK *et al.*, 2013) até 3.391 mgCl/L (MONTEIRO, 2012);
- Poucos autores avaliaram a presença dos metais pesados no lixiviado, sendo que alguns ainda utilizaram elementos distintos para análise, inviabilizando comparações. A análise dos parâmetros é importante em tratamentos biológicos, pois, podem causar a inibição dos micro-organismos. Grunditz *et al.* (1998) avaliaram a inibição por metais pesados (Cr, Ni, Cu, Zn, Pb e Cd) de três grupos de bactérias responsáveis pela remoção de nitrogênio: oxidação da amônia, oxidação e redução do nitrito. Todas as culturas apresentaram inibições, porém a

bactéria relacionada à oxidação do nitrito apresentara maior sensibilidade e o zinco foi o metal com maior efeito inibitório sobre os micro-organismos.

Considerando as características dos lixiviados de aterro sanitário descritas na Tabela 2, a remoção biológica do nitrogênio amoniacal pode ser factível. As condições para isso, porém, variaram de acordo com os as variáveis verificadas no lixiviado. As mais favoráveis, por sua vez, se identificaram em uma relação de alcalinidade/N-NH₃ e DBO/N-NH₃ favoráveis, o pH numa faixa adequada aos processos biológicos e as concentrações de cloreto abaixo das condições inibitórias do biofilme nitrificante.

3.3 Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário com Foco na Remoção de Nitrogênio Amoniacal

3.3.1 Nitrogênio no Meio Ambiente

O nitrogênio é o quarto elemento mais abundante na constituição dos organismos vivos, após o carbono, oxigênio e hidrogênio e, portanto, imprescindível à vida. Contudo, 96% do nitrogênio orgânico estão presentes na matéria orgânica morta e somente 4% nos organismos vivos, dos quais 94% estão nas plantas, 4% na microbiota e apenas 2% nos animais. A maior parte do nitrogênio não está biodisponível: 98% estão presentes nas rochas, em oceanos e sedimentos, sendo que na forma gasosa (N₂) constitui 78% da atmosfera (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006).

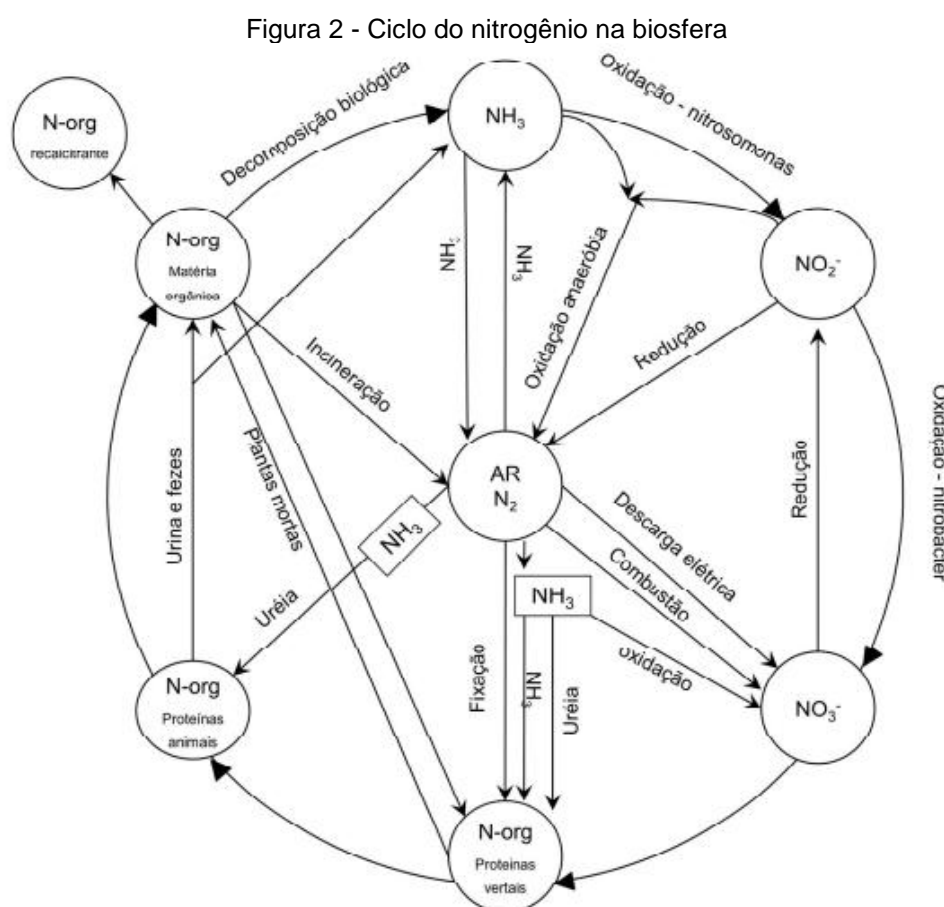
Existem processos que podem tornar o nitrogênio biologicamente disponível como: fixação biológica, reações químicas por meio de descargas elétricas na atmosfera e atividade vulcânica (HOWARTH, 2004). A ocorrência natural do nitrogênio no meio líquido é contribuída pela fixação do nitrogênio por seres autotróficos (VAN BENTHUM, 1998).

O nitrogênio fixado é utilizado por plantas e micro-organismos na constituição de componentes celulares como proteínas e ácidos nucleicos. Por sua vez, os organismos superiores consomem os produtores, assimilando o nitrogênio para seu metabolismo, crescimento e reprodução. Os diversos organismos vivos, porém,

liberam o nitrogênio sob duas formas: por meio do metabolismo, gerando subprodutos nitrogenados como a ureia presente na urina e no fim da vida pela decomposição da matéria orgânica em compostos como o nitrogênio amoniacal (ASSUNÇÃO, 2009).

O nitrogênio amoniacal, por sua vez, pode ser oxidado sob condições aeróbias, ou seja, ocorre a oxidação a nitrito (NO_2^-) e, posteriormente, a nitrato (NO_3^-) por micro-organismos (bactérias nitrificantes, fungos e actinomicetos). A última etapa do ciclo pode ser descrita como a desnitrificação que é a redução do nitrito ou nitrato a nitrogênio gasoso (N_2) realizada por micro-organismos heterotróficos facultativos em condições anóxicas (QUEIROZ, 2006).

O ciclo do nitrogênio ocorre na biosfera, e o suprimento primário advém da atmosfera na forma molecular (N_2), apesar de 98% do N total encontrar-se na litosfera (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006). A Figura 2 mostra o ciclo no nitrogênio em suas diversas formas na biofera.



Fonte: Assunção (2009)

O ciclo do nitrogênio tem se alterado ao longo do tempo na Terra mais do que qualquer outro elemento e a ação humana é fundamental nesse processo, uma vez que a atividade humana contribui entre 30% e 45% de todo o nitrogênio fixado na Terra (HOWARTH, 2004). Segundo Steffen *et al.* (2015), a entrada antropogênica do nitrogênio se deve, principalmente, à fixação do nitrogênio atmosférico (N_2) por meio do processo Haber-Bosch, uma vez que é o método quantitativo mais relevante.

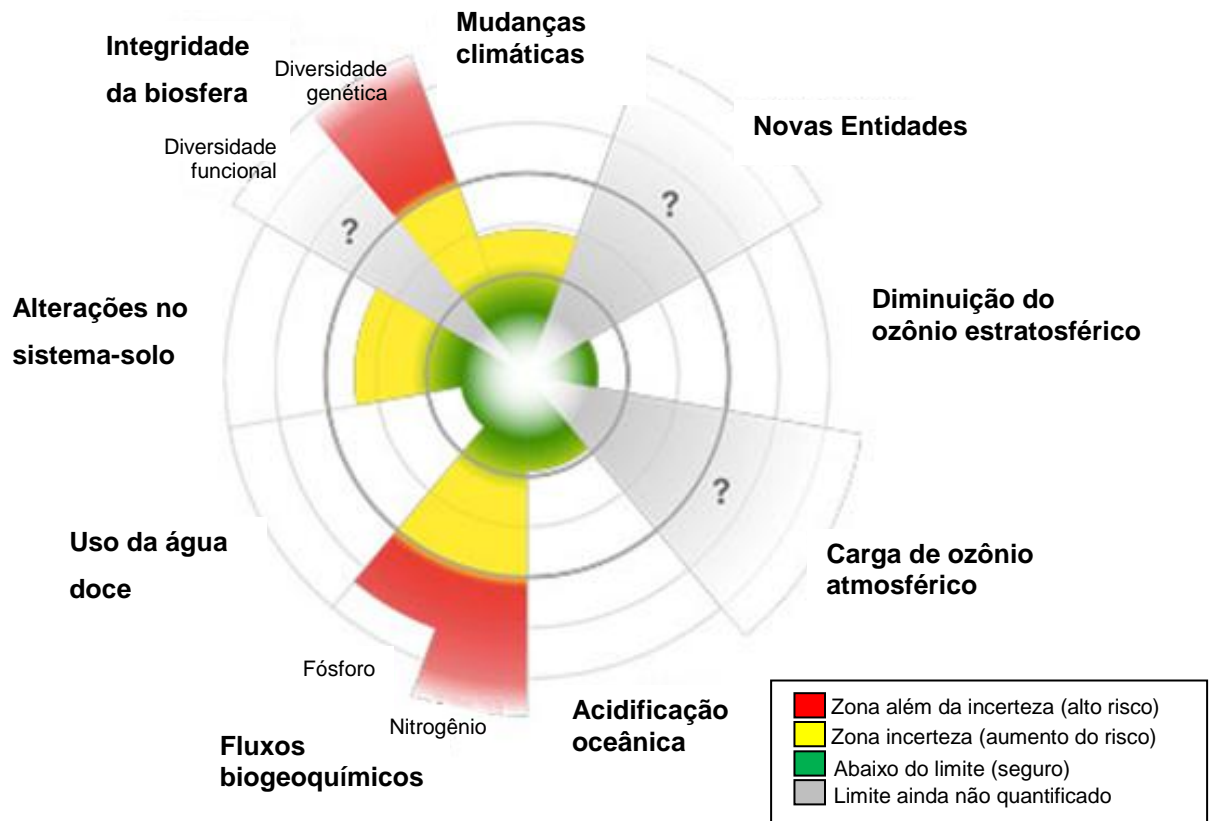
Em uma recente publicação, Steffen *et al.* (2015) desenvolveram na *Stockholm Resilience Centre* (SRC) estudos referentes aos novos Limites Planetários, ou seja, limites considerados como ambientalmente seguros, os quais as atividades humanas podem gerar impactos no desenvolvimento sem que sejam irreversíveis, respeitando a resiliência planetária. Foram definidos nove limites, contudo, por meio dos resultados do estudo foram identificados quatro limites ultrapassados, dentre eles o nitrogênio.

Steffen *et al.* (2015) explica que ultrapassar um limite estabelecido pelo estudo, significa uma tendência de aumento dos riscos para a existência humana, pois, o planeta pode tornar-se menos hospitaleiro, dificultando a redução da pobreza e deteriorando a condição de bem-estar. A Figura 3 mostra o diagrama da representação dos limites planetários, destacando a zona de maior risco (vermelho), risco crescente (amarelo) e zona segura (verde).

Observa-se na Figura 3 que o nitrogênio se situa na zona de alto risco, ultrapassando o limite estabelecido. Isso se deve principalmente à produção de nitrogênio em larga escala pelo processo Haber-Bosch, o qual converte o nitrogênio inerte (N_2) da atmosfera em um composto biodisponível.

O excesso do nitrogênio biodisponível no meio ambiente pode estar presente também em meio líquido, disposto inadequadamente por atividades antrópicas, como os esgotos sanitários, águas residuárias industriais, escoamento da água de irrigação com concentração elevada de amônia e lixiviados de aterro sanitário (RANDALL, 2004).

Figura 3 - Diagrama representativo dos limites planetários para as atividades humanas mostra áreas de maior risco em vermelho, risco crescente em amarelo e zona segura em verde.



Fonte: Adaptado de Steffen *et al.* (2015)

A quantidade em excesso de nitrogênio biodisponível pode interferir no meio ambiente e na saúde da população. Nas águas, podem causar impactos, como (FERNÍCOLA E AZEVEDO, 1981; USEPA 2001; HOWARTH, 2004; NASCIMENTO *et al.*, 2008; ASSUNÇÃO, 2009; SOUTO, 2009):

- Diminuição do oxigênio dissolvido utilizado nos processos de oxidação da amônia a nitrito e nitrato, prejudicando os organismos como os peixes e diminuindo a biodiversidade aquática;
- Toxicidade pela amônia livre devido à capacidade de atravessar a membrana plasmática e se difundir pelo epitélio de organismos como os peixes impedindo as trocas gasosas nas guelras;
- Contribui para a eutrofização dos corpos hídricos;
- Aumento dos custos do tratamento de água, devido à elevação da quantidade de desinfetante, como o cloro, utilizado na remoção do nitrogênio. Existem

preocupações, também, com a possibilidade de formação de subprodutos carcinogênicos, como os organoclorados;

- Elevadas concentrações de nitrato e nitrito na água potável pode ser perigoso para a saúde pública, pois, favorecem a formação de nitrosaminas cancerígenas;
- Alguns estudos indicam que altas concentrações de nitrato podem levar a aumento da incidência de câncer no sistema digestivo e ocorrência de abortos espontâneos;
- Pode causar uma grave doença chamada Metahemoglobinemia conhecida como doença do “bebê azul” que causa morte de bebês prematuros por serem mais susceptíveis à doença. A enfermidade está associada à deficiência no transporte de oxigênio pela hemoglobina que é oxidada pelo nitrito formando a metahemoglobina que não transporta o oxigênio.
- Afeta a possibilidade de reúso da água.

Esses impactos causados pela disposição inadequada do nitrogênio no meio ambiente demonstram a grande importância do tratamento de águas residuárias como foco na redução das concentrações desse parâmetro. Dentre as fontes poluidoras existentes, o lixiviado de aterro sanitário merece destaque devido à grande concentração do nitrogênio amoniacal.

3.3.2 Processos de Remoção de Nitrogênio em Lixiviados

Ao longo dos últimos anos, o tratamento de lixiviado de aterro sanitário tem recebido atenção, principalmente, com relação à necessidade de redução das elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal. Entretanto, as técnicas aplicadas, geralmente, são as mesmas empregadas para o tratamento dos esgotos sanitários, embora as características de ambos sejam muito distintas. Como consequência, as estações de tratamento são subestimadas em sua capacidade o que reduz sua eficiência (WICHITSATHIAN *et al.*, 2004; KARADAG *et al.*, 2008).

A escolha do método de tratamento, portanto, deverá levar em conta as características do lixiviado que são distintas em cada aterro, devido às

peculiaridades do resíduo aterrado e condições ambientais. Devem ser observados, também, os custos, eficiência de remoção necessária e apreciação de parâmetros quantitativos e qualitativos.

Os tratamentos utilizados para a remoção do nitrogênio em lixiviados de aterro sanitário podem ocorrer em seu estado bruto ou combinado com esgotos domésticos, quando diluído há uma redução das elevadas concentrações do parâmetro. Os métodos de remoção do nitrogênio são diversos, podendo ser físico-químicos ou biológicos. As técnicas físico-químicas abrangem a cloração ao *break point*, arraste com ar (*air stripping*), troca iônica e filtração em membranas. O tratamento biológico, porém, pode ser aeróbio, anaeróbio ou facultativo (WANG *et al.*, 2002; OZTURK *et al.*, 2003; WISZNIOWSKI *et al.*, 2006).

Os tratamentos podem ser aplicados de forma combinada com uma etapa biológica seguida de processo físico-químico no pós-tratamento visando à remoção de compostos recalcitrantes como os ácidos húmicos e fúlvicos ou físico-químicos precedendo processos biológicos para tratamento de lixiviados de aterros jovens com maior concentração de matéria orgânica biodegradável (KURNIAWAN *et al.*, 2006; WISZNIOWSKI *et al.*, 2006; RENO *et al.*, 2008; ZIYANG *et al.*, 2009).

3.3.2.1 Processos de Tratamento Fundamentados em Métodos Físico-químicos

O tratamento por processos físico-químicos geralmente é indicado em lixiviados estabilizados, considerados como “velhos”, por apresentarem elevadas concentrações de matéria orgânica recalcitrante e nitrogênio amoniacal, além da possibilidade de remover compostos indesejáveis como substâncias húmicas, metais pesados, compostos halogenados adsorvíveis e bifenilas policloradas (AMOKRANE *et al.*, 1997; SEGATO e SILVA, 2000; WISZNIOWSKI, *et al.*, 2006 AZIZ *et al.*, 2007).

Os processos físico-químicos para remoção da amônia são fundamentais, também, para a redução de custos energéticos em um possível pós-tratamento biológico, uma vez que necessitaria de maior introdução de oxigênio, pois, cada grama de nitrogênio amoniacal consome 4,6 gramas de oxigênio para sua oxidação pela via biológica (CARDILLO, 2002).

As principais técnicas de tratamento físico-químico são:

- Arraste com ar (*air stripping*)

O arraste com ar é um processo de transferência de fases de um meio líquido para gasoso de forma acelerada, por meio da elevação do pH e forçando o contato do líquido com o gás. É uma técnica utilizada para remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviados de células encerradas, no qual elevadas concentrações, superiores a 1.000 mg N-NH₃/L, são normalmente encontradas (LINS, 2011).

No processo de arraste com ar, é fundamental a elevação do pH para valores superiores a 11 para a remoção da amônia, uma vez que, esse valor faz prevalecer o nitrogênio amoniacal na forma da amônia livre (NH₃) volátil (BIDONE, 2007). Para o pH atingir o valor necessário para a remoção da amônia, geralmente, é adicionado ao lixiviado hidróxido de cálcio (Ca(OH)₂) ou hidróxido de sódio (NaOH).

Para lixiviados gerados em aterros sanitários que já se encontram com a fase metanogênica bem estabelecida, cerca de 0,5 kg.alcalinizante/m³ podem ser requeridos no processo de arraste com ar, enquanto que lixiviados gerados em aterros mais jovens podem requerer até 6,0 kg.alcalinizante/m³ (KURNIAWAN *et al.*, 2006; RENO *et al.*, 2008).

A Tabela 3 mostra algumas vantagens e limitações da aplicação do processo de arraste com ar.

Tabela 3 - Vantagem e limitações do processo de arraste com ar

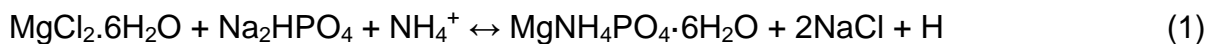
Vantagens	Limitações
Há possibilidade de controle quantitativo na remoção da amônia;	Elevado custo de operação e manutenção, pois, requer energia elétrica e alcalinizante para o controle do pH;
Obtém remoções consideráveis de modo que se pode alcançar o padrão estabelecido para o lançamento em corpos hídricos;	Limitado para um caso especial que requer o pH elevado para outras reações;
Não é sensível a substâncias tóxicas.	O processo é sensível à temperatura, pois há aumento da solubilidade da amônia com a diminuição da temperatura; Quando utilizado carbonato de cálcio como alcalinizante, pode ocorrer precipitação causando entupimento na tubulação. Não remove compostos indesejáveis como substâncias húmicas, metais pesados, compostos halogenados adsorvíveis e bifenilas policloradas.

Fonte: adaptado de Silva (2002); Metcalf e Eddy (2003)

- Precipitação Química

O processo de precipitação química tem sido empregado como pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários para a remoção de compostos orgânicos recalcitrantes, nitrogênio amoniacal e metais pesados. O método agrega vantagens como baixo custo do equipamento, simplicidade e, principalmente, efetividade.

A precipitação química consiste, basicamente, na formação de sólidos inertes a partir da utilização de reagentes para remover substâncias em suspensão como o nitrogênio amoniacal. Segundo Kurniawan *et al.* (2006) e Santos (2010), os reagentes que geralmente são utilizados são íons de fosfato de amônio e magnésio. O nitrogênio amoniacal reage na forma de íon amônio e forma um precipitado de fosfato de amônio e magnésio hexahidratado (PAM) (Equação 1).



A precipitação do PAM pode ser controlada pelo pH, temperatura, saturação do meio e presenças de impurezas como íons de cálcio (LI *et al.*, 1999; CALLI, 2005; ULUDAG-DEMIRER *et al.*, 2005). O emprego dos reagentes requeridos apresenta vantagens como baixo custo operacional em relação aos demais produtos químicos utilizados no tratamento de efluentes, tais como sulfato de alumínio, cloreto férrico e sulfato de magnésio. O hidróxido de cálcio possui, ainda, disponibilidade comercial em várias regiões. A maior limitação do processo, porém, é a grande geração de lodo e o conseqüente aumento no custo de sua disposição, além de aumentar o valor do pH e a dureza do efluente (SANTOS, 2010).

Contudo, o lodo gerado contém quantidades consideráveis de nitrogênio e fósforo e em proporções definidas estequiometricamente, essas características demonstram o elevado potencial da utilização como fertilizante na agricultura (LI *et al.*, 1999; CALLI, 2005; ULUDAG-DEMIRER *et al.*, 2005).

- Cloração (Cloração em nível de *Breakpoint*)

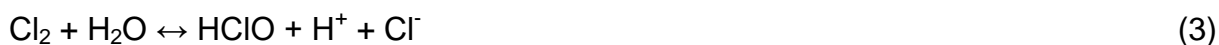
No tratamento do lixiviado, a utilização do cloro para oxidação da amônia é considerada uma alternativa de pós-tratamento. Ao adicionar determinada quantidade de cloro na forma de hipoclorito de sódio ou cloro gasoso, as concentrações de cloro e amônia são reduzidas em uma sucessão de reações de

formação de cloraminas, esse processo é chamado de cloração ao *breakpoint* (BROOKS, 1999; ASSUNÇÃO, 2009).

As reações relativas à ação do cloro com o nitrogênio amoniacal segundo Brooks (1999) e Medeiros (2010) são: inicialmente, o hipoclorito de sódio (NaOCl) ao entrar no líquido a ser tratado, se hidrolisa rapidamente formando o ácido hipocloroso (HOCl), como mostra Equação 2



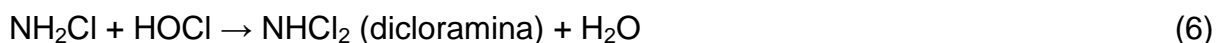
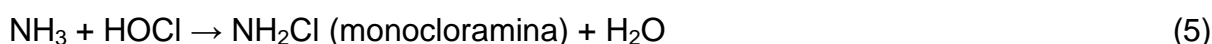
O ácido hipocloroso pode ser formado, também pela adição do cloro gasoso, como mostra a Equação 3



Pode ocorrer, também a dissociação do ácido hipocloroso em meio aquoso, formando o íon hipoclorito, como pode ser observado na Equação 4

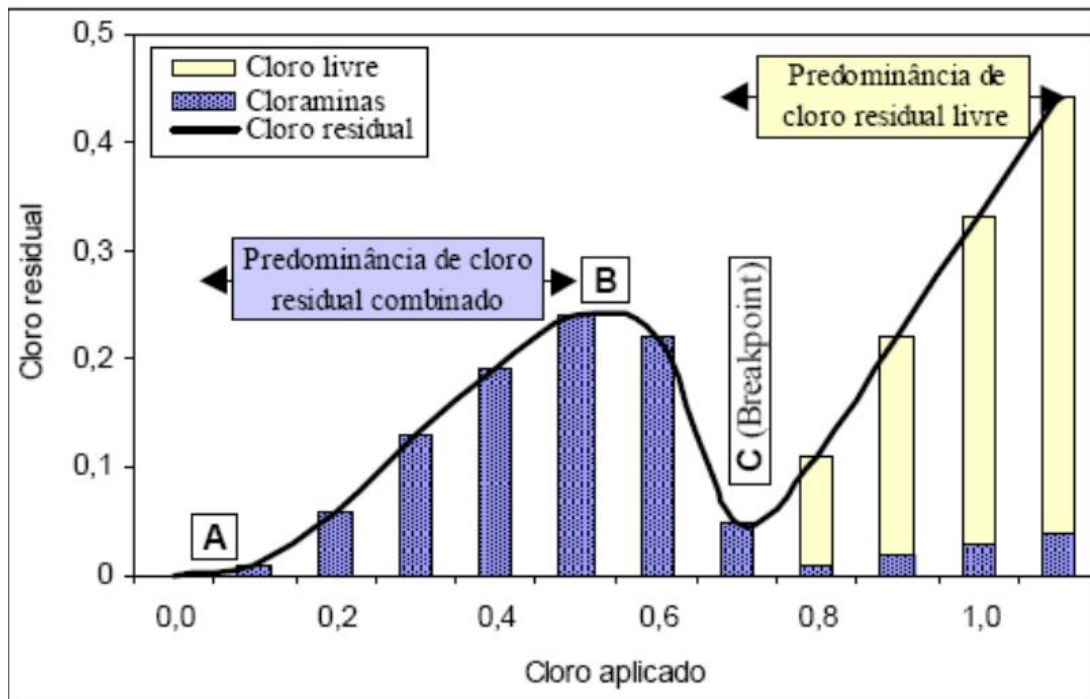


O ácido hipocloroso, por sua vez, ao entrar em contato com a amônia reage rapidamente formando três tipos de cloraminas em reações consecutivas que dependem das dosagens e do valor do pH do meio, como mostram as Equações 5, 6 e 7.



Ao acrescentar maiores quantidades de cloro, forma-se o oxigênio gasoso e o óxido nítrico. A curva formada pela adição do cloro pode ser observada na Figura 4.

Figura 4 - Curva obtida durante a adição de cloro



Fonte: Chernicharo *et al.*, 2001

Pode ser observado na Figura 4 que, inicialmente, ao adicionar o cloro, ocorre a redução da sua concentração residual devido a reações com substâncias presentes no meio como Fe^{++} , Mn^{++} , H_2S e matéria orgânica. Após o fim da demanda inicial e a contínua adição de cloro, ocorre a formação das cloraminas entre os pontos A e B. A redução do cloro residual entre o ponto B e o *breakpoint* se deve a oxidação das cloraminas a óxido nitroso e nitrogênio gasoso e o cloro é reduzido a íon cloreto. A partir do ponto C ocorre a predominância do cloro residual livre (ASSUNÇÃO, 2009).

Apesar da vantagem na remoção eficiente do nitrogênio amoniacal de lixiviados de aterros sanitários, há também limitações, pois, há possibilidade de formação de subprodutos carcinogênicos, como os organoclorados, a exemplo dos trihalometanos, ácidos haloacéticos e halocetonas. Esses compostos são formados devido ao grande poder oxidante do cloro que reage com inúmeros compostos orgânicos e inorgânicos (HUA e RECKHOW, 2008; ASSUNÇÃO, 2009).

- Troca iônica

O processo de troca iônica se baseia na própria troca de íons que ocorre por meio de resinas sintéticas granulares e insolúveis, que possuem em sua estrutura ácidos

(ácido clorídrico) ou bases (hidróxido de sódio) que propiciam a substituição de cátions e ânions da resina por outros em meio líquido (SCAPINI, 2007).

Nas resinas sintéticas existem sítios de troca de íons, que são catiônica, ocupados inicialmente por íons H^+ e aniônicas por OH^- . Em um meio líquido que contenha os poluentes Y^+ e X^- , ao passar pelas duas resinas ocorre uma troca de íons, o H^+ é substituído pelo Y^+ e o OH^- pelo X^- . O líquido, que passa pelo tratamento, contém os íons H^+ e OH^- que se combinam formando moléculas de água. A técnica de troca iônica, portanto, pode ser utilizada no tratamento do nitrogênio para remover os íons amônio e nitrato (ASSUNÇÃO, 2009).

- Filtração por Membranas

A filtração por membranas é um processo físico de separação de partículas presentes em uma solução. O tratamento ocorre por meio de uma membrana que atua como uma barreira semipermeável, possuindo variações de acordo com o tamanho da abertura dos poros. Dentre as possibilidades de tratamento de lixiviados de aterro sanitário existem a microfiltração (MF), ultrafiltração (UF), nanofiltração (NF) e osmose reversa (OR) (RENOU *et al.*, 2008).

A microfiltração é um método eficaz quando se faz necessária a remoção de sólidos em suspensão, podendo ser utilizado como pré-tratamento de outro processo de filtração com membranas, como a UF, NF ou OR, ou de outros tratamentos químicos, porém, não deve utilizá-la como única forma de tratamento (RENOU *et al.*, 2008).

A ultrafiltração ocorre sob pressões menores, entre 2 e 10 bar em membranas microporosas. O processo apresenta capacidade de reter sólidos em suspensão e macromoléculas com diâmetro entre 10 e 200 μm . A qualidade do permeado depende dos materiais que compõe a membrana, podendo atingir baixas concentrações de sais e compostos orgânicos de baixo peso molecular (WISZINIOWSKI, 2006; PENG 2013).

A nanofiltração possui características intermediárias entre a ultrafiltração e a osmose reversa e tem sido utilizada para a remoção de compostos orgânicos recalcitrantes e metais pesados de lixiviados. A eficiência do tratamento se deve à capacidade de

remover partículas por meio de transferência de massa por difusão em uma pressão atuante entre 5 e 70 bar e por apresentar poros com um nanômetro, permitindo reter partículas com peso molecular acima de 300 Da e íons mono, bi e multivalentes (KURNIAWAN, 2006; RENO *et al.*, 2008).

É possível, porém, aplicar a NF para obter remoções de partículas menores que o diâmetro de sua membrana. Isso se deve à capacidade das cargas superficiais existentes que permitem reter solutos neutros e sais. Devido às características do processo, é possível identificar remoções de: substâncias dissolvidas, material em suspensão, vírus e bactérias (KURNIAWAN 2006; PENG, 2013).

A osmose reversa, por sua vez, é um processo que produz efluente de alta qualidade por meio da desmineralização, portanto, no permeado encontram-se remoções elevadas de poluentes. A pressão operacional da OR situa-se entre 30 e 60 bar e o fluxo de permeado pode atingir a $15 \text{ L.h}^{-1}.\text{m}^{-2}$. A média de energia necessária para uma recuperação de 80% no permeado é em torno de 5 kW.h.m^{-3} (RENO *et al.*, 2008).

No tratamento de lixiviados de aterro sanitário utilizando a OR, porém, é possível ocorrer incrustações na membrana por meio da deposição de algum sólido ou substâncias dissolvidas, que demanda um pré-tratamento ou limpeza química periódica, resultando em um tempo de vida curta das membranas e diminuição da produtividade. (CHOO e LEE, 1996; KURNIAWAN, 2006; RENO *et al.*, 2008).

A Tabela 4 apresenta os resultados obtidos em recentes pesquisas na aplicação de tratamentos físico-químicos na remoção do nitrogênio de lixiviados de aterro sanitário.

Tabela 4 - Resultados obtidos em diferentes pesquisas no tratamento físico-químico do lixiviado de aterro sanitário

Tratamento físico-químico	Características do afluente	Condições operacionais	Principais resultados	Referência
Lixiviado pré-tratado com coagulação/floculação Procedimento: arraste com ar (<i>air stripping</i>)	DQO = 7.296 mgO ₂ /L SST = 2.808 mg/L N-NH ₄ ⁺ ~ 1.625 mgN-NH ₄ /L	pH = Ajustado para 10,0, 11,0 e 12,0 Agitação: 400 rpm Tempo de contato 6h Taxa de aeração 120 L/h	<p>Eficiência de remoção:</p> <p>pH = 10 N-NH₄⁺ = 76,4%</p> <p>pH = 11 N-NH₄⁺ = 90,6%</p> <p>pH = 12 N-NH₄⁺ = 93,2%</p>	Hasar <i>et al.</i> (2009)
			<p>Concentração/ eficiência de remoção:</p> <p>LBA = 23,88 mg N-NH₄/L / 96%</p> <p>LBB = 15,52 mg N-NH₄/L / 96%</p> <p>LBC = 57,25 mg N-NH₄/L / 95%</p>	
Lixiviado Bruto Procedimento: arraste com ar (<i>air stripping</i>)	Lixiviado bruto A (LBA) NH ₄ ⁺ = 596 mg N-NH ₄ /L Lixiviado bruto A (LBB) NH ₄ ⁺ = 388 mg N-NH ₄ /L Lixiviado bruto A (LBC) NH ₄ ⁺ = 1.445 mg N-NH ₄ /L	pH = ajustado para 11 Volume útil = 1L Taxa de aeração = 120L/h Período de aeração = 24h	<p>Concentração/ eficiência de remoção:</p> <p>DBO = 867 mgO₂/L / 7,07%</p> <p>DQO = 3.250 mgO₂/L / 27,13%</p> <p>N-NH₃ = 154,8 mgN-NH₃/ 94%</p>	Cotman e Gotvajn (2010)
			<p>Concentração/ eficiência de remoção:</p> <p>DBO = 933 mgO₂/L</p> <p>DQO = 4.460 mgO₂/L</p> <p>N-NH₃ = 2.580 mgN-NH₃/L</p>	
Lixiviado Bruto Procedimento: arraste de ar (<i>air stripping</i>)	DBO = 933 mgO ₂ /L DQO = 4.460 mgO ₂ /L N-NH ₃ = 2.580 mgN-NH ₃ /L	pH = ajustado para 11 Volume útil = 8L Taxa de aeração = 2.400 L/h Período de aeração = 13h	<p>Concentração/ eficiência de remoção:</p> <p>DBO = 867 mgO₂/L / 7,07%</p> <p>DQO = 3.250 mgO₂/L / 27,13%</p> <p>N-NH₃ = 154,8 mgN-NH₃/ 94%</p>	Liu <i>et al.</i> (2015)
				Zhang <i>et al.</i> (2009)

continua

Tabela 4 - Resultados obtidos em diferentes pesquisas no tratamento físico-químico do lixiviado de aterro sanitário (continuação)

Tratamento físico-químico	Características do afluente	Condições operacionais	Principais resultados	Referência
Lixiviado bruto Procedimento: Precipitação química	pH = 8,1 DBO = 1.340 mgO ₂ /L DQO = 7.200 mgO ₂ /L SST = 680 mg/L N-NH ₄ = 2.520 mgN-NH ₄ /L	Reagente = Mg ⁺² , NH ⁺⁴ e PO ₄ ⁻³ em proporção 1:1:1 Tempo de agitação: 30 min O pH ajustado após a agitação, variando entre 8,5 e 11 Tempo de sedimentação: 30 min Volume útil = 1L Reagente 1 = 25g de CaO (30 min de agitação) Reagente 2 = 0,57g de FeCl ₃ . 6H ₂ O (30 min de agitação seguido de 30 min de decantação) Reagente 3= 25 g de clinoptiolita (4h de agitação seguido de 2h de sedimentação)	pH ótimo = 9,5 (~80% de remoção de N-NH ₄ ⁺) pH = 9,0, 10,0, 10,5 e 11,0 (70 - 80% de remoção de N-NH ₄ ⁺) pH = 8,5 (~45% de remoção de N-NH ₄ ⁺) Concentração/ eficiência de remoção: pH = 7,65 DBO = 13 mgO ₂ /L / 78,69% DQO = 46 mgO ₂ /L / 92,54% SST = 10 mg/L / 98,26% N-NH ₄ = 23 mgN-NH ₄ /L / 81,6%	
Lixiviado bruto Procedimento: precipitação química	pH = 7,6 DBO = 61 mgO ₂ /L DQO = 617 mgO ₂ /L SST = 576 mg/L N-NH ₄ = 125 mgN-NH ₄ /L	Reagente 1 = 25g de CaO (30 min de agitação) Reagente 2 = 0,57g de FeCl ₃ . 6H ₂ O (30 min de agitação seguido de 30 min de decantação) Reagente 3= 25 g de clinoptiolita (4h de agitação seguido de 2h de sedimentação)	Concentração/ eficiência de remoção: pH = 7,65 DBO = 13 mgO ₂ /L / 78,69% DQO = 46 mgO ₂ /L / 92,54% SST = 10 mg/L / 98,26% N-NH ₄ = 23 mgN-NH ₄ /L / 81,6%	Garaj-Vrhovac <i>et al.</i> (2013)
Lixiviado bruto Procedimento: Troca iônica	pH ~ 8,7 DBO ~ 100 mgO ₂ /L DQO ~ 2.615 mgO ₂ /L SST ~ 122,5 mg/L N-NH ₃ ~ 2.010 mgN-NH ₃ /L	Tipo de resina: troca catiônica fortemente ácida Íon de troca: H ⁺ e Na ⁺ Variou: dosagem catiônica (5 - 25cm ³), tempo de	Condição ótima: Eficiência de remoção máxima de N-NH ₃ : 94,2% Dosagem catiônica: 24,58 cm ³	Bashir <i>et al.</i> (2010)

continua

Tabela 4 - Resultados obtidos em diferentes pesquisas no tratamento físico-químico do lixiviado de aterro sanitário (conclusão)

Tratamento físico-químico	Características do afluente	Condições operacionais	Principais resultados	Referência
Lixiviado bruto	pH = 8,5	contato (1 - 10 min), velocidade de agitação (0 - 150 rpm)	Tempo de contato: 6,05 min Velocidade de agitação: 147,40 rpm	Maurício (2014)
Procedimento : microfiltração (µF) seguido de nanofiltração (NF) e troca iônica (TI)	DBO = 94,0 mgO ₂ /L DQO = 1.848,5 mgO ₂ /L N-NH ₃ = 1.565,5 mgN-NH ₃ /L	Pressão (µF): 0,5 bar Membrana (µF): 0,05 µm celulósica Pressão (NF): 8 bar Resina (TI): 5g/L de Zeólita Clinoptilolita Tempo de contato (TI): 24 h	Concentração/ Ef. remoção pH = 8,55 (µF); 8,63 (NF); DQO = 1033,0 mgO ₂ /L (44,12%) (µF); 142,0 (46%) mgO ₂ /L (NF); 241,0 mgO ₂ /L (49,1%) (TI) N-NH ₃ = 930,0 mgN-NH ₃ /L (40,59%) (µF); 972,0 (25%) mgN-NH ₃ /L (NF); 267,27 mgN-NH ₃ /L (72,5%) (TI)	
Lixiviado pré-tratado por coagulação/sedimentação e filtração de areia e carvão ativado	pH = 8,4	Membrana da µF : 5 µm	Concentração/ Ef. remoção pH = 4,96 (µF); 6,33 (OR) DBO = 11 mgO ₂ /L (54,17%)(µF); 5 mgO ₂ /L (54,55%) (OR);	Theepharaksapan <i>et al.</i> (2011)
Procedimento: Microfiltração (µF) seguida de osmose reversa (OR)	DBO = 24 mgO ₂ /L DQO = 510 mgO ₂ /L N-NH ₃ = 50 mgN-NH ₃ /L	Pressão da OR: 25 bar Tx. de recuperação OR: 50%	DQO = 120 mgO ₂ /L (76,47 %) (µF); 15 mgO ₂ /L (87,5 %) (OR); N-NH ₃ = 29 mg N-NH ₃ /L (42 %)(µF); 3,3 mg N-NH ₃ /L (88,62% %) (OR);	

Dentre os estudos apresentados na Tabela 4, três autores abordaram sobre o processo de arraste de ar, nos quais foram observadas variações em relação às características do lixiviado tratado, valores de pH, tempo de contato e taxa de aeração. Cotman e Gotvajn (2010) identificaram no seu trabalho diferenças consideráveis entre as concentrações de nitrogênio amoniacal de lixiviados de aterros sanitários, porém, no tratamento com arraste com ar, as eficiências de remoção foram semelhantes entre si.

A variação do pH, porém, influenciou a remoção da amônia, de modo que, quanto maior o valor do pH, menores as concentrações após o tratamento. Dessa forma, Hasar *et al.* (2009) observou eficiência de 76,4% em valor de pH igual a 10, 90,6% com pH igual a 11 e 93,2% com pH igual a 12. Cotman e Gotvajn (2010) e Liu *et al.* (2015) adotaram um ajuste do valor do pH para 11, atingindo eficiências de remoção acima de 90%.

O tempo de contato e a taxa de aeração apresentaram variações consideráveis dentre as pesquisas, entre 6 e 24 h e 12 e 2.400 L/h respectivamente. Contudo, dentro desse intervalo, não houve grandes variações das eficiências de remoção do nitrogênio amoniacal dentre os lixiviados que possuíram valor de pH ajustado para 11.

No tratamento com precipitação química, por sua vez, os valores de eficiência de remoção foram elevados, embora, inferiores aqueles encontrados nos experimentos que aplicaram o arraste com ar.

No processo de troca iônica, a máxima eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal alcançada foi aproximadamente de 94%. Bashir *et al.* (2010) constataram que diversas variantes poderiam influenciar o tratamento, de modo que a melhor configuração alcançada com uma dosagem de cátions na resina de aproximadamente 25 cm³, tempo de contato de 6 min e velocidade de agitação de 147 rpm.

Maurício (2014) identificou uma remoção menor, aproximadamente, 73%, aplicando a troca iônica como pós tratamento de filtração em membranas. O autor utilizou uma resina com 5 g/L de zeólita clinoptilolita em um tempo de contato de 24h, porém, não apresentou maiores informações, inviabilizando algumas comparações.

No tratamento por meio da filtração em membranas, nas pesquisas desenvolvidas por Theepharaksapan *et al.* (2011) e Maurício (2014) utilizaram a microfiltração como um pré-tratamento da nanofiltração e da osmose reversa, de modo a evitar incrustações nas membranas e aumentar a vida útil das mesmas.

O trabalho de Theepharaksapan *et al.* (2011) foi identificada uma maior eficiência de remoção (42%) na microfiltração em um pós-tratamento mesmo com uma membrana com diâmetro dos poros maiores 5 μm em relação a que Maurício (2014), 0,05 μm utilizou. A nanofiltração e osmose reversa, por sua vez obtiveram remoções de nitrogênio amoniacal aproximadamente de 25% e 89%, respectivamente, mostrando que, possivelmente, a osmose reversa é a mais indicada para o tratamento do lixiviado devido a sua capacidade superior de retenção de solutos.

Os tratamentos físico-químicos apresentados obtiveram eficiências de remoção do nitrogênio amoniacal acima de 25%, sendo o menor valor foi identificado na utilização da nanofiltração e os maiores valores por meio da técnica de arraste, com 96%.

3.3.2.2 Processos de Tratamento Biológico

O tratamento biológico de águas residuárias se baseia no controle das condições necessárias para o desenvolvimento dos micro-organismos envolvidos. O objetivo do tratamento é potencializar os processos que ocorrem naturalmente no meio ambiente para remover a matéria orgânica e nutrientes como o fósforo e nitrogênio. São os processos mais empregados na remoção de nitrogênio por possuir um menor custo de operação (LOPES, 2012).

O tratamento biológico de lixiviados de aterros sanitários, porém, pode apresentar alguns desafios operacionais, como: a falta de estabilidade das vazões afluentes, carga orgânica elevada e variável, demanda considerável de área para a implantação, presença de substâncias tóxicas e recalcitrantes (ROCHA, 2008).

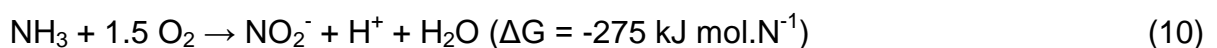
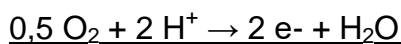
Nos tratamentos biológicos de lixiviados de aterros sanitários, as técnicas utilizadas variam de acordo com a disponibilidade de oxigênio no meio, podendo ocorrer por meio de processos aeróbios (lodo ativado, lagoas aeradas, filtros biológicos) e anaeróbios (reator anaeróbio de fluxo ascendente, lagoas anaeróbias, filtros

anaeróbios) (TATSI *et al.*, 2003; UYGUR e KARGI, 2004; KURNIAWAN *et al.*, 2006; RENOUE *et al.*, 2008).

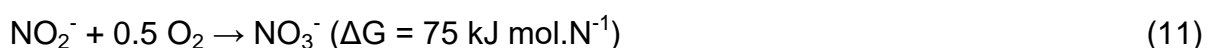
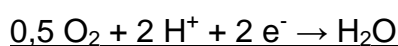
Os processos de remoção biológica do nitrogênio de lixiviados podem ocorrer por meio de duas etapas: a de nitrificação em que as condições do meio devem ser aeróbias e a desnitrificação, que acontece sob condições anóxicas (BASSIN, 2012).

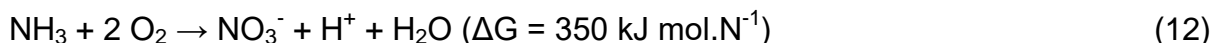
A nitrificação é realizada principalmente por dois grupos de bactérias quimioautotróficas, isso é, micro-organismos que obtêm energia a partir de moléculas inorgânicas e utilizam o carbono do CO₂ para a síntese celular. O gênero das bactérias que oxidam a amônia (BOA) inclui, principalmente, as *Nitrosomonas*, embora, outros gêneros também possam estar envolvidos como *Nitrosospira* e *Nitrosococcus*. Já as bactérias que oxidam o nitrito (BON) incluem frequentemente o *Nitrobacter*, porém também estão envolvidos os gêneros *Nitrospira*, *Nitrococcus* e *Nitrospina*. (USEPA, 2007).

A nitrificação ocorre por meio de uma reação endotérmica de oxidação da amônia formado inicialmente um composto intermediário, a hidroxilamina (NH₂OH) (Equação 8). Na etapa seguinte ocorre a oxidação da hidroxilamina formando o nitrito e geração de energia (Equação 9). A reação geral é mostrada na Equação 10.



Na próxima etapa, ocorre a nitratação que por meio das BON ocorre a oxidação do nitrito (Equação 11). A equação global da nitrificação e a energia gerada podem ser observadas na Equação 12.





Para ocorrer a nitrificação, as bactérias relacionadas necessitam de uma elevada quantidade de oxigênio para produzir uma pequena quantidade de biomassa, além de demandar uma quantidade considerável de alcalinidade, para o consumo do CO_2 e produção de H^+ . Para cada grama (g) de N- NH_3 convertido em nitrato, 4,57 g de oxigênio são utilizados, 0,16 g de novas células são formadas, 7,14 g de alcalinidade são removidos, e 0,08 g do átomo de carbono do CO_2 são utilizados na formação de novas células (METCALF e EDDY, 2003).

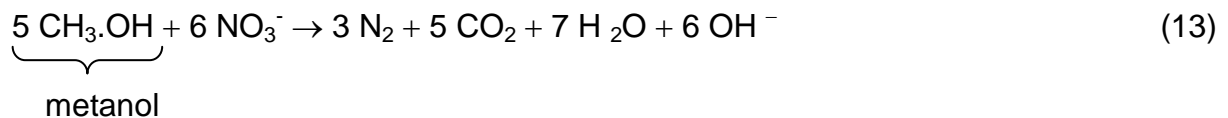
Segundo Phillips *et al.* (2002), as bactérias nitrificantes quimioautotróficas ao fixarem o CO_2 , promovem consumo de aproximadamente 80% da energia gerada na nitrificação. Quando um átomo de carbono é fixado, há necessidade de oxidar 35 moléculas de NH_3 ou 100 moléculas de nitrito, caso leve em conta a nitratação.

A partir dos valores apresentados, pode-se observar que as bactérias nitrificantes possuem um crescimento lento e eficiência energética baixa em função do substrato consumido, se comparadas com as bactérias quimioautotróficas durante um tratamento biológico. O crescimento das bactérias nitrificantes ocorre em uma taxa máxima em 10 a 20 vezes menor que a taxa máxima das bactérias heterotróficas (USEPA, 2009).

A etapa seguinte é a desnitrificação, na qual se reduz o nitrato produzido na etapa de nitrificação a nitrogênio gasoso ou óxido de nitrogênio (VAN LOOSDRECHT e JETTEN, 1998; PHILLIPS *et al.*, 2002). Nesse processo, a maioria das bactérias atuantes são heterotróficas, ou seja, carecem de fonte de carbono orgânico e facultativas, portanto sob condições aeróbias, há uma utilização do oxigênio como receptor final de elétrons e em condições anóxicas utilizam o nitrato e/ou nitrito (VAN LOOSDRECHT e JETTEN, 1998).

Dentre as bactérias heterotróficas capazes de promover a desnitrificação pode-se incluir os seguintes gêneros: *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Chromobacterium*, *Corynebacterium*, *Flavobacterium*, *Hypomicrobium*, *Moraxella*, *Nesseria*, *Paracoccus*, *Propionibacteria*, *Pseudomonas*, *Rhizobium*, *Rhodopseudomonas*, *Spirillum* e *Vibrio* (Tchobanoglous *et al.*, 2003 *apud* USEPA, 2009).

No processo de desnitrificação essas bactérias utilizam nitrato sob condições anóxicas na presença de algum doador de elétrons, que geralmente são compostos orgânicos (exemplo: metanol, acetato, etanol, lactato e glicose), o substrato orgânico é oxidado completamente, formando CO_2 e H_2O (VAN LOOSDRECHT e JETTEN, 1998). A Equação 13 mostra o processo de desnitrificação utilizando o metanol como fonte de matéria orgânica.



O processo de desnitrificação, porém, é essencialmente dividido em quatro etapas. Cada uma dessas pode ser representada por uma reação onde e^- representa os elétrons transferidos do substrato orgânico conforme mostram nas Equações 14, 15, 16 e 17.



Combinando as quatro equações, obtém-se a reação de desnitrificação completa, como mostra a Equação 18



No processo de desnitrificação, como há uma redução do nitrato (número de oxidação = +5) ao nitrogênio gasoso (número de oxidação = 0), ocorre, portanto, uma transferência de 5 elétrons por átomo de N. Considerando que na etapa de nitrificação houve uma liberação de 8 elétrons e na desnitrificação a recuperação de 5, há portanto uma relação de 5/8 do oxigênio gasto que pode ser recuperado, ou seja:

$$(5/8) \times \underbrace{4,57 \text{ mg O}_2 \cdot \text{mg N}^{-1}}_{\text{nitrificação}} = 2,86 \text{ mg O}_2 \cdot \text{mg N}^{-1}$$

Como o consumo de oxigênio no processo de nitrificação foi $4,57 \text{ mg O}_2 \cdot \text{mg N}^{-1}$, e há um saldo de $2,86 \text{ mg O}_2 \cdot \text{mg N}^{-1}$, promovido pela desnitrificação, o consumo total no processo biológico de nitrificação/desnitrificação é de $4,57 - 2,86 = 1,71 \text{ mg O}_2 \cdot \text{mg N}^{-1}$

A desnitrificação, também, produz alcalinidade e biomassa heterotrófica. De acordo com as relações estequiométricas, há uma produção de $3,57 \text{ mg/L}$ de alcalinidade na forma de CaCO_3 para cada mg/L de N-NO_3 consumido. Como no processo de nitrificação, $7,14 \text{ mg}$ de alcalinidade de CaCO_3 é consumida para cada 1 mg N de amônia nitrificada, metade da alcalinidade pode ser recuperada na desnitrificação

A produção da biomassa no processo de desnitrificação, por sua vez, é calculada como $0,4 \text{ g}$ de sólidos em suspensão voláteis (SSV) produzido por cada grama de DQO consumida. O desenvolvimento de bactérias desnitrificantes depende de diversos fatores, como o tipo de substrato e sua concentração, a concentração do oxigênio dissolvido, alcalinidade, pH, e da temperatura, com destaque para a fonte de carbono, como o fator mais importante (USEPA, 2009). Segundo Metcalf e Eddy (2003), a remoção do nitrato via desnitrificação biológica demanda $4,0 \text{ g}$ de DBO por grama de N-NO_3 reduzido.

Existem ocasiões em que são necessárias a adições de fontes orgânicas exógenas para ocorrer a desnitrificação. Isso pode ocorrer em efluentes com concentração de matéria orgânica insuficiente para o processo, como após o tratamento secundário, onde já se removeu parte da DBO. O composto orgânico mais comum em ser usado é metanol, entretanto por medidas de segurança, custo e disponibilidade, têm-se utilizado fontes alternativas como tais como ácido acético, etanol, açúcar (USEPA, 2009).

Existem, porém, processos biológicos alternativos que têm ganhando destaque, pois, visam melhorar a eficiência de remoção do nitrogênio de modo a reduzir os custos de implantação, operação e manutenção em relação ao tratamento convencional de nitrificação e desnitrificação. Assim, têm sido desenvolvidas novas técnicas, a exemplo dos seguintes: *Single reactor system for high ammonia removal over nitrite process* (SHARON), *Anaerobic ammonium oxidation* (ANAMMOX),

Completely autotrophic ammonium oxidation (CANNON) e *Oxygen-limited autotrophic nitrification and denitrification* (OLAND) (SRI SHALINI e JOSEPH, 2012).

- SHARON

SHARON é um processo que ocorre em um reator único e se baseia na remoção do nitrogênio amoniacal por meio da sua oxidação parcial. O método tem como principal característica a utilização de estratégias que acentuem a diferença na velocidade do crescimento específico entre os micro-organismos nitrificantes, de forma que aqueles que oxidam a amônia têm elevada prevalência no sistema.

As condições necessárias para que isso ocorra são: a temperatura do processo deve ser elevada para valores entre 30 e 35°C, de modo que o desenvolvimento das bactérias oxidantes do nitrito seja mais lenta do que as bactérias oxidantes de amônia; o tempo de detenção celular (idade do lodo) deve ser o mínimo para que as bactérias oxidantes do nitrito não se estabeleçam; e o pH deve ser de aproximadamente igual a 7,0 (LI *et al.*, 2008).

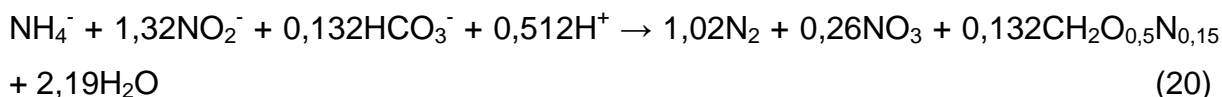
O processo SHARON, agrega vantagens na remoção do nitrogênio amoniacal em comparação com o método tradicional de nitrificação/desnitrificação por possuir menores custos na implantação, operação e manutenção do sistema. Isso é possível, pois o processo utiliza somente um reator, não há produção de lodo químico, possui baixa produção do lodo biológico e requer 25% menos oxigênio, pois a nitrificação do amônio é parcial (HELLINGA *et al.*, 1998; KHIN e ANNACHHATRE, 2004).

- ANAMMOX

ANAMMOX, por sua vez, é um processo anaeróbio de remoção biológica do nitrogênio por via curta, ou seja, envolve a oxidação da amônia, tendo o nitrito como aceptor de elétrons. A técnica foi descoberta por Mulder e seus colaboradores no ano de 1995 como uma nova e promissora alternativa de tratamento para remoção do nitrogênio amoniacal (JIN *et al.*, 2008). Dentre as vantagens em relação ao método convencional nitrificação/desnitrificação se destaca a ausência da necessidade de fontes de carbono orgânico, o menor consumo de oxigênio e redução dos custos operacionais na disposição de lodo devido à menor taxa de

crescimento de micro-organismos (TAL *et al.*, 2006; MOLINUEVO *et al.*, 2009; SHALLINI E JOSEPH, 2012).

A estequiometria do processo ANAMMOX sem a etapa de síntese celular é dado na Equação 19, e, com a síntese, na Equação 20 (KUENEN, 2008).



Apesar do principal produto da oxidação ser o N_2 , nota-se que cerca de 10% da parcela do nitrito e amônia é convertido a NO_3 . A proporção apresentada entre o NH_4^+ e o NO_2^- e NO_3^- é de 1:1,31±0,06:0,22±0,02 (VAN DE GRAAF *et al.*, 1996).

A conversão biológica do íon amônio se dá por meio de bactérias da família *Planctomycete*, que são autotróficas, devendo se desenvolver com o CO_2 como única fonte de carbono, apesar que é possível encontrar *Nitrossomas* em meios aeróbios e anaeróbios (AHN, 2006). O crescimento microbiano, porém, ocorre em uma taxa muito baixa, na qual o tempo de duplicação é de em torno de 11 dias, sendo necessária a inoculação de lodo de outros sistemas de tratamento (STROUS *et al.*, 1998).

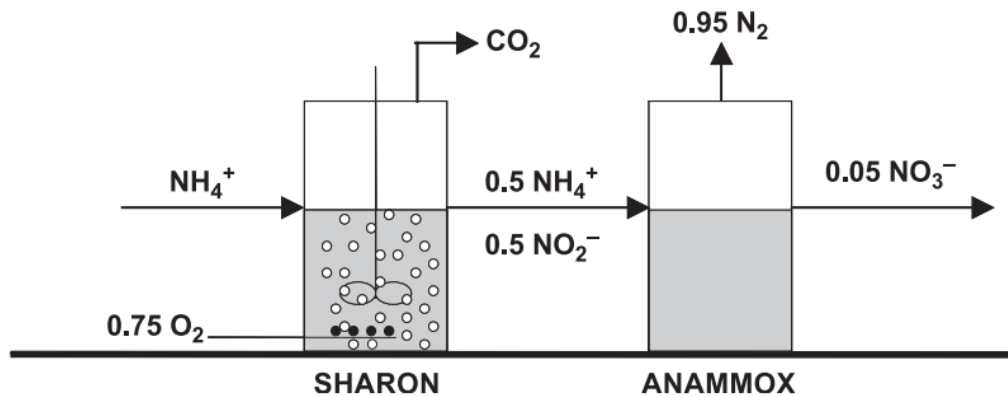
Segundo Isaka *et al.*, (2006), é possível acelerar a atividade microbiana por meio da alteração da proporção dos compostos nitrogenados no tanque de cultura, ajustando as concentrações do íon amônio, e do nitrito em uma relação de 1:1,0 a 1:1,5 e a constante K, que é um valor calculado por meio de alimentação constante do substrato, numa na faixa de 0,05 a 0,28. Dessa forma o tempo de duplicação das bactérias é de apenas 1,8 dias e a taxa de crescimento específico 0,39 dia⁻¹.

- COMBINAÇÃO SHARON E ANAMMOX

Existe a possibilidade de combinar os processos SHARON e ANAMMOX supracitados, pois o primeiro têm como produto das reações, elevadas concentrações de nitrito, já o segundo tem significativa demanda desse íon. Essa técnica é chamada de SHARON-ANAMMOX e envolve duas etapas, as quais cada uma ocorre em um reator separado. Metade do volume do líquido a ser tratado é

destinado ao reator SHARON, onde ocorre a nitrificação parcial a nitrito. Em seguida, o efluente é misturado com a segunda metade do volume no reator ANAMMOX, onde os micro-organismos transformam os íons envolvidos e formam o nitrogênio molecular (Figura 5) (NOZHEVNIKOVA *et al.*, 2012).

Figura 5 - Representação esquemática do processo combinado SHARON-ANAMMOX

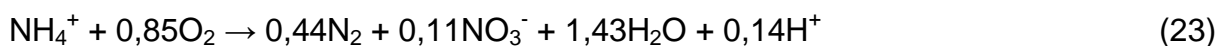
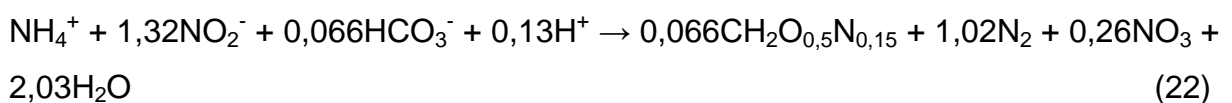


Fonte: Khin e Annachatre (2004)

Em comparação com processos convencionais, a remoção do nitrogênio amoniacal no processo combinado SHARON-ANAMMOX exige menos oxigênio ($1,9 \text{ kgO}_2/\text{kgN}$ em vez de $4,6 \text{ kgO}_2/\text{kgN}$), nenhuma fonte externa de carbono orgânico e tem uma reduzida produção de lodo ($0,08$ em vez de cerca de 1 kg de SSV/kg). A combinação dos sistemas, portanto, economiza cerca de 50% do oxigênio requerido, 100% do carbono orgânico e reduz a emissão de CO_2 , além de capturá-lo da atmosfera (VAN LOOSDRECHT e JETTEN, 1998).

- CANON

O processo CANON, assim como o SHARON-ANAMMOX, também é uma combinação de nitrificação parcial e ANAMMOX, porém, essa técnica reúne sequencialmente as duas reações em um único reator, como mostram as Equações 21 a 23.



A ocorrência de processos aeróbios e anóxicos implicam na atuação de dois grupos de bactérias, as *Nitrosomonas* como micro-organismos aeróbios e as *Planctomycete*, anaeróbios. Inicialmente, ocorre a oxidação parcial da amônia a nitrito sob condições aeróbias, porém, quando o oxigênio se esgota, são criadas condições anóxicas, e na sequência o processo ANAMMOX (SCHIMID *et al.*, 2002; SCHMIDT *et al.*, 2003; AHN, 2006).

A concentrações do nitrogênio amoniacal e oxigênio dissolvido no meio permitem o consumo do oxigênio pela BOA até que a concentração do O₂ presente atinja um limite em que seja tóxica para as bactérias ANAMMOX e insuficiente para o crescimento da BON. Contudo, o nitrito que é produzido durante essa etapa é utilizado como aceptor de elétrons pelas bactérias ANAMMOX, ocorrendo nessas condições uma simbiose com a BOA (NIELSEN *et al.*, 2005; SLIEKERS *et al.*, 2002)

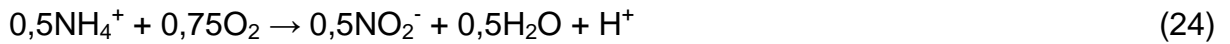
Baixas concentrações de nitrogênio amoniacal, porém, podem ser prejudiciais ao processo, pois, pode ocorrer uma rápida oxidação da amônia presente pela BOA, e permitindo que o excesso de O₂ no meio favoreça o desenvolvimento de BON. O acúmulo de nitritos e de uma quantidade excessiva de oxigênio contribui para o crescimento do BON e impede o desenvolvimento de uma população ANAMMOX. Isso quebra o equilíbrio ideal entre esses grupos de bactérias e desestabiliza o processo CANON (NOZHEVNIKOVA, 2012).

Em resumo, o processo CANON é atrativo por ser uma opção econômica e eficiente para o tratamento de águas residuais, especialmente as que possuem elevadas concentrações de amônio e baixa de matéria orgânica. O processo é completamente autotrófico e, portanto, não requer fontes de carbono orgânico externo. É importante ressaltar que toda a remoção do nitrogênio se encontra em um único reator e com pouco fornecimento de oxigênio, em torno de 63% menos que os processos convencionais. Isto reduz significativamente os requisitos de espaço e de energia (KUI e VERSTRAETE, 1998).

- OLAND

O processo OLAND possui grandes semelhanças com o CANON, entretanto, a diferença marcante se dá na atividade microbiológica, em que a desnitrificação é realizada pelas mesmas bactérias aeróbias da nitrificação e o CANON, por sua vez

incorpora o processo ANAMMOX. As bactérias atuantes são autotróficas e obtêm energia a partir da nitrificação e desnitrificação com limitado fornecimento de oxigênio (Equação 24 a 26).



Assim como no processo CANON, as reações ocorrem em um único reator e a concentração de oxigênio dissolvido é mantida em torno de 2,0 mgO₂/L (VERSTRAETE e PHILIPS, 1998). Porém, a técnica possui limitações como a baixa conversão do nitrogênio amoniacal quando a carga é elevada e, ainda, o pouco conhecimento sobre aspectos microbiológicos e bioquímicos do processo (SEYFRIED, *et. al.*, 2001; PHILIPS *et. al.*, 2002)

Uma síntese dos processos biológicos convencionais e não convencionais na remoção do nitrogênio pode ser observada na Tabela 5.

Tabela 5 - Síntese das características dos métodos convencionais e não convencionais

Variáveis	Nitrificação/desnitrificação	OLAND	CANON	SHARON	ANAMMOX
Número de reatores	2	1	1	1	1
Alimentação	Água residuária com elevada concentração de nitrogênio amoniacal	Água residuária com elevada concentração de nitrogênio amoniacal	Água residuária com elevada concentração de nitrogênio amoniacal	Água residuária com elevada concentração de nitrogênio amoniacal	Água residuária contendo amônia e nitrito em proporção bem estabelecida
Produto nitrogenado	NH ₂ OH, NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ , N ₂ O, N ₂	NH ₄ ⁺ , N ₂	N ₂ , NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻	N ₂ , NO ₃ ⁻
Condição	Aeróbio, anóxico	Aeróbio, anóxico	Limitado fornecimento de oxigênio	Aeróbio	Anóxico
Demanda de oxigênio	Alta	Alta	Baixa	Baixa	Nenhum
Controle do pH	Sim	-	Não	Não	Não
Retenção da biomassa	Não	Sim	Sim	Sim	Sim
Demanda de DQO	Sim	Não	Não	Não	Não
Consumo de alcalinidade (g CaCO ₃ /gN)	7,07/-3,57	3,6	3,68	-	-
Produção de lodo	Alta	Baixa	Baixa	Baixa	Baixa
Capacidade do reator (kgN/m ³ .dia)	0,05 - 4	1	1 - 3	1	6 - 12
Carga de NH ₄ ⁺ por reator (kg N m ⁻³ dia ⁻¹)	2 - 8	0,1	2 - 3	0,5 - 1,5	10 - 20
Oxidante aeróbio da amônia (OAA)	Vários	Desconhecido	<i>Nitrosomonas eutropha</i>	<i>Nitrosomonas eutropha</i>	Ausente

continua

Tabela 5 - Síntese das características dos métodos convencionais e não convencionais

(conclusão)

Variáveis	Nitrificação/desnitrificação	OLAND	CANON	SHARON	ANAMMOX
Oxidante aeróbico do nitrito	Vários	Desconhecido	Ausente	Ausente	Ausente
Oxidante anaeróbico da amônia	Ausente	Desconhecido	<i>Brocadia anammoxidans</i> , <i>Kunenia stuttgartiensis</i>	Ausente	<i>B. anammoxidans</i> , <i>K. stuttgartiensis</i>
População bacteriana	Nitrificantes + heterotróficas	<i>Nitrosomonas species</i>	AMO + <i>Planctomycetes</i>	AMO	<i>Planctomycetes</i>
Condição da biomassa	Aderida/suspensão	Aderida	Aderida	Suspensão	Aderida
Eficiência de remoção do nitrogênio	95%	85%	90%	90%	90%
Complexidade do processo	Separação de compartimentos aeróbios e anóxicos e dosagem de metanol	A aeração deve permitir a presença de concentrações do nitrogênio amoniacal	A aeração deve permitir a presença de concentrações do nitrogênio amoniacal	-	Necessita de procedimentos para a nitrificação parcial
Status da aplicação	Bem estabelecido	Estudos laboratoriais	Estudos laboratoriais	Escala real	Escala real
Custos de investimento	Médio	Médio	Médio	Médio	Baixo
Custos operacionais	Alto	Desconhecido	Baixo	Baixo	Muito baixo

Fonte: Adaptado de Shalini e Joseph (2012)

A Tabela 6 mostra alguns recentes estudos de tratamentos biológicos utilizados na remoção do nitrogênio amoniacal de lixiviados de aterros sanitários.

Tabela 6 - Síntese dos principais resultados dos estudos que investigaram o tratamento biológico em lixiviados de aterros sanitários, exceto os *wetlands* construídos

Reator	Característica do afluente	Condições operacionais	Principais Resultados	Referência
Lodo ativado operado em batelada sequencial Escala piloto Volume total: 24L	pH = 8,08 DQO = 2055 mgO ₂ /L NTK = 1319 mgN/L NH ₄ = 1199 mgN-NH ₄ /L Pt = 8 mgP/L SST = 240 mg/L	Temperatura ajustada: 20°C TRS: 20 a 25 dias Duração de cada ciclo: 24 h Cada ciclo com 4 sequências de 2 h sem aeração e 3,75 h com aeração Sedimentação: 1 h Adição orgânica na fase anóxica: acetato trihidratado (20 g/L)	Eficiência de remoção: DQO = 20% NTK = 95% Concentração final: NO ₂ ⁻ = entre 20 e 25 mgN-NO ₂ ⁻ /L NO ₃ ⁻ = < 1 mgN-NO ₃ ⁻ /L	Spagni e Marsili-Libelli (2009)
Reator de lodo ativado com dois reatores (anóxico seguido de aeróbio) e um decantador Volume dos reatores: 27,5 L	pH = 8,8 - 8,2 (A); 7,9 - 8,6 (B); 8,1 - 9,0 (C) Alcalinidade: 3090 mg CaCO ₃ /L (A); 2957 mg CaCO ₃ /L (B); 3107 mg CaCO ₃ /L (C); DQO = 1988 mgO ₂ /L (A); 1931 mgO ₂ /L (B); 1702 mgO ₂ /L (C); NTK = 540 mgN/L (A); 511 mgN/L (B); 616 mgN/L (C); NH ₃ = 440 mgN-NH ₃ /L (A); 433 mgN-NH ₃ /L (B); 470 mgN-NH ₃ /L (C); NO ₂ ⁻ = 0 mg N-NO ₂ ⁻ /L (A, B e C) NO ₃ ⁻ = 0 mg N-NO ₃ ⁻ /L (A, B e C)	TDH: 13 dias Recirculação entre o lodo decantado e o reator anóxico: 50 a 70% da vazão Recirculação entre os reatores: 100% (A e B); 300% (C) Fonte de carbono externo: não adotado (A); etanol (B e C)	pH = 7,9 - 7,0 (A); 7,3 - 7,9 (B); Alcalinidade = 285 (A); 605 mg CaCO ₃ /L (B); 913 mg CaCO ₃ /L (C) Concentração/ ef. de remoção: DQO = 1544 mgO ₂ /L/ 22,33% (A); 1533 mgO ₂ /L/ 20,61% (B); 1223 mgO ₂ /L/ 28,14% (C); NTK = 58 mgN/L/ 89,26% (A); 58 mgN/L/ 88,65% (B); 61 mgN/L/ 90,01% (C); NH ₃ = 1 mgN-NH ₃ /L/ 99,77% (A); 1 mgN-NH ₃ /L/ 99,77% (B); 9 mgN-NH ₃ /L/ 98,08% (C) NO ₂ ⁻ = 0,2 mg N-NO ₂ ⁻ /L/ 0% (A); 0,3 mg N-NO ₂ ⁻ /L/ 0% (B); 0,6 mg N-NO ₂ ⁻ /L/ 0% (C) NO ₃ ⁻ = 465 mg N-NO ₃ ⁻ /L/ 0% (A); 268 mg N-NO ₃ ⁻ /L/ 0% (B); 158 mg N-NO ₃ ⁻ /L/ 0% (C)	Trennepohl (2009)
2 tipos de reatores de lodo	pH = 7,87	Duração do enchimento e	Condição ótima:	Aziz <i>et al.</i> (2011)

continua

Tabela 6 - Síntese dos principais resultados dos estudos que investigaram o tratamento biológico em lixiviados de aterros sanitários, exceto os *wetlands* construídos (continuação)

Reator	Característica do afluente	Condições operacionais	Principais Resultados	Referência
ativado em série com alimentação em batelada sequencial: comum (RA) e com adição de carvão ativado em pó (RB) Escala piloto Volume total: 2L Volume útil: 1,2L	Temp. = 33,6 °C Alcalinidade = 15.350 mgCaCO ₃ /L DBO = 373 mgO ₂ /L DQO = 1655 mgO ₂ /L NH ₃ = 600 mgN-NH ₃ /L NO ₂ ⁻ = 53,6 mg N-NO ₂ ⁻ /L Pt = 37 mgP/L SST = 689 mg/L pH = 7,6 - 8,7 (SR); 7,2 - 9,4 (CR) Alcalinidade = 6.256 mgCaCO ₃ /L (SR); 4.722 mgCaCO ₃ /L (CR)	mistura: 20 min Sedimentação: 90 min Taxa de aeração de 0,5, 4, e 7,5 L / min e Tempo de contato 2, 12, e 22 h Taxa de aeração: 90 L/d Vazão afluente: 0,265 L/d Tipo: sem recirculação (SR) e com recirculação (CR) Recirculação com vazão três vezes à vazão afluente ao reator TDH: 13 dias Temperatura controlada a 25±2°C	Taxa de aeração: 2L/min (RA); 1L/min (RB) Tempo de contato 5,56 hr (RA); 5,5 hr (RB) Ef. de remoção máxima de: DQO = 25,1% (RA); 64,1% (RB) NH ₃ = 82,5% (RA); 81,4%(RB) SDT = 1,7% (RA); 1,3% (RB) Cor: 51,6% (RA); 71,2% (RB) pH = 5,7 - 8,7 (SR); 4,9 - 7,8 (CR) Alcalinidade = 256 mgCaCO ₃ /L (SR); 132 mgCaCO ₃ /L (CR) DQO = 1081 mgO ₂ /L (SR); 981 mgO ₂ /L (CR) DBO = 104 mgO ₂ /L (SR); 116 mgO ₂ /L (CR) NTK = 273 mgN/L (SR); 158 mgN/L (CR) NH ₄ = 179 mgN-NH ₄ ⁺ /L (SR); 147 mgN-NH ₄ ⁺ /L (CR) NO ₂ = 1,3 mgN-NO ₂ ⁻ /L (SR); 0,5 mgN-NO ₂ ⁻ /L (CR) NO ₃ = 461,8 mgN-NO ₃ ⁻ /L (SR); 407,9 mgN-NO ₃ ⁻ /L (CR)	
Reator de leito móvel Volume útil: 3,4 L Altura: 77 cm Diâmetro: 8 cm Meio suporte de suportes plásticos (biomédias) com 25% do volume útil;	DQO = 1.117 mgO ₂ /L (SR); 1.228 mgO ₂ /L (CR) DBO = 141 mgO ₂ /L (SR); 119 mgO ₂ /L (CR) NTK = 916 mgN/L (SR); 903 mgN/L (CR) NH ₄ = 902 mgN-NH ₄ ⁺ /L (SR); 885 mgN-NH ₄ ⁺ /L (CR)			Oliveira, (2012)
Lodo ativado operado em bateada com dois reatores em série: anóxico (A) e com aeração intermitente (B) Escala piloto	pH = 8,0 Alcalinidade = 10.230 mg CaCO ₃ /L DBO = 5669 mgO ₂ /L DQO = 8528 mgO ₂ /L NT = 1384 mgN/L	Temp. ajustada em 35°C Ajuste da relação COD/N-NH ₄ ⁺ na proporção de 3 a 5 mg O ₂ /mgN-NH ₄ ⁺ -Reator A: TDH: 2 dias	Concentração/ ef. de remoção total: DQO < 910 mgO ₂ /L/ 89,61 - 96,73% NT < 40 mg/L/ 97,3 - 98,87%	Zhu <i>et al.</i> (2013)

continua

Tabela 6 - Síntese dos principais resultados dos estudos que investigaram o tratamento biológico em lixiviados de aterros sanitários, exceto os *wetlands* construídos (conclusão)

Reator	Característica do afluente	Condições operacionais	Principais Resultados	Referência
3 lagoas e um filtro horizontal Sistema de lagoas: anaeróbia (L1), facultativa (L2), maturação (L3); Meio suporte do filtro: cascalho com diâmetro entre 38 - 76 mm 3 fases principais: A (convencional); B (aeração de 24 h na L2); C (aeração e recirculação de 100%) Volume útil: L1 (5m ³); L2 (8,33m ³); L3 (6,25 m ³); filtro (0,75m ³)	NO ₂ = 1,23 mgN-NO ₂ ⁻ /L NO ₃ = 2,21 mgN-NO ₃ ⁻ /L DQO = 2.474 mgO ₂ /L (A); 1.670 mgO ₂ /L (B); 1871 mgO ₂ /L; 1.871 mgO ₂ /L; NH ₄ ⁺ = 1.043 mgN-NH ₄ ⁺ /L (A); 978 mgN-NH ₄ ⁺ /L (B); 1.510 mgN-NH ₄ ⁺ /L (C);	Tempo de enchimento: 10 min Sedimentação: 30 min Descarte: 20 min Fase ociosa: 30 min -Reator B: TRS: 27 dias Ciclo padrão com 3 fases aeróbias e 4 anóxicas intercaladas Duração da fase anóxica: 1h Fase de alimentação: 2 min Sedimentação: 30 min Descarte: 10 min Taxa de fluxo hidráulico: 0,25 m ³ m ⁻³ d ⁻¹ Taxa de aeração: 77,5 L/min	DQO = 1.217 mgO ₂ /L (A); 509 mgO ₂ /L (B); mgO ₂ /L; 344 mgO ₂ /L NH ₄ ⁺ = 213 mgN-NH ₄ ⁺ /L (A); 15 mgN-NH ₄ ⁺ /L (B); 8 mgN-NH ₄ ⁺ /L (C);	Martins <i>et al.</i> (2013)

Legenda: TRS (tempo de retenção de sólidos) TDH (tempo de detenção hidráulica);

Na Tabela 6, dentre os tratamentos biológicos apresentados, destaca-se o realizado por Trennepohl (2009) que identificou uma remoção de 99% do nitrogênio amoniacal. O autor adotou um sistema de lodo ativado com reator anóxico e anaeróbio e um tanque de decantação com diferentes estratégias de operação. A condição que atingiu a maior remoção do nitrogênio amoniacal foi por meio da recirculação total entre os reatores.

Spagni e Marsili-Libelli (2009) observaram em seu experimento eficiências elevadas na remoção do nitrogênio com 95% para o NTK. Isso foi possível por meio de uma intermitência fixa no fornecimento de oxigênio em um único reator. Essa estratégia permitiu também a possibilidade da nitrificação e baixa nitratação, indicando que houve o maior desenvolvimento de bactérias nitritantes.

Aziz *et al.*, 2011, por meio de diversos testes, identificaram a condição para que o sistema apresentasse maior eficiência em função da variação da taxa de aeração e tempo de contato que foram respectivamente 2L/min e 5,6 h em reatores comuns e 1L/min e 5,5 hr com adição de carvão ativado em pó.

Martins *et al.* (2013) estudaram o tratamento do lixiviado bruto em sistemas de 3 lagoas em série com polimento de um filtro horizontal. As remoções do nitrogênio amoniacal foram significativas, atingindo 99,5 % quando houve aeração contínua da segunda lagoa e recirculação total do efluente tratado.

Os reatores de lodo ativado, por sua vez, apresentaram boas eficiências de remoções em todos os experimentos, com valores acima de 80%, com destaque para Zhu *et al.* (2013) que atingiram 98,9%. Os autores utilizaram dois reatores em série, o primeiro anóxico e o segundo com aeração intermitente.

3.3.2.3 Processo de Tratamento Conjugado de Lixiviado de Aterro Sanitário e Esgoto Doméstico

A combinação do tratamento do lixiviado de aterros sanitários com esgotos domésticos é adotada devido a sua fácil manutenção e baixos custos operacionais (AHN *et al.*, 2002). Isso ocorre, principalmente, devido à utilização de uma estação de tratamento de esgoto (ETE) já existente para adicionar o lixiviado, evitando a necessidade de investir em uma nova instalação (FERRAZ *et al.*, 2014).

Outra vantagem do tratamento combinado é a presença das elevadas concentrações de nitrogênio no lixiviado e de fósforo nos esgotos, de modo que esses nutrientes não precisam ser adicionados em sistemas de tratamento biológico (LEMA *et al.*, 1988; RENOU *et al.*, 2008).

Dentre os requisitos têm-se: a viabilidade do transporte do lixiviado até a ETE; a capacidade da estação em assimilar esse efluente; a compatibilidade do processo com as características desse resíduo e a possibilidade do manejo do provável aumento da produção de lodo (MANARINO *et al.*, 2011).

O tratamento conjudado, porém, apresenta limitações, devido ao fato do lixiviado apresentar compostos inibidores orgânicos com baixa biodegradabilidade e metais pesados que podem inibir a atividade biológica dos micro-organismos (CECEN e AKTAS, 2004). A quantidade de lixiviado adicionado ao esgoto, por sua vez, pode sobrecarregar a ETE, resultando em concentrações elevadas de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal no efluente tratado (LEMA *et al.*, 1988).

Segundo Mannarino *et al.* (2011), para ocorrer uma boa eficiência no tratamento combinado é necessário o estabelecimento de faixas de cargas de matéria orgânica e de nitrogênio advindas do lixiviado e do esgoto doméstico, em função da capacidade de tratamento da ETE. Todavia, é importante frisar que em virtude da grande variabilidade nas características do lixivado, não existe um limite fixo a ser combinado. É possível encontrar na literatura proporções pequenas de lixivados, menores que 2% e quantidades maiores, entre 10 e 20%.

Campos (2012) adotou a proporção de 1% de lixiviado ao esgoto doméstico de uma ETE. A concentração média do nitrogênio amoniacal era de 2.177 mgN-NH₃/L no lixiviado e 49 mgN-NH₃/L no esgoto. Após a mistura das correntes, a concentração identificada foi de 77 mgN-NH₃/L, o que significa uma redução de 96,5% em relação ao lixiviado e um aumento de 57,1% no esgoto doméstico.

Para o tratamento, Campos (2012) desenvolveu um sistema em escala piloto com uma lagoa facultativa seguida de três lagoas de maturação em série. A eficiência de remoção e concentração do efluente final média para o nitrogênio amoniacal foi respectivamente de 86% e 11 mgN-NH₃/L. Foi possível, portanto atender as

condições de lançamento para o parâmetro, previsto na legislação vigente, isto é concentrações efluentes abaixo de 20 mgN-NH₃/L.

Campos (2014) variou as proporções entre 10 e 20% de lixiviado no esgoto. O nitrogênio amoniacal do lixiviado foi de 1826 N-NH₃/L e 1866 N-NH₃/L e o esgoto 74 N-NH₃/L e 51 N-NH₃/L, respectivamente. Após a combinação, foi identificada uma concentração de 110 N-NH₃/L e 120 N-NH₃/L para as diluições de 10 e 20% respectivamente, significando uma redução de 94 e 93,6% em relação à concentração anterior de nitrogênio amoniacal do lixiviado e um aumento em relação ao esgoto doméstico de 48,6 e 135,3%.

No tratamento combinado, Campos (2014) avaliou o desempenho de dois sistemas em escala piloto, um de lodos ativados convencionais e outro híbrido do tipo IFAS (*Integrated Fixed-Film Activated Sludge*). A eficiência de remoção do NTK para os lodos ativados foi de 65% para as duas diluições propostas, já o IFAS atingiu eficiência de remoção acima de 90%.

3.4 Wetlands Naturais e Construídos

Os *wetlands* naturais consistem em áreas que foram inundadas ou saturadas por águas superficiais ou subterrâneas que recebem, retêm e reciclam nutrientes trazidos continuamente de regiões mais altas que suportam a abundante micro e macro vegetações. São exemplos de *wetlands* naturais: os pântanos, mangues e brejos (MONTEIRO, 2009).

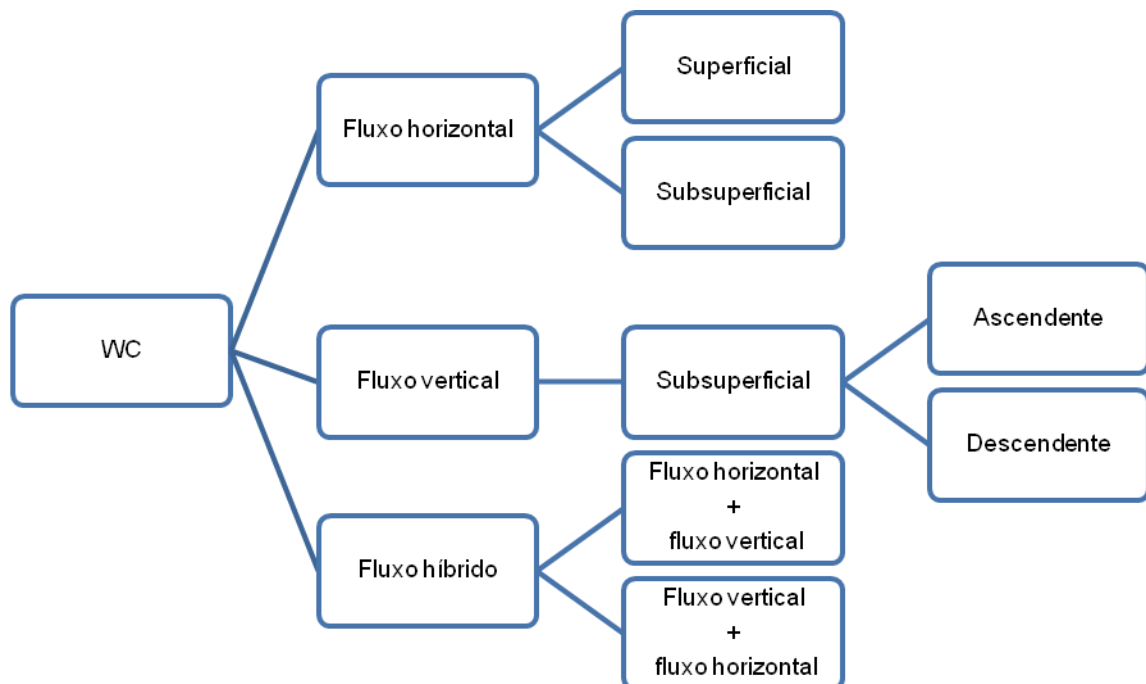
Nessas áreas alagadas, ocorrem naturalmente processos físico-químicos e biológicos. Esses processos, em sua grande maioria, são influenciados por populações microbianas aeróbias, anaeróbias e facultativas que sofrem influência do nível de água presente no sistema (WELSCH *et al.*, 1995).

Os *Wetlands* Construídos (WC) consistem em uma tecnologia de tratamento biológico de efluentes e despoluição de águas, na qual são plantadas sobre um meio suporte (substrato) ou sobre a coluna de água, espécies de macrófitas aquáticas. As raízes dessas plantas, junto com o substrato, e toda uma comunidade microbiótica que se desenvolve no meio modificam a qualidade do efluente através de processos físicos, químicos e biológicos, utilizando, predominante, energia solar como fonte de

energia durante o processo (DUARTE, 2002; TONIATO, 2005; MASI e MARTINUZZI, 2007; HOFFMANN *et al.*, 2011).

Os WC, também são conhecidos como: leitos cultivados, leitos plantados, filtros plantados com macrófitas, alagados construídos, zonas úmidas e áreas alagadas. Podem ser classificados segundos os tipos de fluxo líquido (superficial ou subsuperficial), direção do fluxo (vertical, horizontal e híbrido), regimes de aplicação do afluente (saturado ou não saturado), tipos de alimentação (contínua ou intermitente) e do tipo de vegetação adotada. A escolha das plantas utilizadas, que, geralmente são macrófitas, é inerente à configuração do sistema adotado. Contudo, independente do tipo de configuração é imprescindível à utilização de sistemas de tratamento preliminar e primário para evitar o processo rápido de colmatação (MONTEIRO, 2009). A Figura 6 mostra a classificação do WC de acordo com o fluxo.

Figura 6 - Representação dos tipos de WC de acordo com o fluxo



Fonte: próprio autor

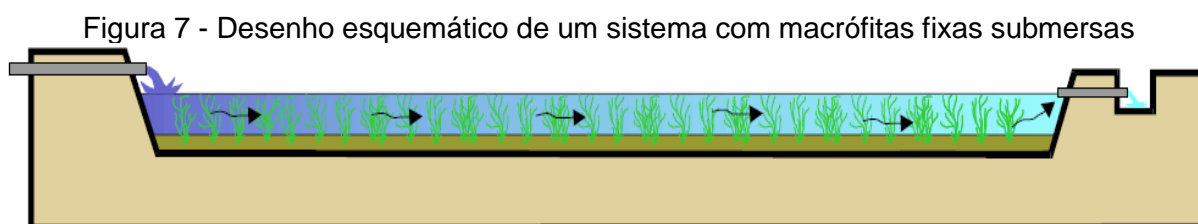
Os WC é uma técnica largamente difundida no tratamento de esgotos domésticos. Porém, segundo Mannarino *et al.* (2006), podem ser utilizadas, também, para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários para reduzir os impactos ambientais causados pelos poluentes presentes nesse líquido.

Bulc (2006) afirma que o sistema WC é uma alternativa de baixo custo adequado ao tratamento de lixiviados de aterro sanitários como um sistema terciário ou independente. Porém, a eficiência da técnica pode ser influenciada pelas condições ambientais, precipitação, composição do lixiviado e pela maturidade do sistema.

Geralmente, esses sistemas requerem grandes áreas, na faixa de 40 até 2.700 $\text{cm}^2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ (USEPA, 2000), não sendo facilmente aplicáveis em locais com pouca disponibilidade de espaço. Knight (1997), portanto, relaciona as áreas utilizadas de *wetlands* naturais com os construídos superficiais, sendo que o primeiro necessita de 10 vezes mais área por unidade de volume que o segundo, e esse, 10 vezes mais que de fluxo subsuperficial para a obtenção da mesma qualidade da água efluente ao sistema em termos de remoção de matéria orgânica medida como DBO. Sistemas de fluxos verticais têm maior capacidade de fornecimento de oxigênio, por esse motivo, requerem área 5 vezes menor que os subsuperficiais.

Os WC são classificados, segundo as macrófitas como plantas flutuantes, submersas e emergentes. Os sistemas cultivados com as flutuantes trabalham com fluxo horizontal e as mais utilizadas são aguapé (*Eichhornia crassipes*), alface d'água (*Pistia stratiotes*) e lentilha d'água (*Lemna spp.*).

Nos sistemas de plantas submersas, (Figura 7) as macrófitas mais utilizadas são: *Elodea canadensis*, *Elodea nuttali*, *Egeria densa*, *Ceratophyllum demersum*, *Hydrilla verticillata*, *Cabomba caroliniana*, *Miriophyllum heterophyllum*, *Potamogeton spp.* (VASCONCELLOS, 1970).



Fonte: SALATI *et al.* (2009).

A macrófita cresce totalmente debaixo d'água e pode se prender a pecíolos e caules de outras macrófitas; ou livres - permanecem flutuando debaixo d'água (DIAS *et al.*, 2000). As plantas contribuem com a absorção das formas inorgânicas de carbono dissolvidas na água, particularmente CO_2 e, na emissão de O_2 fotossintético (MELO JUNIOR, 2003).

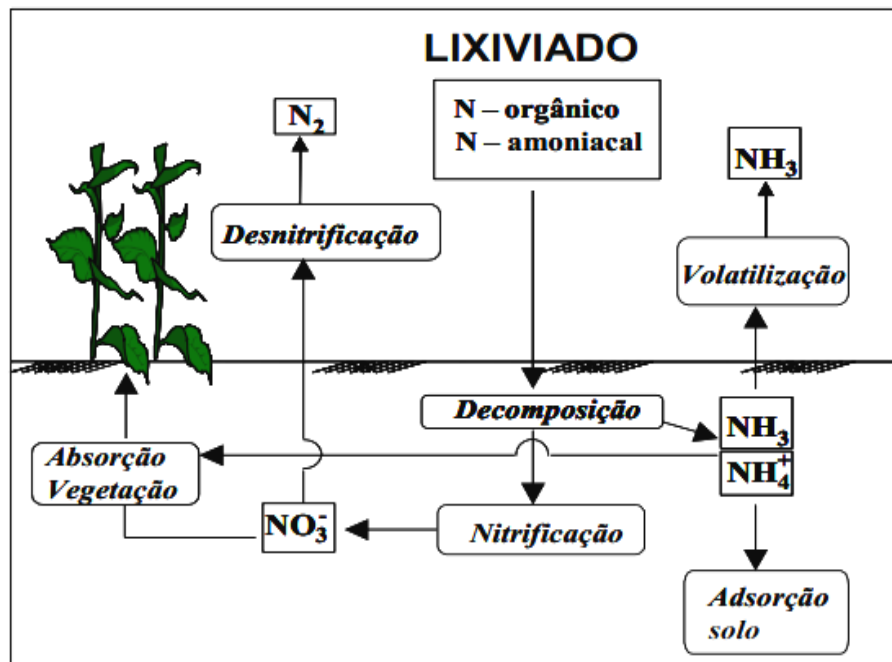
Os sistemas de plantas emergentes utilizam plantas que se desenvolvem tendo o sistema radicular preso ao sedimento e o caule e as folhas parcialmente submersas. As espécies típicas de macrófitas aquáticas emergentes são conhecidas de forma genérica pelo nome de juncos, que são plantas herbáceas de diversas famílias. As macrófitas mais utilizadas são: Junco (*Juncus spp*) e Taboa (*Typha angustifolia L.* ou *typha latifolia L.*) (SALATI *et al.*, 2006).

As plantas nos sistemas WC têm duas funções importantes: o fornecimento de oxigênio para os micro-organismos rizosféricos e manutenção da condutividade hidráulica. Porém, segundo Kadlec e Knight (1996), a vegetação também pode remover nutrientes em um sistema de tratamento por meio da assimilação, uma vez que são componentes importantes para o seu desenvolvimento. Esse processo ocorre principalmente no início da fase de crescimento, quando grandes quantidades são absorvidas pelo sistema radicular, porém, caso a poda e o manejo sejam feitos inadequadamente, os nutrientes podem retornar ao sistema por lixiviação e mineração da matéria orgânica.

As plantas nos sistemas WC têm capacidade para gerar o movimento eficiente de oxigênio atmosférico, até o sistema radicular através de espaços internos (aerênquimas), permitindo estabelecer grandes quantidades de bactérias aeróbias hospedeiras em torno da área da raiz, que fornecem nutrientes para o seu desenvolvimento, reduzindo a carga orgânica do efluente e assim tratando-o (SILVA, 2007). Nessas regiões onde ocorre com predominância aeróbia podem ocorrer o processo de nitrificação, o qual o nitrogênio amoniacal é convertido em nitrito e nitrato por meio de bactérias nitrificantes.

Nas áreas do meio suporte mais afastadas das raízes, predominam a anaerobiose, favorecendo a desnitrificação, por meio da redução do nitrato a nitrogênio gasoso (DUARTE, 2002). Essas áreas poderão ser aeróbias se o sistema for de fluxo vertical com intermitência na aplicação da carga a ser tratada, pois a transferência de oxigênio não é somente realizada pelas raízes, mas, também, pelo fluxo convectivo do ar (SILVA, 2007). A remoção do nitrogênio pode ocorrer também por meio do processo de troca iônica e adsorção, porém em menores quantidades (FERREIRA *et al.*, 2003). Os processos citados podem ser observados na Figura 8.

Figura 8 - Transformações do nitrogênio em sistemas wetlands construídos.



Fonte: Ferreira *et al.* (2003) adaptado por Barros (2013)

Nos sistemas WC, os micro-organismos se desenvolvem aderidos ao meio suporte e ao tecido das plantas e são constituídos, principalmente, por algas, fungos, protozoários e bactérias, e são fundamentais para exercer funções as complexas transformações de energia (PHILIPPI e SEZERINO, 2004; SAUER e KIMBER, 2001). Contudo, as bactérias são as mais representativas na reciclagem de nutrientes, envolvendo as transformações de nitrogênio e fósforo dentro das formas biologicamente utilizáveis e decomposição da matéria orgânica (USEPA, 2004). Esses micro-organismos são, em sua maioria, constituintes da própria água residuária e se desenvolvem naturalmente após iniciar o enchimento do tanque ou lago onde se realizará o tratamento (USEPA, 1999).

Devido às diversas possibilidades de configuração de um sistema *wetland* construído, é necessário o desenvolvimento de um amplo conhecimento sobre questões como a eficiência das diversas plantas cultivadas, as características inerentes aos grupos de micro-organismos atuantes, e a interação com o material do leito filtrante e com os poluentes presentes na água residuária (FERREIRA, 2013).

Diversas pesquisas recentes estão abordando o *design* tecnológico dos WC, e a eficiência de remoção das cargas orgânicas na entrada e saída do sistema, porém, existem questões pouco exploradas, como os estudos ligados a chamada zona de reação ativa do sistema ou zona de raízes (rizosfera) que merece atenção dos

pesquisadores, pois, é onde as principais reações do sistema ocorrem (STOTTMEISTER *et al.*, 2003).

Considerando tanto aspectos econômicos, quanto ambientais, os sistemas WC agregam principalmente vantagens e limitações, como mostrado na Tabela 7.

Tabela 7 - Vantagens e limitação de sistemas wetlands construídos

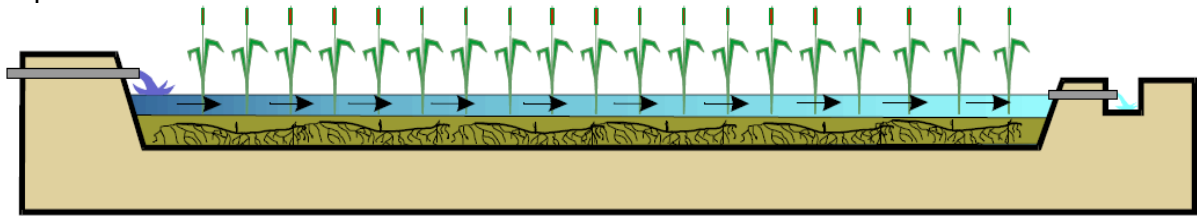
Vantagens	Limitações
<ul style="list-style-type: none"> - Possui custo relativamente baixo para se construir e operar; - Simples operação; - Tecnologia que fornece a sua própria energia (fotossíntese); - Funcionam bem em período de alta pluviosidade, devido à diluição do efluente; - Remove satisfatoriamente matéria orgânica, sólidos em suspensão, nitrogênio e fósforo; - A produção de biomassa pode ser utilizada como ração animal, na geração de energia e como biofertilizante; - Baixa produção de lodo; - Harmonia com a paisagem natural. 	<ul style="list-style-type: none"> - Demanda de área considerável para construção; - Recorrentes imprecisões para os critérios de projeto e operação; - Tratamento mais lento que as técnicas físico-químicas tradicionais; - Se as concentrações de metais nas águas a serem tratadas forem elevadas, podem ser tóxicas à vegetação; - Custos com os meios de enchimento; continua - Possíveis problemas com pragas nas tipologias superficiais, como os mosquitos; - Eficiências sazonais; - Requerer um período de adaptação do sistema, até a vegetação estar bem estabelecida.

Fonte: adaptado de Cooper e Findlater (1990); Duarte (2002); Costa (2004); USEPA (2004); Toniato (2005); Dornelas (2008); Tuttolomondo *et al.* (2015).

- Sistemas de fluxo superficial

Esses sistemas são utilizados para solos com baixa permeabilidade e terrenos com menores declividades, onde o líquido percola sob a camada superficial do solo. As eficiências na remoção de matéria orgânica e de sólidos em suspensão removidos são elevadas, devido à alta eficiência hidráulica (baixa velocidade de fluxo e alto tempo de residência hidráulico) e boas condições de sedimentação (SEZERINO *et al.*, 2005). A Figura 9 mostra o esquema de um sistema com macrófitas emergentes com fluxo superficial.

Figura 9 - Desenho esquemático de um sistema com macrófitas emergentes com fluxo superficial

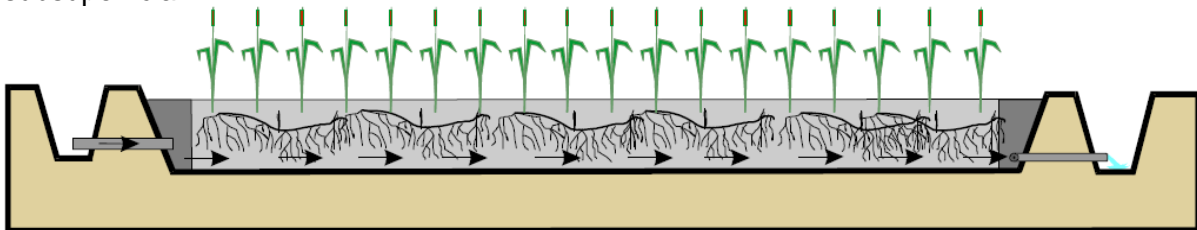


Fonte: SALATI *et al.* (2009)

- Sistemas de fluxo subsuperficial horizontal

Em um sistema de fluxo horizontal subsuperficial (Figura 10), a água residuária flui abaixo da superfície do solo, através de um meio suporte específico, onde as macrófitas se desenvolvem. Os meios suportes, geralmente são cascalhos, pedras, areia, também podem ser utilizados outros materiais como o solo, pneu picado, ou qualquer outro material inerte. Esses tipos de *wetlands* têm as características de filtros horizontais, pois fornecem área superficial para o crescimento do biofilme, que potencializa a taxa de degradação de contaminantes.

Figura 10 - Desenho esquemático de um sistema com macrófitas emergentes com fluxo subsuperficial.

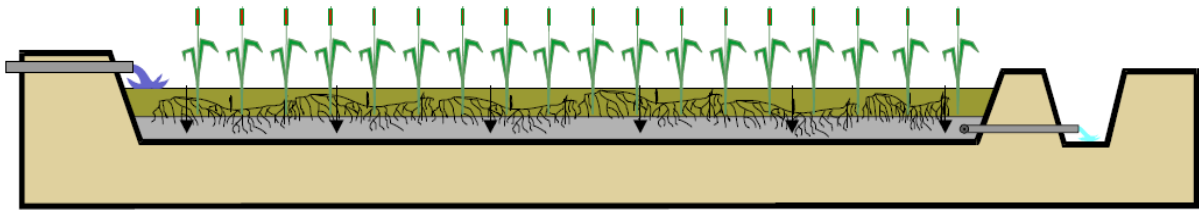


Fonte: SALATI *et al.* (2009)

- Sistemas de fluxo vertical

São sistemas preenchidos com meio suporte que servem de apoio para as plantas emergentes, em que o efluente a ser tratado é distribuído homogeneamente na superfície do leito, infiltrando e percolando verticalmente através do meio poroso (Figura 11). Sua coleta ocorre no fundo da unidade através de um sistema de drenagem. Diferentemente dos dois sistemas descritos anteriormente, este sistema é alimentado de forma intermitente, por meio de bateladas, com águas residuárias pré-tratadas ou não (DORNELAS, 2008).

Figura 11 - Desenho esquemático de um sistema com macrófitas emergentes com fluxo vertical.



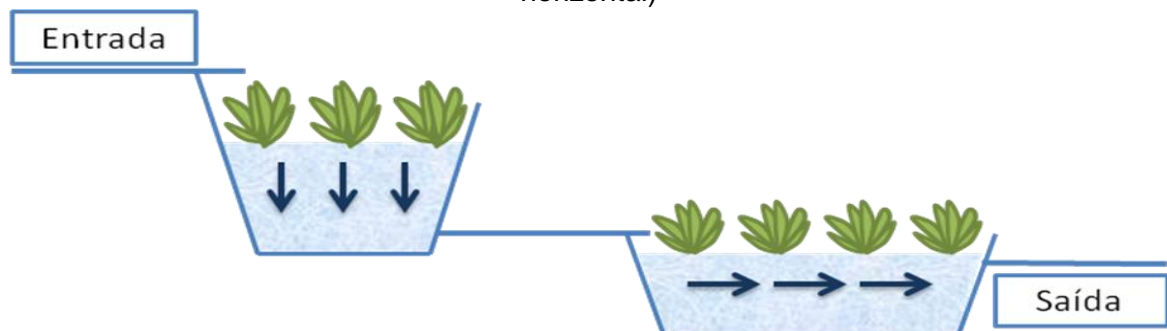
Fonte: SALATI *et al.* (2009)

Em sistemas alagados construídos com fluxo vertical, o fluxo das águas residuárias pode ser ascendente ou descendente. A maior diferença entre os dois tipos se dá na oxigenação. O descendente apresenta maior capacidade de introduzir oxigênio no sistema devido à intermitência da aplicação do afluente, pois se deve esperar o líquido infiltrar no meio suporte para novamente reaplicá-lo. Nesse intervalo o sistema é tomado por ar atmosférico. O ascendente tem menor capacidade de inserção do oxigênio, pois o reator estará sempre saturado, sendo que a oxigenação proporcionada pelas macrófitas é incapaz de suprir toda a demanda do gás.

- Sistemas híbridos ou mistos misto

Nos sistemas híbridos ou mistos o fluxo subsuperficial horizontal e vertical (Figura 12) podem ser combinados com a finalidade de melhorar o tratamento. Segundo Cooper (1999) foi observado que uma sequência apropriada desses sistemas possibilita a remoção de DBO, sólidos em suspensão totais e alcança à completa nitrificação, como também, remove substanciais concentrações de nitrato (desnitrificação) com conseqüente redução das concentrações do N total.

Figura 12 - Desenho esquemático de um sistema híbrido ou misto (fluxo vertical + fluxo horizontal)



Fonte: próprio autor

A Tabela 8 mostra diversos estudos que utilizaram os *wetlands* construídos no tratamento de lixiviado de aterro sanitário.

Tabela 8 - Síntese dos principais resultados dos estudos que investigaram o tratamento com *wetlands* construídos em lixiviados de aterros sanitários

Reator	Característica do afluente	Condições operacionais	Principais Resultados	Referência
<p>2 WC de fluxo vertical (WV1 e WV2) e 1 horizontal subsuperficial (WH) em paralelo cultivados com <i>Typha latifolia</i>;</p> <p>Lixiviado diluído para atingir concentrações de nitrogênio amoniacal abaixo de 150 mgN-NH₃/L</p> <p>Escala de bancada;</p> <p>Dimensões: 100 cm de comprimento, 50 cm de largura e 40 cm de altura;</p> <p>Meio suporte: WV1 -15 cm de camada de areia no topo de 5 cm de zeólito e de 20 cm de cascalho; WV2 - 15 cm de camada de areia e 30 cm de cascalho; WH - apenas cascalho.</p> <p>2 WC de fluxo superficial cultivado com <i>Typha latifolia</i></p> <p>Lixiviado pré-tratado com um tanque de sedimentação aerado seguido de filtro de areia</p> <p>Área: 8.522 m²</p> <p>Profundidade nominal: 30 cm</p> <p>Profundidade média: 52 cm</p> <p>Meio suporte: 30 cm de solo,</p>	<p>DQO = 167 - 257 mgO₂/L</p> <p>NH₄ = 122 mgN-NH₄⁺/L</p> <p>PO₄ = 2,87 mgP/L</p> <p>NH₄ = 22 mgN-NH₄/L</p>	<p>TDH: 11 dias (WV1); 8 dias (WV2); 12,5 dias (WH)</p> <p>Vazão média do lixiviado bruto afluente: 20 m³/d</p> <p>Recirculação de 45 m³/d</p> <p>Vazão média do WC: 65 m³/d</p>	<p>Ef. de remoção</p> <p>DQO = 13 - 30% (WV1); 20 -36% (WV2); 11 - 60,9% (WH)</p> <p>NH₄ = 56,2 - 67,4% (WV1); 36,8 - 50,4% (WV2); 17,8 - 49% (WH)</p> <p>PO₄ = 29,6 - 83,1% (WV1); 36,7 - 67% (WV2); 26,3 - 61% (WH)</p> <p>Concentração/ Ef. de remoção:</p> <p>N-NH₄⁺ = 1,9 mgN-NH₄⁺/L/ 91,34%</p>	<p>Yalcuk e Ugurlu, (2009)</p> <p>Kadlec e Zamarthie (2010)</p>

continua

Tabela 8- Síntese dos principais resultados dos estudos que investigaram o tratamento com *wetlands* construídos em lixiviados de aterros sanitários (continuação)

30 cm de areia e 60 cm de argila compactada WC de fluxo vertical descendente cultivado com <i>Phragmites australis</i> Escala piloto Lixiviado pré-tratado com decantação primária e posteriormente diluído na proporção 1:1 Meio suporte de composto por cascalho em diferentes granulometrias: 30 cm da base com 35-55 mm e 50 cm de camada superior com 5-25 mm Dimensões: 12,3 cm de diâmetro e 80 cm de altura	pH = 7,9 DBO = 204,2 mgO ₂ /L DQO = 2800 mgO ₂ /L NH ₄ = 198,4 mgN-NH ₄ /L NO ₃ = 1,9 mgN-NO ₃ /L Pt = 5,5 mgP/L SD = 2460 mg/L SST = 2720 mg/L	Vazão: 118,08 L/d (WA), 86,5 L/d (WB) e 57,6 L/d (WC); Recirculação em proporções de 1:1 (W1), 1:2 (W2) e 1:3 (W3), isto é recirculava 1 h e repousava 1, 2 e 3 h, respectivamente.	Ef. de remoção: DBO = 72%(W1A); 85% (W1B); 92% (W1C); 83% (W2A); 92% (W2B); 93% (W2C); 91% (W3); DQO = 67% (W1A); 81% (W1B) e 90% (W1C); 78% (W2A); 86% (W2B); 90% (W2C); 78% (W3A) 90% (W3B) e 96% (W3C); N-NH ₄ = 100% em diferentes períodos: 5 dias (W2C; W3C), 6 dias (W1C); W2B;W3B), 7 dias (W1B), 8 dias (W3A), 9 dias (W2A) e 10 dias (W1A)	Lavrova e Koumanova (2010)
WC de fluxo horizontal cultivado com 15 <i>Cyperus haspan</i> ; Meio suporte: cascalho na base e franco-arenoso no topo; Dimensão: Comprimento 0,59 m; largura: 0,33; altura: 0,37 m.	pH = 8,42 DBO = 686 mgO ₂ /L DQO = 923,44 mgO ₂ /L NT = 400 mgN/L NH ₃ = 238 mgN-NH ₃ /L Pt = 117 mgP/L SST = 685 mg/L	Alimentação contínua com recirculação Tempo de operação: 21 dias	pH = 7,38 Concentração/ ef. de remoção DBO = 146 mgO ₂ /L/ 78,72% DQO = 76 mgO ₂ /L/ 91,77% NT = 132 mgN/L/ 67% NH ₃ = 110 mgN-NH ₃ /L / 53,78% Pt = 0,3 mgP/L / 99,74% SST = 8 mg/L (98,83%)	Akinbile et al. (2012)
3 WC de fluxo horizontal em paralelo (WC1 cultivado com <i>Phragmites. australis</i> ; WC2 cultivado com <i>Salix viminalis burjatica</i> WC3 sem cultivo)	DQO = 1219 mgO ₂ /L (WCa); 253 mgO ₂ /L (WCb) NTK = 952 mgN/L (WCa); 192 mgN/L (WCb) NH ₄ = 155,6 mgN-	Alimentação contínua com recirculação Vazão: 240 L/d	Eficiência de remoção: DQO = 95,96% (WC1a); 64,43%; (WC1b); 94,92% (WC2a); 61,94% (WC2b); 91,69% (WC3a); NTK = 96,08% (WC1a); 98,97%	Bialowiec et al., (2012)

continua

Tabela 8- Síntese dos principais resultados dos estudos que investigaram o tratamento com *wetlands* construídos em lixiviados de aterros sanitários (continuação)

<p>Diluição: 20% de lixiviado (WCa) e sem diluição (WCb) Volume total = 22L Meio suporte de cascalho e Leca</p>	<p>NH₄/L(WCa); 800,8 mgN- NH₄/L (WCb) NO₂ = 0,14 mgN-NO₂/L (WCa); 0,03 mgN- NO₂/L(WCb) NO₃ = 5,7 mgN-NO₃/L (WCa); 1,1 mgN-NO₃/L (WCb)</p>		<p>(WC1b); 96,08% (WC2a); 79,32% (WC2b); 96,08% (WC3a); NH₄ = 99,83% (WC1a); 99,81% (WC1b); 98,97% (WC2a); 99,16% (WC2b); 99,84% (WC3a); NO₂ = 100% (WC1a); 0% (WC1b); 28,57% (WC2a); 0% (WC2b); 28,57% (WC3a); NO₃ = 82,46% (WC1a); 27,27% (WC1b); 84,21% (WC2a); 45,45% (WC2b); 0% (WC3a);</p>	
<p>2 WC de fluxo horizontal subsuperficial cultivado com <i>Typha domingensis Pers</i> (WC1) e sem cultivo (WC2) Dimensões: 42 cm de comprimento, 58,5 cm de largura e 27 cm de altura; Meio suporte comporta por 3 cm de pedregulho na base e 24 cm de solo; Volume: 2L Área superficial: 0,2436 m²</p>	<p>Alcalinidade: 5423 mg CaCO₃/L COT = 660 mg/L DQO = 1592 mgO₂/L NH₃ = 1783 mgN-NH₃/L Pt = 5,4 mgP/L</p>	<p>Alimentação em batelada com TDH de 7 dias Taxa de aplicação hidráulica: 5,6 m³/m² dia</p>	<p>Ef. de remoção COT ~ 50 - 99% (WC1); 25 - 95% (WC2) DQO ~ 60 - 95% (WC1); 30 - 90% (WC2); NH₃ = 75 - 90% (WC1); 30 - 90% (WC2) Pt = 50 - 90% (WC1); 26 - 90% (WC2)</p>	<p>Barros (2013)</p>
<p>WC em paralelo com fluxo vertical cultivado com: <i>Typha domingensis</i> (W1), <i>Iris pseudacorus</i> (W2), <i>Sagittaria montevidiensis</i> (W3), <i>Panicum elephantipes</i> (W4), <i>Schoenoplectus californicus</i> (W5) e sem cultivo (W6) Escala piloto</p>	<p>pH = 6 DBO = 35,1 mgO₂/L DQO = 238,2 mgO₂/L NH₄ = 13 mgN-NH₄/L NO₂ = 4,46 mgN-NO₂/L NO₃ = 938,2 mgN-NO₃/L</p>	<p>Alimentação em batelada com TDH de 24 h Vazão 2L/h durante 4h até atingir 8L de lixiviado nos WC</p>	<p>pH = 7,1 (W1), 6,9 (W2), 7,03 (W3), 6,92 (W4), 6,85 (W5), 7,49 (W6) Concentração/ Ef. de remoção: DBO = 16,2 mgO₂/L/ 53,85% (W1); 16,4 mgO₂/L/ 53,28% (W2); 12,9 mgO₂/L/ 63,25% (W3); 7,6 mgO₂/L/ 78,35% (W4); 9,2 mgO₂/L/ 73,79% (W5); 25,4 mgO₂/L/ 27,64% (W6) DQO = 135,6 mgO₂/L/ 43,07% (W1);</p>	<p>Sanchez <i>et al.</i> (2013)</p>

continua

Tabela 8- Síntese dos principais resultados dos estudos que investigaram o tratamento com *wetlands* construídos em lixiviados de aterros sanitários (continuação)

<p>Capacidade total: 20 L Meio suporte composto por 5 cm de argila expandida, 20 cm de areia fina e 5 cm de argila expandida; Lixiviado com pré-tratamento primário</p>	<p>COT = 237 mg/L (A); 303 mgO₂/L (B) DQO = 641 mgO₂/L (A); 722 mgO₂/L (B) NT = 227,4 mgN/L (A); 228,6 mgN/L (B) NH₄ = 148,3 mgN-NH₄/L (A); 168,8 mgN-NH₄/L (B) NO₃ = 3,8 mgN-NO₃⁻/L (A); 2,1 mgN-NO₃⁻/L (B) C-Inorgânico = 201,2 mg/L</p> <p>Vazão: 2,6 L/d (A); 2,5 L/d (B) TAV: 0,25 m³.m⁻³.d⁻¹ (A); 0,23 m³.m⁻³.d⁻¹ (B) TAH: 12,1 mm.d⁻¹ (A); 11,4 mm.d⁻¹ (B) TDH: 8,1 dias (A); 9,9 dias (B)</p>	<p>126,9 mgO₂/L/ 45,59% (W2); 153,9 mgO₂/L/ 35,38% (W3); 141,1 mgO₂/L/ 40,76% (W4); 166,7 mgO₂/L/ 30,02% (W5); 267,5 mgO₂/L/ 0% (W6) NH₄ = 1,12 mgN-NH₄/L/ 90,77%(W1); 1,97 mgN-NH₄/L/ 84,84%(W2); 1,3 mgN-NH₄/L/ 90% (W3); 2,04 mgN-NH₄/L/ 84,31%(W4); 1,36 mgN-NH₄/L/ 89,54%(W5); 10,63 mgN-NH₄/L/ 18,46%(W6); NO₂ = 4,94 mgN-NO₂/L/ 0% (W1); 6,2 mgN-NO₂/L/ 0% (W2); 8,4 mgN-NO₂/L/ 0% (W3); 8,27 mgN-NO₂/L/ 0% (W4); 4,8 mgN-NO₂/L/ 0% (W5); 6,2 mgN-NO₂/L/ 0% (W6); NO₃ = 555 mg/N-NO₃/L/ 40,85% (W1); 550 mg/N-NO₃/L/ 41,38% (W2); 571 mg/N-NO₃/L/ 39,14% (W3); 569 mg/N-NO₃/L/ 39,35% (W4); 569 mg/N-NO₃/L/ 39,35% (W5); 882 mg/N-NO₃/L/ 6% (W6);</p> <p>Concentração/ ef. de remoção COT = 204 mgO₂/L / 13,92% (WHA); 215 mgO₂/L / 9,28% (WSA); 259 mgO₂/L/14,52% (WHB); 265 mgO₂/L / 12,54% (WSB) DQO = 554 mgO₂/L / 13,57% (WHA); 602 mgO₂/L / 6,08% (WSA) 573 mgO₂/L / 20,64% (WHB); 586 mgO₂/L / 18,84% (WSB) NT = 152,6 mgN/L / 44,67% (WHA); 181 mgN/L / 20,4% (WSA); 174,1</p>	Cano (2014)
---	--	---	-------------

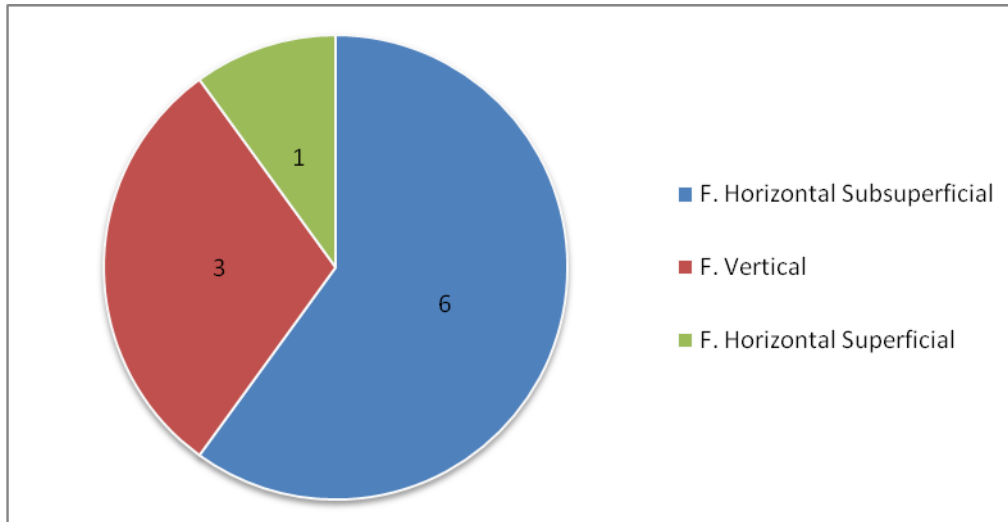
continua

Tabela 8- Síntese dos principais resultados dos estudos que investigaram o tratamento com *wetlands* construídos em lixiviados de aterros sanitários (conclusão)

(sem ajuste do pH) e B (pH ajustado para 7,5)	(A); 180,4 mg/L (B)		mgN/L / 23,84% (WHB); 216,3 mgN/L / 5,38% (WSB)	
Meio suporte: brita branca, tipo calcária com diâmetro de 5 mm e porosidade de 48,6%			NH ₄ = 36,1 mgN/L / 75,66% (WHA); 46,8 mgN/L / 68,44% (WSA) 93,1 mgN/L / 44,85% (WHB); 73,4 mgN/L / 56,52% (WSB)	
			NO ₃ = 79 mgN-NO ₃ /L / 0% (WHA); 78,3 mgN-NO ₃ /L / 0% (WSA) 78,1 mgN-NO ₃ /L / 0% (WHB); 83,4 mgN-NO ₃ /L / 0% (WSB)	
			C-Inorgânico = 153,7 mg/L / 23,61% (WHA); 137,2 mg/L / 31,81% (WSA) 87,2 mg/L / 51,66% (WHB); 99 mg/L / 41,12% (WSB)	
WC de fluxo horizontal ascendente cultivado com <i>Typha spp</i>				
Lixiviado pré-tratado com lagoa anaeróbia, lagoa aerada, decantador secundário, microfiltração e filtro catalítico.	pH = 7,87 (A); 7,98 (B)		pH = 8,03 (A); 7,69 (B)	
Escalada de bancada	DBO = 321,67 mgO ₂ /L		Concentração/ Ef. de remoção	
Meio suporte com altura de 30,0 cm, composto de 50% de brita grossa n° 4, 25% de brita média n° 2 e mais 25% de areia;	DQO = 812 mgO ₂ /L (A); 550 mgO ₂ /L (B)	Vazão: 7,3 L/d (A) e 14,6 L/d (B)	DQO = 206,7 mgO ₂ /L/ 70,2% (A); 448,35 mgO ₂ /L/ 17,8% (B)	Plentz (2014)
Área superficial: 0,48 m ² ; Capacidade total: 50L	NTK = 35,93 mgN/L (A); 8,79 mgN/L (B)	TDH: 6,7 dias (A) e 3,35 dias (B)	NTK = 1,3 mgN/L/ 90,1% (A); 6,92 mgN/L/ 19,9% (B)	
	Pt = 3,23 mgP/L (A); 2,74 mgP/L		Pt = 0,1 mgP/L/ 96,9% (A)/ 0,113 mgN/L/ 95,9% (B)	
Legenda: WC (<i>wetland</i> construído); TRS (tempo de retenção de sólidos) TDH (tempo de detenção hidráulica); TAV (taxa de aplicação volumétrica); TAH (taxa de aplicação hidráulica)				

Na Tabela 8 foram avaliados WC de fluxo horizontal subsuperficial, fluxos vertical, horizontal superficial e que se distribuíram de forma heterogênea dentre os trabalhos desenvolvidos pelos autores como mostra a Figura 13.

Figura 13 - Quantidade de autores que adotaram os diferentes tipos de fluxo nos estudos com WC



Fonte: próprio autor

Nota-se na Figura 13 que o fluxo horizontal subsuperficial foi o mais utilizado dentre os trabalhos avaliados, num total de 6 autores, o que corresponde a 60% do total. O fluxo vertical e horizontal superficial, porém, foram menos utilizados, com 3 e 1 autores respectivamente, o que representa 30 e 10%.

As maiores eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal, porém, foram obtidas no trabalho desenvolvido por Lavrova e Koumanova (2010) com um WC de fluxo vertical. Os autores identificaram uma remoção de 100% em um sistema com alimentação em batelada com recirculação do efluente. O menor tempo de detenção hidráulico para a total remoção do nitrogênio amoniacal foi de 5 dias, que consistiu na menor vazão adotada, de 57,6 L/d, e intermitência na recirculação numa proporção de 1:2 ou 1:3, ou seja, a cada uma hora de recirculação, havia dois ou três horas de repouso respectivamente.

Plentz (2014) estudou a influência da variação da vazão e do Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) na remoção de poluentes do lixiviado pré-tratado. A autora observou que a menor vazão (7,3 L/d) e o maior TDH adotado (6,7 dias) obteve as maiores remoções do nitrogênio amoniacal com 90,1%.

Bialowiec *et al.* (2012) obtiveram, também, expressivas eficiências de remoções de nitrogênio amoniacal em WC de fluxo horizontal, alcançando, 99,84%. Esse valor foi

atingido a partir de um WC de fluxo horizontal, sem cultivo e com recirculação de um lixiviado diluído em 20%. Vale ressaltar que nas unidades plantadas com *Phragmites australis* e *Salix viminalis burjatica*, ou sem diluições, apresentaram poucas variações na eficiência de remoção do nitrogênio, o que reduz a importância do cultivo utilizado e indica a possibilidade do tratamento com lixiviado bruto.

Akimbile *et al.* (2012), identificaram eficiências de remoções de nitrogênio amoniacal de apenas 53,78%, utilizando um sistema de fluxo horizontal com recirculação do lixiviado bruto. Ao comparar com o sistema utilizado por Bialowiec *et al.* (2012), a maior diferença que se pode identificar entre os tratamentos se dá no meio suporte, em que Akimbile *et al.* (2012) utilizou cascalho na base e substrato franco-arenoso no topo e Bialowiec *et al.* (2012), leca e cascalho. Contudo, é possível observar uma diferença expressiva na remoção do nitrogênio amoniacal entre os tratamentos, o que indica a necessidade de mais estudos nesse âmbito.

Yalcuk e Ugurlu, (2009), por sua vez, compararam o WC de fluxo horizontal e vertical em diferentes meios suportes e identificaram as menores remoções nas duas situações. Contudo, o WC de fluxo vertical atingiu ainda maior remoção de 67,4%, utilizando um meio suporte composto de areia, zeólito e cascalho. O WC de fluxo horizontal alcançou somente 49% com um meio suporte composto apenas por cascalho.

Barros (2013) estudou a influência da *Typha domingensis* Pers na remoção de poluentes, por meio de uma unidade de WC cultivada e outra sem cultivo. A eficiência de remoção do nitrogênio amoniacal atingiram valores máximos semelhantes, em torno de 90%. A unidade que não utilizou a macrófita, porém, apresentou maiores instabilidades ao longo do tratamento, identificando remoções menores em até 30%.

Sanchez *et al.* (2013) compararam 5 espécies de macrófitas na remoção de poluentes do lixiviado com pré-tratamento primário, por meio de WC de fluxo vertical em paralelo cultivadas com as espécies vegetais e um sem cultivo. As eficiências de remoção do nitrogênio amoniacal foram expressivas nos WC cultivados. A maior remoção foi identificada no sistema cultivado com *Typha domingensis*, com 90,77% e a menor com a macrófita *Panicum elephantipes* com 84,31%. O WC sem cultivo, porém, apresentou eficiência de remoção baixa, com apenas 18,46%, indicando a importância das macrófitas na remoção do nitrogênio amoniacal.

Kadlec e Zamarthie (2010) utilizaram um WC de fluxo superficial com recirculação parcial do lixiviado tratado e cultivado com *Typha latifolia*. Os autores identificaram uma eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal expressiva de 91,34%. Contudo foram os únicos que utilizaram esse tipo de fluxo, o que inviabiliza maiores comparações e indica a necessidade de maiores estudos no tratamento de lixiviado de aterro sanitário.

Dentre as diversas estratégias utilizadas, Cano (2014), observou que a padronização do pH do lixiviado afluente pré-tratado em 7,5 não apresenta diferença significativa na eficiência de remoção do nitrogênio em sistemas wetlands construídos.

O tratamento do lixiviado de aterro sanitário, por sua vez, em diversas situações, pode não atingir valores aceitáveis pela Resolução CONAMA 430/11, para atingir concentrações de nitrogênio amoniacal máxima de 20 mgN-NH₃/L para o nitrogênio amoniacal. Nessas circunstâncias são necessários um pós-tratamento adequado, como o WC de fluxo vertical.

Em uma pesquisa realizada por Aziz *et al.* (2011), foi identificado em um experimento com lodos ativados em batelada sequencial uma remoção de 82,5% de N-NH₃, e uma concentração efluente de 105 mg N-NH₃/L. Na Figura 14, pode-se observar um esquema de funcionamento do reator do lodo ativado seguido do WC de fluxo vertical.

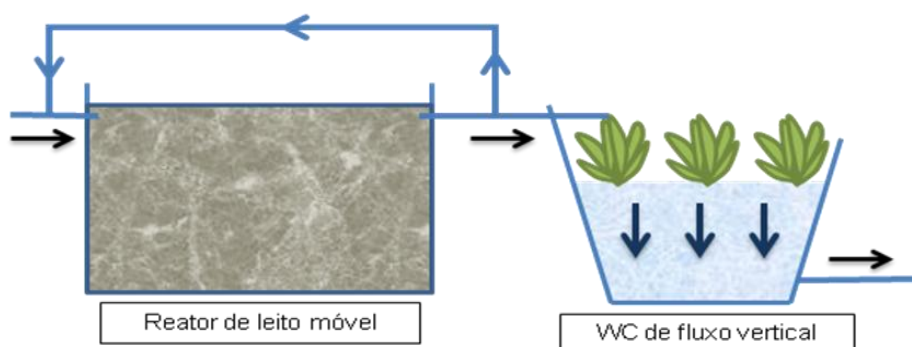
Figura 14 - Esquema de funcionamento do reator do lodo ativado seguido do WC de fluxo vertical



Fonte: próprio autor

Oliveira (2012) identificou em reatores de leito móvel com recirculação, uma remoção de 83,4% e um efluente com 147 mgN-NH₃/L. O esquema do sistema com o pós-tratamento do WC de fluxo vertical é mostrado na Figura 15.

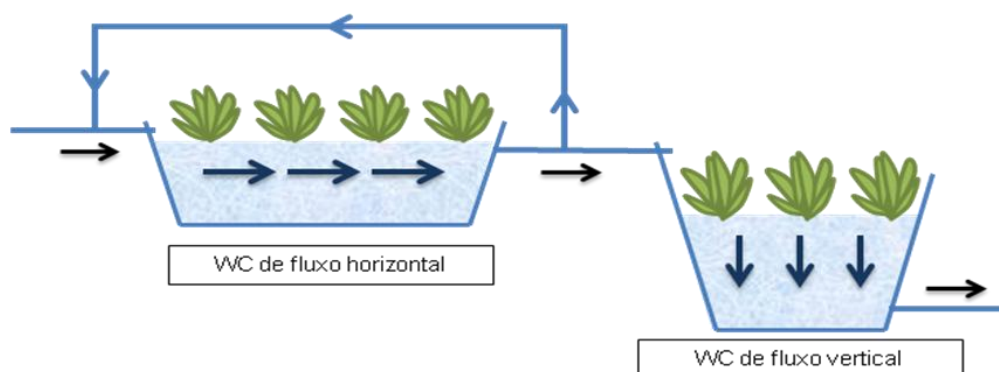
Figura 15 - Esquema de um reator de leito móvel com pós-tratamento em um WC de fluxo vertical



Fonte: próprio autor

Akinbile *et al.* (2012) utilizou um WC de fluxo horizontal com recirculação contínua e observou uma remoção de 53,78% de $N-NH_3$ e uma concentração afluente de 110 $mgN-NH_3/L$. O esquema do pós-tratamento do sistema com WC de fluxo vertical é mostrado na Figura 16.

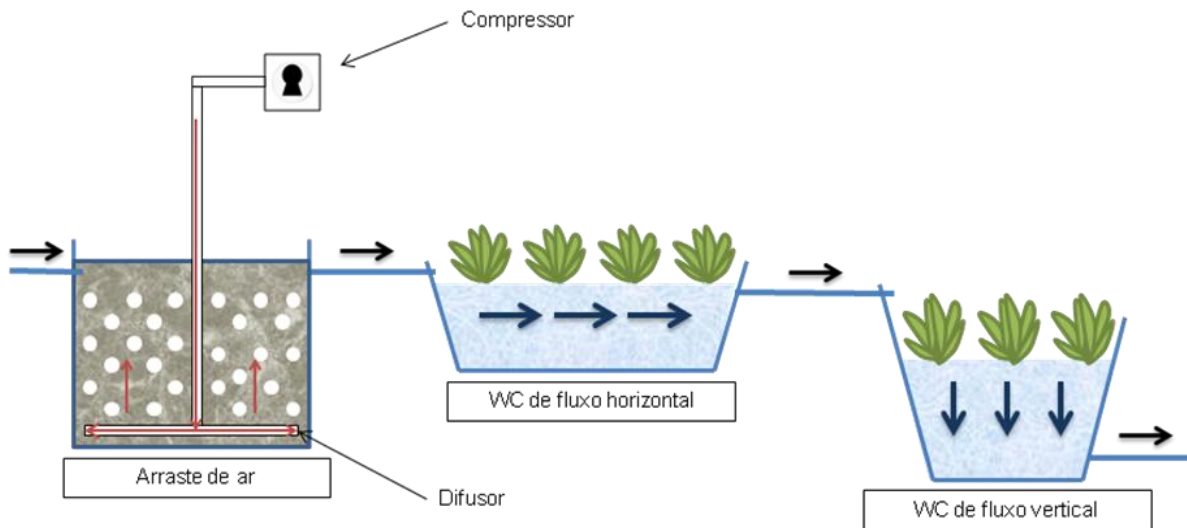
Figura 16 - Esquema de um WC de fluxo horizontal com pós-tratamento de um WC de fluxo vertical



Fonte: próprio autor

Cano (2014) avaliou um WC de fluxo horizontal pré-tratado com o processo de arraste de ar e observou, um efluente final de 93,1 $mgN-NH_3/L$. A Figura 17 mostra o esquema do WC de fluxo horizontal com o pós-tratamento com o WC de fluxo vertical.

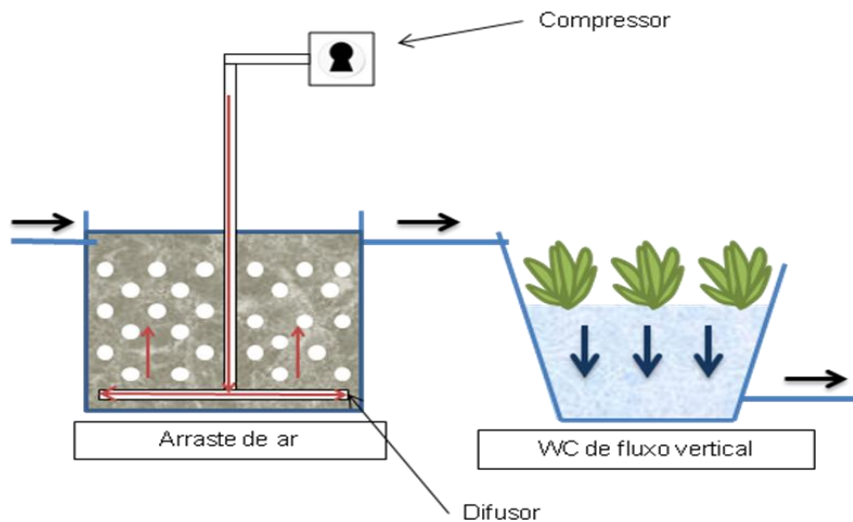
Figura 17 - Esquema de um processo de Arraste de ar, seguido de um WC de fluxo horizontal com pós-tratamento de um WC de fluxo vertical



Fonte: próprio autor

Hasar *et al.* (2009) e Liu *et al.* (2015) avaliaram o tratamento do lixiviado por meio da técnica de arraste de ar e identificaram uma remoção de 93,2% e 94% e um efluente final com 110 mgN-NH₄⁺/L e 154,8 mgN-NH₄/L respectivamente. O esquema do pós-tratamento dos sistemas com WC de fluxo vertical é mostrado na Figura 18.

Figura 18 - Esquema do processo de arraste de ar com pós-tratamento de um WC de fluxo vertical

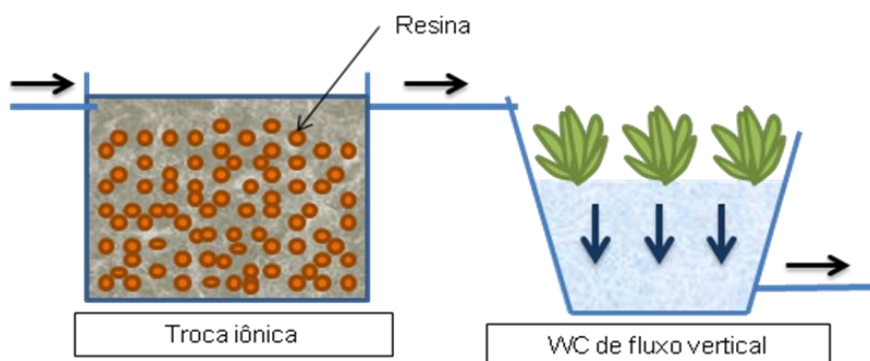


Fonte: próprio autor

Bashir *et al.* (2010) desenvolveu em um experimento de escala piloto, com o tratamento de lixiviado pelo processo de troca iônica. O autor identificou uma remoção de 94,2% de N-NH₃ e um efluente final com 116,58 mg N-NH₃/L. A Figura

19 mostra o esquema do processo de troca iônica com o pós-tratamento do WC de fluxo vertical.

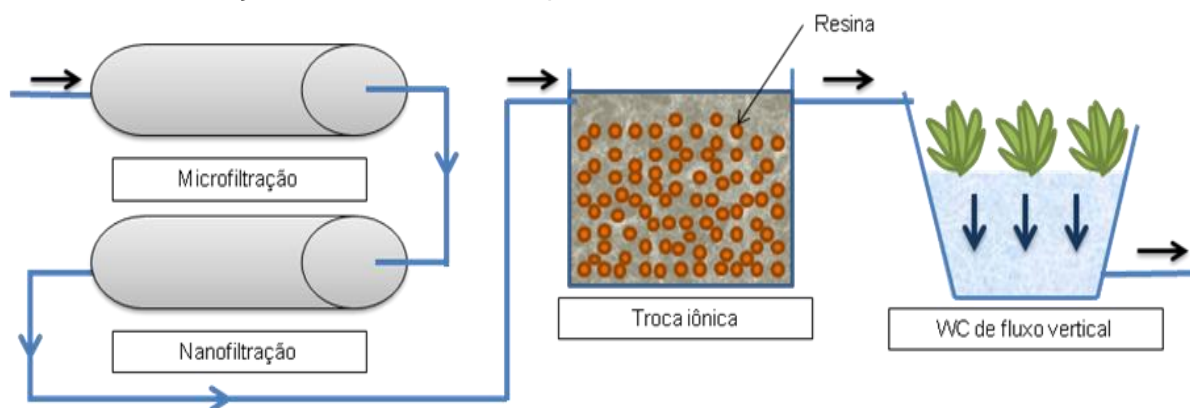
Figura 19 - Esquema de um processo de troca iônica com pós-tratamento de um WC de fluxo vertical



Fonte: próprio autor

Maurício (2014), por sua vez, identificou em um tratamento em série com processos de microfiltração, nanofiltração e troca iônica, um efluente final com 267,27 mgN-NH₃/L. O esquema desses sistemas com o pós-tratamento com WC de fluxo vertical é mostrado na Figura 20.

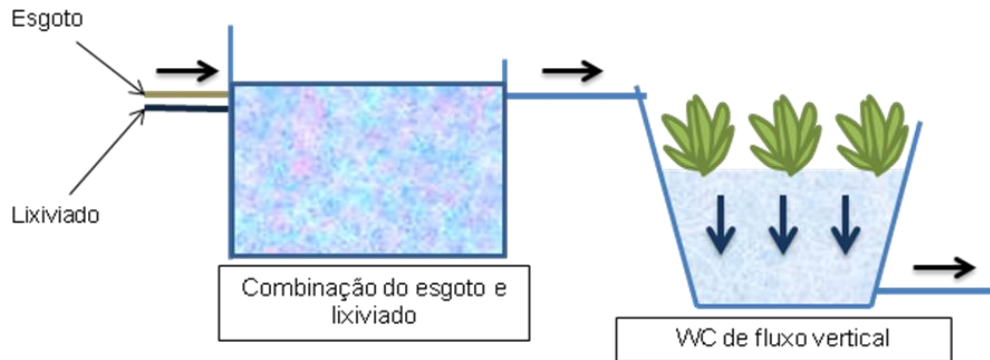
Figura 20 - Esquema de um sistema de tratamento em série composto pela microfiltração, nanofiltração e troca iônica, com pós-tratamento de um WC de fluxo vertical



Fonte: próprio autor

O tratamento conjugado é, também, uma alternativa viável, por meio da diluição do lixiviado de aterro sanitário em esgotos domésticos. Campos (2012) ao combinar 1% do lixiviado aos esgotos, obteve uma concentração de nitrogênio amoniacal de 77 mg N-NH₃/L. Campos (2014), com adições maiores do lixiviado, de 10 e 20%, identificou um efluente com 110 e 120 mgN-NH₃/L. O esquema do tratamento conjugado com o pós-tratamento do WC de fluxo vertical é mostrado na Figura 21.

Figura 21 - Esquema da combinação do esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário com o tratamento de um WC de fluxo vertical



Fonte: próprio autor

É possível observar que nas diversas situações supracitadas, as concentrações do nitrogênio amoniacal atingiram os valores próximos a $100 \text{ mgN-NH}_3/\text{L}$, ultrapassando o limite aceitável pela legislação vigente ($20 \text{ mgN-NH}_3/\text{L}$). Há, portanto, a necessidade de pós-tratamento desses efluentes por meio de uma tecnologia que seja adequada à remoção do parâmetro, como o WC de fluxo vertical.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Síntese do Experimento

O estudo foi desenvolvido na Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia (UFBA), localizada na cidade de Salvador-BA. No local, que era exposto às condições climáticas, foi construído, em escala de bancada, um sistema de *wetlands* de fluxo vertical descendente cultivado com a gramínea *Brachiaria humidicola* sp.. O experimento teve a finalidade principal de promover a remoção o nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário produzido no Aterro Sanitário Metropolitano Centro (ASMC) localizado na Região Metropolitana de Salvador (RMS).

O experimento simulou a aplicação do WC como unidade de polimento do efluente de um sistema de tratamento de lixiviado, que envolva processos físico-químicos e biológicos. A configuração proposta é similar aos trabalhos elencados no item 3.4, uma vez que, a carga de nitrogênio amoniacal afluyente ao WC poderia ser reduzida face à instalação, a montante, de um sistema tratamento, como lodo ativado.

Considerando que o sistema à montante promova a remoção da maior parte da carga de nitrogênio amoniacal do lixiviado bruto, optou-se, então, por padronizar a concentração de nitrogênio amoniacal afluyente às *wetlands* para valores próximos a 100 mg N-NH₃/L. A padronização da concentração afluyente também permitiu outros estudos tais como: observação do desenvolvimento das plantas cultivadas e realiozação do balanço de alcalinidade do processo.

4.2 Obtenção e Caracterização do Lixiviado

O lixiviado utilizado no experimento foi coletado no ASMC localizado na Região Metropolitana de Salvador (RMS), no estado da Bahia. O ASMC situa-se na rodovia BA-526 (Centro Industrial de Aratu-Aeroporto), Km 6,5, s/n - Zona Norte. As Coordenadas Cartográficas UTM do ASMC 86 são: N: 0568316,43 e E: 8578436,75 (SANTOS, 2011). A Figura 22 mostra uma vista aérea do aterro.

Figura 22 - Vista aérea do Aterro Metropolitano Centro, Salvador, Ba



Fonte: Salvador (2012)

O ASMC iniciou as atividades de disposição de RSU no ano de 1997. Já no ano de 2015 recebeu cerca de 2.500 toneladas de RSU por dia. Os resíduos encaminhados para o aterro correspondem a resíduos domiciliares, resíduos comerciais, resíduos das varrições, resíduos das feiras livres e resíduos das capinações e de podas de jardins (SANTOS, 2011).

O lixiviado utilizado na pesquisa foi obtido no ASMC por meio de três coletas, que ocorreram nos dias com ausência de chuva, durante o período vespertino, nos meses de maio, junho e setembro de 2015. O procedimento de coleta foi realizado na superfície da primeira lagoa de armazenamento de lixiviado, a qual era coberta por uma manta geotextil com uma abertura ao centro.

Após a coleta, o lixiviado foi reservado em recipiente plástico de polietileno de alta densidade com capacidade de 25 L. O transporte, por sua vez, foi realizado em temperatura ambiente para a Escola Politécnica da UFBA. No local, foi armazenado, no mesmo recipiente, em uma geladeira com temperatura em torno de 4°C.

As análises para caracterização do lixiviado foram realizadas no Laboratório de Resíduos e Efluentes (LABRE), do Departamento de Engenharia Ambiental da Escola Politécnica da UFBA. Inicialmente, a frequência das análises era semanal, porém, constatou-se que eram necessárias, somente, antes do uso do lixiviado como afluente ao tratamento. Os procedimentos foram adotados de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA,

WEF, 2012). Os resultados das análises de caracterização podem ser observados na Tabela 9.

Tabela 9 - Concentração dos parâmetros físico-químicos analisados no lixiviado bruto

Parâmetros	Faixa de variação	Média	Desv. Padr.	N ¹
pH	7,6 - 8,4	8,1	0,1	20
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	15.204 - 16.296	15.965	270	19
NTK (mg N/L)	3.095 - 3.335	3.214	3.214	14
N-Amoniacal (mg N-NH ₃ /L)	2.939 - 3.127	3.057	55,7	20
Fósforo solúvel (mgP-PO ₄ ⁻³ /L)	7,4 - 10,4	8,6	1,0	18
Sólidos em suspensão (mg/L)	0,61 - 0,80	0,70	0,06	16
COT (mgCOT/L)	791 - 1090	926	109	15

N¹ = número de análises realizadas

Foram realizadas, também, análises da água potável utilizada para diluir o lixiviado à concentração de 100 mgN-NH₃/L. Os procedimentos foram adotados de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA, WEF, 2012). Os resultados da análise podem ser observados na Tabela 10.

Tabela 10 - Concentração dos parâmetros físico-químicos analisados na água potável utilizada para a diluição do lixiviado bruto

Parâmetros	Faixa de variação	Média	Desv. Padr.	N ¹
pH	6,9 - 7,8	7,4	0,2	20
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	33 - 42	35	3	19
NTK (mgN/L)	0 - 4	1	1	14
N-Amoniacal (mgN-NH ₃ /L)	0 - 1	0	0	19
Nitrito (mgN-NO ₂ ⁻ /L)	0 - 1	0	0	18
Nitrato (mgN-NO ₃ ⁻ /L)	0 - 1	0	0	18
Fósforo solúvel (mgP-PO ₄ ⁻³ /L)	0 - 0,2	0,1	0,1	18

N¹ = número de análises realizadas

A diluição do lixiviado bruto com água potável foi realizada após as análises de caracterização. Para atingir a concentração de 100 mgN-NH₃/L, foi utilizado uma proporção volumétrica que variou entre 3,2 a 3,4% do lixiviado bruto.

4.3 Apresentação do Sistema de Tratamento

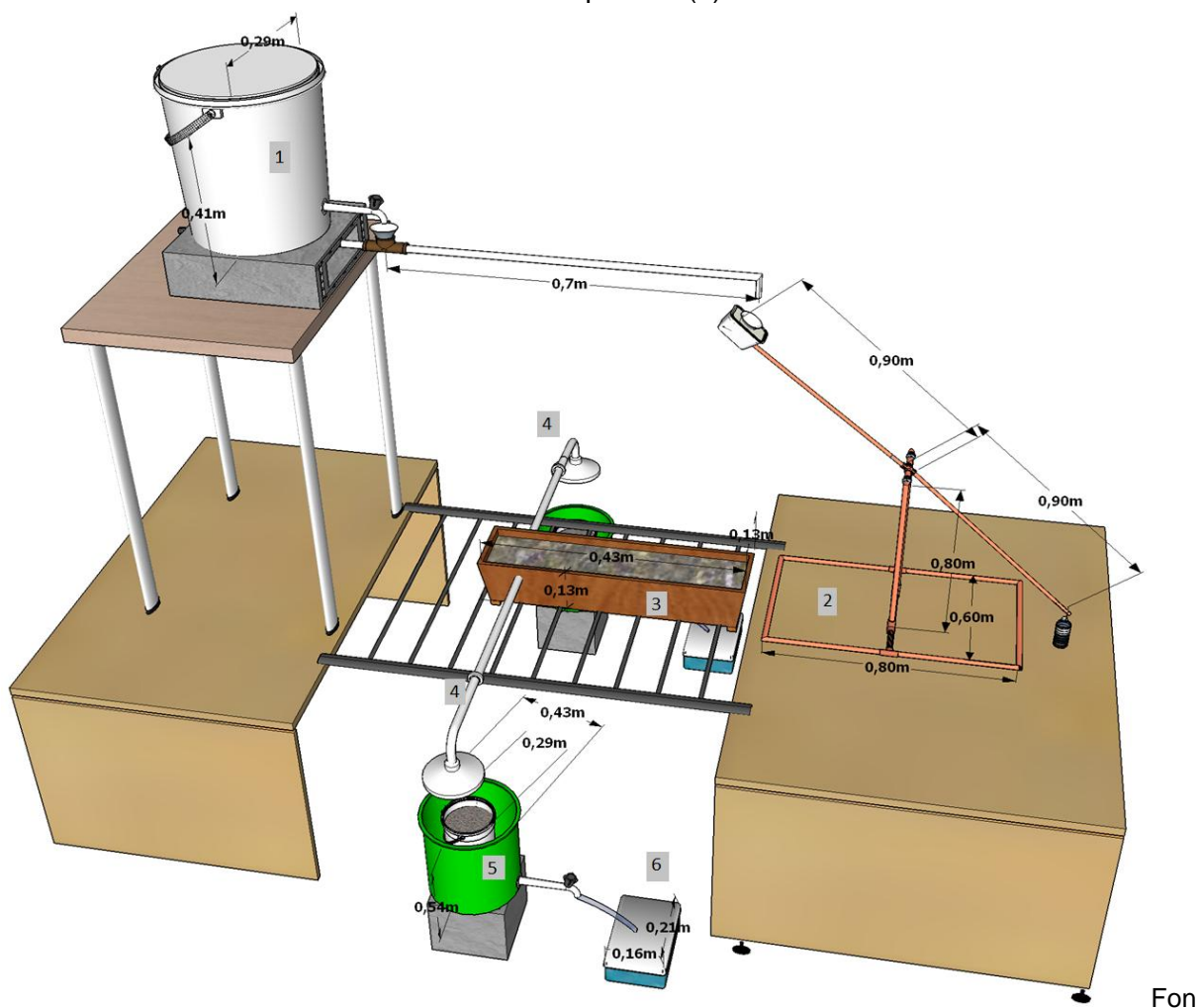
O sistema de tratamento foi construído, de modo que, o fluxo do lixiviado ocorreu, somente, pela ação da gravidade. O tratamento ocorreu por meio de dois *wetlands* sob regime de fluxo vertical não saturado e com alimentação intermitente, sendo um sem cultivo de plantas, para identificar a influência da vegetação sobre a remoção de nitrogênio amoniacal.

A presente pesquisa foi realizada em três fases: fase 1, fase 2 e fase 3. Porém, houve diferenças físicas no sistema aplicado, somente entre a fase 1 e fases 2 e 3.

- Fase 1

Nesta etapa, os dois *wetlands* foram operados sem o cultivo vegetal (WS). O sistema foi composto por um reservatório superior com volume útil de 22L para o armazenamento do lixiviado diluído, que o destinava a um monjolo adaptado com tubos de PVC. Posteriormente, o líquido era encaminhado a um recipiente plástico com volume útil igual a 1L e desse ponto, por meio de dois distribuidores de vazão, para os dois WS. O efluente final era coletado em dois recipientes plásticos com volume igual a 5,0 L (um para cada *wetland* construído) semienterrados. O desenho esquemático do sistema na fase 1 é apresentado na Figura 23.

Figura 23 - Desenho esquemático do sistema de tratamento do lixiviado composto por: reservatório superior (1), monjolo (2), vaso jardineira (3), dois chuveiros (4), dois WS (5) e dois recipientes (6)



Fon

te: próprio autor

O reservatório superior era composto por um recipiente plástico com dimensão de 29 cm de diâmetro e 41 cm de altura e ficava localizado a 2,3 m do solo, acima de blocos de concreto. O monjolo se fixava acima da bancada, assim como os distribuidores de vazão. Os WS, por sua vez, se situavam a 4,8 cm da superfície do solo, sobre quatro blocos de concreto. Os recipientes semienterrados encontravam-se 8,0 cm enterrado e 7,0 cm acima do nível do solo.

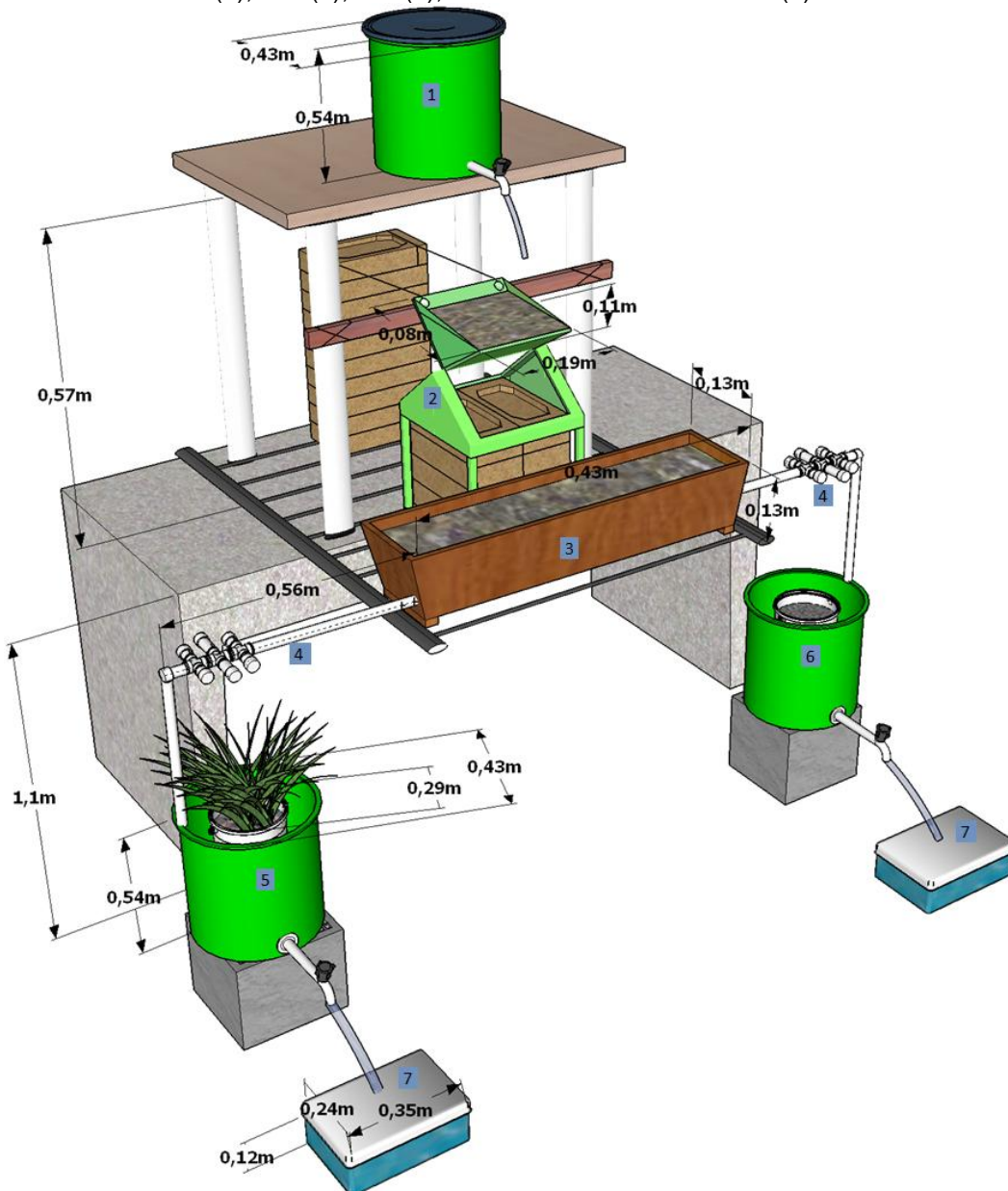
A utilização do monjolo objetivava promover a intermitência da alimentação da vazão do sistema por meio da retenção líquida, que vertia ao atingir a capacidade máxima de, aproximadamente, 0,16 L. A escolha desse instrumento ocorreu em função do mesmo apresentar baixo custo de implantação, facilidade na obtenção das peças e montagem simplificada.

A dimensão do monjolo foi constituída da seguinte forma: uma base com 80 cm de comprimento e 60 cm de largura, altura de 80 cm e a haste com 90 cm cada. O material utilizado foi 10,5 m de tubos de PVC de 25 mm, 10 joelhos de 25 mm, 12 Tês de 25 mm, 4 reduções de 25x20 mm, 4 luvas tipo LR de 20 mmx1/2', duas uniões de ao galvanizado de 20 mm, uma garrafa plástica, um recipiente plástico e um funil. Em uma das extremidades da haste foi inserido o recipiente plástico e na outra foi amarrado com corda uma garrafa plástica de 1,5 litros, parcialmente preenchida (370 mL).

- Fases 2 e 3

O aspecto físico do sistema na fase 1 se assemelha ao sistema das fases 2 e 3, porém, foram adotadas alterações necessárias para aprimorar o funcionamento. Foram modificados, assim, o reservatório superior, o sistema de intermitência, o sistema de distribuição e o recipiente o qual era direcionado o efluente tratado. O desenho esquemático do sistema na fase 1 é apresentado na Figura 24.

Figura 24 - Desenho esquemático do sistema de tratamento do lixiviado nas fases 2 e 3 composto por: reservatório superior (1), sistema de intermitência (2), vaso jardineira (3), sistemas de distribuição (4), WC (5), WS (6), reservatório do efluente final (7)



Fonte: próprio autor

O reservatório superior foi substituído por outro de maior capacidade, com 60 litros de volume útil. Essa adaptação foi necessária, pois etapa 1 e 2 houve um aumento na vazão que conseqüentemente demandou um acúmulo maior no volume afluente ao tratamento.

O sistema de intermitência, por sua vez, foi modificado com a finalidade de aumentar a capacidade de acumulação para 0,55 L. Essa adaptação foi necessária para elevar a pressão hidráulica sobre os sistemas de distribuição, de modo que possibilitou uma melhor equidade de vazão nos pontos mais extremos.

Os componentes do sistema de intermitência eram: um recipiente plástico com capacidade de acúmulo líquido e mobilidade rotacional, retido a um anteparo por meio de materiais elásticos. A intermitência da vazão ocorria por meio da retenção líquida no recipiente, o qual vertia quando atingisse a capacidade limite.

A substituição dos sistemas de distribuição foi necessária para melhorar a distribuição do líquido afluyente nos WC e WS, de modo a tornar mais uniforme em toda superfície, reduzindo o curto circuito hidráulico. O sistema possuía dimensões de 0,56 m de comprimento e 0,36 m de largura, sendo constituído por tubos e conexões. Ao longo do tubo de 20 mm haviam três cruzetas conectadas a tubos com furos na face inferior com comprimento de 0,23 m na primeira e terceira e de 0,34 m na segunda, de forma se localizar acima dos *wetlands*. Nas extremidades dos tubos eram conectados caps de 20 mm. O sistema, por sua vez, era apoiado em sua extremidade por um tubo de 0,57 m que utilizava o recipiente do WC e WS como suporte.

O recipiente ao qual era direcionado o efluente tratado foi substituído por outro mais resistente e com maior capacidade, com 6 litros de volume útil. A adaptação foi necessária devido ao aumento da vazão do sistema.

4.3.1 Wetland construído de fluxo vertical

Os WC e WS foram confeccionados com recipientes de polietileno com diâmetro interno de 29 cm, área superficial de 0,0665 m², capacidade de 22 L, volume útil de 21 L e altura total e útil de 41 e 30 cm, respectivamente (Figura 25a). Com o objetivo de recolher o efluente tratado e promover a circulação de ar pelo meio suporte, foram feitos furos com distância de 2 cm entre si no fundo de cada recipiente.

O meio suporte das unidades de tratamento foram preenchidas com 30 cm de brita nº1. O material foi lavado previamente ao preenchimento dos WC visando retirar o material silto-argiloso aderido. Ademais, visando garantir o espaço necessário para o crescimento das espécies vegetais, foram admitidos 11 cm de altura acima da camada superficial do meio suporte como borda livre e 42 cm até o distribuidor de vazão.

O efluente final foi coletado na parte inferior por um sistema fundo falso (placa perfurada e um suporte com altura igual a 7,0 cm) (Figura 25b). Externamente há

outro recipiente com capacidade de 60 litros com aberturas na parte lateral inferior de 13 cm de largura e 4,4 cm de altura, separados por 5 cm entre si (Figura 25c). O recipiente externo foi utilizado com o intuito de auxiliar a passagem de ar pelo sistema.

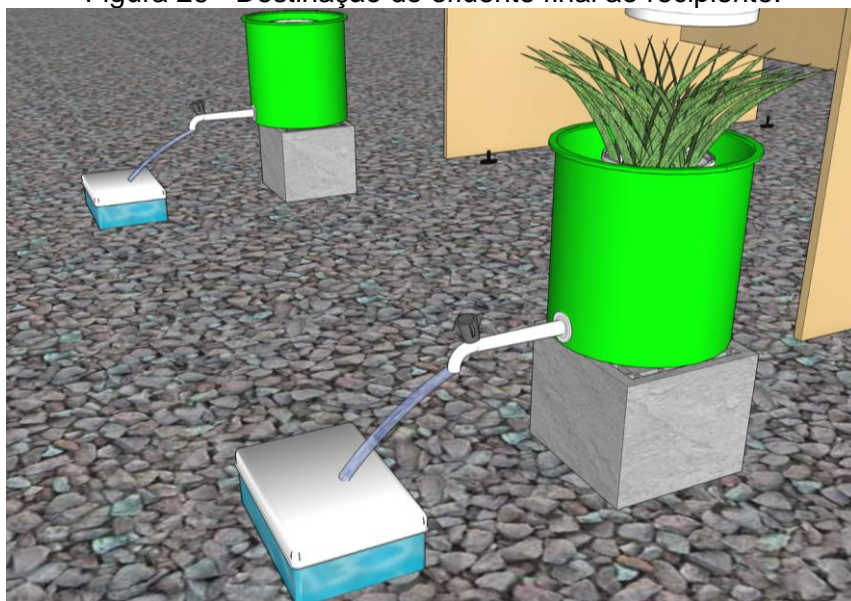
Figura 25 - Componentes do WC sem as plantas: *wetland* construído com brita nº1 (a); fundo falso (b), e recipiente externo com abertura na parte inferior (c)



Fonte: próprio autor

Na parte lateral inferior do recipiente externo foi acoplada uma torneira plástica e nessa conectada uma mangueira para destinar o efluente final para o reservatório inferior (Figura 26).

Figura 26 - Destinação do efluente final ao recipiente.



Fonte: próprio autor

A espécie vegetal selecionada para o cultivo no *wetland* construído foi a gramínea *Brachiaria humidicola* sp., conhecida popularmente como quicuí da Amazônia. Optou-se por essa planta em virtude da mesma apresentar as seguintes características: i) fácil comercialização; ii) presente em pastos de diversas regiões do país; iii) adaptada a locais úmidos; iv) possuir alta produção de matéria seca; v) apresentar resistência a pragas; vi) ter grande capacidade de estabelecimento de novas áreas e; vii) capaz de se desenvolver bem no clima brasileiro (TOMAZ, 2013).

O plantio das espécies vegetais foi realizado de forma indireta. No primeiro momento, as sementes foram cultivadas em sementeira com substrato de vermiculita comercial. Enquanto a planta se desenvolvia, o WC funcionava sem cultivo para a adaptação inicial do sistema. Após a formação do biofilme no meio suporte, foram transplantadas 5 gramíneas de tamanhos uniformes para o *wetland* construído. O número de espécies vegetais que foram transplantados foi definido em função da área superficial e da melhor distribuição no WC.

Após o transplante foi verificado, durante 38 dias, a adaptação da gramínea ao tratamento do lixiviado diluído com a vazão sendo gradativamente aumentada para 8L/d. Após esse período foi realizada a poda na altura de 15 cm e em seguida o descarte do material para, assim, iniciar a fase 1 e logo em seguida a fase 2.

4.4 Operação do sistema

A operação do sistema foi dividida em três fases, cada uma com características próprias que são detalhadas a seguir.

4.4.1 Fase 1

Essa etapa inicial foi um período de adaptação necessário para ocorrer o desenvolvimento do biofilme, previamente ao transplante das gramíneas ao WS. A duração da fase foi de 75 dias, no entanto, nos 12 dias iniciais manteve-se sem realizações de análises, apenas para que ocorresse o início do desenvolvimento do biofilme no meio suporte.

Nessa etapa, foram realizadas análises de: pH, alcalinidade, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato.

A necessidade de um período inicial para adaptação dos WC, também pode ser encontrada nos trabalhos desenvolvidos por Barros (2013), Cano (2014) e Plentz (2014), contudo, como o foco da presente pesquisa foi a remoção do nitrogênio amoniacal, as condições para fim da etapa foram balizadas por meio da variável.

O término da fase 1, portanto, foi definido ao notar uma remoção persistente do nitrogênio amoniacal no tratamento. Para isso, foi necessário que: o sistema fosse operado por no mínimo 30 dias e, a partir disso, as concentrações efluentes fossem abaixo de 20 mgN-NH₃/L em cinco ciclos de análises consecutivos.

As condições operacionais da fase 1 do sistema podem ser observadas na Tabela 11.

Tabela 11 - Condições operacionais da fase1

Parâmetros	Valor	Unidade
Vazão	1,5	L/d
TAH ¹	0,023	m ³ /m ² .d
TAV ²	0,073	m ³ /m ³ .d
Carga do N-NH ₃ afluente ³	0,10 - 0,13	gN-NH ₃ /d
CSA ⁴	1,8	gN-NH ₃ /m ² .d
CVA ⁵	5,8	gN-NH ₃ /m ³ .d
TDH ⁶	13	D
Período de intermitência	55	min
Duração	75	d

¹TAH: taxa de aplicação hidráulica; TAV: taxa de aplicação volumétrica; ³Faixa de variação da carga de nitrogênio amoniacal afluente ao sistema; ⁴CSA: carga superficial aplicada do nitrogênio amoniacal afluente; ⁵CVA: carga volumétrica aplicada do nitrogênio amoniacal afluente; ⁶ TDH: tempo de detenção hidráulica.

4.4.2 Fase 2

A fase 2 teve por finalidade avaliar a influência da gramínea *Brachiaria humidicola* sp. na remoção do nitrogênio amoniacal do lixiviado. Nessa etapa, portanto, iniciou a operação do sistema com plantas. Uma unidade de tratamento era cultivada com a gramínea *Brachiaria humidicola* (WC) e a outra permanecia sem o vegetal (WS).

Houve, também, nessa fase, o aumento da vazão e do tempo de intermitência para que houvesse melhorias na distribuição do afluente. As condições operacionais da fase 1 são observadas na Tabela 12.

Tabela 12 - Condições operacionais da fase 2

Parâmetros	Valor	Unidade
Vazão	4	L/d
TAH ¹	0,06	m ³ /m ² .d
TAV ²	0,194	m ³ /m ³ .d
Carga do N-NH ₃ afluente ³	0,34 - 0,42	gN-NH ₃ /d
CSA ⁴	5,7	gN-NH ₃ /m ² .d
CVA ⁵	18	gN-NH ₃ /m ³ .d
TDH ⁶	5,2	D
Período de intermitência	90	min
Duração	66	D

¹TAH: taxa de aplicação hidráulica; TAV: taxa de aplicação volumétrica; ³Faixa de variação da carga de nitrogênio amoniacal afluente ao sistema; ⁴CSA: carga superficial aplicada do nitrogênio amoniacal afluente; ⁵CVA: carga volumétrica aplicada do nitrogênio amoniacal afluente; ⁶ TDH: tempo de detenção hidráulica.

4.4.3 Fase 3

A finalidade da fase 3 foi avaliar a influência da recirculação do efluente tratado de um WC cultivado com *Brachiaria humidicola* sp. sobre a remoção do nitrogênio amoniacal. A fase 3, portanto, se caracterizou pela adoção da recirculação do efluente final.

O tratamento da presente etapa, por sua vez, foi realizado com um afluente numa proporção volumétrica de 50% do lixiviado diluído e 50% do efluente recirculado (razão de 1:1). As condições operacionais da etapa do sistema são mostradas na Tabela 13.

Tabela 13 - Condições operacionais da fase 3

Parâmetros	Valor	Unidade
Vazão	4	L/d
TAH ¹	0,06	m ³ /m ² .d
CVA ²	0,194	m ³ /m ³ .d
Carga do N-NH ₃ afluente ³	0,22 - 0,26	gN-NH ₃ /d
CSA ⁴	3,5	gN-NH ₃ /m ² .d
CVA ⁵	12	gN-NH ₃ /m ³ .d
TDH ⁶	5,2	d
Período de intermitência	90	min
Duração	40	d

¹TAH: taxa de aplicação hidráulica; TAV: taxa de aplicação volumétrica; ³Faixa de variação da carga de nitrogênio amoniacal afluente ao sistema; ⁴CSA: carga superficial aplicada do nitrogênio amoniacal afluente; ⁵CVA: carga volumétrica aplicada do nitrogênio amoniacal afluente; ⁶ TDH: tempo de detenção hidráulica.

4.5 Monitoramento dos sistemas

O início da operação do sistema ocorreu no dia 13 de maio de 2015. A partir dessa data, iniciou-se, também, o monitoramento do sistema por meio de coleta de amostras simples do afluente e efluente da unidade experimental. As coletas foram realizadas duas vezes por semana, no período matutino, às 9 horas, por meio de um recipiente destinado a reservar o efluente tratado.

Uma vez coletadas, as amostras foram transportadas para o Laboratório de Resíduos Sólidos e Efluentes – LABRE da Escola Politécnica da UFBA, onde foram analisadas. O desempenho do sistema de tratamento foi avaliado por meio dos parâmetros descritos na Tabela 14. As análises foram realizadas segundo o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. (APHA, AWWA, WEF, 2012).

Tabela 14 - Parâmetros investigados na pesquisa e métodos utilizados

Parâmetro	Metodologia	Princípio do Método
pH	4500 H+ B	Método Eletrométrico
Temperatura	2550 B	Leitura direta com termômetro de mercúrio
Alcalinidade	2320 B	Método titulométrico com pHmetro através da adição de ácido sulfúrico
Carbono orgânico total	4500-O G	Método de combustão em alta temperatura
Sólidos em suspensão	2540 D	Gravimétrico até peso constante
Fósforo solúvel	4500-P E	Método do ácido ascórbico
Nitrogênio amoniacal	4500-NH ₃ C	Método de destilação seguido de titulação
Nitrogênio total kjeldahl	4500-N _{org} .B	Método Kjeldahl
Nitrito	4500-NO ₂ ⁻ B	Método colorimétrico
Nitrato	4500-NO ₃ ⁻ D	Método Eletrodo Íon Seletivo

Fonte: APHA, AWWA, WEF, 2012.

Após a obtenção dos dados por meio das análises laboratoriais, os mesmos foram submetidos à análise estatística descritiva e inferencial. Como os dados obtidos apresentaram em alguns momentos distribuição normal e outros não, foram aplicados o teste de Mann-Whitney para os dados não paramétricos e o teste T-student para os paramétricos, em nível de 5% de significância.

Esses testes comparam pares de amostras por meio de hipóteses, de modo a verificar se duas populações apresentaram, significativamente, a mesma média (T-student) ou mediana (Mann-Whitney) da população. Dessa forma, foram

comparados os desempenhos alcançados entre as unidades experimentais (WC e WS). A partir desses procedimentos, foi observada a influência da gramínea no desempenho do sistema em relação aos nutrientes removidos.

Foi realizado, também, o teste estatístico de correlação, isso é, um teste que mede associação entre duas populações por meio de um coeficiente de correlação (r). Foram comparados os parâmetros nitrogênio amoniacal e alcalinidade e a Taxa de Remoção Volumétrica (TRV) do Nitrogênio amoniacal e o COT.

O teste de correlação se fez necessário, devido à possibilidade de indicar se a remoção do nitrogênio amoniacal ocorreu, principalmente, via nitrificação e se houve influência da degradação da matéria orgânica sobre a remoção do nitrogênio amoniacal. Como o nitrogênio amoniacal, a alcalinidade e o COT apresentaram dados normalmente distribuídos, aplicou-se o teste de correlação de Pearson. A correlação, portanto, foi calculada por meio do “r” de Pearson com um nível de significância de 5%.

Com relação à eficiência de remoção dos parâmetros avaliados no sistema, os cálculos foram realizados considerando que o sistema não operava em regime permanente de vazão, isto é, a vazão de entrada foi diferente da vazão de saída. Isso ocorre devido existência da precipitação e evapotranspiração. As Equações 27 e 28 mostram o cálculo da eficiência de remoção dos poluentes com base na carga aplicada.

$$\text{Eficiência (\%)} = \frac{Ca_{af} - Ca_{ef}}{Ca_{af}} \times 100, \text{ ou} \quad (\text{Equação 27})$$

$$\text{Eficiência (\%)} = \frac{Co_{af} \times Q_{af} - Co_{ef} \times Q_{ef}}{Co_{af} \times Q_{af}} \times 100, \quad (\text{Equação 28})$$

onde, Ca_{af} é a carga afluente (g/d); Ca_{ef} , a carga efluente (g/d); Co_{af} a concentração afluente (mg/L); Co_{ef} concentração efluente (mg/L); Q_{af} vazão afluente (L/d); Q_{ef} vazão efluente (L/d).

Por meio dos dados de vazão e concentração obtidos, foram realizados, também, os cálculos da (TRV), como mostra a Equação 29.

$$\text{TRV} = \frac{Co_{af} \times Q_{af} - Co_{ef} \times Q_{ef}}{Vu / T_e}, \quad (\text{Equação 29})$$

onde, Co_{af} é a concentração afluente (mg/L); Co_{ef} a concentração efluente (mg/L); Q_{af} a vazão afluente (L/d); Q_{ef} a vazão efluente (L/d); Vu o volume útil (L) e Te o tempo (d).

Ressalta-se que na fase 1 não foi realizada a medição da vazão efluente ao sistema. Por esse motivo, foi considerada a mesma vazão de entrada e de saída do sistema para os cálculos de eficiência.

Monitoraram-se, também, as condições ambientais às quais o experimento foi exposto. Dentre os parâmetros avaliados, a umidade relativa do ar foi obtida no local do experimento durante os dias de coleta das amostras para análise laboratoriais. O equipamento utilizado para a obtenção dos dados foi o humidímetro.

Devido a ocorrência de precipitação e evapotranspiração, foi realizado, também, o balanço hídrico, que é a diferença entre essas duas variáveis. O cálculo foi utilizado para verificar a variação da concentração dos poluentes do afluente ao sistema, após os eventos climáticos.

A evapotranspiração do afluente ao tratamento foi calculada por meio dos valores da temperatura do ar, que foram obtidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Foram adotados, assim, dois métodos de determinação: para as áreas vegetadas (WC), e nas áreas não vegetadas. Para o WC foi utilizada a fórmula de Blaney e Criddle, como mostra a Equação 30:

$$E = (t - 5,0T)pk , \quad \text{(Equação 30)}$$

onde, E é evapotranspiração (mm); t a temperatura média mensal (°C); T a temperatura média anual (°C); p a percentagem de horas diurnas do mês sobre o total de horas diurnas do ano; k o coeficiente empírico mensal, que depende da cultura, do mês e da região. O valor é tabelado de acordo com o cultivo. Como a *Brachiaria humidicula* é uma gramínea comumente encontrado em pastos, foi adotado o valor de 0,75.

A evapotranspiração para as áreas superficiais não vegetadas foi adotada o método de Thornthwaite de acordo com a Equação 31:

$$Ev = \left(\frac{10t}{I} \right)^a , \quad \text{Equação 31}$$

onde, Ev é a evapotranspiração potencial não ajustada (cm); t a temperatura média mensal (°C); I um índice de calor, correspondente à soma de 12 índices mensais do ano estudado (Equação 32) e a é um expoente calculado conforme mostra a Equação 33.

$$I = \sum_1^{12} i, \quad (\text{Equação 32})$$

onde,

$$i = \left(\frac{t}{5}\right)^{1,514},$$

sendo que,

$$a = 0,675 \cdot 10^{-6} I^3 - 0,771 \cdot 10^{-4} I^2 + 1,792 \cdot 10^{-2} I + 0,49. \quad (\text{Equação 33})$$

Os dados da precipitação foram obtidos a partir do Centro de Monitoramento e Alerta de Desastres Naturais (Cemaden), pois, as informações apresentadas eram atualizadas em diversos momentos ao longo do dia, além de possuir um posto pluviométrico próximo ao experimento, na própria Escola Politécnica da UFBA.

Para transformar o volume precipitado e volume evaporado na vazão acrescida ou diminuída do afluente ao sistema, inicialmente foi medida às áreas superficiais susceptíveis às chuvas e logo em seguida, determinado o período entre o descarte do efluente final e sua coleta para análise laboratorial. Esses valores foram aplicados na Equação 34:

$$Q = \frac{As \times h}{T} \quad (\text{Equação 34})$$

onde, Q é a vazão precipitada ou evaporada (L/d); As a área superficial (m²); h a precipitação ou evapotranspiração (m); T o tempo entre descarte e coleta do efluente final (d). Logo em seguida, foi realizado o cálculo de diluição do afluente, obtendo uma concentração corrigida após os eventos climáticos, como mostra a Equação 35.

$$\text{Concentração corrigida} = \frac{Co_{af} \times Q_{af}}{Q_{af} + (Q_p - Q_e)}, \quad (\text{Equação 35})$$

onde Co_{af} é a concentração afluyente da variável a ser corrigida (mg/L); Qaf a vazão afluyente (L/d); Qp a vazão precipitada (L/d) e Qe a vazão evaporada (L/d).

O monitoramento das gramíneas no sistema WC, por sua vez, foi realizado por meio da metodologia semelhante a que foi utilizada por Gerdes *et al.* (2000), Van Raij *et al.* (2001) e Cunha *et al.* (2012). As plantas foram avaliadas a partir do início da primeira fase do experimento, na qual ocorreu a poda na altura de 15 cm de altura do colo da planta para quantificar a produtividade e verificar determinadas características agrônômicas e morfológicas.

Durante o desenvolvimento da gramínea foi realizada, semanalmente, a medição da altura do relvado e a determinação do número de folhas. A poda da planta ocorreu ao final das etapas 1 e 2 do experimento. O corte foi feito na altura de 15 cm com tesoura de poda, visando avaliar a massa fresca e massa seca. O material verde colhido foi pesado e, assim, determinada a massa fresca, e logo em seguida, foi colocada na estufa a 70°C para secagem por 72h. Após secagem, as amostras foram novamente pesadas, para determinação da matéria seca. Ao final do experimento, foi realizada a medição do comprimento das raízes das plantas.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Desempenho do Sistema na Fase 1

Os resultados dos cálculos de estatística descritiva e inferencial realizados na fase 1 da pesquisa são mostrados na Tabela 15.

Constata-se, por meio dos resultados apresentados, que os valores das variáveis monitoradas no efluente dos dois *wetlands* não apresentaram grandes diferenças. Isso se confirma ao aplicar testes estatísticos que mostram que as unidades não possuem diferenças significativas ao nível de 5% de significância. A semelhança entre os dados se deve ao fato que os dois sistemas apresentam as mesmas configurações e condições ambientais que favorecem o fornecimento de oxigênio e desenvolvimento de micro-organismos.

Verificou-se, também, que o monitoramento dos dois *wetlands* construídos apresentou resultados que mostram redução do valor do pH e alcalinidade, redução das concentrações de nitrogênio total e nitrogênio amoniacal. Ademais, observou-se a ocorrência de nitrificação, por meio, da detecção de nitrito e nitrato no efluente final.

Tabela 15 - Concentração dos parâmetros físico-químicos analisados na fase 1 do sistema

Parâmetros	LD ¹				WS1 ²				WS2 ³				P-valor ⁴
	Faixa de variação	Média	Desv. Pad.	N ⁵	Faixa de variação	Média	Desv. Pad.	N ⁵	Faixa de variação	Média	Desv. Pad.	N ⁵	
Temperatura (°C)	26 - 28	27	1	18	26 - 28	27	1	18	26 - 28	27	1	18	0,829
pH	7,9 - 8,5	8,1	0,2	18	6,4 - 7,7	7,0	0,5	18	6,2 - 7,6	7,0	0,5	18	0,546
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	340 - 461	414	38	18	4 - 160	59	52	18	3 - 142	58	42	18	0,912
NTK (mg N/L)	17 - 99	56	26	16	6 - 43	18	11	16	4 - 36	18	10	16	0,829
N-Amoniacal (mg N-NH ₃ /L)	15 - 88	49	22	16	1 - 33	12	10	16	1 - 28	14	8	16	0,776
Nitrito (mg N-NO ₂ ⁻ /L)	0 - 0	0	0	10	0 - 1	0	0	10	0 - 1	0	0	10	0,570
Nitrato (mg N-NO ₃ ⁻ /L)	0 - 3	1	1	7	7 - 42	26	12	7	4 - 38	21	11	7	0,156

LD¹ = lixiviado diluído afluente; WS1² = efluente do *wetland* construído sem plantas 1; WS2³ = efluente do *wetland* construído sem plantas 2; P-valor⁴ = p-valor do teste estatístico de comparação entre o WS1 e WS2 ao nível de 5% de significância; N⁵ = número de análises realizadas

5.1.1 Temperatura, pH e alcalinidade

Os parâmetros abióticos, temperatura e pH, apresentaram valores médios afluentes e efluentes com baixas variações nas unidades avaliadas. A exceção ocorreu com a alcalinidade, que apresentou maiores variações ao longo do experimento.

O comportamento dos valores obtidos com os parâmetros temperatura, pH e alcalinidade ao longo do tempo de operação do sistema pode ser observado na Figura 27.

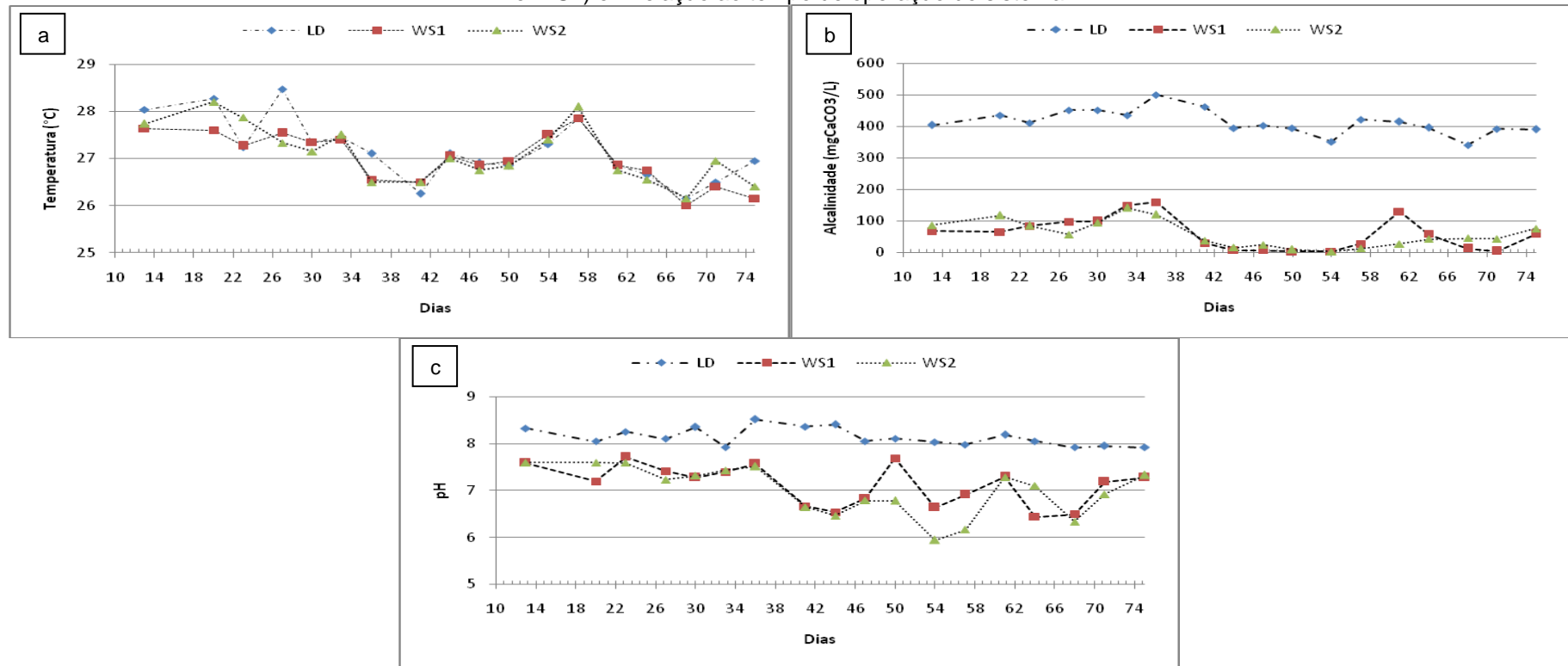
A temperatura do afluente e efluente dos WS variou entre 26 e 28 °C, como mostra a Figura 27a. Essas variações, por sua vez, foram decorrentes de fatores exógenos, como a temperatura do ar, pois tanto o afluente, como o efluente apresentaram os mesmos comportamentos. As faixas de temperatura apresentadas encontram-se na faixa adequada para a ocorrência de processos biológicos que é entre 25 e 35°C (ILIES e MAVINIC, 2001; METCALF e EDDY, 2003; WISZNIOSKI *et al.*, 2006).

A Figura 27b, por sua vez, mostra que a alcalinidade apresentou menores valores a partir do dia 42, provavelmente devido a maior nitrificação decorrente da adaptação dos micro-organismos nitrificantes, uma vez que, o processo libera íons de hidrogênio.

As maiores variações dos valores do pH, também, ocorreram a partir do dia 42 como mostra a Figura 27c. Isso decorreu da menor alcalinidade do período e da liberação dos íons de hidrogênio pelo processo de nitrificação.

É importante ressaltar que os valores encontrados no efluente dos WS atenderam ao padrão de lançamento preconizado na legislação ambiental vigente (Resolução CONAMA 430/2011). A temperatura ficou abaixo dos 40°C e o pH dentro da faixa entre 5 e 9.

Figura 27 - Temperatura (a), pH (b) e alcalinidade (c) do lixiviado diluído afluente (LD) e do efluente das unidades de wetlands construídos sem palntas (WS1 e WS2) em relação ao tempo de operação do sistema



Fonte: próprio autor

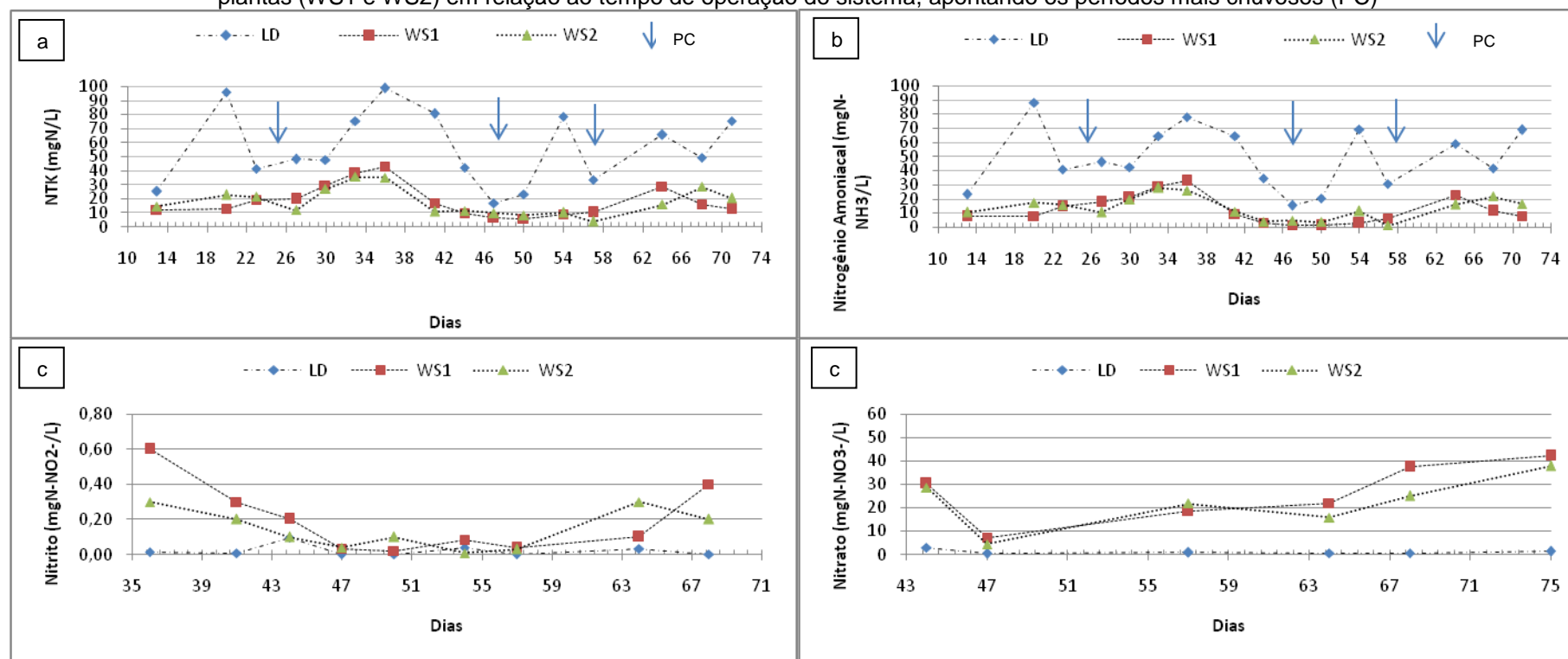
5.1.2 Desempenho do WS na remoção de nutrientes

Os resultados obtidos apontam a remoção das concentrações de NTK e nitrogênio amoniacal por meio da ocorrência da nitrificação do LD afluente, uma vez que, é notável o aumento das concentrações de nitrito e nitrato nos efluentes do WS1 e WS2.

A ocorrência dessas reações de nitrificação se deve, principalmente, à disponibilidade natural de oxigênio para os micro-organismos nitrificantes, que é permitida pela configuração do sistema: alimentação intermitente, meio suporte composto de brita nº1 e fundo falso, além de uma TAH e TAV favoráveis de 0,023 m³/m²d e 0,073 m³/m³d, respectivamente,.

O comportamento da concentração do nitrogênio amoniacal, NTK, nitrito e nitrato são mostrados na Figura 28.

Figura 28 - Concentração do NTK (a), nitrogênio amoniacal (b), nitrito (c) e nitrato (d) no lixiviado diluído (LD) e nas unidades de *wetland* construído sem plantas (WS1 e WS2) em relação ao tempo de operação do sistema, apontando os períodos mais chuvosos (PC)



Fonte: próprio autor

Constata-se na Figura 28b, que apesar de haver uma padronização da concentração do nitrogênio amoniacal do LD em 100 mgN-NH₃/L, ocorreram oscilações da concentração do parâmetro, variando numa faixa entre 15 e 88 mgN-NH₃/L. Isso ocorreu, principalmente, devido a elevada precipitação nesse período avaliado, causando diluição no LD.

O comportamento dos valores encontrados na Figura 27 e Figura 28 mostra que o nitrito e nitrato no efluente, pode ser relacionado com o NTK, nitrogênio amoniacal, pH e alcalinidade. Durante a nitrificação há um consumo de alcalinidade e redução do valor do pH. Como consequência do processo, ocorre a redução das concentrações do NTK e do nitrogênio amoniacal e aumento das concentrações do nitrito e nitrato. Todas essas características foram registradas na presente fase do experimento. Comportamentos semelhantes, também foram identificados nas pesquisas desenvolvidas por Lavrova e Koumanova (2010) e Akinbile *et al.* (2012) que avaliaram WC de fluxo vertical e horizontal, respectivamente.

Por meio do cálculo estequimétrico, durante a nitrificação há uma relação entre alcalinidade consumida e o nitrogênio amoniacal oxidado de 7,14 mgCaCO₃/mgN-NH₃. Contudo, nessa fase do experimento, ocorreu uma relação inferior ao mínimo estequimétrico, com 5,1±1,4 mgCaCO₃/mgN-NH₃ no WS1 e 5,5±2,2 mgCaCO₃/mgN-NH₃ no WS2. Esses valores, por sua vez, não foram limitantes ao desempenho do sistema, uma vez que, houve elevadas remoções de nitrogênio amoniacal e os efluentes apresentaram consideráveis concentrações de alcalinidade, em uma relação de 4,9±2,1 mgCaCO₃/mgN-NH₃ para o WS1 e 4,6±2,5 mgCaCO₃/mgN-NH₃ para o WS2.

Nos dias 34 e 37, subsequente a um evento pluviométrico intenso, a concentração efluente de nitrogênio amoniacal e o NTK apresentaram valores elevados. Isso pode ter ocorrido, após parte do biofilme ter sido removido do meio suporte e transportado com o efluente. Nos dias posteriores, houve, porém, uma redução gradativa das concentrações dos parâmetros, mesmo com baixas precipitações. Isso pode ter ocorrido devido à recuperação do biofilme.

Com relação à legislação vigente, o sistema apresentou desempenho adequado quanto à remoção do nitrogênio amoniacal, pois, em 75% das amostras dos efluentes do WS1 e 81% no WS2 as concentrações detectadas foram inferiores a 20 mgN-NH₃/L.

O fim da Fase 1 ocorreu quando as concentrações efluentes de nitrogênio amoniacal ficaram abaixo de 20 mgN-NH₃/L em cinco ciclos consecutivos de tratamento. Isso ocorreu entre os dias 41 e 54, porém, como durante esse período houve predominância de elevada precipitação, realizou-se mais quatro ciclos, de modo confirmar os valores apresentados.

Os valores das TRV para cada unidade de *wetland* construído avaliado na pesquisa encontram-se na Tabela 16.

Tabela 16 - Valores mínimos, médios e máximos das TRV para os WS na fase 1

Parâmetros	WS1 ¹					WS2 ²				
	Mín	Méd	Máx	Desv Pad	N ³	Mín	Méd	Máx	Desv Pad	N ³
NTK (gN-NTK/m ³ d)	3	4	7	1	16	3	4	7	1	16
N-NH ₃ (gN-NH ₃ /m ³ d)	4	6	8	1	16	2	4	6	1	16
Nitrito (gN-NO ₂ ⁻ /m ³ d)	0	0	0	0	10	0	0	0	3	10
Nitrato (gN-NO ₃ ⁻ /m ³ d)	0	0	0	1	7	0	0	0	1	7

WS1¹ = *wetland* construído sem pantas 1; WS2² = *wetland* construído sem plantas 2; N³ = número de dados analisados

Na pesquisa desenvolvida por Plentz (2014), por sua vez, foi utilizado um WC de fluxo horizontal com meio suporte de areia e brita, em escala de bancada e cultivado com *Typha spp* para o polimento de lixiviado. Foi observada uma TRV para o NTK dentro da faixa apresentada nesta fase do experimento, com 5 gN-NTK/m³d.

Yaculk e Ugurlu (2009) avaliaram um WC de fluxo vertical em escala de bancada, com o meio suporte de areia, zeólito e cascalho e cultivado com *Typha latifolia*. O sistema visava o tratamento de um lixiviado diluído com água de torneira para atingir concentrações inferiores a 150 mgN-NH₃/L. Os autores observaram uma CSA, CVA e TRV para o nitrogênio amoniacal respectivamente de 2,4 gN-NH₃/m²d, 1,1 gN-NH₃/m³d e 6,9 gN-NH₃/m³d.

Sanchez *et al* (2013) avaliaram seis unidades de WC de fluxo vertical em escala de bancada e alimentação em batelada. Desses sistemas, cinco eram cultivados com diferentes macrófitas e um sem cultivo. A CSA e CVA foram respectivamente de 0,93 gN-NH₃/m²d e 31 gN-NH₃/m³d. Os autores observaram uma TRV para o nitrogênio amoniacal entre 26 e 29 gN-NH₃/m³d para as unidades cultivadas, com destaque para o sistema cultivado com *Typha domingensis*, que apresentou a maior remoção. A unidade sem cultivo, porém, apresentou uma taxa menor, e semelhante com a da presente fase da pesquisa, com 6 gN-NH₃/m³d.

Em relação ao parâmetro de projeto, a TRV pode ser utilizada, também, para comparar com outros sistemas de tratamento, como lagoas de maturação e filtros percoladores aeróbios. A partir dos valores das taxas, é possível dimensionar o volume que esses sistemas ocupariam, como mostra a Tabela 17. Nesse sentido, adotou-se uma carga de nitrogênio amoniacal removida pelos sistemas de 100 gN-NH₃/d.

Tabela 17 - CSA, CVA e TRV da fase 1 desta pesquisa e de sistemas de lagoas de maturação e de filtro percolador aeróbio e o volume dimensionado para cada sistema, em detrimento de uma remoção de carga de nitrogênio amoniacal de 100 gN-NH₃/d

Sistema	Característica	Carga afluente (gN- NH ₃ /d)	CSA (gN- NH ₃ /m ²)	CVA (gN- NH ₃ /m ³)	TRV (gN- NH ₃ /m ³)	Volume dimensionado (m ³)	Autor
WS	*	0,1 - 0,13	1,8	5,8	5	20	Autoria própria
2 Lagoas de maturação em série	Lixiviado pré- tratado com uma lagoa anaeróbia; Escala piloto;	44	9	13	10	10	Gomes (2009)
Filtro percolador aeróbio	Tratamento Combinado: 1% de lixiviado e 99% de esgoto; Afluente combinado pré- tratado com reator UASB; Escala piloto;	48	270	140	79	1,3	Silva e Leite (2015)

*Sistema apresentado nesta fase do experimento

Ao comparar os sistemas apresentados na Tabela 17, a maior TRV para o nitrogênio amoniacal ocorre no tratamento com o filtro percolador aeróbio e a menor no WS desta fase do experimento. Portanto, o WS demandaria o maior volume de projeto dentre os sistemas apresentados para atingir uma mesma remoção de carga de nitrogênio amoniacal.

5.2 Desempenho do sistema na Fase 2

O delineamento experimental da Fase 2 visou verificar a influência do cultivo da *Brachiaria humidicula* sobre a remoção do nitrogênio amoniacal presente no lixiviado. Os resultados dos cálculos de estatística descritiva e inferencial para os parâmetros analisados na Fase 2 podem ser observados na Tabela 18.

Tabela 18 - Resultados dos parâmetros físico-químicos analisados durante a fase 2 da pesquisa

Parâmetros	Afluente ¹			WC ²			WS ³			PV ⁵
	Média	Desv Pad	N ⁴	Média	Desv Pad	N ⁴	Média	Desv Pad	N ⁴	
Temperatura (°C)	31	3	12	32	4	12	33	4	12	0,953
pH	7,9	0,3	13	7,9	0,5	13	8,0	0,5	13	0,783
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	498	96	13	118	55	13	120	59	13	0,832
SST (mgSST/L)	23	6	11	11	10	11	7	10	11	0,196
COT (mgCOT/L)	30	8	12	26	10	12	24	6	12	0,555
NT (mgN/L)	115	5	4	48	5	4	50	4	4	0,334
N-Amoniacal (mgN-NH ₃ /L)	95	8	13	18	5	13	21	6	13	0,209
Nitrito (mgN-NO ₂ ⁻ /L)	0	0	11	2,9	1	11	2,6	1	11	0,566
Nitrato (mgN-NO ₃ ⁻ /L)	0	0	12	27	15	12	26	10	12	0,950
P-Solúvel (mgP-PO ₄ ³⁻ /L)	0,53	0,46	11	0,18	0,39	11	0,32	0,40	11	0,017

Afluente¹ = lixiviado diluído afluente ao tratamento; WC² = efluente dos *wetlands* construídos; WS³ = efluente dos *wetlands* construídos sem plantas; N⁴ = número de análises realizadas; PV⁵ = p-valor do teste estatístico de comparação entre o WC e WS ao nível de 5% de significância.

Os resultados apresentados na Tabela 18, mostram que os WC e WS promoveram ganhos na remoção de poluentes presentes no lixiviado. Houve redução nas concentrações dos sólidos em suspensão totais, COT, nitrogênio amoniacal, NTK e fósforo solúvel.

O valor do pH, por sua vez, se comportou de forma semelhante entre os afluentes e efluentes tratados, mostrando poucas diferenças. As concentrações de nitrito e nitrato apresentaram comportamentos semelhantes, de modo que, pode-se confirmar a ocorrência de nitrificação no sistema.

O desempenho entre o WC e WS na remoção dos parâmetros de interesse não apresentou diferença significativa, apesar de os *wetlands* cultivados com a *Brachiaria humidicula* apresentarem melhores desempenhos na remoção de nutrientes. A exceção, porém, ocorreu na remoção das concentrações de fósforo solúvel. Isso pode ser explicado pela contribuição da gramínea na assimilação do nutriente, contudo, são necessários estudos mais aprofundados nesse sentido.

Alguns autores compararam o desempenho de *wetlands* construídos com cultivo vegetal e sem cultivo, na remoção de poluentes de lixiviados de aterro sanitário. Porém, ainda não há um consenso entre os trabalhos, pois, existem pesquisas que

concluem que os *wetlands* plantados possuem maiores remoções e outros que não mostram que existem diferenças significativas.

Barros (2013) comparou a macrófita *Typha domingensis* Pers com uma unidade sem cultivo em um WC de fluxo horizontal em escala de bancada no tratamento de lixiviado. A autora identificou melhor desempenho na unidade cultivada. Sanchez *et al* (2013), também, observaram melhor desempenho nos WC de fluxo vertical em escala de bancada, quando cultivados, ao comparar uma unidade sem cultivo com outras 5 plantadas com diferentes espécies: *Typha domingensis*, *Iris pseudacorus*, *Sagittaria montevidiense*, *Panicum elephantipes* e *Schoenoplectus californicus*.

Bialowiec *et al* (2012), porém, ao operar um WC de fluxo horizontal, não identificaram diferenças significativas entre a unidade não vegetada com outras duas cultivadas com *Phragmites australis* e *Salix viminalis burjatica*. A mesma conclusão foi obtida por Cano (2014) que avaliou um WC de fluxo horizontal em escala de bancada utilizando uma unidade sem plantas e outras três unidades cultivadas cada uma com as macrófitas *Heliconia psittacorum*, *Cyperus papyrus* e *Gynerium sagittatum*.

5.2.1 Temperatura, pH e Alcalinidade

Os resultados do monitoramento dos parâmetros temperatura, pH e alcalinidade durante a Fase 2 são mostrados na Tabela 19 para o afluente e efluente dos WC e WS do sistema.

Tabela 19 - Estatística descritiva aplicada aos parâmetros temperatura, pH e alcalinidade antes e após o tratamento com o WC e WS

Estatística/Parâmetro→	Afluente			WC			WS		
	Temp	pH	Alcal.	Temp	pH	Alcal.	Temp	pH	Alcal.
Número de dados	12	13	13	12	13	13	12	13	13
Mínimo	28	7,8	234	28	7,1	30	28	7,2	38
Média	31	7,9	498	32	7,9	118	33	8,0	123
Máximo	36	8,2	523	39	8,9	192	39	9,0	225
Desvio Padrão	3	0,3	96	4	0,5	55	4	0,5	59
Coef. de Variação	0,08	0,03	0,19	0,12	0,06	0,46	0,12	0,07	0,48

Constata-se que as unidades WC e WS não apresentaram grandes variações entre o afluente e efluente para o valor de pH. Comportamento semelhante, também, foi observado por Akinbile *et al.* (2012) em um tratamento de lixiviado com WC de fluxo

horizontal em escala de bancada. Os autores constataram uma redução no valor do pH de 8,4 para 7,4. Possivelmente, essa redução ocorreu devido à nitrificação, uma vez que, houve uma elevada remoção do nitrogênio amoniacal.

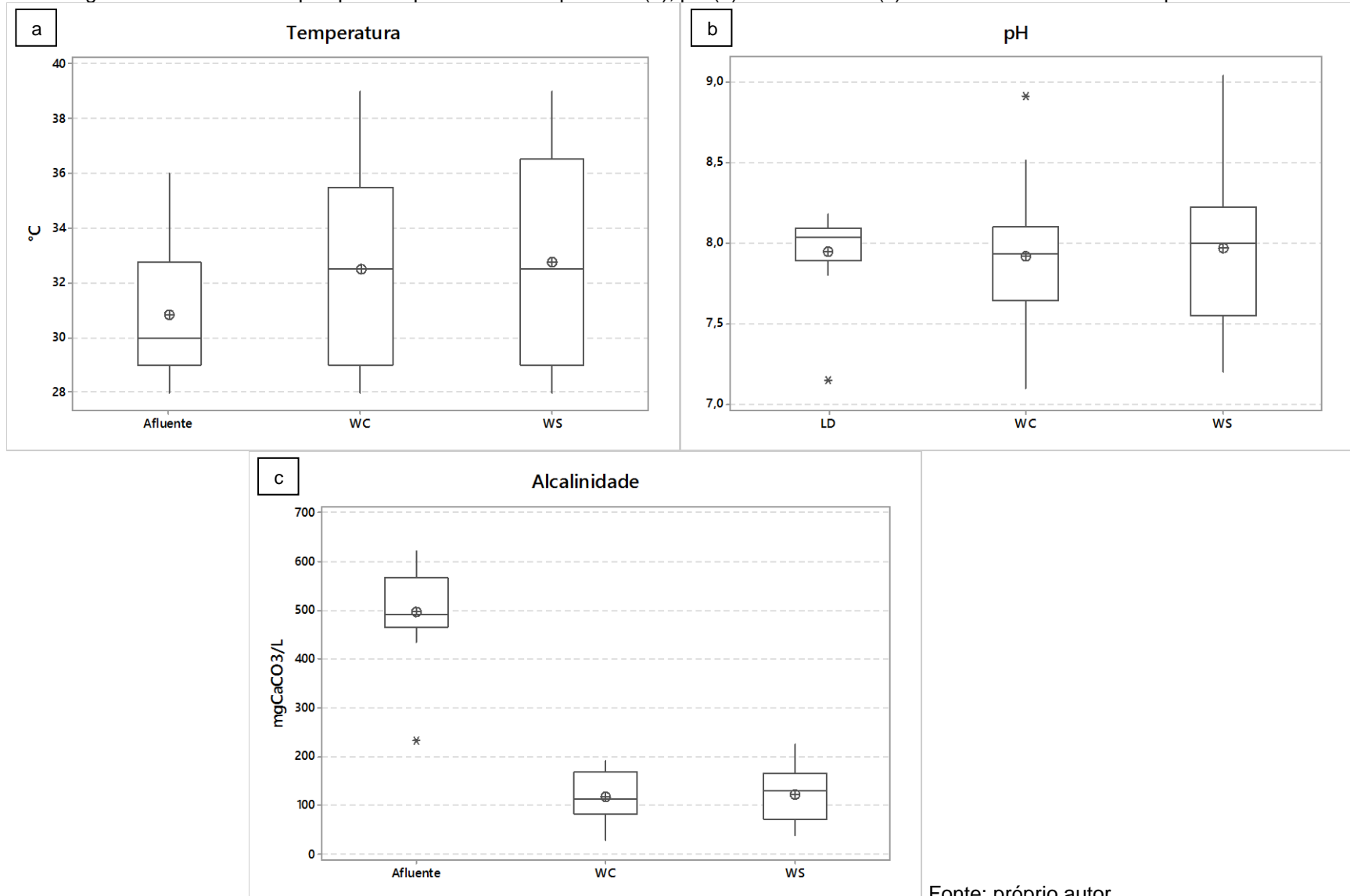
Alguns autores, porém, encontraram resultados que mostram pequenas elevações nos valores de pH dos efluentes do tratamento. Kadlec e Zamarthie (2010) observaram efluentes mais básicos após o tratamento, já Sanchez *et al.* (2013) constataram aumento do valor do pH para em torno da neutralidade.

As faixas de temperatura e o os valores de pH mostradas na Figura 29a e Figura 29b apresentaram, no WC e WS a faixa apropriada para a ocorrência de processos biológicos, sem caracterizar-se, portanto, como um fator limitante ao tratamento (ILIES e MAVINIC, 2001; METCALF e EDDY, 2003; WISZNIOSKI *et al.*, 2006).

Os valores de pH e temperatura apresentados atenderam, também, ao padrão de lançamento preconizado na legislação ambiental vigente, visto que o pH atingiu valores na faixa entre 5 e 9 e a temperatura ficou abaixo dos 40 °C.

Em relação à alcalinidade, a Figura 29c mostra que foi identificado um consumo semelhante entre o WC e WS de, respectivamente, 380 e 375 mgCaCO₃/L. O consumo existente decorreu das reações de nitrificação do nitrogênio amoniacal.

Figura 29 - Gráficos box-plot para os parâmetros temperatura (a), pH (b) e alcalinidade (c) nos efluentes do WC e WS para a Fase 2



Fonte: próprio autor

5.2.2 Desempenho na remoção de sólidos em suspensão totais

Os resultados relativos aos sólidos em suspensão totais (SST) são mostrados na Tabela 20 para o afluente e efluente dos WC e WS do sistema.

Tabela 20 - Estatística descritiva aplicada ao parâmetro SST no afluente e efluente do WC e WS.

Estatística	Afluente	WC	WS
Número de dados	11	11	11
Mínimo (mg/L)	13	1	3
Média (mg/L)	23	11	17
Máximo (mg/L)	28	27	34
Desvio Padrão (mg/L)	6	10	10
Coef. de Variação	0,27	0,90	0,06

Em determinados momentos não houve remoção das concentrações de SST, ocorrendo maiores concentrações de sólidos nos efluentes do tratamento em relação ao afluente. Isso ocorreu devido ao elevado desenvolvimento de biomassa no meio suporte que foi removida para o efluente final.

Nesse sentido, como a legislação vigente restringe o lançamento dos sólidos no meio ambiente, seria necessária uma unidade instalada à jusante do WC que promova a remoção dos sólidos, como um decantador secundário.

5.2.3 Desempenho da remoção de nutrientes e matéria orgânica

Os resultados relativos ao desempenho do sistema em relação à remoção da matéria orgânica são mostrados na Tabela 21 por meio da variável COT no afluente e efluente dos WC e WS.

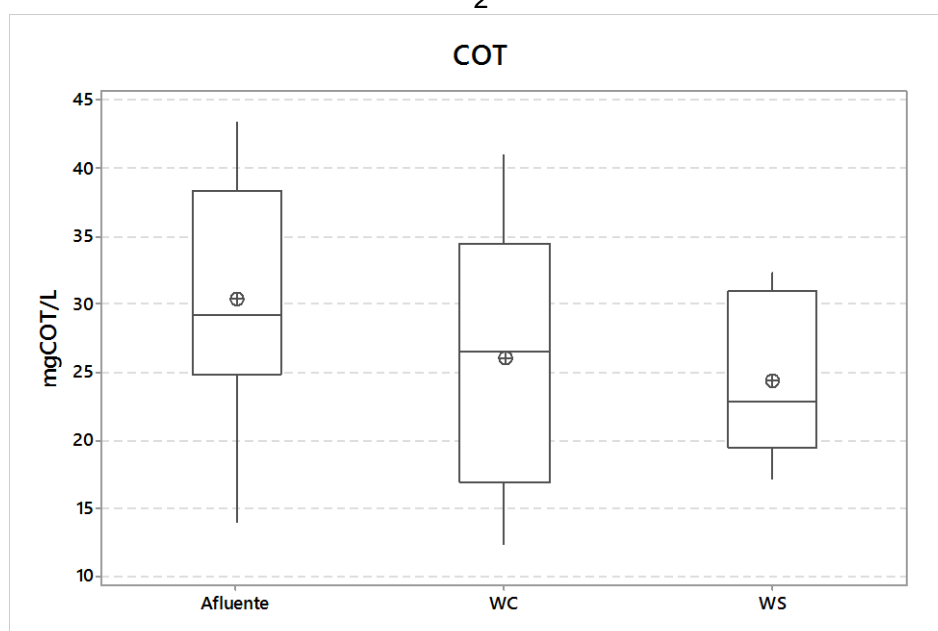
Tabela 21 - Estatística descritiva aplicada ao COT no afluente e efluente ao tratamento com o WC e WS

Estatística	Afluente	WC	WS
Número de dados	12	12	12
Mínimo (mg/L)	14	12	17
Média (mg/L)	30	26	24
Máximo (mg/L)	43	41	32
Desvio Padrão (mg/L)	8	10	6
Coef. de Variação	0,27	0,38	0,25

Foi possível constatar uma redução nas concentrações do COT no WC e WS, contudo, sem diferença estatística entre as unidades (p -valor de 0,555). O cultivo da *Brachiaria humidicola*, portanto, não mostrou melhorias significativas na remoção da matéria orgânica no WC.

As remoções da matéria orgânica, por sua vez, não foram elevadas durante a Fase 2, como mostra a Figura 30. A TRV e eficiência de remoção para a variável foram de 1,0 gCOT/m³d e 19% para o WC e 2,0 gCOT/m³d e 21% no WS, respectivamente. Possivelmente, a reduzida remoção deveu-se ao caráter recalcitrante da matéria orgânica presente no lixiviado.

Figura 30 - Gráfico box-plot para a concentração do COT no afluente e efluente do WC e WS na Fase 2



Fonte: o autor

Vymazal (2009), também, identificou resultados semelhantes na remoção da matéria orgânica. O autor avaliou os resultados de pesquisas com tratamento de diferentes tipos de águas residuárias em WC. Foi verificado que para o lixiviado de aterro sanitário, o valor médio da eficiência de remoção não superava 25%.

Os resultados relativos a remoção do nitrogênio (NT, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato) são mostrados na Tabela 22 para o afluente e efluente dos WC e WS do sistema.

Tabela 22 - Estatística descritiva aplicada ao NT, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato no afluente e efluente ao tratamento com o WC e WS

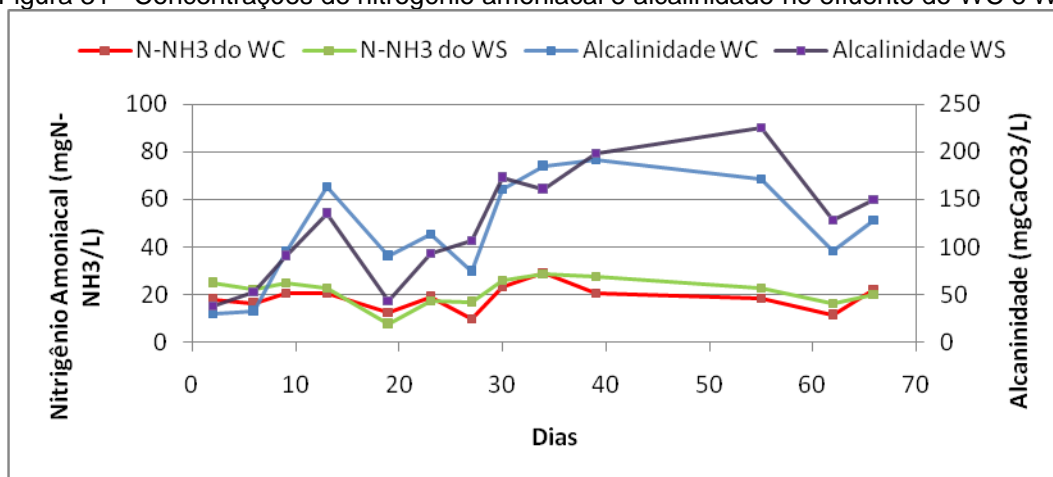
Estatística ↓ / Parâmetro →	Afluente				WC				WS			
	NT	NH ₃	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NT	NH ₃	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NT	NH ₃	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻
Núm. de dados	4	13	11	12	4	13	11	12	4	13	11	12
Mínimo (mgN/L)	109	85	0	0	41	10	1	6	46	7	1	10
Média (mgN/L)	115	95	0	0	48	18	2,9	27	50	21	2,6	27
Máximo (mgN/L)	121	106	0,2	0	53	29	5	59	55	29	5	41
Desvio Padrão (mgN/L)	5	8	0	0	5	5	1	15	4	6	1	10
Coeficiente de Variação	0,04	0,08	1,88	0	0,04	0,29	0,49	0,55	0,07	0,27	0,52	0,39

Os resultados mostram que relação entre a alcalinidade consumida e o nitrogênio removido, por sua vez, foi inferior ao mínimo definido pela estequiometria, faixa entre 3,34 e 5,95 mgCaCO₃/mgN-NH₃ para o WC e entre 3,61 e 6,15 mgCaCO₃/mgN-NH₃ para o WS. Esses valores não foram limitantes ao desempenho do sistema, uma vez que, no efluente das unidades experimentais houve uma relação entre 2,01 e 9,41 mgCaCO₃/mgN-NH₃ no WC e entre 2,38 e 9,86 mgCaCO₃/mgN-NH₃ no WS.

Foi possível verificar, também, que as concentrações de nitrogênio amoniacal variaram de acordo com a alcalinidade no efluente. A constatação foi realizada, por meio do teste de correlação de *Pearson*. Foram identificadas fortes correlações para a unidade WC ($r= 0,67$; $p= 0,033$), porém, no WS não houve correlação significativa ($p= 0,076$), apesar de se obter um coeficiente com correlação moderada (0,59).

Essas correlações indicam que quanto menores as concentrações de nitrogênio amoniacal efluentes, maior o consumo de alcalinidade devido ao processo de nitrificação, como mostra a Figura 31.

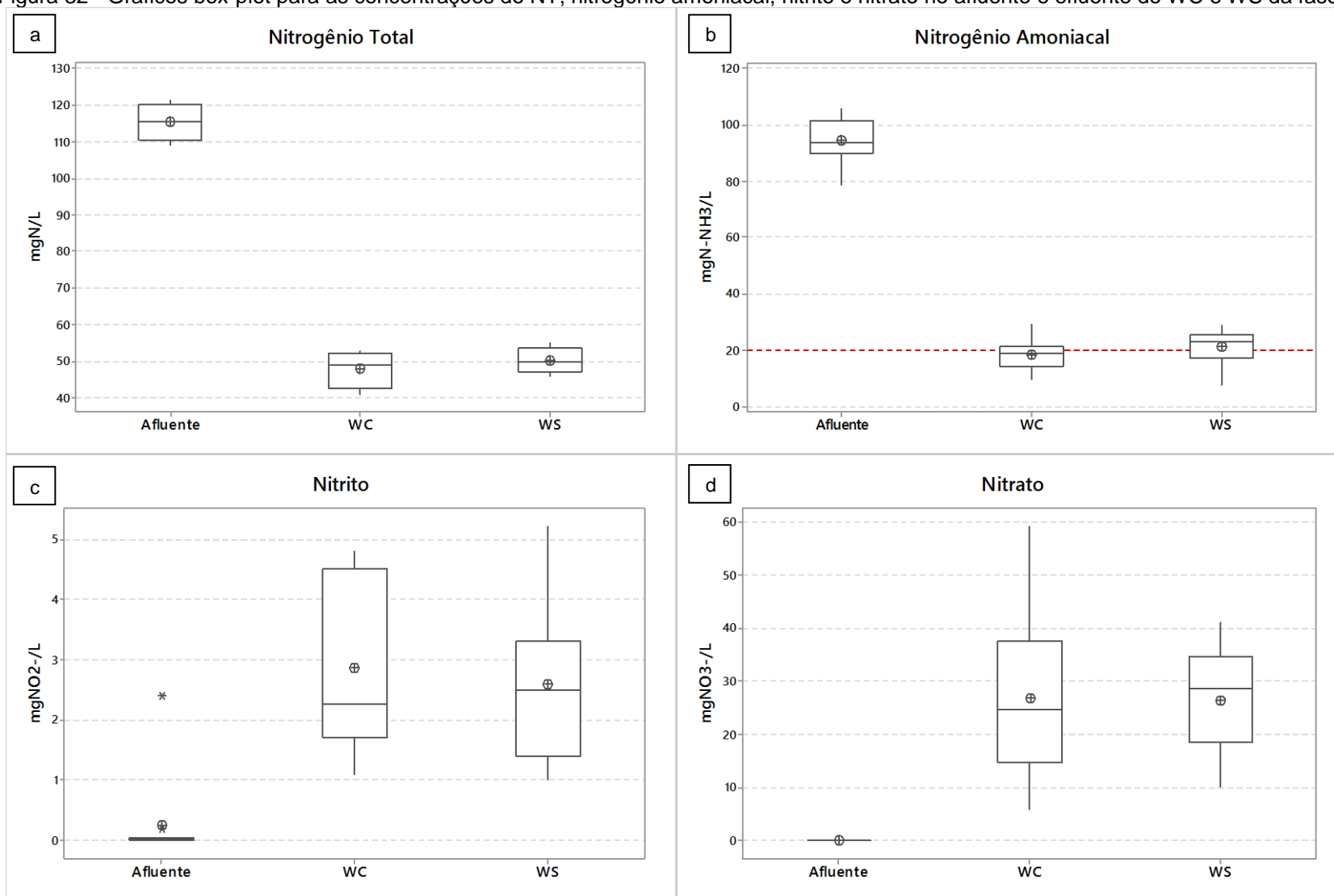
Figura 31 - Concentrações de nitrogênio amoniacal e alcalinidade no efluente do WC e WS



Fonte: o autor

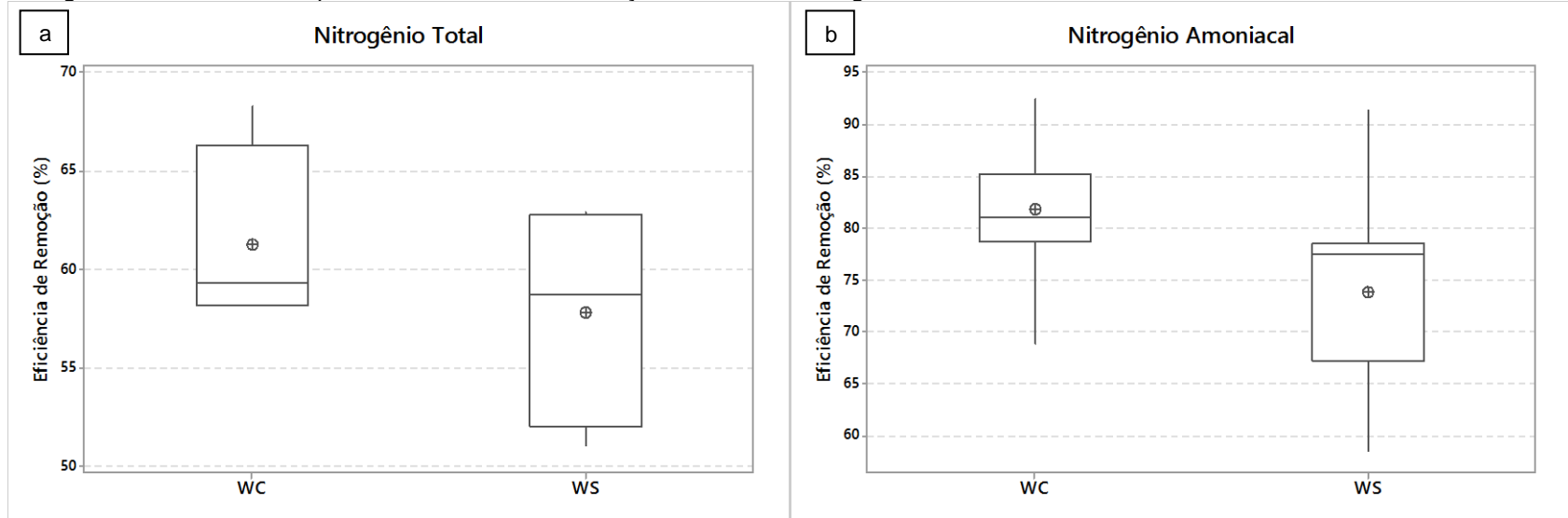
Os gráficos de box-plot das concentrações efluentes e das eficiências de remoção do nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato são mostradas na Figura 32 e Figura 33, respectivamente.

Figura 32 - Graficos box-plot para as concentrações do NT, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato no afluente e efluente do WC e WS da fase 2



Fonte: o autor

Figura 33 - Gráficos box-plot das eficiências de remoção do NT e do nitrogênio amoniacal no afluente e efluente do WC e WS da fase 2



Fonte: o autor

Ao se comparar os resultados da Fase 1 com a Fase 2, é possível observar na Figura 32 e Figura 33 uma melhora no desempenho do sistema. Esses ganhos foram possíveis devido às melhorias adotadas, como no aprimoramento do sistema de distribuição que reduziu o curto circuito hidráulico no meio suporte e o plantio da gramínea *Brachiaria humidicola*, além do biofilme se apresentar mais desenvolvido.

O valor da TRV do nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato para o WC e WS encontram-se na Tabela 23.

Tabela 23 - TRV mínima, média e máxima dos WC e WS do nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato na fase 2

Parâmetros	WC					WS				
	Mín	Méd	Máx	Desv. Pad	N ¹	Mín	Méd	Máx	Desv. Pad	N ¹
NT (gN-NT/m ³ d)	12	14	16	2	4	11	13	15	2	4
N-NH ₃ (gN-NH ₃ /m ³ d)	12	15	18	2	13	13	15	17	1	13
Nitrito (gN-NO ₂ ⁻ /m ³ d)	0	0	0	0	11	0	0	0	0	11
Nitrato (gN-NO ₃ ⁻ /m ³ d)	0	0	0	2	12	0	0	0	2	12

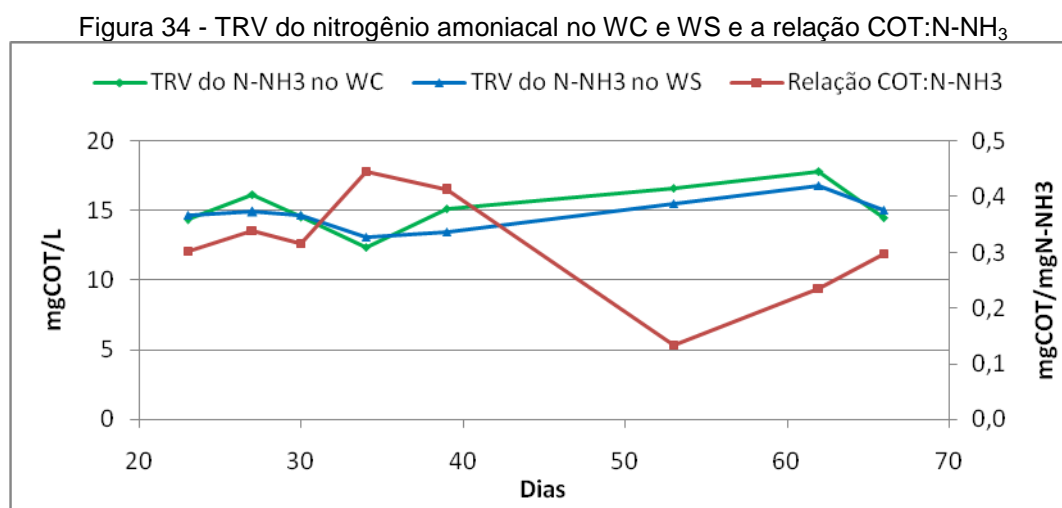
N¹ = número de dados analisados

Os resultados podem ser comparados com outros autores que, também trataram lixiviados com WC. Na pesquisa realizada por Yaculk e Ugurlu (2009) foi avaliado um WC de fluxo vertical em escala de bancada, com o meio suporte de areia, zeólita e cascalho e cultivado com *Typha latifolia*, visando o tratamento lixiviado diluído em concentrações inferiores a 150 mgN-NH₃/L de nitrogênio amoniacal. Os autores observaram uma CSA, CVA e TRV para o nitrogênio amoniacal de 2,4 gN-NH₃/m²d, 1,1.gN-NH₃/m³d e 6,9 gN-NH₃/m³d, respectivamente. A TRV, portanto apresentou valor inferior ao da presente pesquisa, indicando menor remoção em detrimento do volume ocupado.

Sanchez *et al* (2013) avaliaram seis unidades de WC de fluxo vertical em escala de bancada com alimentação em bateladas. Desses sistemas, cinco eram cultivadas com diferentes macrófitas e um sem cultivo. A CSA e CVA identificadas foram respectivamente de 0,93 gN-NH₃/m³d e 31 gN-NH₃/m³d. Os autores observaram uma TRV para o nitrogênio amoniacal entre 26 e 29 gN-NH₃/m³d para as unidades cultivadas, com destaque para o sistema cultivado com *Typha domingensis*, que apresentou a maior remoção. A unidade sem cultivo, por sua vez, diferente da Fase 2 da presente da pesquisa, apresentou uma taxa menor do que as cultivadas, com 6 gN-NH₃/m³d.

Na pesquisa desenvolvida por Cano (2014), foram avaliadas quatro unidades de WC de fluxo horizontal cultivado com diferentes macrófitas, sendo uma sem cultivo. O sistema foi construído em escala de bancada com meio suporte composto por pedrisco, visando o tratamento de lixiviado diluído (20% de lixiviado e 80% de água). O autor identificou a CSA e CVA para o nitrogênio total respectivamente de 2,5 gN-NTm²d e 52 gN-NT/m³d. A TRV, por sua vez variou entre 3 e 7 gNT/m³d, sendo a menor taxa sem cultivo e a maior cultivada com *Heliconia psittacorum*. As remoções observadas, porém, foram inferiores a apresentada nessa pesquisa.

O processo de nitrificação, por sua vez, pode ser influenciado, também, pelas concentrações de matéria orgânica presentes no afluente. Segundo Metcalf e Eddy (2003) isso ocorre porque as bactérias heterotróficas que utilizam a matéria orgânica como substrato competem com as nitrificantes por espaço e oxigênio, já que essas possuem uma taxa de crescimento mais lenta que as heterotróficas. Nesse sentido, quanto maior a quantidade de matéria orgânica em relação ao nitrogênio será mais prejudicial ao processo de nitrificação. A Figura 34 mostra o comportamento do TRV do nitrogênio amoniacal no WC e WS e a relação COT:N-NH₃ afluente.



Fonte: o autor

Ao observar a Figura 34, constata-se que há um comportamento inverso entre a TRV do nitrogênio amoniacal no WC e WS e a relação COT:N-NH₃. Nos momentos em que a relação COT:N-NH₃ foi mais elevada, registraram-se quedas de remoção de N-NH₃. Esse comportamento foi confirmado pelo teste de correlação de Pearson, por meio do qual identificou-se uma forte correlação negativa entre os valores apresentados, tanto para o WC ($r = -0,809$; $p = 0,026$), como para o WS ($r = -0,984$; $p =$

0,003). Ressalta-se que os dados da relação COT:N-NH₃ são limitados, não permitindo tirar conclusões definitivas. Por conta disso, as afirmações observadas são feitas por meio da avaliação de uma provável tendência.

A influência da nitrificação em relação à presença da matéria orgânica, também foi notada por Ding *et al.* (2012) ao avaliar um WC de fluxo horizontal cultivado com *Canna indica* no tratamento de um efluente sintético, variando a relação DQO:N-NH₃ entre 0 e 9 mgO₂/mgN-NH₃. Os autores verificaram uma menor remoção do nitrogênio amoniacal com o aumento do valor da relação DQO:N-NH₃ devido a competição entre os micro-organismos autótrofos e heterotróficos pelo oxigênio.

Uma relação entre a remoção do nitrogênio amoniacal e os diferentes períodos de crescimento vegetal, por sua vez, não foi observada, pois, as concentrações no efluente final não variaram ao longo do desenvolvimento da gramínea. Segundo a IWA (2000) e Salati (2003), apesar da remoção do nitrogênio amoniacal por assimilação vegetal ocorrer com maior ênfase no período em que o crescimento é mais intenso, como após as podas do vegetal, a importância ainda é pequena comparada aos processos microbiológicos e físicos.

Por outro lado, Costa (2013) utilizou um WC de fluxo horizontal subsuperficial cultivado com a macrófita *Typha sp.* (Taboa) para remoção de poluentes. A autora observou maiores remoções de nitrogênio durante as fases de maior crescimento vegetativo. O destaque ocorreu no início do desenvolvimento das plantas, quando houve maior remoção do parâmetro.

A nitrificação, por sua vez, apresentou um desempenho adequado na medida em que as concentrações de nitrato no efluente variaram numa faixa entre 6 a 59 mgN-NO₃⁻/L para o WC e 10 a 41 mgN-NO₃⁻/L para o WS.

Os resultados mostram que a eficiência de remoção do fósforo solúvel foi maior no WC em relação ao WS, com diferenças significativas entre as unidades (p-valor de 0,017). Esses resultados indicam que a gramínea *Brachiaria humidicola* pode ter influenciado na remoção do parâmetro. Porém, essa constatação necessita de estudos mais aprofundados.

Os resultados relativos ao fósforo solúvel são mostrados na Tabela 24 para o afluente e efluente dos WC e WS do sistema.

Tabela 24 - Estatística descritiva aplicada ao parâmetro fósforo solúvel no afluente e efluente ao tratamento com o WC e WS

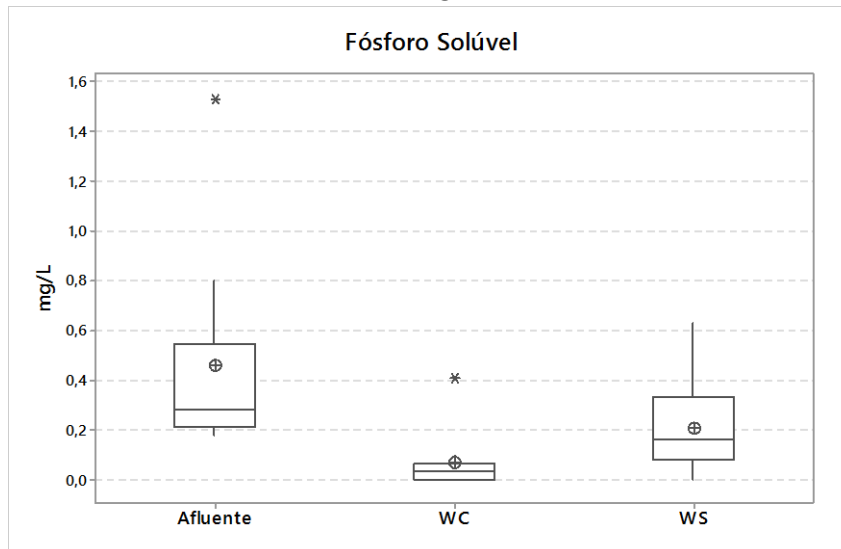
Estatística	Afluente	WC	WS
Número de dados	11	11	11
Mínimo (mg/L)	0,2	0,0	0,0
Média (mg/L)	0,5	0,1	0,2
Máximo (mg/L)	1,5	1,3	0,6
Desvio Padrão (mg/L)	0,5	0,12	0,2
Coef. de Variação	0,87	1,81	0,88

A necessidade da assimilação do fósforo pela *Brachiaria humidicola* pode ser explicada por Cetato *et al.* (2004). Segundo o autor, o nutriente é importante no desenvolvimento do sistema radicular e no perfilhamento das gramíneas, uma vez que sua deficiência limitaria sua capacidade produtiva. Na pesquisa realizada com a gramínea *Brachiaria brizantha*, por sua vez, o autor verificou que a aplicação de quantidades crescentes de nitrogênio (até 600 kg.ha⁻¹) proporcionou incremento nos teores de fósforo na planta.

As TRV, por sua vez apresentaram para o WC e WS, respectivamente de 0,04 e 0,03 gP-PO₄³⁻/m³d. Confirmando, portanto, a maior remoção existente para o WC na presente fase.

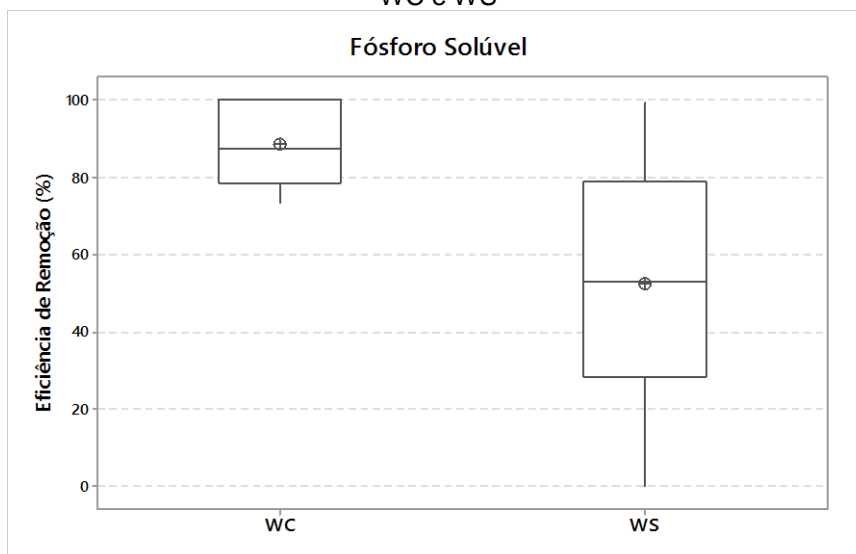
Essa diferença entre as duas unidades experimentais são mostradas, também, nos gráficos de box-plot das concentrações dos efluentes e das eficiências de remoção do fósforo solúvel na Figura 35 e Figura 36, respectivamente.

Figura 35 - Gráficos box-plot para as concentrações de fósforo solúvel no afluente e efluente do WC e WS



Fonte: o autor

Figura 36 - Gráficos box-plot das eficiências de remoção do fósforo solúvel no afluente e efluente do WC e WS



Fonte: o autor

Diversos autores, também avaliaram o fósforo solúvel em WC, como na pesquisa realizada por Yalcuk e Ugurlu (2009) que utilizaram um WC de fluxo vertical em escala de bancada, com o meio suporte de areia, zeólito e cascalho e cultivado com *Typha latifolia*, visando o tratamento lixiviado diluído em concentrações inferiores a 150 mgN-NH₃/L de nitrogênio amoniacal. Os autores observaram uma TRV para o fósforo solúvel de 0,14 gP-PO₄³⁻/m³d. O autor obteve eficiência remoção entre 30 e 83% do parâmetro.

Assim como na presente fase da pesquisa, Menon e Holland (2013) avaliaram a remoção de fósforo solúvel em unidades de WC cultivados e uma unidade sem

cultivo. Os autores verificaram que as unidades plantadas apresentaram maior remoção do parâmetro, com destaque para a macrófita *Juncus effusus* que obteve uma eficiência de 79 e 83% no primeiro e segundo ano de pesquisa, respectivamente. Na unidade não plantada, portanto, as remoções foram menores, entre 66 e 72%.

A TRV pode ser utilizada, também, para comparar os *wetlands* com outros sistemas de tratamento, como lagoas de maturação e filtro percolador aeróbio. Para o dimensionamento do volume, a partir dessa taxa, adotou-se uma carga de nitrogênio amoniacal removida pelos sistemas de 100 gN-NH₃/d, como mostra a Tabela 25.

Tabela 25 - CSA, CVA e TRV da fase 2 desta pesquisa e de sistemas de lagoas de maturação e de filtro percolador aeróbio e o volume dimensionado para cada sistema, em detrimento de uma remoção de carga de nitrogênio amoniacal de 100 gN-NH₃/d

Sistema	Característica	Carga afluente (gN- NH ₃ /d)	CSA (gN- NH ₃ /m ²)	CVA (kgN- NH ₃ /m ³)	TRV (gN- NH ₃ /m ³)	Volume dimensionado (m ³)	Autor
WC	*	0,34 - 0,42	5,7	18	15	6,7	Autoria própria
2 Lagoas de maturação em série	Lixiviado pré- tratado com uma lagoa anaeróbia; Q = 200L/d; Escala: piloto; Volume total: 14,6 m ³ ; Área total: 20,9 m ² ; Tratamento Combinado: 1% de lixiviado e 99% de esgoto; Afluente combinado, pré- tratado com reator UASB; Escala: piloto; Meio suporte: brita n°19; Volume: 0,035 m ³ ; Área:0,01767m ² .	44	9	13	10	10,0	Gomes (2009)
Filtro percolador aeróbio	Lixiviado pré- tratado com reator UASB; Escala: piloto; Meio suporte: brita n°19; Volume: 0,035 m ³ ; Área:0,01767m ² .	4,8	270	140	79	1,3	Silva e Leite (2015)

*Sistema apresentado na presente fase do experimento

Ao observar a Tabela 25, foi possível identificar melhorias em relação à Fase 1. Essa constatação é resultado dos melhores desempenhos, principalmente, em relação à remoção do nitrogênio amoniacal. Isso pode ser atribuído ao cultivo da gramínea *Brachiaria humidicola* e aos aprimoramentos no sistema de distribuição.

O volume ocupado, por sua vez, ainda representou uma limitação para aplicação da tecnologia. Porém, devem, também, ser considerados outros fatores que possam torná-la viável, como a disponibilidade e custo de terrenos pela região a ser implantada, custo de implantação e os baixos custos de manutenção.

5.3 Desempenho do sistema na Fase 3

O delineamento experimental da Fase 3 visou verificar a influência da estratégia de recirculação do efluente tratado no WC de fluxo vertical cultivado com *Brachiaria humidicola* na remoção do nitrogênio presente no lixiviado. Os resultados dos cálculos de estatística descritiva para os parâmetros analisados são mostrados na Tabela 26.

Tabela 26 - Resultados dos parâmetros físico-químicos analisados durante a fase 3 da pesquisa

Parâmetros	Afluente ¹			WC ²			WS ³			PV ⁵
	Média	Desv Pad	N ⁴	Média	Desv Pad	N ⁴	Média	Desv Pad	N ⁴	
Temperatura (°C)	31	4	10	34	5	10	34	5	10	0,998
pH	8,1	0,2	10	7,5	0,6	10	7,8	0,4	10	0,163
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	333	25	10	77	56	10	97	57	10	0,447
SST (mgSST/L)	16	7	10	10	7	10	10	8	10	0,950
COT	39	8	10	33	8	10	37	11	10	0,366
NT (mg N/L)	65	4	10	38	10	10	41	10	10	0,496
N-Amoniacal (mg N-NH ₃ /L)	58	3	10	11	5	10	15	6	10	0,880
Nitrito (mg N-NO ₂ ⁻ /L)	1	1	10	2	1	10	2	1	10	0,810
Nitrato (mg N-NO ₃ ⁻ /L)	9	4	10	20	11	10	19	11	10	0,768
P-Solúvel (mg P-PO ₄ ³⁻ /L)	0,27	0,17	10	0,00	0,00	10	0,00	0,00	10	NA ⁶

Afluente¹ = lixiviado diluído + recirculado dos *wetlands*; WC² = *wetland* construído; WS³ = *wetland* construído sem plantas; N⁴ = número de análises realizadas; PV⁵ = p-valor do teste estatístico de comparação entre o WC e WS ao nível de 5% de significância; NA⁶ = Não aplicável, pois, o valor da concentração do fósforo solúvel no WC e WS foram iguais a 0, não sendo possível aplicar o teste estatístico

Os resultados, apresentados na Tabela 26, mostram que os efluentes do WC e WS não apresentaram diferenças estatísticas. Contudo, promoveram redução nas concentrações dos sólidos em suspensão totais, COT, nitrogênio amoniacal, NTK e fósforo solúvel quando comparados aos resultados obtidos na Fase 2. Houve, também a redução do valor do pH e elevação das concentrações de nitrito e nitrato.

Esses resultados evidenciam que a recirculação do efluente promove ganhos em termos na redução das concentrações dos poluentes no efluente final. Essas

melhorias são obtidas por meio da redução das concentrações dos poluentes no afluente, ocasionado pela recirculação existente.

Apesar das melhorias identificadas, principalmente, nas concentrações efluentes do nitrogênio amoniacal e fósforo, a comparação entre as fases da pesquisa não é apropriada, pois o biofilme do meio suporte e a gramínea se encontram em estágios de desenvolvimento diferentes, estando, na presente fase, mais adaptados às condições do tratamento.

5.3.1 Temperatura, pH e Alcalinidade

Os resultados dos parâmetros temperatura, pH e alcalinidade são mostrados na Tabela 27 para o afluente e efluente dos WC e WS do sistema.

Tabela 27 - Estatística descritiva aplicada aos parâmetros temperatura, pH e alcalinidade antes e após o tratamento com o WC e WS na fase 3

Estatística\Parâmetro→	Afluente*			WC			WS		
	Temp	pH	Alcal.	Temp	pH	Alcal.	Temp	pH	Alcal.
Número de dados	10	10	10	10	10	10	10	10	10
Mínimo	24	7,9	291	26	6,5	9	25	7,3	31
Média	31	8,1	333	34	7,5	74	34	7,8	97
Máximo	36	8,4	368	38	8,3	167	39	8,3	206
Desvio Padrão	4	0,2	25	5	0,6	56	5	0,4	57
Coef. de Variação	0,14	0,02	0,07	0,14	0,09	0,72	0,14	0,05	0,59

O valor do pH, apresentou redução dos valores nas duas unidades de tratamento, principalmente, no WC. Essa variação deveu-se à maior redução da alcalinidade e liberação dos íons de hidrogênio durante a nitrificação (Figura 37c).

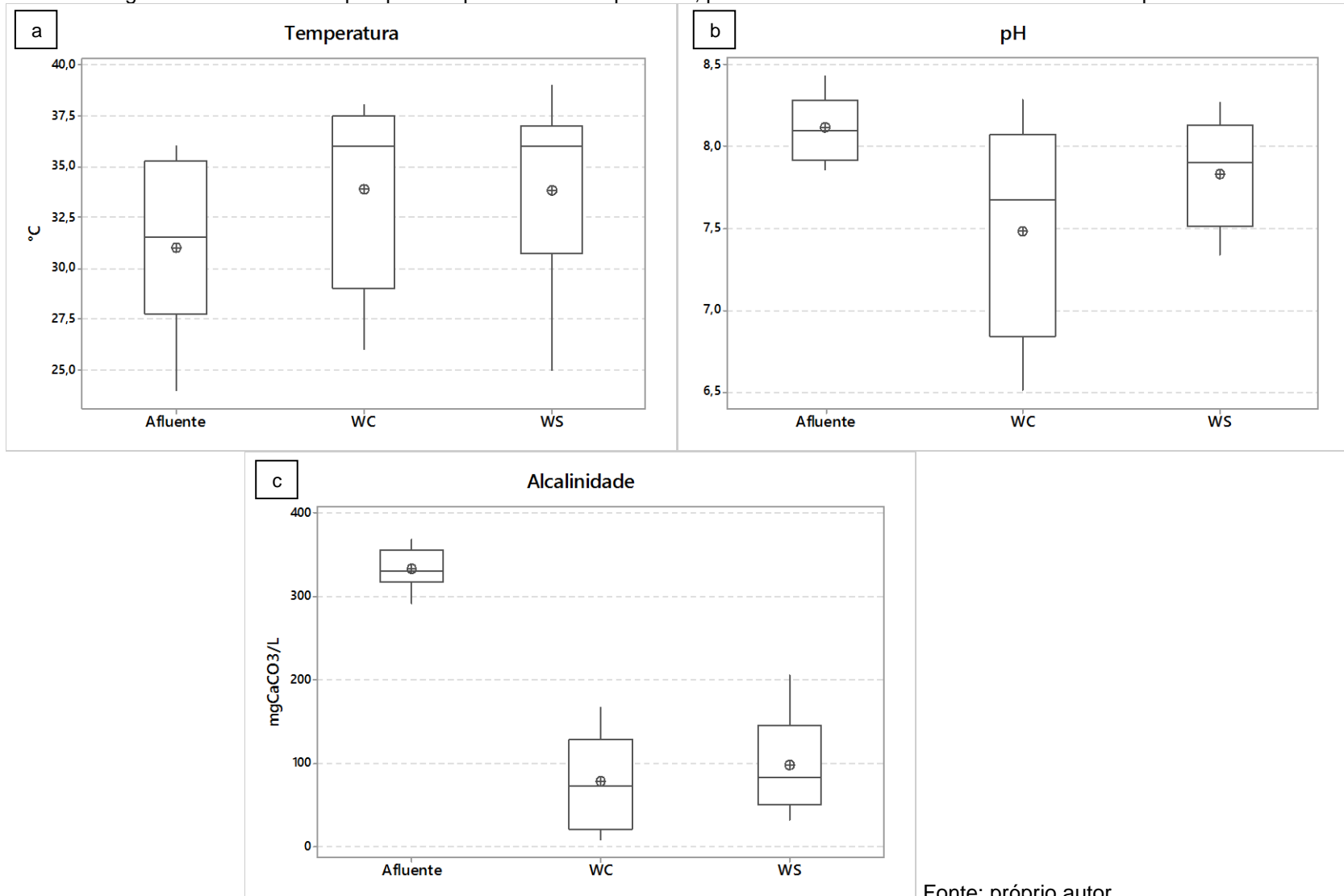
Comportamento semelhante, também, foi observado por Akinbile *et al.* (2012) em um tratamento de lixiviado com WC de fluxo horizontal em escala de bancada operando com recirculação. Os autores constataram uma redução no valor do pH de 8,4 para 7,4. Possivelmente, essa redução ocorreu devido à nitrificação, uma vez que, houve uma elevada remoção do nitrogênio amoniacal.

A temperatura e os valores de pH se apresentaram, na faixa apropriada para a ocorrência de processos biológicos nos *wetlands* construídos, sem caracterizar, portanto, fator limitante ao tratamento (ILIES e MAVINIC, 2001; METCALF e EDDY, 2003; WISZNIOSKI *et al.*, 2006). É importante ressaltar, também, que os parâmetros

atenderam ao padrão de lançamento preconizado na legislação ambiental vigente, visto que o pH atingiu valores na faixa entre 5 e 9 e a temperatura ficou abaixo dos 40 °C, como mostra a Figura 37a e Figura 37b.

Os gráficos de box-plot dos parâmetros apresentados são apresentados na Figura 37.

Figura 37 - Gráficos box-plot para os parâmetros temperatura, pH e alcalinidade nos efluentes do WC e WS para fase 3



Fonte: próprio autor

5.3.2 Desempenho da remoção de sólidos em suspensão totais

Os resultados relativos à remoção de sólidos em suspensão totais (SST) são mostrados na Tabela 28 para o afluente e efluente dos WC e WS do sistema.

Tabela 28 - Estatística descritiva aplicada ao parâmetro SST no afluente e efluente ao tratamento com o WC e WS

Estatística	Afluente	WC	WS
Número de dados	10	10	10
Mínimo (mg/L)	6	2	1
Média (mg/L)	16	10	10
Máximo (mg/L)	32	24	28
Desvio Padrão (mg/L)	7	7	8
Coef. de Variação	0,41	0,69	0,80

Os resultados obtidos para o parâmetro SST mostram que houve oscilações nas concentrações efluentes do parâmetro. Foram apresentadas remoções máximas com 96% e em determinados momentos remoções nulas. Essas variações foram causadas pela produção de biofilme no meio suporte, que eram, eventualmente, removidas para o efluente final, diminuindo a eficiência de remoção dos SST.

5.3.3 Desempenho da remoção de nutrientes e matéria orgânica

Os resultados relativos ao desempenho do sistema em relação à remoção da matéria orgânica são mostrados na Tabela 29 por meio da variável COT no afluente e efluente dos WC e WS.

Tabela 29 - Estatística descritiva aplicada ao COT no afluente e efluente ao tratamento com o WC e WS

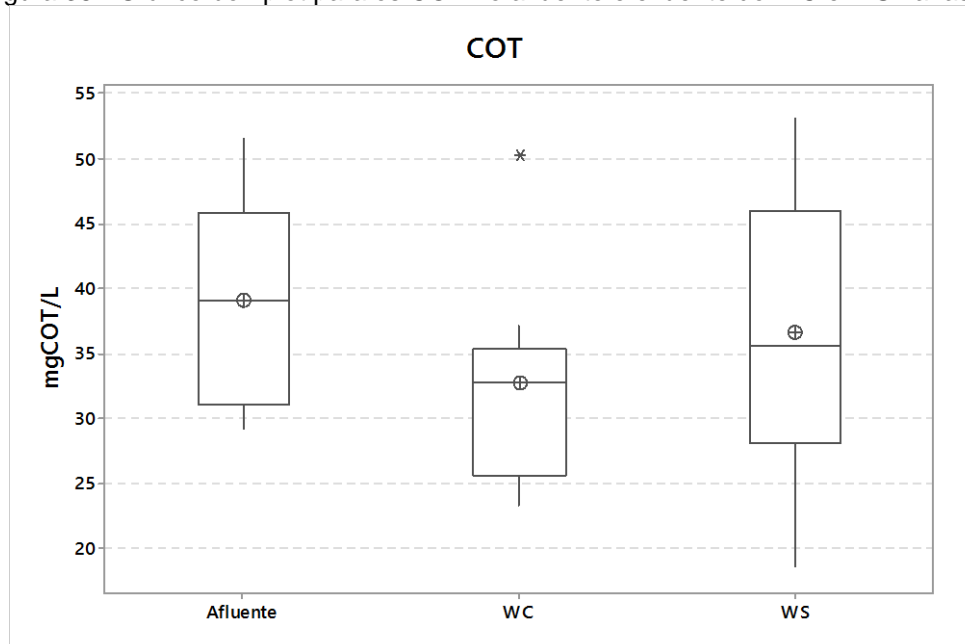
Estatística	Afluente	WC	WS
Número de dados	10	10	10
Mínimo (mg/L)	29	23	19
Média (mg/L)	39	33	37
Máximo (mg/L)	52	50	53
Desvio Padrão (mg/L)	8	8	11
Coef. de Variação	0,21	0,24	0,30

Foi possível observar uma redução nas concentrações do COT no WC e WS, contudo, sem diferença estatística entre as unidades (p-valor de 0,366). Não foi

possível, também, identificar um melhor desempenho de remoção desse parâmetro em relação à fase anterior.

A TRV e eficiência de remoção para a variável foi de 2,0 gCOT/m³d e 25% para o WC e 1,0 gCOT/m³d e 13% no WS, respectivamente. O desempenho do sistema na remoção, portanto, foi limitado (Figura 38). Isso corrobora a constatação da natureza recalcitrante da matéria orgânica do lixiviado. A mesma constatação foi relatada por Cano (2014) ao avaliar um WC de fluxo horizontal operado com recirculação do efluente no tratamento de lixiviado de aterro sanitário diluído (20% de lixiviado e 80% de água de torneira). O autor verificou uma eficiência de remoção de 21% de de DQO em uma unidade cultivada com *Cyperus papyrus*.

Figura 38 - Gráfico box-plot para os COT no afluente e efluente do WC e WS na fase 3



Fonte: o autor

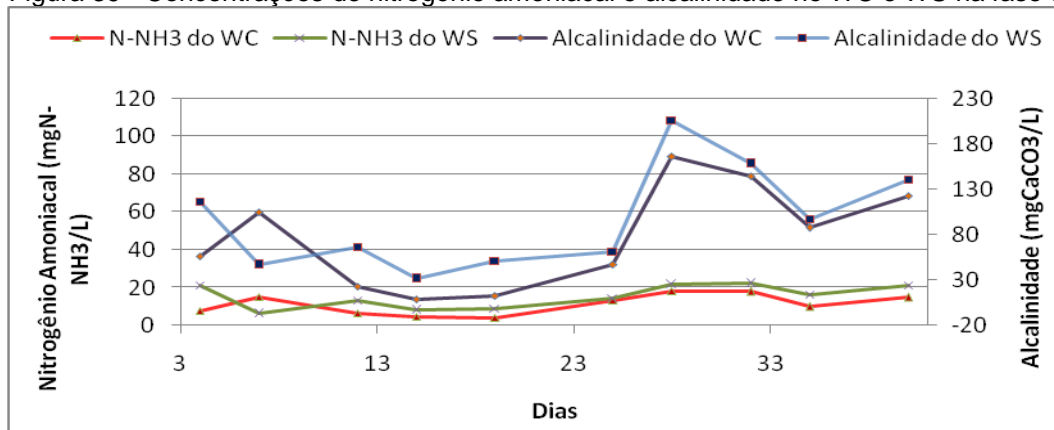
Os resultados relativos à remoção das diferentes formas de nitrogênio (NT, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato) são mostrados na Tabela 30 para o afluente e efluente dos WC e WS.

Tabela 30 - Estatística descritiva aplicada ao NT, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato no afluente e efluente ao tratamento com o WC e WS

Estatística ↓ / Parâmetro →	Afluente				WC				WS			
	NT	NH ₃	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NT	NH ₃	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NT	NH ₃	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻
Núm. de dados	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
Mínimo (mgN/L)	57	54	1	6	18	4	1	5	18	6	1	3
Média (mgN/L)	65	58	1	9	38	11	2	21	41	15	2	19
Máximo (mgN/L)	72	64	3	18	50	18	3	43	51	22	4	38
Desvio Padrão (mgN/L)	4	3	1	4	8	5	1	11	10	6	1	11
Coef. de Variação	0,06	0,05	0,60	0,48	0,51	0,45	0,48	0,54	0,24	0,39	0,44	0,59

Os resultados mostraram que a estratégia de recirculação permitiu o alcance de concentrações efluentes do nitrogênio amoniacal abaixo de 20 mgN-NH₃/L no WC. Esse valor é o máximo estabelecido pela legislação pertinente para disposição de efluentes em corpos receptores. O comportamento da alcalinidade em relação ao nitrogênio pode ser observado na Figura 39.

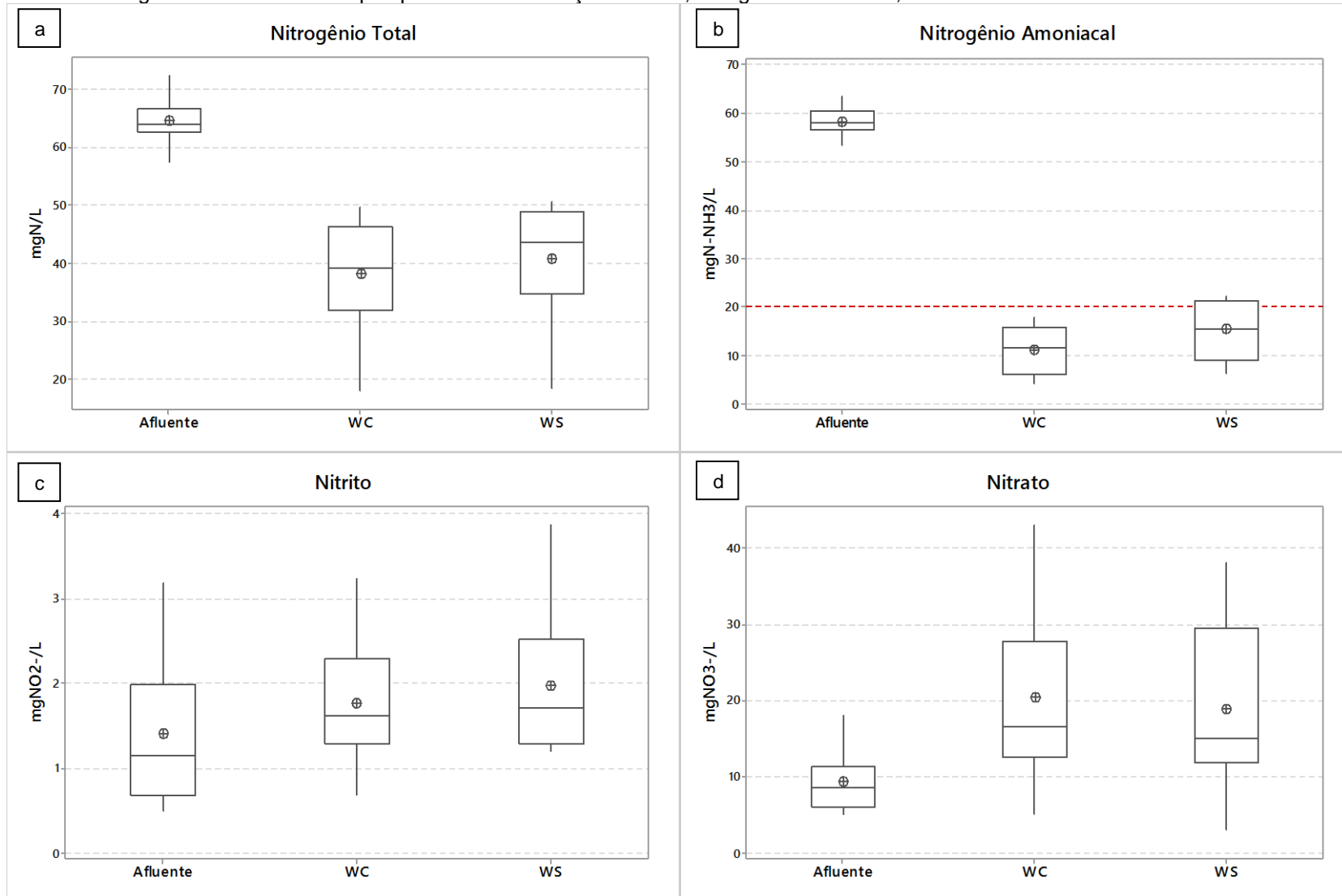
Figura 39 - Concentrações de nitrogênio amoniacal e alcalinidade no WC e WS na fase 3



Fonte: o autor

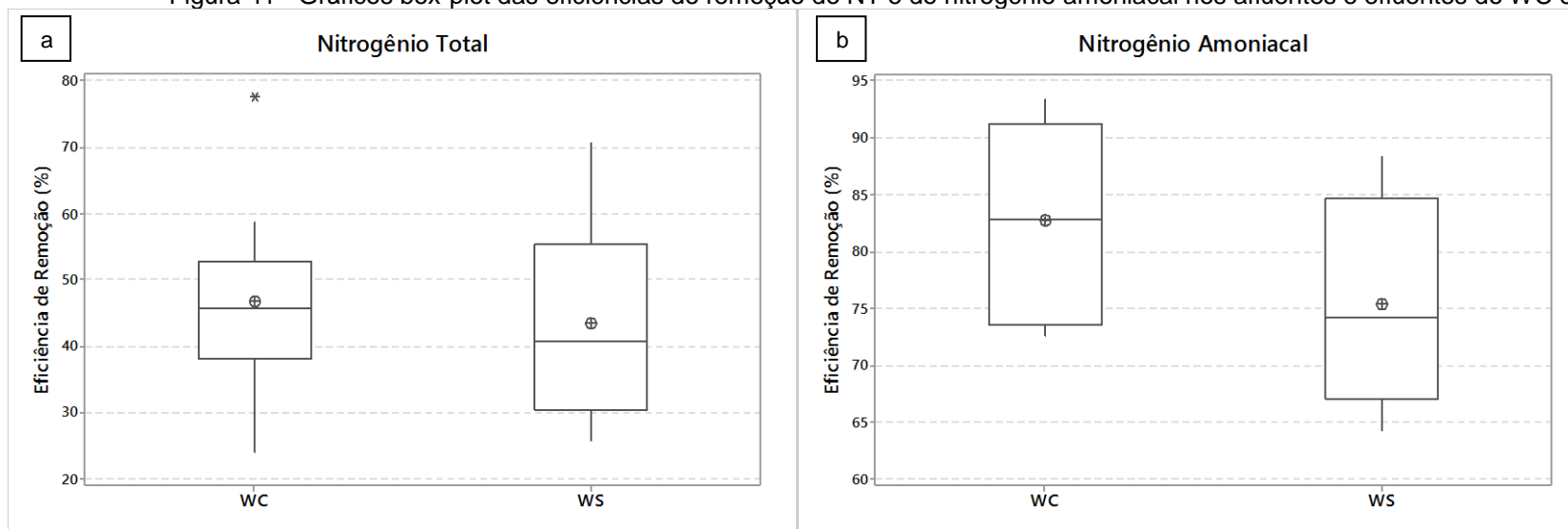
Os gráficos de box-plot das concentrações dos efluentes e das eficiências de remoção do nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato são mostradas respectivamente na Figura 40 e Figura 41.

Figura 40 - Graficos box-plot para as concentrações do NT, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato no afluente e efluentes do WC e WS



Fonte: o autor

Figura 41 - Gráficos box-plot das eficiências de remoção do NT e do nitrogênio amoniacal nos afluentes e efluentes do WC e WS



Fonte: o autor

A Figura 40a e Figura 41a mostram que houve remoções do nitrogênio total durante o tratamento, porém, não há evidências suficientes para indicar como ocorreu, podendo ter sido, principalmente, por meio de processos, como a desnitrificação, volatilização ou assimilação vegetal. A Figura 40c e Figura 40d, por sua vez, mostram concentrações de nitrito e nitrato, maiores dos efluentes do processo, constatando a ocorrência do processo de nitrificação.

Os valores das TRV das formas nitrogenadas para o WC e WS encontram-se na Tabela 31.

Tabela 31 - TRV mínima, média e máxima dos WC e WS do nitrogênio total, nitrogênio amoniacal amoniaca, nitroto e nitrato na fase 3

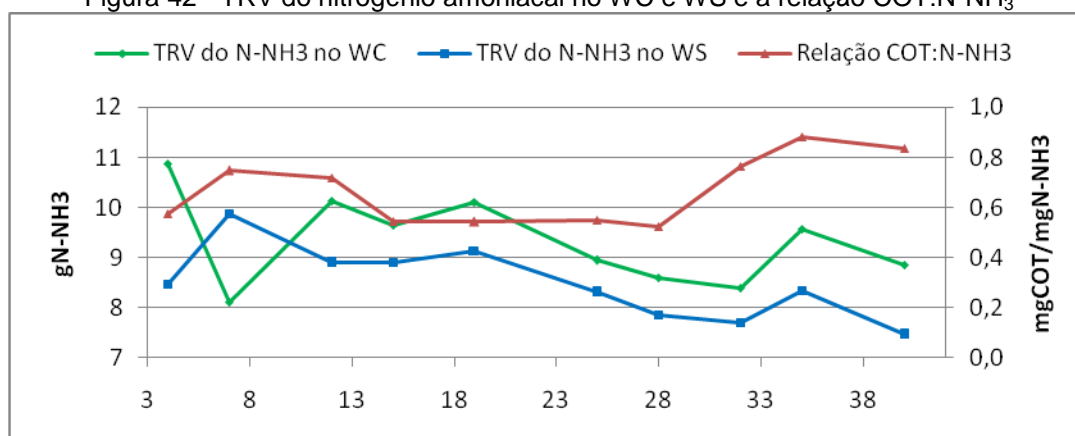
Parâmetros	WC					WS				
	Mín	Méd	Máx	Desv. Pad	N ¹	Mín	Méd	Máx	Desv. Pad	N ¹
NT (gN-NT/m ³ d)	3	6	10	2	10	2	5	8	2	10
N-NH ₃ (gN-NH ₃ /m ³ d)	8	9	11	1	10	7	8	10	1	10
Nitrito (gN-NO ₂ ⁻ /m ³ d)	0	0	0	0	10	0	0	0	0	10
Nitrato (gN-NO ₃ ⁻ /m ³ d)	0	0	0	1	10	0	0	1	2	10

N¹ = número de dados analisados

A Tabela 31 e as figuras Figura 40 e Figura 41 mostram que a remoção do nitrogênio amoniacal e NT foram semelhantes entre as unidades WC e WS, de modo não haver diferenças estatísticas com o p-valor de 0,496 e 0,880, respectivamente.

Em relação à influência da matéria orgânica na nitrificação, por sua vez, a Figura 42 mostra o comportamento do TRV do nitrogênio amoniacal e a relação COT:N-NH₃ afluente.

Figura 42 - TRV do nitrogênio amoniacal no WC e WS e a relação COT:N-NH₃



Fonte: o autor

A Figura 42 mostra que a TRV do nitrogênio amoniacal não foi influenciada pelas concentrações afluentes de matéria orgânica. Esse comportamento foi observado, também, por meio do teste de correlação de Pearson, por meio do qual não se identificou correlação estatística entre os valores no WC ($r = -0,237$; $p = 0,509$) e WS ($r = -0,257$; $p = 0,473$).

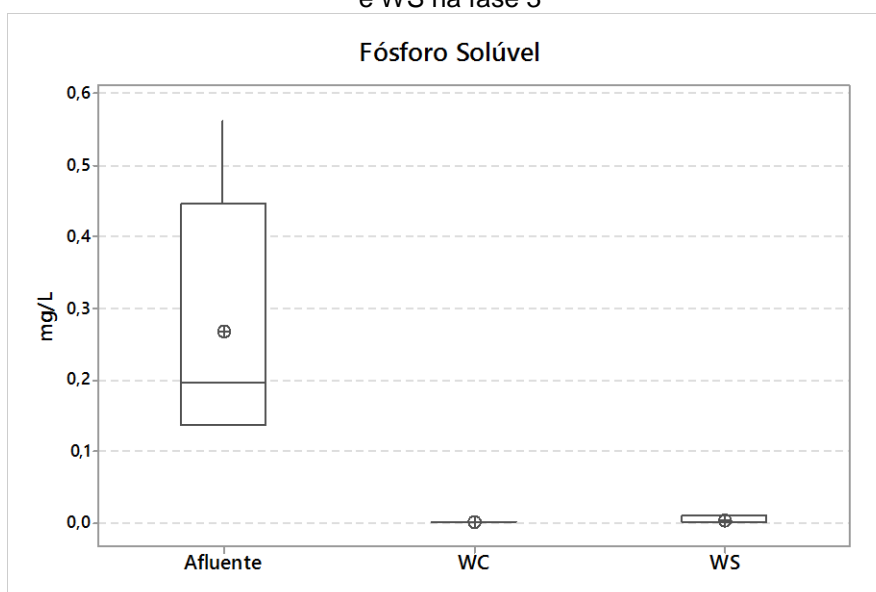
Os resultados relativos à remoção do fósforo solúvel são mostrados na Tabela 32 para o afluente e efluente dos WC e WS do sistema.

Tabela 32 - Estatística descritiva aplicada ao parâmetro fósforo solúvel antes e após o tratamento com o WC e WS na fase 3

Estatística	Afluente	WC	WS
Número de dados	10	10	10
Mínimo (mg/L)	0,1	0,0	0,0
Média (mg/L)	0,3	0,0	0,0
Máximo (mg/L)	0,6	0,0	0,0
Desvio Padrão (mg/L)	0,2	0,0	0,0
Coef. de Variação	0,65	0,00	0,00

Na Fase 3 não foi detectado concentrações do fósforo solúvel no efluente do WC e do WS como mostra a Figura 43. Cano (2014), porém, não identificou remoção de fósforo solúvel ao avaliar a remoção do fósforo de lixiviado em um WC de fluxo horizontal com recirculação do efluente. O sistema foi cultivado com as macrófitas *Heliconia psittacorum*, *Cyperus papyrus*, *Gynerium sagittatum* e uma unidade controle.

Figura 43 - Gráficos box-plot para as concentrações de fósforo solúvel no afluente e efluentes do WC e WS na fase 3



Fonte: o autor

Em relação ao parâmetro de projeto, a TRV pode ser aplicada em outros sistemas de tratamento, como lagoas de maturação e filtro percolador aeróbio. Para o dimensionamento do volume, a partir dessa taxa, adotou-se uma carga de nitrogênio amoniacal removida pelos sistemas de 100 gN-NH₃/d, como mostra a Tabela 33.

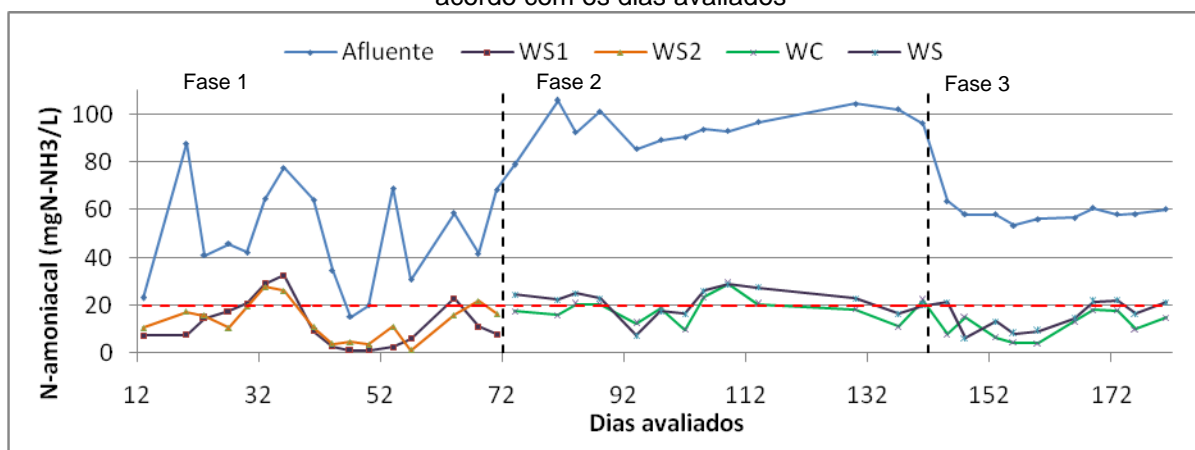
Tabela 33 - CSA, CVA e TRV da fase 3 desta pesquisa e de sistemas de lagoas de maturação e de filtro percolador aeróbio e o volume dimensionado para cada sistema, em detrimento de uma remoção de carga de nitrogênio amoniacal de 100 gN-NH₃/d

Sistema	Característica	Carga afluente (gN- NH ₃ /d)	CSA (gN- NH ₃ /m ²)	CVA (kgN- NH ₃ /m ³)	TRV (gN- NH ₃ /m ³)	Volume dimensionado (m ³)	Autor
WC	*	0,34 - 0,42	5,7	18	9	11,1	Autoria pópria
2 Lagoas de maturação em série	Lixiviado pré- tratado com uma lagoa anaeróbia; Q = 200L/d; Escala: piloto; Volume total: 14,6 m ³ ; Área total: 20,9 m ² ; Tratamento Combinado: 1% de lixiviado e 99% de esgoto; Afluente combinado, pré- tratado com	44	9	13	10	10,0	Gomes (2009)
Filtro percolador aeróbio	reator UASB; Escala: piloto; Meio suporte: brita n°19; Volume: 0,035 m ³ ; Área: 0,01767 m ² .	4,8	270	140	79	1,3	Silva e Leite (2015)

*Sistema apresentado na presente fase do experimento

Ao observar a Tabela 33, constata-se que a TRV obtida foi menor do que na Fase 1. Isso ocorreu devido a redução das cargas de nitrogênio amoniacal no afluente ao tratamento devido a recirculação do efluente tratado. A Figura 44 mostra o comportamento do nitrogênio amoniacal no decorrer dos dias operados nas fases 1, 2 e 3.

Figura 44 - Comportamento do nitrogênio amoniacal no afluente e efluentes na fase 1, 2 e 3 de acordo com os dias avaliados



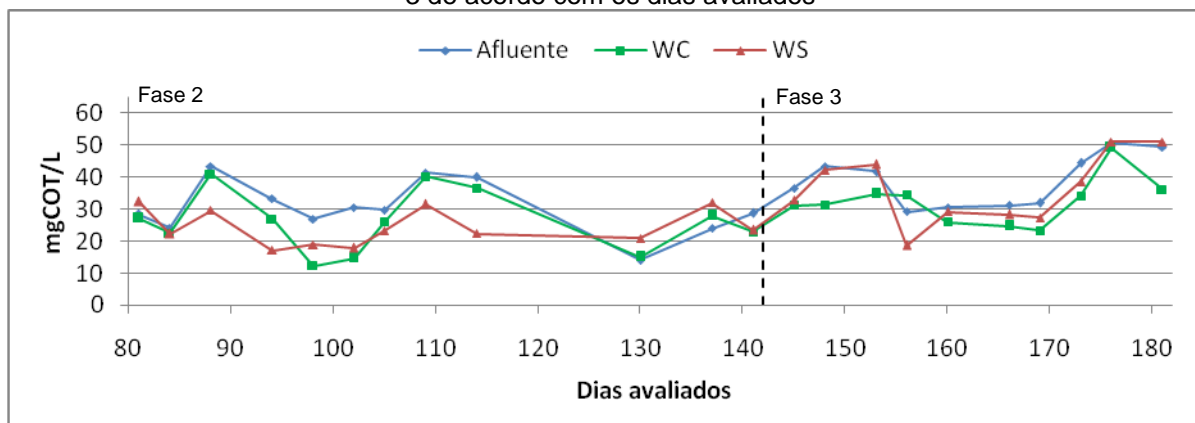
Fonte: o autor

Constata-se, ao observar a Figura 44, que a Fase 1 foi a que apresentou maior instabilidade nos valores, devido a elevada precipitação do período e a menor vazão no sistema, em relação as outras etapas. Na Fase 2, foram identificadas as maiores TRV para o nitrogênio amoniacal, porém, as concentrações efluentes variaram de 7 a 29 mgN-NH₃/L no WC e WS, ultrapassando, em 52% das amostras, o limite de 20 mgN-NH₃/L estabelecido pela Resolução 430/11 do CONAMA.

Os melhores resultados foram obtidos na Fase 3, quando identificaram-se concentrações de nitrogênio amoniacal efluentes mais baixas, em comparação com as outras fases. Isso ocorreu devido a recirculação do efluente tratado que reduziu as concentrações afluentes do parâmetro.

A Figura 45 mostra o comportamento da matéria orgânica por meio das concentrações de COT nas fases 2 e 3 no decorrer dos dias operados.

Figura 45 - Comportamento das concentrações de COT no afluente e efluentes WC e WS na fase 2 e 3 de acordo com os dias avaliados



Fonte: o autor

É possível observar na Figura 45, que o afluente das fases 2 e 3 apresentaram concentrações semelhantes. Isso indica que a recirculação do efluente tratado para a remoção da matéria orgânica de lixiviado, como unidade de polimento de um WC, pode não ser viável, pois não houve melhora no desempenho, além de demandar custos necessários para a adoção da recirculação, como a energia elétrica e aquisição e manutenção de bombas hidráulicas.

5.4 Aspectos do Desenvolvimento da Gramínea

A gramínea *Brachiaria humidicola* obteve um desenvolvimento adequado ao longo do experimento. Inicialmente a planta foi transplantada para a unidade WC no intuito de verificar sua adaptação no experimento. Após 38 dias, foi realizada a poda na altura de 15 cm e em seguida o descarte do material. Logo em seguida, se iniciou a fase 2 com duração de 66 dias e a fase 3 com mais 40 dias de operação. Ao final do experimento foi possível identificar leve descoloração e atrofia em algumas folhas, como mostra a Figura 46.

Figura 46 - *Brachiaria humidicola* no fim do experimento com leve descoloração e atrofia da na folha acima e nenhum efeito aparente na folha abaixo

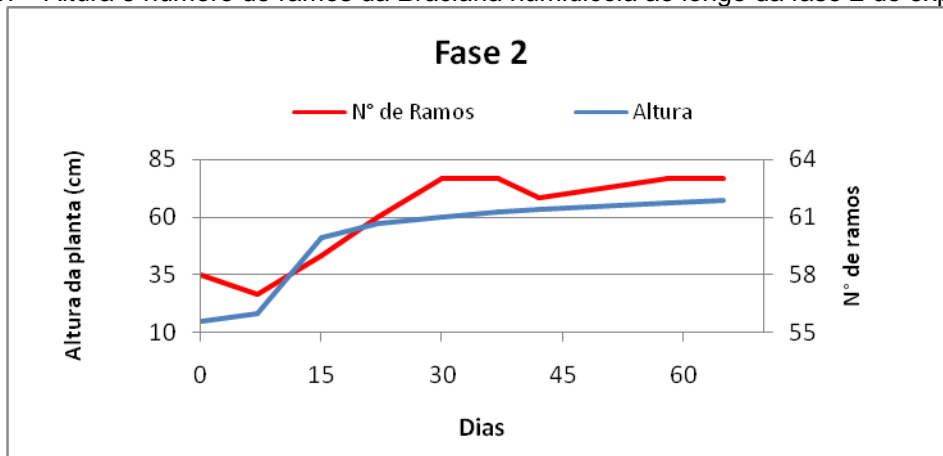


Fonte: o autor

A avaliação da massa seca da gramínea foi determinada a partir das podas realizadas no fim de cada etapa do experimento. No final da Fase 2, identificou-se massa seca igual a 14,6 g ou 219,5 g/m² e na Fase 3, 33,2 g ou 499,0 g/m². A diferença apresentada entre cada fase já era esperada, uma vez que, a planta se encontrava em estágio de desenvolvimento diferente, crescendo mais rápido e com

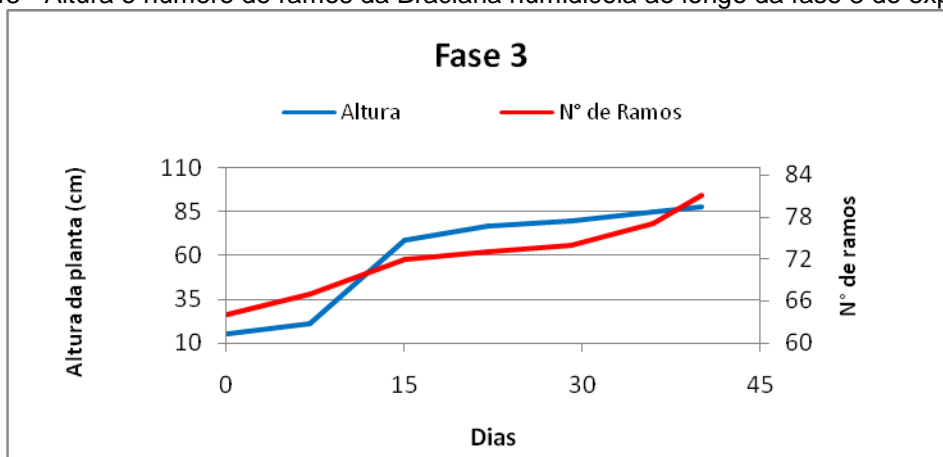
mais vigor na Fase 3. Essa diferença entre as fases, também, foi observada na altura e quantidade de ramos, como mostram as Figura 47 e Figura 48.

Figura 47 - Altura e número de ramos da *Brachiaria humidicola* ao longo da fase 2 do experimento



Fonte: o autor

Figura 48 - Altura e número de ramos da *Brachiaria humidicola* ao longo da fase 3 do experimento



Fonte: o autor

É possível observar que houve diferente desenvolvimento da gramínea entre as fases do experimento. No final da Fase 2, a altura da planta atingiu 67 cm com 63 ramos, já no final da Fase 3 foi de 88 cm com 81 ramos. É importante ressaltar que apesar da Fase 2 apresentar menor desenvolvimento vegetal, durou 66 dias, já a Fase 3, teve duração de 40 dias.

Ao final do experimento foi verificada a profundidade da raiz da planta que atingiu 92,6 cm, como mostra a Figura 49.

Figura 49 - Raiz da *Brachiaria humidicola* após o fim do experimento



Fonte: o autor

Machado *et al.* (2009) relataram desempenho inferior para a macrófita espadana (*Zizaniops bonariensis*) durante quatro meses de operação de um WC de fluxo horizontal. Os autores utilizaram dois leitos na pesquisa, as massas secas das unidades experimentais foram de 158,8 g/m² e 126,1 g/m² e o comprimento das raízes foram de 28 e 25 cm, respectivamente.

Eustáquio Junior *et al.* (2010) avaliaram o desempenho agrônômico da aveia-preta (*Avena Strigosa Schreb*) cultivada em um WC de fluxo horizontal com meio suporte de brita nº0. O experimento durou dois meses no tratamento de diferentes cargas orgânicas. O resultado com o maior desenvolvimento vegetal foi apresentado com a aplicação de uma CSA 40 g/m².d, apresentando uma massa seca de 79,7 g/m².

Miranda-Santos (2012) avaliou o desenvolvimento do capim vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), durante 12 meses em escala real com um WC de fluxo vertical durante 12 meses em escala real. O autor identificou um desenvolvimento maior da planta em relação ao presente trabalho, porém isso pode ser justificado pelo tempo que levou para colheita, pois a primeira foi após 146 dias e a segunda com 259 dias. A altura do vegetal atingiu o máximo de 170 cm na unidade de fluxo horizontal e 150 cm na unidade de fluxo vertical. Em relação à massa seca, os maiores valores identificados foram no fluxo horizontal com 1.285 g/m² e 4.210 g/m² na primeira e segunda colheita.

A elevada produção de biomassa da gramínea *Brachiaria humidicola*, por sua vez, pode ser considerada um benefício ou uma limitação a uma estação de tratamento. Quando há uma taxa de crescimento vegetal elevada, pode ser um custo a mais, uma vez que será demandada podas frequentes, que necessitam mão de obra e do encaminhamento dos resíduos ao aterro sanitário.

6. CONCLUSÕES

O presente trabalho avaliou a aplicação de um sistema de *wetland* construído de fluxo vertical com foco na remoção do nitrogênio amoniacal do lixiviado de aterro sanitário. Os resultados do experimento trouxeram os seguintes esclarecimentos para a aplicação da tecnologia:

- O melhor desempenho do sistema ocorreu por meio da adoção da razão de recirculação do efluente final igual a 1:1. Essa estratégia permitiu alcançar as menores concentrações de nitrogênio amoniacal efluente, se apresentando em conformidade com a Resolução 430/2011 do CONAMA. As condições operacionais obtidas nessa etapa foram: CSA de 3,5 gN-NH₃/m²d, CVA de 11 gN-NH₃/m³d, temperatura de 31 °C e pH de 7,9. Nessas condições, alcançou-se, para o nitrogênio amoniacal, uma TRV máxima de 18 gN-NH₃/m³d e eficiência de remoção entre 69 e 92%.
- O desempenho obtido na remoção do nitrogênio amoniacal foi permitido pela disponibilidade de oxigênio existente por meio de artifícios adotados, como a intermitência da vazão, meio suporte de brita nº1 que permite a circulação do ar, e pelas taxas aplicadas. A remoção ocorreu por meio do processo de nitrificação, uma vez que, houve concomitantemente à remoção de nitrogênio amoniacal, o consumo de alcalinidade, redução do valor do pH e aumento das concentrações de nitrito e nitrato;
- Ao comparar os resultados obtidos para as unidades plantadas com *Brachiaria humidicola* com as sem plantas, foi possível observar que não houve diferenças estatísticas para os parâmetros avaliados, com exceção do fósforo solúvel. Isso indica que a gramínea não exerce grandes influências na remoção de poluentes do lixiviado de aterro sanitário;
- As remoções de fósforo solúvel apresentaram diferença estatística entre o WC e WS na Fase 2, obtendo menores concentrações no efluente do WC. Na Fase 3, porém, as duas unidades apresentaram desempenhos iguais, identificando remoções totais no efluente;

- A estratégia de recirculação efluente tratado da fase 3 não melhorou o desempenho na remoção do COT, de modo que provavelmente esse tipo de operação em um WC como unidade de polimento não seja viável na remoção da matéria orgânica;
- Os valores de temperatura e pH no efluente final se apresentaram, em todas as fases, dentro dos limites estabelecidos pela resolução 430/2011 do CONAMA;
- A gramínea *Brachiaria humidicola* se apresentou bem adaptada ao sistema, com melhor desempenho na Fase 3, com maior produção de biomassa vegetal de 499 g/m², altura de 88 cm e 81 ramos.

7. RECOMENDAÇÕES

- Aplicar sistema avaliado na pesquisa em escala real, com o fim de confirmar os resultados obtidos de acordo com os parâmetros de projeto identificados;
- Avaliar o sistema em maiores cargas de nitrogênio amoniacal afluyente, de modo verificar a capacidade do sistema em suportar condições extremas, além de avaliar o quanto ainda apresenta um desempenho positivo;
- Realizar mais estudos com o sistema em detrimento da remoção do fósforo solúvel, uma vez que apresentou diferença estatística entre o WC e WS na fase 1, com maiores remoções para o WC;
- Desenvolver sistemas com o meio suporte de maiores alturas, para que o afluyente mantenha maior tempo contato com o biofilme;
- Aplicar, no meio suporte, materiais com granulometrias maiores, no intuito de aumentar a circulação de oxigênio, favorecendo a nitrificação;
- Realizar testes com diferentes tempos de intermitência, para verificar sua influência na remoção de poluentes;
- Verificar melhorias no tratamento com diferentes proporções volumétricas de recirculação do efluente final;
- Realizar teste de fitotoxicidade na gramínea *Brachiaria humidicola* no tratamento do lixiviado diluído em diferentes proporções volumétricas;

8. REFERÊNCIAS

AHMED, F. N.; LAN, C. Q. *Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review. Desalination*, v. 287, p. 41-54, 2012.

AHN, W. Y.; KANG, M. S.; YIM, S. K.; CHOI, K., H. *Advanced landfill leachate treatment using an integrated membrane process. Desalination*, v. 149, n. 1, p. 109-114, 2002.

AHN, Y. H.. *Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: a review. Process Biochemistry*, v. 41, n. 8, p. 1709-1721, 2006.

AKINBILE, O. C.; YUSOFF, M. S.; ZUKI, A. Z. A. Landfill leachate treatment using sub-surface flow *constructed* wetland by *Cyperus haspan*. *Waste Management*, n. 32, p. 1387 - 1393, 2012.

AMOKRANE, A.; COMEL, C.; VERON, J. *Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation. Water research*, v. 31, n. 11, p. 2775-2782, 1997.

PEREZ, S. C. J. G A.; TAMBELINI, M. Efeito dos estresses salino e hídrico e do envelhecimento precoce na germinação de algarobeira. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 30, n. 11, p. 1289-1295, 1995.

APHA – *American public health association*, AWWA – *American water works association*, WEF – *Water environment federation. Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21^a ed. Washington, DC: *American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation*, 2005.

AQUINO, S. F.; SILVA, S. Q; CHERNICHARO, C. A. L. Considerações práticas sobre o teste de demanda química de oxigênio (DQO) aplicado a análise de efluentes anaeróbios. *Eng. sanit. ambient*, v. 11, n. 4, p. 295-304, 2006.

Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT (1992) NBR 819 - Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos

AZIZ, H. Al.; ALIAS, S.; ADLAN, M. N.; FARIDAH; ASAARI, A. H.; ZAHARI, M. S. *Colour removal from landfill leachate by coagulation and flocculation processes. Bioresource Technology*, v. 98, n. 1, p. 218-220, 2007.

AZIZ, S. Q.; AZIZ, H. A.; YUSOFF, M. S.; BASHIR, M. J. K. *Landfill leachate treatment using powdered activated carbon augmented sequencing batch reactor (SBR) process: Optimization by response surface methodology. Journal of Hazardous Materials*, v. 189, n. 1, p. 404-413, 2011.

AZIZ, S. Q.; AZIZ, H. A.; YUSOFF, M. S.; BASHIR, M. J. K.; UMAR, M. *Leachate characterization in semi-aerobic and anaerobic sanitary landfills: A comparative study. Journal of Environmental Management*, v. 91, n. 12, p. 2608-2614, 2010.

BARROS, M. J. G. Utilização de *wetlands* no tratamento de lixiviado de aterros sanitários. 2013. 111 p. Dissertação (Mestre em Engenharia Ambiental). Programa de Engenharia Ambiental. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro.

BASHIR, M. J. K. AZIZ, H. A.; YUSOFF M. S.; ADLAN, M. N. *Application of response surface methodology (RSM) for optimization of ammoniacal nitrogen removal from semi-aerobic landfill leachate using ion exchange resin. Desalination*, v. 254, n. 1, p. 154-161, 2010.

BASSIN, J. P. Remoção biológica de nutrientes em sistemas compactos e estudo da diversidade microbiana por técnicas de biologia molecular. 2012. 230p. Tese (doutorado em engenharia química). Programa de Pós-graduação em Engenharia Química. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro.

BAYRAM, S. C. Y. Remoção de matéria orgânica e nitrogênio de lixiviados de aterro sanitário: tratamento por nitrificação/desnitrificação biológica e processos físico-químicos. 2012. 192p. Tese (doutorado). Universidade de São Paulo, São Paulo.

BATSTONE, D. J.; KELLER, J.; ANGELIDAKI, I.; KALYUZHNY, S. V.; PAVLOSTATHIS, S. G.; ROZZI, A.; SANDERS, W. T. M.; SIEGRIST, H.; VAVILIN, V. A. *Anaerobic digestion model no. 1 (ADM1). Water Science & Technology*, v. 45, n. 10, p. 65 - 77, 2002.

BIALOWIEC, A.; DAVIES, L.; ALBUQUERQUE, A.; RANDERSON, P. F. *Nitrogen removal from landfill leachate in constructed wetlands with reed and willow: Redox potential in the root zone. Journal of environmental management*, v. 97, p. 22-27, 2012.

BIDONE, R.F. 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, em Minas do Leão/RS. 2007. Dissertação Mestrado. São Paulo: USP.

BRASIL. Lei nº 12.305 de 2 de Agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos

BRASIL. Resolução CONAMA 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 da outras providencias. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, 2005.

BRASIL. Resolução CONAMA 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 República Federativa do Brasil, 2011.

BROOKS, M. A. *Breakpoint chlorination as an alternate means of ammonia-nitrogen removal at a water reclamation plant*. 1999. 111p. Tese (doutorado). Faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State University, Virginia.

BULC, T. G. *Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment*. *Ecological Engineering*, n 26, p. 365 - 374, 2006.

Cademan - Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais. Disponível em: < <http://www.cemaden.gov.br/mapainterativo/>> Acessado em Outubro de 2015.

CALLI, B.; MERTOGLU, B.; INANC, B.. *Landfill leachate management in Istanbul: applications and alternatives*. *Chemosphere*, v. 59, n. 6, p. 819-829, 2005.

CAMPOS, A. R. C. Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas. 2012. 100p. Dissertação (mestrado). Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande.

CAMPOS, F. Influência do recebimento do lixiviado de aterro sanitário sobre o tratamento de esgoto em processo de lodo ativado e reator integrado de lodo ativado com biofilme em leito móvel. 2014. 223p. Tese (doutorado). Programa de pós graduação em saúde pública. Universidade de São Paulo, São Paulo.

CAMPOS, J. C. MOURA, D.; COSTA, A. P.; YOKOYAMA, L.; AARAUJO, F. V. F.; CAMMAROTA, M. C.; CARDILHO, L. *Evaluation of pH, alkalinity and temperature during air stripping process for ammonia removal from landfill leachate*. *Journal of Environmental Science and Health*, v. 48, n. 9, p. 1105-1113, 2013.

CANO, V. Estratégias de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com foco na matéria orgânica biodegradável e nitrogênio amoniacal. 2014. 152p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública Universidade de São Paulo, São Paulo.

CARTILLO, L. Tratamento de líquidos percolados do aterro sanitários para remoção do nitrogênio amoniacal e geração de fosfato de amônia. *Rev. Limpeza Pública*. V.59, p 18 - 26, 2002.

CATAPRETA, C. A. A. Comportamento de um Aterro Sanitário Experimental: Avaliação da Influência do Projeto, Construção e Operação. 2008. 337p. Tese (doutorado). Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais.

ÇEÇEN, F.; AKTAS, Ö. *Aerobic co-treatment of landfill leachate with domestic wastewater*. *Environmental Engineering Science*, v. 21, n. 3, p. 303-312, 2004.

CECATO, U.; PEREIRA, L. A. F.; JOBIM, C. C.; MARTINS, E. N.; BRANCO, A. F.; GALBEIRO, S.; MACHADO, A. O. Influência das adubações nitrogenada e fosfatada sobre a composição químico-bromatológica do capim Marandu (*Brachiaria brizantha* (Hochst) Stapf cv. Marandu). *Acta Scientiarum. Animal Sciences*, v. 26, n. 3, p. 409-416, 2004.

CHOO, K.; LEE C.. *Membrane fouling mechanisms in the membrane-coupled anaerobic bioreactor. Water Research* n. 30, n. 8, p. 1771-1780, 1996.

CONTRERA, R. C.; SILVA, K. C. C.; MORITA, D. D.; RODRIGUES, J. A. D.; ZAIAT, M.; SCHALCH V. *First-order kinetics of landfill leachate treatment in a pilot-scale anaerobic sequence batch biofilm reactor. Journal of environmental management*, v. 145, p. 385-393, 2014

COOPER, P. *A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. Water Science e Tecnologia*, v. 40 n. 3, p. 1-9, 1999.

COSTA, L.L.; CEBALLOS, B.S.O.; MEIRA, C.M.B.S., CAVALCANTI, M.L.F. Eficiência de *Wetlands* construídos com dez dias de retenção hidráulica na remoção de colifagos e bacteriófagos. *Revista de biologia e ciências da terra*. Vol. 1. 2004.

COTMAN, M.; GOTVAJN, A. Ž. *Comparison of different physico-chemical methods for the removal of toxicants from landfill leachate. Journal of hazardous materials*, v. 178, n. 1, p. 298-305, 2010.

CUNHA, F. F.; Ramos, M. M.; ALENCAR, C. A. A.; OLIVEIRA, R. A.; CÓSER, A. C.; MARTINS, C. E.; CECON, C. E.; ARAÚJO, R. A. S. Produtividade da *Brachiaria brizantha* cv. Xaraés em diferentes manejos e doses de adubação, períodos de descanso e épocas do ano. *Idesia (Arica)*, v. 30, n. 1, p. 75-82, 2012.

DI IACONI, C.; ROSSETI, S.; LOPEZ, A.; RIED, A. *Effective treatment of stabilized municipal landfill leachates. Chemical Engineering Journal*, v. 168, n. 3, p. 1085-1092, 2011.

DIAS, V. N.; INÁCIO, M.; PACHECO, P.; LOPES, J.; CORREIA, P.; SOUTINHO E. FitoEtars: Pressupostos Teóricos de Funcionamento e Tipos. In: 9º Encontro Nacional de Saneamento Básico, Loures. 587-607, p. 2000.

DING, Y.; SONG, X.; WANG, Y.; YAN, D. *Effects of dissolved oxygen and influent COD/N ratios on nitrogen removal in horizontal subsurface flow constructed wetland. Ecological Engineering*, v. 46, 107-111 p. 2012.

DORNELAS, F.L. Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB. 2008. 115p. Dissertação (Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

DUARTE, S. Estudo das potencialidades das zonas húmidas artificiais no tratamento de efluentes aquícolas. Trabalho de Conclusão de Curso - Instituto Superior Técnico, 44p, 2002.

EUSTÁQUIO JÚNIOR, V. E.; Matos, A. T.; CAMPOS, L. C.; BORGES, A. C. Desempenho agrônômico da aveia-preta (*Avena strigosa* Schreb.), cultivada em sistemas alagados construídos. *Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*. v. 5, n.1, p. 68 - 78, 2010.

FERNÍCOLA, N. G. G.; AZEVEDO, F. A.. Metemoglobinemia e nitrato nas águas. *Revista de Saúde pública*, v. 15, n. 2, p. 242-248, 1981.

FERRAZ, F. M.; POVINELLI, J.; POZZI, E.; VIEIRA, E. M.; TROFINO, J. C. *Cotreatment of landfill leachate and domestic wastewater using a submerged aerobic biofilter. Journal of environmental management*, v. 141, p. 9-15, 2014.

FERRAZ-GRANDE, F. G. A.; TAKAKI, M. Efeitos da luz, temperatura e estresse de água na germinação de sementes de *Caesalpinia peltophoroides Benth.(Caesalpinioideae)*. *Bragantia*, v. 65, n. 1, p. 37-42, 2006.

FERREIRA J. A.;CAMPOS, J. C.; RITTER E.; MANNARINO, C. F. *Wetland: Resultados no tratamento do chorume do aterro sanitário de Pirai- RJ*. In. 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003. Joinville. Anais do 22º Congresso Brasileiro de Engenharia sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2003.

FERREIRA, L. S. Avaliação de desempenho de *wetlands* construídos para o tratamento de efluente de reator UASB: estudo de caso da ETE *Vog Ville*. 2013. 74p. Dissertação (Mestre em Meio Ambiente, Águas e Saneamento) – Universidade Federal da Bahia, Salvador.

GABARRÓ, J.; GANIGUÉ, N.; GICH, F.; RUSCALLEDA, M.; BALAGUER, M. D.; COLPRIM, J. *Effect of temperature on AOB activity of a partial nitrification SBR treating landfill leachate with extremely high nitrogen concentration. Bioresource technology*, v. 126, p. 283-289, 2012.

GARAJ-VRHOVAC, V.; OREŠCANIN, V.; GAJSKI, G.; GERIC, M.; RUK D.; KOLLAR R.; BRKANAC S. R.; CVJETKO, P. *Toxicological characterization of the landfill leachate prior/after chemical and electrochemical treatment: A study on human and plant cells. Chemosphere*, v. 93, n. 6, p. 939-945, 2013.

GERDES, L.; WERNER, J. C.; COLOZZA, M. T.; CARVALHO, D. D.; SCHAMMASS, L. A. Avaliação de características agrônômicas e morfológicas das gramíneas forrageiras Marandu, Setária e Tanzânia aos 35 dias de crescimento nas estações do ano. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 29, n. 4, p. 947-954, 2000.

GOMES, L. P. Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária. Rio de Janeiro, 2009.

GRUNDITZ, C.; GUMAELIUS, L.; DALHAMMAR, G.. *Comparison of inhibition assays using nitrogen removing bacteria: application to industrial wastewater. Water Research*, v. 32, n. 10, p. 2995-3000, 1998.

HASAR, H.; UNSAL, S. A.; IPEK, U.; KARATAS, S.; CINAR, O.; YAMAN, C.; KINACI, C. *Stripping/flocculation/membrane bioreactor/reverse osmosis treatment of municipal landfill leachate. Journal of Hazardous Materials*, v. 171, n. 1, p. 309-317, 2009.

HELLINGA, C.; SCHELLEN, A. A. J. C.; MULDER, J. W.; LOOSDRECHT, M. C. M. *The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich waste water. Water science and technology*, v. 37, n. 9, p. 135-142, 1998.

HENZE, Mogens; KRISTENSEN, Gert Holm; STRUBE, Rune. *Rate-capacity characterization of wastewater for nutrient removal processes. Water Science & Technology*, v. 29, n. 7, p. 101-107, 1994.

HOFFMANN, H. Combinação de tratamento primário e secundário de esgoto doméstico em sistema de filtros plantados como solução descentralizada de alta eficiência e baixo custo operacional. In: 1º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE APLICAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS. 1., 2013, Florianópolis: UFSC, 2013. p. 108-116.

HOWARTH, R. *Human acceleration of the nitrogen cycle: drivers, consequences, and steps toward solutions. Water Science & Technology*, v. 49, n. 5-6, p. 7-13, 2004.

HUA, G.; RECKHOW, D. A. *DBP formation during chlorination and chloramination: effect of reaction time, pH, dosage, and temperature. Journal American Water Works Association*, p. 82-95, 2008.

HUANG, H.; YANG, J.; LI, D.. *Recovery and removal of ammonia–nitrogen and phosphate from swine wastewater by internal recycling of struvite chlorination product. Bioresource technology*, v. 172, p. 253-259, 2014.

ISAKA, K.; DATE, Y.; SUMINO, T.; YOSHIE, S.; TSUNEDA, S. *Growth characteristic of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria in an anaerobic biological filtrated reactor. Applied microbiology and biotechnology*, v. 70, n. 1, p. 47-52, 2006.

IWA – *International Water Association. Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation. Scientific and Technical Report*. n. 8. London, England: IWA Publishing. 2000, 156p.

JIN, R.; HU, B.; ZHENG, P.; QAISAR, M.; HU, A.; ISLAM, E. *Quantitative comparison of stability of ANAMMOX process in different reactor configurations. Bioresource technology*, v. 99, n. 6, p. 1603-1609, 2008.

KADLEC, R.H; KNIGHT, R.L. *Treatment wetlands*. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 893 p., 1996.

KADLEC, R. H.; ZMARTHIE, L. A. *Wetland treatment of leachate from a closed landfill. Ecological Engineering*. Estados Unidos, v.36, p 946–957, 2010.

KARADAG, D.; TOK, S.; AKGUL, E.; TURAN, M.; OZTURK, M.; DEMIR, A. *Ammonium removal from sanitary landfill leachate using natural *Gördes clinoptilolite*. Journal of Hazardous Materials*, v. 153, n. 1, p. 60-66, 2008.

KAWAHIGASHI, F. Aplicabilidade do pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário por adsorção em carvão ativado granular e avaliação ecotoxicológica. 2012, 155p. Dissertação (mestrado). Universidade Estadual de Londrina, Londrina.

KHIN, T.; ANNACHHATRE, A. P. *Novel microbial nitrogen removal processes. Biotechnology advances*, v. 22, n. 7, p. 519-532, 2004.

KLAUCK, C. R.; RODRIGUES, M. A. S.; SILVA, L. B.. *Toxicological evaluation of landfill leachate using plant (Allium cepa) and fish (Leporinus obtusidens) bioassays. Waste Management & Research*, v.31, n.11 p. 1148-1153, 2013.

KNIGHT, R.L. *Wildlife habitat and public use benefits of constructed wetlands. Water Science & Technology*, 35,(5), p. 35–43, 1997.

KUAI, L.; VERSTRAETE, W. *Ammonium removal by the oxygen-limited autotrophic nitrification-denitrification system. Applied and environmental microbiology*, v. 64, n. 11, p. 4500-4506, 1998.

KUENEN, J. G. *Anammox bacteria: from discovery to application. Nature Reviews Microbiology*, v. 6, n. 4, p. 320-326, 2008.

KURNIAWAN, T. A; LO, W;CHAN, G.; SILLANPAA, M.. *Biological processes for treatment of landfill leachate. Journal of Environmental Monitoring*, v. 12, n. 11, p. 2032-2047, 2010.

KURNIAWAN, T.; LO, W.; CHAN, G. Y. S. *Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. Journal of hazardous materials*, v. 129, n. 1, p. 80-100, 2006.

KYLEFORS, K.; ECKE, H.; LAGERKVIST, A. *Accuracy of COD test for landfill leachates. Water, Air, and Soil Pollution*, v. 146, n. 1-4, p. 153-169, 2003.

LANGE, C. L.; AMARAL, M. C. S. Geração e Características do Lixiviado. In: GOMES, L. P. (coordenadora). *Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras*. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

LAVROVA, S.; KOUMANOVA, B. *Influence of recirculation in a lab-scale vertical flow constructed wetland on the treatment efficiency of landfill leachate. Bioresource Technology*. Bulgária, v.101, p 156-161, 2010.

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, n. 3-4, p. 223-250, 1988.

LETTINGA, G. FIELD, J.; LIER J.; ZEEMAN, G.; HULSHOFF POL, L. W. *Advanced anaerobic wastewater treatment in the near future. Water Science and Technology*, v. 35, n. 10, p. 5-12, 1997.

LI, A.; SUN, G.; XU, M. *Recent patents on anammox process. Recent Patents on Engineering*, v. 2, n. 3, p. 189-194, 2008.

LI, X. Z.; ZHAO, Q. L.; HAO, X. D. *Ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation. Waste management*, v. 19, n. 6, p. 409-415, 1999.

LINS, E. A. M. *Proposição e avaliação de um sistema experimental de processos físicos e químicos para tratamento de lixiviado*. 2011. 278p. Tese (doutorado) Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

LIU, X.; LI, X.; YANG, Q.; YUE, X.; SHEN, T.; ZHENG, W.; LUO, K.; SUN, Y.; ZENG, G. *Landfill leachate pretreatment by coagulation–flocculation process using iron-based coagulants: optimization by response surface methodology. Chemical Engineering Journal*, v. 200, p. 39-51, 2012.

LIU, Z.; WENHUI, W.; SHI, P.; GUO, J.; CHENG, J. *Characterization of dissolved organic matter in landfill leachate during the combined treatment process of air stripping, Fenton, SBR and coagulation. Waste Management*, 2015.

LOPES, L. R. *Infiltração de água e emissão de metano em camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos*. 2011. 274p. Tese (doutorado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

ILIES, P.; MAVINIC, D. S. *The effect of decreased ambient temperature on the biological nitrification and denitrification of a high ammonia landfill leachate. Water Resourse*, v. 35, n. 8, p. 2065 - 2072, 2001.

MACHADO, Ê. L.; LOPEZ, D. A. R.; BENVENU, L. M.; ZERWES, F. V.; FREITAS, N. C. W. *Tratamento de efluente de campus universitário via sistema de baixo custo com leitos cultivados (wetland)*. In: 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Recife, 2009.

MAHMUD, K.; HOSSAIN, M. D.; SHAMS, S. *Different treatment strategies for highly polluted landfill leachate in developing countries. Waste management*, v. 32, n. 11, p. 2096-2105, 2012.

MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; CAMPOS, J. C.; RITTER, E. *Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários: experiências no aterro sanitário de Piraí e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ)*. *Eng. sanit. Ambient.*, v. 11, n. 2, p. 108-112, 2006.

MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; MOREIRA, J. C. *Tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico como alternativa para a solução de um grave problema ambiental e de saúde pública – revisão bibliográfica*. *Cad. Saúde Colet*, v. 19, n. 1, p. 11-19, 2011.

MARTINS, C. L.; FERNANDES, H.; COSTA, R. H. R. *Landfill leachate treatment as measured by nitrogen transformations in stabilization ponds*. *Bioresource technology*, v. 147, p. 562-568, 2013.

MASI, F; MARTINUZZI, N. *Constructed Wetlands for the Mediterranean Countries: Hybrid Systems for Water Reuse and Sustainable Sanitation. Desalination*, Itália. v. 215, n. 1-3, p. 44-55, 2007.

MAURICIO, R. G. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário utilizando processos de separação de membranas e zeólita natural. 2014. 93p. Dissertação (mestrado). Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

MEDEIROS, R. C. Comparação da resistência de protozoários patogênicos - *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. – e de microrganismos indicadores à desinfecção sequencial Cloro-Radiação Ultravioleta e Ozônio-Radiação Ultravioleta. 2010. 210 p. Dissertação (mestrado). Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Engenharia Hidráulica e Saneamento. Universidade de São Paulo. São Carlos.

METCALF e EDDY INC. *Wastewater Engineering Treatment Disposal Reuse. 4. ed. New York, McGraw - Hill Book, 1334 p., 2003.*

MELO JUNIOR, A.S. Dinâmica da remoção de nutrientes em alagados construídos com *typha* sp. 2003. Dissertação (Mestre em Engenharia Agrícola com ênfase na área de concentração em Água e Solos) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

MIAO, L.; WANG, K; WANG, S.; ZHU, R.; LI, B.; PENG, Y.; WENG, D. *Advanced nitrogen removal from landfill leachate using real-time controlled three-stage sequence batch reactor (SBR) system. Bioresource technology*, v. 159, p. 258-265, 2014.

MICHAUD, L.; BLANCHETON, J. P.; BRUNI, V.; PIEDRAHITA, R. *Effect of particulate organic carbon on heterotrophic bacterial populations and nitrification efficiency in biological filters. Aquacultural Engineering*, v. 34, n. 3, p. 224-233, 2006.

MIRANDA-SANTOS, L. Avaliação do desenvolvimento e a eficiência do capim vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) em sistemas híbridos de alagados construídos. 2012. 79p. Dissertação (mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Bauru.

MOLINUEVO, B.; GARCÍA, M. C.; KARAKASHEV, D.; ANGELIDAKI, I. *Anammox for ammonia removal from pig manure effluents: effect of organic matter content on process performance. Bioresource Technology*, v. 100, n. 7, p. 2171-2175, 2009.

MONTEIRO, L. V. Estudo da tratabilidade do lixiviado de aterro sanitário pelos processos oxidativos avançados foto-Fenton, ozônio e ozônio combinado com peróxido de hidrogênio. 2012. 206p. Dissertação (mestrado). Universidade de São Paulo, São Carlos

MONTEIRO, R. C. M. Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo “wetlands” para tratamento de água cinza visando o reuso não potável. 2009. 84p. Dissertação

(Mestrado em engenharia civil). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. Microbiologia e bioquímica do solo. 2. Ed. Lavras: editor UFLA, 2006. 41 p.

MOSQUERA-CORRAL, A.; GONZALEZ, F.; CAMPOS, J. L.; MÉNDEZ, R. *Partial nitrification in a SHARON reactor in the presence of salts and organic carbon compounds. Process Biochemistry*, v. 40, n. 9, p. 3109-3118, 2005.

MÜLLER, G. T.; GACOBBO, A.; CHIARAMONTE, E. A. S.; RODRIGUES, M. A. S.; MENEGUZZI, A.; BERNARDES, A. M. *The effect of sanitary landfill leachate aging on the biological treatment and assessment of photoelectrooxidation as a pre-treatment process. Waste Management*, v. 36, p. 177-183, 2015.

NASCIMENTO, J. C. F. Comportamento mecânico de resíduos sólidos urbanos. 2007. 160p. Dissertação (mestrado) Universidade de São Paulo, São Carlos.

NASCIMENTO, T. S.; PEREIRA, R. O. L.; MELLO, H. L. D.; COSTA, J. *Methemoglobinemia: from diagnosis to treatment. Revista Brasileira de Anestesiologia*, v. 58, n. 6, p. 651-664, 2008.

NIELSEN, M. BOLLMANN, A.; SLIEKERS, A.; JETTEN, M.; SCHMID, M.; STROUS, M.; SCHMIDT, I.; LARSEN, L. H.; NIELSEN, L. P.; REVSBECH, N. P. *Kinetics, diffusional limitation and microscale distribution of chemistry and organisms in a CANON reactor. FEMS Microbiology Ecology*, v. 51, n. 2, p. 247-256, 2005.

NOZHEVNIKOVA, A. N.; SIMANKOVA, M. V.; LITTI, Y. V. *Application of the microbial process of anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) in biotechnological wastewater treatment. Applied Biochemistry and Microbiology*, v. 48, n. 8, p. 667-684, 2012.

OLIVEIRA, A. C. D. G. Bactérias heterotróficas e autotróficas envolvidas na remoção de nitrogênio de lixiviado de aterro sanitário em reator de leito móvel. 2012. 130p. Dissertação (Mestre em Engenharia de Edificações e Saneamento). Programa de PósGraduação em Engenharia de Edificações e Saneamento do Centro de Tecnologia e Urbanismo. Universidade Estadual de Londrina. Londrina.

OLIVEIRA, A. G. Indicadores microbiológicos do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas. 2013. 80p. Dissertação (mestrado). Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental. Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande

OLIVEIRA, S. C. C.; FERREIRA, A. G.; BORGHETTI F. Fabian. Efeito alelopático de folhas de *Solanum lycocarpum* A. St.-Hil.(Solanaceae) na germinação e crescimento de *Sesamum indicum* L.(Pedaliaceae) sob diferentes temperaturas. *Acta Botanica Brasilica*, v. 18, n. 3, p. 401-406, 2004.

ORESCANIN, V.; KOLLAR, R.; RUK, D.; NAD, K. *Characterization and electrochemical treatment of landfill leachate. Journal of Environmental Science and Health*, v. 47, n. 3, p. 462-469, 2012.

OZTURK, I.; ALTINBAS, M.; KOYUNCU, I.; ARIKAN, O.; YANGIN-GOMEZ, C. *Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates. Waste Management*, v. 23, n. 5, p. 441-446, 2003.

PENG, Y. *Perspectives on technology for landfill leachate treatment. Arabian Journal of Chemistry*, 2013.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. Aplicação de sistemas tipo *wetlands* no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas. Florianópolis: Editora do Autor, 2004.

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.

PI, K. W.; LI, Z.; WAN, D. J.; GAO, L. X. *Pretreatment of municipal landfill leachate by a combined process. Process Safety and Environmental Protection*, v. 87, n. 3, p. 191-196, 2009.

PLENTZ, J. B. W. Avaliação e instalação de um sistema *wetland* construído para tratamento de chorume no aterro sanitário de Lajeado/RS. 2014. 92p. Monografia (Engenharia Ambiental). Centro de Ciências e Tecnologias do Centro Universitário Univates. Lajeado.

Prefeitura Municipal de Salvador (PMS). Plano básico de limpeza urbana. 2239 p. 2012. Salvador

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 via nitrito utilizando fenol como fonte de carbono operando um reator em bateladas sequenciais (SBR) em escala piloto. Dissertação (mestrado). Universidade de São Paulo, São Paulo.

VAN RAIJ, B.; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto agrônomo, 2001. 284p.

RANDALL, C. *The environmental, economic and societal consequences of inadequate nitrogen pollution controls. Water Science & Technology*, v. 49, n. 5-6, p. 23-33, 2004.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; PULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. *Landfill Leachate Treatment: Review and Opportunity. Journal of Hazardous Materials*, n. 150, p. 468 – 493, 2008.

ROCHA, E. E. M.; Monitoramento físico-químico e microbiológico do lixiviado do aterro controlado de resíduo sólidos urbanos de Aguazinha em Olinda PE. 2008. 114p. Dissertação (Mestrado) Programa de pós-graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

RUSSO, M. AM. T. Avaliação dos processos de transformação de resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário. 2005, 320p. Tese (doutorado) Universidade do Minho, Portugal.

SÁNCHEZ, G. C.; CAMAÑO SILVESTRINI, N. E.; GONZALEZ, C. I.; PEDRO, M. C.; CAFFARATTI, S.E.; HADDAD, H. R.; MAINE, M. A. *Rol de macrófitas en la remoción de contaminantes de un lixiviado de relleno sanitario utilizando un wetland construido subsuperficial. Asociación Argentina de Ingenieros Químicos. Argentina, v.7, 2013.*

SANTANA, L. F. T. Aplicação da via curta para remoção biológica de nitrogênio de lixiviado de aterro sanitário utilizando reator em batelada sequencial. 2014. 139 p. Dissertação Mestrado - Escola politécnica da UFBA, Universidade Federal da Bahia, Salvador.

SANTOS, Á. C. Geração de metano devido à digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos - Estudo de caso do Aterro Sanitário Metropolitano Centro. 2011. 155 p. Dissertação Mestrado – Escola politécnica da UFBA, Universidade Federal da Bahia, Salvador.

SANTOS, A. S. P. Aspectos técnicos e econômicos do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico em lagoas de estabilização. 2010. 233p. Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

SALATI, E. Controle de qualidade de água Através de Sistemas de *wetlands* construídos. 2006.

SALATI, E.; FILHO, E.S.; SALATI, E. Utilização de sistemas de *wetlands* construídas para tratamento de águas. 23p, 2009.

SAUER, P. A e KIMBER, A. *Technical assessment of constructed wetlands for wastewater treatment in Iowa. IOWA Associate of Municipal Utilites. United States. 2001.*

SCAPINI, L. Avaliação do desempenho da osmose reversa e da troca iônica para tratamento de efluente de curtume (Aimoré Couros Ltda – Encantado) visando a reutilização da água. 2007. 76p. Dissertação (mestrado). Programa de Pós-Graduação Sistemas e Processos Industriais. Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul.

SCHALCH, V. Produção e características do chorume em processo de decomposição de lixo urbano. 1984. 103 p. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

SCHMIDT, I.; HERMELINK, C.; PAS-SCHOONEN, K.; STOUS, M.; CAMP, H. J.; KUENEN, J. G.; JETTEN, M. S. M.. *Anaerobic ammonia oxidation in the presence of nitrogen oxides (NO_x) by two different lithotrophs. Applied and environmental microbiology*, v. 68, n. 11, p. 5351-5357, 2002.

SCHMIDT, I.; SLIKERS, O.; SCHIMID, M.; BOCK, E.; FUEST, E.; KUENEN, J. G.; JETTEN, M. S. M.; STROUS, M.. *New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. FEMS microbiology reviews*, v. 27, n. 4, p. 481-492, 2003.

SEGATO, Luciana Maturana et al. Caracterização do chorume do aterro sanitário de Bauru. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, p. 1-9, 2000.

SEYFRIED, C. F.; HIPPEN, A.; HELMER, C.; KUNST, S.; ROSENWINKEL, K., H. *One-stage deammonification: nitrogen elimination at low costs. Water Science & Technology: Water Supply*, v. 1, n. 1, p. 71-80, 2001.

SEZERINO, P.H.; BENTO, A.P.; LOBO, M. A. LAPOLLI, F.R.; PHILLIPI, L.S. Sistemas naturais aplicados ao tratamento descentralizado de esgotos: uso combinado de lagoas de estabilização e filtros plantados com macrófitas (*wetlands*). 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande, 2005.

SHALINI, S. S.; JOSEPH, K. *Nitrogen management in landfill leachate: application of SHARON, ANAMMOX and combined SHARON-ANAMMOX process. Waste management*, v. 32, n. 12, p. 2385-2400, 2012.

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

SILVA, R. B.; LEITE, V. D. Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbico seguido de aeróbico. *Revista DAE*, v.63, n.199, p. 18-26, 2015.

SILVA, S C. “*Wetlands* Construídos” de Fluxo Vertical com Meio Suporte de Solo Natural Modificado no Tratamento de Esgotos Domésticos. 2007. (ENC/FT/UnB, Doutor, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos. Tese de Doutorado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.

SILVA, E. M.; BROTA, G. A.; MORETTI, E., R.; CASTANHO, T.; ROSTON, D. M. Avaliação da eficiência no tratamento de efluente de bovinocultura de leite em reator anaeróbico compartimentado seguido de *wetland* construído. In: 1º Simpósio brasileiro sobre aplicação de *wetlands* construídos no tratamento de águas residuárias. 1., 2013, Florianópolis: UFSC, 2013. p. 219-228.

Sistema Nacional de Informações Sobre o Saneamento (SNIS). Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2013

SOUTO, G.D.B. Lixiviado de aterros sanitários brasileiros - estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar ("*stripping*"). 2009. 371p. Tese Doutorado - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos

SLIEKERS, A. O.; DERWORT, N.; CAMPOS GOMEZ, J. L.; STROUS, M.; KUENEN, J. G.; JETTEN, M. S. M. *Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor. Water Research*, v. 36, n. 10, p. 2475-2482, 2002.

SPONZA, D. T.; AĞDAĞ, Osman Nuri. *Impact of leachate recirculation and recirculation volume on stabilization of municipal solid wastes in simulated anaerobic bioreactors. Process Biochemistry*, v. 39, n. 12, p. 2157-2165, 2004.

STEFFEN, W.; RICHARDSON, K.; ROCKSTROM, J.; CORNELL, S. E.; FETZER I.; BENNET, E. M.; BIGGS, R.; CARPENTER, S. R.; VRIES, W.; WIT, C. A.; FOLKE, C.; GERTEN, D.; EINKE, J.; MACE, G. M.; PERSSON, L. M.; RAMANATHAN, V.; REYERS, B.; SORLIN, S. *Planetary Boundaries: Guiding human development on a changing planet*. Disponível em: (www.sciencemag.org/cgi/content/full/science.1259855/DC1>. Acessado em Outubro de 2015.

STOTTMEISTER, U. *et al. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. Biotechnology Advances* v. 22, p. 93–117, 2003.

STROUS, M.; HEIJNEN, J. J.; KUENEN, J. G.; JETTEN, M. S. M. *The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. Applied microbiology and biotechnology*, v. 50, n. 5, p. 589-596, 1998.

TAL, Y.; WATTS, J. E.; SCHREIER, H. J. *Anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) bacteria and associated activity in fixed-film biofilters of a marine recirculating aquaculture system. Applied and environmental microbiology*, v. 72, n. 4, p. 2896-2904, 2006.

TATSI, A. A. ZOUBOLIS, A. I.; MATIS, K. A.; SAMARAS, P. *Coagulation–flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. Chemosphere*, v. 53, n. 7, p. 737-744, 2003.

THEEPHARAKSAPAN, S.; CHIEMCHAI SRI C.; CHIEMCHAI SRI W.; YAMAMOTO K. *Removal of pollutants and reduction of bio-toxicity in a full scale chemical coagulation and reverse osmosis leachate treatment system. Bioresource technology*, v. 102, n. 9, p. 5381-5388, 2011.

TIGINI, V.; PRIGIONE, V.; VARESE, G. C. *Mycological and ecotoxicological characterisation of landfill leachate before and after traditional treatments. Science of the Total Environment*, v. 487, p. 335-341, 2014.

TOMAZ, C. A. Período de germinação de sementes de *Brachiaria decumbens*, *B. humidicola* e *Brachiaria ruziziensis*. 2013. 52p.. Tese doutorado - Universidade

Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11449/100050>>.

TONIATO, J. V., Avaliação de um *Wetland* Construído no Tratamento de Efluentes Sépticos – Estudo de Caso Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil. 2005. 95p. Dissertação Mestrado - Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro.

TRENNEPOHL, F. G. Remoção biológica de nitrogênio em lixiviado de aterro de resíduos, em sistema piloto de lodos ativados com fonte externa de carbono. 2009. 132 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento). Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento. Universidade Estadual de Londrina, Londrina.

TUTTOLOMONDO, T.; LICATA, M.; LETO, C.; LEONE, R.; LA BELLA, S. *Effect of plant species on water balance in a pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetland planted with Arundo donax L. and Cyperus alternifolius L.–Two-year tests in a Mediterranean environment in the West of Sicily (Italy). Ecological Engineering*, v. 74, p. 79-92, 2015.

ULUDAG-DEMIRER, S.; DEMIRER, G. N.; CHEN, S. *Ammonia removal from anaerobically digested dairy manure by struvite precipitation. Process Biochemistry*, v. 40, n. 12, p. 3667-3674, 2005.

USEPA (United States Environmental Protect Agency). *A Handbook of Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*. Vol. 1. EUA, 2000. Disponível em <<http://www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/hand.pdf>>. Acessado em Julho de 2015.

USEPA (United States Environmental Protect Agency). *Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewater. EPA Report, 625/R-99/010. USEPA, Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio, 1999.*

USEPA (United States Environmental Protect Agency). *Nutrient control design manual: state of technology review report. EPA/600/R-09/012. USEPA, Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio, 2009.*

USEPA (United States Environmental Protect Agency). *Wastewater Management Fact Sheet: Denitrifying Filters. USEPA, Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio, 2007.*

UYGUR, A.; KARGI, F. *Biological nutrient removal from pre-treated landfill leachate in a sequencing batch reactor. Journal of Environmental Management*, v. 71, n. 1, p. 9-14, 2004.

VAN BENTHUM, W. A. J.. *Integrated nitrification and denitrification in biofilm airlift reactors: biofilm development, process design and hydrodynamics. TU Delft, Delft University of Technology, 1998.*

VAN DE GRAAF, A. A.; BRUJIN, P.; ROBERTSON, L. A.; JETTEN, M. S. M.; KUENEN, G. *Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing micro-organisms in a fluidized bed reactor. Microbiology*, v. 142, n. 8, p. 2187-2196, 1996.

VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; JETTEN, M. S. M. *Microbiological conversions in nitrogen removal. Water Science and Technology*, v. 38, n. 1, p. 1-7, 1998.

VENDRAMEL, S. M. R. Nitrificação de efluente industrial em reator de leito móvel com biofilme: efeito da salinidade. 2009. 226p. Tese (doutorado). Programa de Pós-graduação em Engenharia Química. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

VERSTRAETE, W.; PHILIPS, S. *Nitrification-denitrification processes and technologies in new contexts. Environmental pollution*, v. 102, n. 1, p. 717-726, 1998.

VOGEL, F.; HARF, J.; HUG, A.; VON ROHR, P. R. *The mean oxidation number of carbon (MOC)—a useful concept for describing oxidation processes. Water Research*, v. 34, n. 10, p. 2689-2702, 2000.

VYMAZAL, J. *The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. Ecological engineering*, v.35, n.1, p. 1-17, 2009.

WALLACE, J.; CHAMPAGNE, P.; MONNIER, A. *Performance evaluation of a hybrid-passive landfill leachate treatment system using multivariate statistical techniques. Waste Management*, v. 35, p. 159-169, 2015.

WANG, Z.; ZHANG, Z.; LIN, Y.; DENG, N.; TAO, T.; ZHUO, K. *Landfill leachate treatment by a coagulation–photooxidation process. Journal of Hazardous Materials*, v. 95, n. 1, p. 153-159, 2002.

WELSCH, D., J.; SMART, D., L.; BOYER, J., N.; MINKIN, P.; SMITH, H., C.; MCCANDLESS, T., L. *Forested Wetlands Functions, Benefits, and the Use of Best Management Practices*, Radnor, 1995, 63p.

WICHITSATHIAN, B. *Landfill leachate treatment by yeast and bacteria based membrane bioreactors. Journal of Environmental Science and Health*, v. 39, n. 9, p. 2391-2404, 2004.

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

YALCUK, A.; UGURLU, A. *Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. Bioresource Technology* v. 100, n. 9, p. 2521-2526, 2009.

ZIYANG, L.; YOUCAI, Z.; TAO, YUAN; YU, S.; HUILI, C.; NAMWEN, Z.; RENHUA, H.. *Natural attenuation and characterization of contaminants composition in landfill leachate under different disposing ages. Science of the Total Environment*, v. 407, n. 10, p. 3385-3391, 2009.

ZHANG, H.; WU, X.; LI, X. *Oxidation and coagulation removal of COD from landfill leachate by Fered–Fenton process. Chemical Engineering Journal*, v. 210, p. 188-194, 2012.

ZHANG, T.; DING, L.; REN, H. *Pretreatment of ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation. Journal of Hazardous Materials*, v. 166, n. 2, p. 911-915, 2009.

ZHU, S.; CHEN, S. *Effects of organic carbon on nitrification rate in fixed film biofilters. Aquacultural Engineering*, v. 25, n. 1, p. 1-11, 2001.

ZHU, R.; WANG S.; LI, J.; WANG, K.; MIAO, L.; MA, B.; PENG, Y. *Biological nitrogen removal from landfill leachate using anaerobic–aerobic process: denitritation via organics in raw leachate and intracellular storage polymers of microorganisms. Bioresource technology*, v. 128, p. 401-408, 2013.