

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
CÂMPUS LONDRINA
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

FERNANDA MARTINS NONAKA

**TRATAMENTO DE EFLUENTE DE RESTAURANTE
UNIVERSITÁRIO POR *WETLAND* CONSTRUÍDO DE FLUXO
VERTICAL COM LEITO PARCIALMENTE SATURADO**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

**LONDRINA
2016**

FERNANDA MARTINS NONAKA

**TRATAMENTO DE EFLUENTE DE RESTAURANTE
UNIVERSITÁRIO POR *WETLAND* CONSTRUÍDO DE FLUXO
VERTICAL COM LEITO PARCIALMENTE SATURADO**

Trabalho de Conclusão de Curso de graduação,
apresentado à disciplina Trabalho de Conclusão
de Curso 2, do Curso Superior de Engenharia
Ambiental da Universidade Tecnológica Federal
do Paraná – Campus Londrina, como requisito
parcial para obtenção do título de Engenheiro.

Orientador: Prof. Dr. Orlando de Carvalho Jr.

LONDRINA

2016



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do
Paraná
Campus Londrina
Coordenação de Engenharia Ambiental



TERMO DE APROVAÇÃO

TRATAMENTO DE EFLUENTE DE RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO POR *WETLAND* CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL COM LEITO PARCIALMENTE SATURADO

por

FERNANDA MARTINS NONAKA

Monografia apresentada no dia 01 de dezembro de 2016 ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho aprovado.

Prof. Dr. Ricardo Nagamine Costanzi
(UTFPR)

Prof. Dr. Ajadir Fazolo
(UTFPR)

Prof. Dr. Orlando de Carvalho Jr
(UTFPR)
Orientador

Profª. Dra. Ligia Flávia Antunes Batista
Responsável pelo TCC do Curso de Eng. Ambiental

O termo assinado encontra-se na coordenação do curso

AGRADECIMENTO

Agradeço primeiramente a Deus, sem ele nada seria possível.

Agradeço a minha mãe, pelo apoio, incentivo e amor.

A minha irmã, pelos palpites, apoio e companhia mesmo nos momentos mais difíceis.

A minha família, por estar sempre ao meu lado me incentivando.

A meu namorado, por ser meu apoio e grande incentivador.

Ao meu orientador Orlando de Carvalho Jr, pela orientação, pelos ensinamentos e principalmente pela oportunidade.

Aos amigos da Universidade, agradeço pelas essas amizades especiais, pelos incentivos e companheirismo durante esses anos.

EPÍGRAFE

Dias de luta, dias de glória. Só os loucos sabem.

(Chorão)

RESUMO

NONAKA, Fernanda M. **Tratamento de efluente de restaurante universitário por *wetland* construído de fluxo vertical com leito parcialmente saturado**. 2016. 110f. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2016.

Wetlands construídos de fluxo vertical são uma alternativa atraente para tratamento de efluentes devido a potencialidade na descentralização dos sistemas de tratamento, aos baixos custos de implantação, de operação e de manutenção. O presente trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência de um sistema *wetland* construído de fluxo vertical com leito parcialmente saturado plantado com *Heliconia rostrata* no tratamento do efluente gerado em um restaurante universitário. A altura de saturação do leito foi de 25 centímetros. O experimento foi realizado na Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Londrina e foi monitorado por seis meses. O sistema foi alimentado duas vezes ao dia, com dois pulsos de 25 litros de esgoto. Foram coletadas amostras de esgoto bruto e efluente e submetidos à análises físico-químicas, sendo elas DQO, alcalinidade, pH, série nitrogenada, série de sólidos totais e sólidos totais suspensos. As cargas médias aplicadas ao sistema foram de 38,2 g/m²dia de DQO, 3,94 g/m²dia de NTK, 1,6 g/m²dia de N- amoniacal, 2,23 g/m²dia de N- orgânico e 4,11 g/m²dia de Nitrogênio total. As eficiências globais de remoção foram 95,34% para DQO, 96,96% para NTK, 93,99% para N-amoniacal e 69,39% para Nitrogênio Total. As cargas removidas foram de 36,35 g/m²dia de DQO, 3,8 g/m²dia de NTK, 1,55 g/m²dia de N- amoniacal, 2,23 g/m²dia de N- orgânico e 2,89 g/m²dia de Nitrogênio total. Os resultados evidenciaram que a utilização deste tipo de sistema é eficiente na remoção de poluentes e, principalmente, na remoção de nitrogênio.

Palavras-chave: Leito saturado; remoção de poluentes; sistema de tratamento descentralizado; *Heliconia rostrata*.

ABSTRACT

NONAKA, Fernanda M.. **Wastewater treatment of university restaurant using constructed wetland of vertical flow with saturated bed.** 2016. 110f. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2016.

Vertical flow constructed wetlands are an attractive alternative for wastewater treatment due to its potencial in decentralization systems, low implantation, operation and maintenance costs. This study aimed to evaluate the efficiency of a constructed wetland system of vertical flow with partially saturated bed planted with *Heliconia rostrata* in the treatment of sewage generated in a university restaurant. The saturation of the bed height was 25 centimeters. The experiment was conducted at the UTFPR – Campus Londrina and was monitored for six months. The system was fed twice a day with two pulses of 25 liters of sewage. Raw sewage and effluent samples were collected and subjected to physical and chemical analysis, where they: COD, alkalinity, pH, nitrogen series, total solids and total solids suspended. The average load applied to the system were 38.2 g / m²d of COD, 3.94 g / m²d of NTK, 1.6 g / m²d of ammonia - nitrogen, 2.23 g / m²d organic - nitrogen, and 4.11 g / m²d of total nitrogen. The system efficiencies of removal were 95.34% for COD, 96.96% for NTK, 93.99% for ammonia-nitrogen and 69.39% for Total Nitrogen. The removed loads were 36.35 g / m²d of COD, 3.8 g / m²d of NTK, 1.55 g / m²d of ammonia - nitrogen, 2.23 g / m²d organic nitrogen and 2.89 g / m²d total nitrogen. The results showed that the use of this type of system is efficient in the removal of pollutants, and especially in removing nitrogen.

Key-words: Saturated bed; pollutants removal; Decentralized Treatment System; *Heliconia rostrata*.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquemática de <i>Wetland</i> construído de fluxo subsuperficial vertical ..	21
Figura 2 – Esquema de Sistema <i>Wetland</i> Construído de fluxo vertical com leito parcialmente saturado.....	22
Figura 3. Esquema de <i>Wetland</i> de Fluxo Subsuperficial Horizontal.....	23
Figura 4 – Representação de uma configuração de um sistema híbrido	25
Figura 5 - Principais rotas de remoção de nitrogênio em <i>wetlands</i> construídos de fluxo subsuperficial	29
Figura 6 - Representação esquemática da formação do biofilme em <i>wetlands</i>	36
Figura 7 - Vista aérea do local da unidade experimental	39
Figura 8 - Local da construção da unidade experimental.....	40
Figura 9 - Esquema de funcionamento do <i>wetland</i> construído.....	41
Figura 10 - Curva granulométrica da areia utilizada no maciço filtrante	43
Figura 11 – Vegetação no sistema <i>wetland</i>	45
Figura 12 - Desenvolvimento de <i>Heliconia rostrata</i>	56
Figura 13 - Hidrogramas de Vazão Fase I	57
Figura 14 - Hidrogramas de vazão fase II	58
Figura 15 - Variação de DQO afluente, efluente e percentual de remoção para as duas fases do sistema	64
Figura 16 – Diagrama de caixa (<i>Box Plot</i>) de dispersão de valores de DQO para fase I e II	64
Figura 17 - Variação de alcalinidade para o esgoto afluente e efluente das fases I e II	66
Figura 18 - <i>Box Plot</i> de dispersão de valores de alcalinidade para fase I e II	67
Figura 19 - Série evolutiva de pH para esgoto afluente e efluente para as fases I e II do monitoramento	68
Figura 20 - Diagrama de caixa (<i>box plot</i>) mostrando a dispersão de valores de pH no afluente e efluente para as fases I e II do monitoramento.....	68
Figura 21 – Série evolutiva das concentrações de sólidos totais e sua remoção.....	70
Figura 22 – Série evolutiva das concentrações de sólidos totais voláteis	70
Figura 23 – Série evolutiva das concentrações de sólidos totais fixos.....	71
Figura 24 – Série evolutiva da concentração de sólidos totais durante a fase II.....	72

Figura 25 – Série evolutiva da concentração de sólidos totais voláteis durante a fase II	72
Figura 26 – Série evolutiva das concentrações de sólidos totais fixos durante a fase II	73
Figura 27 – <i>box plot</i> das séries de sólidos totais para efluente e efluentes da fase I	74
Figura 28 – <i>box plot</i> das séries de sólidos totais para efluente e efluentes da fase II	74
Figura 29 – Série evolutiva das concentrações de sólidos suspensos totais durante a fase I	75
Figura 30 – Série evolutiva das concentrações de sólidos suspensos voláteis para a fase I	76
Figura 31 – Série evolutiva das concentrações de sólidos suspensos fixos para a fase I	76
Figura 32 – Série evolutiva das concentrações de sólidos suspensos totais da fase II	77
Figura 33 – Série evolutiva das concentrações de sólidos suspensos voláteis da fase II	78
Figura 34 – Série evolutiva das concentrações de sólidos suspensos fixos da fase II	78
Figura 35 – <i>Box plot</i> das séries de sólidos suspensos para afluente e efluente para a fase I	79
Figura 36 – <i>Box plot</i> das séries de sólidos suspensos para afluente e efluente para a fase II	79
Figura 37 - Variação da concentração de NTK no afluente, efluente e o percentual de remoção	80
Figura 38 - Diagrama de caixa (<i>box plot</i>) mostrando a dispersão de valores de NTK no afluente e efluente para as fases I e II do monitoramento.....	81
Figura 39 - Variação da concentração de N - Amoniacal no afluente, efluente e o percentual de remoção.....	82
Figura 40 - Diagrama de caixa (<i>box plot</i>) mostrando a dispersão de valores de N-amoniacal no afluente e efluente para as fases I e II do monitoramento	83
Figura 41 - Variação da concentração de N-orgânico no afluente, efluente e o percentual de remoção.....	84

Figura 42- Variação da concentração de Nitrato no afluente, efluente e o percentual de nitrificação	85
Figura 43 – Diagrama de caixa (<i>box plot</i>) mostrando a dispersão de valores de Nitrato no afluente e efluente para as fases I e II do monitoramento.....	86
Figura 44 - Variação da concentração de Nitrogênio Total no afluente, efluente e o percentual de remoção.....	87
Figura 45 - Diagrama de caixa (<i>box plot</i>) mostrando a dispersão de valores de Nitrogênio total no afluente e efluente para as fases I e II do monitoramento.....	88

LISTA DE QUADROS

Quadro 1- Mecanismos predominantes em <i>wetlands</i> construídos	27
Quadro 2 Metodologias empregadas no monitoramento físico-químico	50

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Dimensões do Sistema	42
Tabela 2 – Dados de monitoramento climático para fase I	53
Tabela 3 – Dados de monitoramento climático para a fase II.....	54
Tabela 4 - Avaliação de crescimento das plantas	55
Tabela 5 – Análise de desenvolvimento das plantas.....	55
Tabela 6 - Caracterização do afluente	60
Tabela 7 - Cargas diárias aplicadas ao sistema <i>wetland</i>	61
Tabela 8 - Caracterização do efluente	62
Tabela 9 - Cargas diárias médias removidas do sistema.....	63
Tabela 10 – Comparação das características do efluente e padrões de lançamento	89

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	OBJETIVOS.....	17
2.1	Objetivo Geral.....	17
2.2	Objetivos Específicos	17
3	REFERENCIAL TEÓRICO	18
3.1	Características de <i>Wetlands</i>	18
3.2	<i>Wetlands</i> Construídos De Escoamento Subsuperficial.....	20
3.3	<i>Wetlands</i> Construídos De Fluxo Vertical Subsuperficial.....	20
3.3.1	<i>Wetland</i> Construído de Fluxo Vertical com Leito Parcialmente Saturado	21
3.4	<i>Wetland</i> Construída De Fluxo Subsuperficial Horizontal.....	22
3.5	Sistemas Híbridos	24
3.6	Mecanismos De Remoção De Poluentes	25
3.6.1	Remoção Da Matéria Orgânica Carbonácea	27
3.6.2	Retenção E Remoção de Sólidos	28
3.6.3	Nitrogênio.....	28
3.6.3.1	Amonificação (Mineralização)	30
3.6.3.2	Nitrificação	30
3.6.3.3	Desnitrificação	31
3.6.3.4	Assimilação (Absorção pelas plantas)	32
3.6.3.5	Adsorção no Material Suporte (Maciço filtrante)	32
3.6.4	Retenção e Remoção de Fósforo	33

3.7	Elementos Atuantes	33
3.7.1	Maciço Filtrante.....	33
3.7.2	Plantas.....	34
3.7.2.1	<i>Heliconia rostrata</i>	35
3.7.3	Microrganismos.....	35
3.8	Influência Climática	36
3.8.1	Temperatura.....	36
3.8.2	Regime de chuvas e ventos.....	37
3.9	Colmatação	37
4	MATERIAL E MÉTODOS	39
4.1	Local Da Unidade Experimental.....	39
4.2	Descrição Da Unidade Experimental.....	40
4.3	Dimensionamento Do Sistema <i>Wetland</i> Construído De Fluxo Vertical.....	45
4.4	Monitoramento.....	49
4.4.1	Análises Físicos-Químicas.....	49
4.4.2	Hidrogramas de Vazão.....	50
5	Resultados e Discussão	52
5.1	Fatores Climáticos.....	52
5.2	Plantas.....	54
5.3	Hidrogramas de Vazão.....	56
5.4	Caracterização Físico Química.....	59
5.4.1	Remoção da Matéria Orgânica.....	63

5.4.2	pH e Alcalinidade	65
5.4.3	Sólidos Totais e Suspensos	69
5.4.4	Nitrogênio.....	80
5.5	Atendimento Aos Padrões De Lançamento De Efluentes	89
6	Conclusão.....	90
7	RECOMENDAÇÕES.....	92
	REFERÊNCIAS.....	93

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, segundo dados do Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto - 2014, o índice de atendimento da população com rede coletora de esgoto no Brasil é de apenas 49,8% (SNIS, 2014). Já em relação ao tratamento de esgotos, apenas 40,8% dos esgotos gerados no país são tratados (SNIS, 2014). O tratamento de esgotos, quando existente, ocorre normalmente de forma centralizada e em grandes estações de tratamento. Uma vez que uma parcela significativa da população vive afastada de grandes centros, sem acesso a serviços de saneamento básico, torna-se necessária a adoção de tecnologias de tratamento descentralizadas.

O desenvolvimento de sistemas de tratamento alternativos que demonstrem eficiências na remoção ou transformação de contaminantes e, que também, sejam viáveis em termos econômicos, técnicos e sociais vêm sendo tema de pesquisas nas últimas décadas. Dessa forma, na atualidade, existem diferentes tecnologias para tratamento de águas residuárias, com destaque para os *Wetlands* Construídos (WC) (SEZERINO, 2006).

Wetlands construídos são sistemas de engenharia, desenvolvidos e construídos para utilizar processos naturais na remoção de contaminantes da água, a partir de um ambiente mais controlado (WU et al., 2014).

O tratamento de efluentes por sistemas de *wetlands* construídos é uma alternativa reconhecida e recomendada no mundo, sendo esta efetiva na redução da matéria orgânica, nas transformações do nitrogênio e na retenção ou eliminação de substâncias tóxicas presentes nos efluentes. Assim, esses sistemas podem ser utilizados para tratar diversos efluentes como águas residuais, águas pluviais, efluentes industriais, lixiviados de aterro sanitário (VYMAZAL et al. 2010; VYMAZAL e KROPFELOVÁ, 2008).

O nitrogênio e seus compostos estão entre os principais poluentes de corpos hídricos, devido ao seu papel na eutrofização, toxicidade e seu efeito sobre o oxigênio das águas receptoras, é imperativa a necessidade de investimento em tecnologias com capacidade de remoção da carga nitrogenada dos efluentes.

Wetlands construídos de fluxo vertical apresentam um potencial interessante por permitirem o tratamento simultâneo de água e lodo (SILVEIRA et al., 2015). Este

sistema é capaz de promover a nitrificação total do nitrogênio, no entanto, não promove a desnitrificação total.

Pesquisas recentes apontam que a utilização de um único *wetland* vertical com o leito saturado ou submerso pode representar a solução para o aumento da eficiência de remoção de nitrogênio total, tornando-se assim uma proposta de destaque. Neste contexto, este trabalho objetivou monitorar um sistema *wetland* construído de fluxo subsuperficial vertical (do tipo francês), empregado no tratamento de águas residuárias provenientes do restaurante universitário da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Londrina.

Assim, os resultados que serão apresentados nesta pesquisa poderão contribuir para consolidar essa tecnologia como alternativa descentralizada viável para tratamento de esgotos.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

No presente projeto, um *wetland* de fluxo vertical (tipo francês), com leito parcialmente submerso foi analisado como proposta descentralizada para tratamento de efluente de um restaurante universitário.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar as condições operacionais do sistema em seu primeiro ano operacional;
- Verificar se as condições operacionais do sistema são suficientes para remoção de nitrogênio total considerando altura de saturação do leito de 25cm;
- Verificar a condição de colmatação do maciço filtrante.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Características de *Wetlands*

Wetlands são áreas que permanecem alagadas durante uma boa parte do ano devido sua localização que, geralmente, são ambientes transitórios entre sistemas terrestres de altas regiões e sistemas aquáticos. São historicamente chamadas de pântanos, brejos, mangues e outros (KADLEC e WALLACE, 2009; KADLEC e KNIGHT, 1996).

O que os caracteriza é que são úmidos por tempo suficiente a não permitir o desenvolvimento de espécies que não consigam crescer em ambientes saturados e por alterar constantemente as propriedades do solo devido as mudanças químicas biológicas e físicas que ocorrem durante o período de cheias. (KADLEC e WALLACE, 2009).

Possuem uma alta atividade biológica e, por isso, os *wetlands* têm a capacidade de modificar poluentes ocorrentes de águas residuárias convencionais em um subproduto menos danoso ou em nutrientes essenciais para processos biológicos.

São distintos também por possuírem elevada capacidade de acumulação de matéria orgânica devido a uma alta taxa de produção primária e uma baixa taxa de decomposição devida a condições anóxicas (KIVAISI, 2001).

O *wetland* construído possui a função específica de controle de poluição e manejo de resíduos. Ele é caracterizado por ser a simulação de um ecossistema natural reproduzido em um ambiente manipulado (DORNELAS, 2008). Ou seja, são sistemas de engenharia, desenvolvidos e construídos para utilizar os processos naturais na remoção de contaminantes da água, a partir de um ambiente mais controlado (WU et al., 2014).

Os mecanismos envolvidos no tratamento são físicos, químicos e biológicos, tendo os microrganismos papel fundamental. As plantas também possuem grandes atribuições, incluindo a promoção de área para aderência de microrganismos (nas raízes), absorção dos nutrientes presentes nas águas residuárias e prevenção contra a colmatação.

Os *wetlands* construídos possuem grande potencial para aplicabilidade em países em desenvolvimento como o Brasil (KIVAISI, 2001), uma vez que esta técnica está entre as tecnologias recentes mais eficientes para o tratamento de águas residuárias.

Quando comparado com sistemas de tratamento convencionais, ficam evidentes algumas vantagens do tratamento por sistema de *wetlands* construídos, tais como seu baixo custo de implantação, de operação e de manutenção, fornecendo um tratamento efetivo e seguro. São também relativamente tolerantes a variações hidráulicas, de cargas e contaminantes e, além disso, fornecem o benefício da área verde.

No entanto, existe também a demanda de área para construção, o estudo e entendimento da complexidade biológica e hidrológica do sistema, imprecisão no projeto e operação, além de falta de conhecimento dos processos de tratamento. Todas as citadas são desvantagens do sistema em questão.

Esta tecnologia foi inicialmente desenvolvida na Alemanha, na década de 1950, e então disseminada nos anos seguintes pela Europa (KADLEC e WALLACE, 2009). No Brasil, as primeiras experiências com a utilização de WC foram no início dos anos 1980, conduzidas pelos pesquisadores Salati e Rodrigues (SALATI JR.; SALATI; SALATI, 1999). Até a década de 1990, esta tecnologia era utilizada de forma quase que exclusiva no tratamento de esgoto doméstico ou sanitário (VYMAZAL, 2005), evoluindo no decorrer dos anos e sendo utilizada atualmente para tratamento de vários tipos de águas residuárias, como lixiviados de aterros sanitários (MANNARINO et al., 2006), águas residuárias de bovinocultura (PELISSARI et al., 2014) e suinocultura (SEZERINO et al., 2003), tratamento de águas superficiais poluídas (MEIRA et al., 2005) e efluentes industriais (MATOS et al., 2010).

Os *wetlands* construídos podem ser categorizados de acordo com diversos parâmetros de projeto. No entanto, os três critérios mais importantes são o hidrológico (fluxo superficial e fluxo subsuperficial), tipos de crescimento de macrófitas (emergente, sebemergente, flutuante e carregada) e de fluxo na sub-superfície (horizontal ou vertical). Os tipos de *wetlands* podem ser combinados em um sistema híbrido no intuito de atingir vantagens específicas (VYMAZAL, 2014).

3.2 *Wetlands* Construídos De Escoamento Subsuperficial

Em *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial normalmente o meio de suporte para o crescimento de plantas é o cascalho. As águas residuárias percolam verticalmente ou horizontalmente pelo substrato, onde entram em contato com microrganismos, presentes nas raízes de plantas e no substrato (COOPER et al., 1996), permitindo assim a remoção dos poluentes.

Wetlands construídos de fluxo subsuperficial podem ainda ser ainda divididos em dois grupos: (i) de fluxo vertical e (ii) de fluxo horizontal. Ambos são mais eficientes que o sistema de fluxo superficial, quando considerado a massa de remoção de poluente por m² da área de superfície do sistema.

Os *wetlands* construídos de fluxo horizontal sub superficial apresentam-se como sistemas eficientes na remoção de nitrogênio, uma vez que o nutriente é removido do sistema principalmente por nitrificação/desnitrificação. No entanto, o processo de nitrificação é limitado pela ausência de oxigênio no leito filtrante devido sua submersão contínua. Por outro lado, as condições anóxicas/ anaeróbias deste tipo de sistema são propícias para a desnitrificação.

3.3 *Wetlands* Construídos De Fluxo Vertical Subsuperficial

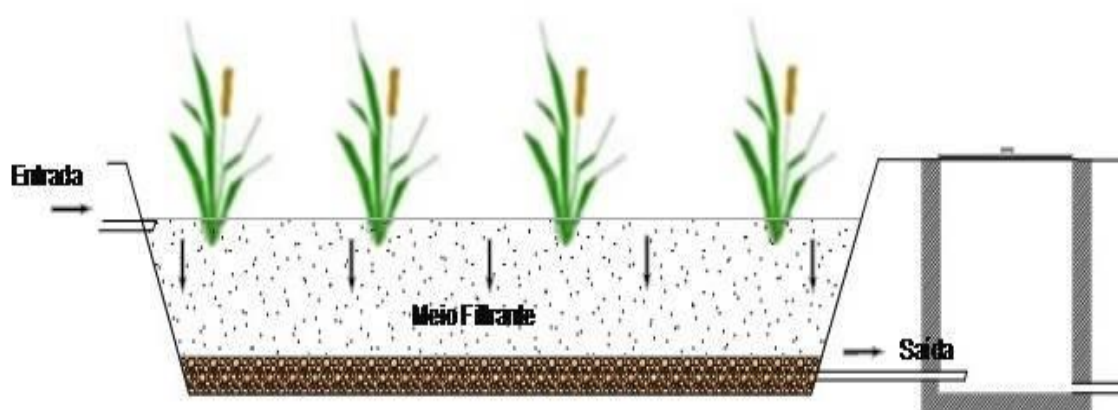
No tratamento por *Wetlands* construídos de fluxo vertical o efluente é distribuído homogeneamente na superfície do leito, infiltrando pelo meio poroso até sua coleta no fundo da unidade. Compreendem uma cama plana de cascalho coberto com areia e macrófitas plantadas.

Esse tipo de *wetlands* é alimentado em bateladas, por uma grande quantidade de efluentes até a inundação completa atingir a superfície do leito. Então, a água residuária gradualmente percola até o fundo da cama onde é coletada por uma rede de drenagem. Quando totalmente drenado, o ar é permitido entrar de novo no leito. O método de infiltração em batelada auxilia na transferência de oxigênio e, portanto, na capacidade de nitrificação (VYMAZAL, 2014).

A difusão de oxigênio do ar contribui mais para o leito filtrante em comparação com o oxigênio transferido pelas plantas. Sendo assim, a maior importância das macrófitas no sistema de fluxo vertical é ajudar a manter a condutividade hidráulica do meio.

Na Figura 1 é esquematizado o funcionamento de um *wetland* construído de fluxo subsuperficial vertical.

Figura 1 - Esquemática de *Wetland* construído de fluxo subsuperficial vertical



Fonte: Adaptado de Kadlec e Wallace (2009).

Por estes sistemas operarem em condições aeróbias, proporcionam condições adequadas para a nitrificação e eficácia na remoção de sólidos suspensos e matéria orgânica. No entanto, não promovem a desnitrificação total.

A utilização de apenas um *wetland* construído de fluxo vertical com o leito saturado vem sendo estudado e desenvolvido como forma de tratamento mais eficaz na remoção de nitrogênio (SILVEIRA et al., 2015) de efluentes.

3.3.1 *Wetland* Construído de Fluxo Vertical com Leito Parcialmente Saturado

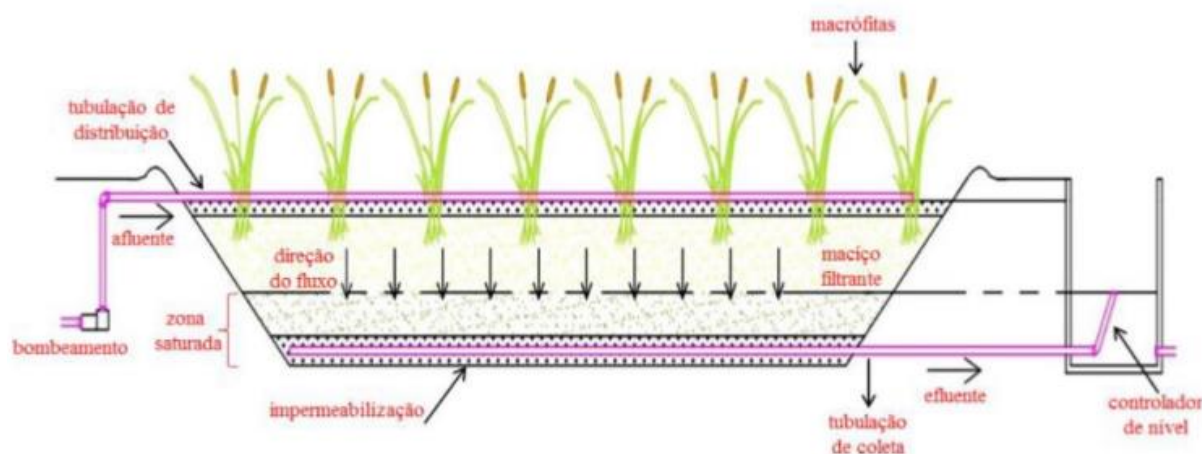
O Sistema *Wetland* construído de fluxo vertical com leito parcialmente saturado consiste em um sistema descendente que apresenta duas zonas ao longo do leito drenante. A zona superior se apresenta como um maciço de drenagem livre, enquanto o segundo, inferior, se apresenta saturado de efluente (SANTOS, 2015). A altura da

zona de saturação é variável, podendo ser alterada pelo controlador de nível. A saturação do fundo pode ser modificada, a fim de se encontrar a profundidade ótima para otimizar a eficiência de tratamento.

Dessa forma, o leito superior apresenta um ambiente aeróbio que favorece o processo de nitrificação, enquanto o leito saturado promove ambiente anóxico, favorecendo a desnitrificação, assim, o sistema com leito saturado é capaz de realizar os dois processos.

Um esquema desse sistema é apresentado na Figura 2.

Figura 2 – Esquema de Sistema *Wetland* Construído de fluxo vertical com leito parcialmente saturado



Fonte: Adaptado de Santos, 2015

3.4 WETLAND CONSTRUÍDA DE FLUXO SUBSUPERFICIAL HORIZONTAL

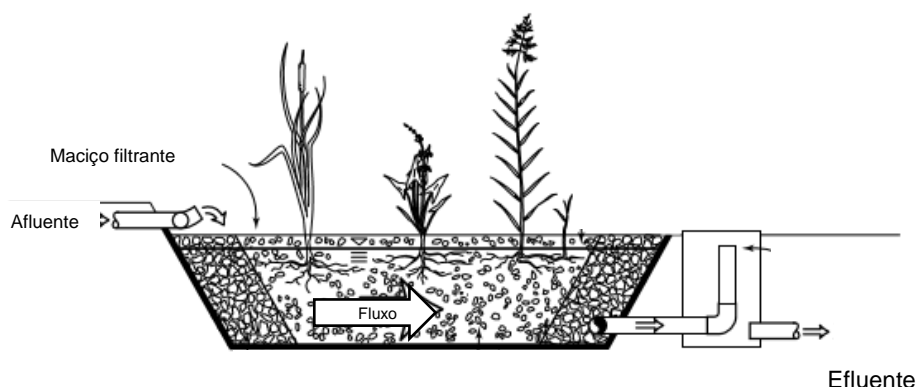
Os *wetlands* horizontais são projetados de forma que o efluente permaneça abaixo do nível da superfície em fluxo subsuperficial. A água residuária entra no leito e flui lentamente pelo meio poroso, em um caminho tendendo a horizontal, até a saída do leito. Nesta passagem, o efluente entrará em contato com zonas aeróbias, anaeróbias e anóxicas, sendo as zonas aeróbias na presença de raízes e rizomas, que liberam oxigênio para o substrato (VYMAZAL, 2014).

Neste processo, a matéria orgânica é decomposta tanto por processos microbiológicos aeróbios quanto anaeróbios, além do processo de sedimentação e de

filtração das partículas contidas na matéria. Devida à grande carga exposta e a contínua saturação do filtro do leito anóxico, os processos anaeróbios são os que prevalecem, enquanto os aeróbios estão restritos a pequenas zonas próximas de raízes, rizomas e também da fina camada da superfície da água, onde podem ocorrer as transferências de oxigênio com a atmosfera.

A Figura 3 apresenta um esquema de *wetland* construída de fluxo subsuperficial horizontal.

Figura 3. Esquema de *Wetland* de Fluxo Subsuperficial Horizontal



Fonte: Adaptado Kadlec e Wallace (2009)

Um dos mecanismos de remoção primários para sólidos em suspensão é a floculação e decantação de partículas coloidais. Outros mecanismos efetivos de remoção são sedimentação por gravidade e captura física e adsorção em filme de biomassa ligado a cascalhos e sistemas de raízes.

Já o nitrogênio é removido principalmente por nitrificação/desnitrificação. No entanto, a nitrificação é limitada pela ausência de oxigênio nos leitos e, portanto, os *wetlands* construídos de fluxo horizontal não são eficazes na remoção de amônia. Entretanto, condições anóxicas e de anaerobiose são adequadas para o processo de desnitrificação.

O elemento fósforo é removido por sorção e precipitação. No entanto, os materiais comumente utilizados no processo de filtragem, tais como cascalhos ou

pedra britada, não possuem alta capacidade de sorção. Portanto, no intuito de melhorar a remoção de fósforo é necessária a seleção de materiais com mais elevada capacidade de adsorção de P, estes materiais podem ser do grupo de óxidos e hidróxidos de Fe ou Al.

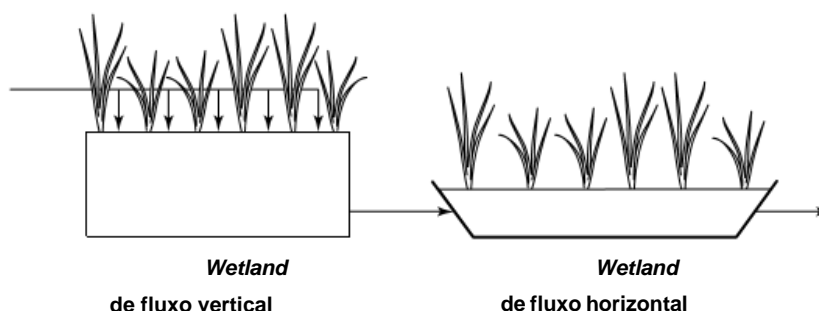
3.5 Sistemas Híbridos

A combinação de sistemas de fluxo vertical e fluxo horizontal é conhecido como sistema híbrido, são utilizados por normalmente otimizarem a remoção orgânica e de nitrogênio nas fases aeróbias, anaeróbias e anóxicas (SAEED e SUN, 2012).

Objetivam um melhor desempenho global do sistema, explorando as vantagens individuais de cada um deles para complementar um tratamento sequenciado.

Uma vez que os *wetlands* construídos de fluxo horizontal apresentam menor capacidade de nitrificação, devido à limitada capacidade de transferência de oxigênio, torna-se mais eficaz a utilização de um *wetlands* construídos de fluxo horizontal com sequência de um *wetland* construído de fluxo vertical, que apresenta maior eficiência para nitrificação (VYMAZAL e KROPFELOVÁ, 2008), enquanto o *wetlands* construídos de fluxo horizontal provê boas condições para a desnitrificação devido ao seu ambiente redutor.

Figura 4 – Representação de uma configuração de um sistema híbrido



3.6 Mecanismos De Remoção De Poluentes

Os mecanismos de depuração e transformação das águas residuárias em sistemas de *wetlands* construídos abrangem uma complexa variedade de processos físicos, químicos e biológicos frequentemente associados e de ocorrência simultânea (USEPA, 2000).

- Processos Biológicos

Os microrganismos mais comuns em *wetlands* construídos são bactérias, fungos e protozoários. Portanto, a manutenção de condições adequadas no sistema é adquirida pelo metabolismo dos organismos que estão presentes no *wetland* (SAEED e SUN, 2012).

Os microrganismos presentes possuem, portanto, a capacidade de degradação de poluentes. No entanto, possuem limites de tolerância para condições extremas, como por exemplo a presença de componentes tóxicos nas águas residuárias.

São seis as principais reações biológicas envolvidas em um sistema *wetland*, são elas a fotossíntese, a respiração, a fermentação, a nitrificação, a desnitrificação e a remoção microbiológica de fósforo (MITCHELL e HAMILTON, 1996 apud DORNELAS, 2008).

- Processos Químicos

Um dos maiores mecanismos em sistemas de tratamento são as transformações química dos constituintes. Nas transformações estão inclusas as reações de oxidação/redução, a floculação, reações ácido/base, precipitação, e uma série de reações bioquímicas que acontecem em condições anaeróbias e aeróbias.

As transformações podem levar à remoção dos contaminantes do sistema *wetland*, entretanto, o resultado normalmente é o de detenção do contaminante no sistema por um período de tempo. O poluente deve sofrer a transformação química, ficar retido no sistema, e o resultado final da transformação será o objetivo de tratamento do sistema (USEPA, 2000).

Deve-se salientar também a importância do pH da água e do meio filtrante, uma vez que exerce grande influência na direção de muitas reações e processos, como as transformações biológicas, a partição de formas ionizadas e não ionizada de ácidos bases, as trocas catiônicas e a solubilidade de sólidos e gases.

- Processos Físicos

Os principais processos físicos em WC responsáveis pela remoção de poluentes das águas residuárias são a sedimentação e a filtração. Os poluentes removidos são basicamente materiais particulados e sólidos suspensos.

A eficiência de todos os processos, sejam eles físicos, químicos ou biológicos, varia com o tempo de detenção hidráulica (TDH). Tempos de detenção hidráulica mais longos aceleram a remoção de contaminantes, entretanto, tempos de detenção muito longos podem ter efeitos prejudiciais.

O objetivo do tratamento de efluentes em sistemas de *wetlands* construídos, sejam provenientes de fontes difusas ou pontuais, é potencializar o contato de espécies microbianas juntamente com o substrato, o que proporciona a bioconversão para gás carbônico, biomassa e efluente tratado (DORNELAS, 2008).

No Quadro 1 são demonstrados os mecanismos predominantes na remoção de poluentes nos *wetlands* construídos.

Quadro 1- Mecanismos predominantes em *wetlands* construídos

Constituinte do Efluente	Mecanismo de Remoção
Matéria orgânica	Decomposição microbiana aeróbia e/ou anaeróbia
Sólidos Suspensos	Filtração Sedimentação
Nitrogênio	Amonificação seguida de nitrificação e desnitrificação Adsorção Volatilização da amônia Retirada pela planta Adsorção pelo material filtrante
Fósforo	Adsorção Retirada pela planta Precipitação

Fonte: Adaptado de Cooper et al, 1996

3.6.1 Remoção Da Matéria Orgânica Carbonácea

A maior parte da matéria orgânica presente nos efluentes, medida e quantificada em termos de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e DQO (Demanda Química de Oxigênio), é degradada de forma aeróbia por microrganismos, principalmente bactérias, aderidos ao material filtrante e nas raízes das macrófitas.

A remoção de forma anaeróbia também ocorre e é descrita principalmente em sistemas saturados (PHILIPPI e SEZERINO, 2004). Os principais responsáveis pela degradação da matéria orgânica são os microrganismos, os quais obtêm energia e fonte de carbono para seu metabolismo e reprodução, adquiridos por meio de reações de óxido-redução dos compostos orgânicos e inorgânicos presentes nos efluentes e na captação de luz solar, bem como na utilização do carbono orgânico e do dióxido de carbono (CO₂) (SEZERINO, 2006).

3.6.2 Retenção E Remoção de Sólidos

Os principais mecanismos de remoção de sólidos são a filtração e sedimentação. A remoção por esses mecanismos está associada às baixas velocidades de percolação dos efluentes nos WC relacionadas com a presença de macrófitas e o material filtrante (KADLEC e WALLACE, 2009).

3.6.3 Nitrogênio

O nitrogênio e seus compostos estão entre os principais componentes preocupantes relacionados aos efluentes devido ao seu papel na eutrofização, sua toxicidade para vertebrados e invertebrados e também seu efeito sobre o oxigênio das águas receptoras. O nitrato, um dos compostos, é responsável por causar uma doença neonatal chamada metaemoglobinemia infantil (síndrome do bebê azul), que pode ser letal para crianças. O nitrato, uma vez na corrente sanguínea, se reduz a nitrito, competindo com o oxigênio livre e tornando o sangue em uma coloração azulada.

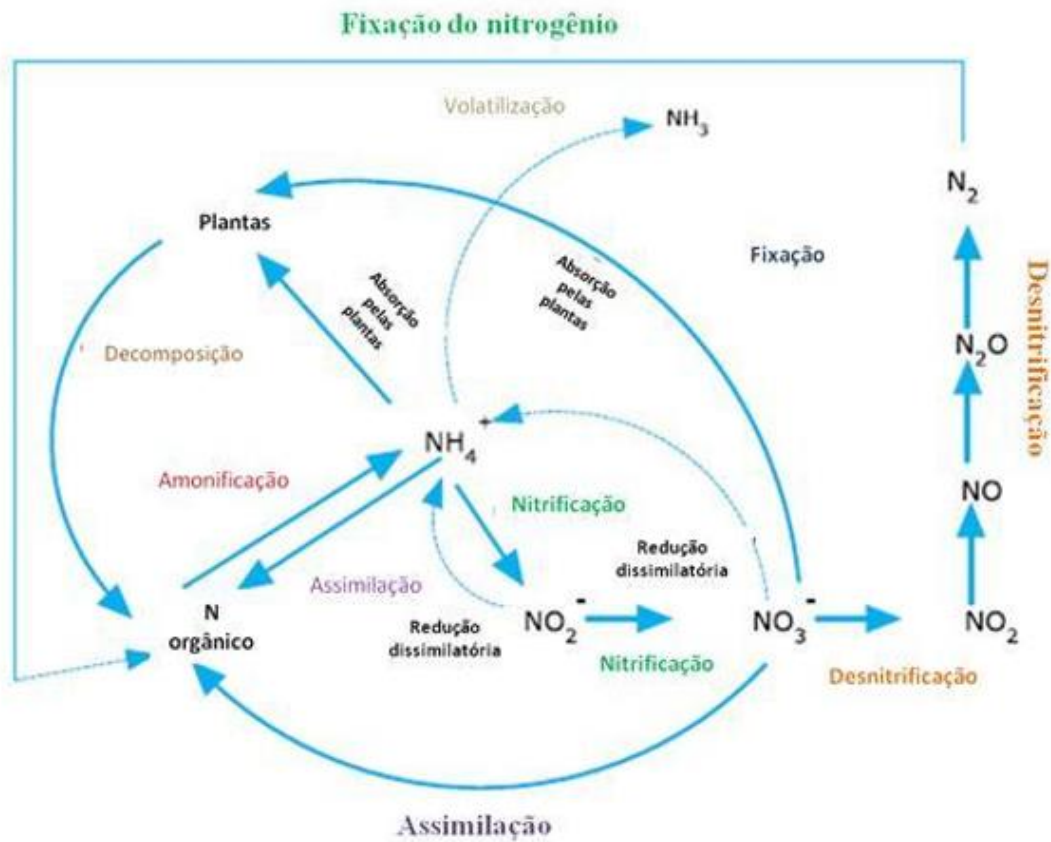
No entanto, estes compostos também são de interesse no estudo de *wetlands* por apresentarem papel benéfico ao crescimento das plantas e manutenção da vida selvagem.

As espécies mais importantes de nitrogênio em *wetlands* são a amônia solúvel (NH_4^+), o nitrito (NO_2) e o nitrato (NO_3^-). Ainda são encontrados em outras formas, como o óxido nitroso (N_2O), o gás nitrogênio (N_2), a ureia (orgânico), aminoácidos e amina. A soma do nitrogênio orgânico, amônia, nitrato e gás nitroso (N-orgânico + NH_4^+ + NO_3^- + N_2O) é chamado de Nitrogênio Total (N-total), e o nitrogênio orgânico e o amoniacoal podem ser quantificados juntos como “Nitrogênio Total Kleldahl” (NTK) (KADLEC e WALLACE, 2009).

As formas de nitrogênio estão continuamente envolvidas em transformações de compostos orgânicos para inorgânicos e vice-versa. Essas transformações estão diretamente envolvidas nos mecanismos de remoção de nutrientes do sistema.

Os processos que influenciam a remoção e detenção de nitrogênio em *Wetlands* durante o tratamento de águas residuais são vários, incluindo sedimentação de particulados, fixação do nitrogênio, absorção por plantas, volatilização da amônia, amonificação (mineralização), nitrificação, desnitrificação, assimilação e decomposição (KADLEC e WALLACE, 2009), conforme apresentado na Figura 5.

Figura 5 - Principais rotas de remoção de nitrogênio em *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial



Fonte: Adaptado de Saeed e Sun (2012)

Entretanto, apenas alguns dos processos removem nitrogênio total de águas residuais, uma vez que a maioria dos processos somente convertem o nitrogênio a outras formas (VYMAZAL, 2007). Em *Wetlands*, o principal mecanismo de remoção de nitrogênio é a sequência de processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação (KADLEC e WALLACE, 2009).

3.6.3.1 Amonificação (Mineralização)

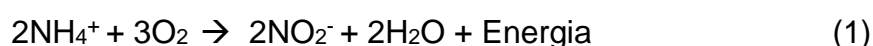
A amonificação é a transformação biológica de nitrogênio orgânico em nitrogênio inorgânico, na forma de N-amoniaco. Este processo ocorre tanto em condições anaeróbicas quanto em condições aeróbicas (KADLEC e WALLACE, 2009). No entanto, as taxas de conversão de N-orgânico à N-amoniaco são mais elevadas em zonas aeróbicas e diminuem em zonas facultativas ou anaeróbicas (VYMAZAL, 2007).

As taxas de amonificação do sistema dependem da temperatura, do pH, da relação C/N, nutrientes disponíveis e condições do solo como estrutura e textura (REDDY; PATRICK; BROADBENT, 1984). A temperatura ótima relatada para amonificação é de 4 a 6 °C, e para pH ótimo deve se situar na faixa entre 6,5 e 8,5 (VYMAZAL, 1995).

3.6.3.2 Nitrificação

A nitrificação é o processo de oxidação biológica da amônia presente no sistema sob condições aeróbicas e mediada por microrganismos como *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*. A presença de oxigênio dissolvido é uma condição essencial para a nitrificação. O oxigênio pode ser carregado para o interior do meio filtrante via convecção, difusão atmosférica e também através das macrófitas (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

O processo de nitrificação ocorre em duas etapas, na primeira a amônia é oxidada a nitrito em uma reação aeróbia catalisada pelas bactérias *Nitrosomonas*, conforme a equação abaixo:



O nitrito produzido é então oxidado aerobiamente através de bactérias *Nitrobacter*, formando nitrato, de acordo com a equação abaixo:

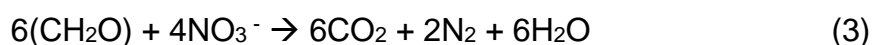


A nitrificação é mais caracterizada em *Wetlands* de fluxo vertical em comparação com os de fluxo horizontal, isso é devido a sua configuração, que permite maior aporte de oxigênio atmosférico para o meio filtrante. Em *wetlands* de fluxo vertical o balanço de oxigênio ao longo do tempo é positivo, assim a soma das entradas de oxigênio é superior à demanda, incluindo a demanda para a degradação da matéria orgânica carbonácea e demanda de nitrificação. Este balanço positivo é obtido a partir do dimensionamento do sistema com área superficial mínima (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

A nitrificação ocorre também em *wetlands* de fluxo horizontal, no entanto é menos significativa, ocorrendo geralmente em regiões próximas à superfície do *wetland* ou próximas às raízes e rizomas de macrófitas e da vegetação, locais recorrentemente aeróbios em um sistema que, em sua grande parte, é anaeróbio. Sendo assim, apesar de macrófitas não agirem como mecanismos de nitrificação, ainda fornecem condições para o desenvolvimento de bactérias nitrificantes.

3.6.3.3 Desnitrificação

A desnitrificação é o processo no qual o nitrito é reduzido à uma forma gasosa, para tal são necessárias condições anaeróbias. A reação é catalisada pelas bactérias desnitrificantes *Pseudomonas* spp. e outras bactérias, de acordo com a equação abaixo:



A reação é irreversível e ocorre na presença de substrato orgânico disponível somente em condições anóxicas, onde o nitrogênio é o aceptor final de elétrons no lugar do oxigênio (VYMAZAL, 2007).

O processo de desnitrificação é mais atuante em sistemas *wetlands* de fluxo horizontal, onde o material suporte e a rizosfera permanecem inundados com o

efluente na maior parte do tempo, garantindo as condições anaeróbias necessárias para a ocorrência da desnitrificação (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

3.6.3.4 Assimilação (Absorção pelas plantas)

Assimilação é a forma de incorporação do nitrogênio na biomassa das macrófitas. Este processo está relacionado a uma variedade de processos biológicos que convertem formas inorgânicas do nitrogênio para compostos orgânicos que servem de reserva para as células e os tecidos das plantas. As formas de nitrogênio geralmente utilizadas são a amônia e o nitrato. No entanto, por ser mais reduzida energeticamente que o nitrato, a amônia torna-se a fonte principal (VYMAZAL, 2007; KADLEC e KNIGHT, 1996).

Quando as cargas de Nitrogênio afluentes em *wetlands* são baixas, a participação das plantas na remoção do nutriente é mais significativa, uma vez que a taxa de assimilação depende das necessidades nutricionais da cultura utilizada. Além disso, é fundamental que se realize a poda regular das macrófitas para manutenção da eficiência de remoção do Nitrogênio, uma vez que a senescência das plantas e posterior decomposição pode fazer com que o nitrogênio já absorvido retorne ao sistema.

3.6.3.5 Adsorção no Material Suporte (Maciço filtrante)

A adsorção de amônia das águas residuárias pelo material filtrante, também por detritos e sedimentos, é um processo físico químico que pode remover parcela do nitrogênio total do afluente (KADLEC e KNIGHT, 1996). No entanto, não é considerada uma forma de remoção permanente, uma vez que a amônia adsorvida, em condições aeróbias, é nitrificada, e na forma de nitrato ocorre a dessorção do nitrogênio (COOPER et al., 1996).

3.6.4 Retenção e Remoção de Fósforo

A retenção de fósforo nos WC inclui processos físicos, químicos e biológicos, envolvendo os processos de precipitação, sedimentação e adsorção. No entanto, o mecanismo de remoção mais relevante é a incorporação deste fósforo na biomassa de macrófitas com a poda regular subsequente (ARIAS et al. 2001).

Sistemas com plantas podem ter uma eficiência maior na remoção de fósforo, uma vez que a liberação de oxigênio pelas raízes pode aumentar a capacidade de adsorção deste nutriente por meio dos substratos (MOORTEL et al., 2009). No entanto, como o fósforo é um macro nutriente, o aumento da biomassa não deve ser diretamente relacionado a uma capacidade de remoção a longo prazo nos WC, porque ao morrer os tecidos destas plantas irão se decompor e liberar mais uma vez este fósforo no ambiente (KADLEC e WALLACE, 2009).

A remoção de forma biológica acontece devida a presença de microrganismos nos WC que requerem fósforos para seu crescimento e o incorporam em seus tecidos. Como os microrganismos crescem e se multiplicam rapidamente, ocorre a rápida incorporação do fósforo presente no sistema (ARIAS et al. 2001).

3.7 Elementos Atuantes

3.7.1 Maciço Filtrante

O maciço filtrante em um sistema *wetland* possui função de sustentação da vegetação, fornece área superficial para adesão de microrganismos, e está associado com mecanismos físicos-químicos de tratamento, depuração da matéria orgânica, transformação das frações nitrogenadas e adsorção de fósforo. No entanto, possui maior participação na manutenção das condições hidráulicas.

Já foram utilizados diversos tipos de materiais filtrantes em sistema *wetlands*, tais como areia (SEZERINO, 2006; PELISSARI, 2013), brita (CALIJURI et al., 2009;

BRASIL e MATOS, 2008), pneu picado (COLLAÇO, 2001), argila (MANNARINO, 2006), e anéis de bambu (ZANELLA, 2008).

A escolha do tipo do material filtrante está condicionada às finalidades do tratamento. O material deve promover adsorção de compostos inorgânicos, como amônia (NH_4) e ortofosfato (PO_4), e apresentar condutividade hidráulica adequada (SEZERINO, 2006).

3.7.2 Plantas

As macrófitas plantadas desempenham funções importantes em *wetlands* construídos. Dentre as principais atribuições estão a promoção de área superficial, nas raízes, prevenção da colmatação do maciço filtrante, liberação de oxigênio para o maciço filtrante, retirada e armazenamento de nutrientes e embelezamento paisagístico (KADLEC et al., 2000).

As plantas possuem participação na absorção de fósforo e nitrogênio contidos nas águas residuárias. Entretanto, se não realizadas manutenções e podas regulares não ocorrerá a remoção efetiva dos nutrientes das águas residuárias, que acabam voltando ao sistema após a morte das plantas.

Em registro bibliográfico sobre mais de 600 sistemas *wetlands* de fluxo superficial implantados em 43 países, foram registradas a aplicação de 150 gêneros de plantas, sendo que as mais usadas são a *Typha*, *Scirpus*, *Phragmites*, *Eleocharis* e *Juncus* (VYMAZAL, 2013). Já no Brasil, entre os anos de 1998 e 2011, as plantas mais utilizadas foram a *Typha*, *Eleocharis* e *Zizaniopsis* (SEZERINO et al., 2015).

Recentemente, a utilização de plantas ornamentais tornou-se mais frequente, uma vez que estas possibilitam um efeito estético nos *wetlands*, contribuindo desta forma para a conscientização em relação ao tratamento (BRIX et al., 2007).

A escolha da macrófita a ser utilizada deverá ser baseada na tolerância da planta a ambientes saturados de água (ou esgoto), seu potencial crescimento e a presença destas mesmas macrófitas próximas ao local de implantação do sistema, assim elas estarão adaptadas as condições climáticas (SEZERINO, 2006).

3.7.2.1 *Heliconia rostrata*

A *Heliconia rostrata* é do gênero *Heliconia*, pertencente à família das Heliconiaceae. A espécie tem origem neotropical e não necessita de cuidados intensos. São de porte herbáceo e chegam até 12 m de altura. Sua dispersão é por meio de rizomas subterrâneos, emitindo brotações à superfície (BERRY; KRESS, 1991; MOSCA, 2004).

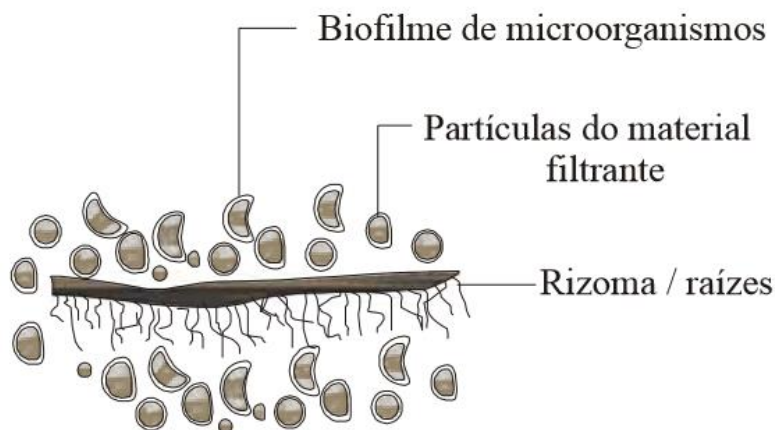
A espécie ainda possui possibilidade de embelezamento paisagístico proporcionado por suas flores, além de possuir sistema radicular propício para formação de comunidades bacterianas para tratamento de efluentes. (BERRY; KRESS, 1991; MOSCA, 2004).

3.7.3 Microrganismos

Os *wetlands* construídos proporcionam um ambiente ideal para o desenvolvimento de microrganismos com a capacidade de biodegradação dos poluentes presentes nas águas residuárias. As bactéria, fungos e algas são os microrganismos mais comuns em *wetlands*. Entre os organismos atuantes nos sistemas, as bactérias são de extrema importância, uma vez que possuem grande participação na remoção de poluentes em *wetlands* de fluxo subsuperficial (SAEED e SUN, 2012).

O biofilme está associado às raízes das plantas e/ou à superfície do material filtrante, nele são encontradas comunidades de microrganismos aeróbios e anaeróbios que se desenvolvem consumindo a matéria orgânica contida no afluente e atuando nos processos de remoção de nitrogênio. Na Figura 6 é representado o biofilme em *wetlands*.

Figura 6 - Representação esquemática da formação do biofilme em *wetlands*



Fonte: Adaptado de Sezerino, 2006

3.8 INFLUÊNCIA CLIMÁTICA

Fatores climáticos podem afetar o desempenho de sistemas *wetlands* e também seu funcionamento, uma vez que estes estão diretamente expostos a influências climáticas como variação da temperatura, incidência de radiação solar, regime de chuvas e ventos.

3.8.1 Temperatura

No sistema *wetland*, o material filtrante e o efluente estão diretamente expostos ao ambiente, variando suas temperaturas de acordo com a variação diurna e anual do ambiente (KADLEC; REDDY, 2001). Variações na temperatura provocam alterações no fluxo, devido ao aumento da evapotranspiração, bem como alterações em parâmetros de aeração, devido a relações diretas entre temperatura e concentração de oxigênio (maior em temperaturas frias) (LAUTENSCHLAGER, 2001). A

disponibilidade de oxigênio dissolvido se apresenta menor em meses quentes, no entanto, com o aumento da temperatura, os processos de oxidação da matéria orgânica carbonácea e de compostos nitrogenados são favorecidos, podendo ser limitados pela solubilidade de oxigênio no meio (KADLEC, 2001).

3.8.2 Regime de chuvas e ventos

O regime de chuvas afeta o balanço hídrico do sistema *wetland*, adicionando água ao sistema e afetando diretamente as características do efluente e o fluxo hidráulico. A precipitação combinada com a influência dos ventos pode atuar no tempo de detenção, aumentando as taxas de evapotranspiração, além de promover efeitos de mistura e turbulência no escoamento (LAUTENSCHLAGER, 2001). Períodos com alta evapotranspiração correspondem aos meses com temperaturas mais elevadas, e períodos com ocorrência característica de chuvas apresentam menores temperaturas e causam uma redução da concentração do efluente devido a adição de água (KADLEC, 2001).

3.9 Colmatação

A colmatação do substrato é o maior problema operacional de *wetlands* construídos (HUA et al., 2010; ZHAO, ZHU e TONG, 2008; PEDESCOLL et al., 2011). A obstrução do material filtrante envolve vários processos relacionados à acumulação de sólidos, o que leva à redução da capacidade de filtração do *wetland* (PEDESCOLL et al., 2011; HUA et al., 2010).

O processo de colmatação ainda não é bem entendido e considerado extremamente complicado (HUA et al., 2010). São considerados os principais fatores causadores da colmatação a acumulação de sólidos suspensos (SS), a sedimentação de biomassa microbiana, deposição de precipitados químicos, aumento de material orgânico que estimulam o crescimento do biofilme e o desenvolvimento de raízes de plantas (KADLEC e WALLACE, 2009).

São propostas alguns métodos a fim de prolongar a vida útil de um *wetland* construído ou prevenir a colmatção: (i) controlar a carga orgânica e de sólidos suspensos que entram no sistema, de forma a controlar o controle excessivo do biofilme e acúmulo de partículas; (ii) adoção de tratamentos físico-químicos precedentes para remoção dos sólidos contidos no afluente; (iii) determinação de um modo de operação alimentação-reposo apropriada. Os períodos de repouso devem ser longos o suficiente para fornecer oxigênio para oxidar as partículas orgânicas acumuladas e permitir que o biofilme perca água para aumentar a porosidade efetiva (ZHAO, ZHU e TONG, 2008).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Local Da Unidade Experimental

A estação experimental foi construída em uma área adjacente ao Restaurante Universitário da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Londrina, localizada nas coordenadas geográficas 23,3 S e 51,1 O, no município de Londrina, Paraná.

Na Figura 7 está representada uma vista aérea do local da unidade experimental.

Figura 7 - Vista aérea do local da unidade experimental



Fonte: Google Maps

Figura 8 - Local da construção da unidade experimental

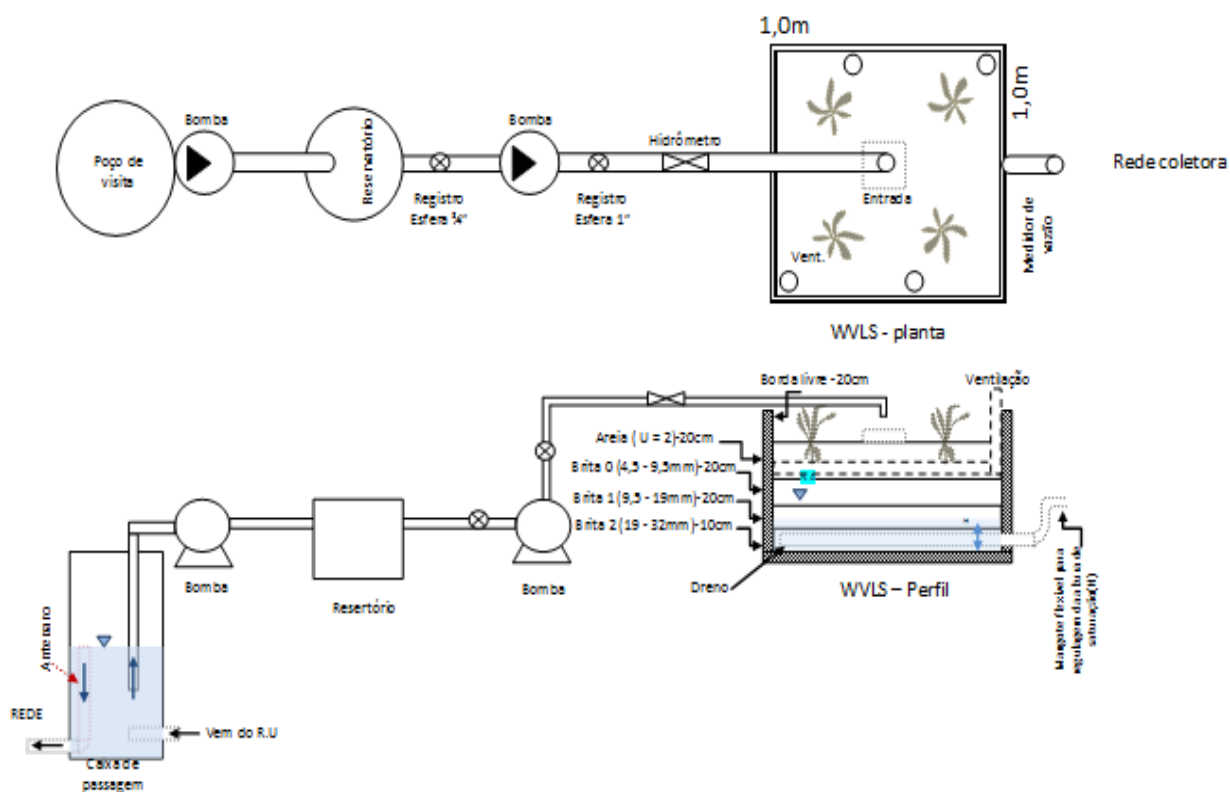


Fonte: Própria

4.2 Descrição Da Unidade Experimental

A configuração do sistema operacional adotado foi do tipo francês e composto por uma única unidade operacional. Para compreensão da unidade experimental, um esquema do projeto *wetland* é apresentado na Figura 9

Figura 9 - Esquema de funcionamento do *wetland* construído



Fonte: Elaborado pelo autor

O sistema foi confeccionado em alvenaria (blocos de concreto e barras de ferro). As paredes e o fundo do sistema foram impermeabilizados com manta PEAD de 2 mm. As dimensões do *wetland* são apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 - Dimensões do Sistema

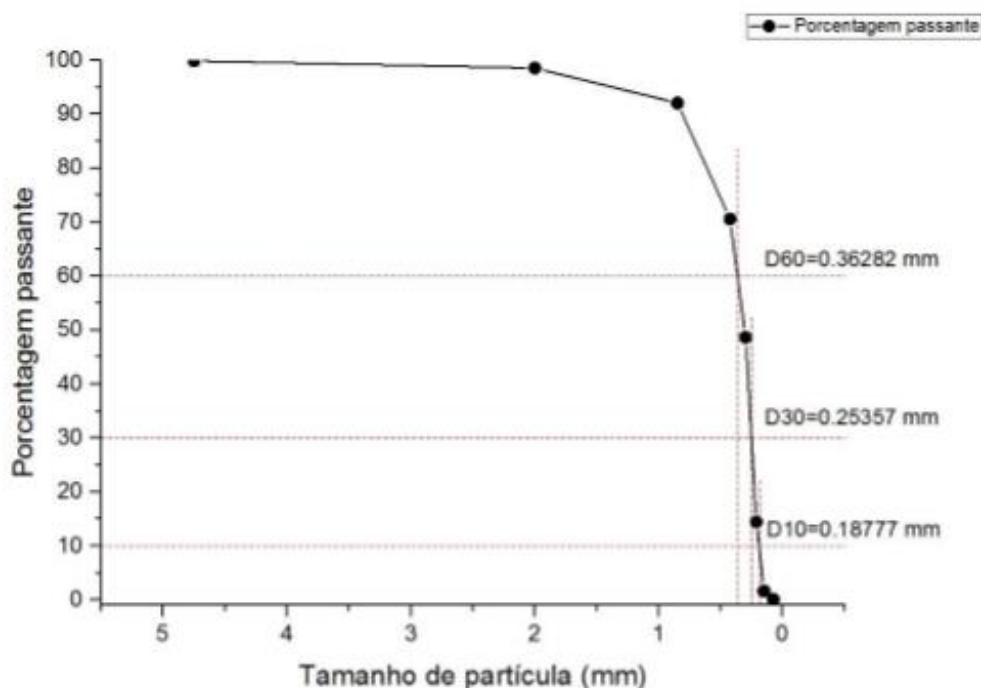
Dimensões do Sistema	
Largura	1 m
Área superficial	1 m²
Volume do sistema	0,7 m³
Altura do sistema	0,9 m
Altura do maciço	0,7 m

Fonte: Elaborado pelo autor

- **Maciço Filtrante**

O leito filtrante é composto por areia e brita. A última camada no fundo do sistema, 10 centímetros de brita 2 (ϕ 30mm), seguida por 20 centímetros de brita 1 (ϕ 24mm), 20 centímetros de brita 0 (ϕ 12mm) e 20 centímetros de areia média de $D_{10}=0,187\text{mm}$, $D_{60}=0,326\text{mm}$ e coeficiente de uniformidade $U=1,932$ na parte superior (Figura 10)

Figura 10 - Curva granulométrica da areia utilizada no maciço filtrante



Fonte: MACHIONI, 2016

A curva granulométrica foi obtida em ensaio granulométrico de acordo com a NBR 7217.

- Operação do sistema

O sistema encontra-se em *start-up* desde maio de 2016 e operava de forma contínua até julho de 2016. Para que não houvesse sobrecarga no sistema, foram analisadas as condições operacionais e nível de colmatação que se encontrava o sistema antes da retomada da rotina de análises. Com o objetivo de prorrogar a vida útil do maciço filtrante do sistema, passou-se a operar por três dias consecutivos e descansar por quatro, e o contrário na semana subsequente.

O monitoramento do sistema realizado nesta pesquisa compreendeu o período entre agosto de 2016 e outubro de 2016 denominada fase II, no entanto, serão apresentados resultados anteriores, referentes às pesquisas de Rodrigues (2016) e Machioni (2016) denominada fase I, possibilitando uma compreensão melhor do comportamento do sistema. Na fase I, diferentemente da Fase II, o sistema foi operado

de modo contínuo sem descanso do maciço. As demais condições operacionais nas duas fases foram as mesmas.

Nesse projeto, a altura (H) de saturação de leito considerada foi $h=25\text{cm}$. O sistema *wetland* vertical com leito saturado, entretanto, foi projetado para operar em duas diferentes alturas, $h_1=25\text{cm}$ e $h_2=50\text{cm}$. Em cada uma dessas alturas o sistema deverá operar por um ano. Essa fase da pesquisa ainda compreende a altura h_1 .

- Sistema de alimentação

O esgoto bruto foi coletado em uma caixa de passagem que recebe o esgoto da caixa de gordura do Restaurante Universitário, cozinha e banheiros e também da copa do campus. Para acumulação suficiente de volume de captação foi utilizado um anteparo na saída da caixa de passagem.

O efluente bruto captado foi bombeado por uma bomba centrífuga de $\frac{1}{2}$ cv de potência e vazão nominal de 1500L/h para um reservatório de capacidade de 300L. O volume de efluente era reservado considerando as variações diárias de produção de esgoto típicas de cada instalação considerada.

O sistema foi alimentado por uma bomba, de mesmas características a anterior, durante a fase I e manualmente durante a fase II, com duas cargas diárias de 25 L/min, tendo em total uma vazão diária de 50L/d ou $0,05\text{m}^3/\text{d}$. O efluente, então tratado, foi coletado por um dreno de diâmetro nominal de 40mm, localizado no fundo do sistema, para então ser encaminhado para a rede coletora do campus.

Para auxiliar na aeração do sistema, uma tubulação de ventilação de diâmetro nominal de 40mm, com furos de 8mm com 10cm foi instalada a 20cm de profundidade do maciço filtrante não saturado.

- Vegetação

A escolha da vegetação deu-se a partir de uma planta que necessitasse de baixos cuidados, dessa forma, a escolhida foi a *Heliconia rostrata* (Figura 11), devido a suas características rústicas, necessidade de baixa manutenção, ciclo de vida perene e possibilidade de embelezamento paisagístico proporcionado por suas flores.

Figura 11 – Vegetação no sistema *wetland*



Fonte: Própria

Apesar de não ser a planta mais adotada, encontram-se trabalhos que utilizaram a *Heliconia rostrata* (MACHADO; BRANDÃO; MAGALHÃES, 2015) e obtiveram boas taxas de remoção de poluentes.

As plantas foram retiradas manualmente da UTFPR campus Londrina e transplantadas para o sistema com o sistema radicular preservado. A razão de mudas por metro quadrado utilizada foi de 6, razão baseada em outros trabalhos, onde a razão descrita era de 8 a 6 mudas por metro quadrado.

4.3 Dimensionamento Do Sistema *Wetland* Construído De Fluxo Vertical

O dimensionamento do sistema foi realizado adotando critérios de Platzer (1999) e Sezerino (2006) para *wetlands* de fluxo vertical e maciço de fluxo livre.

- Vazão do Projeto

Considerando os dois pulsos de 25L/d em 24 horas, a vazão diária foi de 50 L/d ou 0,05m³/d.

- Taxa de Aplicação Superficial

A taxa de aplicação superficial do sistema será dada por:

$$Ta = Q/A \quad (4)$$

Onde:

Ta= taxa de aplicação superficial (m/d);

Q = vazão do afluente (m³/d);

A = área do *wetland* (m²).

Adotando leito de área superficial igual a 1m² (1,0m x 1,0m) e substituindo os valores de vazão e área na equação 1, tem-se que Ta = 0,05m/d ou 50mm/d, valor abaixo do limite de 250mm/d recomendado por Platzer (1999).

- Balanço de Oxigênio Dissolvido (OD)

O cálculo do balanço de OD se dará pela equação abaixo:

$$\text{Balanço} = \text{Oxigênio}_{\text{entDIF}} + \text{Oxigênio}_{\text{entCONV}} - \text{Demanda} \quad (5)$$

Onde:

Oxigênio_{entDIF} = Aporte de OD por difusão;

Oxigênio_{entCONV} = Aporte de OD por convecção;

Demanda = Demanda de OD (função das cargas aplicadas);

Balanço = Deve ser maior que zero para garantir nitrificação de N-NH₄⁺

Para o cálculo das concentrações de DQO_{aflu} e NTK_{aflu} foram consideradas as concentrações de 650mg/L e 40mg/L, respectivamente, e vazão de 0,05m³/d.

As cargas aplicadas (λ) foram calculadas pela equação 6 a seguir:

$$\lambda = Q.C \quad (6)$$

Onde:

λ = carga aplicada (g/d);

Q = vazão (m³/d);

C = concentração (g/m³).

Substituindo as concentrações de DQO_{aflu} e NTK_{aflu} na equação 6, obtêm-se:

$$DQO_{aflu} \text{ (g/d)} = 32,5 \text{ g/d}$$

$$NTK_{aflu} \text{ (g/d)} = 2 \text{ g/d}$$

A demanda de oxigênio é dada pela equação 7:

$$\text{Demanda de OD} = 0,85 \cdot 0,7 \cdot [DQO_{aflu}] + 4,3 \cdot [NTK_{aflu}] - 0,1 \cdot 2,9 \cdot [NTK_{aflu}] \quad (7)$$

Substituindo na equação 7 os valores de cargas de DQO_{aflu} (g/d) e NTK (g/d), tem-se:

$$OD \text{ (g/d)} = 27,36 \text{ g/d}$$

O aporte de oxigênio dissolvido por processos difusivos no maciço filtrante é dado pela equação 8:

$$\text{Oxigênio}_{entDIF} \text{ (g/d)} = 1 \text{ (gO}_2\text{/m}^2\text{.h)} \cdot \text{area}_{wet} \text{ (m}^2\text{)} \cdot (24 \text{ (h)} - 1,5 \text{ (h)}) \cdot \text{número de pulsos} \quad (8)$$

Substituindo os valores de área e número de pulsos, tem-se que:

$$\text{Oxigênio}_{\text{entdif}} (\text{g/d}) = 21 \text{ de } \text{O}_2/\text{d}$$

O aporte de oxigênio dissolvido por processo conectivo no maciço filtrante é dado pela equação 9:

$$\text{Oxigênio}_{\text{entconv}} (\text{g/d}) = 0,3\text{g gO}_2/\text{L} * \text{volume do pulso (m}^3/\text{d)} * 1000 \quad (9)$$

$$(\text{L/m}^3)$$

Substituindo os valores, tem-se que:

$$\text{Oxigênio}_{\text{entCONV}} = 7,5 \text{ g/d}$$

Portanto, o balanço teórico de oxigênio do sistema *wetland* de fluxo vertical parcialmente submerso dado pela equação 5 é de:

$$\text{BALANÇO} = 21 + 7,5 - 27,36 = 1,14 > 0$$

O balanço sendo positivo é suficiente para promover a nitrificação no sistema.

- Verificação da Taxa de Aplicação Orgânica em DQO

A taxa de aplicação de DQO é dada pela equação abaixo:

$$\text{Taxa}_{\text{DQO}} = \text{DQO}_{\text{aflu}}/\text{Area}_{\text{wet}} \quad (10)$$

Substituindo os valores de DQO_{aflu} e área, tem-se que:

$$\text{Taxa}_{\text{DQO}} = 32,5 \text{ gDQO/m}^2.\text{d}$$

Para o correto funcionamento deste tipo de sistema de *wetland*, a taxa de aplicação de DQO deve ser menor do que $40\text{gDQO/m}^2.\text{d}$ (SEZERINO, 2006).

4.4 Monitoramento

4.4.1 Análises Físicos-Químicas

Foram realizadas amostragens simples, duas vezes por semana, no período de maio a julho de 2016 (fase I) e semanalmente no período de agosto a outubro de 2016 (fase II), em dois pontos: Ponto 1: Efluente bruto e Ponto 2: Efluente na saída do *wetland* de fluxo vertical de leito saturado.

As análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento UTFPR – Campus Londrina. E as metodologias empregadas para as análises tiveram como base o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998). Os parâmetros avaliados e a metodologia empregada para cada amostra estão descritos no Quadro 2.

Quadro 2 Metodologias empregadas no monitoramento físico-químico

Parâmetro	Método
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	Titulométrico Potenciométrico – Standard Methods 2320 B. (APHA, 1998)
DQO(mgDQO/L)	Digestão em Refluxo Fechado – Colorimétrico – Standard Methods 5220 D. (APHA, 1998).
N- NTK	Método Titulométrico – Standard Methods 4500-N _{org} B (APHA,1998).
N. Amoniacal (mgNH ₄ -N/L)	Método Titulométrico – Standard Methods 4500-NH ₃ C (APHA,1998).
Nitrito (mgNO ₂ - N/L)	Colorimétrico – Standard Methods 4500-NO ₂ ⁻ B. (APHA, 1998).
Nitrato(mgNO ₃ - N/L)	Colorimétrico – Standard Methods 4500 – NO ₃ ⁻ B. (APHA, 1998).
pH	Eletrométrico – Standard Methods 4500-H ⁺ B. (APHA, 1998).
ST (mgSS/L) (fixos e voláteis)	Secagem a 103-105°C – Standard Methods 2540 D. (APHA, 1998).
SST (mgSSV/L) (fixos e voláteis)	Secagem a 103-105°C – Standard Methods 2540 B. (APHA, 1998).

4.4.2 Hidrogramas de Vazão

O método representa a variação da vazão efluente ao longo do tempo de drenagem posterior ao pulso, de volume médio de 25L. As análises foram realizadas com o sistema em operação, recebendo esgoto afluente do restaurante universitário. É recomendada que a alimentação de um sistema WCFV com leito parcialmente submerso seja intermitente, com pulsos de curta duração e longos períodos de descanso, de forma a aumentar a transferência de oxigênio pelo maciço filtrante (HOFFMAN et al., 2011).

Desta forma, a análise de construção de hidrograma de vazão teve como objetivo o conhecimento das condições hidráulicas operacionais do sistema *wetland*, tais como a variação do tempo de detenção hidráulica ao longo do período de

operação, o tempo de vazão máxima. Além disso, análises de hidrogramas ao longo do período de monitoramento têm a função de avaliar as condições de colmatação do maciço filtrante.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Fatores Climáticos

O IAPAR (2013) define o clima do município de Londrina, local de instalação do sistema *wetland*, como de classificação Koppen Cfa, caracterizando-se desta forma como um clima subtropical, de temperatura média no mês mais frio inferior a 18°C (mesotérmico) e temperatura média no mês mais quente acima de 22°C, com verões quentes, geadas pouco frequentes e tendência de concentração das chuvas nos meses de verão, entretanto sem estação seca definida.

Para análise do monitoramento foram obtidos dados climáticos a partir do programa de monitoramento climático do IAPAR –Londrina.

O sistema teve sua operação na fase I realizada durante os meses de abril e maio de 2016, durante este período foram registradas ocorrências de precipitações em dias anteriores as coletas e durante as mesmas.

O mês de abril apresentou temperatura máxima de 33,6°C, mínima de 16,3°C e precipitação acumulada de 79 mm. A amostragem realizada no dia 26 de abril foi realizada durante evento pluviométrico, apresentando 50 mm durante o dia. A amostragem de 28 de abril apresentou pluviosidade acumulada nos dois dias anteriores de 77,5 mm (IAPAR, 2016).

O mês de maio apresentou temperaturas mais baixas que abril, com máxima de 28°C e mínima de 15,8°C, porém com maiores ocorrências de chuvas, apresentando precipitação acumulada de 197,8 mm. Pode-se destacar que a coleta do dia 10 de maio apresentava média acumulada dos dois dias anteriores de 148 mm. Durante o período de operação do sistema nesta fase, foi observada precipitação total de 275,3 mm.

As condições climáticas durante o período de operação da fase I são apresentadas no apêndice A, as condições mensais são apresentadas na

Tabela 2.

Tabela 2 – Dados de monitoramento climático para fase I

Mês	Tmáx (C°)	Tmín (C°)	Precipitação (mm)
Abril	33,6	16,3	79
Maio	28	15,8	197,8

Fonte: Elaborado pelo autor

A fase II foi operacionalizada durante os meses de agosto, setembro e o começo de outubro, durante este período também foram registradas ocorrências de precipitações em dias anteriores a coletas e eventualmente no mesmo dia.

O mês de agosto apresentou temperatura máxima de 31,8°C, mínima de 6,2°C e precipitação acumulada de 120,7 mm. O mês de setembro apresentou temperaturas não muito distintas do mês anterior, tendo a temperatura máxima registrada de 33,9°C e temperatura mínima de 7°C, contudo a precipitação acumulada desse mês foi muito menor, sendo registrado o valor de 56,2 mm. Vale destacar as análises realizadas nos dias 01 de setembro e 21 de setembro que apresentavam precipitação acumulada de dois dias antes de 33,5 mm e 18 mm respectivamente. A análise realizada no dia 14 de setembro apresentava precipitação acumulada do próprio dia da coleta de 3,6mm.

Já o mês de outubro apresentou temperaturas e precipitação mais elevadas que os outros meses, o valor registrado para temperatura máxima foi de 37°, para temperatura mínima foi de 11°C e para precipitação acumulada foi de 187,8mm. Pode-se destacar a análise realizada no dia 05 de outubro, que apresentava precipitação acumulada de 4,7 mm referente aos dois dias anteriores.

Durante o período de operação do sistema nesta fase, foi observada precipitação total de 181,6 mm. As condições climáticas durante o período de operação da fase II são apresentadas no apêndice A, as condições mensais são apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3 – Dados de monitoramento climático para a fase II

Mês	Tmáx (C°)	Tmin (C°)	Precipitação (mm)
Agosto	31,8	6,2	120,7
Setembro	33,9	7	56,2
Outubro	37	11	187,8

Fonte: Elaborado pelo autor

5.2 Plantas

Foram plantadas inicialmente no sistema (fase I) 6 mudas de *Heliconia rostrata*, as quais apresentaram dificuldades de adaptação ao novo meio. O monitoramento das condições de crescimento das plantas foi realizado constantemente, julgando a capacidade de adaptação e crescimento.

Após alguns dias do plantio das mudas, foi constatado a presença de folhas amareladas e até queda de folhas. No vigésimo dia de monitoramento, foi averiguado que duas plantas não apresentavam condições de crescimento, julgadas inutilizáveis, foram removidas e outras duas mudas novas e saudáveis foram transplantadas em seus lugares.

Acredita-se que a dificuldade de adaptação ao meio pode ser explicada pelo método de transplante das mudas, que foram removidas de outro substrato, podendo não preservar o sistema radicular suficiente para desenvolvimento do indivíduo no sistema.

As outras quatro mudas iniciais e as duas novas mudas transplantadas se adaptaram, então, ao meio, e se apresentavam saudáveis até o fim do monitoramento da fase I.

No início da fase II, o sistema já apresentava 7 plantas desenvolvidas, as quais foram identificadas e medidas de forma a analisar o desenvolvimento das plantas nessa fase do sistema. Na semana seguinte de monitoramento, foi constatado a presença de um novo broto, ainda pequeno para medição. Na sexta semana da fase

II de monitoramento (21/setembro), o sistema já apresentava mais dois novos brotos, também pequenos para avaliação de tamanho.

No último monitoramento, além das 7 plantas iniciais (fase II), foram ainda avaliadas mais 9 plantas desenvolvidas naturalmente no sistema. Não foi necessária a poda das plantas durante o monitoramento. As medições das plantas (em centímetros) na fase inicial e final da fase II do sistema *wetland* encontram-se na Tabela 4. A avaliação das plantas, na fase II, foi realizada com o auxílio de uma trena, adotando como referência de medida o nó entre as folhas das plantas.

Tabela 4 - Avaliação de crescimento das plantas

	Nº1	Nº2	Nº3	Nº4	Nº5	Nº6	Nº7	Nº8
25/08/2016	64	8	12	85	56	56	23	-
27/10/2016	64	8	30	94	65	58	39	52

Fonte: Elaborado pelo autor

A apresenta o desenvolvimento dos brotos no final do monitoramento do sistema em centímetros.

Tabela 5 – Análise de desenvolvimento das plantas

	Broto 1	Broto 2	Broto 3	Broto 4	Broto 5	Broto 6	Broto 7	Broto 8
27/10/2016	40	39	38	33	32	20	19	5

Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 12 - Desenvolvimento de *Heliconia rostrata*



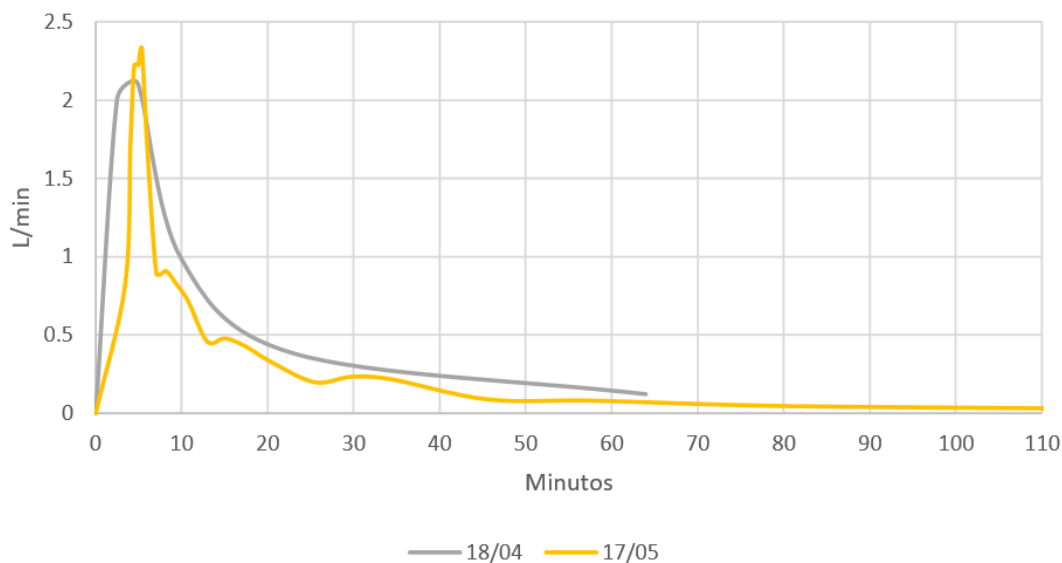
Fonte: Própria

5.3 Hidrogramas de Vazão

Os hidrogramas de vazão efluente do sistema *wetland* de fluxo vertical foram obtidos em 4 avaliações, duas realizadas na fase I e duas outras realizadas na fase II. Em cada teste foi aplicado um pulso de 25 litros de efluente no sistema. Os resultados serão apresentados a seguir.

- Fase I

Os hidrogramas de vazão da fase I foram realizados nos dias 18 de abril e 17 de maio (Figura 13).

Figura 13 - Hidrogramas de Vazão Fase I

Fonte: MACHIONI, 2016

O hidrograma obtido no dia 18 de abril apresentou vazão máxima de aproximadamente 2,1 L/min aos 4 minutos, enquanto o teste realizado em 17 de maio apresentou vazão máxima de 2,33 L/min aos 5 minutos.

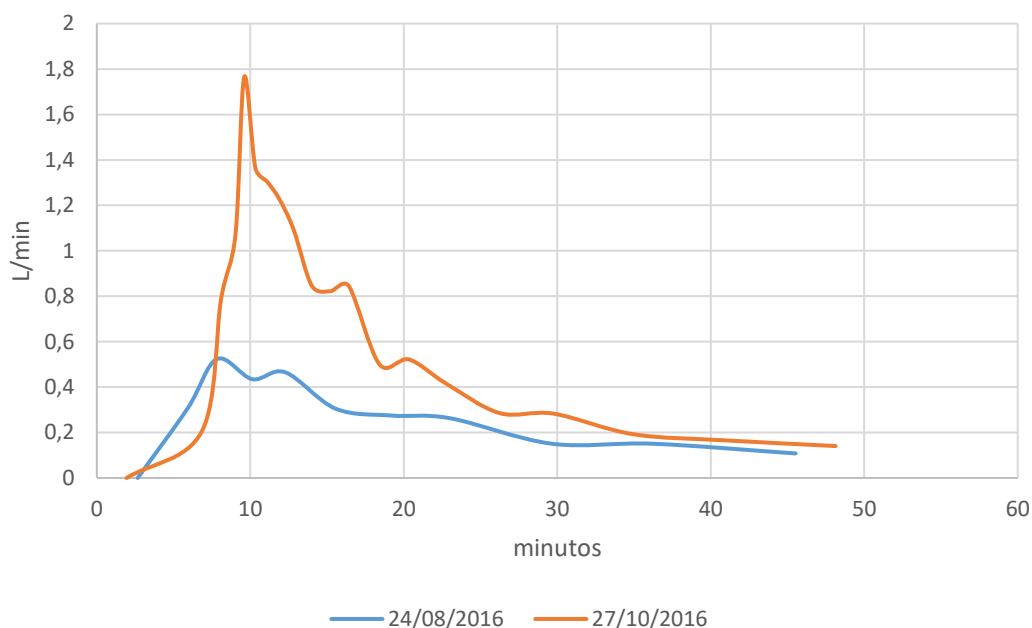
É possível que a retenção de sólidos proporcionada pelo maciço filtrante tenha alterado o regime de vazão do sistema, uma vez que o teste realizado em 17 de maio mostra que o tempo de vazão máxima ocorreu cerca de 1 minuto mais tardio do que o encontrado no teste anterior (18 de abril), além disso, a vazão após o pico máxima se apresentou menor ao longo do tempo quando comparado mais uma vez com o anterior.

O tempo de drenagem completa do primeiro hidrograma foi de 90 minutos, enquanto o segundo apresentou tempo de 160 minutos. A variação é devido a retenção dos sólidos e conseqüente diminuição dos espaços do maciço. Apesar do segundo teste apresentar vazões menores ao longo do tempo, sua vazão máxima se apresenta maior do que o primeiro teste realizado.

- Fase II

Os hidrogramas de vazão da Fase II foram obtidos em 24 de agosto e em 27 de outubro (Figura 14).

Figura 14 - Hidrogramas de vazão fase II



Fonte: Elaborado pelo autor

O hidrograma obtido no dia 24 de agosto apresentou vazão máxima de aproximadamente 0,52 L/min aos 8 minutos, enquanto o teste realizado em 27 de outubro apresentou vazão máxima de 1,76 L/min aos 10 minutos.

Comparado com o último teste da fase I, o resultado do hidrograma obtido no dia 24 de agosto apresentou tempo de vazão máxima cerca de 4 minutos mais tardio. Já o hidrograma obtido no dia 27 de outubro apresentou tempo de vazão máxima cerca de 2 minutos mais tardio do que o encontrado no teste anterior (24 de agosto).

O tempo de detenção hidráulica do primeiro hidrograma foi de 45 minutos, enquanto o segundo apresentou tempo de 50 minutos. A diminuição do tempo de detenção hidráulica entre a fase I e a fase II pode ser devida a diminuição nos dias de operação do sistema.

Além do segundo teste (27 de outubro) apresentar vazões maiores ao longo do tempo, sua vazão máxima se apresenta maior do que o primeiro teste (24 de agosto) realizado.

A tendência dos hidrogramas é de se apresentar com vazão zero próximo aos noventa minutos, tanto para a fase I quanto para a II, sendo assim o sistema ainda não evidencia colmatação do maciço filtrante.

5.4 Caracterização Físico Química

Os valores obtidos a partir das análises do afluente, para fase I e II do monitoramento, são apresentados na Tabela 6 a seguir, os resultados serão discutidos posteriormente.

Tabela 6 - Caracterização do afluente

Parâmetro	Fase I					Fase II				
	Nº de amostras	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	Nº de amostras	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
DQO (mg/L)	10	664,80	201,47	380,27	986,23	8	863,14	144,74	650,01	1025,07
NTK (mg/L)	5	63,12	28,79	41,97	106,54	8	94,11	19,33	73,44	124,77
N-amoniaco (mg/L)	5	19,78	15,05	5,71	42,00	8	44,23	14,37	25,73	61,60
N-orgânico (mg/L)	5	43,34	20,95	27,78	80,22	8	49,88	17,15	25,56	77,81
Nitrato (mg/L)	5	3,27	0,57	2,36	3,68	8	3,89	2,00	0,00	38,13
Nitrogênio Total(mg/L)	5	66,39	29,10	44,33	110,18	8	97,78	17,64	80,19	128,14
pH	10	6,94	1,30	4,74	8,47	8	7,20	1,08	5,52	8,85
Alcalinidade	10	112,60	72,46	15,76	221,59	8	185,66	92,71	25,50	299,20

A variação das características do afluente é devida a diversas variáveis, desde o clima até a variação de produção do restaurante.

As cargas diárias aplicadas ao sistema *wetland* tanto para a fase I quanto para a fase II de monitoramento são apresentadas na Tabela 7.

Tabela 7 - Cargas diárias aplicadas ao sistema *wetland*

	Fase I	Fase II
Parâmetro	Carga média aplicada (g/m ² .d)	Carga média aplicada (g/m ² .d)
DQO	33,24	43,16
NTK	3,16	4,71
N-amoniaco	0,99	2,21
N-orgânico	2,17	2,49
Nitrogênio Total	3,32	4,89

Fonte: Elaborado pelo autor

A carga estimada no projeto do sistema foi de 32,5gDQO/m²dia, carga próximo à encontrada durante o monitoramento da fase I, contudo, durante a fase II, a carga aplicada manteve-se mais elevada do que a estimada. Segundo Sezerino (2006), para correto funcionamento desse tipo de sistema *wetland*, a taxa de aplicação deve estar abaixo do que 40 gDQO/m².dia, sendo assim, o sistema operou em condições satisfatórias durante a fase I e, apesar da taxa não ser tão mais elevada do que o recomendado, o mesmo não pode ser afirmado para a fase II.

A Tabela 8 apresenta os valores obtidos a partir das análises efluente, para fase I e II do monitoramento, os resultados serão discutidos posteriormente.

Tabela 8 - Caracterização do efluente

Parâmetro	Fase I					Fase II				
	Nº de amostras	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	Nº de amostras	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
DQO (mg/L)	10	18,18	12,15	3,72	43,61	8	55,65	46,15	15,86	158,98
NTK (mg/L)	5	4,30	1,27	2,80	5,46	8	0,98	2,34	0,00	4,20
N-amoniaco (mg/L)	5	1,20	0,60	0,15	1,62	8	1,01	0,52	0,50	1,99
N-orgânico (mg/L)	5	3,09	1,59	1,46	5,26	8	0,79	1,29	0,00	3,33
Nitrato (mg/L)	5	16,05	4,80	11,74	22,49	8	26,81	9,03	16,64	38,13
Nitrogênio Total (mg/L)	5	20,35	5,80	14,54	27,89	8	28,19	8,45	17,71	38,52
pH	10	8,71	0,48	7,54	9,22	8	8,74	0,61	7,32	9,25
Alcalinidade	10	113,18	25,99	7,54	175,44	8	112,41	33,62	67,90	161,00

A partir da caracterização do efluente foi possível estimar as cargas de remoção para cada parâmetro, como apresentado na Tabela 9.

Tabela 9 - Cargas diárias médias removidas do sistema

	Fase I	Fase II
Parâmetro	Carga média Removida (g/m ² .d)	Carga média Removida (g/m ² .d)
DQO	32,33	40,37
NTK	2,94	4,66
N-amoniaco	0,93	2,16
N-orgânico	2,01	2,45
Nitrogênio Total	2,30	3,48

Fonte: Elaborado pelo autor

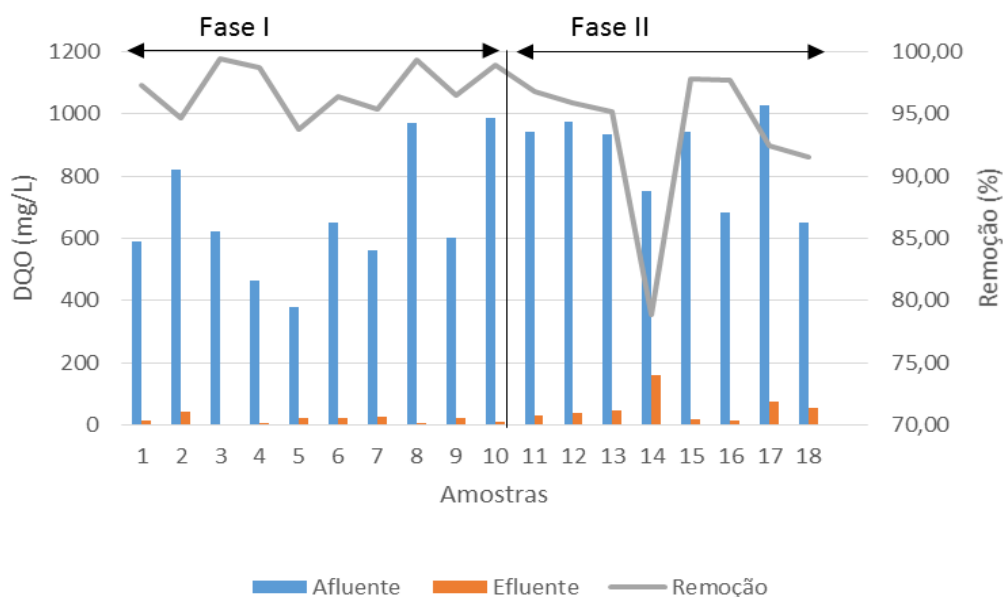
Destaca-se as remoções de DQO, tanto para a fase I quanto fase II, indicando a eficiência do sistema de remoção de matéria orgânica.

A carga removida de nitrogênio total também se apresentou elevada, comprovando a eficiência de remoção de Nitrogênio do sistema.

5.4.1 Remoção da Matéria Orgânica

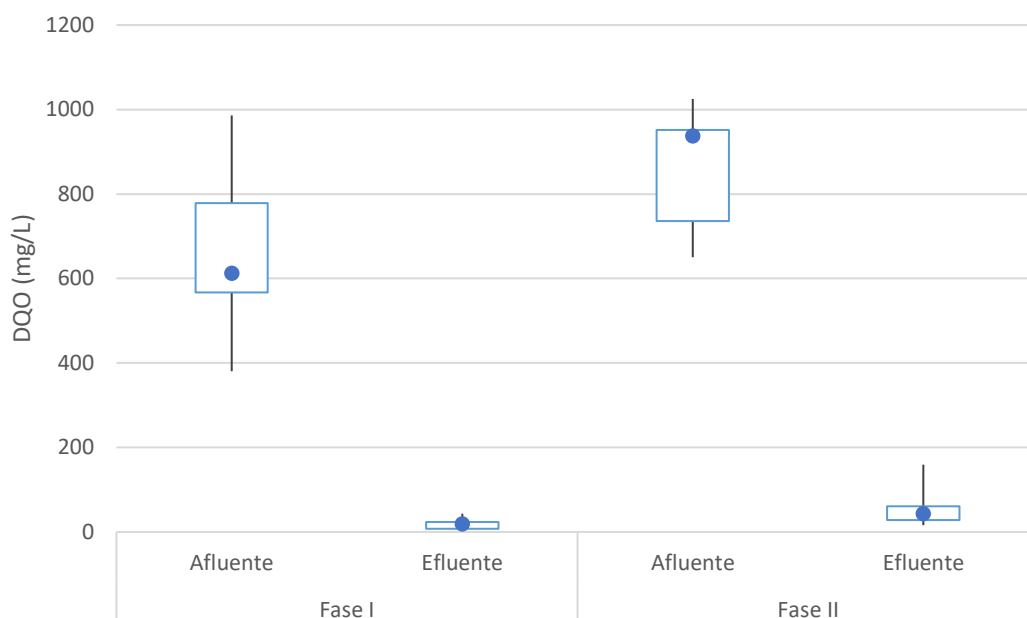
O comportamento temporal de remoção de DQO nas duas fases é apresentado na Figura 15, bem como a variação de eficiência de remoção em cada amostra. Na Figura 16 é apresentado o diagrama de caixas (*box plot*) que apresenta a dispersão de dados coletados. Os dados completos das análises de DQO são apresentados no Apêndice B.

Figura 15 - Variação de DQO afluente, efluente e percentual de remoção para as duas fases do sistema



Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 16 – Diagrama de caixa (Box Plot) de dispersão de valores de DQO para fase I e II



Fonte: Elaborado pelo autor

Durante o período de monitoramento da fase I, as concentrações médias de DQO do esgoto afluente foram de 664 mg L^{-1} , a concentração máxima apresentada foi de 986 mg L^{-1} e a mínima de 380 mg L^{-1} . No período de monitoramento da fase II,

as concentrações médias de DQO do esgoto afluente foram de 863 mg L⁻¹, a concentração máxima foi de 1025 mg L⁻¹ e a mínima de 650 mg L⁻¹.

Considerando o período de monitoramento total, as concentrações médias de DQO do esgoto afluente foram de 753 mg L⁻¹, concentração máxima de 1025 mg L⁻¹ e concentração mínima de 380 mg L⁻¹. Foi constatado, portanto, nas duas fases de monitoramento, uma grande variação desse parâmetro, como pode ser visto no *box plot*, visto que a geração e características do afluente dependem da dinâmica do restaurante universitário.

Em relação a DQO do efluente tratado no sistema, a concentração média registrada na fase I foi 18 mg L⁻¹, com máxima de 43 mg L⁻¹ e mínima de 3 mg L⁻¹. Já na fase II, a concentração média registrada foi de 56 mg L⁻¹, máxima de 159 mg L⁻¹ e mínima de 16 mg L⁻¹. Considerando o monitoramento total, a concentração média registrada foi de 35 mg L⁻¹, com máxima de 159 mg L⁻¹ e mínima de 3 mg L⁻¹. As concentrações de saída se apresentaram uma dispersão de valores mais uniformes do que a de entrada, de acordo com a Figura 16(*box plot*).

A eficiência de remoção de DQO, ou porcentagem de remoção, apresentou pequenas variações quando comparado a fase I com a fase II de monitoramento. Durante a fase I não houveram grandes variações, sendo que a remoção permaneceu em todos os testes acima de 93%. A média de remoção apresentada foi de 97,02%, com máxima de 99,4% e mínima de 93,78%, referente à concentração afluente de 380 mg L⁻¹. Já na fase II, média de remoção apresentada foi de 93,25%, sendo a máxima 97,80% e a mínima de 78,91%.

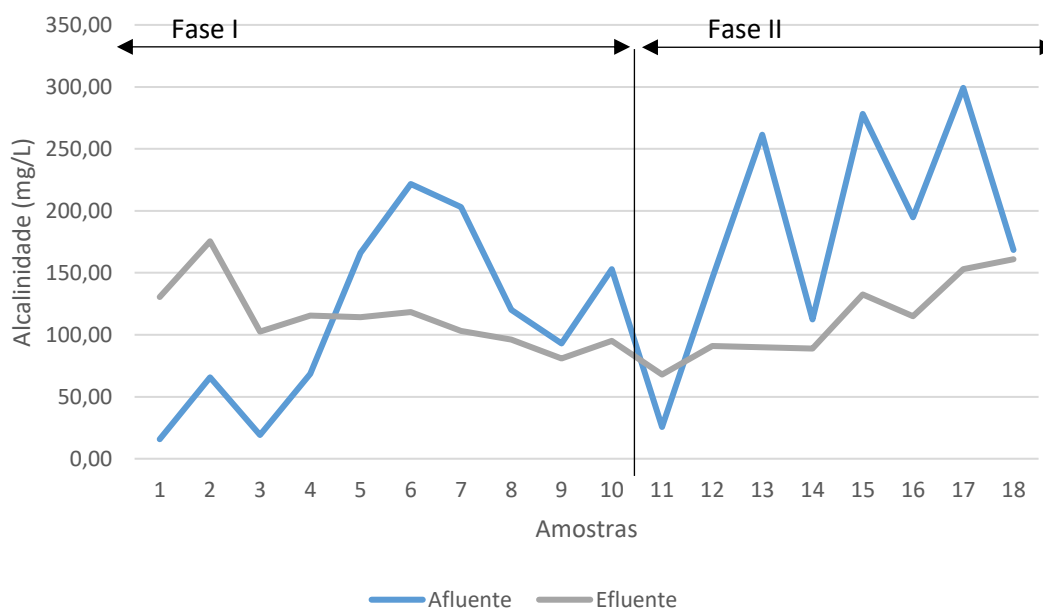
Considerando o monitoramento total, a média de remoção foi 95,34%. A redução na eficiência de remoção de DQO da fase I para a fase II pode ter ocorrido devido a retenção de sólidos no maciço filtrante, que tende a colmatar o sistema.

5.4.2 pH e Alcalinidade

- Alcalinidade

Os gráficos evolutivos de alcalinidade e o padrão de dispersão dos valores são apresentados respectivamente nas Figura 17 e Figura 18.

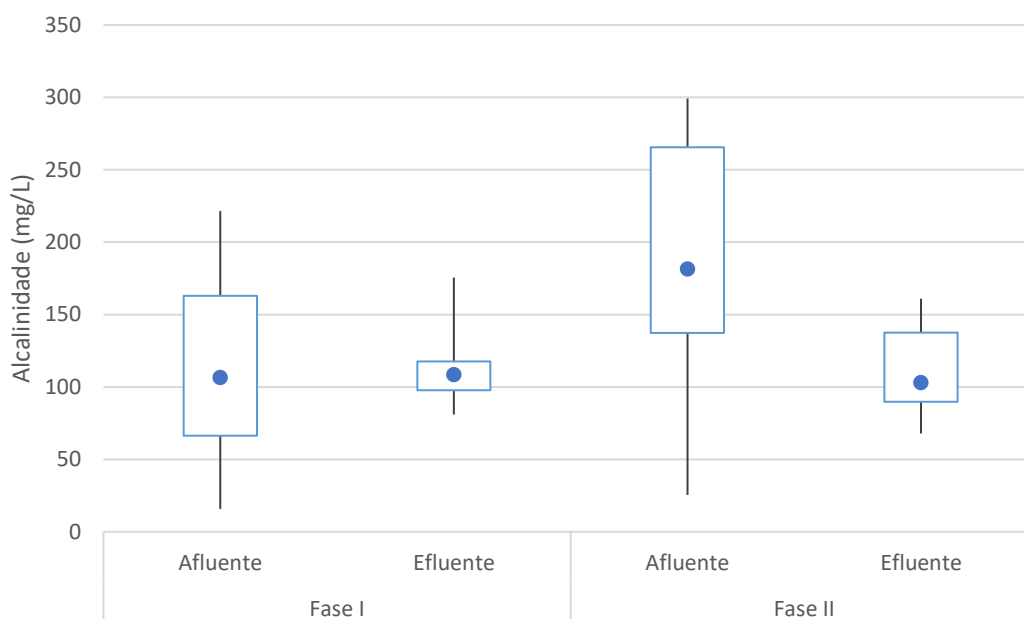
Figura 17 - Variação de alcalinidade para o esgoto afluente e efluente das fases I e II



Fonte: Elaborado pelo autor

As primeiras duas análises da fase I apresentaram alcalinidade de saída superior às de entrada, no entanto, no restante da fase I, a alcalinidade de saída não apresentou grandes variações. A alcalinidade do afluente na primeira fase apresentou média de $112,6 \text{ mg L}^{-1}$ de CaCO_3 , com mínimo de $15,75 \text{ mg L}^{-1}$ e máximo de $221,59 \text{ mg L}^{-1}$. A análise do efluente apresentou concentração média de $113,18 \text{ mg L}^{-1}$, com mínima de $81,02 \text{ mg L}^{-1}$, e máxima de $175,43 \text{ mg L}^{-1}$, contudo, a dispersão de valores do efluente se apresentou com menores variações que a do afluente, como pode ser visto na Figura 18

Figura 18 - Box Plot de dispersão de valores de alcalinidade para fase I e II



Fonte: Elaborado pelo autor

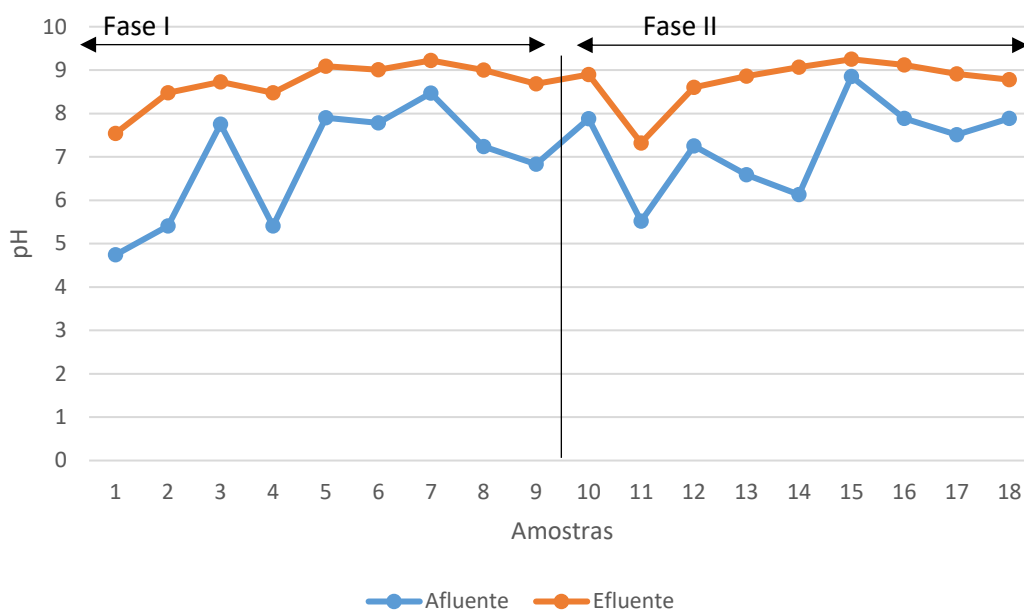
Na Fase II do monitoramento, a alcalinidade do esgoto efluente apresentou variações maiores quando comparado com a fase I, no entanto, o esgoto afluente também apresentou grandes variações, maiores das que as encontradas na primeira fase de monitoramento.

A alcalinidade do afluente na fase II apresentou média de $185,7 \text{ mg L}^{-1}$ de CaCO_3 , com mínimo de $25,5 \text{ mg L}^{-1}$ e máximo de $299,2 \text{ mg L}^{-1}$. Já a análise do efluente apresentou concentração média de $112,4 \text{ mg L}^{-1}$, com mínima de $67,9 \text{ mg L}^{-1}$, e máxima de 161 mg L^{-1} , apesar de maior variação que na fase I, a dispersão de valores do efluente da fase II ainda se apresentou com menores variações do que o afluente, como mostra a Figura 18. Sendo assim, para a fase I e II, o sistema *wetland* efetuou um trabalho constante mantendo a alcalinidade de saída com variações pequenas, contribuindo para o controle do pH.

- pH

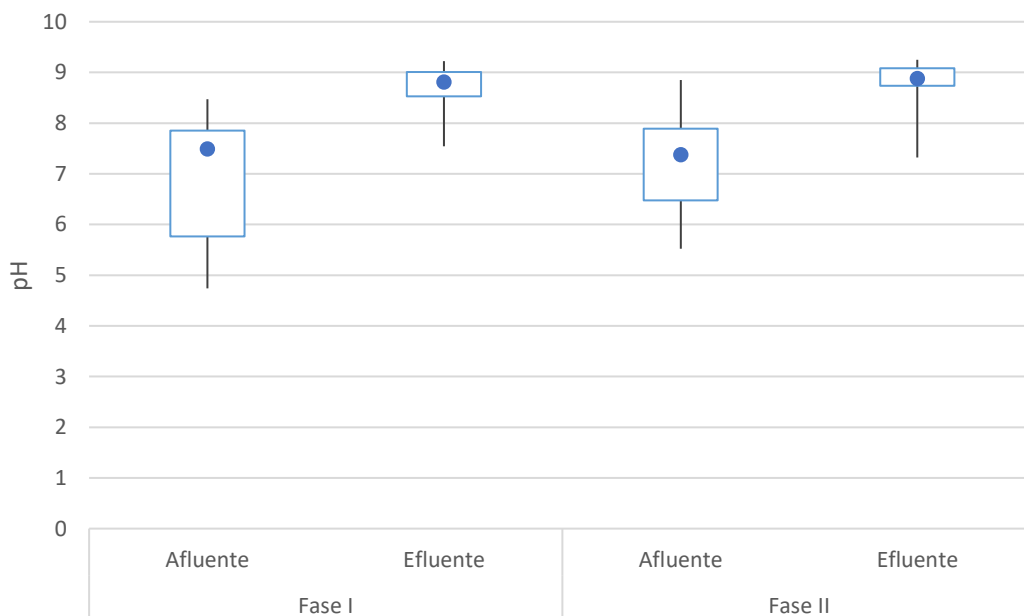
A série evolutiva de pH e o padrão de dispersão de valores serão apresentados nas Figura 19 e Figura 20 respectivamente.

Figura 19 - Série evolutiva de pH para esgoto afluente e efluente para as fases I e II do monitoramento



Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 20 - Diagrama de caixa (box plot) mostrando a dispersão de valores de pH no afluente e efluente para as fases I e II do monitoramento



Fonte: Elaborado pelo autor

Observa-se pela Figura 19 que o sistema teve a capacidade de aumentar o pH do efluente, mantendo o pH de saída acima de 7,54 na fase I e 7,32 na fase II, sendo este último o menor valor encontrado durante o monitoramento.

O valor médio de pH do afluente na fase I de monitoramento foi de 6,94 e da fase II foi de 7,2, as duas tiveram a curva variando de ácido à neutro e um comportamento parecido. O valor médio de pH do efluente na fase I de monitoramento foi de 8,71 e da fase II foi de 8,74, obtendo comportamento parecidos para as duas fases e variando de neutro à básico.

Metcalf e Eddy (2003) apresentam que a faixa ideal de pH para tratamento biológico é de 6 a 9, faixa alcançada em 78% dos dados monitorados de pH do afluente, sendo que 87,5% das análises realizadas na fase II alcançaram esta faixa.

A dispersão de valores para o pH de saída, tanto para a fase I quanto para a fase II do monitoramento, apresentam-se menores do que a de entrada (Figura 20).

5.4.3 Sólidos Totais e Suspensos

Os dados completos da série de sólidos totais e de sólidos suspensos encontra-se no Apêndice B.

O comportamento temporal da concentração de sólidos totais, sólidos totais voláteis e sólidos totais fixos afluentes e efluentes durante a fase I são apresentados nas Figura 21, Figura 22 e Figura 23 respectivamente.

Figura 21 – Série evolutiva das concentrações de sólidos totais e sua remoção

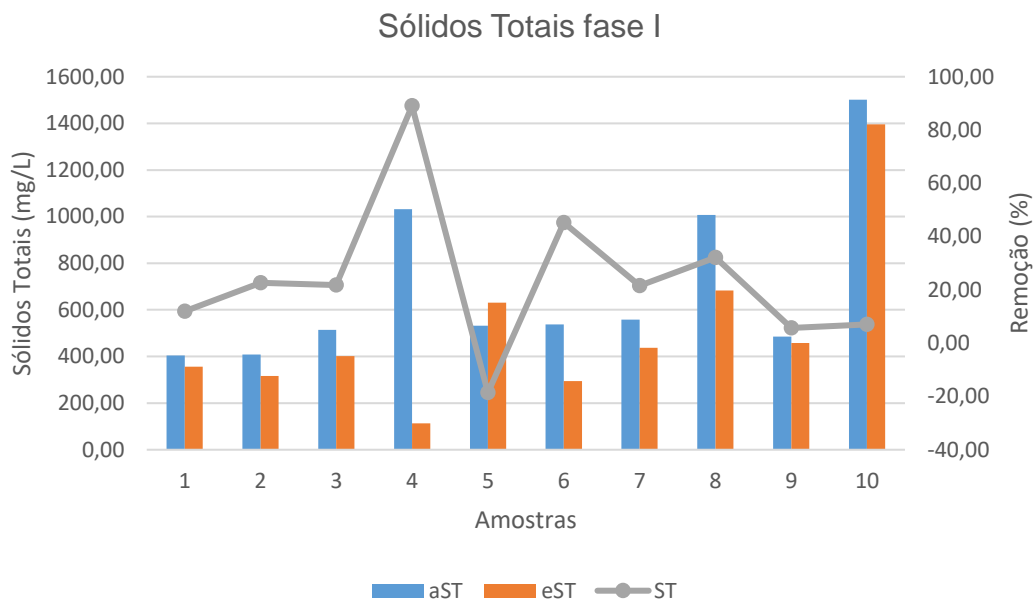


Figura 22 – Série evolutiva das concentrações de sólidos totais voláteis

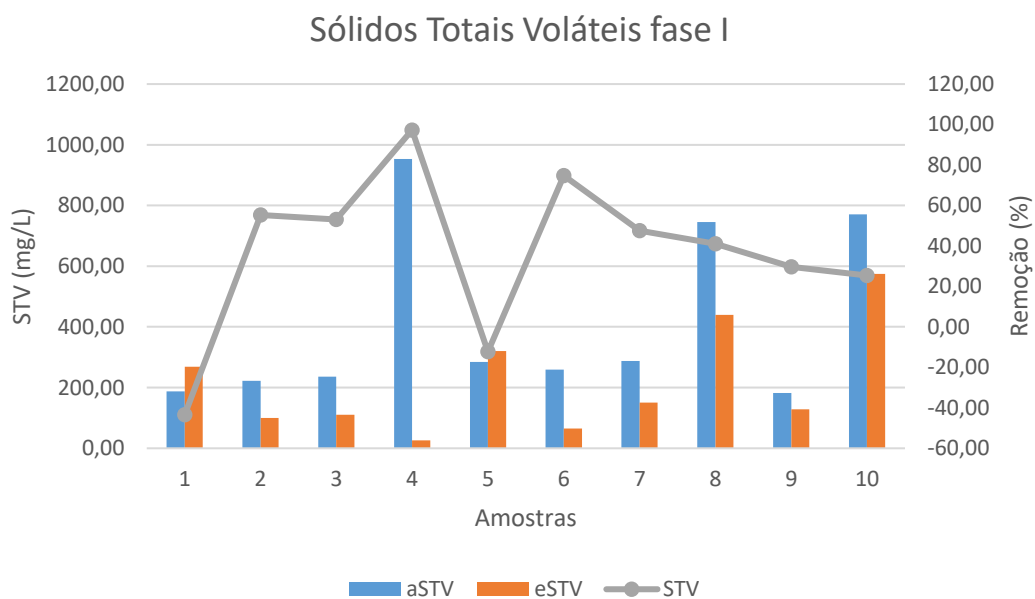
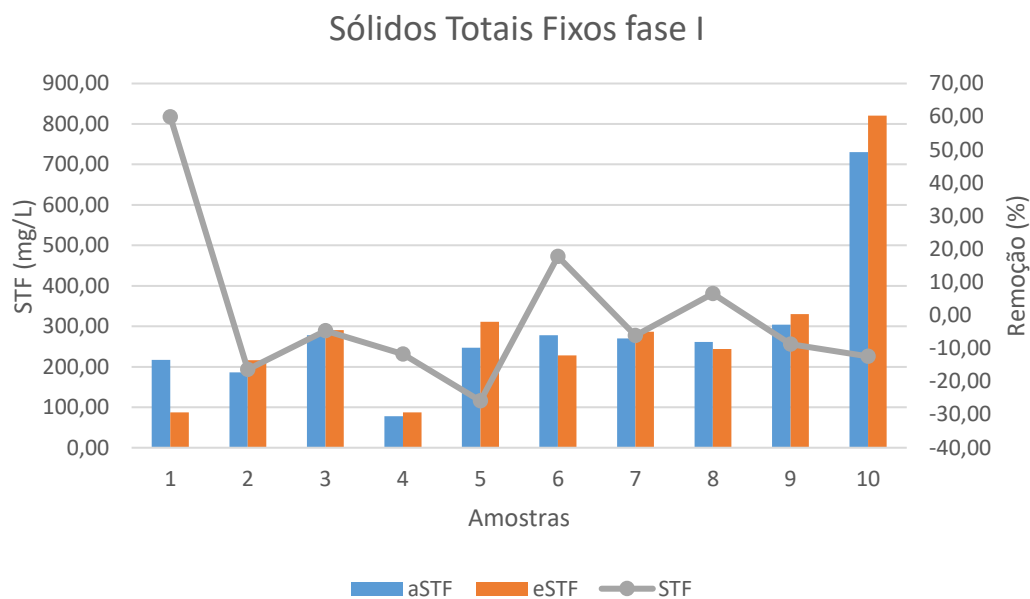


Figura 23 – Série evolutiva das concentrações de sólidos totais fixos



A fase I do monitoramento apresentou para os sólidos totais composição aproximada de 59,1% de materiais orgânicos voláteis e 40,9% de materiais fixos.

Obteve-se médias afluentes de 697,9 mg L⁻¹ de ST, 412,91 mg L⁻¹ de STV e 285 mg L⁻¹ de STF. As eficiências de remoção encontradas foram baixas, 25,75% ST, 38,1% STV e 1,19% STF. As séries temporais das concentrações de sólidos totais, sólidos totais voláteis e sólidos totais fixos da fase II são apresentados nas Figura 24, Figura 25 e Figura 26 a seguir.

Figura 24 – Série evolutiva da concentração de sólidos totais durante a fase II

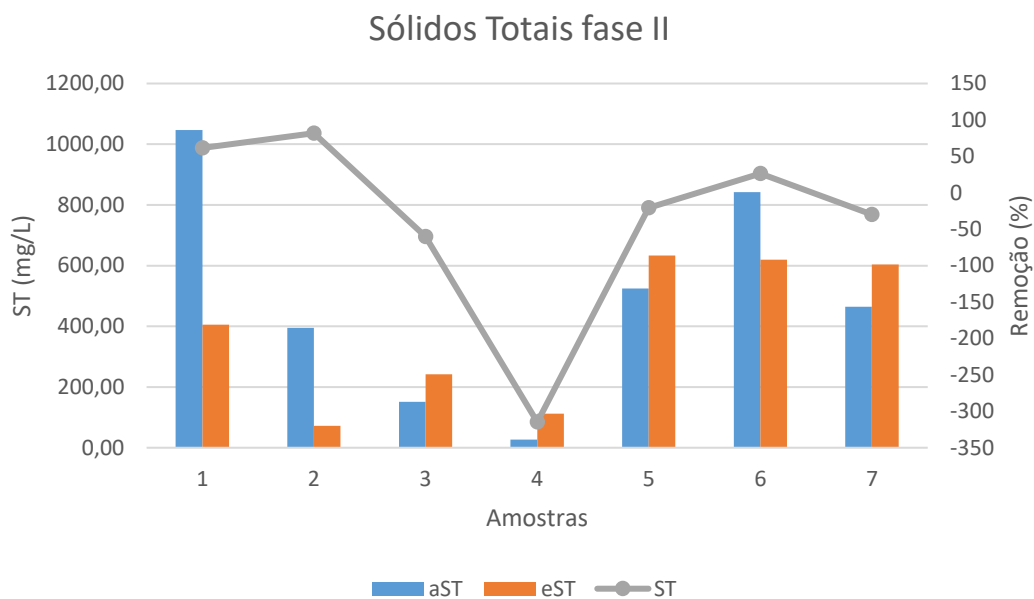


Figura 25 – Série evolutiva da concentração de sólidos totais voláteis durante a fase II

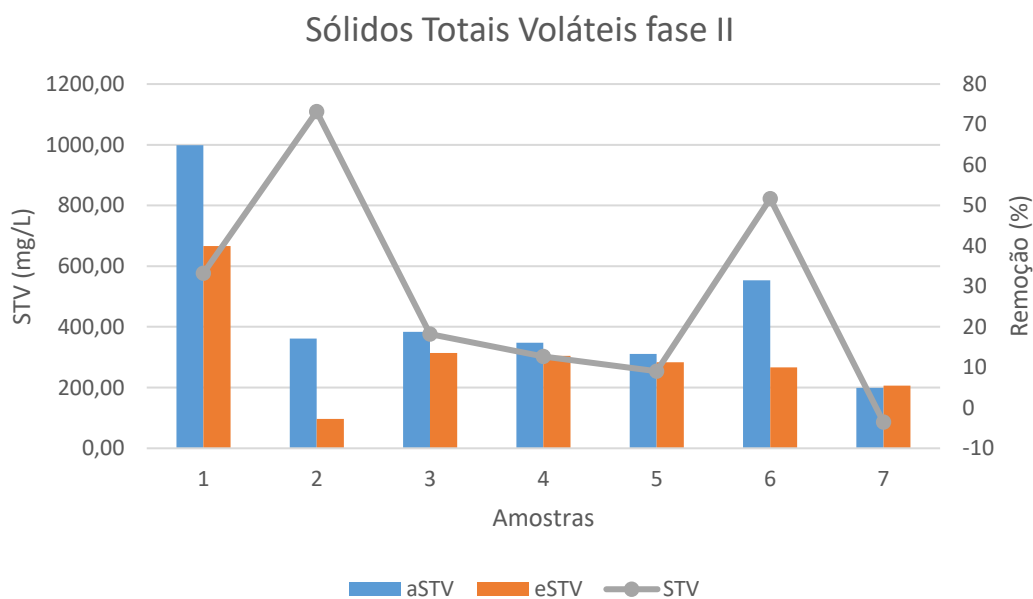
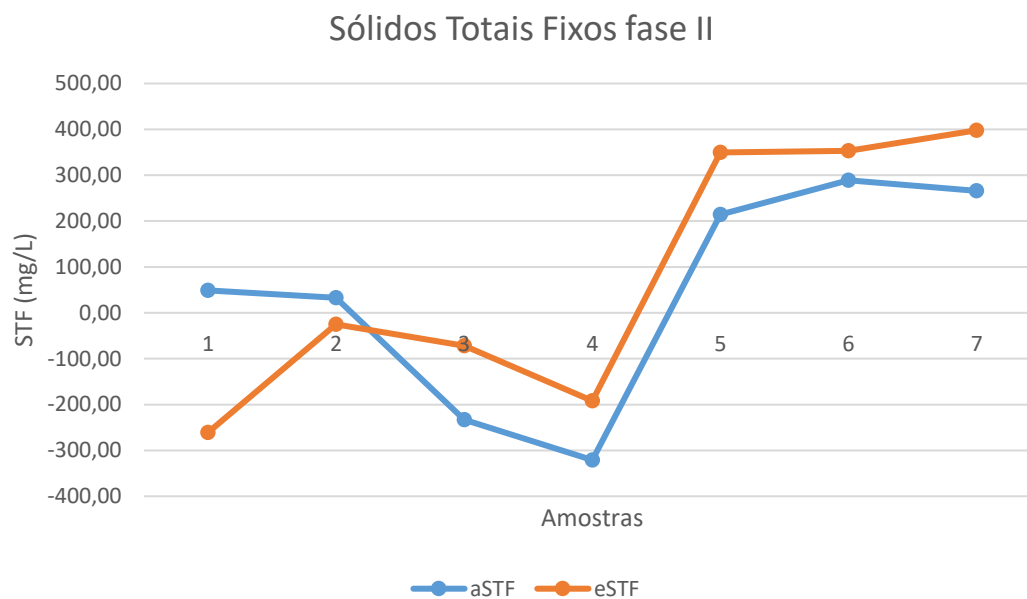


Figura 26 – Série evolutiva das concentrações de sólidos totais fixos durante a fase II



A fase II do monitoramento apresentou para os sólidos totais composição aproximada de 91,4% de materiais orgânicos voláteis e 8,6% de materiais fixos.

Obteve-se médias afluentes de 493,14 mg L⁻¹ de ST, 450,71 mg L⁻¹ de STV e 42,43 mg L⁻¹ de STF. As eficiências de remoção encontradas foram baixas, não sendo satisfatórias para ST e STF e de 27,79% STV.

De acordo com as análises dos dados, foi observado que o sistema não é eficiente na remoção de sólidos totais do efluente. Em algumas análises foi observada uma concentração maior de sólidos na saída do sistema do que na entrada. Decezaro (2016) comenta que maiores concentrações de ST no efluente do que no afluente podem estar relacionadas a liberação de material inorgânico dissolvido no sistema.

Na Figura 27 e 27 é apresentado o *box plot* das concentrações.

Figura 27 – box plot das séries de sólidos totais para efluente e efluentes da fase I

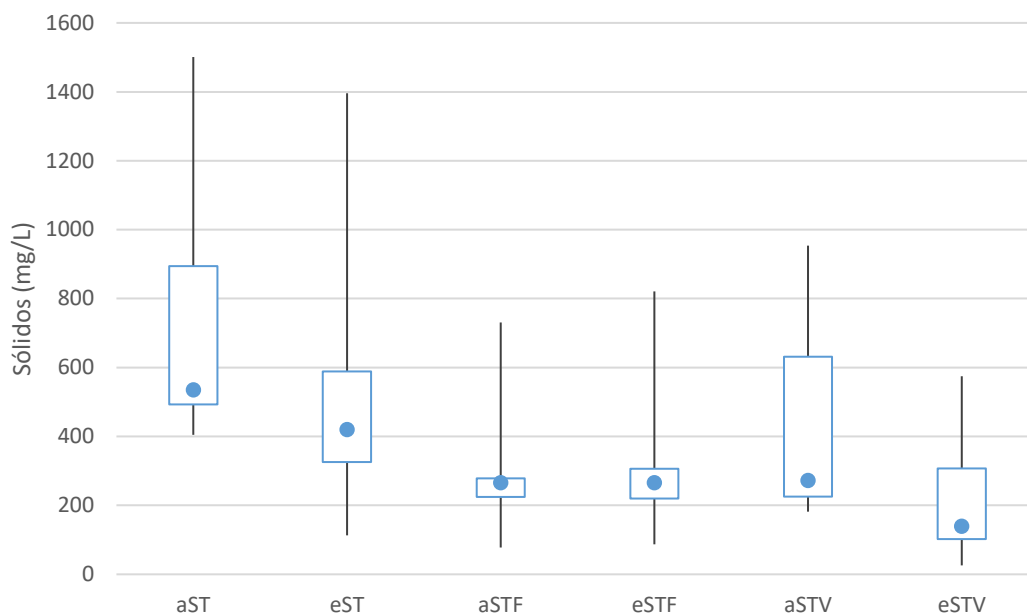
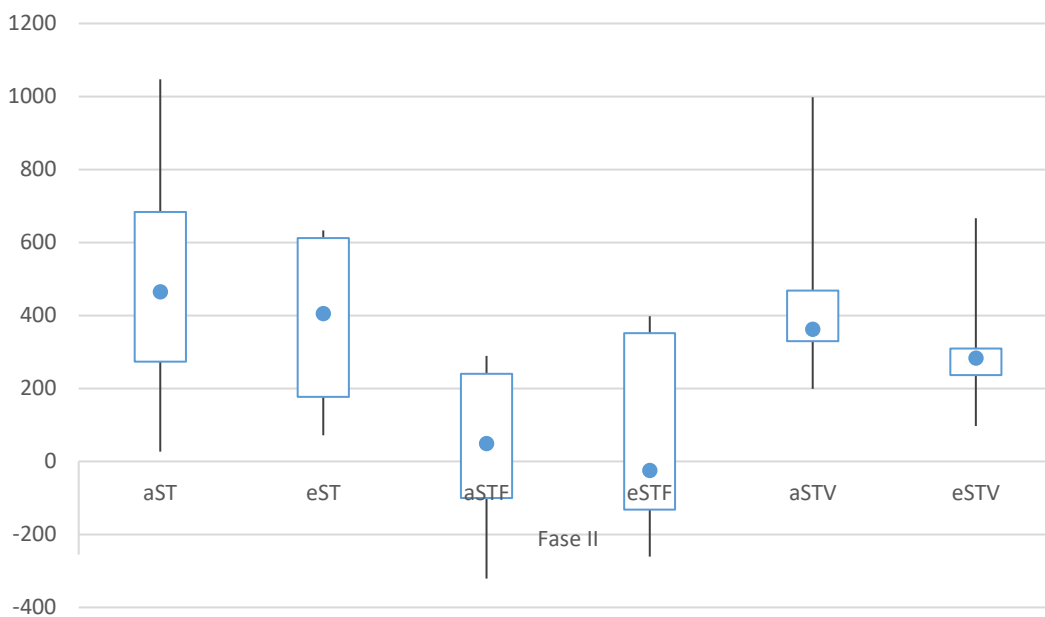


Figura 28 – box plot das séries de sólidos totais para efluente e efluentes da fase II



A variação da concentração de sólidos se apresentou maior na entrada do sistema, no entanto, a concentração de sólidos também apresentou grande dispersão na saída. Durante a fase II, o efluente apresentou maior dispersão para sólidos totais fixos na saída, contrariando os outros parâmetros.

Nas Figura 29, Figura 30 e Figura 31 são apresentados as séries temporais das concentrações afluente e efluente de sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis e sólidos suspensos fixos.

Figura 29 – Série evolutiva das concentrações de sólidos suspensos totais durante a fase I

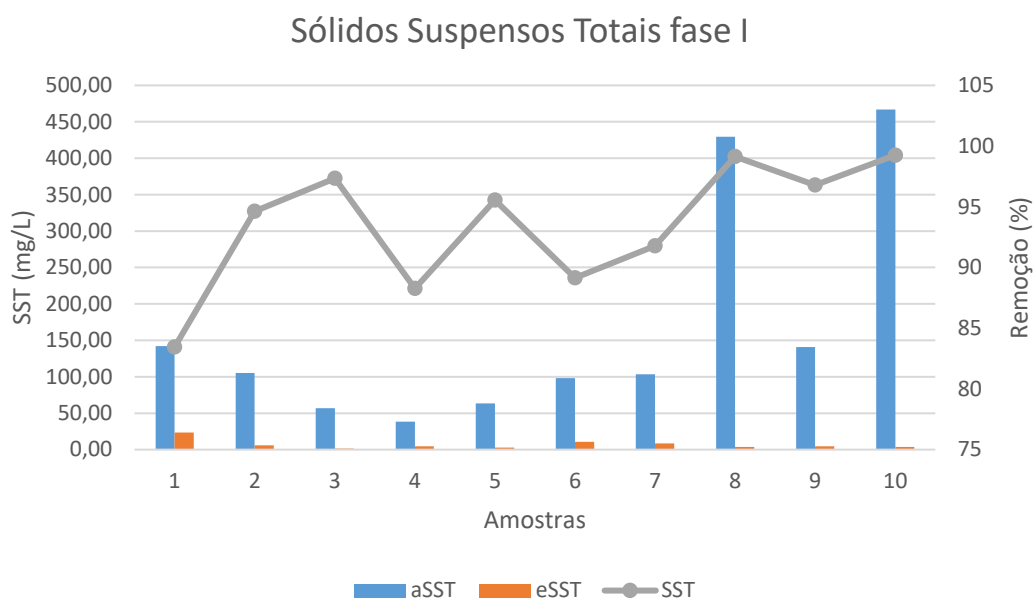


Figura 30 – Série evolutiva das concentrações de sólidos suspensos voláteis para a fase I

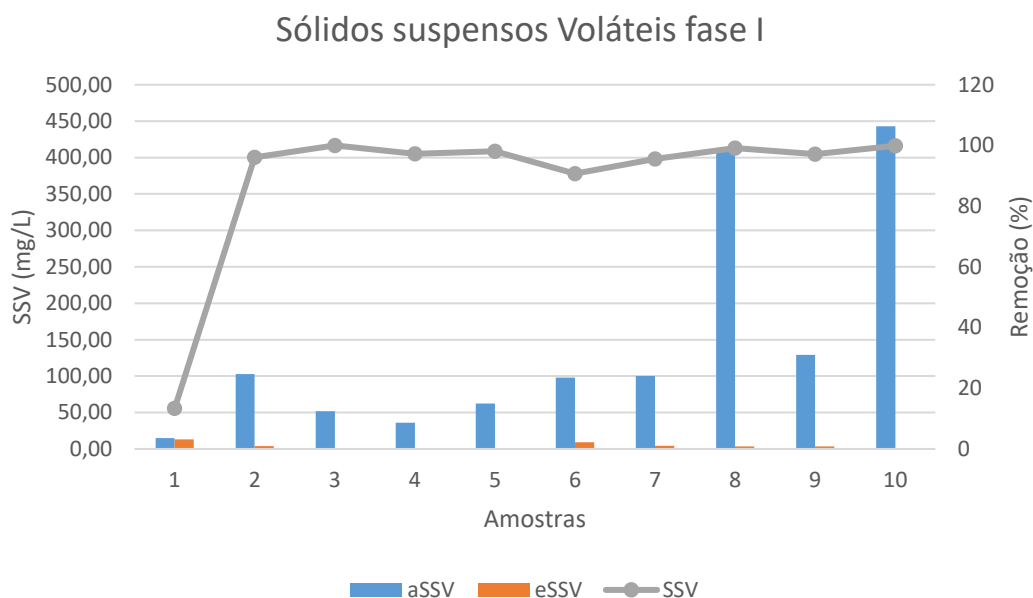
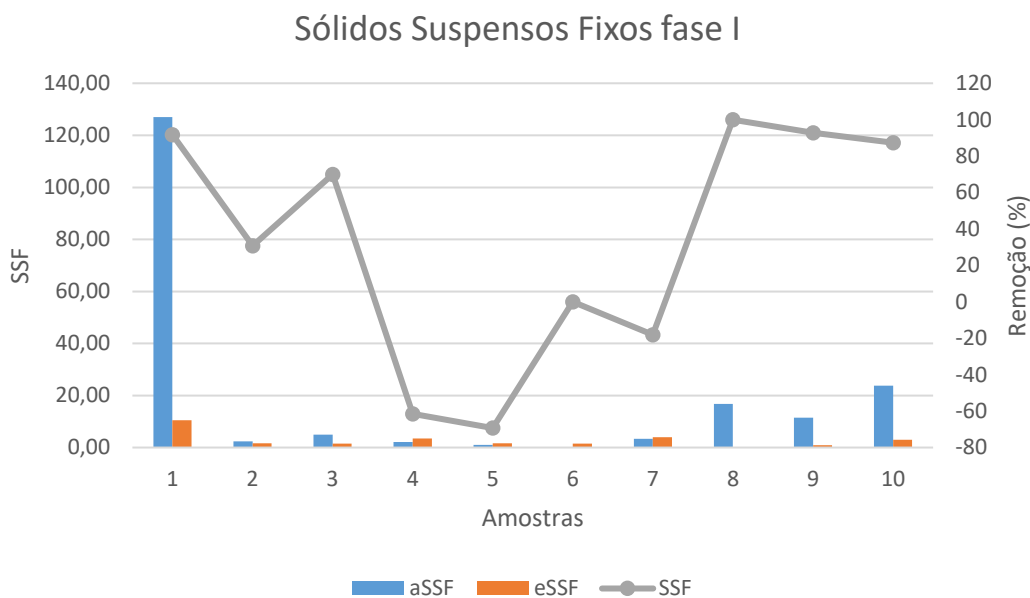


Figura 31 – Série evolutiva das concentrações de sólidos suspensos fixos para a fase I



A composição aproximada dos SST foi de 88,2% de materiais orgânicos voláteis e 11,8% de materiais fixos.

Contrariamente aos sólidos totais, os sólidos suspensos totais apresentaram grande eficiência de remoção para a fase I, 92,9%, com concentrações médias de entrada de 164,41 mgSST/L, e 6,88 mgSST/L de saída. É possível observar que

mesmo com grandes cargas de entrada, como a encontrada na amostra 8 (429,49 mgSST/L), o sistema manteve sua eficiência de remoção e reduziu a concentração para 3,66 mgSST/L na saída, evidenciando assim seu ótimo comportamento na remoção de sólidos suspensos.

A série temporal de sólidos suspensos voláteis apresentou taxa de remoção de 87,47% durante o período de monitoramento da fase I, com média afluyente de 145,11 mgSSV/L e média efluente 4,07 mgSST/L. Sólidos suspensos fixos apresentaram pico máximo na primeira amostragem do sistema, referente ao primeiro dia de operação, com valor máximo de 127 mgSSF/L. Esta categoria de sólidos apresentou baixa taxa de remoção, 29,56%.

Nas Figura 32, Figura 33 e Figura 34 são apresentadas as séries temporais das concentrações de sólidos suspensos totais, voláteis e fixos para a fase II do monitoramento.

Figura 32 – Série evolutiva das concentrações de sólidos suspensos totais da fase II

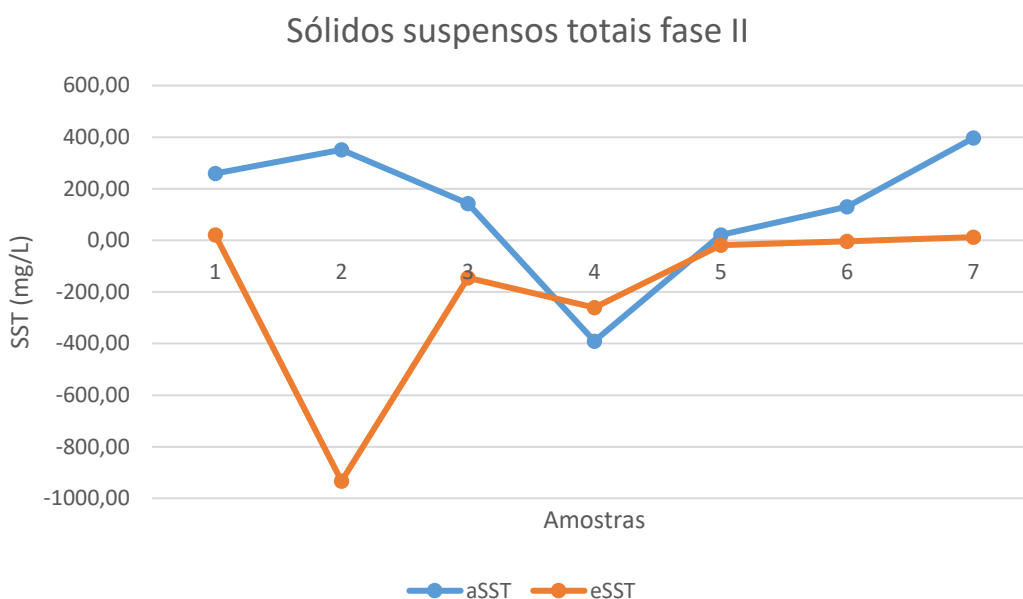


Figura 33 – Série evolutiva das concentrações de sólidos suspensos voláteis da fase II

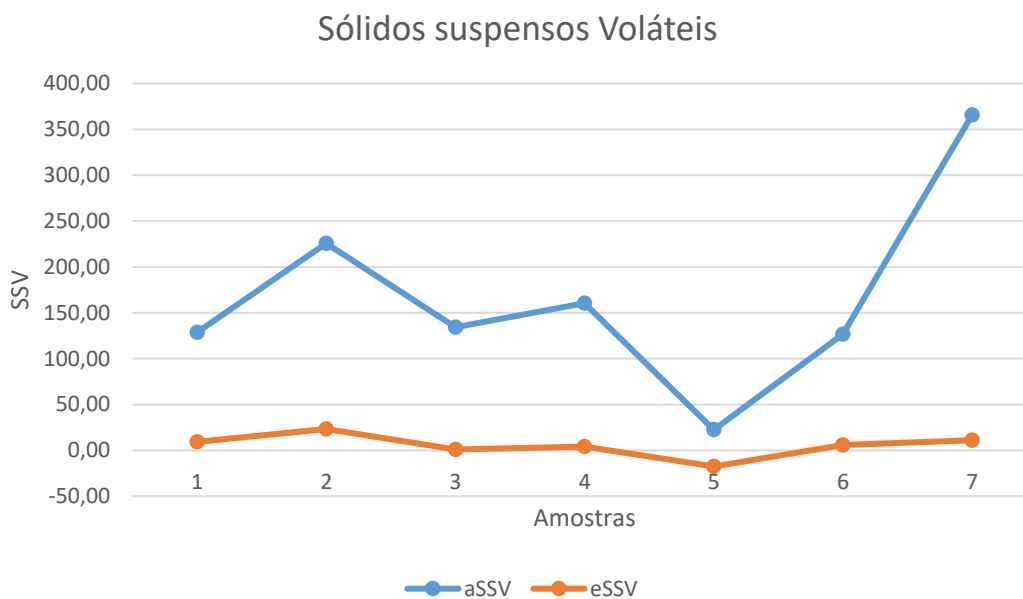
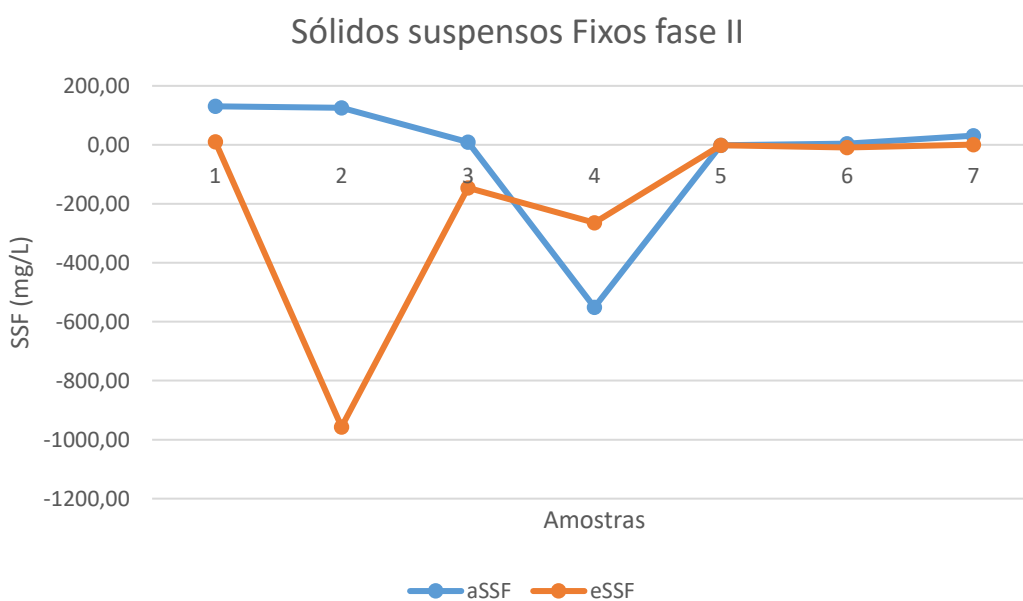


Figura 34 – Série evolutiva das concentrações de sólidos suspensos fixos da fase II



Muitas das amostras se apresentaram concentrações maiores na saída do que os valores encontrados na entrada.

Na Figura 35 e Figura 36 são apresentados os *box plot* das séries de sólidos suspensos.

Figura 35 – Box plot das séries de sólidos suspensos para afluente e efluente para a fase I

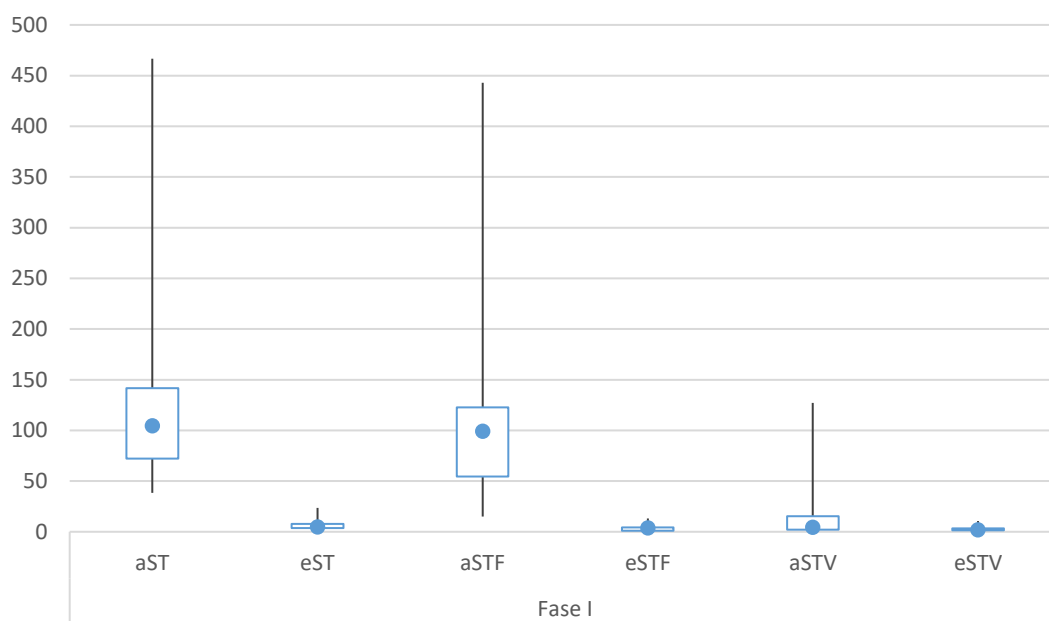
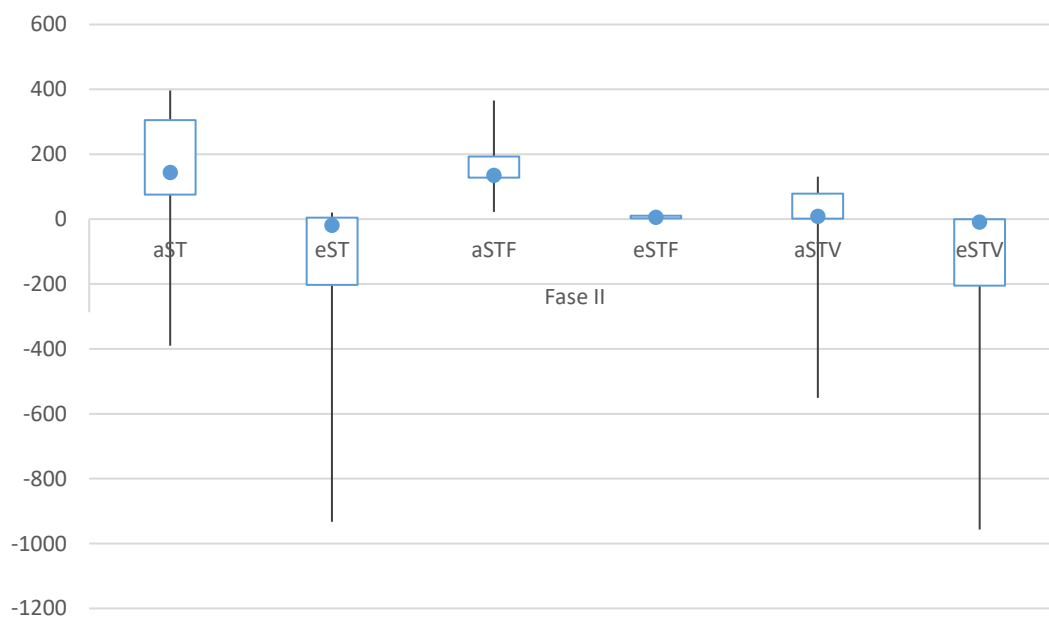


Figura 36 – Box plot das séries de sólidos suspensos para afluente e efluente para a fase II



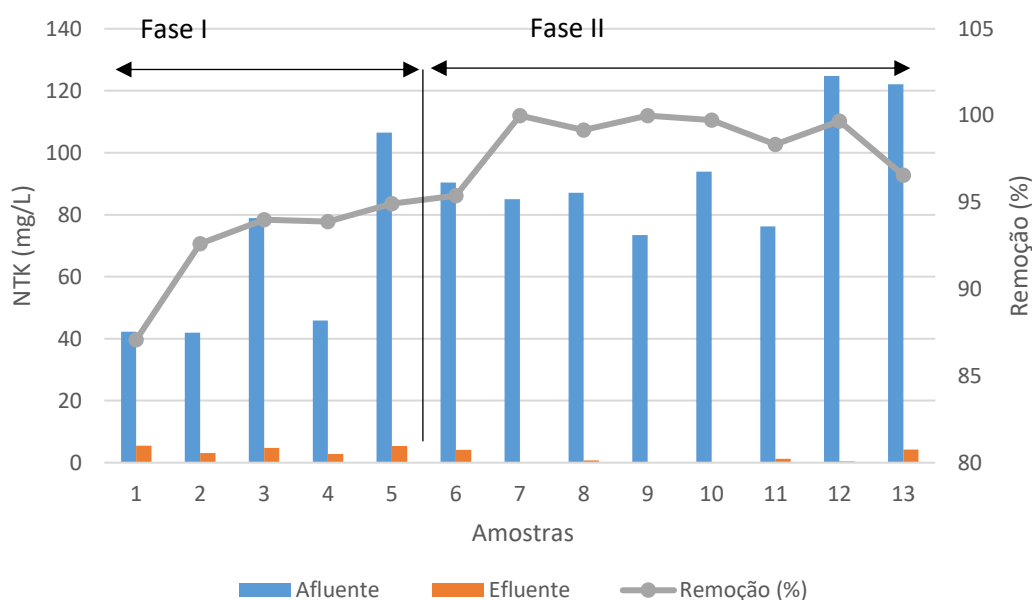
A análise estatística dos dados permite se afirmar que a dispersão das concentrações de sólidos suspensos é maior na entrada do sistema. Tal eficiência é característica do maciço filtrante, e de sua capacidade de retenção de sólidos.

5.4.4 Nitrogênio

- NTK

Na Figura 37 é apresentado o comportamento temporal da concentração de NTK nas análises das fases I e II, bem como a variação da eficiência de remoção em cada amostra.

Figura 37 - Variação da concentração de NTK no afluente, efluente e o percentual de remoção



Fonte: Elaborado pelo autor

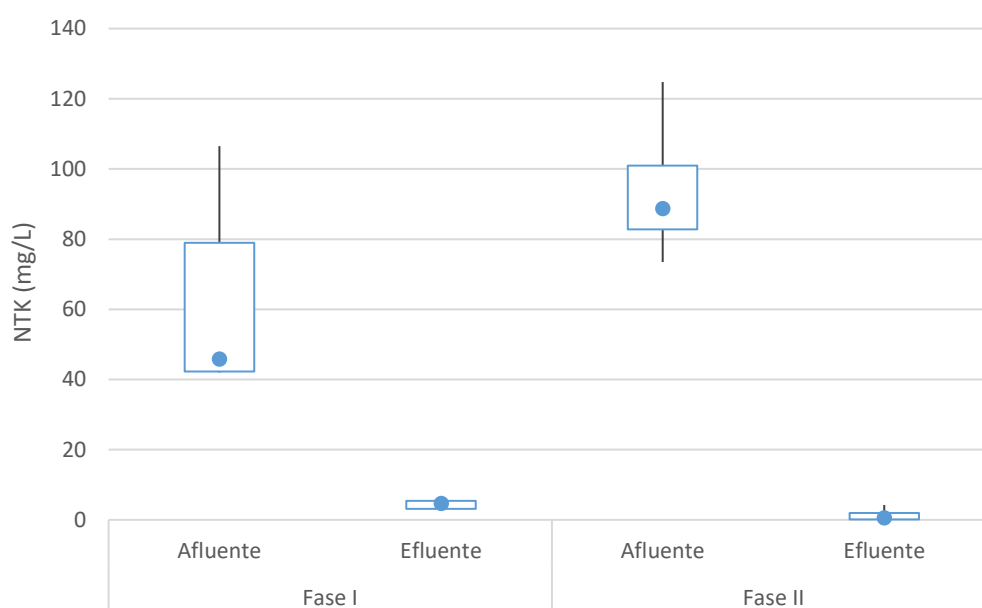
Na fase I, as concentrações médias de NTK do esgoto afluente foram de 63,12 mg L⁻¹, a mínima apresentada foi de 41,97 mg L⁻¹ e a máxima de 106,54 mg L⁻¹. Já para o efluente a média foi de 4,3 mg L⁻¹, a máxima foi de 5,46 mg L⁻¹ e a mínima registrada foi de 2,8 mg L⁻¹. A eficiência média de remoção de NTK da fase I foi de 92,51%.

Já a fase II apresentou concentrações médias de NTK do esgoto afluente de 94,11 mg L⁻¹, concentração máxima de 124,77 mg L⁻¹ e mínima de 73,44 mg L⁻¹. O efluente registrou concentração média de 1,38 mg L⁻¹, máxima de 4,2 mg L⁻¹ e ainda

apresentou em duas análises onde o NTK do efluente foi de 0 mg L⁻¹. A eficiência de remoção se apresentou maior para a fase II, sendo em média de 98,61%.

A eficiência de remoção de NTK para o período total de monitoramento foi de 96,96%. Os valores de dispersão dos dados podem ser vistos na Figura 38.

Figura 38 - Diagrama de caixa (*box plot*) mostrando a dispersão de valores de NTK no afluente e efluente para as fases I e II do monitoramento



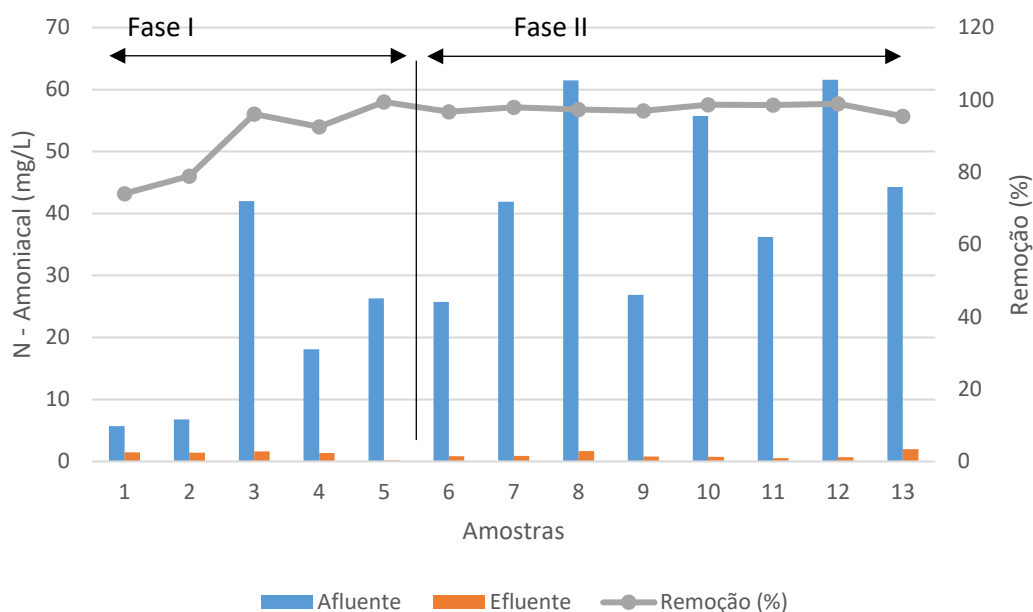
Fonte: Elaborado pelo autor

A análise da dispersão dos dados permite visualizar que a dispersão dos resultados foi maior para o esgoto afluente, para as duas fases de monitoramento. Contudo, a dispersão de dados para a entrada durante a fase I foi maior que a fase II.

- Nitrogênio amoniacal

A série temporal da concentração de Nitrogênio amoniacal nas análises das fases I e II, bem como a variação da eficiência de remoção em cada amostra é apresentada na Figura 39.

Figura 39 - Variação da concentração de N - Amoniacal no afluente, efluente e o percentual de remoção



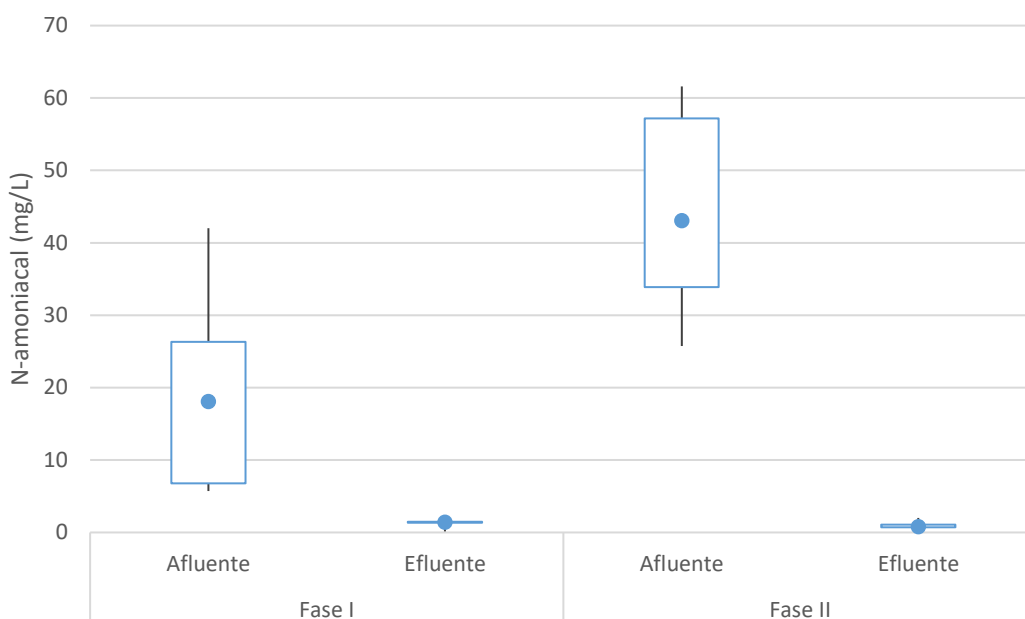
Fonte: Elaborado pelo autor

Na fase I, as concentrações médias de N- amoniacal do esgoto afluente foram de $19,78 \text{ mg L}^{-1}$, a mínima apresentada foi de $5,71 \text{ mg L}^{-1}$ e a máxima de $26,32 \text{ mg L}^{-1}$. Já para o efluente a média foi de $1,20 \text{ mg L}^{-1}$, a máxima foi de $1,62 \text{ mg L}^{-1}$ e a mínima registrada foi de $0,15 \text{ mg L}^{-1}$. A eficiência média de remoção de N- amoniacal da fase I foi de $88,24\%$.

Já a fase II apresentou concentrações médias de N-amoniacal do esgoto afluente de $44,23 \text{ mg L}^{-1}$, concentração máxima de $55,75 \text{ mg L}^{-1}$ e mínima de $25,73 \text{ mg L}^{-1}$. O efluente registrou concentração média de $1,01 \text{ mg L}^{-1}$, máxima de $1,99 \text{ mg L}^{-1}$ e mínima de $0,50 \text{ mg L}^{-1}$. A eficiência de remoção se apresentou maior para a fase II, sendo em média de $97,58\%$. Já a eficiência de remoção de N-amoniacal para o período total de monitoramento foi de $93,99\%$.

Os valores de dispersão dos dados podem ser vistos na Figura 40.

Figura 40 - Diagrama de caixa (*box plot*) mostrando a dispersão de valores de N-amoniacal no afluente e efluente para as fases I e II do monitoramento



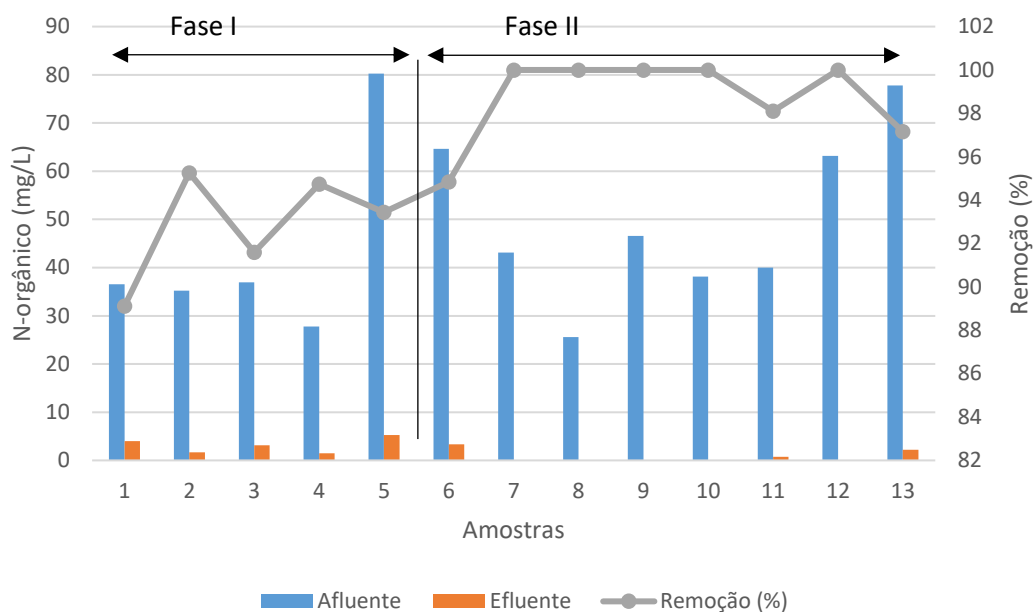
Fonte: Elaborado pelo autor

A análise do diagrama de *box plot* de N-amoniacal permite visualizar que a dispersão de dados para a entrada de esgoto, tanto para a fase I quanto para a fase II, foram muito maiores que as encontradas na saída indicando estabilidade operacional do sistema.

- Nitrogênio orgânico

Na Figura 41 é apresentado o comportamento temporal da concentração de N-orgânico nas análises das fases I e II, bem como a variação da eficiência de remoção em cada amostra.

Figura 41 - Variação da concentração de N-orgânico no afluente, efluente e o percentual de remoção



Fonte: Elaborado pelo autor

Na fase I de monitoramento, as concentrações médias registradas para N-orgânico no esgoto afluente foram de $43,34 \text{ mg L}^{-1}$, o que representou 70,60% do NTK afluente ao sistema. A concentração máxima encontrada foi de $80,22 \text{ mg L}^{-1}$, representando 75,30% de NTK, e a concentração mínima foi de $27,78 \text{ mg L}^{-1}$, de representação de 60,56% do NTK de entrada analisado.

O esgoto efluente da fase I registrou concentrações médias de N-orgânico de $3,09 \text{ mg L}^{-1}$, o que representou 68,38% do NTK da saída no sistema. A concentração máxima encontrada no efluente foi de $5,26 \text{ mg L}^{-1}$, representando 97,26% do NTK do esgoto efluente. E a concentração mínima encontrada foi de $1,46 \text{ mg L}^{-1}$, o que representou 52,14% de NTK do efluente amostrado. A remoção de N-orgânico durante a fase I foi de 92,83%.

A fase II apresentou concentrações médias de N-orgânico para o esgoto afluente de $49,88 \text{ mg L}^{-1}$, de representividade de 52,81% de NTK afluente, concentração máxima de $77,81 \text{ mg L}^{-1}$, representando 63,74% de NTK da amostra de esgoto afluente, e concentração mínima de $25,56 \text{ mg L}^{-1}$, o que representou 29,37% de NTK do esgoto afluente.

Já o esgoto efluente na fase II apresentou concentração média de $0,79 \text{ mg L}^{-1}$, ou 24,07% de NTK efluente. 5 análises deram valores não detectáveis para N-

orgânico na saída do sistema, de forma que o valor mínimo encontrado foi 0 mg L⁻¹, ou 0% de NTK efluente. Já a concentração máxima registrada foi de 3,33 mg L⁻¹, de representividade de 79,87% de NTK efluente. A eficiência de remoção de N-orgânico da fase II foi de 98,76% e a eficiência de remoção para o período total de monitoramento foi de 96,48%.

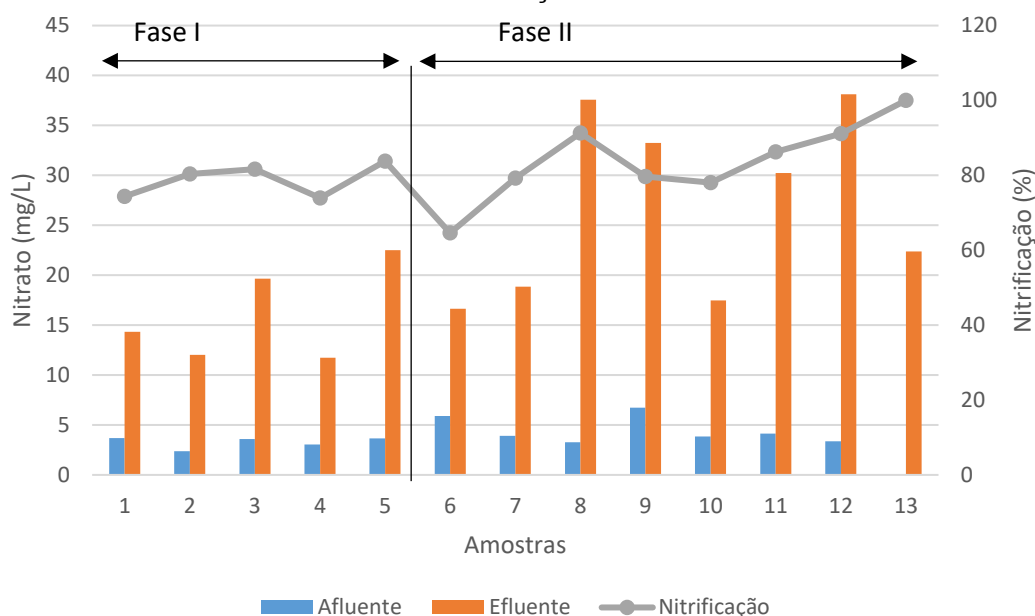
A eficiência de remoção para NTK, N-amoniacal e N-orgânico na fase II pode ter sido maior do que a da fase I devido ao desenvolvimento de biofilme e desenvolvimento de microrganismos no maciço filtrante.

Em comparação com os *wetlands* construídos de leito parcialmente submerso de Silveira et al. (2015), remoção de 51% para N-amoniacal e 58% para NTK e Freitas & Sezerino (2016) com 48% para N-amoniacal, o sistema proposto apresentou eficiências de remoção de N-amoniacal e NTK maiores.

- Nitrito

A série temporal da concentração de Nitrito nas análises das fases I e II, bem como a variação da nitrificação em cada amostra é apresentada na Figura 42.

Figura 42- Variação da concentração de Nitrito no afluente, efluente e o percentual de nitrificação



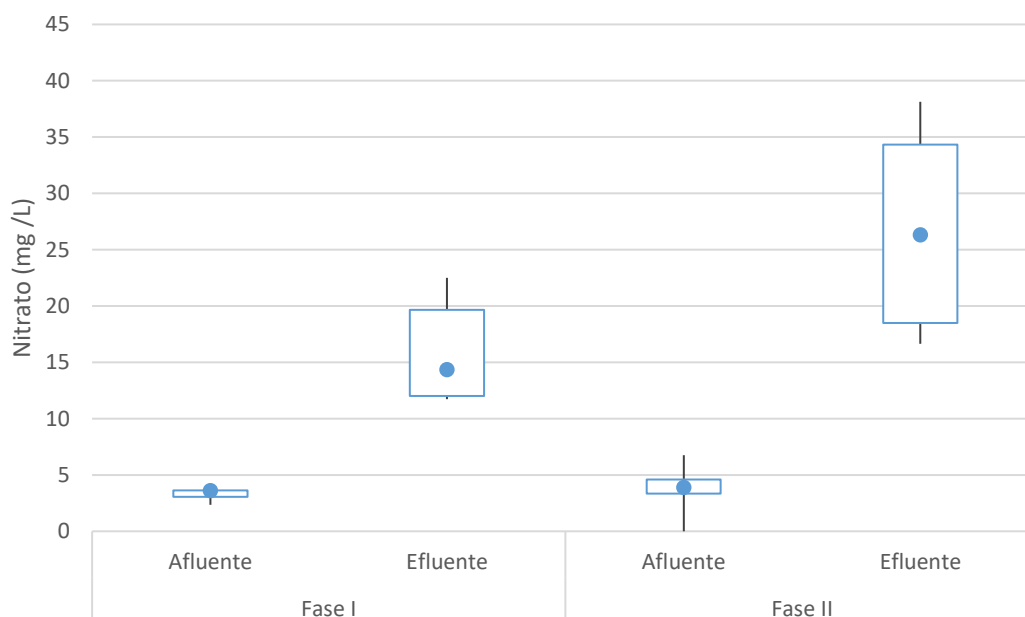
Fonte: Elaborado pelo autor

A fase I do monitoramento apresentou concentrações médias para Nitrato no esgoto afluente de 3,27 mg L⁻¹, concentração máxima de 3,68 mg L⁻¹ e mínima de 2,36 mg L⁻¹. O esgoto efluente apresentou concentração média de 16,05 mg L⁻¹, máxima de 22,49 mg L⁻¹ e mínima de 11,74 mg L⁻¹. A fase I apresentou um aumento na concentração de nitrato em 78,82%.

A fase II do monitoramento apresentou concentrações médias para Nitrato no esgoto afluente de 3,89 L⁻¹, concentração máxima de 6,75 L⁻¹ e mínima de 0,00 mg L⁻¹. Já o esgoto efluente apresentou concentração média de 26,81 mg L⁻¹, concentração máxima de 38,13 mg L⁻¹ e concentração mínima de 16,64 mg L⁻¹. O aumento de nitrato na fase II foi de 83,79%.

A Figura 43 apresenta os valores de dispersão dos dados analisados para nitrato no afluente e efluente.

Figura 43 – Diagrama de caixa (*box plot*) mostrando a dispersão de valores de Nitrato no afluente e efluente para as fases I e II do monitoramento



Fonte: Elaborado pelo autor

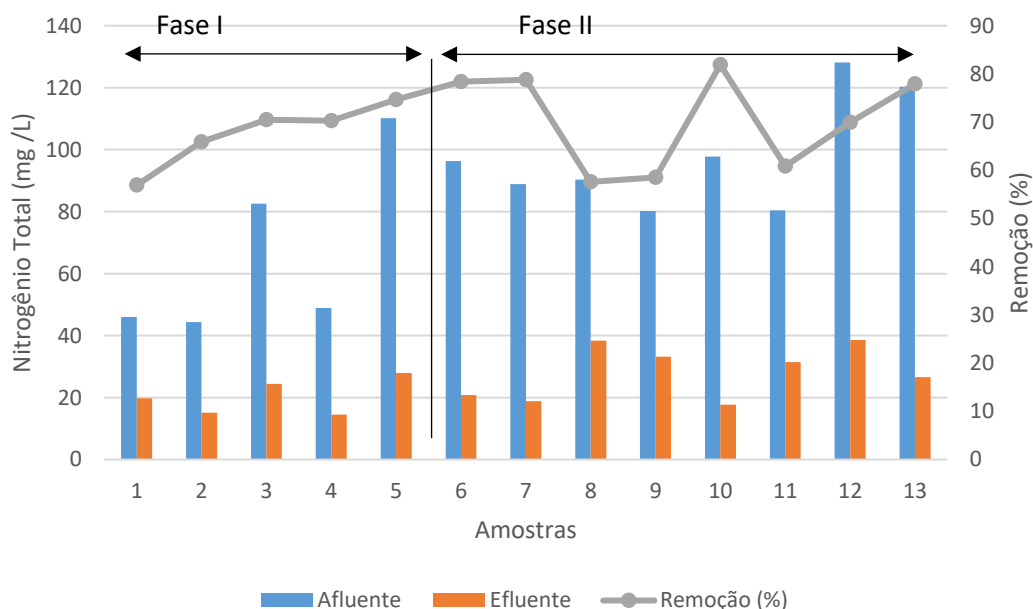
A análise do diagrama de *box plot* de Nitrato permite visualizar que a dispersão de dados para a entrada de esgoto, tanto para a fase I quanto para a fase II, foram menores que as encontradas na saída. É possível observar que os valores de nitrato

encontrados na fase II são mais elevados que os da fase I, sugerindo que a nitrificação no sistema passou a ser mais eficiente na fase II.

- Nitrogênio Total

A série temporal da concentração de Nitrogênio Total nas análises das fases I e II, bem como a variação da eficiência de remoção em cada amostra é apresentada na Figura 44.

Figura 44 - Variação da concentração de Nitrogênio Total no afluente, efluente e o percentual de remoção



Fonte: Elaborado pelo autor

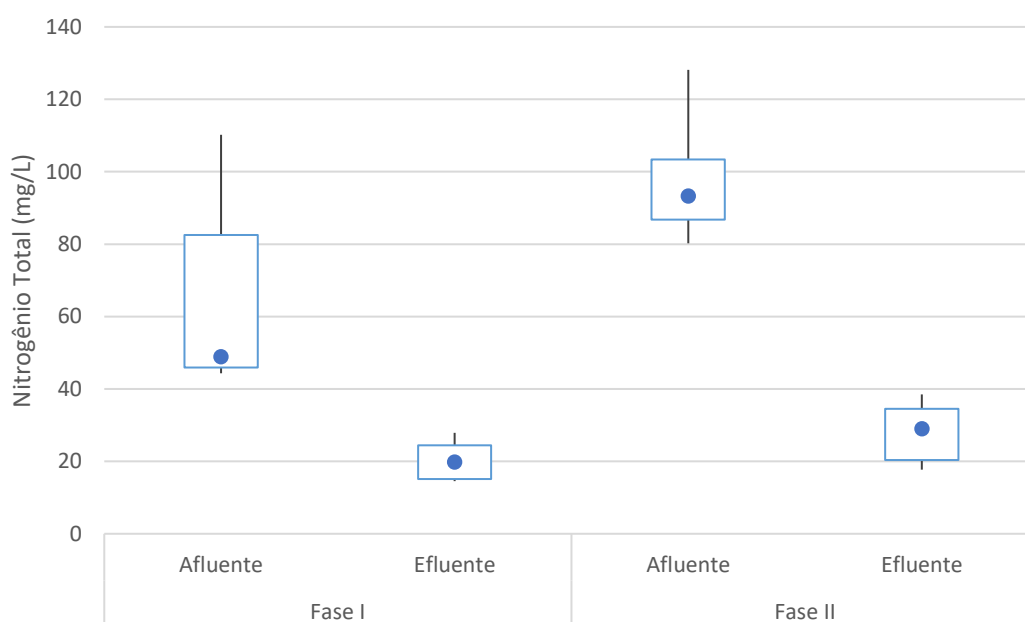
A fase I do monitoramento apresentou concentrações médias de Nitrogênio Total no esgoto afluente de $66,39 \text{ mg L}^{-1}$, concentração máxima de $110,18 \text{ mg L}^{-1}$ e mínima de $44,33 \text{ mg L}^{-1}$. O esgoto efluente apresentou concentração média de $20,35 \text{ mg L}^{-1}$, máxima de $27,90 \text{ mg L}^{-1}$ e mínima de $14,54 \text{ mg L}^{-1}$. A eficiência de remoção de Nitrogênio total na fase I foi de 67,65%.

Já a fase II do monitoramento apresentou concentrações médias para Nitrogênio total no esgoto afluente de $97,78 \text{ mg L}^{-1}$, concentração máxima de $128,14 \text{ mg L}^{-1}$ e mínima de $80,19 \text{ mg L}^{-1}$. Já o esgoto efluente apresentou concentração média de

28,19 mg L⁻¹, concentração máxima de 38,52 mg L⁻¹ e concentração mínima de 17,71 mg L⁻¹. A eficiência de remoção de Nitrogênio total na fase II foi de 70,48%. A eficiência de remoção de Nitrogênio total do período de monitoramento todo foi de 69,39%.

As dispersões de dados encontrados para Nitrogênio total são apresentados na Figura 45.

Figura 45 - Diagrama de caixa (*box plot*) mostrando a dispersão de valores de Nitrogênio total no afluente e efluente para as fases I e II do monitoramento



Fonte: Elaborado pelo autor

A análise do diagrama de *box plot* de Nitrogênio total permite visualizar que a dispersão de dados para esgoto efluente, tanto para a fase I quanto para a fase II, foram maiores que as encontradas na saída, evidenciando a remoção de nitrogênio.

A análise dos dados mostrou que o sistema é eficiente para remoção de nitrogênio amoniacal e NTK afluentes em NO⁻³, evidenciando o processo de desnitrificação. Vale ressaltar que a parcela de nitrito deve ser desconsiderada, devido sua instabilidade na presença de oxigênio o transforma em nitrato.

5.5 Atendimento Aos Padrões De Lançamento De Efluentes

De forma a se comparar as eficiências de remoção e as características do efluente encontradas no monitoramento do sistema com as exigidas pela legislação vigente, foi realizado o levantamento dos padrões de lançamento estabelecidos pelo CONAMA 430/2011 e pela Resolução SEMA 21/2009 do estado do Paraná.

Para esta análise foram selecionados os parâmetros semelhantes aos analisados neste trabalho. A Tabela 10 apresenta os limites exigidos pela legislação e a característica do efluente.

Tabela 10 – Comparação das características do efluente e padrões de lançamento

Parâmetro	Características do efluente	Resolução SEMA 21/2009	CONAMA 430/2011
DQO	34,83 mg L ⁻¹	Até 225 mg L ⁻¹	-
pH	8,73	-	5 a 9
Nitrogênio amoniacal	1,08 mg L ⁻¹	-	Até 20,0 mg L ⁻¹

Fonte: Elaborado pelo autor

A média dos parâmetros de DQO, pH e Nitrogênio Amoniacal atende aos limites definidos pela legislação. Os parâmetros DQO e Nitrogênio amoniacal estiveram em todas as análises, tanto para fase I quanto para a II, dentro dos limites exigidos pela legislação. Já o parâmetro pH esteve 33,33% das análises acima do limite definido por legislação.

6 CONCLUSÃO

Com base no monitoramento realizado em duas fases do sistema *wetland* construído de fluxo vertical com leito parcialmente saturado no tratamento de efluente gerado pelo restaurante da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, pode-se concluir:

- Quanto ao desempenho do sistema na remoção de poluentes:

O sistema apresentou eficiência de remoção para DQO na primeira fase de monitoramento de 97,02% e na segunda de 99,4%, sendo a eficiência global do sistema de 95,34%. A eficiência de remoção de NTK na fase I foi de 92,51%, na fase II foi de 98,61% e a eficiência global foi de 96,96%. A eficiência de remoção de N-amoniaco da fase I foi de 88,24%, a fase II apresentou 97,58% e a eficiência global foi de 93,99%. Já em relação ao Nitrogênio Total, a eficiência de remoção da fase I foi de 67,65%, da fase II foi de 70,48% e a eficiência global foi de 69,39%. Desta forma, o sistema apresentou boas condições de operação mesmo sob grandes cargas hidráulicas, mantendo boas eficiências de remoção.

Em relação ao atendimento dos padrões de lançamento de efluentes definidos por legislações, o sistema manteve os padrões de DQO e nitrogênio amoniacal dentro dos limites, em todos os monitoramentos, enquanto o parâmetro pH do efluente se apresentou dentro dos limites em 67% das amostras.

- Quanto às plantas utilizadas

A *Heliconia rostrata* utilizada no sistema apresentou dificuldades de adaptação ao meio durante a fase inicial de monitoramento. A dificuldade pode ser devida ao método de transplantes.

Durante a segunda fase de monitoramento, as plantas apresentaram boas condições de desenvolvimento no meio, sendo observados oito novos brotos no final do monitoramento.

Tendo em vista a facilidade de operação do sistema, o baixo custo de implantação e eficiência de remoção de poluentes. O sistema *wetland* contruído de fluxo vertical com leito parcialmente submerso se apresentou como uma tecnologia viável para tratamento de efluentes em locais que não possuem rede de esgoto.

7 RECOMENDAÇÕES

Após o monitoramento do sistema, e tendo em consideração os dados obtidos, recomenda-se:

- Avaliar o desempenho do sistema quando utilizado outra altura de saturação de leito, a fim de se determinar qual altura apresenta a melhor eficiência de remoção de poluentes;
- Realizar análise de fosfato total;
- Estudar a remoção de coliformes totais e outros organismos de interesse bacteriológico;
- Manter o monitoramento físico químico semanalmente a fim de se avaliar a evolução do comportamento do sistema ao longo do tempo.

REFERÊNCIAS

- APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20. ed. Washington: APHA, 1998.
- ARIAS, C. A.; DEL BUBBA, M.; BRIX, H. Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. **Water Research**, v. 35, n. 5, p. 1159-1168, abril, 2001
- BERRY, F.; KRESS, W. J. **Heliconia: an identification guide**. Washington: Smithsonian Institution Press 334p. illus., col. illus.. ISBN, 1991.
- BRASIL, M. da S.; MATOS, A. T. de. Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 13, n. 3, p. 323-328, 2008.
- BRASIL. CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução no 430/2011: 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.
- BRIX, H., KOOTTATEP, T., LAUGESEN, C.H. Wastewater treatment in tsunami affected areas of Thailand by constructed wetlands. **Water Sci. Technol.** 56, p. 69–74, 2007.
- CALIJURI, M. L.; BASTOS, R. K. X.; MAGALHÃES, T. de B.; CAPELETE, B.C.; DIAS, E. H. O. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/ Wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 421-430, 2009.
- COLLAÇO, A de B. **Uso de pneu “picado” como meio suporte de leitos cultivados para o tratamento de esgoto sanitário oriundo de uma E.T.E. convencional**. 77f. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001.
- COOPER, P. F. et al. **Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**. Blagrove, United Kingdom: Wrc Publications, 1996. 195 p.
- DECEZARO, S., T. **Nitrificação e remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos de efluente doméstico em Wetland construído de fluxo vertical**. Dissertação (mestrado). Universidade Federal de Santa Maria. Rio Grande do Sul, 2016.
- DORNELAS, F. L. **Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB**. 2008. 115 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, UFMG, Belo Horizonte, 2008

FREITAS, M. N.; SEZERINO, P. H. **Avaliação do start up de wetland construído vertical descendente com fundo saturado empregado no tratamento de esgoto sanitário**. Trabalho de Conclusão de Curso, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 2016.

HOFFMANN, H.; PLATZER, C.; WINKER, M.; MUENCH, E. v. **Technology review of constructed wetlands**: Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment. Sustainable sanitation – ecosan program. Germany, 2011

HUA, G.f. et al. Clogging pattern in vertical-flow constructed wetlands: Insight from a laboratory study. **Journal Of Hazardous Materials**, [s.l.], v. 180, n. 1-3, p.668-674, 2010.

IAPAR. Instituto Agrônômico do Paraná. Cartas climáticas do Paraná. Disponível em: <http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=677>. Acesso em: 5 de outubro, 2016.

KADLEC, R et al. **Constructed Wetlands for Pollution Control**: Iwa. 156 p., 2000.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. **Treatment wetlands**. Florida: CRC Press, 893p., 1996.

KADLEC, R. H.; REDDY, K. R. **Temperature Effects in Treatment Wetlands** *Water Environment Research*, 2001.

KADLEC, R.H.; WALLACE, S. **Treatment Wetlands**. 2 ed. Boca Raton, Florida, EUA, 1016 p., 2009.

KIVAISI, A. K. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: A review. **Ecological Engineering**. v.16, p. 545-560, 2001.

LAUTENSCHLAGER, S. R. **Modelagem do desempenho de wetlands construídas**. Tese (Mestrado em Engenharia Hidráulica e sanitária). Universidade de São Paulo, 2001

MACHADO, B. S.; BRANDÃO, I.G.; MAGALHÃES, F.J.C., Wetland construído de fluxo vertical como pós-tratamento de tanque séptico tratando esgoto doméstico na área rural. **Wetlands Brasil**, n 3, p15, 2015.

MACHIONI, M..**Remoção de matéria orgânica e fosfato de esgoto de restaurante universitário via wetland de fluxo vertical em fase de start up**. 2016. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2016.

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). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 2, n. 2, p. 108-112, 2006.

MATOS, A. T. de; ABRAHÃO. S. S.; BORGES, A. C.; MATOS, M. P. de. Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 1, p. 83-92, 2010.

MEIRA, C. M. B. S.; CEBALLOS, B. S. O.; OLIVEIRA, R. de; KÖNIG, A.; COURA, M. de A. **Análise de componentes principais de um sistema de terras úmidas construídas**. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES, 2005.

METCALF & EDDY. Inc. **Wastewater Engineering treatment**. Disposal Reuse. 4 ed. New York, McGraw - Hill Book, 1815 p., 2003.

MOORTEL, A.M.K.V.; ROUSSEAU, D.P.L.; TACK, F.M.G.; PAUW, N.D. A comparative study of surface and subsurface flow constructed wetlands for treatment of combined sewer overflows: A greenhouse experiment. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 175-183, 2009.

MOSCA, J. L.; QUEIROZ, M. B.; ALMEIDA, A. S.; CAVALCANTE, R. A.; ALVES, R. E. Helicônia: descrição, colheita e pós-colheita. **Embrapa Agroindústria Tropical**. Documentos. 2004

PARANÁ. SEMA - Secretaria Estadual do Meio Ambiente. Resolução no 21/2009: Dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências, para empreendimentos de saneamento.

PEDESCOLL, A. et al. The effect of primary treatment and flow regime on clogging development in horizontal subsurface flow constructed wetlands: An experimental evaluation. **Water Research**, [s.l.], v. 45, n. 12, p.3579-3589, jun. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.03.049>

PELLISSARI, C. **Tratamento de efluente proveniente da bovinocultura de leite empregando wetlands construídos de escoamento subsuperficial**. Dissertação (Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção parcial do grau de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental, Santa Maria, RS, Brasil, 147p. 2013.

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

PLATZER, C.. **DESIGN RECOMMENDATIONS FOR SUBSURFACE FLOW CONSTRUCTED WETLANDS FOR NITRIFICATION AND DENITRIFICATION**. Berlim, 1999.

REDDY, K. R.; PATRICK, W. H.; BROADBENT, F. E.. Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. **C R C Critical Reviews In Environmental Control**, [s.l.], v. 13, n. 4, p.273-309, jan. 1984. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/10643388409381709>.

RODRIGUES, M.. **Wetland construído de fluxo vertical empregado no tratamento de esgoto de um restaurante universitário**. 2016. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2016.

SAEED, T.; SUN, G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. **Journal of Environmental Management**, v. 112, p. 429-448, 2012.

SALATI JR., E.; SALATI, E.; SALATI, E. Wetlands projects developed in Brazil. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 19-25, 1999.

SANTOS, M. O.. **Definição de altura de saturação do maciço filtrante em wetland construído vertical empregado no tratamento de esgoto sanitário**. Dissertação (mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, Santa Catarina. 2015.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós- tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. 2006. 171f Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2006.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Eng Sanit Ambient**. v. 20, n. 1, p. 151-158, 2015

SEZERINO, P. H.; REGINATTO, V.; SANTOS, M. A.; KAISER, K.; KUNST, S.; PHILIPPI, L. S.; SOARES, H. M. Nutrient removal from piggery effluent using vertical flow constructed wetlands in southern Brazil. **Water Science and Technology**, London, v. 48, n. 2, p. 129-135, 2003.

SILVEIRA, D. D. et al. Influence of partial saturation on total nitrogen removal in a single-stage French constructed wetland treating raw domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v. 77, p.257-264, 2015

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS. **Diagnóstico dos serviços de água e esgoto**, 212p. 2014.

USEPA. **Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters**. United States Environmental Protection Agency. 165 p., 2000.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. **Ecological Engineering**, v. 73, p. 724-751, 2014.

VYMAZAL, J. **Algae and element cycling in wetlands**. Chelsea, Michigan: Lewis Publishers; 698 p., 1995.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 25, p. 475-477, 2005.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment. **Water**. v. 2, p. 530549, 2010.

VYMAZAL, J. Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: A review. **Ecological Engineering**, v. 61, p. 582-592, 2013

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**. v. 380, p. 48–65, 2007

VYMAZAL, J., KRÖFELOVÁ, L. **Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow**, v.14. Editor Springer, 2008.

WU, Shubiao et al. Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: a nitrogen and organic matter targeted review. **Water Research**, v. 57, p.40-55, 2014.

ZANELLA, L. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: wetlands construídos utilizando brita e bambu como suporte**. 219 f. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo; Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2008.

ZHAO, L; ZHU, W; TONG, W. Clogging processes caused by biofilm growth and organic particle accumulation in lab-scale vertical flow constructed wetlands. **Journal Of Environmental Sciences**, [s.l.], v. 21, n. 6, p.750-757, jan. 2009. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s1001-0742\(08\)62336-0](http://dx.doi.org/10.1016/s1001-0742(08)62336-0).

APÊNDICE A – Dados do monitoramento climático

Tabela A1 – Dados do monitoramento climático durante a fase I

Data	Tmáx (C°)	Tmín (C°)	Tméd (C°)	Prec (mm)
19/04/2016	32,8	19	26,4	0
20/04/2016	33	18,8	26,2	0
21/04/2016	33,5	17,8	26,2	0
22/04/2016	33,6	19,8	27	0
23/04/2016	32	19,2	26,4	0
24/04/2016	32,7	19,4	25,8	0
25/04/2016	32,6	19,6	22,8	0,0
26/04/2016	19,8	17,2	16,8	50
27/04/2016	17,4	8,8	11,3	27,5
28/04/2016	16,3	5,2	11,6	0
29/04/2016	21,4	8	14,2	0
30/04/2016	23,2	9,8	15,2	0
01/05/2016	21,8	6,7	13,7	0
02/05/2016	24,4	7	16	0
03/05/2016	26,8	10,4	19,1	0
04/05/2016	27,2	12,2	20	0
05/05/2016	26,8	15,4	20,7	0
06/05/2016	22,6	15,6	19	0
07/05/2016	21,2	16,8	18,6	3,5
08/05/2016	18,7	17,6	17,9	38,6
09/05/2016	18	17,2	17,4	87,6
10/05/2016	19,6	16	17,6	31,8
11/05/2016	22,2	16,8	19,2	0
12/05/2016	24,3	17,2	20,4	0,5
13/05/2016	25	16,2	20,1	0
14/05/2016	24,5	14,8	19,1	0
15/05/2016	28	14	21,4	0
16/05/2016	24,2	19,8	19,3	9,2
17/05/2016	23,6	11,4	16,6	0
18/05/2016	15,8	12	14	13,5
19/05/2016	18,8	14	16,4	3,4
20/05/2016	24,8	14,4	19	0
21/05/2016	22,8	18	20,2	5,9
22/05/2016	21,8	20,4	16,8	0,4
23/05/2016	19	11	13,3	13,4

24/05/2016	20	8	13,9	0
------------	----	---	------	---

Fonte: IAPAR, 2016

Tabela A2 – Dados do monitoramento climático durante a fase II

Data	Tmáx (C°)	Tmín (C°)	Tméd (C°)	Prec (mm)
01/08/2016	28	13,8	20,6	0
02/08/2016	28	15,2	20,8	0
03/08/2016	24,4	12,8	18,3	0
04/08/2016	26	13,2	18,9	0
05/08/2016	28,4	15	22,6	0
06/08/2016	30,8	14,8	23,3	0
07/08/2016	28,8	16,3	21,7	0
08/08/2016	22	15,6	18	0
09/08/2016	22	16	18	11,8
10/08/2016	22,6	11,9	15,5	0
11/08/2016	21,6	7,2	14,2	0
12/08/2016	23	8	14,8	0
13/08/2016	24,8	6,7	16,3	0
14/08/2016	30	12,6	21,2	0
15/08/2016	22,2	14,4	17,8	0
16/08/2016	26,2	14,8	20,2	19,6
17/08/2016	29,9	14,2	22,3	0
18/08/2016	29,4	17,4	20,6	0
19/08/2016	26	14,6	18,9	4,6
20/08/2016	19,2	17	17,4	12,8
21/08/2016	19	13,7	14,5	38,4
22/08/2016	18,6	6,2	12,2	0
23/08/2016	22,4	6,8	14,8	0
24/08/2016	24,8	10,4	17,7	0
25/08/2016	28,6	13,6	21,2	0
26/08/2016	29,6	16	22,7	0
27/08/2016	30	13,8	21,5	0
28/08/2016	31,8	13,6	23,4	0
29/08/2016	25,4	16,6	20,2	0
30/08/2016	19,2	18,2	18	10,8
31/08/2016	21,4	12,8	15,4	22,7

01/09/2016	25	10	18	0
02/09/2016	26,4	13,1	19,7	0
03/09/2016	19,6	16,4	12,4	0
04/09/2016	19,7	16,4	17,8	18,6
05/09/2016	22	13,4	17,6	1
06/09/2016	19	13,6	14,4	15
07/09/2016	19,8	9	13,2	0
08/09/2016	18,8	7	15,2	0
09/09/2016	26,4	9,2	17,9	0
10/09/2016	28	12,2	20,5	0
11/09/2016	29,9	15,4	22,7	0
12/09/2016	32,8	17,1	25,5	0
13/09/2016	32,2	19,8	24,2	0
14/09/2016	24,2	15,2	18,4	3,6
15/09/2016	26	9,8	18,2	0
16/09/2016	27,4	14,4	20,4	0
17/09/2016	29	14,3	22,5	0
18/09/2016	33,8	18,1	22,8	0
19/09/2016	21	15,8	17,7	4,7
20/09/2016	25,6	13	17,6	13,3
21/09/2016	24,4	11	17,4	0
22/09/2016	26,4	12,6	19,3	0
23/09/2016	28,4	12,1	19,9	0
24/09/2016	29,8	14,1	21,9	0
25/09/2016	25,2	15,8	18,9	0
26/09/2016	26,8	12,2	19,8	0
27/09/2016	28,2	12,8	24	0
28/09/2016	29,2	13,7	21,2	0
29/09/2016	31,2	15,3	23,4	0
30/09/2016	28,8	14	21,3	0
01/10/2016	27,8	13,9	19,4	0
02/10/2016	29,3	14,5	20,9	0
03/10/2016	20,8	15	14,6	0,3
04/10/2016	24	15,2	19,3	4,4
05/10/2016	25,4	14,8	20,2	0

Fonte: IAPAR, 2016

APÊNDICE B – Resultado das análises físicos - químicas

Tabela B1 – Dados das análises de DQO

Fase	Amostra	Data	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Remoção (%)
Fase I	1	22/04/2016	589,74	16,19	97,26
	2	26/04/2016	821,65	43,61	94,69
	3	28/04/2016	622,16	3,72	99,40
	4	03/05/2016	465,05	6,22	98,66
	5	05/05/2016	380,27	23,67	93,78
	6	10/05/2016	649,58	23,66	96,36
	7	12/05/2016	559,81	26,16	95,33
	8	17/05/2016	971,27	6,21	99,36
	9	18/05/2016	602,20	21,18	96,48
	10	24/05/2016	986,23	11,20	98,86
Fase II	11	18/08/2016	941,17	30,67	96,74
	12	25/08/2016	975,72	40,54	95,85
	13	01/09/2016	933,77	45,47	95,13
	14	08/09/2016	753,64	158,98	78,91
	15	14/09/2016	943,64	20,80	97,80
	16	21/09/2016	682,09	15,86	97,67
	17	28/09/2016	1025,07	77,55	92,43
	18	05/10/2016	650,01	55,34	91,49
	Média		752,95	34,83	95,34
	Máximo		1025,07	158,98	99,40
	Mínimo		380,27	3,72	78,91
	Desvio Padrão		201,00	36,36	4,68

Tabela B2 - Dados das análises de pH e Alcalinidade

Fase	Amostra	Data	Afluente		Efluente	
			pH	Alcalinidade	pH	Alcalinidade
Fase 1	1	22/04/2016	4,74	15,76	7,54	130,49
	2	26/04/2016	5,41	65,65	8,48	175,44
	3	28/04/2016	7,75	19,19	8,73	102,62
	4	03/05/2016	5,41	68,38	8,48	115,54
	5	05/05/2016	7,9	166,15	9,09	114,23
	6	10/05/2016	7,78	221,59	9,01	118,27
	7	12/05/2016	8,47	203,01	9,22	103,02
	8	17/05/2016	7,24	120,19	9	96,05
	9	18/05/2016	6,83	93,12	8,68	81,00
	10	24/05/2016	7,88	153,02	8,9	95,14
Fase 2	11	18/08/2016	5,52	25,5	7,32	67,9
	12	25/08/2016	7,25	145,7	8,6	90,9
	13	01/09/2016	6,59	261,3	8,86	90
	14	08/09/2016	6,13	112,3	9,07	89
	15	14/09/2016	8,85	278,1	9,25	132,5
	16	21/09/2016	7,89	194,7	9,12	115
	17	28/09/2016	7,51	299,2	8,91	153
	18	05/10/2016	7,89	168,5	8,78	161
Média			7,20	185,66	8,74	112,41
Mínimo			5,52	25,5	7,32	67,9
Máximo			8,85	299,2	9,25	161
Desvio Padrão			1,18	87,83	0,53	28,69

Tabela B3 - Dados das análises de NTK

Fase	Amostras	Data	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Remoção (%)
Fase 1	1	26/04/2016	42,28	5,46	87,09
	2	28/04/2016	41,972	3,1	92,61
	3	05/05/2016	78,96	4,73	94,01
	4	12/05/2016	45,864	2,8	93,89
	5	18/05/2016	106,54	5,404	94,93
Fase 2	6	18/08/2016	90,384	4,172	95,38
	7	25/08/2016	85,008	-0,252	100,30
	8	01/09/2016	87,052	0,728	99,16
	9	08/09/2016	73,444	-2,9232	103,98
	10	14/09/2016	93,912	0,252	99,73
	11	21/09/2016	76,216	1,26	98,35
	12	28/09/2016	124,768	0,392	99,69
	13	05/10/2016	122,08	4,2	96,56
Média			82,19	2,26	96,59
Máximo			124,77	5,46	103,98
Mínimo			41,97	-2,92	87,09
Desvio Padrão			27,21	2,56	4,30

Nota: Valores negativos de NTK foram considerados 0,00 mg/L.

Tabela B4 - Dados das análises de N-amoniacal

Fase	Amostra	Data	Entrada (mg/L)	Saída (mg/L)	Remoção (%)
Fase 1	1	26/04/2016	5,712	1,48	74,09
	2	28/04/2016	6,776	1,428	78,93
	3	05/05/2016	42	1,624	96,13
	4	12/05/2016	18,088	1,34	92,59
	5	18/05/2016	26,32	0,148	99,44
Fase 2	7	18/08/2016	25,732	0,84	96,74
	8	25/08/2016	41,916	0,868	97,93
	9	01/09/2016	61,488	1,652	97,31

	10	08/09/2016	26,852	0,812	96,98
	11	14/09/2016	55,748	0,728	98,69
	12	21/09/2016	36,232	0,504	98,61
	13	28/09/2016	61,6	0,672	98,91
	14	05/10/2016	44,268	1,988	95,51
	Média		34,83	1,08	93,99
	Máximo		61,60	1,99	99,44
	Mínimo		5,71	0,15	74,09
	Desvio Padrão		18,69	0,54	8,02

Tabela B5 - Dados das análises de N-orgânico

Fase	Amostra	Data	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Remoção (%)
Fase 1	1	26/04/2016	36,57	3,98	89,12
	2	28/04/2016	35,20	1,67	95,25
	3	05/05/2016	36,96	3,11	91,60
	4	12/05/2016	27,78	1,46	94,74
	5	18/05/2016	80,22	5,26	93,45
Fase 2	6	18/08/2016	64,65	3,33	94,85
	7	25/08/2016	43,09	0,00	100,00
	8	01/09/2016	25,56	0,00	100,00
	9	08/09/2016	46,59	0,00	100,00
	10	14/09/2016	38,16	0,00	100,00
	11	21/09/2016	39,98	0,76	98,11
	12	28/09/2016	63,17	0,00	100,00
	13	05/10/2016	77,81	2,21	97,16
	Média		47,37	1,67	96,48
	Máximo		80,22	5,26	100,00
	Mínimo		25,56	0,00	89,12
	Desvio Padrão		18,13	1,78	3,65

Tabela B6 - Dados das análises de Nitrato

Fase	Amostra	Data	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)
Fase 1	1	26/04/2016	3,68	14,34
	2	28/04/2016	2,36	12,02
	3	05/05/2016	3,60	19,66
	4	12/05/2016	3,06	11,74
	5	18/05/2016	3,64	22,49
Fase 2	6	18/08/2016	5,89	16,64
	7	25/08/2016	3,91	18,85
	8	01/09/2016	3,25	37,59
	9	08/09/2016	6,75	33,24
	10	14/09/2016	3,84	17,46
	11	21/09/2016	4,15	30,22
	12	28/09/2016	3,37	38,13
	13	05/10/2016	0,00	22,38
Média			3,65	22,67
Máximo			6,75	38,13
Mínimo			0,00	11,74
Desvio Padrão			1,59	9,22

Tabela B7 - Dados das análises de Nitrogênio Total

Fase	Amostra	Data	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Remoção (%)
Fase 1	1	26/04/2016	45,96	19,80	56,92
	2	28/04/2016	44,33	15,12	65,89
	3	05/05/2016	82,56	24,39	70,46
	4	12/05/2016	48,92	14,54	70,28
	5	18/05/2016	110,18	27,89	74,68
Fase 2	6	18/08/2016	96,28	20,81	78,38
	7	25/08/2016	88,92	18,85	78,80

8	01/09/2016	90,31	38,32	57,57
9	08/09/2016	80,19	33,24	58,54
10	14/09/2016	97,75	17,71	81,88
11	21/09/2016	80,36	31,48	60,83
12	28/09/2016	128,14	38,52	69,94
13	05/10/2016	120,29	26,58	77,90
Média		85,71	25,17	69,39
Máximo		128,14	38,52	81,88
Mínimo		44,33	14,54	56,92
Desvio Padrão		26,77	8,28	8,79

Tabela B8 - Dados das análises de Sólidos Totais

Fase	Amostra	Data	aST (mg/L)	eST (mg/L)	aSTF (mg/L)	eSTF (mg/L)	aSTV (mg/L)	eSTV (mg/L)	Eficiências (%)		
									ST	STF	STV
Fase 1	1	22/04/2016	404,50	356,00	217,00	87,00	187,50	269,00	11,99	59,91	-43,47
	2	26/04/2016	408,50	316,00	186,00	216,50	222,50	99,50	22,64	-16,40	55,28
	3	28/04/2016	514,00	401,60	278,00	291,00	236,00	110,60	21,87	-4,68	53,14
	4	03/05/2016	1031,50	113,00	77,95	87,10	953,55	25,90	89,05	-11,74	97,28
	5	05/05/2016	532,50	631,50	247,50	311,50	285,00	320,00	-18,59	-25,86	-12,28
	6	10/05/2016	537,00	294,00	278,00	228,50	259,00	65,50	45,25	17,81	74,71
	7	12/05/2016	557,50	437,50	270,00	286,50	287,50	151,00	21,52	-6,11	47,48
	8	17/05/2016	1006,50	683,00	261,00	244,00	745,50	439,00	32,14	6,51	41,11
	9	18/05/2016	486,00	458,50	304,00	330,50	182,00	128,00	5,66	-8,72	29,67
	10	24/05/2016	1501,00	1395,50	730,50	821,00	770,50	574,50	7,03	-12,39	25,44
Fase 2	11	18/08/2016	1047,00	405,00	49,00	-261,00	998,00	666,00	61,32	632,65	33,27
	12	25/08/2016	395,00	72,00	33,00	-25,00	362,00	97,00	81,77	175,76	73,20
	13	01/09/2016	151,00	242,00	-233,00	-72,00	384,00	314,00	-60,26	69,10	18,23
	14	08/09/2016	27,00	112,00	-321,00	-192,00	348,00	304,00	-314,81	40,19	12,64
	15	14/09/2016	-19488,00	-102,00	-19732,00	-188,00	244,00	86,00	99,48	99,05	64,75
	16	21/09/2016	525,00	633,00	214,00	350,00	311,00	283,00	-20,57	-63,55	9,00
	17	28/09/2016	842,00	620,00	289,00	353,00	553,00	267,00	26,37	-22,15	51,72
	18	05/10/2016	465	604,00	266	398	199	206	-29,89	-49,62	-3,52
Média			-503,17	426,26	-921,39	181,48	418,22	244,78	4,55	48,88	34,87
Máximo			1501,00	1395,50	730,50	821,00	998,00	666,00	99,48	632,65	97,28
Mínimo			-19488,00	-102,00	-19732,00	-261,00	182,00	25,90	-314,81	-63,55	-43,47
Desvio Padrão			4751,13	328,23	4699,83	263,43	267,01	176,65	90,02	156,55	34,70

Tabela B9 - Dados das análises de Sólidos Suspensos Totais

Fase	Amostra	Data	aSST (mg/L)	eSST (mg/L)	aSSV (mg/L)	eSSV (mg/L)	aSSF (mg/L)	eSSF (mg/L)	Eficiências (%)		
									SST	SSV	SSF
Fase 1	1	22/04/2016	142,00	23,50	15,00	13,00	127,00	10,50	83,45	13,33	91,73
	2	26/04/2016	105,20	5,67	102,78	3,99	2,41	1,67	94,61	96,12	30,85
	3	28/04/2016	56,71	1,50	51,71	0,00	5,00	1,50	97,35	100,00	70,00
	4	03/05/2016	38,33	4,50	36,17	1,00	2,17	3,50	88,26	97,23	-61,54
	5	05/05/2016	63,50	2,83	62,50	1,17	0,98	1,66	95,54	98,13	-69,32
	6	10/05/2016	98,13	10,66	98,13	9,16	0,00	1,50	89,14	90,67	0,00
	7	12/05/2016	103,40	8,50	100,01	4,50	3,39	4,00	91,78	95,50	-18,00
	8	17/05/2016	429,49	3,66	412,72	3,66	16,77	0,00	99,15	99,11	100,00
	9	18/05/2016	140,68	4,50	129,21	3,67	11,47	0,83	96,80	97,16	92,76
	10	24/05/2016	466,67	3,50	442,86	0,50	23,81	3,00	99,25	99,89	87,40
Fase 2	11	18/08/2016	259,18	20,50	128,57	9,50	130,61	11,00	92,09	92,61	91,58
	12	25/08/2016	351,16	-933,33	225,58	23,33	125,58	-956,67	365,78	89,66	861,79
	13	01/09/2016	143,28	-145,00	134,33	1,00	8,96	-146,00	201,20	99,26	1730,33
	14	08/09/2016	-390,57	-260,00	160,38	4,00	-550,94	-264,00	33,43	97,51	52,08
	15	14/09/2016	21,35	-19,00	22,47	-17,50	-1,12	-1,50	189,00	177,88	-33,50
	16	21/09/2016	130,36	-3,50	126,79	6,00	3,57	-9,50	102,68	95,27	366,00
	17	28/09/2016	396,55	12,00	365,52	11,00	31,03	1,00	96,97	96,99	96,78
Média			150,32	-74,09	153,81	4,59	-3,49	-78,68	118,62	96,25	205,23
Máximo			466,67	23,50	442,86	23,33	130,61	11,00	365,78	177,88	1730,33
Mínimo			-390,57	-933,33	15,00	-17,50	-550,94	-956,67	33,43	13,33	-69,32
Desvio Padrão			199,44	232,94	132,45	8,20	148,82	237,35	74,20	29,24	449,00

