



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE TECNOLOGIA



Lucas do Carmo Garcia

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE UMA *WETLAND* CONSTRUÍDA NO
TRATAMENTO DE EFLUENTES**

Limeira - SP
Novembro, 2019

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE TECNOLOGIA

Lucas do Carmo Garcia

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE UMA *WETLAND* CONSTRUÍDA NO
TRATAMENTO DE EFLUENTES**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à
Faculdade de Tecnologia - FT, Universidade
Estadual de Campinas como requisito à obtenção
do título de Engenheiro Ambiental.

Orientadora: Prof.^a Dr^a Marta Siviero Guilherme Pires

Limeira - SP
Novembro, 2019

RESUMO

Diante do cenário nacional, no qual boa parte da população ainda não possui acesso a esgotamento sanitário, o tratamento de esgoto de áreas afastadas dos núcleos urbanos e zonas rurais é de extrema importância tendo em vista a possibilidade de contaminação dos recursos hídricos. Atualmente, quando presente, os efluentes domésticos de pequenas comunidades são destinados de maneira rudimentar comprometendo o meio ambiente e saúde da população. Portanto, se faz necessário o estudo de alternativas descentralizadas de baixo custo e pouca manutenção para tratamento de esgoto. Uma opção são as *wetlands* construídas, que através de diversos processos físicos, químicos e biológicos realizam o tratamento tendo como principal característica a presença de macrófitas. Sendo assim, o objetivo deste estudo foi avaliar o funcionamento de um sistema de *wetland* construído para tratamento do esgoto de uma escola infantil localizada da zona rural de Limeira-SP. O sistema funciona por batelada e é composto por um filtro anaeróbio seguido de três *wetlands* em série, preenchidas com brita e plantadas com a macrófita *Canna x generalis* (Biri). Foi realizado 6 ciclos de coletas das amostras entre outubro 2018 e outubro 2019, com análises de pH (potencial hidrogeniônico), condutividade elétrica e DQO (demanda bioquímica de oxigênio). Foram obtidos resultados satisfatórios para remoção de matéria orgânica, com aproximadamente 87% de eficiência em DQO para o TDH (tempo de detenção hidráulica) de 7 dias. O pH se manteve próximo da neutralidade em todas as análises e não foi observado uma redução significativa da condutividade elétrica.

Palavras-chave: *wetlands*, tratamento de esgoto, leitos cultivados.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - <i>Wetland</i> de escoamento superficial	6
Figura 2 - <i>Wetland</i> de escoamento subsuperficial horizontal	8
Figura 3 - <i>Wetland</i> de escoamento subsuperficial vertical	9
Figura 4 - Vista aérea da escola	21
Figura 5 - <i>Wetlands</i> construídos em série no local de estudo	22
Figura 6 - Evolução da remoção de DQO na W1 durante o 2º e 3º ciclo	27

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Principais mecanismos de remoção de poluentes em *wetlands*

17

Tabela 2 - Distribuição das coletas realizadas, tipo de efluente coletado e TDH 23

Tabela 3 - pH das amostras coletadas

24

Tabela 4 - Resultados de condutividade elétrica obtidos

25

Tabela 5 - Valores de DQO obtidos do efluente analisado

26

INTRODUÇÃO

O Brasil possui em seu território uma grande porcentagem da água doce do mundo comparado a outros países, porém esse recurso está mal distribuído entre as regiões do país refletindo muitas vezes em escassez nas áreas mais povoadas. Além disso, a má gestão dos recursos hídricos leva a contaminação e consequentemente diminuição da qualidade de águas superficiais e subterrâneas. Uma das práticas que leva a essa má qualidade é o despejo de efluentes sem tratamento em corpos d'água, limitando a sua utilização para diversos usos.

Segundo a última edição do “Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos”, documento elaborado pela Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental com base nos dados de 2017 do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS, no Brasil 52,4% da população é atendida com esgotamento sanitário e considerando esse esgoto coletado 73,7% é tratado. Já na região Sudeste, 78,6% da população possui coleta de esgoto, enquanto 67,3% desse esgoto coletado é tratado (BRASIL, 2019). Observa-se que embora a região sudeste possua um índice de coleta melhor quando comparado ao panorama nacional, esses números ainda estão longes do ideal, tendo em vista a população de comunidades rurais e de baixa renda, no qual o tratamento, quando presente, é realizado por métodos que comprometem a saúde e qualidade ambiental.

Dados da Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (PNAD) de 2013 mostra uma situação ainda mais preocupante para o esgotamento sanitário das áreas rurais; apenas 5,3% das casas da amostragem estavam conectadas a uma rede coletora, 28,7% utilizavam a fossa séptica como solução para o tratamento dos dejetos, 58,1% destinavam os esgotos a fossas rudimentares e 7,9% utilizavam outro tipo, como lançamento em cursos de água ou a céu aberto (IBGE, 2013).

Todo esse efluente doméstico não tratado, lançado em corpos hídricos de maneira inapropriada, compromete a qualidade da água e a biota local, tendo em vista a alta carga orgânica e concentração de nutrientes. Dentre os problemas envolvidos estão a diminuição da concentração de oxigênio dissolvido, crescimento acelerado de algas, cianobactérias e macrófitas em ambientes lânticos

(eutrofização), comprometimento dos usos diversos e riscos para a saúde pública considerando as doenças de veiculação hídrica.

Por isso, diante desse panorama, é imprescindível a difusão de sistemas de tratamento de efluentes descentralizados de baixo custo e pouca manutenção para pequenas comunidades e áreas rurais, sendo assim possível a universalização do saneamento básico no Brasil.

Uma alternativa já bastante difundida e implementada na Europa, que demanda baixo investimento, que pode ser utilizada em regiões onde não há coleta e tratamento de esgoto ou esse é feito de forma precária são as *Wetlands*. Também são conhecidas como sistemas de alagados construídos pois se assemelham a sistemas naturais alagados como várzeas e são estruturados para o tratamento de efluentes.

Diante do exposto, o objetivo deste estudo é avaliar o funcionamento de um sistema de *Wetland* construído para tratamento do esgoto de uma escola infantil localizada da zona rural de Limeira-SP.

1. OBJETIVOS

Objetivo Geral

Avaliar a eficiência de um sistema de *wetlands* construídos com fluxo horizontal subsuperficial na remoção de matéria orgânica de efluente com característica doméstica.

Objetivos Específicos

Para cumprimento do objetivo geral são propostos os seguintes objetivos específicos:

- Caracterizar o afluente e o efluente a ser tratado no sistema de *wetlands* construídos através de determinações de parâmetros físico-químicos;
- Avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica do sistema.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. *Wetlands*

O termo em inglês *wetland* é utilizado para designar terras alagadas ou úmidas, sendo áreas naturalmente de transição entre o ambiente terrestre e aquático, no qual é possível observar a presença macrófitas, ou seja, vegetação adaptada a solos inundados (POÇAS, 2015). Também chamadas de *wetlands* naturais, essas áreas se caracterizam por possuírem nível freático elevado, podendo ocorrer ou não o afloramento superficial como os pântanos, brejos, manguezais, várzeas dos rios, etc (JESUS; WINCKLER, 2015). Geralmente são áreas que se encontram em depressões topográficas e em solos de baixa permeabilidade (LIMA, 2016).

2.1.1. *Wetlands* Construídos

Buscando replicar e otimizar os processos de conversão de matéria orgânica e nutrientes, tal como ocorre nos alagados naturais (BENASSI, 2018) os *wetlands* construídos são sistemas de engenharia projetados com a finalidade principal de tratar efluentes, que segundo Costa et al. (2018) podem ser classificados como um sistema de tratamento natural tendo em vista a similaridade com os processos encontrados em ecossistemas das várzeas naturais.

Os sistemas de *wetlands* construídos são, portanto, uma alternativa acessível para o tratamento de efluentes, pois possuem baixos gastos de manutenção e operação, podendo tratar com eficiência diversos tipos de efluentes, seja esgoto bruto, primário, secundário, terciário, além de efluentes industriais (DOTRO et al., 2017).

O tratamento acontece através de uma série de processos biológicos, químicos e físicos, contando com a participação de macrófitas aquáticas que se desenvolvem em tanques, lagoas ou canais rasos preenchidos de material poroso e inerte permitindo o crescimento de uma variada população de micro-organismos, muitas das vezes associada a formação de um biofilme (MENDONÇA, 2015).

No Brasil ainda não foi adotado uma nomenclatura padrão para esse tipo de sistema, desse modo, é possível encontrar na literatura inúmeras denominações diferentes para *wetlands* construídos, tais como: zona de raízes, filtros plantados com macrófitas, sistemas alagados construídos, leitos/filtros cultivados, banhados construídos, biofiltros com macrófitas, etc (SEZERINO et al., 2015).

Comparado aos sistemas de tratamento convencional, os *wetlands* construídos possuem baixo custo de implantação, operação e manutenção, pois não requerem a dosagem de produtos químicos e além disso, se o terreno permitir, pode ser operado sem a utilização de bombas reduzindo custos com energia elétrica (BENASSI, 2018).

Outra vantagem desta tecnologia é a combinação de eficiência no tratamento com uma aparência estética agradável, proporcionada pelo cultivo de plantas, algumas das vezes ornamentais buscando-se a formação de uma espécie de jardim (ROUSSO, 2017). Além disso é um sistema robusto e tolerante a variações hidráulicas e de carga de entrada, como outros sistemas extensivos, sendo, portanto, bastante compatível para pequenos sistemas descentralizados de tratamento de esgoto (DOTRO et al., 2017).

Por outro lado, é necessário grande disponibilidade de área para se obter resultados satisfatórios de remoção, podendo ocorrer a liberação de odor e atração de vetores dependendo do tipo e operação inadequada do sistema (CEVE, 2015).

2.2. Histórico

A utilização de *wetlands* construídos teve seu início na década de 1950 e começou a se intensificar na Europa e EUA, tornando-se uma tecnologia internacional a partir de 1990 (MENDONÇA, 2015). Segundo Guimarães (2013) as primeiras pesquisas utilizando plantas no tratamento de esgotos foram desenvolvidas pela Dra. Kathe Seidel, com a implementação de um sistema em grande escala na Alemanha em 1960, a partir disso com a difusão da tecnologia diversas combinações foram e estão sendo testadas para a melhoria da eficiência do tratamento.

No Brasil a utilização desse sistema teve início na década de 1980, com o seu uso e pesquisa mais intensificado a partir do ano 2000, sendo utilizadas diversas combinações, estruturas, materiais e plantas para o tratamento de diferentes efluentes em todo o território nacional (SEZERINO et al., 2015).

2.3. Classificação

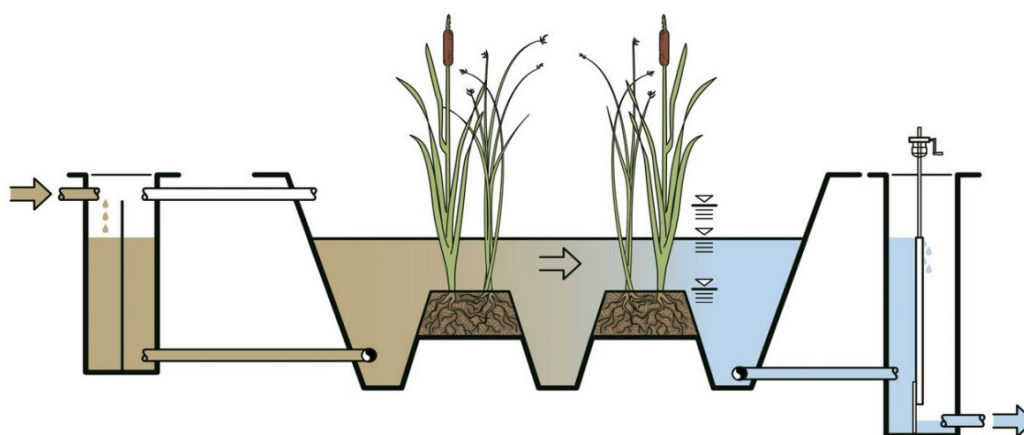
Os *wetlands* construídos podem ser classificados quanto ao escoamento hidráulico em dois tipos: escoamento superficial, presença de uma lâmina livre e escoamento subsuperficial, efluente não aparente percola o meio filtrante.

A escolha do tipo de *wetlands* a ser utilizada para uma determinada aplicação irá depender da composição do efluente e os tipos de contaminantes que se pretende remover. Porém, em muitos casos, pode-se fazer uma combinação de diferentes, empregando os sistemas conhecidos como híbridos ou combinados (HERRERA et al., 2018).

2.3.1. Escoamento superficial

Esse sistema se assemelha às *wetlands* naturais pois o efluente livremente escoar de forma horizontal sobre a superfície do leito saturado (Figura 1), que possui profundidade em torno de 50 cm, proporcionando baixa velocidade de escoamento (BENASSI, 2018).

Figura 1 - *Wetland* de escoamento superficial. Fonte: Dotro et al., 2017.



São unidades com alta densidade de vegetação, requerem grandes superfícies e são utilizadas principalmente como uma etapa final de polimento, funcionando assim como um sistema de tratamento terciário com foco na remoção de nutrientes. Devido também ao baixo custo por unidade de área esse sistema possui uma maior aplicação para grandes vazões com baixa concentração de poluentes (DOTRO et al., 2017).

As *wetlands* de fluxo superficial propiciam ambientes de tratamento aeróbios e anaeróbios. Na camada de raízes, substrato e materiais sólidos depositados no fundo predomina a condição anaeróbia e na coluna de água começa a apresentar regiões aeróbias nas camadas mais rasas dependendo da altura da lâmina de água, da carga de poluente e distância do ponto de entrada (DOTRO et al., 2017). Na superfície predomina o ambiente aeróbio pela incorporação de ar pela atmosfera, que fornece oxigênio para degradação da matéria orgânica (JESUS; WINCKLER, 2015).

O fluxo de alimentação é contínuo e o nível de água é mantido acima de um meio suporte constituído de solo, areia, cascalho ou outro substrato que suporte macrófitas aquáticas que sobrevivem a ambientes continuamente inundados (DOTRO et al., 2017).

Uma diferenciação que ocorre nesse tipo de escoamento é com relação às macrófitas utilizadas no leito, dependendo da forma e crescimento são classificadas em flutuantes, emergentes e submergentes (MENDONÇA, 2015). Um exemplo de planta flutuante bastante utilizada é o aguapé, que se destaca pelo crescimento vegetativo acelerado, ciclagem de nutrientes, remoção de poluentes na fase de crescimento e resistência a diferentes situações (BENASSI, 2018). Nesse tipo de sistema, os aspectos estéticos e paisagísticos são frequentemente muito importantes no projeto de implementação (DOTRO et al., 2017).

2.3.2. Escoamento subsuperficial

Nesse tipo de escoamento o nível de água é sempre mantido abaixo da superfície do leito, no qual o fluxo líquido percola horizontal ou verticalmente entre os poros do material filtrante. Portanto esse substrato é responsável pela

sustentação das macrófitas emergentes, que possuem as suas raízes em contato direto com o efluente (BENASSI, 2018).

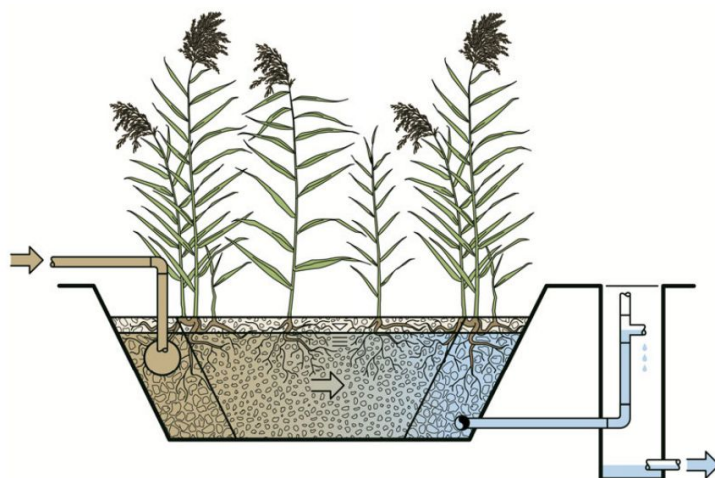
Associados às raízes das plantas e ao meio suporte, tendo como princípio básico a formação de um biofilme aderido, estão os micro-organismos aeróbios e anaeróbios responsáveis pela degradação do efluente (LIMA, 2016). A vantagem desse sistema quando comparado ao superficial, é a não geração de odores e proliferação de insetos, tendo em vista a não exposição do efluente ao ar livre (CEVE, 2015).

As *wetlands* subsuperficiais podem ainda ser subdivididas com relação ao fluxo hidráulico em horizontal, vertical ou híbrido/combinado e outros fatores como material filtrante e tipos de macrófitas utilizadas.

2.3.3. Fluxo horizontal

No sistema de *wetland* subsuperficial de fluxo horizontal o efluente a ser tratado é disposto no início do leito, região denominada zona de entrada, composta geralmente por brita de granulometria maior para distribuição equitativa do líquido no meio, evitando caminhos preferenciais e zonas mortas. A percolação, impulsionada pela declividade de fundo, tende a seguir na horizontal e acontece vagarosamente através do material filtrante até porção final do leito, denominada de zona de saída, onde um dispositivo realiza o controle do nível de água no meio (Figura 2) (SEZERINO et al., 2015).

Figura 2 - *Wetland* de escoamento subsuperficial horizontal. Fonte: Dotro et al., 2017.



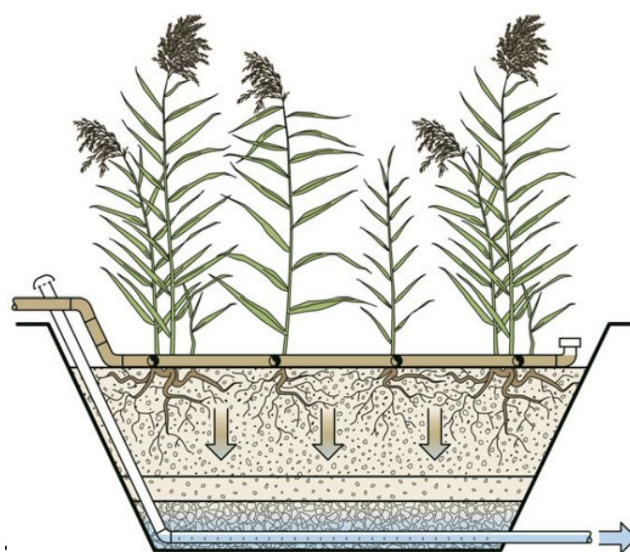
Pela ação da gravidade o líquido, sempre abaixo da superfície, percorre os poros do meio filtrante, onde as raízes da plantas emergentes estão fixadas e juntamente com os micro-organismos fazem a absorção de nutrientes e a degradação da matéria orgânica, que acontece de forma predominantemente anaeróbia devido a saturação do meio (DOTRO et al., 2017).

Esse tipo de sistema pode ser operado em fluxo contínuo, intermitente ou em batelada e é mais utilizado como tratamento secundário visando a remoção principalmente de matéria orgânica (BENASSI, 2018).

2.3.4. Fluxo vertical

O sistema de fluxo vertical é bastante similar ao de fluxo horizontal, consiste em um leito impermeabilizado, preenchido com o meio de suporte filtrante, no qual as macrófitas emergentes estão enraizadas. Nesse sistema a alimentação do efluente é feita sobre a superfície do leito, percorrendo assim de forma vertical o maciço filtrante até o fundo do reator onde é realizado a drenagem do percolado através de um conjunto de tubulações distribuídas (Figura 3) (CEVE, 2015).

Figura 3 - *Wetland* de escoamento subsuperficial vertical. Fonte: Dotro et al., 2017.



No sistema vertical o fluxo intermitente é distribuído por um sistema de entrada perfurado em todo o seu comprimento de modo a possibilitar a distribuição equitativa em toda a superfície (LEAL, 2019). Entre cada alimentação é feito um intervalo longo de descanso, possibilitando assim que um processo de degradação majoritariamente aeróbio aconteça devido a aeração natural do filtro, ajudando a evitar a obstrução do filtro além de contribuir para alta remoção de poluentes (BENASSI 2018).

Uma vantagem que as *wetlands* de fluxo vertical apresentam quando comparadas com as de fluxos horizontal é a maior transferência de oxigênio da atmosfera para o sistema, devido ao fluxo descontínuo. Além de favorecer a ocorrência da nitrificação, possibilitando a remoção de nitrogênio (BENASSI, 2018).

2.3.5. Sistemas híbridos

Buscando a obtenção de melhores eficiências de remoção, com efluentes mais refinados e menores teores, principalmente de nitrogênio alguns pesquisadores combinaram em série os sistemas de fluxo horizontal e vertical em desenvolvendo os sistemas conhecidos como híbridos (ROUSSO, 2017).

Aliando as vantagens de ambos os fluxos é possível obter sistemas mais eficientes no tratamento de efluente, removendo de forma mais completa matéria orgânica, sólidos suspensos e nutrientes porém de acordo com Benassi (2018) ainda se faz necessário um tratamento prévio para minimizar a ocorrência de colmatação, prolongando a vida útil do sistema pela diminuição da entrada de partículas grosseiras e sólidos sedimentáveis.

Uma das grandes utilizações do sistema híbrido é para remoção de nitrogênio total, tendo em vista a limitação do fluxo vertical, onde ocorre majoritariamente a nitrificação. Portanto o sistema horizontal surge como uma boa alternativa para ser usado em seguida pelo fato de caracterizar um ambiente predominantemente anóxico possibilitando a desnitrificação do efluente (ROUSSO, 2017).

2.4. Tratamento primário

Embora não seja parte integrante dos *wetlands* construídos, uma etapa de tratamento preliminar é fundamental e fortemente recomendada a fim de prolongar a vida útil do sistema, minimizando a ocorrência de colmatção do meio filtrante através da remoção de partículas grosseiras e sólidos sedimentáveis (BENASSI, 2018).

Portanto, antes da alimentação do sistema de *wetlands*, independentemente do tipo e fluxo, algum sistema de tratamento primário do esgoto bruto deve ser adotado para sedimentação dos sólidos. Sendo os tanques sépticos e Imhoff os tipos mais comuns utilizados, podendo remover até 80% dos sólidos e eliminar de 25% a 50% da matéria orgânica medida em DBO (HERRERA, 2018).

O lodo gerado neste pré-tratamento deve ser removido periodicamente para prevenir a saturação da estrutura inicial e o consequente arraste para as *wetlands*, diminuindo assim a sobrecarga de sólidos suspensos e o aumento da demanda de oxigênio pelo recebimento de esgoto bruto. A frequência de remoção depende do volume do tanque, porém recomenda-se a realização uma vez por ano, podendo o lodo ser destinado a uma unidade de tratamento de esgoto convencional ou um outro sistema de tratamento (DOTRO et al., 2017).

2.5. Fundamentos de funcionamento

Os *wetlands* construídos possuem três componentes principais atuantes: o meio filtrante, as macrófitas e os micro-organismos. Sendo assim, a interação desses elementos com os diversos processos de natureza física, química e, principalmente, biológica o fator responsável pela degradação dos poluentes do efluente (VARGAS, 2015).

2.5.1. Meio filtrante

O substrato está diretamente relacionado aos processos de filtração, degradação microbiológica e adsorção, portanto o conhecimento de suas características é fundamental para a escolha do tipo a ser empregado na *wetland* (POÇAS, 2015). A escolha do material suporte deve estar associada a finalidade do tratamento, pois é nele que ocorre boa parte dos processos químicos e biológicos além das diversas funções apresentadas como meio de suporte para o estabelecimento e enraizamento das plantas, filtro para retenção de sólidos suspensos, área para aderência dos micro-organismos e formação do biofilme e adsorção de compostos inorgânicos (BENASSI, 2018).

Quando o foco é ter um escoamento subsuperficial é interesse o emprego de materiais com boas condições de fluxo para evitar a colmatação do leito. Materiais com baixa condutividade hidráulica, como solos naturais, acabam resultando em escoamentos superficiais por terem uma menor capacidade de infiltração (POÇAS, 2015).

A condutividade hidráulica (k) é o principal parâmetro a ser considerado para garantir um bom potencial de fluxo, assim como outro aspecto importante que pode ser levado em conta é a capacidade de adsorção, quando se pensa na remoção de fósforo principalmente. As argilas são um exemplo de material com alto potencial de adsorção, devido as suas cargas negativas, mas que por outro lado possuem partículas muito pequenas resultando em uma baixa condutividade hidráulica (GUIMARÃES, 2013). O ideal seria um material que conciliasse um bom fluxo hidráulico com bom potencial reativo de adsorção, porém um único material com essas características é inacessível, assim que uma ponderação desses fatores deve ser realizada tendo em vista a finalidade do tratamento (ROUSSO, 2017).

A dinâmica de escoamento dentro de uma *wetland* depende da granulometria, porosidade e permeabilidade do meio filtrante. Assim para garantir boas condições de fluxo, evitando processos de colmatação, substratos com maior condutividade hidráulica são os indicados; além de utilizar material filtrante de granulometria maior nas regiões próximas as tubulações, zonas de entrada e saída de esgoto (BENASSI, 2018).

No Brasil os materiais mais utilizados como meio filtrante para *wetlands* são a brita e a areia, porém pesquisas já foram desenvolvidas pesquisas com escórias, argila, solos naturais, cascas de arroz, pneu picado, bambu, pedras de mão, fibra de coco, cascalho, entre outros (SEZERINO et al., 2015).

2.5.1.1. Colmatação

A colmatação é caracterizada como a obstrução dos poros do meio filtrante, reduzindo a condutividade hidráulica de forma significativa, podendo, em casos graves fazer com que o efluente flua de forma superficial no leito. Nas *wetlands* esse processo tende a acontecer nas regiões de entrada do efluente devido a retenção de sólidos suspensos e formação de biofilme (GUIMARÃES, 2013).

Segundo Dotro et al. (2017) a colmatação é o principal problema das *wetlands* de escoamento subsuperficial, tendo a sua causa principal alta carga orgânica e de sólidos que pode ser devido a manutenção inapropriada dos tanques de pré-tratamento. Ainda de acordo com os autores, o problema da colmatação pode ser minimizado pela seleção apropriada do material filtrante, adequação das taxas de alimentação, garantia de um dimensionamento e construção adequados, além da manutenção correta nos processos de tratamento anteriores.

Matos et al. (2018) desenvolveram um estudo comparando um *wetland* construído plantado com taboa (*Typha latifolia*) e um não plantado durante oito anos de operação. Os resultados obtidos pelos autores mostram que mesmo com os sistemas em grau avançado de colmatação não houve perda significativa de eficiência na remoção de matéria orgânica. Além disso, puderam perceber que a unidade não plantada estava mais colmatada que a unidade plantada com taboa, o que resultou em um potencial de remoção menor de sólidos e nitrogênio em algumas fases do monitoramento.

2.5.2. Macrófitas

As macrófitas aquáticas são vegetais adaptados a viverem em ambientes alagados, podendo flutuar, permanecer total ou parcialmente submersos nos ambientes aquáticos (BENASSI, 2018).

Nos ambientes naturais as macrófitas possuem um papel importante para manutenção do equilíbrio ecológico, sendo que nos *wetlands* construídos são parte fundamental da operação e correto funcionamento do sistema (ROUSSO, 2017). De acordo com Dotro et al. (2017) o papel das macrófitas está mais relacionado aos processos físicos, como por exemplo, o crescimento de raízes auxilia nas propriedades hidráulicas do filtro, além de fornecer área para crescimento do biofilme e liberação de oxigênio para o material filtrante possibilitando tratamento aeróbio. Porém, mesmo que de pequena proporção, essas plantas assimilam fósforo e nitrogênio para promover o próprio crescimento e armazenamento de biomassa (CEVE, 2015).

Sem contar o embelezamento paisagístico e estético proporcionado pelas folhas e flores das plantas (BENASSI, 2018). Porém deve-se ter em mente que uma das manutenções do sistema é a retirada de ervas daninhas e principalmente a poda das macrófitas para que os nutrientes absorvidos não retornem ao efluente pelo processo de decomposição (DOTRO et al., 2017).

A classificação pode ser feita em três grupos principais: emergentes, são aquelas enraizadas mas com folhas fora da água; livres flutuantes, permanecem flutuantes na superfície e as submersas, aqueles que possuem as folhas submersas podendo estar enraizadas ou presa em outros lugares (BENASSI, 2018).

Para escolha da espécie correspondente são levados em conta o poluente que se deseja remover, a finalidade paisagística ou produção de biomassa, adaptabilidade às condições a serem apresentadas e disponibilidade da espécie tendo em vista o custo do plantio e de poda regular (ROUSSO, 2017). Com relação a quantidade, Benassi (2018) recomenda o plantio inicial de 10 a 20 indivíduos por metro quadrado de todo o leito da *wetland* subsuperficial ou ocupação de 50% da área em *wetlands* de fluxo superficial.

No Brasil, a macrófita aquática mais utilizada nos sistemas *wetlands* é *Typha* sp. (Taboa) devido a sua adaptação a solos ricos em matéria orgânica, boa assimilação de nutrientes (nitrogênio e fósforo), tolerância a ambientes com diferentes teores de salinidade, fácil adaptação a condições climáticas e produção elevada de biomassa (BENASSI, 2018).

A presença de macrófitas plantadas no leito permite em boa parte dos casos melhorias de eficiência de remoção matéria orgânica e nutrientes . Vargas, 2015 constatou em seu estudo que a presença de plantas no leito aumenta a eficiência comparado com um leito não-plantado. O autor considerou três unidades de leitos cultivados: sendo um leito sem planta somente com brita, outro cultivado com *Canna x generalis* L. (Biri) e um terceiro leito cultivado com *Eichhornia crassipes* (Aguapé). Confirmando o potencial dessas espécies para o tratamento de efluentes, já que o autor relatou que ambas não apresentaram problema de adaptação e tiveram resultados satisfatórios de tratamento.

2.5.2.1. *Canna x generalis* (Biri)

Popularmente conhecido como biri, cana-índica ou bananeira de jardim, a *Canna x generalis* é uma planta nativa da América do Sul, de até 1,5 metros de altura que apresenta bom crescimento em pleno sol, em solo úmido e rico em matéria orgânica, possui folhagem grande vistosa e verde, e uma floração bastante expressiva com flores de diversas cores durante quase o ano todo (ZANELLA, 2008).

Essa espécie também foi utilizada por Zanella, 2008 em um sistema de *wetlands* construídos como pós tratamento de efluentes sanitários. O autor observou uma inflorescência vistosa, com forte apelo paisagístico, formação de massa vegetal densa porém de crescimento não agressivo podendo ser utilizado conjuntamente com outras espécies.

Vargas (2015) constatou que a utilização da planta ornamental Biri melhorou o aspecto estético da unidade de tratamento de esgoto contribuindo para diminuição da rejeição do público pelo sistema. O autor observou-se uma redução média de aproximadamente 79% na concentração de DQO, utilizando um sistema preenchido por brita, TDH de 3,5 dias precedido por reatores anaeróbios como pré-tratamento.

2.5.3. Micro-organismos

Todas as reações biológicas no sistema de tratamento são realizadas pelos micro-organismos, caracterizados como um consórcio de organismos vivos que desempenham um papel fundamental nas *wetlands* (HERRERA, 2018). A comunidade encontrada é composta majoritariamente por bactérias e fungos que se desenvolvem, principalmente, aderidos ao meio suporte ou às raízes das plantas, formando o biofilme (BENASSI, 2018).

Esses micro-organismos, aeróbios, facultativos ou anaeróbios, são os principais responsáveis pela decomposição da matéria orgânica e na conversão das variadas formas de nitrogênio (POÇAS, 2015). Através da decomposição as bactérias e fungos utilizam o carbono disponível para síntese, manutenção e crescimento celular, enquanto os protozoários também presentes nas *wetlands* fazem a predação de micro-organismos patogênicos, além de consumir matéria orgânica particulada e controlar o crescimento da microbiota, sendo um importante indicador do desempenho e eficiência do sistema (BENASSI, 2018).

2.6. Condições operacionais

2.6.1. Tempo de Detenção Hidráulica (TDH)

O TDH pode ser definido como o tempo médio que o efluente permanece no sistema de tratamento, desde a entrada até a saída do tanque. É usualmente calculado pela razão do volume do reator e a vazão do efluente, porém como o volume ocupado pelo material filtrante não é levado em consideração, o TDH real acaba sendo menor devido aos espaços pelo qual o efluente não escoar (LEAL, 2019).

O TDH é um importante parâmetro operacional nos *wetlands* construídos, segundo Benassi (2018) quando o foco é remoção de matéria orgânica e sólidos TDH menores podem ser adotados, porém para remoção efetiva de nutrientes é necessário operar com tempos maiores de detenção.

Na maioria dos estudos brasileiros envolvendo *wetlands* o TDH é calculado de forma teórica através da relação entre volume do reator, vazão de entrada e porosidade do material filtrante. Como esse é um parâmetro não utilizado nos

cálculos de dimensionamento de sistemas, não está reportado na literatura brasileira um tempo mínimo, sendo que nas pesquisas brasileiras o valor varia entre 12 horas e 12 dias (SEZERINO et al., 2015).

2.7. Parâmetros de remoção

Tendo como base a interação entre material suporte, macrófitas e micro-organismos os *wetlands* construídos são sistemas de alta complexidade que através de diversos mecanismos físicos, químicos e biológicos (simultâneos ou de forma sequenciada) realizam o tratamento na medida que o efluente mesmo percola o sistema (CELIS, 2015).

A Tabela 1 a seguir traz um resumo desses principais mecanismos atuantes para cada parâmetro a ser considerado em um sistema.

Tabela 1 - Principais mecanismos de remoção de poluentes em *wetlands*

Parâmetro	Principais mecanismos de remoção
Sólidos Suspensos	Sedimentação e Filtração
Matéria Orgânica	Sedimentação e filtração (matéria orgânica particulada) e degradação biológica (matéria orgânica dissolvida)
Nitrogênio	Amonificação, nitrificação, desnitrificação e absorção pelas plantas
Fósforo	Adsorção-precipitação (meio filtrante) e absorção pelas plantas
Patógenos	Sedimentação, filtração, morte natural e predação

Fonte: Dotro et al. (2017)

2.7.1. Matéria orgânica

A matéria orgânica é um dos principais parâmetros a ser avaliado em um efluente, sua presença está na forma dissolvida ou em suspensão, sendo a medição feita indiretamente através da Demanda Química de Oxigênio (DQO) e/ou Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

A matéria em suspensão é retirada principalmente por processos físicos de filtração pelo meio suporte e sedimentação devido à baixa velocidade do efluente, sendo a sua concentração diminuída logo na zona de entrada do sistema (HERRERA, 2018). Segundo Dotro et al. (2017) a acumulação de matéria orgânica particulada acontece com mais frequência nas *wetlands* com vazão subsuperficial, tornando-se um dos principais problemas de colmatção.

A matéria orgânica pode ser decomposta basicamente de duas formas principais: aeróbia e anaeróbia. Na reação de decomposição, para liberação de energia e consequente crescimento celular, os elétrons são transferidos para um composto específico. Quando o oxigênio é utilizado como aceptor final desses elétrons acontece a decomposição aeróbia, caso contrário, quando outros aceptores (sulfato, nitrato, etc.) são utilizados pelos micro-organismos acontece a decomposição anaeróbia. Se o oxigênio estiver disponível no meio, as bactérias que o utilizam como aceptor final de elétrons irão predominar no meio por ser o caminho de maior rendimento energético. Porém uma boa parte das bactérias são facultativas, podendo usar além do oxigênio também nitrato e nitrito como aceptores de elétrons (DOTRO et al., 2017).

As configurações que permitem uma maior concentração de oxigênio são as *wetlands* verticais, pois o ciclo intermitente permite a aeração do meio, e as *wetlands* superficiais, tendo em vista a reaeração de superfície, mesmo assim principalmente no meio da coluna d'água e perto dos sedimentos o processo anaeróbio domina. Já as subsuperficiais horizontais possuem dois mecanismos de aeração principais: aporte das plantas e reaeração de superfície. No entanto, o processo anaeróbio predomina, tendo em vista a demanda por oxigênio ser maior que a introdução (DOTRO et al., 2017).

Diversos outros estudos encontraram boa eficiência para remoção de DQO com valores próximos a 80%. Guimarães (2013) operando um sistema de wetland horizontal preenchido com areia e precedido por um tanque séptico, tratando efluente de uma residência com 4 pessoas obteve remoção média de 82% de DQO para um TDH de 5 dias ao longo de 17 meses de operação.

Rousso (2017) operando um sistema híbrido de *wetland* vertical seguida por uma unidade horizontal, obteve uma remoção média na concentração de DQO de

79% apenas no sistema horizontal utilizando areia grossa como material filtrante e TDH de 6,15 dias. Enquanto que Jesus (2016) tratando esgoto sanitário obteve eficiência de remoção de 84% de DQO operando um sistema com TDH de 1 dia e brita como material filtrante.

2.7.2. Nitrogênio

Um nutriente geralmente presente em concentrações relativamente altas no esgoto doméstico, sendo o segundo foco de remoção é o nitrogênio. Segundo Benassi (2018) o excesso de nitrato pode causar complicações de saúde e problemas ambientais, como a eutrofização.

São diversos os estágios de oxidação do nitrogênio e formas que pode ser encontrado, como orgânico ou inorgânico. O esgoto bruto pode apresentar os seguintes estágios de conversão: nitrogênio orgânico, amônia, nitrito e nitrato. Dependendo do tratamento primário utilizado o estágio que mais se recebe nos *wetlands* é o nitrogênio na forma amoniacal (GUIMARÃES, 2013).

As bactérias são as principais responsáveis pela conversão e remoção de nitrogênio do efluente em *wetlands*. O processo acontece basicamente através de três fases: amonificação, nitrificação e desnitrificação. Na primeira o nitrogênio orgânico é transformado em amônia, sendo em seguida se houver presença de oxigênio dissolvido convertida em nitrito e nitrato, e por último, caso se tenha condições anóxicas no reator o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso pelas bactérias desnitrificantes (BENASSI, 2018).

Uma vantagem das *wetlands* verticais é a maior capacidade de oxigenação possibilitando a nitrificação do efluente, sendo esta etapa um limitante no processo de remoção do nitrogênio. No caso das *wetlands* horizontais a nitrificação ocorre de maneira limitada, porém a desnitrificação, caso o nitrato esteja presente, é facilitada por ser um ambiente de características mais anaeróbias (DOTRO et al., 2017). Portanto, os sistemas híbridos são uma ótima opção quando o foco for remoção de nitrogênio.

As macrófitas possuem uma pequena parcela de contribuição para remoção do nitrogênio pois são capazes de absorver e armazená-lo nos tecidos. Sendo a

remoção desse nitrogênio armazenado feita através da poda das plantas, caso contrário o nutriente retorna ao processo pela decomposição da matéria vegetal (DOTRO et al., 2017).

2.7.3. Fósforo

O fósforo, pelo fato de potencializar a eutrofização em corpos d'água, é um nutriente também bastante importante de ser considerado na remoção através dos sistemas de *wetlands* construídos.

Presente na forma orgânica e inorgânica, o fósforo se encontra em maior quantidade na sua principal forma como ortofosfato. Os mecanismos de remoção incluem a adsorção, sedimentação e incorporação pelas plantas. No primeiro caso, a adsorção está fortemente associada às propriedades do material filtrante, assim minerais como ferro, hidróxido ou óxido de alumínio e materiais calcários possuem um maior potencial de adsorção, mesmo que de forma limitada a saturação do meio (GUIMARÃES, 2013).

Outra forma de remoção do fósforo é pela assimilação pelos microrganismos e macrófitas. Isso acontece principalmente na época de floração e está limitada a capacidade de absorção pela planta para seu crescimento, sendo importante a poda para eliminação do nutriente do sistema (JESUS; WINCKLER, 2015).

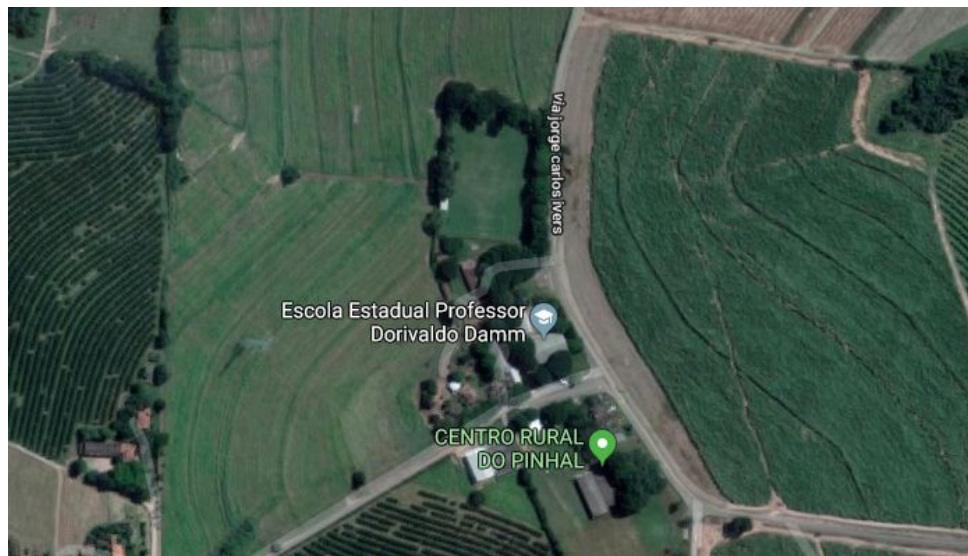
De acordo com Dotro et al. (2017) o processo de remoção de fósforo em *wetlands* é lento e não se sustenta a longo termos de operação do sistema a menos que meios especiais sejam usados para prolongar a capacidade adsortiva.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

A pesquisa foi realizada com o efluente da Escola Estadual Dorivaldo Damm localizada no bairro Pinhal, zona rural do município de Limeira - SP (Figura 4), com coordenadas geográficas 22°32'15.8"S 47°16'48.7"W.

Figura 4 - Vista aérea da escola. Fonte: Adaptado do Google Maps, 2019



3.2. Sistema de tratamento

O sistema de tratamento de esgoto é composto por um filtro anaeróbio seguido de três *wetlands* construídas em série, identificadas como W1, W2, e W3, utilizando brita como material suporte, fluxo horizontal subsuperficial e a espécie *Canna x generalis* (Biri) como macrófita plantada (Figura 5). O sistema funciona por batelada e o tempo de detenção do efluente nessa pesquisa variou entre 1 e 7 dias, dependendo do dia da coleta e disponibilidade de deslocamento ao local.

Figura 5 - *Wetlands* construídos em série no local de estudo. Fonte: Autor, 2018.



3.3. Análises laboratoriais

As análises foram realizadas no laboratório LEMA, da Faculdade de Tecnologia (FT), Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), localizado em Limeira - SP.

As coletas das amostras foram realizadas entre outubro 2018 e outubro 2019, somando 12 coletas de efluente bruto e tratado, que totalizaram 22 amostras das diferentes unidades *wetland*. As coletas foram feitas em frascos de polietileno e levadas para laboratório para serem analisadas no mesmo dia.

Os parâmetros analisados foram: pH, condutividade elétrica e DQO. O potencial hidrogeniônico foi realizado utilizando o pHmetro STARTER 300, a condutividade elétrica pelo condutivímetro mCA 150 e a DQO através do método colorimétrico utilizando bloco digestor e espectrofotômetro.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Coletas

O efluente foi coletado para análise em 6 ciclos conforme Tabela 2 abaixo. Como o sistema funciona por batelada foi realizado o enchimento das *wetlands* com o efluente bruto no início de cada ciclo e o efluente tratado foi coletado nas próximas idas ao local, sendo o TDH determinado pelo número de dias que o efluente permaneceu no sistema.

Tabela 2 - Distribuição das coletas realizadas, tipo de efluente coletado e TDH.

Ciclo	Efluente	TDH (Dias)
1	Bruto	-
	Tratado	1
2	Bruto	-
	Tratado	2
	Tratado	7
3	Bruto	-
	Tratado	2
	Tratado	7
4	Bruto	-
5	Bruto	-
6	Bruto	-
	Tratado	3

Uma dificuldade encontrada na realização das coletas foi a retirada de amostra das *wetlands*, pois em alguns dias não foi possível coletar em todas as três unidades. Das 12 idas ao sistema, apenas na metade das vezes conseguiu-se

coletar a amostra nas três unidades, sendo a W1 a única unidade que não apresentou esse problema. Uma das hipóteses levantadas para esse problema seria a possível colmatção do sistema impedindo a saída do efluente ou a ação evapotranspiração fazendo com que o nível de efluente em cada unidade ficasse abaixo do ponto de coleta, impossibilitando a retirada das amostras.

4.2. pH

Os valores de pH obtidos permaneceram próximos da neutralidade e não sofreram grandes alterações. Para o efluente bruto a faixa encontrada foi entre 7,0 e 7,5, com média de $7,3 \pm 0,1$. Enquanto que o efluente tratado apresentou valores entre 6,7 e 7,1.

Tabela 3 - pH das amostras coletadas

CICLO	UNIDADE	Bruto	Tratado	
1 TDH = 1 dia	W1	7,0	7,1	-
	W2	7,2	7,0	-
	W3	7,3	7,1	-
2 TDH = 2 dias	W1	7,3	6,7	6,8*
	W1	-	6,8	6,8
3 TDH = 2 dias	W1	7,1	6,7	7,1*
	W2	7,1	7	-
	W3	7,2	6,7	-
4	W1	7,3	-	-
	W2	7,4	-	-
	W3	7,4	-	-
5	W1	7,3	-	-
	W2	7,3	-	-
6 TDH = 3 dias	W1	7,3	7,1	-

* TDH = 7 dias

De forma geral, observa-se uma pequena diminuição dos valores de pH porém mantendo-se próximo a neutralidade, condição favorável para o desenvolvimento dos microorganismos. A variação máxima que se obteve foi de 0,6 considerando o TDH de 2 dias no segundo ciclo. Ceve (2015) também obteve valores de pH próximos da neutralidade variando entre 6,7 e 7,9, com uma pequena diminuição após o tratamento por batelada com TDH de 2 dias.

4.3. Condutividade elétrica

Os valores de condutividade obtidos estão apresentados abaixo (Tabela 4).

Tabela 4 - Resultados de condutividade elétrica obtidos.

CICLO	UNIDADE	Condutividade (μS/cm)			Remoção
		Bruto	Tratado		
1º TDH = 1 dia	W1	1630	1736	-	-6,5%
	W2	1684	1650	-	2,0%
	W3	1549	1540	-	0,6%
2º TDH = 2 dias	W1	1971	1215	928 ^(a)	52,9% ^(a)
	W3	-	1032	843 ^(b)	18,3% ^(b)
3º TDH = 2 dias	W1	1438	1273	1287 ^(a)	10,5% ^(a)
	W2	1444	1142	-	20,9%
	W3	1348	1073	-	20,4%
4º	W1	1957	-	-	-
	W2	1953	-	-	-
	W3	1931	-	-	-
5º	W1	2130	-	-	-
	W2	1897	-	-	-
6º TDH = 3 dias	W1	2121	2040	-	3,8%

^(a) TDH = 7 dias ^(b) TDH = 5 dias

Os valores de condutividade elétrica do efluente bruto foram bastante variados entre 1348 $\mu\text{S/cm}$ e 2121 $\mu\text{S/cm}$, com média de $1812 \pm 312 \mu\text{S/cm}$ indicando a entrada de efluentes com características diversas nos diferentes dias. O efluente tratado apresentou valores entre 843 $\mu\text{S/cm}$ e 2040 $\mu\text{S/cm}$.

Nota-se que a maior remoção desse parâmetro foi de 52,9% na W1 para um TDH de 7 dias, porém de maneira geral o sistema não apresentou boa eficiência, tendo valores de remoção quase nulos ou na faixa de 20%, além de ter apresentar um aumento para a primeira análise da W1.

A condutividade elétrica é um indicativo da quantidade de sólidos dissolvidos no meio. Jesus (2016) obteve eficiência em torno de 15% para esse parâmetro em um sistema com TDH de 1 dia tratando esgoto sanitário. Segundo a autora o valor de íons em solução pode aumentar por conta da degradação do material orgânico e concentração devido às perdas de água por evapotranspiração, bem como diminuir caso a precipitação de sais no meio e absorção desses íons pelas plantas supere o acúmulo no leito.

4.4. DQO

As análises das amostras de efluentes para DQO foram realizadas em triplicatas, com as médias apresentadas na Tabela 5. De modo geral, o efluente bruto apresentou DQO variando entre 181 mg/L e 899 mg/L, enquanto o efluente tratado obteve valores de 85 mg/L a 464 mg/L.

O efluente bruto obteve uma média de $553 \pm 219 \text{ mg/L}$ o que indica uma entrada de efluente com concentração de matéria orgânica bastante heterogênea.

O TDH mais aplicado foi de 2 dias, tendo como resultado geral médio de eficiência de $54,7\% \pm 13,8\%$ na remoção de DQO. A maior eficiência obtida foi de 86,7% no 3º Ciclo com TDH de 7 dias na W1. Aplicando TDH maiores como esse, observa-se uma boa remoção de DQO atingindo eficiência de aproximadamente 87%.

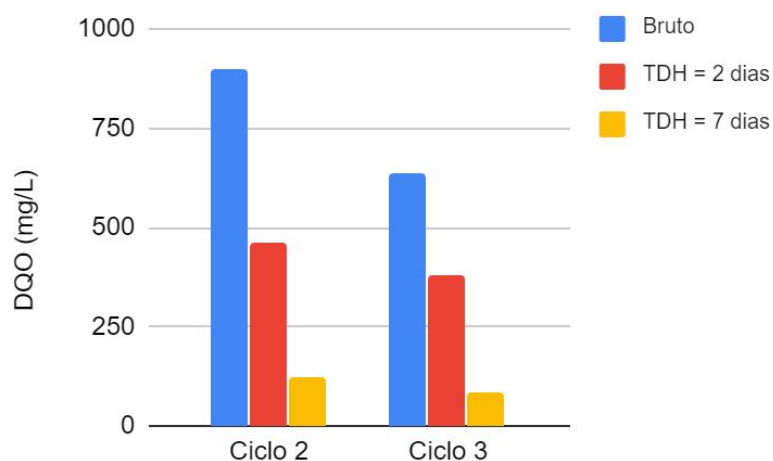
Tabela 5 - Valores de DQO obtidos do efluente analisado.

CICLO	UNIDADE	DQO (mg/L)			Remoção
		Bruto	Tratado		
1 TDH = 1 dia	W1	546	369	-	32,5%
	W2	480	401	-	16,6%
	W3	324	287	-	11,6%
2 TDH = 2 dias	W1	899	464	121 ^(a)	48,4%
					86,6% ^(a)
	W3	-	234	134 ^(b)	42,9% ^(b)
3 TDH = 2 dias	W1	639	379	85 ^(a)	40,7%
					86,7% ^(a)
	W2	826	357	-	56,7%
	W3	674	183	-	72,8%
6 TDH = 3 dias	W1	181	122	-	32,7%

(a) TDH = 7 dias (b) TDH = 5 dias

A Figura 6 abaixo mostra a porcentagem de matéria orgânica removida na W1 conforme o TDH aplicado.

Figura 6 - Evolução da remoção de DQO na W1 durante o 2º e 3º ciclo.



Pode-se notar que a *wetland* consegue remover uma boa quantidade de matéria orgânica nos dois primeiros dias, atingindo os menores valores observados na pesquisa de 85 mg/L e 121 mg/L com TDH de 7 dias.

5. CONCLUSÕES

A partir do estudo realizado e dados levantados através das análises é possível concluir que as *wetlands* construídos podem ser utilizados para o tratamento de efluentes domésticos, mostrando-se, de forma geral, eficiente para remoção da matéria orgânica.

O efluente da escola apresentou características não-homogêneas para os diferentes dias analisados, porém foi possível realizar uma simples caracterização do efluente de entrada, obtendo pH médio de $7,3 \pm 0,1$, condutividade de $1812 \pm 312 \mu\text{S/cm}$ e DQO $553 \pm 219 \text{ mg/L}$.

Observou-se que o tempo de detenção é fundamental para o bom desempenho do sistema, pois as melhores eficiências de remoção foram observados com TDH elevado.

O parâmetro pH se manteve próximo da neutralidade tanto no efluente bruto como no tratado com pequenas variações. O sistema apresentou uma baixa eficiência para diminuição da condutividade elétrica, inclusive em valores de TDH altos.

Já os resultados DQO apresentados confirmam a eficiência do sistema para remoção de matéria orgânica, especialmente quando TDH elevados são aplicados, obtendo-se uma eficiência máxima de aproximadamente 87%.

O sistema implementado se mostrou adequado para o tratamento de efluentes domésticos tendo em vista os parâmetros analisados. Análises de outros parâmetros como por exemplo nitrogênio e fósforo e um acompanhamento mais frequente se mostram necessárias para uma melhor avaliação do sistema.

REFERÊNCIAS

BENASSI, Roseli Frederigi (Org.). **Manual de sistemas de Wetlands construídas para o tratamento de esgotos sanitário: implantação, operação e manutenção**. Santo André: Editora UFABC, 2018.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2017**. Brasília: SNS/MDR, 2019.

CELIS, Giovanna Sánchez. **Participação da macrófita *Typha domingensis* na remoção de nutrientes de esgoto sanitário em wetlands construídos**. 2015. 124p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina: Florianópolis, 2015.

CEVE, Abel. **Avaliação de Wetland construído de fluxo subsuperficial horizontal para o tratamento de esgoto sanitário**. Trabalho de conclusão de curso (Tecnologia em Processos Ambientais). Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2015.

COSTA, Jocilene Ferreira et al. Avaliação do desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial tratando efluente de reator UASB, com base em quatro anos de monitoramento. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 23, n.1, p.191-200, Fev., 2018.

DOTRO, Gabriela *et al.* Biological Wastewater Treatment Series, Volume 7: **Treatment Wetlands**. IWA Publishing, 2017.

GUIMARÃES, Tarcio Moreno Veloso de Andrade. **Comportamento de filtro plantado horizontal (wetlands construídos) no tratamento de esgoto unifamiliar**. 2013. 89p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina: Florianópolis, 2013.

HERRERA, María Teresa Alarcón et al. **Humedales de tratamiento: alternativa de saneamiento de aguas residuales aplicable en América Latina**. Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, 2018.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. **Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (PNAD)**. Rio de Janeiro, v. 33, p.1-133, 2013.

JESUS, Bruna Meira de; WINCKLER, Vanessa Leal. **Avaliação de um sistema de wetlands construído no pós-tratamento de efluente de frigorífico**. 2015. 90p.

Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Civil) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2015.

JESUS, Fernanda Lamede Ferreira de. **Desempenho e influência dos capins Tifton 85 (*Cynodon sp.*) e Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) no tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos.** 2016. 93p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2016.

LEAL, Juliana Garcia da Silva. **Wetland construído para tratamento de efluente secundário de condomínio empresarial, Uberlândia-MG.** 2019. 63p. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Qualidade Ambiental) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2019.

LIMA, Rodrigo Fidelis de Souza. **Potencialidade dos wetlands construídos empregados no pós-tratamento de esgotos: experiências brasileiras.** Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2016.

MATOS, Mateus Pimentel de et al . Colmatção e desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial ao longo de oito anos de operação. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro , v. 23, n. 6, p. 1227-1237, Dec., 2018.

MENDONÇA, Alexandre Antonio Jacob. **Avaliação de um sistema descentralizado de tratamento de esgotos domésticos em escala real composto por tanque séptico e *wetland* construída híbrida.** 2015. 209p. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo: 2015.

POÇAS, Cristiane Dias. **Utilização da tecnologia de wetlands para tratamento terciário: O controle de nutrientes.** 2015. 93p. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo: 2015.

ROUSSO, Benny Zuse. **Avaliação de um sistema híbrido de wetlands construídos empregado no tratamento de esgoto sanitário.** 2017. 197p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2017.

SEZERINO, Pablo Heleno et al. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro , v. 20, n. 1, p. 151-158, Mar. 2015 .

VARGAS, Rônegia Boa Sorte. **Leitos cultivados no tratamento de esgoto**. 2015. 172p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2015.

ZANELLA, Luciano. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: *Wetlands*-construídos utilizando brita e bambu como suporte**. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Campinas, SP, 2008.