

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

CAMILA DE LOURDES FERREIRA LEITE

**INFLUÊNCIA DA TAXA DE APLICAÇÃO SUPERFICIAL EM UM SISTEMA
FRANCÊS DE WETLANDS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ESGOTO DE
UM RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

LONDRINA

2019

CAMILA DE LOURDES FERREIRA LEITE

**INFLUÊNCIA DA TAXA DE APLICAÇÃO SUPERFICIAL EM UM SISTEMA
FRANCÊS DE WETLANDS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ESGOTO DE
UM RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, *Câmpus* Londrina, como requisito parcial para obtenção do título de bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Orlando de Carvalho Júnior.

**LONDRINA
2019**



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



TERMO DE APROVAÇÃO

Análise da taxa de aplicação superficial em um sistema Francês de Wetlands
Construídos empregado no tratamento de esgoto de um restaurante universitário

por

Camila de Lourdes Ferreira Leite

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado no dia 11 de Julho no ano de 2019 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, aprovado com restrições ou reprovado).

Prof. Dr. Ricardo Nagamine Costanzi
(UTFPR)

Prof. Dr. Ajadir Fazolo
(UTFPR)

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

Profa. Dra. Edilaine Regina Pereira
Responsável pelo TCC do Curso de Eng. Ambiental

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer primeiramente à Deus, que esteve presente em todos os momentos, me abençoando e me guiando quando eu mesma não entendia todas as suas vontades.

Grata a toda a minha família, principalmente mãe Jussara, pai Luis e irmão Luis Guilherme, que me deram todo o apoio e toda a força para aguentar todos os dias longes e todos os desafios que apareceram nesta caminhada acadêmica. Todo o meu trabalho e todo o meu esforço foi para deixá-los orgulhosos e dedico este trabalho inteiramente a vocês.

Ao meu orientador Orlando de Carvalho Júnior pela confiança em meu trabalho, pelo apoio e pela paciência necessária para que fosse possível chegar ao fim desta jornada.

Aos meus amigos, que se tornaram uma família para mim, obrigada por estarem ao meu lado em todos os momentos, nas dificuldades, nos sorrisos, além de me ajudarem a me manter firme e forte durante toda esta caminhada. Maiara, Júlia, Bárbara, Carolina, Renata, Beatriz, Andressa, aos meus amigos da minha cidade natal e a todos aqueles que estiveram ao meu lado e que me estenderam a mão nos momentos em que eu mais precisei. Vocês confiaram em mim, e me fizeram ter forças pra não desistir, além de me ajudarem a superar a saudades de casa, obrigada por essa linda família que nos tornamos. Esse trabalho também é de vocês e por vocês.

Gostaria de agradecer também ao meu tio José Carlos, que com o seu conhecimento me auxiliou no enriquecimento do meu trabalho.

À universidade que me permitiu crescer pessoal e profissionalmente durante todo este período.

Aos membros da banca examinadora, Ricardo e Fazolo, pela disponibilidade e enriquecimento na versão final desta monografia.

E a todos que de alguma forma estiveram presentes nesta jornada, mesmo permanecendo por pouco período, obrigado por cada abraço, incentivo e mensagens reconfortantes, tudo isto foi extremamente essencial no resultado que lhes apresento aqui hoje. O meu muito obrigada.

RESUMO

LEITE, C. L. F. **Influência da taxa de aplicação superficial em um sistema francês de wetlands construídos no tratamento de esgoto de um restaurante universitário**. 2019. 54 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2019.

Wetlands construídos são sistemas alternativos para o tratamento de efluentes, são atrativos devido a potencialidade na descentralização do tratamento de efluentes e aos baixos custos de implantação e operação. Dentro deste contexto, o presente estudo teve como objetivo verificar a influência da taxa de aplicação superficial na remoção de nitrogênio total em um sistema Francês de Wetland Construído empregado no tratamento do efluente do restaurante universitário da Universidade Tecnológica Federal do Paraná. A unidade experimental está localizada nas dependências da UTFPR – Campus Londrina e o monitoramento ocorreu no decorrer de 4 semanas. Foram realizadas 3 bateladas ($0,1\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$, $0,2\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$ e $0,3\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$) de aplicação superficial para obter os hidrogramas de vazão para as análises laboratoriais. Foram coletadas amostras na saída do sistema e as amostras foram submetidas a análises físico química, sendo elas, nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal. As concentrações de nitrito encontradas foram muito baixas ou próximas de zero, não sendo detectada a presença relevante destes em nenhuma das amostras referentes a saída do sistema, a concentração de nitrato foi de $0,73\text{ mg/L}$ para $1,21\text{ mg/L}$, e apesar de ter aumentado, os valores encontrados não foram relevantes. Não houve detecção de nitrogênio amoniacal nas diferentes taxas de aplicações superficiais, isso significa que o aumento da taxa de aplicação não afetou a oxidação da amônia, praticamente sendo totalmente oxidada nas diferentes taxas de aplicação. De acordo com a vazão encontrada nos hidrogramas, os picos de vazão aumentam de acordo com o aumento da taxa de aplicação superficial. Os resultados encontrados, mostram que não foi encontrada a correlação entre a eficiência do sistema e os hidrogramas de vazão das diferentes taxas de aplicação superficial.

Palavras chave: Wetland construído francês, taxa de aplicação, nitrogênio amoniacal.

ABSTRACT

LEITE, C. L. F. Influence of the surface application rate in a French system of built wetlands employed in the sewage treatment of a university restaurant. Course Completion Work (Bachelor of Environmental Ambiental Engineering) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2019.

Wetlands constructed are alternative systems for the treatment of effluents, they are attractive due to the potentiality in the decentralization of effluent treatment and the low costs of implantation and operation. In this context, the present study had as objective to verify the influence of the surface application rate on the removal of total nitrogen in a Frances de Wetland Constructed system employed in the effluent treatment of the university restaurant of the Universidade Tecnológica Federal do Paraná. The experimental unit is located in the dependencies of the UTFPR - Campus Londrina and the monitoring took place over the course of 4 weeks. Three batches ($0.1\text{m}^3 / \text{m}^2.\text{d}$, $0.2\text{m}^3/ \text{m}^2.\text{d}$ and $0.3\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$) were applied to obtain the flow hydrograms for the laboratory analyzes. Samples were collected at the exit of the system and the samples were submitted to physical chemical analysis, being nitrite, nitrate and ammoniacal nitrogen. Nitrite concentrations were found to be very low or close to zero. The relevant presence of nitrite was not detected in any of the samples, the concentration of nitrate was 0.73 mg/L to 1.21 mg/L , and the values found were not relevant. There was no detection of ammoniacal nitrogen in the different rates of surface applications, this means that the increase of the application rate did not affect the oxidation of the ammonia, practically being totally oxidized in the different rates of application. According to the flow rate found in the hydrographs, the flow peaks increase according to the increase of the surface application rate. The results show that the correlation between the efficiency of the system and the flow hydrograms of the different rates of surface application was not found.

Key-words: French wetland constructed, application rate, ammoniacal nitrogen.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Tipos de wetlands construídos.	18
Figura 2 – Configuração típica de uma wetland construída de Fluxo Superficial, com a planta e o corte desse sistema representados.	19
Figura 3 – Configuração típica de uma wetland construída de Fluxo Subperifical, com a planta e o corte desse sistema representados.	20
Figura 4 – Esquema do funcionamento de um Wetland de fluxo horizontal.....	21
Figura 5 – Esquema de funcionamento de um wetland de fluxo vertical.....	22
Figura 6 - Ilustração da forma intermitente do funcionamento do Wetland francês	24
Figura 7 – <i>Heliconia Rostrata</i>	28
Figura 8 – Local de construção da estação experimental	34
Figura 9 - Esquema do funcionamento da estação de Wetland francês utilizada no estudo	35
Figura 10 – Leito do primeiro estágio em funcionamento.....	37
Figura 11 – Resultado da concentração de nitrato ao longo do tempo, e nas variações das taxas de aplicação.....	44
Figura 12 – Resultado do Hidrograma das vazões de coleta	45
Figura 13 – Hidrograma de vazões das duas primeiras coletas	46
Figura 14 – Hidrograma de vazão das duas últimas coletas	47

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Vantagens e desvantagens dos sistemas de Wetland Construído	18
Quadro 2 - Ação das propriedades da macrófitas referente ao tratamento do efluente	266
Quadro 3 – Formas de nitrogênio.....	30
Quadro 4 – Valores dos dados coletados na primeira coleta com pulso de $0,1\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$	40
Quadro 5 – Valores dos dados coletados na segunda coleta com pulso de $0,1\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$	40
Quadro 6 – Valores dos dados coletados na segunda coleta com pulso de $0,2\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$	41
Quadro 7 – Valores dos dados coletados na segunda coleta com pulso de $0,3\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$	41

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Verificação de cargas aplicadas ao sistema no primeiro estágio.....	36
---	----

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	12
2. OBJETIVOS.....	14
2.1. OBJETIVO GERAL.....	14
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
3. REFERENCIAL TEÓRICO	15
3.1. TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE EFLUENTES.....	15
3.2. WETLAND CONSTRUÍDO.....	16
3.2.1. Características Gerais do Wetland Construído	16
3.2.3.1. Fluxo Horizontal	21
3.2.3.2. Fluxo Vertical	22
3.3. SISTEMA WETLAND DO TIPO FRANCÊS	23
3.3.1. Configuração do sistema.....	23
3.3.2. Meio Filtrante	24
3.3.3. Plantas que compõe o sistema	25
3.3.4. Microbiologia dos wetlands	28
3.3.5. Remoção da matéria orgânica	29
3.3.6. Remoção no Nitrogênio.....	30
3.3.6.1. Amonificação	31
3.3.6.2. Nitrificação	31
3.3.6.3. Desnitrificação.....	32
3.3.7. Fósforo	33
4. MATERIAIS E MÉTODOS	34
4.1. LOCAL DE INSTALAÇÃO DO SISTEMA FRANCÊS DO WETLAND	34
4.2. CARACTERIZAÇÃO DA UNIDADE EXPERIMENTAL.....	35
4.3. OPERAÇÃO DO SISTEMA	37
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	39
5.1. RELAÇÃO ENTRE TAXA DE APLICAÇÃO SUPERFICIAL E EFICIÊNCIA NO TRATAMENTO.....	39
5.2. HIDROGRAMA DE ANÁLISE DA VAZÃO CONFORME A VARIAÇÃO DA TAXA DE APLICAÇÃO	45

6. CONCLUSÕES.....	48
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	49

1. INTRODUÇÃO

Segundo dados do SNIS (2015) no Brasil, a coleta de esgoto é realizada em apenas 42,9% dos domicílios do país. Considerando valores médios referentes às 100 maiores cidades brasileiras, o tratamento de esgoto foi de 50,26%, apenas 10 dessas cidades tratam acima de 80% de seus esgotos. Em geral, o tratamento nestes locais é limitado ao uso de fossas sépticas, que removem cerca de 40% de carga orgânica aplicada e produzem efluente que possuem características inadequadas para disposição do solo.

O lançamento de efluentes, tem causado diversos danos ambientais quando são lançados diretamente nos corpos d'água. Seus danos vão desde eutrofização até doenças neonatais, concentrações maiores que 10 mg/L de nitrato, expresso como nitrogênio (NO₃-N), pode ser fatal para crianças com idades inferiores há seis meses e causar problemas na saúde dos animais (QUEIROZ, 2004). O esgoto sanitário e os efluentes industriais são as principais fontes impactantes de nitrogênio (FERNÍCOLA, 1981; SEZERINO, 2006).

Assim, investimento em pesquisas e tecnologias alternativas são necessárias para a remoção/conversão de carga nitrogenada nos efluentes. Para isso, existem aplicações de diferentes técnicas para tratamento de esgoto, como por exemplo, wetlands construídos.

Sistemas wetlands têm sido bastante utilizados nas últimas décadas para tratamento de águas residuais em diversos países por se tratar de uma alternativa de baixo custo, e que não necessita de muitos requisitos operacionais. No passado, os sistemas de wetlands construídos eram utilizados em áreas urbanas afastadas para tratar volumes baixos de águas residuais que possuíam poluentes orgânicos de fácil degradação. Com a necessidade de enquadramento aos padrões de qualidade das águas e de lançamentos de efluentes, estes sistemas evoluíram e podem ser utilizados para atender às demandas atuais na área de tratamento de esgoto (HOFFMAN, 2011).

Neste contexto é que os wetlands construídos ganham destaque e reconhecimento como unidade descentralizada de esgoto. De acordo com a EPA (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos) estes sistemas alcançam eficiências superiores a 80% de remoção de carga orgânica. Com isso, na ausência de coleta e tratamento de esgoto, o uso de wetland construído, como unidade de

tratamento descentralizada de esgoto, se mostra bastante adequado e eficaz (EPA, 1993).

Os wetlands construídos possuem diversas configurações, notadamente nos países desenvolvidos os verticais do tipo francês são os mais utilizados. Com toda a tecnologia envolvida neste sistema, ocorre o tratamento de efluentes e lodos sem necessidade de unidades adicionais para tratamento primário. Sistemas bem dimensionados possuem capacidade de nitrificação completa e mineralização da fração orgânica afluente (MOLLE et al. 2015). Além destas constatações, ainda possui vantagem de fácil manutenção e operação.

Diante do exposto, no presente estudo, tem objetivo de verificar a influência da taxa de aplicação superficial na oxidação de amônia em um sistema Frances de Wetland, observar ainda a existência uma correlação entre a taxa de aplicação e eficiência de remoção de nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal, por meio de hidrogramas de vazão de resposta do segundo estágio de um sistema Frances de Wetland construído.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

O presente trabalho teve como objetivo principal verificar a influência da taxa de aplicação superficial aplicada na oxidação da amônia em um sistema wetland tipo francês empregado no tratamento de efluente de um restaurante universitário.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar a existência de uma correlação entre a taxa de aplicação superficial e eficiência de remoção nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal, por meio de hidrogramas de vazão;
- Verificar o comportamento da vazão de saída de acordo com a taxa de aplicação superficial.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1. TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE EFLUENTES

De acordo com a Organização Mundial da Saúde (WHO, 2015) ainda são cerca de 2,4 bilhões de pessoas no mundo vivendo sem saneamento adequado, sendo que mais de 1 milhão dessas pessoas praticam suas necessidades fisiológicas ao ar livre. Além disso, estima-se que uma em quatro pessoas no mundo, bebe água contaminada por coliformes totais, e que mesmo com melhorias nas fontes, aproximadamente 1,2 bilhões de pessoas no mundo ainda utilizam água de fontes que contém sérios riscos sanitários. (WHO, 2015).

Diante deste cenário, as pesquisas são incessantes a fim de trazer informações que possam contribuir com a melhoria do saneamento básico, afinal, muitas vezes o âmbito municipal não possui subsídios mínimos para dar início ao processo de melhoria de seus sistemas, e sequer informações necessárias para o desenvolvimento de políticas públicas que possibilitem a melhoria significativa da qualidade ambiental (LEONETI; PRADO; OLIVEIRA, 2011).

Por isso, para suprir a demanda de tratamento de efluentes, pesquisadores do meio vêm buscando formas alternativas no tratamento de efluentes, melhorando os trabalhos já desenvolvidos, e criando sistemas novos de tratamento. E um dos sistemas mais conhecidos e que a cada ano vem se destacando mais, são os sistemas de wetlands construídos.

Este sistema tem como principal objetivo, a melhoria da qualidade da água. No tratamento de efluentes realiza a remoção de nutrientes e tem a característica de reduzir taxas de DQO e DBO do efluente (SALATI, 2011). Os sistemas de wetlands construídos são desenvolvidos sob critérios de engenharia e suas técnicas de construção variam e dependem da característica da eficiência final desejada na remoção dos poluentes, das espécies de macrófitas que serão plantadas no maciço, da característica do efluente em tratamento, direção que o fluxo do efluente será conduzido, do interesse paisagístico e da área disponível para a construção do mesmo (SALATI et al., Sezerino, 2006).

Existe ainda a conversão dos poluentes em subprodutos, e esta ação ocorre pela degradação por microrganismos e da ação das raízes das plantas. Por essas

características que os wetlands são aplicados como tratamento descentralizado de efluentes.

3.2. WETLAND CONSTRUÍDO

3.2.1. Características Gerais do Wetland Construído

Wetlands naturais são definidas como terras onde a superfície da água está próxima ou na superfície do terreno por tempo suficiente, ao longo do ano, para manter o solo em condições saturadas para a vegetação selecionada, como por exemplo, os pântanos (USEPA, 2000).

Um wetland construído (WC) tem por finalidade específica controle da poluição e manejo de resíduos em um local diferente de onde existe um wetland natural (UESPA, 2000). Em suma, é a simulação de um ecossistema natural reproduzido em um ambiente distinto onde mecanismos básicos de ecologia são manipulados através de princípios de engenharia civil e sanitária. Os mecanismos do WC são baseados em wetlands naturais, onde a união de microrganismos, plantas e animais nativos trabalham juntos para reduzir poluentes contidos na água. É um tratamento que precisa de diversos mecanismos, e para a máxima eficiência deve haver um entendimento vasto sobre o assunto. As pesquisas deste ramo devem se manter atualizadas, para promover com eficiência os tratamentos de sistemas desse tipo (DORNELAS, 2008).

Estes sistemas estão dentre uma das mais eficientes tecnologias que foram comprovadas recentemente para o tratamento de águas residuárias. Ao se comparar com sistemas de tratamento convencionais, os wetlands construídos são de baixo custo, fácil operação e manutenção e tem grande potencial para aplicação em países em desenvolvimento, destacando pequenas comunidades rurais. É um sistema que ainda precisa de muito conhecimento técnico, e peritos locais para que essa tecnologia seja desenvolvida, sendo assim, as WCs ainda não se encontram muito difundidos pelo mundo (KIVAISI, 2001).

Com todas as informações obtidas nos últimos tempos, é possível analisar o que consta no Quadro 1 (ver na sequência) onde estão especificados as vantagens e desvantagens da implantação de um sistema de Wetlands construídos.

Quadro 1 – Vantagens e desvantagens dos sistemas de Wetland Construído

Vantagens
Custos de construção e operação relativamente baixos.
Fácil manutenção.
Tolerância a flutuações no ciclo hidrológico e nas cargas contaminantes.
Possibilidade de se obterem alguns benefícios adicionais, tais como a criação de espaços verdes, de habitats naturais e de áreas recreacionais ou educacionais.
Não requer o uso de energia.
Não requer produtos químicos ou produtos mecânicos.
Redução da matéria orgânica e dos sólidos sedimentáveis
Podem ser construídos com solo e com mínimo de concreto e aço.
Não possuem mal cheiro, porque as raízes atuam como filtro, eliminando-o.
Possibilidade de um tratamento eficaz, sem a necessidade de equipamentos complexos.
Possibilidade de reciclagem, reutilização e a valorização de efluentes.
“Alta produção de biomassa que pode ser utilizada na produção de ração animal, energia (biogás) e biofertilizantes (compostos orgânicos).”
Considerável redução de patógenos.
Remoção satisfatória de matéria orgânica, sólidos suspensos, nitrogênio e fósforo.
Desvantagens
Podem causar problemas com mosquitos.
Necessidade de caracterizações precisas dos sólidos do efluente a tratar, do tipo de enchimento, do ciclo hidrológico e do regime de temperaturas.
Colmatação que ocorre com alguma frequência, havendo, portanto, a necessidade do controle da carga hidráulica e de sólidos para minimizar esse problema.
Requerer um período de início até a vegetação estar bem estabelecida.
Alguns compostos orgânicos removidos pelo sistema podem estar ligados aos sedimentos e se acumularem ao longo do tempo.

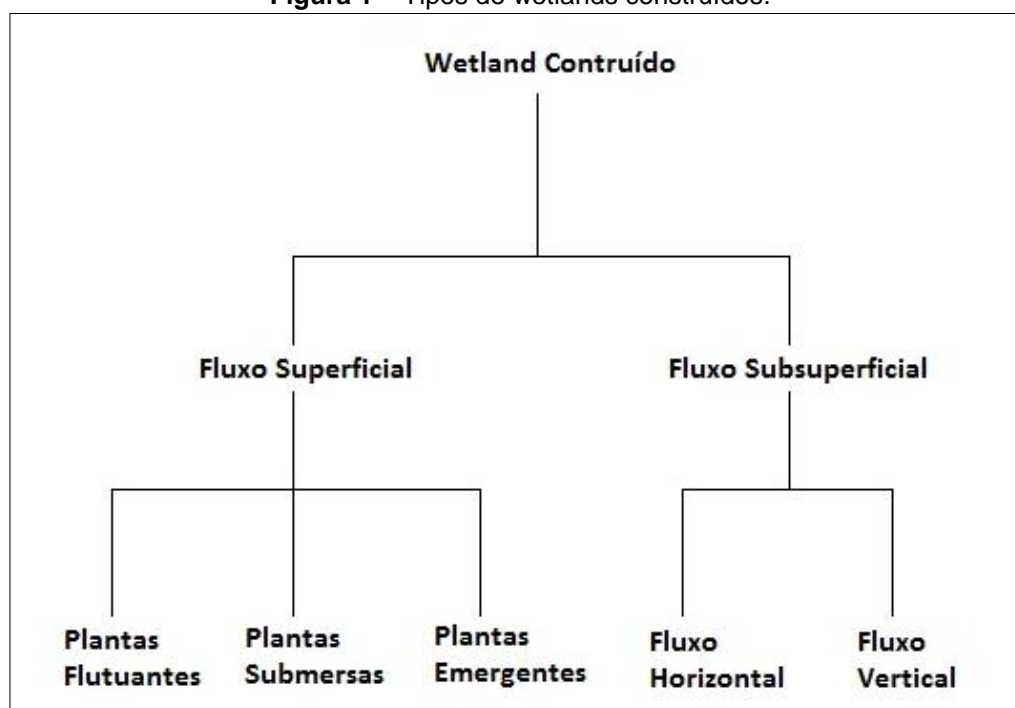
Eficiências sazonais.

Fonte: Silva (2007).

Dentre as desvantagens, ainda existem aquelas que podem ser evitadas, ou até mesmo minimizadas com os avanços das pesquisas nas áreas de tratamento de esgoto, que pode indicar parâmetros de projetos ótimos para um bom funcionamento do sistema. Em consequência, tornará os sistemas wetlands construídos mais aceitáveis, por serem autossustentáveis e se integrarem de forma que não agrida o meio ambiente e a comunidade. (SILVA, 2007).

Estes sistemas são classificados, de acordo com a direção do fluxo do efluente, em subsuperficial, superficial e vertical. Podem ser classificados também, de acordo com as macrófitas utilizadas, essa classificação está representada na figura 1 (KLADEK, WALLACE, 2009).

Figura 1 – Tipos de wetlands construídos.

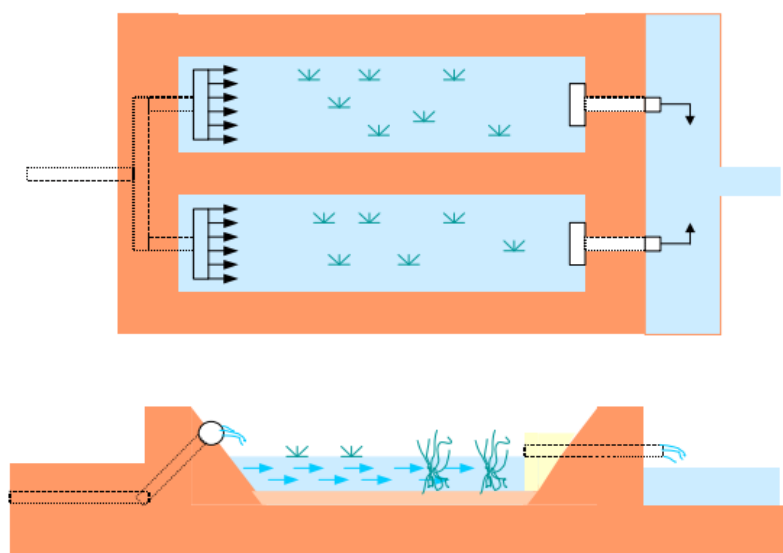


Fonte: Hofman (2011).

3.2.2. Wetlands de fluxo superficial

Os wetlands construídos de fluxo superficial têm como objetivo reproduzir o comportamento de wetlands naturais, principalmente os que apresentam fluxos superficiais rasos. As suas principais características - que podem mudar a configuração de um sistema para outro - são: dispositivo de entrada do efluente, dique, plantas e dispositivo de saída do efluente (LAUTENSCHLAGER, 2001), conforme observa-se na Figura 2.

Figura 2 – Configuração típica de uma wetland construída de Fluxo Superficial, com a planta e o corte desse sistema representados.



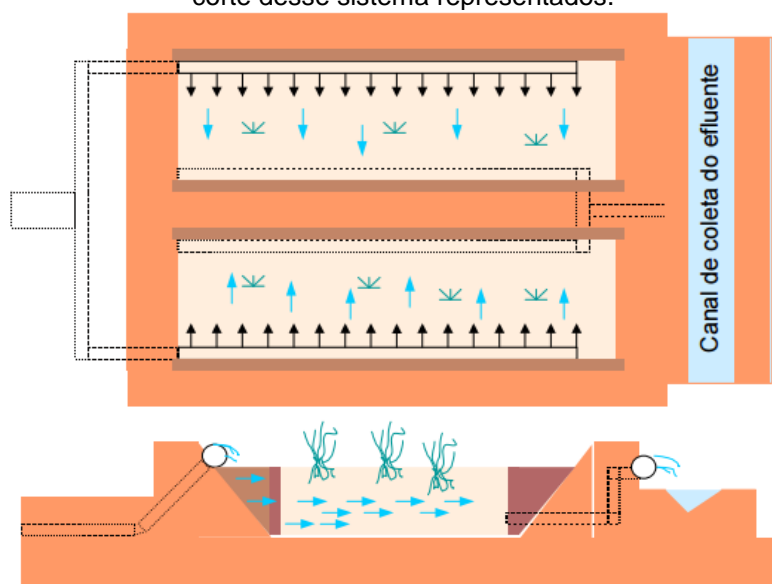
Fonte: Kadlec; Knight (1996).

No fluxo superficial a remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos se apresenta bastante eficiente, pois o seu tempo de retenção hidráulica é maior (USEPA, 2000). Apesar de possuir suas vantagens, este sistema apresenta duas desvantagens relevantes em relação ao sistema de fluxo subsuperficial, pois o superficial pode causar proliferação de mosquitos e produção de odor (KNIGHT; WALLACE, 2004). Nos Estados Unidos da América (EUA) o sistema de fluxo superficial é bastante utilizado no tratamento terciário de grandes volumes de águas residuárias.

3.2.3. Wetlands de fluxo subsuperficial

Wetlands construídos de fluxo subsuperficial tratam águas residuárias que passam nos poros contendo raízes de plantas, através de fluxos horizontais ou verticais. Os componentes que caracterizam essa wetland são: sistema de entrada de efluente, dique, meio poroso, tipos de plantas, sistema de controle de saída de efluente (LAUTENSCHLAGER, 2001), conforme observa-se na Figura 3.

Figura 3 – Configuração típica de uma wetland construída de Fluxo Subsuperficial, com a planta e o corte desse sistema representados.



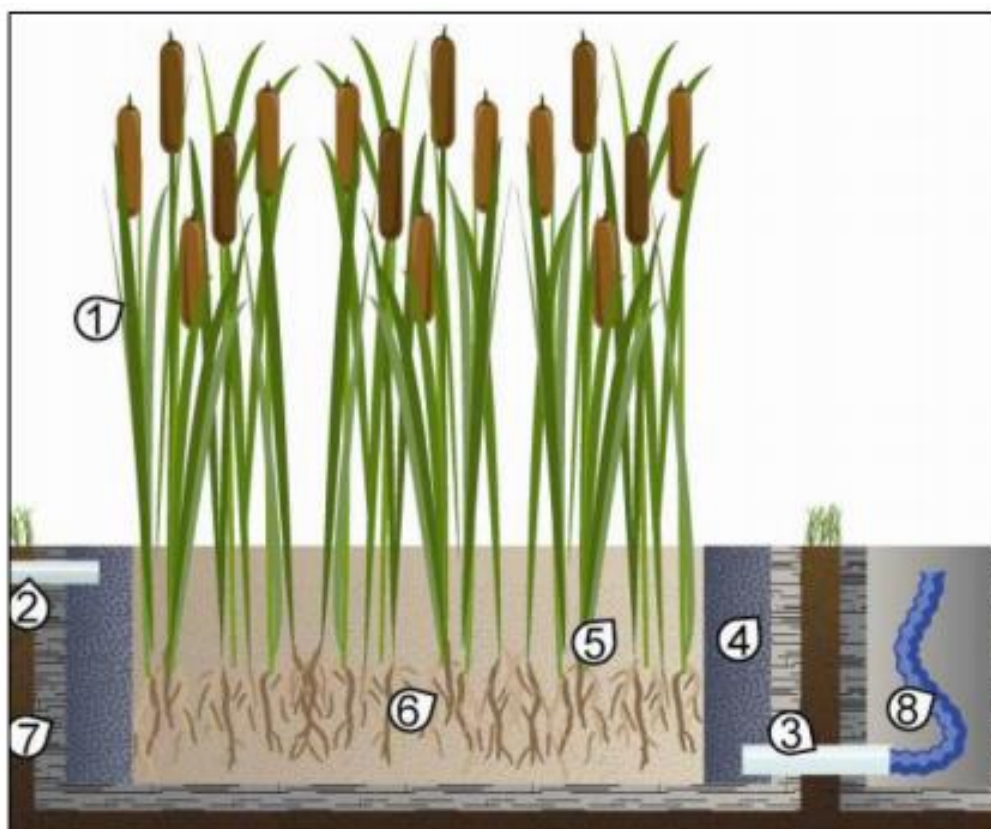
Fonte: Kadlec; Knigh (1996).

Neste sistema não há uma coluna d'água sobre a superfície do terreno, se caracterizam em filtros lentos horizontais que são preenchidos com brita ou areia como meio de suporte e local de desenvolvimento das raízes das plantas. O funcionamento ocorre da seguinte maneira: o efluente passa pelo substrato (areia ou brita) e entra em contato com uma mistura de bactérias facultativas que estarão associadas ao substrato e as raízes das plantas. Este tipo de processo apresenta grande eficiência na remoção de nitrogênio, fósforo e metais pesados, e isto ocorre devido às inúmeras reações que ocorrem dentro do solo (USEPA, 2000).

3.2.3.1. Fluxo Horizontal

No wetland de fluxo horizontal, o efluente passa sob a superfície do meio filtrante, as macrófitas estão enraizadas, e o efluente percola entre os vazios porosos. O esgoto é disposto na entrada do tanque (Figura 4) a fim de promover uma distribuição equivalente em todo o meio, para evitar zonas mortas, que resultam em anaerobiose. O líquido percorre o meio filtrante, onde microrganismos e raízes das plantas fazem a degradação da matéria orgânica e absorção de nutrientes, que saem pela parte final, em decorrência a ação da gravidade. Este sistema não gera odores, pois o efluente não está exposto ao ar livre, evitando assim a proliferação de insetos (CEVE, 2015).

Figura 4 – Esquema do funcionamento de um Wetland de fluxo horizontal



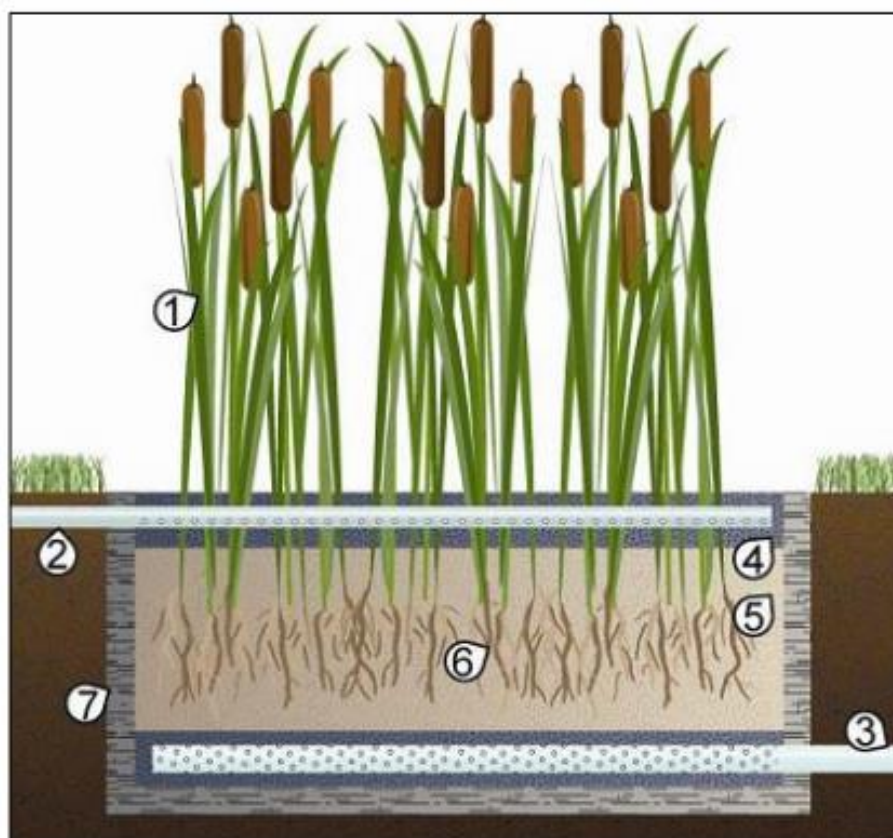
Legenda: 1 - Macrófitas; 2 - Tubulação de alimentação perfurada; 3 - Tubulação de coleta perfurada; 4 - Brita na zona de entrada e de saída; 5 - Areia no leito filtrante; 6 - Raízes e rizomas; 7 - Impermeabilização da lateral e do fundo; 8 - Tubulação de controle de nível.

Fonte: Olijnyk (2008).

3.2.3.2. Fluxo Vertical

Este sistema é composto por meio filtrante (areia ou brita) plantado com macrófitas emergentes, o efluente é disposto acima da superfície, percolando através de todo o perfil vertical do maciço. Possuem impermeabilização da lateral e fundo, para que a percolação do efluente a ser tratado não atinja as áreas mais profundas do solo. O funcionamento do sistema ocorre da seguinte maneira: o efluente é coletado através de um sistema de drenagem; após este processo o leito filtrante fica livre, permitindo a entrada de ar no leito; o esgoto apreende o ar dos poros do leito e com a aeração causada pela rápida alimentação, há a transferência de oxigênio. Esta oxigenação permite a decomposição da matéria orgânica e a nitrificação do nitrogênio amoniacal total (IWA, 2000). A representação do wetland de fluxo vertical é mostrado na Figura 5.

Figura 5 – Esquema de funcionamento de um wetland de fluxo vertical



Legenda: 1 - Macrófitas. 2 - Tubulação de entrada perfurada. 3 - Tubulação de coleta perfurada. 4 - camada de brita na superfície e no fundo. 5 - Areia no leito filtrante. 6 - Raízes e Rizomas. 7 - Impermeabilização da lateral e do fundo.

Fonte: Olijnyk, (2008).

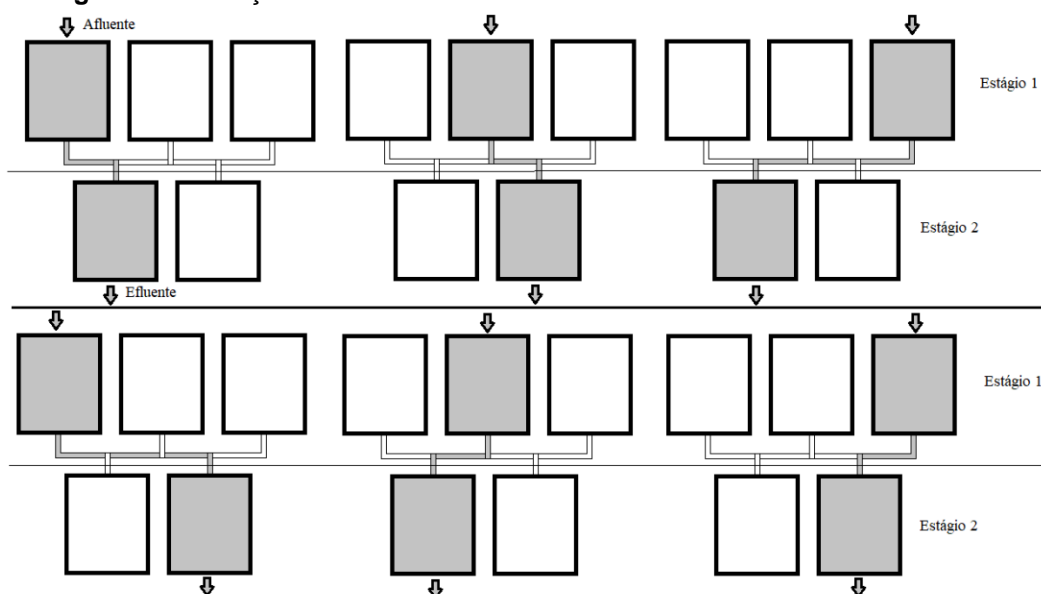
3.3. SISTEMA WETLAND DO TIPO FRANCÊS

3.3.1. Configuração do sistema

Os wetlands verticais do sistema Francês são compostos de dois estágios, o primeiro recebe o esgoto bruto, e o segundo recebe o efluente tratado no primeiro estágio. Uma grande vantagem deste tipo de sistema, é que não há necessidade de tratamento primário ou secundário e recebe o efluente de forma intermitente. O primeiro estágio atua na remoção da matéria orgânica e sólidos em suspensão, além da remoção parcial do nitrogênio amoniacal por nitrificação. O segundo estágio é o responsável pelo polimento no tratamento, além de remover ainda mais a matéria orgânica e sólidos em suspensão, mas, o principal neste estágio se resume na remoção de nitrogênio amoniacal por nitrificação, já que o meio apresenta condições aeróbias (Von SPERLING; SEZERINO, 2018).

Em sua clássica concepção, o primeiro estágio do sistema francês é composto por três unidades em paralelo (uma unidade em operação e duas em descanso), já o segundo é composto por duas unidades em paralelo (uma em operação e outra em descanso) (Von SPERLING; SEZERINO, 2018). A unidade em operação de ambos os estágios é alimentada de forma intermitente, isto ocorre para que haja entrada de oxigênio suficiente no meio filtrante através de arraste de atmosfera, após o primeiro pulso, os próximos permitem que o oxigênio se arraste pelo maciço, e este fato faz com que ocorra a degradação de matéria orgânica (COOPER et al., 1996). Além disso, as unidades dos estágios 1 e 2 são utilizados em forma de alternância (Figura 6).

Figura 6 - Ilustração da forma intermitente do funcionamento do Wetland francês



Fonte: MARTINS (2018).

O principal objetivo desta configuração é para que ocorra a mineralização da matéria orgânica grosseira que fica retida na superfície do maciço do primeiro estágio, isto ocorrendo, baixa consideravelmente de ocorrer o risco de colmatação, o que resulto em um aumento da vida útil do sistema (MOOLLE, 2005).

3.3.2. Meio Filtrante

A escolha do material para compor o maciço filtrante é relacionada com o tipo de escoamento e o tipo de remoção de efluentes. As principais características que devem ter são: uniformidade, porosidade e condutividade hidráulica, estas estão diretamente ligadas ao desempenho do sistema (DUARTE, 2002).

O material a ser utilizado deve ter uma área superficial propícia para desenvolvimento dos microrganismos, e servir como meio de fixação de macrófitas. Tem que ser capaz de manter elevada condutividade hidráulica e promover adsorção de compostos inorgânicos, tais como: nitrogênio amoniacal (NH_4^+) e ortofosfato (PO_4^-). Isto tudo deve ser analisado para que possa filtrar o afluentes e agir como meio suporte para o desenvolvimento das macrófitas. Porém, podem ocorrer situações de materiais como a areia, que a adsorção é baixa mais possui elevada condutividade elétrica (SEZERINO, 2006).

Em tratamento de esgotos, no geral, os materiais mais utilizados como meio filtrante são areia e brita. Um bom material para o meio filtrante é aquele que tem a capacidade de manter com o tempo condições adequadas de fluxo, promover a adsorção de compostos inorgânicos e minimizar o risco de colmatação (perda da capacidade de filtração de forma progressiva) (SEZERINO, 2006). E, deve-se atentar a escolha do material, pois materiais com granulometria e condutividade hidráulica inadequadas, são influenciados diretamente no processo de colmatação, resultando em redução da capacidade de infiltração (SEREVENSON, 1997).

3.3.3. Plantas que compõem o sistema

Plantas como as macrófitas (plantas vasculares que tem os tecidos visíveis a olho nu), são amplamente utilizadas em sistemas de tratamento de efluente como os Wetlands, e assim como qualquer outra espécie de planta, também são organismos autotróficos, que utilizam energia solar para assimilar carbono inorgânico, e produzir matéria orgânica que irá compor sua biomassa e posteriormente passará a servir como fonte de alimento para animais, fungos e bactérias (BRIX, 1997).

Apesar de haver alguns tipos de macrófitas, nem todas as espécies vegetais podem ser utilizadas para wetlands, pois a planta escolhida deve tolerar inundações contínuas e altas taxas de cargas orgânicas (USEPA, 2003).

Segundo Brix (1997), as ações que devem ser atribuídas às macrófitas são:

- Promoção de condições para o processo físico de filtração;
- Estabilização da superfície do filtro;
- Aeração da rizosfera (região de contato entre o solo e raízes);
- Garantir que exista área disponível para aderência de microrganismos nas raízes;
- Retirada de nutrientes devido ao requerimento nutricional das plantas, e;
- Embelezamento paisagístico.

De acordo com estudos na composição química dessas plantas, constatou-se que a variação sazonal na concentração de alguns elementos, como fósforo e

nitrogênio a até proteínas e lipídios nas macrófitas, está relacionada com a disponibilidade de nutrientes e fatores climáticos. Sendo assim, os nutrientes da biomassa das macrófitas das regiões temperadas e das regiões tropicais se distinguem entre si (ESTEVEES, 1998).

Esteves (1998) afirma que nas regiões tropicais possuem constante crescimento e morte dos indivíduos, além de retirada e liberação de nutrientes constantes, isto ocorre pelas estações não serem bem definidas, como é o caso do Brasil. Nas regiões temperadas, o surgimento de novos indivíduos a partir dos rizomas ocorre na primavera, caracterizando este período por intenso metabolismo.

É importante destacar que a escolha das plantas para compor o sistema está diretamente relacionada com a disponibilidade e tolerância ao ambiente que será inserida, a disponibilidade desta planta na região em que o sistema de wetland irá operar, e às características do efluente a ser tratado (IWA, 2000).

No quadro 2, Brix (1997) destaca o papel das macrófitas em sistemas wetlands e as principais funções em relação ao tratamento de esgotos.

Quadro 2 - Ação das propriedades da macrófitas referente ao tratamento do efluente

Partes específicas das plantas	Contribuição no tratamento do efluente
Parte aérea (tecidos)	<ul style="list-style-type: none"> ● Redução do crescimento do fitoplâncton; ● Embelezamento paisagístico; ● Armazenamento de nutrientes.
Tecidos da planta em contato com o efluente	<ul style="list-style-type: none"> ● Promoção de filtração; ● Grande área para aderência de microrganismos; ● Liberação de oxigênio devido a fotossíntese: aumento do rendimento na degradação aeróbica da matéria orgânica; ● Retirada de nutrientes.
Raízes e rizomas em contato com o solo	<ul style="list-style-type: none"> ● Prevenção contra erosão; ● Liberação de oxigênio: melhora os processos de degradação aeróbica da matéria orgânica e a nitrificação; ● Retirada de nutrientes; ● Previne colmatação de

	sistemas de fluxo vertical.
--	-----------------------------

Fonte: Adaptado de Brix (1997).

As macrófitas mais utilizadas nos sistemas, horizontal e vertical, são: *Typha spp*, *Juncus spp* e *Phragmites australis*. Estas plantas, são emergentes, e rápida taxa de crescimento, a que apresenta um crescimento muito rápido e extremamente denso é a *Phragmites spp*, é seguida pela *Thypa spp* que possui crescimento rápido e denso, já a *Juncus spp* possui uma taxa de crescimento que pode variar entre moderado e rápido, porém seu crescimento é denso como as outras macrófitas (COOPER et al., 1996).

Há uma espécie que é utilizada para compor os sistemas de wetland, considerando não haver área saturadas ou alagadas, pertencente à família das *Heliconiaceae*, a *Heliconia rostrata*. É uma planta de origem bastante rústica, que não necessidade de cuidados intensos, possui sistema radicular propício na formação de comunidade bacterianas para o tratamento de efluentes. Possui floração o ano inteiro, o que auxilia no embelezamento paisagístico, sua altura varia de 0,99 a 6,6 metros, vivendo em habitat com 50% de sombra até completa exposição ao sol. Quanto a morfologia, suas folhas são semelhantes às da bananeira, com comportamento musóide, que se caracteriza um e uma lâmina em um único plano (BERRY; KRESS, 1991; MOSCA, 2004).

Figura 7 – *Heliconia Rostrata*

Fonte: Mosca et. al (2004).

3.3.4. Microbiologia dos wetlands

Wetlands construídos possuem ampla variedade de micro-habitats para crescimento microbiano, e são extremamente heterogêneos se comparado a outros sistemas biológicos de tratamento. Entre os grupos de microrganismos que habitam no wetland, o que possui maior impacto são as bactérias, pois são responsáveis pelo processo de decomposição da matéria orgânica de nitrificação e desnitrificação (DECAMP; WARREN; SANCHES, 1999).

Os microrganismos se dispõem de forma aleatória e estão suspensos nos esgotos, eles são aderidos no meio filtrante e rizoma das plantas, formando o biofilme. Os esgotos percolam pelo filtro plantado e passam sobre a população microbiana aderida, e é nesta ação que ocorre o contato entre microrganismos e matéria orgânica (SPERLING, 1996).

Estes microrganismos contribuem com o tratamento de esgoto, e de acordo com Sperling (1996), ocorre através dos seguintes mecanismos:

- Remoção das bactérias e a contribuição para que o efluente fique mais claro;
- Interação com os demais organismos presentes e a manutenção ecológica do sistema;
- Degradação da matéria orgânica e redução da matéria orgânica em termo de $DBO_{5,20}$ do efluente;
- Redução da produção de lodo através da ingestão de bactérias floculadas ou presentes no biofilme.

Sendo assim, é bastante relevante a identificação e quantificação desses microrganismos presentes nos wetlands, pois, aliados ao conhecimento de sua ecologia, auxiliam a reconhecer as espécies dominantes e são indicadores de estágio de degradação do efluente, o que é importante para saber a melhor forma de operação e manutenção do sistema (WPC, 1990).

3.3.5. Remoção da matéria orgânica

A matéria orgânica presente nos esgotos é medida indiretamente pela Demanda Biológica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO), sendo que nos wetlands, mais especificamente o de fluxo vertical, a matéria carbonácea é metabolizada tanto por microrganismos em processos de respiração molecular aeróbias e anaeróbias (SPERLING, 1996; KADLCEK e WALLACE, 2009).

Em sistemas de wetlands construídos, os principais responsáveis pela remoção de matéria orgânica são os microrganismos (aeróbios, facultativos e anaeróbicos) que a utiliza em seu ciclo de vida, e é onde obtém a energia para síntese celular, mobilidade, transporte de materiais e etc. A matéria orgânica suspensa (ou solúvel) é removida pela degradação microbiana. Esses microrganismos são geralmente associados ao lodo ou a película que podem se desenvolver na superfície das partículas do solo e da planta (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Destacando os wetlands construído de fluxo vertical Philippi e Sezerino (2004) afirmam que a matéria orgânica é degradada na rizosfera, através de bactérias de respiração aeróbia e anaeróbia. A degradação ocorre em dois estágios, no primeiro há conversão de matéria orgânica em ácidos e álcoois, se dá através de bactérias acidificantes; no segundo estágio bactérias convertem os produtos formados no primeiro estágio em metano e dióxido de carbono.

Em processos metabólicos, microrganismos aeróbios e anaeróbios consomem matéria orgânica. Porém, nos grupos de bactérias heterotróficas (aeróbias), é onde se observa a maior taxa de metabolismo, ou seja, consomem matéria orgânica mais rapidamente que o grupo das anaeróbias (COOPER et al., 1996).

3.3.6. Remoção no Nitrogênio

A forma como o nitrogênio é encontrada nos wetlands vem do lançamento do esgoto e se está presente na forma de compostos orgânicos e inorgânicos em diferentes estágios de oxidação. O quadro 3 apresenta alguns exemplos destes compostos.

Quadro 3 – Formas de nitrogênio

Compostos	Formas Encontradas
Orgânico	Aminoácidos
	Uréia
	Ácido úrico
	Purinas
	Piridiminas
Inorgânicos	Amônia (NH_4 e/ou NH_3)
	Nitrito (NO_2)
	Nitrato (NO_3)
	Óxido nítrico (NO)
	Óxido nitroso (N_2O)
	Nitrogênio gás (N_2)

Fonte: Sezerino (2006).

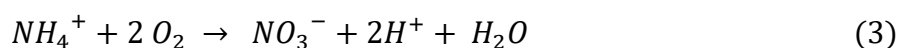
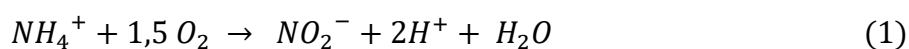
A remoção de nitrogênio em wetlands acontece pelos processos de nitrificação e desnitrificação na presença do oxigênio, portanto, só é possível que ocorra em ambientes aeróbios. Após essas reações sequenciais, o nitrogênio amoniacal é convertido em nitrogênio molecular, que se desprende para atmosfera como gás da fase líquida. Resumidamente, o processo de conversão do nitrogênio ocorre em três processos: amonificação (ou assimilação de amônia); nitrificação e desnitrificação (HAANDEL et al. 2009).

3.3.6.1. Amonificação

É o processo no qual o nitrogênio orgânico é transformado em nitrogênio inorgânico, principalmente em amônia por bactérias hidrolíticas. A assimilação é o processo inverso da amonificação, ou seja, a amônia é incorporada à biomassa, presente na forma de nitrogênio orgânico (HAANDEL et. al, 2009). Em wetlands de fluxo vertical a taxa de amonificação é dependente da temperatura, pH, razão carbono/nitrogênio (C/N) residual e de nutrientes disponíveis no sistema, bem como condições do solo (textura e estrutura) (REDDY e PATRICK, 1984 apu IWA, 2000).

3.3.6.2. Nitrificação

É o processo de conversão da amônia em nitrato com a participação das bactérias do gênero *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, e se caracteriza por ser um processo quimoautotrófico (sintetizador) (VAN HAADEL et. al, 2009). A nitrificação ocorre em duas etapas; a primeira é a transformação da amônia em nitrito (amonificação), pelas bactérias do gênero *Nitrossomonas*, e a segunda ocorre quando o nitrito formado é convertido em nitrato (NO_3^-) pelas bactérias do gênero *Nitrobacter*. As etapas da nitrificação podem ser observadas através das equações 1, 2 e 3 (WPCF, 1983).



Para que ocorra de forma eficiente, o processo de nitrificação depende de algumas condições. Em se tratando de valores necessários, são encontrados na literatura (IWA, 2000):

- Oxigênio dissolvido: as bactérias nitrificantes necessitam de 4,6g de O_2 por cada grama de NH_4^+ que for oxidado, isto implica que quanto maior a quantidade de amônia a ser oxidada, maior a quantidade de oxigênio que o meio filtrante do wetland deverá ter disponível;
- pH e alcalinidade: a faixa de pH deve estar entre 7,5 e 8,6. A nitrificação consome alcalinidade do meio e em sistemas com valores fluentes menores que 50g de $CaCO_3$ por litro, é necessária adição de alcalinizante.
- Temperatura: varia de 25 a 35°C.

3.3.6.3. Desnitrificação

A desnitrificação é geralmente definida como a redução do nitrato (NO_3) e/ou nitrito (NO_2^-) a nitrogênio gasosos (N_2), tendo como produtos intermediários nitrito (no caso da redução do nitrato), óxido nítrico (NO) e óxido nitroso (N_2O). Os microrganismos encarregados deste processo são capazes, em condições anóxicas (ausência de oxigênio dissolvido), de utilizar nitrato/nitrito como fonte de oxigênio como acceptor final de elétrons (ALVARENGA, 2005).

Comparadas com as bactérias nitrificantes, as bactérias desnitrificantes são menos sensíveis às condições ambientais. Sendo assim, quando ocorre o desenvolvimento da nitrificação, conclui-se que a desnitrificação também é possível (VAN HAANDEL et al., 2009).

A desnitrificação nos wetlands construídos pode ser responsável por remoções de até 90% do nitrogênio. Entretanto, os wetlands construídos de fluxo vertical possuem alto potencial de nitrificação, contudo, a capacidade de remoção ou transformação do íon NO_3^- é bastante limitada (LIN et al., 2002; VYMAZAL, 2005).

O pH deve ficar entre 7,0 e 8,0, mas o processo de nitrificação libera alcalinidade para o meio, o que ocasiona no aumento do pH, portanto, é um parâmetro que deve ser monitorado (COOPER et al., 1996).

3.3.7. Fósforo

A remoção de fósforo pode ocorrer de diversas maneiras. Pode ser feita por meio de imobilização microbiana, pela retenção pelo subsolo, pela precipitação na coluna de água - essencialmente por absorção das plantas - e através da precipitação e adsorção no meio filtrante. Diferentemente do nitrogênio e do carbono, o fósforo não pode ser incorporado nas zonas radiculares por processos metabólicos, não havendo perdas pela forma gasosa. Desta forma, o fósforo tende a acumular no sistema (AKRATOS e TSHIRINTZIS, 2007).

A principal maneira de remoção do fósforo nos wetland verticais é a adsorção no meio filtrante. Porém, o meio filtrante possui uma capacidade limitada de adsorção de fósforo e quando este limite é ultrapassado, o processo de eliminação do fósforo é reduzido (SOARES, 2012).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

Nesta seção será apresentada a metodologia que foi adotada durante o período de coleta de dados para avaliação dos parâmetros de monitoramento de um sistema Francês de Wetland Construído de fluxo horizontal no tratamento do esgoto do RU.

4.1. LOCAL DE INSTALAÇÃO DO SISTEMA FRANCÊS DO WETLAND

A estação experimental foi construída em área adjacente ao Restaurante Universitário da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – campus de Londrina (Figura X), -23,304218 de latitude, -51,172223 de longitude, localizada ao norte do estado e na região sul do Brasil. Para esta região, o clima é classificado por Koppen como Cfa, clima subtropical, com temperatura no mês mais frio, inferior a 18° C e temperatura média do mês mais quente acima dos 22° C, com verões quentes e concentrações de chuvas no verão (IAPAR (1998); IBGE (2010)).

Figura 8 – Local de construção da estação experimental

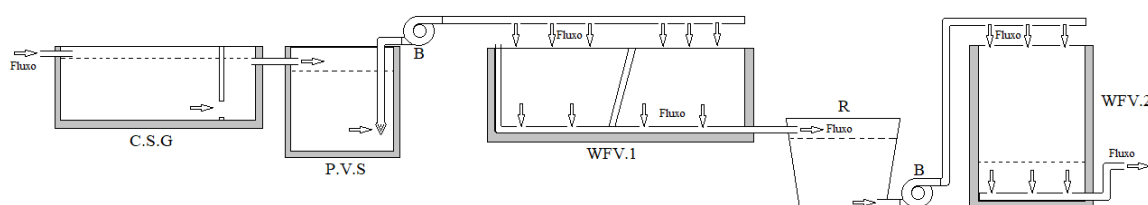


Fonte: Google Maps (2018).

4.2. CARACTERIZAÇÃO DA UNIDADE EXPERIMENTAL

O sistema Frances de wetlands construído foi implantado segundo critérios de Molle et. al (2005). Foi dimensionado como um sistema com características de wetlands construídos verticais produzidos na França (conhecido como sistema de dois estágios), porém com a modificação do sistema ser constituído por dois leitos no primeiro estágio e um leito no segundo estágio, conforme é mostrado no esquema da estação experimental abaixo (Figura 9).

Figura 9 - Esquema do funcionamento da estação de Wetland francês utilizada no estudo



Legenda - C.S.G= Caixa separadora de gordura; P.V.S = Poço de visitação e sucção; B = Bomba centrífuga; WFV.1= Wetland francês de fluxo vertical no primeiro estágio; R= Reservatório; WFV.2= Wetland francês de fluxo vertical no segundo estágio.

Fonte: MARTINS (2018).

Cada leito do primeiro estágio possuía área superficial de 1,13m² (Largura =0,90m; Comprimento=1,25m). O maciço filtrante é composto por 0,10m de brita 1 ($\Phi = 9,5-19\text{mm}$) ao fundo; 0,25m de brita $\frac{1}{2}$ ($\Phi = 5-12,7\text{mm}$) na camada intermediária e 0,20m de brita 0 ($\Phi = 4, 5-9,5\text{mm}$) na camada superior. O leito segundo estágio tem área superficial de 1m² e 0.70m de profundidade de maciço filtrante constituído, do fundo à superfície, por 0,1m de brita 2 ($\Phi = 19-32\text{mm}$), 0,2m de brita 1 ($\Phi = 9.5-19\text{mm}$), 0,2m de brita 0 ($\Phi = 4,5-9,5\text{mm}$) e 0.2m de areia ($d_{60} = 0.36\text{mm}$, $d_{10} = 0.18\text{mm}$ e coeficiente de uniformidade 2).

Na superfície desses wetlands foram plantadas mudas de *Heliconia Rostrata*, (6 mudas/m²) considerando sua rusticidade (facilidade na manutenção), características radiculares e ornamentação paisagística proporcionada por suas flores. O esgoto bruto foi coletado em uma caixa de passagem que recebe esgoto da caixa retentora de gordura do Restaurante Universitário (cozinha e banheiros). Um anteparo na saída dessa caixa foi instalado a fim de acumular volume suficiente para captação por uma bomba centrífuga (1/2 cv de potência e Q nominal= 1500L/h).

Para proporcionar ao wetland quantidade suficiente de efluente que era necessário para a sua manutenção, e considerando as variações das características do esgoto do RU, foram aplicadas 4 bateladas de 0,025m³ cada ao longo do dia, a primeira era realizada no início da manhã, e as outras ocorriam sucessivamente em um intervalo mínimo de 2 horas entre cada batelada, a aplicação era realizada nos dois leitos do primeiro estágio, e era alternado entres eles. Considerando a vazão nominal da bomba, cada batelada teve duração de 1 min resultando em uma vazão de aplicação de 0,044 m³/m²h, no primeiro estágio (considerando um leito) e 0,1 m³/m²d no segundo estágio. As características médias do efluente do RU bem como a verificação das cargas aplicadas de projeto estão na tabela 1.

Tabela 1 - Verificação de cargas aplicadas ao sistema no primeiro estágio.

Parâmetro	Limite (g/m²d)	Efluente RU (mg/L). (*)	Carga aplicada teórica (g/m²d).
DQO	350	753 ± 201	267 ± 71
SST	150	164,4 ± 153,5	58,2 ± 54,3
NTK	30	82,2 ± 27,2	29 ± 9,6

(*) – Fonte: De Carvalho Junior (2018).

O efluente do primeiro estágio foi acumulado em um reservatório com de 350L para posteriormente ser bombeado ao segundo estágio de acordo com as mesmas condições operacionais do primeiro. Porém, no segundo estágio há uma concepção de tratamento diferente do primeiro, onde o fundo do leito fica o tempo todo saturado. Esta profundidade de saturação (H) foi mantida em 0,25m no segundo estágio para criar ambiente anóxico e favorecer a remoção de nitrogênio total, pela desnitrificação.

A distribuição do esgoto nos leitos do sistema foi feita pela tubulação (DN 25 mm), perfurada ($\Phi = 6$ mm, cada 10 cm) de forma a distribuir uniformemente em toda a superfície dos leitos, na figura 10 observa-se a forma como é distribuído o efluente nos leitos. O efluente será coletado por drenos (DN 40mm), perfurado ($\Phi=6$ mm, a cada 10 cm) que se encontram no fundo de cada leito, e o efluente final, depois de tratado pelos dois estágios do sistema, é encaminhado para a rede coletora de esgoto.

Figura 10 – Leito do primeiro estágio em funcionamento

Fonte: Martins, 2018.

4.3. OPERAÇÃO DO SISTEMA

A operação do sistema foi feita de segunda a quarta feira, com pulsos de 1 minutos, 4 vezes ao dia, com intervalos mínimos de até 2 horas entre eles. O primeiro pulso, a ser realizado na parte da manhã de quinta-feira, e só ocorria o primeiro pulso para que ocorra a difusão do oxigênio para os leitos quando acontecer o segundo pulso, e era neste pulso que era coletado o efluente para as análises. Após o intervalo de 2 horas (o mínimo) era realizado o pulso para a coleta de amostras que eram analisadas posteriormente em laboratório, e é neste segundo pulso que ocorre a construção do hidrograma. O hidrograma foi feito para análise e comparação das eficiências alcançadas de acordo com a taxa de aplicação fixada, que era para o pulso de 1 minuto, a taxa era de $0,1\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$, sendo assim, o pulso inicial foi dobrado e na última coleta foi triplicado, portanto, as taxas de aplicação foram de $0,2\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$ e $0,3\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$ respectivamente.

Os hidrogramas de resposta ao pulso aplicado nos sistema foi construído a partir das medições das vazões instantâneas entre o início e o término do escoamento do efluente tratado na saída do estágio 2. A escolha deste estágio para verificação de um correlação existente entre a carga aplicada e a concentração de resposta de um dado parâmetro, foi feita considerando que esta fosse a fase final do tratamento. Logo, esta análise não foi conduzida no estágio 1. Durante as medições

de vazões, foram coletadas alíquotas dos respectivos volumes, totalizando 18 amostras por ensaio. As 18 alíquotas coletadas foram analisadas segundo APHA (2005): Nitrogênio Amônia (N-NH₄⁺;4500-NH₃ C), Nitrito e Nitrato (N-NO₃⁻;4500-NO₃-B).

Os ensaios eram conduzidos a cada 10 dias, considerando a ocorrência de precipitação do local. O ensaio era cancelado quando caso houvesse precipitação no dia da coleta.

Quando tinha ocorrência de chuva no dia anterior ao ensaio, o sistema era limpo para que houvesse o mínimo possível de interferência de água de chuva nos resultados das análises. A limpeza consistia no esvaziamento do reservatório de 350 L que precede o bombeamento de efluente para o segundo estágio, sendo assim, o efluente do primeiro estágio, após os pulsos, não se misturava com a água da chuva que ficava armazenada no reservatório.

Durante o monitoramento do sistema a precipitação média observada e a temperatura ambiente foram monitoradas diariamente utilizando banco dados de observações meteorológicas do campus, porém estes dados foram considerados somente em função de chuvas ciclônicas.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Este trabalho teve como propósito avaliar se o aumento na taxa de aplicação superficial no Wetland vertical tipo Francês acarretaria na diminuição da eficiência do sistema. Molle et al. (2005), fez um levantamento, onde analisou cerca de 80 plantas de wetland de fluxo vertical tipo francês, e verificou que as taxas de aplicação superficial variam na faixa de 0,03 a 3,9 m³/m²d e como carga orgânica 17 a 1680g/m².d. Nesta mesma análise, verificou que as médias de aplicação superficial orgânica (DQO) foram em torno de 223g/m².d. A respeito da nitrificação, algumas limitações foram observadas devido à sua sensibilidade à presença de oxigênio e à competição com a remoção de DQO. E ainda explica que vários parâmetros, como distribuição de fluxo, frequência de batelada, profundidade, etc. podem influenciar na renovação do oxigênio.

Sendo assim, ainda existem muitos testes e possibilidades a serem realizados variando a taxa de aplicação hidráulica, e ainda há fatores diferentes, considerando o clima tropical que difere aos estudos feitos na França. E partindo deste pressuposto, foram feitas análises de eficiência da remoção nitrogênio total a partir da variação da taxa de aplicação superficial.

5.1. RELAÇÃO ENTRE TAXA DE APLICAÇÃO SUPERFICIAL E EFICIÊNCIA NO TRATAMENTO

Durante o período em que os ensaios foram realizados, o sistema francês considerado era objeto de investigação de outros discentes que operavam, semanalmente, a uma taxa hidráulica de aplicação de 0,1 m³/m².d. Nestas condições, foi medido, para cada ponto do hidrograma, a sua vazão, nitrito, concentração de nitrato e nitrogênio amoniacal, como pode ser observada nos quadros 4, 5, 6 e 7.

Quadro 4 – Valores dos dados coletados na primeira coleta com pulso de 0,1m³/m². d

Coleta	12/09/2018								
Frasco	Volume (L)	Tempo (s)	Σ tempo	Q (L/s)	Nitrito (abs 543)	Nitrato (Abs 275)	Nitrato (Abs220)	Nitrato(mg/L)	N_ amoniacal (mL)
	0,090			0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	ND
4	0,080	39,550	39,550	0,004	0,017	0,014	0,097	0,221	ND
8	0,500	38,090	77,640	0,013	0,010	0,025	0,178	0,450	ND
16	0,750	64,050	141,690	0,012	0,000	0,000	0,000	0,000	ND
10	1,400	103,960	245,650	0,013	0,000	0,421	2,824	7,641	ND
15	0,590	44,950	290,600	0,013	0,000	0,025	0,189	0,492	ND
17	0,610	48,630	339,230	0,013	0,000	0,000	0,000	0,000	ND
13	0,560	45,340	384,570	0,012	0,002	0,027	0,214	0,574	ND
7	0,750	64,970	449,540	0,012	0,001	0,014	0,167	0,492	ND
9	0,660	61,050	510,590	0,011	0,011	0,020	0,179	0,492	ND
12	0,800	77,260	587,850	0,010	0,003	0,019	0,183	0,516	ND
6	0,940	98,300	686,150	0,010	0,000	0,012	0,170	0,519	ND
11	1,260	149,520	835,670	0,008	0,000	0,018	0,146	0,380	ND
5	1,070	145,920	981,590	0,007	0,000	0,013	0,189	0,585	ND
3	0,750	112,540	1.094,130	0,007	0,000	0,013	0,166	0,496	ND
2	0,885	148,540	1.242,670	0,006	0,000	0,012	0,136	0,388	ND
18	1,070	209,520	1.452,190	0,005	0,000	0,000	0,000	0,000	ND
14	0,950	209,040	1.661,230	0,005	0,000	0,025	0,196	0,519	ND
1	5,340	2.284,560	3.945,790	0,002	0,000	0,010	0,077	0,174	ND
								0,734	ND

Fonte: Do autor, 2019.

Quadro 5 – Valores dos dados coletados na segunda coleta com pulso de 0,1m³/m². d

Coleta	21/09/2018								
Frasco	Volume (L)	Tempo (s)	Σ tempo	Q (L/s)	Nitrito (abs 543)	Nitrato (Abs 275)	Nitrato (Abs220)	Nitrato(mg/L)	N_amoniacal (mL)
		190,600	190,600	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	ND
2	0,665	163,900	354,500	0,004	0,000	0,025	0,206	0,558	ND
18	0,750	94,150	448,650	0,008	0,000	0,000	0,000	0,000	ND
10	0,515	71,700	520,350	0,007	0,000	0,008	0,199	0,663	ND
16	0,415	54,100	574,450	0,008	0,000	0,000	0,000	0,000	ND
11	0,830	129,160	703,610	0,006	0,000	0,000	0,000	0,000	ND
6	0,835	134,600	838,210	0,006	0,000	0,011	0,197	0,632	ND
15	0,850	151,170	989,380	0,006	0,000	0,011	0,216	0,706	ND
14	0,880	174,970	1.164,350	0,005	0,000	0,008	0,215	0,725	ND
7	0,850	194,080	1.358,430	0,004	0,000	0,016	0,204	0,620	ND
17	0,905	234,580	1.593,010	0,004	0,000	0,000	0,000	0,000	ND
8	1,060	317,610	1.910,620	0,003	0,000	0,012	0,199	0,632	ND
9	0,900	314,550	2.225,170	0,003	0,000	0,011	0,198	0,636	ND
5	0,830	335,430	2.560,600	0,002	0,000	0,015	0,184	0,550	ND
3	0,710	332,220	2.892,820	0,002	0,000	0,011	0,211	0,686	ND
4	0,620	322,600	3.215,420	0,002	0,000	0,005	0,214	0,744	ND
13	0,745	416,160	3.631,580	0,002	0,002	0,021	0,398	1,334	ND
12	0,600	416,070	4.047,650	0,001	0,000	0,005	0,188	0,644	ND
1	0,970	765,980	4.813,630	0,001	0,002	0,022	0,176	0,465	ND
								0,505	ND

Fonte: Do autor, 2019.

Quadro 6 – Valores dos dados coletados na segunda coleta com pulso de 0,2 m³/m². d

Coleta	05/10/2018								
Frasco	Volume (L)	Tempo (s)	Σ tempo	Q (L/s)	Nitrito (abs 543)	Nitrato (Abs 275)	Nitrato (Abs220)	Nitrato(mg/L)	N_ amoniacal (mL)
7	0,750	71,450	71,450	0,010	0,047	0,016	0,367	1,253	ND
11	0,570	44,560	116,010	0,013	0,036	0,016	0,407	1,408	ND
	1,050	24,280	140,290	0,043	0,000	0,000	0,000	0,000	ND
12	3,000	40,000	180,290	0,075	0,044	0,013	0,378	1,318	ND
9	3,000	37,550	217,840	0,080	0,039	0,017	0,369	1,253	ND
8	3,000	37,170	255,010	0,081	0,073	0,021	0,388	1,295	ND
15	3,000	45,220	300,230	0,066	0,060	0,023	0,356	1,156	ND
4	3,000	50,320	350,550	0,060	0,102	0,019	0,352	1,171	ND
13	3,000	66,350	416,900	0,045	0,064	0,013	0,340	1,171	ND
10	3,000	75,020	491,920	0,040	0,080	0,023	0,358	1,163	ND
16	3,000	101,240	593,160	0,030	0,000	0,000	0,000	0,000	ND
5	2,700	119,040	712,200	0,023	0,086	0,033	0,319	0,934	ND
14	2,080	128,890	841,090	0,016	0,098	0,014	0,316	1,070	ND
1	2,550	195,110	1.036,200	0,013	0,062	0,045	0,370	1,039	ND
3	1,680	178,500	1.214,700	0,009	0,094	0,022	0,316	1,008	ND
2	1,430	181,740	1.396,440	0,008	0,085	0,025	0,279	0,841	ND
6	2,600	422,940	1.819,380	0,006	0,087	0,033	0,321	0,942	ND
18	3,160	788,900	2.608,280	0,004	0,000	0,000	0,000	0,000	ND
17	2,070	757,660	3.365,940	0,003	0,000	0,000	0,000	0,000	ND
								0,896	ND

Fonte: Do autor, 2019.

Quadro 7 – Valores dos dados coletados na segunda coleta com pulso de 0,3 m³/m². d

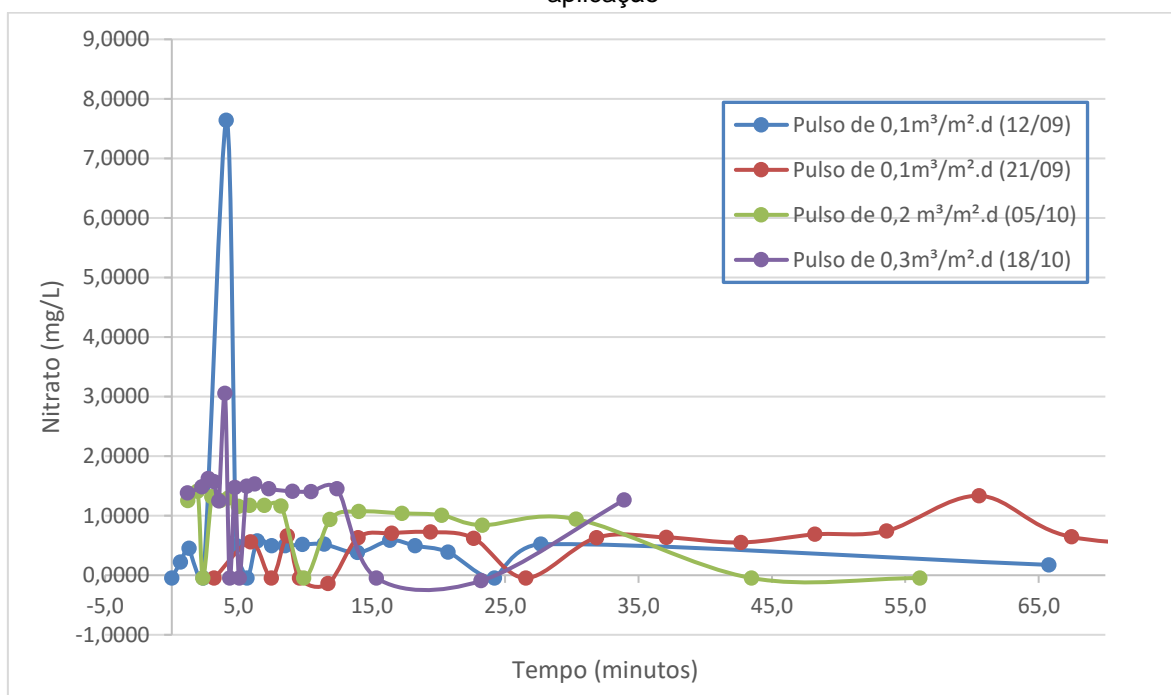
Coleta Frasco	18/10/2018								
	Volume (L)	Tempo (s)	Σ tempo	Q (L/s)	Nitrito (abs 543)	Nitrato (Abs 275)	Nitrato (Abs220)	Nitrato(mg/L)	N_ amoniacal (mL)
1	0,28	70,86	70,86	0,0040	0,000	0,010	0,388	1,381	ND
13	1,80	64,79	135,65	0,0278	0,016	0,006	0,407	1,485	ND
2	2,50	29,15	164,8	0,0858	0,010	0,005	0,441	1,625	ND
7	4,00	25	189,8	0,1600	0,014	0,010	0,437	1,571	ND
15	3,50	21,59	211,39	0,1621	0,007	0,014	0,362	1,249	ND
6	5,00	27,68	239,07	0,1806	0,016	0,027	0,854	3,056	ND
17	3,20	21,02	260,09	0,1522	0,000	0,000	0,000	0,000	ND
10	3,00	23,68	283,77	0,1267	0,008	0,009	0,410	1,474	ND
16	2,30	20,07	303,84	0,1146	0,000	0,000	0,000	0,000	ND
3	4,00	33,83	337,67	0,1182	0,004	0,024	0,445	1,493	ND
12	3,40	35,86	373,53	0,0948	0,018	0,010	0,427	1,532	ND
4	5,00	63,5	437,03	0,0787	0,015	0,014	0,414	1,450	ND
11	4,00	106,44	543,47	0,0376	0,010	0,006	0,387	1,408	ND
8	3,00	83,2	626,67	0,0361	0,020	0,015	0,404	1,404	ND
14	3,50	117	743,67	0,0299	0,019	0,013	0,412	1,450	ND
18	4,00	177,4	921,07	0,0225	0,000	0,000	0,000	0,000	ND
5	5,90	470	1391,07	0,0126	0,006	0,000	0,000	0,000	ND
9	4,15	644,3	2035,37	0,0064	0,044	0,013	0,364	1,264	ND
								1,213	ND

Fonte: Do autor, 2019.

Ainda de acordo com quadros acima, averiguou-se a presença de nitrito na maioria pontos de coleta a cada variação de taxa de aplicação, porém não foi constatado resultados relevantes para esse parâmetro em nenhuma das análises, sendo todos próximos a zero. Segundo Freitas (2015) este resultado é um indicativo da ocorrência da nitratação, ou seja, conversão do nitrito a nitrato.

Já o evolutivo das concentrações de nitrato a cada taxa de variação, pode-se perceber que o valor deste parâmetro aumenta conforme o aumento da taxa de variação, porém, como pode ser observado na Figura 11, estes valores não são significativos, apesar de haver um ponto na semana 1, com a menor taxa de aplicação aplicada no estudo (0,1 m³/m². d), a concentração de nitrato fica bem elevada no valor de 7,6 mg/L, porém, pode ter ocorrido algum equívoco na medição, pois este valor se difere bastante dos demais pontos, e, portanto, pode ser desconsiderado. Sendo assim, as alterações nas quatro semanas, da taxa de variação, não alteraram significativamente a sua concentração.

Figura 11 – Resultado da concentração de nitrato ao longo do tempo, e nas variações das taxas de aplicação



Fonte: Do autor, 2019.

Além das análises de nitrito e nitrato, foi analisado também o nitrogênio amoniacal, porém, como podemos observar (Quadros 4, 5, 6 e 7), não foi detectado (ND) alterações nas diferentes taxas de aplicação na oxidação do nitrogênio amoniacal, ou seja, as concentrações estavam abaixo do limite de detecção.

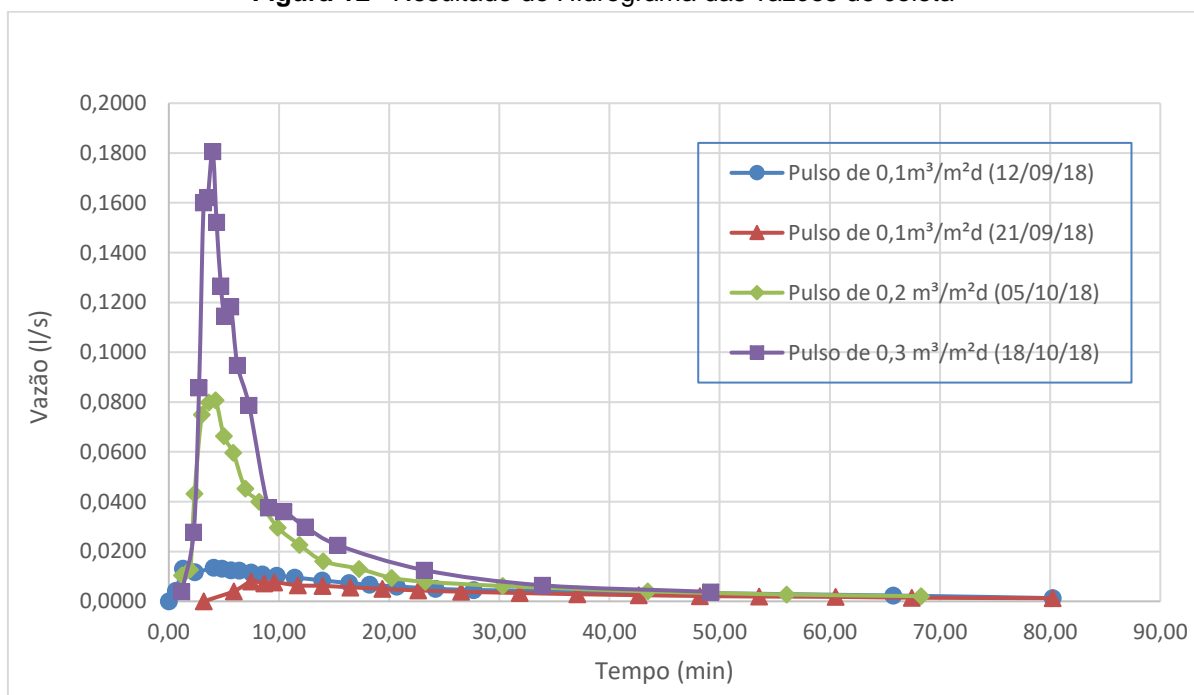
De acordo Carvalho Junior et. al (2019), que trabalhou com o mesmo sistema Frances de wetland construído estudado neste trabalho, a carga aplicada de nitrogênio amoniacal, que saiu do estágio 1 e entrou no estágio 2 foi de 0,6 kg NH₄-N/m².d, e a que saiu do estágio 2 foi de 0,1kg NH₄-N/m².d, observa-se a diminuição da carga de nitrogênio amoniacal, tudo foi oxidado nas três variações de carga, ou seja, tudo virou nitrito e nitrato, e, infere-se que tenha ocorrido a nitrificação.

Mole et. al (2005), afirma que no segundo estágio de tratamento do sistema Francês de wetland construído, assegura o completo sistema de nitrificação. Ou seja, como os dados coletados foram na saída do estágio 2, isto auxilia para a oxidação da amônia, e os dados não significativos de nitrito e nitrato.

5.2. HIDROGRAMA DE ANÁLISE DA VAZÃO CONFORME A VARIAÇÃO DA TAXA DE APLICAÇÃO

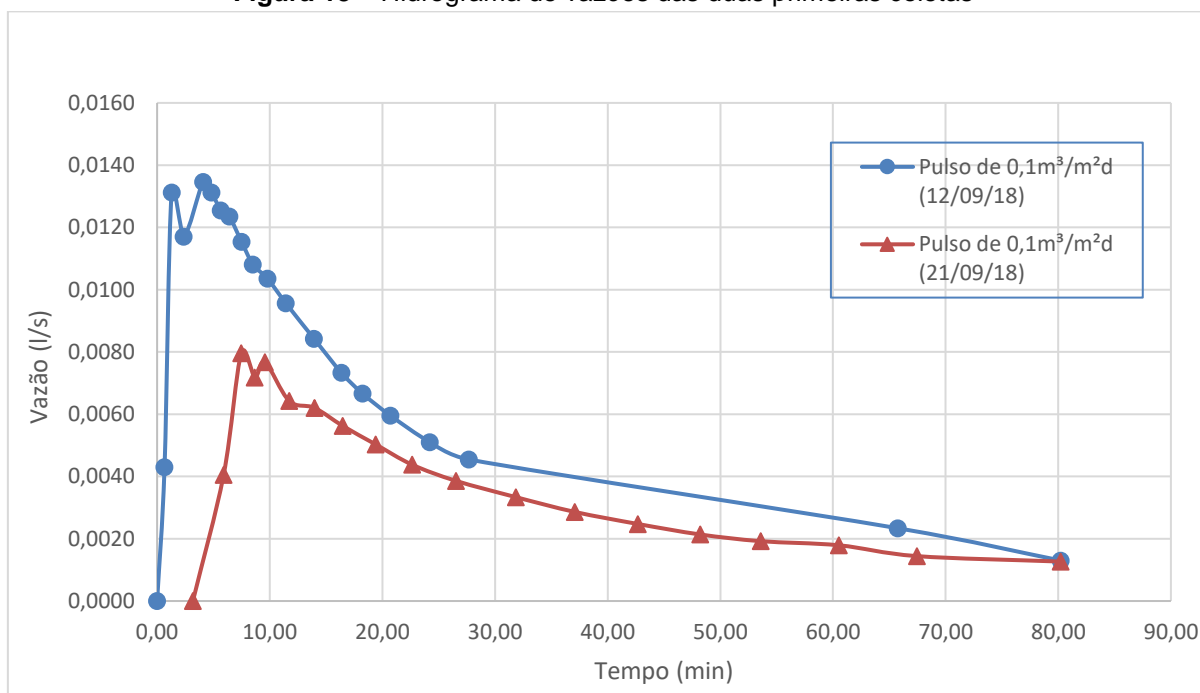
A figura 12 mostra o hidrograma de vazão para os dias de coleta, destacando as primeiras coletas que foram feitas com a mesma taxa de aplicação superficial.

Figura 12– Resultado do Hidrograma das vazões de coleta



Fonte: Do autor, 2019.

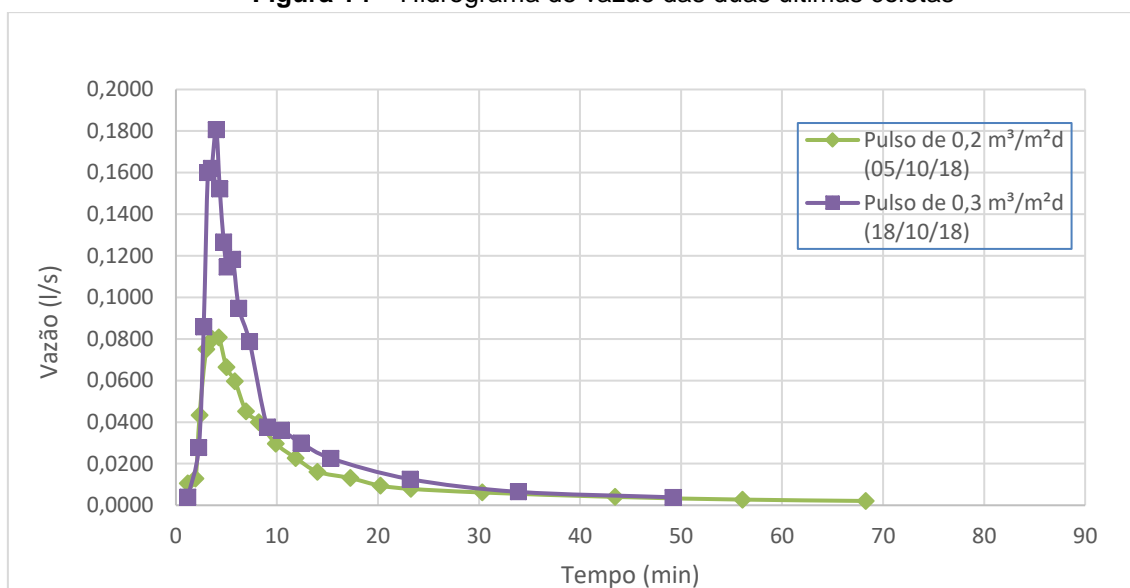
Para melhor visualização dos pulsos e dos pontos de pico, segue abaixo a figura 13.

Figura 13 – Hidrograma de vazões das duas primeiras coletas

Fonte: Do autor, 2019.

Na figura 13, observa-se que nas duas primeiras análises, apesar de estarem com a mesma taxa de aplicação hidráulica, o hidrograma de vazão para cada coleta foi diferente. Na primeira coleta, o pico de vazão se mostra adiantado e maior do que na segunda coleta. A provável razão disso foi devido a coleta realizada dia 21/09, pois neste dia as amostras foram coletadas na primeira batelada do dia, sendo assim, o sistema estava somente com o fundo saturado e o resto do maciço estava sem efluente, diferente das outras coletas, que foram realizadas no segundo pulso do dia.. Através do gráfico, pode-se observar que após a ligação da bomba o efluente só começa a sair no ponto de coleta do segundo estágio após 3,18 minutos.

Já nos outros hidrogramas (Figura 14) isso não ocorre, sendo que antes de iniciar o pulso/batelada para a primeira coleta, ainda se verificava saída do efluente de pulso anterior de forma lenta por meio de gotejamento. Assim, a coleta só ocorreu no momento em que o fluxo aumentasse, ou seja, 1 a 2 minutos após o início do pulso.

Figura 14 – Hidrograma de vazão das duas últimas coletas

Fonte: Do autor, 2019.

Outra diferença notável, como é demonstrado na Figura 11 com todos os hidrogramas das quatro coletas, é que os picos e quedas na vazão são cada vez maiores de acordo com o aumento na taxa de aplicação, ou seja, os picos são maiores e as quedas mais bruscas.

6. CONCLUSÕES

Com base nas quatro semanas de monitoramento, e com o aumento da taxa de aplicação superficial, conclui-se que não foi possível observar correlação entre o aumento da taxa de aplicação e os demais parâmetros analisados. A não alteração e detecção do nitrogênio amoniacal em nenhuma das alíquotas analisadas a cada semana, mostra que as concentrações de oxidação da amônia estavam abaixo do nível de detecção.

Ainda que fosse aplicado a maior taxa de aplicação, como foi o caso da taxa de $0,3\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, a oxidação do nitrogênio amoniacal ainda seria máxima. Este sistema Francês de wetland construído oxidou totalmente a amônia e removeu nitrogênio, pois, os valores de nitrito e nitrato não foram relevantes, fazendo com que a remoção fosse total.

Com todas estas informações, apesar de não possuir os dados do NTK (nitrogênio total Kjeldahl), é possível inferir que o nitrogênio total foi removido do sistema além da oxidação do nitrogênio amoniacal. Considerando que a carga de nitrogênio amoniacal aplicada na entrada do estágio 2 foi de $0,6\text{ kg NH}_4\text{-N}/\text{m}^2.\text{d}$ e a saída foi $0,1\text{kg NH}_4\text{-N}/\text{m}^2.\text{d}$, o valor do nitrogênio amoniacal foi bastante reduzido, e o que foi analisado saiu abaixo do limite de detecção.

A respeito da vazão observada nos hidrogramas, os picos de vazão de saída são mais acentuados à medida que taxa de aplicação superficial aumenta. Quando ocorre um novo pulso, antes que todo o efluente do pulso anterior tenha vazado, ou seja, passado todo o tempo de detenção hidráulica, os picos de vazão demoram mais para ocorrer.

Para estudos futuros, é possível à aplicabilidade de cargas maiores do que as usadas no presente estudo para que possam ser detectadas todas as amostras, e que consiga fazer a correlação entre o aumento da taxa de aplicação superficial e a eficiência no tratamento do wetland Francês.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AKRATOS, C.; TSIHRINTZIS, V., **Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands**. Ecological Engineering, 29 (2), 173-191, 2007.

BERRY, F.; KRESS, W. J. **Heliconia: an identification guide**. Washington: Smithsonian Institution Press 334p. illus., col. illus. ISBN, 1991.

BRIX, H. **Macrophytes play a role in constructed treatment wetlands**. Water Science Technology, v.35, n.5, pp. 11-17. 1997.

CARVALHO JUNIOR, Orlando de et al. **Nitrogen Removal in a Partially Saturated Vertical Subsurface Flow Constructed Wetland Used for Restaurant Wastewater Treatment**. Journal Of Environmental Engineering, [s.l.], v. 144, n. 7, p.04018042-00, 18 abr. 2018. American Society of Civil Engineers (ASCE). [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)ee.1943-7870.0001384](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)ee.1943-7870.0001384).

CEVE, Abel. **AVALIAÇÃO DE WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO SUBSUPERFICIAL HORIZONTAL PARA TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS**. 2015. 52 f. TCC (Graduação) - Curso de Tecnologia em Processos Ambientais, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2015.
Disponível em:<http://repositorio.roca.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/6172/1/CT_COPAM_2015_1_01.pdf>. Acesso em: 30 maio 2017.

COOPER, P. F., WATER, S. T., et al. **Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**. Medmenham, Marlow, UK: WRc publications, p. 184, 1996.

DECAMP, O.; WARREN, A.; SANCHEZ, R. **The role of ciliated protozoa in subsurface flow wetlands and their potential as bioindicators**. Water Science and Technology, v. 40, n. 3, p. 91-97, 1999.

DORNELAS, Filipe Lima. **AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE WETLANDS HORIZONTAIS SUBSUPERFICIAIS COMO PÓSTRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATORES UASB**. 2008. 115 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de

Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

Disponível em:<

http://www.bibliotecadigital.ufmg.br/dspace/bitstream/handle/1843/ENGD-7LTN2F/filipe_lima_dornelas.pdf?sequence=1>. Acesso em: 20 de jun. 2017.

DUARTE, S. **Estudo das Potencialidades das Zonas Húmicas Artificiais no Tratamento de Efluentes Agrícolas**. 2002. Monografia de Final de Curso – Curso de Licenciatura em Engenharia do Ambiente. Universidade de Lisboa. Lisboa. 2002

Environmental Protection Agency (EPA). **Subsurface Flow Constructed Wetlands for WasteWater Treatment – A technology Assessment**. Jul. 1993. Disponível

em: <

<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/2000475V.TXT?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=1>>. Acesso em: 23 de fev. 2019.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos da limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FERNÍCOLA, N. G. G.; AZEVEDO, F. A. Metemoglobina e nitrato nas águas. **Revista Saúde Pública**, v.15, p. 242-248, 1981.

FREITAS, M. N. de. **Avaliação do start up de wetland construído vertical descendente com fundo saturado empregado no tratamento de esgoto sanitário**. 2015. 81 f. Graduação (Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

HAANDEL A. van, KATO, M., Sperling, M.von. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. In: BASTOS, F. S., SPERLING, M. Von. Cap. 6 Rio de Janeiro, ABES / Proj. PROSAB. 2009

HOFFMANN, H. et al. **Technology review of constructed wetlands: Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment.** Alemanha: Deutsche Gesellschaft für, 2011. Disponível em: <http://www.susana.org/_resources/documents/default/2-930-giz2011-en-technology-review-constructed-wetlands.pdf>. Acesso em: 01 fev. 2019.

IAPAR. **Instituto Agrônômico do Paraná.** Disponível em: <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=1828>>. Acesso em: 01 de set. 2018.

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.** Disponível em: <<https://ww2.ibge.gov.br/home/>>. Acesso em: 01 de set. 2018.

IWA – **International Water Association. Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation.** Scientific and Technical Report No. 8. London, England: IWA Publishing. 156 p. 2000.

JUNIOR, Orlando de et al. SISTEMA FRANCES DE WETLANDS COSNTRUÍDOS EMPREGADO NO TRATAMENTO DO EFLUENTE DE UM RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO. **4º Simpósio Brasileiro Sobre Wetlands Construídos**, Belo Horizonte, v. 4, n. 9, p.1-9, 31 jul. 2019.

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.

KADLEC, R.H., KNIGHT, R.L. (1996) **Treatment wetlands.** Lewis Publishers, Boca Raton.

LAUTENSCHLAGER, Sandro Rogério. **Modelagem do desempenho de wetlands construídas.** 2001. 106 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

LEONETI, Alexandre Bevilacqua; PRADO, Eliana Leão do; OLIVEIRA, Sonia Valle Walter Borges de. **Saneamento básico no Brasil: considerações sobre investimentos e sustentabilidade para o século XXI**. Revista de Administração Pública, [s.l.], v. 45, n. 2, p.331-348, abr. 2011. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0034-76122011000200003>. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rap/v45n2/03.pdf>>. Acesso em: 06 jun. 2017.

LIN, Y.F.; JING, S.R.; WANG, T.W.; LEE, D.Y. **Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands**. Environmental Pollution, v.119, p. 413–420, 2002.

MARTINS, Felipe de Freitas. **TAXA DE APLICAÇÃO SUPERFICIAL ASSOCIADA A HIDROGRAMAS QUALITATIVOS EM WETLAND CONSTRUÍDO**. 2018. 50 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Parana, Londrina, 2018. Disponível em: <http://repositorio.roca.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/10855/1/LD_COEAM_2018_2_10.pdf>. Acesso em: 26 abr. 2018.

MOLLE, P.; SILVEIRA, D. D.; FILHO, P. BELLI.; PHILIPPI, L. S.; KIM, B. **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.

MOLLE, Pascal et al. **How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems**. Water Science & Technology, London Uk, v. 51, n. 9, p.11-21, 01 maio 2005. Disponível em: <<http://wst.iwaponline.com/>>. Acesso em: 30 maio 2018.

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. Disponível em: < <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/419441/heliconia-descricao-colheita-e-pos-colheita>>. Acesso em: 25 fev. 2019.

OLIJNYK, D. P. **Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (wetlands) de fluxos vertical e horizontal – sistemas híbridos.** 2008. 113 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/xmlui/bitstream/handle/123456789/91980/252380.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 23 fev. 2018.

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

Salati, E; Salati Filho, E; Salati, E. **Utilização de sistemas de Wetlands construídas para tratamento de águas.** Piracicaba: Instituto Terramax, Consultoria e Projetos Ambientais Ltda, 2009. Disponível em: <<http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/pactodasaguas/2011/12/sistema-wetlands.pdf>>. Disponível em: <<http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/pactodasaguas/2011/12/sistema-wetlands.pdf>>. Acesso em: 25 de fev 2019.

SEZERINO, P. H. et al., **Wetlands construídos horizontais aplicados no tratamento descentralizado de esgotos.** Segundo Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos, Curitiba, Paraná, 2015.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructec wetlands) nos pós tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 2006.

SNIS (Sistema Nacional de Informações de Saneamento). Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/>>. Acesso em: 6 jun 2017.

SILVA, Selma Cristina da. **"Wetlands Construídos" de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos.** 2007. 231 f. Tese (Doutorado) - Curso de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Universidade de Brasília, Brasília, 2007. Disponível em:

<http://repositorio.unb.br/bitstream/10482/2026/1/Tese_Selma%20Cristina.pdf>.

Acesso em: 25 set. 2017.

SOARES, M. M. S. **Avaliação do desempenho de leitos de macrófitas face à aplicação de cargas orgânicas crescentes**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Instituto Superior Técnico, Lisboa, 2012.

SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas Residuárias. V. 1 – **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental /UFMG, 1996. 243 p

STEVENSON, D. G. **Flow and filtration through granular media – the effect of grain size and particle size distribution**. Water Research, v. 31, n. 2, p, 310-322, 1997.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters**. 154 p. Environmental Protection Agency. 2000. Disponível em: < <https://www.epa.gov/wetlands/5-star-wetland-and-urban-waters-restoration-grants>>. Acesso em: 3 de fev. 2018.

SOUZA, J. T.; van HAANDEL, A.; LIMA, E. P. C. e HENRIQUE, I. N. **Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB**. Nota técnica. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol. 9 – Nº 4 – out/dez 2004, p 285 – 290. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/esa/v9n4/v9n4a03.pdf>>. Acesso em: 01 mar. 2019.

VAN HAANDEL, A.C.; KATO, M.; VON SPERLING, M. **Remoção biológica de nitrogênio: aplicações para o sistema de lodo ativado**. 2009.

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P.H. (2018). **Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil**. Boletim Wetlands Brasil, Edição Especial, dezembro/2018. 65 p. ISSN 2359- 0548. Disponível em: <<http://gesad.ufsc.br/boletins/>>. Acesso em: 25 de fev. 2018.

VYMAZAL J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, v.25, p. 478–90, 2005.

WALLACE, S.; KNIGHT, R. Water Environmental Research Foundation (WERF) small scale treatment wetland **database**. **INTERNATIONAL CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS**, 6.; **INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLANDS SYSTEMS**. 2004. P. 229 -235.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Un-water global analysis and assessment of sanitation and drinking-water (GLAAS) 2015 report: investing in water and sanitation: increasing access, reducing inequalities**. Geneva, 2015a. Disponível em: < http://www.who.int/water_sanitation_health/glaas/en/>. Acesso em: 06 jun. 2017.

WPC – Water Pollution Control. **Wastewater Biology: The Microlife**. Alexandria, Va: Water Environmental Federation. 16 p, 1990.

WPCF - Water Pollution Control Federation. **Nutrient Control. Manual of Practice FD-17**. Alexandria, VA: WPCF. 205 p. 1983.