

# WETLAND CONSTRUÍDO COMO ALTERNATIVA PARA O TRATAMENTO TERCIÁRIO EM MUNICÍPIOS SEM SISTEMA DE COLETA DE ESGOTO: UMA REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

## *CONSTRUCTED WETLAND AS AN ALTERNATIVE FOR TERTIARY TREATMENT IN DISTRICTS WITHOUT A SEWAGE COLLECTION SYSTEM: A REVIEW*

TEIXEIRA, Luciana P.<sup>1</sup>  
ANDRADE, Ednilton T. de<sup>2</sup>  
SILVA, Flávio C. da<sup>3</sup>  
CARMO, Dirlane de F. do<sup>4</sup>

**Resumo:** Em regiões afastadas dos centros urbanos ainda é comum encontrar locais sem sistema de esgotamento sanitário, exigindo o uso de sistemas de tratamento descentralizados, como o caso dos tanques sépticos. Apesar de ser uma alternativa adequada, o dimensionamento errado e/ou a ausência de manutenção, bem como o uso inadequado dos tanques sépticos comprometem a eficiência do processo de tratamento, podendo causar a contaminação do solo e dos recursos hídricos no entorno. Em razão disso, o presente estudo teve como objetivo apresentar aspectos técnicos construtivos para a implantação de um sistema de alagados (wetlands) construídos, oferecendo subsídios, baseados na literatura técnica, para a implantação desses sistemas como alternativa complementar para o tratamento terciário de fossas sépticas. Os resultados demonstraram que os wetlands construídos de fluxo tanto vertical como horizontal apresentam potencial de complementação para o tratamento terciário de efluentes domésticos de sistemas descentralizados, com reduções, principalmente, de DQO, SS e N superiores a, respectivamente, 68%, 69% e 20%, possibilitando o uso de diferentes combinações de substratos e vegetação para alcançar melhores resultados. Assim, observou-se que os sistemas alagados construídos são uma boa alternativa à nível terciário, de simples construção, operação e manutenção, para complementar o sistema de tratamento de efluentes dos tanques sépticos.

**Palavras-chaves:** sistemas alagados construídos; tanque séptico, esgoto sanitário

**Abstract:** In regions far from urban centers, it is still common to find places without a sanitary sewage system, requiring the use of decentralized treatment systems, such as the case of septic tanks. Despite being an adequate alternative, the wrong sizing and/or lack of maintenance, as well as the inadequate use of septic tanks, compromise the efficiency of the treatment process, potentially causing contamination of the soil and surrounding water resources. For this reason, this study aimed to present technical constructive aspects for the implementation of a constructed wetlands system, offering subsidies, based on technical literature, for the implementation of these systems as a complementary alternative for the tertiary treatment of septic tanks. The results showed that wetlands built both vertically and horizontally have the potential to complement the tertiary treatment of domestic effluents from decentralized systems, with reductions in COD, SS and N greater than, respectively, 68%, 69% and 20%, enabling the use of different combinations of substrates and vegetation to achieve better results. Thus, it was observed that the constructed wetland systems are a good alternative at the tertiary level, of simple construction, operation and maintenance, to complement the septic tank effluent treatment system.

**Keywords:** constructed wetland systems; septic tank, sanitary sewer

<sup>1</sup> Doutora em Engenharia Mecânica – Universidade Santa Úrsula – luciana.teixeira@usu.edu.br

<sup>2</sup> Doutor em Engenharia Agrícola – Universidade Federal de Lavras – ednilton@ufla.br

<sup>3</sup> Doutor em Engenharia Agrícola – Universidade Federal Fluminense – flaviocastro@id.uff.br

<sup>4</sup> Doutora em Saneamento – Universidade Federal Fluminense – dirlanefc@id.uff.br

## 1. INTRODUÇÃO

A universalização do saneamento básico no Brasil ainda é uma meta distante. No país é feito a coleta de 61,4% dos esgotos gerados, sendo que apenas 42,6% são coletados e tratados, permanecendo 96,7 milhões de pessoas sem tratamento coletivo de esgotos (ANA, 2017). De acordo com a Agência Nacional de Águas (ANA, 2017), dentre as Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs), a lagoa anaeróbia seguida pela lagoa facultativa é o sistema mais encontrado (364 ETEs); seguida pelos reatores anaeróbios (328 unidades), tanque séptico com filtro anaeróbio (215), lagoa facultativa (203) e reator anaeróbio seguido de filtro biológico (177 unidades). Em soluções individuais, quando ocorre o tratamento, frequentemente encontram-se o uso dos tanques sépticos, que, infelizmente, nem sempre estão adequadamente dimensionados conforme recomendações da NBR 13969:1997 (ABNT, 1997a) e NBR 7229:1997 (ABNT, 1997b), ou ainda, devido ao mau uso e ausência de manutenção não possibilitam o sucesso do dispositivo.

Devido a simplicidade construtiva e como alternativa para complementar o tratamento desempenhado pelos tanques sépticos, há a possibilidade de uso das wetlands, também conhecidos como sistemas alagados construídos. Esses sistemas, basicamente, equivalem a áreas alagadas artificialmente, onde a vegetação desempenha o papel de filtrar ou extrair macro e micronutrientes das águas residuárias, sendo considerados “sistemas verdes” ou “sustentáveis”.

A utilização de sistemas alagados construídos tem como principais vantagens em relação aos sistemas convencionais o baixo custo de implantação e operação e a alta eficiência na remoção de nutrientes, poluentes e contaminantes, especialmente quando se trata da recuperação de recursos hídricos (PERONDI et al., 2020).

No Brasil, apesar das primeiras experiências com wetlands serem datadas de 1980, a intensificação do uso do sistema ocorreu a partir do ano 2000, sendo utilizadas para diversos tipos de águas residuárias, em diferentes arranjos e formas, com variados tipos de materiais filtrantes (SEZERINO et al, 2015a).

Perante a importância apresentada, o presente estudo teve como objetivo realizar uma breve revisão bibliográfica e apresentar aspectos técnicos construtivos, no que envolve a remoção de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), para a implantação de um *wetland*, oferecendo subsídios, baseados na literatura técnica, para a implantação dos sistemas alagados construídos como alternativa complementar para o tratamento terciário de tanques sépticos.

## 2. WETLAND OU SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS

A expressão *wetland* é um termo em inglês empregado para definir o ecossistema representativo de zona úmida. De acordo com a EPA (2004), *wetland* é definido como sendo áreas inundadas ou saturadas presentes em superfície ou subterrâneas com uma frequência e duração suficiente para manter organismos adaptados a esse ambiente.

Como principal característica, os sistemas alagados construídos apresentam grande capacidade de alteração da qualidade das águas através de interações entre mecanismos físicos, químicos e biológicos presentes nesses ecossistemas (MATOS et al., 2010). Em razão dessa característica, ao longo das últimas décadas, esse sistema passou a ser implantado artificialmente como alternativa tecnológica para o tratamento de águas poluídas, de maneira a modificar e melhorar a qualidade da água (LAUTENSCHLAGER, 2001).

De acordo com Campos (2002), o termo *wetland* pode ser usado para definir dois tipos de sistemas: os *wetlands* naturais e os *wetlands* construídos. Os *wetlands* naturais são ecossistemas naturalmente moldados pela dinâmica da natureza que se encontram parcial ou totalmente inundados durante o ano, como as áreas de várzeas dos rios, igapós, pântanos, brejos, dentre outros (SALATI, 2001). Já, segundo Sezerino et al (2015a), os *wetlands* construídos se caracterizam como sistemas artificiais que utilizam os princípios básicos de processos fitopedológicos na dinâmica da alteração da qualidade da água também verificada nos *wetlands* naturais.

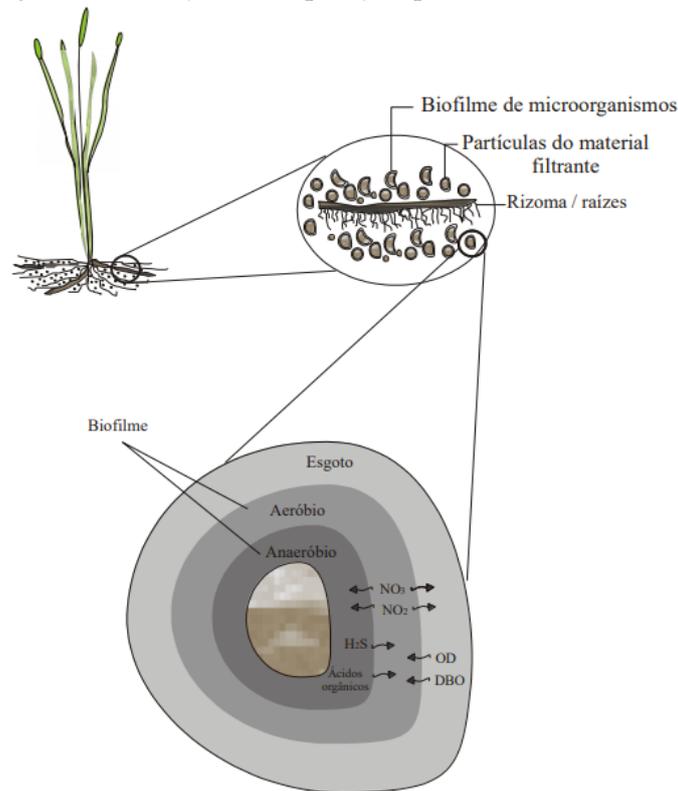
De acordo com Salati e Lemos (2006), os sistemas de *wetlands* se caracterizam como sistemas de simples instalação e de baixos investimentos que permitem o tratamento de grandes volumes de água. Esse sistema alternativo para o tratamento de resíduos líquidos, também conhecido como sistema alagado construído (SAC) ou sistema de leitos cultivados de fluxo horizontal, têm sido utilizados na Europa de modo satisfatório desde a década de 1960, sendo aplicado principalmente para redução de materiais orgânicos em efluentes de origem industrial (SEIDEL, 1976; BORÉM, 2008). No Brasil, de acordo com Sezerino et al (2015a), os primeiros relatos do uso de *wetlands* ocorrem a partir da década de 1980, com estudos de Salati e Rodrigues.

### 2.1 Leitos cultivados dos *wetlands*

De acordo com Kaled & Knight (1996) *apud* Fia (2008), os leitos cultivados dos *wetlands* agem de maneira similar a um filtro biológico de águas superficiais e subterrâneas nas quais microorganismos aeróbios e anaeróbios se aderem ao meio de suporte, onde as plantas são estabelecidas ou fixadas (Figura 1). A rizosfera (região em que o solo e as raízes

das plantas entram em contato) e outras partes submersas das plantas também funcionam como mecanismos de filtragem física da água, enquanto a biota que se desenvolve (macrófitas, microflora e microfauna) absorve nutrientes, degradando a matéria orgânica das águas residuárias, favorecendo a ciclagem de nutrientes e do carbono (KADLEC e WALLACE, 2008).

Figura 1 - Interações de depuração que ocorre na Rizosfera



Fonte: Sezerino (2006).

Nesse sentido, a vegetação em desenvolvimento nos wetlands atua como extratora dos macro e micronutrientes disponíveis no ambiente, evitando seu acúmulo e a consequente salinização do meio e, por conseguinte, a contaminação das águas superficiais e subterrâneas. Dessa maneira, a presença de vegetação em áreas alagadas propicia o desenvolvimento de filmes biologicamente ativos que, por sua vez, degradam os compostos orgânicos em solução e suspensão nas águas residuárias (BORÉM, 2008).

De acordo com Lautenschlager (2001), os principais fatores que podem afetar a dinâmica desses sistemas alagados são as características climáticas (temperatura, radiação solar, precipitação e vento), a pedologia e a geologia local; visto que parte da capacidade de remoção de poluentes desse meio ocorre em razão das interações diretas entre os contaminantes e o substrato; e os fatores bióticos como as plantas e microrganismos decompositores que atuam sobre a matéria orgânica biodegradável, consumindo a DBO

disponível. Nesses ambientes há a existência de grandes superfícies de adsorção no solo e nas plantas, presença de regiões aeróbicas e anaeróbicas e população de microrganismos ativos (URBANIC-BERCIC, 1994).

Segundo Mansor (1998), os principais tipos de microrganismos presentes no sistema de wetland são as bactérias e fungos, que por apresentarem adaptabilidade funcional e variedade genética, sendo capazes de utilizar os constituintes das águas contaminadas para sua sobrevivência, mediante transformações químicas, físicas e biológicas dos poluentes. Ao longo desse processo, como por consequência, há a transformação da qualidade da água. Nos wetlands, esses microrganismos são encontrados nos leitos com macrófitas, tanto suspensos no esgoto, como aderidos ao meio suporte do leito filtrante e raízes de plantas, formando um biofilme (OLIJNYK, 2008).

De acordo com Hussar (2001) *apud* Saccon (2009), as bactérias e os fungos apresentam uma relação de simbiose com o meio em que vivem, ou seja, uma relação mutuamente vantajosa entre dois ou mais organismos de espécies diferentes, em que as bactérias trabalham conjuntamente às raízes e partes submersas, além de decomporem a matéria orgânica e participar do processo de nitrificação e desnitrificação; enquanto os fungos mantêm relação com algumas espécies de algas, e plantas mais evoluídas, proporcionando o aumento na absorção de nutrientes da água, ar e meio suporte.

O crescimento microbiológico desses organismos é limitado pela presença de substrato, temperatura e pelos valores de pH do meio. A temperatura ótima para desenvolvimento da população microbiana varia de 15 a 35°C, enquanto o pH ideal deve estar entre 6 e 9, sendo a sua alteração para além desses níveis não muito significativo, pois os ambientes de wetlands tendem a levar o pH do resíduo líquido para a neutralidade (WYNN e LIEHR, 2001).

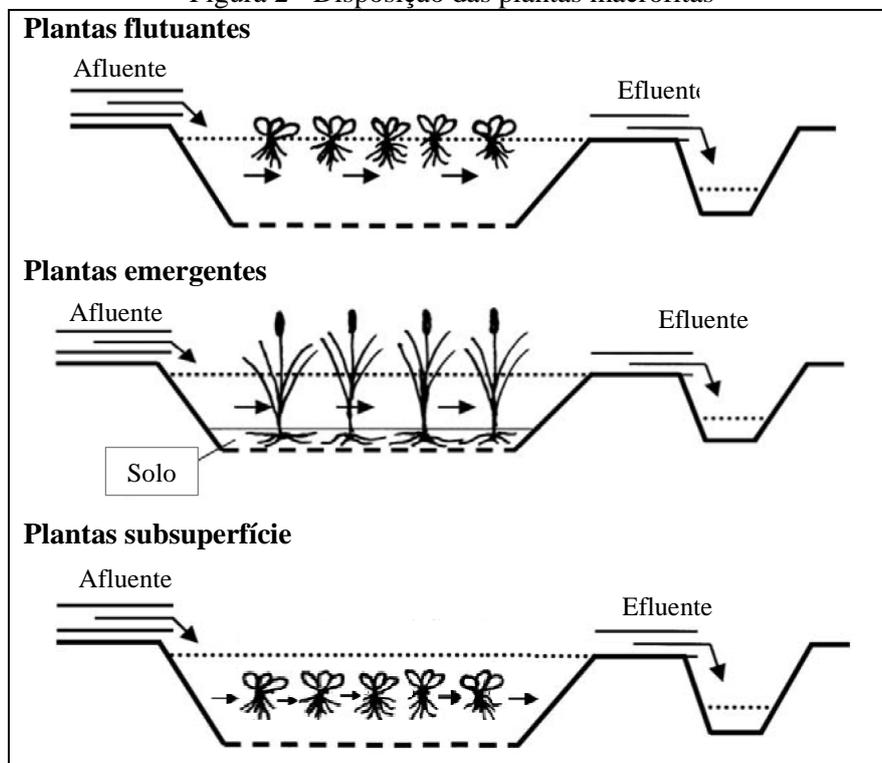
O material, o qual serve de base para o crescimento de microrganismos, assim como também onde as raízes das plantas se fixam é chamado de substrato, que pode ser formado por resíduos orgânicos como palha de arroz, casca de árvores e resíduos de mineração de carvão, lodo, argila, areia, silte, cascalho e argila expandida (MARQUES, 1999). Segundo Olijnyk (2008), o material filtrante a ser empregado possui um papel fundamental no processo de depuração da matéria orgânica, na transformação das frações nitrogenadas, na adsorção do fósforo, e também na manutenção das condições hidráulicas associadas a permeabilidade.

## 2.2 Macrófitas

As plantas utilizadas nos sistemas de wetlands são, preferencialmente, macrófitas aquáticas, visto que apresentam grande capacidade de adaptação e tolerância a zonas úmidas em águas doce, salobra e salgadas, ambientes de água estacionária e corrente (RAMSAR CONVENTION SECRETARIAT, 2013; MATOS et al, 2015). Essas plantas aquáticas que podem ser classificadas de acordo com seu modo de vida no ambiente aquático. Dessa forma, elas podem ser flutuantes, subsuperfície ou emergentes (PAULINO & FREIRE, 2008; BARRETO, 2005).

As plantas aquáticas flutuantes podem estar fixas ou não ao substrato, estando sua folhagem principal flutuando na superfície da água, geralmente são utilizadas em projetos com canais rasos, podendo conter apenas uma espécie de planta ou uma combinação de espécies (SALATI, 2011). As plantas subsuperfície crescem sob a água, estando com suas raízes fixas ou não ao substrato; já, as plantas emergentes apresentam a sua folhagem principal em contato com o ar, sendo suas raízes fixas ao substrato, podendo atingir vários níveis ao longo do mesmo (APHA, 1995; CAMPOS, 2002). A Figura 2 representa os três tipos clássicos de configurações as quais estas plantas ocorrem no wetland.

Figura 2 - Disposição das plantas macrófitas



Fonte: Adaptado de Vymazal (2007).

Mesmo com a existência de uma grande variedade de macrófitas aquáticas que são passíveis de utilização no tratamento de efluentes, alguns fatores devem ser considerados, tais como a tolerância da planta a ambientes saturados, adaptabilidade ao clima local, facilidade de manejo, alta taxa fotossintética, alta capacidade de transporte de oxigênio, capacidade de assimilação de poluentes, resistência a pragas e doenças e, sistema radicular bem desenvolvido (NAIME, 2005; SACCON, 2009, SAEED e SUN, 2012, PELISSARI et al, 2015). Algumas das principais espécies de macrófitas testadas para o uso em processos de tratamento de águas residuárias estão expostas na Tabela 1.

Tabela 1 - Principais espécies Macrófitas usadas para o tratamento em Wetland

<b>Flutuantes</b>	<b>Emersas</b>	<b>Submersas</b>
<i>Eichhornia crassipes</i>	<i>Scirpus lacustris</i>	<i>Egeria densa</i>
<i>Azolla caroliniana</i>	<i>Phragmites australis</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i>
<i>Pistia stratiotes</i>	<i>Typha domingensis</i>	<i>Elodea nuttallii</i>
<i>Lemna minor</i>	<i>Typha latifolia</i>	<i>Myriophyllum aquaticum</i>
<i>Lagorosiphon major</i>	<i>Typha orientalis</i>	
<i>Salvinia rotundifolia</i>	<i>Canana flaccida</i>	
<i>Spirodela polyrhiza</i>	<i>Glyceria maxima</i>	
<i>Wolffia arrhiza</i>	<i>Eleocharis sphacelata</i>	
<i>Hydrocotyle umbellata</i>	<i>Iris pseudacorus</i>	
	<i>Cyperus papyrus</i>	
	<i>Zizaniopsis bonariensis</i>	
	<i>Heliconia psittacorum</i>	

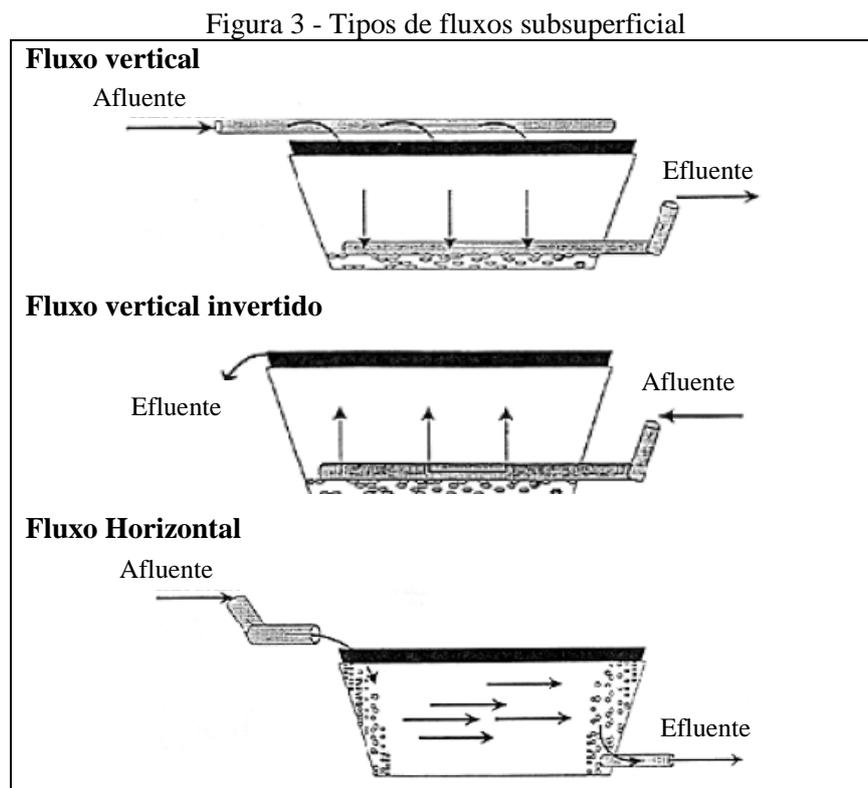
Fonte: Saccon (2009), Sezerino et al. (2015a), Sezerino et al. (2015b) e Decezaró et al. (2018).

Bernard (1998) *apud* Mannarino (2003) destaca a taboa (*Thypha sp.*) como própria para utilização em wetlands devido a sua estrutura interna ser formada por aerênquima, contando com espaços intercelulares abertos que permitem o transporte do oxigênio da atmosfera para as folhas, raízes e rizomas. Além desse dispositivo, parte do oxigênio pode também provir do sistema radicular para a área em torno da rizosfera criando condições de oxidação para os sedimentos, para decomposição aeróbia da matéria orgânica, bem como para crescimento de bactérias nitrificantes (MANNARINO, 2003; BRIX, 1997; CAMPOS *et al*, 2002; WYNN e LIEHR, 2001). Alguns estudos, como Matos et al. (2010), Mendonça (2017) e Forgiarini et al (2016) vêm demonstrando também potencial de uso de algumas gramíneas forrageiras no lugar de macrófitas.

### 2.3 Fluxo hidráulico e tempo de detenção

De acordo com Dias (1998), os wetlands também podem ser classificados quanto ao tipo de fluxo hidráulico adotado, que podem ser de fluxo superficial ou de superfície líquida livre, e de fluxo subsuperficial. Ainda de acordo com o autor, nos wetlands de fluxo superficial, o efluente escoava sobre a superfície do solo, que deve apresentar condições de impermeabilidade, por entre os caules e as folhas da vegetação; nos wetlands de fluxo subsuperficial, a percolação ocorre ao longo da extensão do wetland e se desenvolve por entre o meio filtrante.

Dias (1998) acrescenta que o fluxo subsuperficial pode ser diferenciado de acordo com a localização da entrada e saída do efluente, distinguindo-se em sistemas de fluxo horizontal e de fluxo vertical. No wetland de fluxo subsuperficial vertical a percolação ocorre perpendicular à camada de substrato, podendo ser de sentido descendente ou ascendente (escoamento vertical invertido) (VYMAZAL e KRÖPFELOVÁ, 2009). Já, no wetland de fluxo subsuperficial horizontal, apesar de existir um fluxo vertical pouco significativo, a percolação ocorre principalmente paralela à camada de substrato (Figura 3).



Fonte: Adaptado de Dias (1998).

De acordo com Matamoros et al. (2007) apud Araujo (2018) e Perondi et al. (2020), os wetlands construídos de fluxo vertical podem atingir maior eficiência do que os de fluxo

horizontal devido, principalmente, disponibilidade de oxigênio e as interações de sorção, que podem ser favorecidos pelo tempo de retenção hidráulico e sobrecarga do sistema.

Segundo Barreto (2005), a remoção dos nutrientes é influenciada por fatores como tipo de planta a ser empregado no sistema, fluxo do efluente no leito, meio filtrante, além das características físico-químicas do efluente a ser tratado. O balanço hídrico nos sistemas de wetlands se baseia na avaliação da quantidade de efluente que entra no sistema, somada à água da chuva incidente sobre ele, em relação à quantidade de água que sai do sistema, somada às perdas de líquido por evapotranspiração.

Nesse sentido, um importante parâmetro que deve ser avaliado para determinar o desempenho do sistema de wetland é o tempo de detenção hidráulica ou tempo de residência (PERONDI et al, 2020). Considerando que o princípio básico do tratamento nos filtros plantados se baseia na formação do biofilme, um tempo superior de imobilização de microrganismos no sistema proporciona o aumento da biodegradação nos substratos (SEZERINO et al., 2006; FERREIRA et al., 2003).

## **2.4 Remoção de contaminantes**

O monitoramento da eficiência de remoção de contaminantes através de wetlands construídas pode ser realizado através de análises físico-químicas que devem atender a padrões de monitoramento (SEZERINO et al., 2015b), e as legislações referentes aos seus respectivos locais de implantação.

Kadlec (1998), *apud* Mannarino (2003) estimou que aproximadamente 90% da matéria orgânica do efluente, em termos de DQO, pode ser removida com tempo de residência de sete dias em um wetland de fluxo superficial, enquanto para a remoção do mesmo percentual dos nutrientes fósforo e nitrogênio são necessários 14 dias de residência no mesmo tipo de wetland. A ação dos mecanismos de sedimentação, filtração, precipitação e adsorção química, interações microbiana e da vegetação, e complexação comprovam que esses sistemas possuem bons resultados na remoção de DBO, sólidos suspensos, nitrogênio, fósforo, traços de metais, orgânicos e patogênicos (KADLEC, 1998; WYNN & LIEHR, 2001; SACCON, 2009).

De acordo com Ferreira et al (2003), os processos de sedimentação e filtração proporcionam significativa redução dos sólidos em suspensão e de DBO presente no percolado: nos sistemas de fluxo superficial, os sólidos são removidos em parte por sedimentação e em parte por filtração por meio da vegetação presente; enquanto em sistemas

subsuperficiais, a remoção ocorre principalmente pela filtração, à medida que há a percolação do líquido em meio ao substrato utilizado.

A DBO remanescente do percolado após os processos de sedimentação e filtração, e a que se encontra em solução são degradados através da oxidação ou digestão anaeróbia, pela ação do biofilme aderido ao meio filtrante e às raízes da vegetação, que utiliza a matéria orgânica como fonte de energia; além de também ser removida pelas plantas, que a utiliza como nutriente (FERREIRA *et al*, 2003; KINSLEY & CROLLA, 2001; MAEHLUM, 1998; WYNN & LIEHR, 2001).

A remoção do nitrogênio no efluente acontece por meio dos processos de nitrificação e desnitrificação. De acordo com Peng (2005), o nitrogênio orgânico e amoniacal são as principais formas presentes em águas residuárias. A remoção do nitrogênio amoniacal acontece principalmente pela ação de microrganismos nitrificantes que, em condições aeróbicas, o convertem em íons nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) e, posteriormente, nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), enquanto uma parcela não significativa da amônia é perdida por volatilização sob a forma de amônia molecular não ionizada ( $\text{NH}_3$ ), já que o pH no interior dos wetlands se mantém na faixa da neutralidade, não favorecendo o processo, que ocorre em meios básicos (Mannarino, 2003). Nesse processo, segundo Mannarino (2003), os íons nitrato são absorvidos pelos vegetais como nutrientes e, sob a ação de bactérias desnitrificantes, existentes no interior dos wetlands, são transformados novamente em nitrogênio molecular, possibilitando seu retorno para a atmosfera.

De acordo com Barreto (2005), os processos de nitrificação e desnitrificação são limitados pela disponibilidade de oxigênio e carbono. Dessa forma quando o efluente a ser tratado pelo sistema retém uma carga de DBO elevada, pode ocorrer uma baixa eficiência de remoção de nutrientes, resultado da baixa disponibilidade de oxigênio, limitando assim no processo de nitrificação. Por essa razão se justifica o uso de um tratamento prévio anterior a wetland.

O, fósforo juntamente com o nitrogênio, são os principais compostos responsáveis pelo processo de eutrofização (SOUSA, 1998). A remoção de fósforo em sistemas de wetlands pode ocorrer por processos bióticos, utilizando plantas e microrganismos, mineralização das próprias macrófitas, e assimilação do fósforo orgânico no solo; e abióticos como a sedimentação; adsorção, precipitação; e processo de trocas entre o solo e a água.

Já, segundo Ferreira *et al*. (2003) e Kadlec (1998), os metais pesados são removidos principalmente pelo processo de sorção, precipitação como sulfetos e, em menor proporção, por captura pelas plantas. Os metais apresentam alta capacidade de retenção em solo e em

sedimentos, principalmente quando em condições de pH acima de 6,5, sendo que em menor pH e em condições anaeróbicas, alguns metais são solúveis em água e podem se apresentar em solução (BARBOSA, 2001; FERREIRA *et al* 2003).

### 3. ASPECTO TÉCNICO DE DIMENSIONAMENTO PARA REDUÇÃO DE DBO

Segundo Matos *et al.* (2015), o sistema de wetland é um método de tratamento que utiliza tecnologia simples, de fácil operação e custo baixo, capaz de reduzir contaminação microbiológica, além de proporcionar uma significativa ciclagem de nutrientes e remoção da matéria orgânica, minimizando os riscos de contaminação das águas residuárias quando dispostas de forma inadequada. As principais variáveis que devem ser consideradas no dimensionamento de sistemas de tratamento de águas residuárias através de wetlands são o tempo de residência hidráulica, as geometrias do tanque (altura, largura e comprimento), a taxa de carga orgânica e a taxa de aplicação hidráulica (METCALF e EDDY, 1991; SULIMAN *et al.* 2004; MATOS *et al.*, 2010).

Para o cálculo da área superficial necessária ao tratamento por meio da instalação de uma wetland, se utiliza como base para os cálculos o uso de modelos aplicáveis a tanques/reactores com fluxo de pistão (REED *et al.*, 1995; THOBANOGLIOUS & BURTON, 1991; CONLEY *et al.*, 1991). De acordo com Sezerino (2005), para reatores tipo pistão, os filtros horizontais plantados são dimensionados a partir da equação da cinética de primeira ordem, conforme a Equação (1).

$$S_e = S_o \times e^{-K \times t_d} \quad (1)$$

em que:

- $S_e$  = concentração de DBO do efluente, em  $\text{kg m}^{-3}$ ;
- $S_o$  = concentração de DBO do afluente, em  $\text{kg m}^{-3}$ ;
- $K$  = constante de remoção de carga orgânica no meio, em  $\text{d}^{-1}$ ;
- $t_d$  = tempo de detenção hidráulico, em dias;

Contudo, Matos *et al.* (2010) verificou que a aplicação do modelo de remoção de 1ª ordem de carga orgânica aplicada à sistemas alagados construídos cultivados com taboa (*Typha sp.*) para o tratamento de esgoto doméstico, não se ajustou satisfatoriamente aos dados observados, visto que os valores da constante de remoção de carga orgânica no meio,  $K$ , diminuíam ao longo do sistema a medida que aumentava a resistência do material orgânico à ser degradado a jusante. Em virtude disso, para a remoção de DBO indica-se o uso da Equação (2), adaptada por Brasil *et al.* (2007), que representa o decaimento da DBO em um sistema com fluxo subsuperficial cujo o cultivar aplicado é a taboa (*Typha sp.*).

$$S_e = S_o \times e^{-K \times t d^{n'}} \quad (2)$$

em que:

$n'$  = coeficiente de aumento da resistência à degradação do material orgânico e redução do tempo de residência hidráulica (adimensional);

Para a correção dessa menor capacidade de degradação do material orgânico, para o caso do esgoto doméstico, são propostos valores da constante de remoção de carga orgânica no meio ( $K$ ) e o coeficiente de aumento da resistência à degradação do material orgânico e redução do tempo de residência hidráulica ( $n'$ ), respectivamente, de 1,6221  $d^{-1}$  e 0,2491, cujo a modelagem proporcionou  $R^2 = 0,978$  (BRASIL, 2005a).

Segundo Von Sperling (2014), a constante de remoção de carga orgânica ( $K$ ), também conhecido como coeficiente de desoxigenação, varia em função da temperatura. Este coeficiente é representativo da relação entre a taxa de oxidação da matéria orgânica e a matéria orgânica ainda remanescente, em um determinado tempo, sendo que quanto maior a concentração de DBO, mais rapidamente se processará a desoxigenação (VON SPERLING, 2014). Ainda de acordo com o autor, o efeito da temperatura sobre a taxa da reação  $K$  pode ser expressa pela Equação (3), derivada da Lei de Van't Hoff-Arrhenius.

$$K_t = K_{20} \times \theta^{(T-20)} \quad (3)$$

onde:

$K_t$  = constante de remoção da carga orgânica em função da temperatura ( $T$ ), em  $d^{-1}$ ;

$K_{20}$  = valor de constante na temperatura de 20 °C, em  $d^{-1}$ ;

$T$  = temperatura do líquido, em °C;

$\theta$  = coeficiente de temperatura, adimensional.

Segundo Von Sperling (2014), de acordo com o modelo de Streeter-Phelps, usualmente, se emprega o valor 1,047 para o coeficiente de temperatura, que tem sua representatividade baseada no fato de a constante de remoção da carga orgânica em função da temperatura sofrer um aumento de 4,7% a cada acréscimo de 1°C na temperatura da água em estudo. Ainda, segundo Matos e Monaco (2003), o valor do parâmetro  $K_{20}$ , ou seja, o valor da constante na temperatura de 20°C, pode ser determinado para águas residuárias através da Equação (4).

$$K_{20} = K_0 \times (37,31 \times n^{4,172}) \quad (4)$$

em que:

$K_0$  = constante ótima para o meio com biomassa subterrânea completamente desenvolvida, em  $d^{-1}$ ;

$n$  = macroporosidade do leito substrato, em  $m^3 m^{-3}$ .

O valor de  $K_0$  deve ser determinado para cada tipo de água residuária a ser tratada em áreas com sistemas de wetland, recomendando-se que este parâmetro seja estimado em função

dos valores do coeficiente de decaimento da DBO, obtidos em condições aeróbias para esgoto doméstico, sendo o valor estimado para K0 de 0,55 d<sup>-1</sup>(VON SPERLING, 1996).

Além deste, o tempo de detenção hidráulica (Equação 5), ou seja, o tempo gasto entre a entrada e a saída da água de uma unidade de tratamento, ocorre em função da macroporosidade do substrato e da vazão média do sistema, conforme a Equação (6). Outra forma de se determinar o tempo de detenção hidráulica é através da modificação da Equação (5), apresentada pela Equação (7).

$$td = Vv/Q = n \times V/Q \quad (5)$$

$$Q = (Qo + Qe)/2 \quad (6)$$

$$td = \left( -\ln(S_e/S_o) \right) / K \quad (7)$$

em que:

- Vv = volume de vazios no sistema, m<sup>3</sup>;
- V = volume total do sistema, em m<sup>3</sup>;
- Q = vazão média do sistema, em m<sup>3</sup> dia<sup>-1</sup>;
- Qo = vazão afluyente, em m<sup>3</sup> dia<sup>-1</sup>;
- Qe = vazão efluente, em m<sup>3</sup> dia<sup>-1</sup>.

Segundo Metcalf e Eddy (1991), o tempo de detenção hidráulico em áreas alagadas de fluxo superficial e subsuperficial deve ser de 5 a 15 dias. Contudo, na literatura, verifica-se a existência de valores inferiores em regiões de clima tropical. Brasil *et al.* (2005b) verificou para o esgoto domésticos um tempo de detenção hidráulica de 1,9 dias para sistemas alagados construídos, sendo suficiente para produzir um efluente cujas características físicas, químicas e bioquímicas atendessem aos padrões de lançamento em corpos hídricos receptores.

Dessa forma, com base no valor da concentração de DBO do afluyente é possível calcular a geometria do tanque. A seção transversal de escoamento (Equação (8)) é definida de acordo com a Lei de Darcy, visto que a largura integral do sistema de wetland é determinada em função da vazão afluyente, profundidade da lâmina de água, condutividade hidráulica do meio de suporte e do gradiente hidráulico (FREITAS, 2006).

$$At = Q / (Ks \times S) \quad (8)$$

onde:

- At = área da seção transversal, em m<sup>2</sup>;
- Ks = condutividade hidráulica do substrato perpendicular ao sentido do fluxo, em meio saturado, em m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup>;
- S = declividade do leito ou gradiente hidráulico, em m m<sup>-1</sup>.

Como a velocidade de escoamento não deve exceder 8,6 m/dia (MARQUES, 1999), recomenda-se que a declividade dos leitos de fundo plano seja entorno de 0,001 m m<sup>-1</sup>.

Thobanoglous & Burton (1991) sugerem que a taxa de aplicação hidráulica, ou seja, a condutividade hidráulica do substrato, esteja no intervalo entre 0,014 e 0,047 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup>.

Partículas com formas arredondadas como as que são encontradas nas areias e pedregulhos, em geral, são atribuídas mundialmente e consideradas ideais para a composição de sistemas de filtração (SEZERINO e PHILIPPI, 2003). Segundo Maehlum (1998) *apud* Mannarino (2003), os substratos com alta condutividade hidráulica, como as britas, também apresentam a vantagem de prevenir problemas de entupimento.

De acordo com EPA (2000) e Thobanoglous & Burton (1991), a profundidade considerada do sistema de wetland deve ser equivalente a profundidade atingida pelo sistema radicular da espécie vegetal empregada, sendo sugerida uma profundidade de substrato de 0,3 a 0,75 m. Reed (1993) sugere 0,3; 0,6; 0,8 m de profundidade para as espécies vegetais *Typha sp.*, *Phragmites sp.*, e *Scripus sp.*, respectivamente.

A partir dos valores assumidos pela área da seção transversal ( $A_t$ ) e a profundidade, através da Equação (9) é possível determinar a largura do leito onde a água será depurada.

$$L = A_t/p = Q/(K_s \times S \times p) \quad (9)$$

onde:

L = largura do leito, em m;  
p = profundidade do sistema, em m;

O cálculo do comprimento do sistema (Equação (10)) varia de acordo com o tempo de detenção hidráulica, da vazão média do sistema, área transversal e da macroporosidade do substrato. Através da determinação do comprimento, então é possível obter a área superficial necessária para redução da DBO através da Equação (11)

$$C = t_d \times Q / A_t \times n \quad (10)$$

$$A_s = L \times C = \frac{Q \times \ln(S_o/S_e)}{K \times p \times n} \quad (11)$$

em que:

C = comprimento da wetland, em m;  
A<sub>s</sub> = área superficial, em m<sup>2</sup>;

De acordo com Sandes (2008), em efluentes provenientes de aterro sanitário, verificou-se que após a passagem do mesmo pela a wetland, não foi mais detectada a presença de nitrito no mesmo, resultando numa remoção de 100%.

#### 4. TRATAMENTO TERCIÁRIO E WELAND CONSTRUÍDO

Segundo Von Sperling (1996) e Matos (2005), o tratamento terciário objetiva a remoção de poluentes específicos, ou ainda a remoção de poluentes ainda não suficientemente removidos nos tratamentos anteriores. Por isso, o tratamento terciário também tem o objetivo de remover nutrientes, patógenos, compostos não biodegradáveis, metais pesados, sólidos inorgânicos dissolvidos, e sólidos em suspensão remanescente (VON SPERLING, 1996).

Alguns dos principais tipos de tratamento terciário destinados às águas residuárias são: desinfecção, lagoa de maturação, e a disposição de água residuária no solo, que, dentre outras técnicas, pode ocorrer através de wetlands construídos. De acordo com Matos (2005), essa etapa do tratamento se utiliza de processos químicos ou físico-químicos de remoção, podendo empregar também técnicas baseadas na dinâmica de sistemas solo-planta, através do uso sistemas alagados construídos como reatores.

No que envolve o uso dos sistemas alagados construídos, Vymazal (2007, 2009) Hoffmann e Platzer (2010) demonstram que estes podem ser empregados com sucesso para a remoção de patógenos, contaminantes orgânicos, sólidos em suspensão, nitrogênio, fósforo e metais, permitindo o tratamento de diferentes tipos de águas residuárias, como o caso do esgoto sanitário. Em levantamento realizado por Perondi et al. (2020), os wetlands construídos são eficazes para o tratamento de águas residuárias provenientes de esgoto sanitário e pecuária, efluentes industriais, águas pluviais, e águas lixiviadas de aterros sanitários.

Apesar da versatilidade de aplicação e o potencial de remoção de contaminantes, uma wetland construído deve ser dimensionada conforme as exigências de tratamento para cada tipo de efluente e perfil ambiental local. A escolha da macrófita bem como aspectos hidráulicos são essenciais para o sucesso no tratamento dos efluentes, além da existência ou não de etapas de tratamento anteriores. De acordo com Sezerino et al. (2015a), a escolha do material filtrante e as macrófitas empregadas devem considerar as particularidades vinculadas à localidade do estudo e aplicação da unidade de tratamento.

Em muitos municípios de pequeno porte ou áreas afastadas dos centros urbanos, o tratamento dos efluentes sanitários é comumente realizado através de tanques sépticos (ou fossas sépticas) individualizados que permitem a descentralização do tratamento. Apesar de ser uma excelente alternativa, os tanques sépticos não fazem o tratamento completo do efluente (SEZERINO et al., 2015b; MENDONÇA, 2015), que pode ser ainda mais prejudicado devido a desinformação, falhas construtivas, e dificuldades de manutenção. O uso

inadequado do tanque séptico também pode gerar queda na eficiência de remoção de contaminantes ao longo do seu uso.

De acordo com Netto e Hess (1970, apud BATALHA, 1989), os tanques sépticos, quando adequadamente projetado e construídos, podem apresentar uma remoção de 30% a 60% de remoção de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO), 50% a 70% de remoção de sólidos sedimentáveis (SS), e 70% a 90% de remoção de óleos e graxas. Por essa razão, o uso de sistemas que combinem o tanque séptico à sistemas de wetlands construídos, também chamados de sistemas híbridos, são alternativas interessantes para aumentar a eficiência do processo de tratamento, a medida que permitem uma combinação de processos físicos, químicos e biológicos através da sedimentação, precipitação, assimilação, adsorção e transformações microbiológicas (MENDONÇA, 2015).

Sezerino et al. (2015b) analisou o comportamento de sistemas alagados construídos de perfil horizontal com uso a montante de tanque séptico como tratamento primário. Em seu estudo, ele considerou o atendimento de efluentes tanto a nível unifamiliar como coletivo. Os sistemas unifamiliares consideraram um sistema alagado construído de 6 m<sup>2</sup> (2 m x 3 m) de área para 4 pessoas, e 10 m<sup>2</sup> (2 m x 5 m) de área para 5 pessoas (SEZERINO et al., 2015b). Para ambos, o sistema filtrante era composto por brita e areia, com profundidade de 0,5 m, e macrófitas do tipo *Cyperus papyrus*, popularmente conhecida como papiro.

Para ambos os sistemas unifamiliares, Sezerino et al. (2015b) destacou a elevada remoção de DQO, com cerca de 83% de redução, e SST, com redução no intervalo de 80% a 90%, o que confirma o potencial do sistema para a remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos. O autor também verificou uma importante remoção de fósforo na ordem de 53% a 63%, e mais baixas remoções de o nitrogênio, cujo maior remoção foi de 23%, e patógenos (variação de 1,16 a 3,46 log<sub>10</sub> removidos), indicando ainda a necessidade de cloração para desinfecção.

De maneira similar, Decezaró et al. (2018) e Araújo (2018) também analisaram o comportamento de sistemas alagados construídos com uso a montante de tanque séptico como tratamento primário, mas com perfil vertical. Para o estudo, Araújo (2018) considerou um sistema alagado construído de atendimento unifamiliar para 10 habitantes, com 24,5 m<sup>2</sup> (7m x 3,5m) de área e 0,75 m de profundidade (leito filtrante), e uso de macrófitas do tipo *Heliconia psittacorun* em uma primeira fase, e *Canna x generalis* e *Canna indica* para uma segunda fase.

Decezaró et al. (2018) verificou para esse sistema vertical (sem recirculação), com uso da macrófita do tipo *Heliconia psittacorun*, que houve uma remoção de aproximadamente

78% de DQO, 82% de DBO, 84% de sólidos em suspensão totais (SST), e 67% de nitrogênio. Já, para as macrófitas *Canna x generalis* e *Canna indica* o estudo desenvolvido por Araújo (2018) demonstrou uma redução de cerca de 68% de DQO e DBO, 69% de SST, e 35% de nitrogênio.

Apesar dos diferentes arranjos e demandas de tratamento, com base nos resultados pôde-se verificar que tanto o sistema fluxo vertical como horizontal de wetlands construídos possibilitam a remoção de contaminantes de maneira satisfatória. Ao se comparar os resultados obtidos para estes dois fluxos, verificou-se que a eficiência de remoção para o fluxo horizontal foi maior do que o fluxo vertical, se contrapondo ao destacado por Araujo (2018) e Perondi et al. (2020).

Também foi possível perceber que a escolha da macrófita pode influenciar no tratamento do efluente, devendo-se escolher aquela mais adequada para as condições do ambiente de wetland construído ao longo do ano. No estudo desenvolvido por Araújo (2018), devido as variações de temperatura ao longo do ano, as primeiras macrófitas utilizadas para o estudo não suportaram as temperaturas de inverno, exigindo a troca da cultivar para a continuidade do tratamento. Isso destaca a necessidade da escolha adequada de uma cultivar adaptada às condições tanto de substrato como também de clima do local.

Comumente, observa-se que muitos sistemas estudados se baseiam principalmente no uso de um único tipo planta, assim, com base na dificuldade encontrada por Araújo (2018), o consórcio de mais de um tipo de macrófita e/ ou uso de forrageira, que de acordo com Matos et. al (2010) se destacam na remoção de nitrogênio, potássio e sódio, podem se apresentar como alternativa, possibilitando impacto positivo na eficiência do processo de tratamento. Além disso, aspectos de manejo e matéria sólida residual também devem ser considerados na escolha vegetativa, visto que o não aproveitamento da biomassa pode gerar impactos ambientais secundários.

Assim, como tratamento terciário de efluentes domésticos de edificações classificadas como unifamiliares verificou-se que os sistemas de wetlands construídos apresentam potencial de tratamento para a remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, mas exigindo acompanhamento e tratamento específico, principalmente, para patógenos e nitrogênio.

## **5. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Através do levantamento da literatura técnica foi possível compreender que os wetlands combinam mecanismos físicos, químicos e biológicos que geram a transformação da qualidade da água, e, quando artificialmente construídos, possibilitam o seu uso controlado

para o tratamento de águas residuárias, oriundas do esgoto sanitário. Devido a isso, para sistemas de tratamento descentralizado, a aplicação da técnica de sistemas alagados construídos possibilita a continuidade sustentável do tratamento dos efluentes oriundos dos tanques sépticos, à medida que estes não causam a eliminação completa de contaminantes.

O estudo também demonstrou a versatilidade na combinação dos elementos constituintes do sistema no que envolve substrato e vegetação. Para o substrato destacou-se a importância dos parâmetros hidráulicos para a redução da DBO, principalmente no que envolve o tempo de residência e a taxa de aplicação hidráulica para a determinação da geometria da wetland construída. Além disso, a escolha pelo perfil de fluxo também pode influenciar nos índices de redução de DBO, DQO, SST, fósforo, nitrogênio e patógenos.

Já, no que envolve a vegetação empregada, destacou-se, além da variedade de macrófitas, também o uso de forrageiras na eliminação, principalmente, de nitrogênio, potássio e sódio, possibilitando o seu uso em consórcio. Apesar da variedade de arranjos constituintes dos sistemas alagados construídos, os estudos também demonstraram a importância na escolha de espécies adaptadas à região, de maneira a possibilitar o funcionamento contínuo do sistema, garantindo a eficiência dos processos de depuração do sistema, e a facilidade de operação e manutenção do mesmo.

Com base nas observações destacadas observa-se que o sistema alagado construído se baseia em uma técnica sustentável que apresenta um importante potencial de complementação para o tratamento terciário de efluentes domésticos de sistemas descentralizados, possibilitando remoções mais acentuadas de contaminantes e impedindo que os mesmos sejam eliminados diretamente no solo; sendo facilmente adaptado às diferentes realidades ambientais.

## **REFERÊNCIAS**

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 13969: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro: ABNT. 1997a

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 7229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro: ABNT. 1997b

ANA. Agência Nacional de Águas. Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília: ANA, 2017.

ARAÚJO, R. K. Redução de micropoluentes em sistema de tanque séptico e wetland construído vertical com recirculação. Tese (Doutorado). 163p. Programa de pós graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul. 2018

BARBOSA, O. F. Águas e Águas Residuárias – Introdução à Qualidade das Águas (Mimeo). Rio de Janeiro: Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente, UERJ, 2001.

BARRETO, C. O. Eficiência de leito de macrófitas como unidade de polimento de efluente de indústria de aditivos para ração. Dissertação (Mestrado). 53 f. Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP. 2005.

BATALHA, B.H.L. Fossa séptica. São Paulo: Cetesb, 2º ed., 1989

BORÉM, F.M. Pós Colheita do Café. Lavras: ed. UFLA. 2008. 631 p

BRASIL, M.S. et al. Modeling of pollution removal in constructed wetlands with horizontal subsurface flow. *Agricultural Engineering Research*, v. 13, n. 2, p. 48-56, 2007.

BRASIL, M.S. Desempenho de sistema alagado construído para tratamento de esgoto doméstico. Tese (Doutorado). 160 p. Programa de pós graduação em Engenharia Agrícola. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2005a.

BRASIL, M.S.; MATOS, A. T. de; SOARES, A. A; FERREIRA; P. A. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. Campina Grande, PB, DEAg/UFCG. v.9, (Suplemento), p.133-137. 2005b

BRIX, H. do. Macrophytes Play a Role in Constructed Treatment Wetlands. *Water Science & Technology*, Great Britain, v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997.

CAMPOS, J. C.; FERREIRA, J. A.; MANNARINO, C. F.; SILVA, H. R da; BORBA, S. M. P. Tratamento do chorume do aterro sanitário de Piraí (RJ) utilizando wetlands. In: VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002, Vitória (ES). Anais... Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002.

CONLEY, L. M.; DICK, R.I.; LIOW L. W. An assessment of the root zone method of wastewater treatment. *Research Journal of the WPCF*. Vol. 63, n. 3.p. 239-247. 1991

DECEZARO, S. T.; WOLFF, D. B.; ARAÚJO, R. K.; FACCENDA, H. B.; PERONDI, T.; SEZERINO, P. H. Vertical flow constructed wetland planted with *Heliconia psittacorum* used as decentralized post-treatment of anaerobic effluent in Southern Brazil. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*. v. 53, n. 13, 1131–1138. 2018. Doi: 10.1080/10934529.2018.1530106

DIAS, S. M. Tratamento de efluentes em zonas húmidas construídas ou leitos de macrófitas. In: BBNNet - Boletim de Biotecnologia na BNet. n. 60. 1998.

EPA. United State Environmental Protection Agency. Manual constructed wetland for municipal wastewater treatment. 2000. Disponível em: < <http://water.epa.gov/ORD/NRMRL>>

EPA. United State Environmental Protection Agency. Wetland Overview. 2004. Disponível em: < [http://water.epa.gov/type/wetlands/upload/2005\\_01\\_12\\_wetlands\\_overview.pdf](http://water.epa.gov/type/wetlands/upload/2005_01_12_wetlands_overview.pdf)>

FERREIRA, J. A.; CAMPOS, J. C.; RITTER, E.; MANNARINO, C. F. Wetland: Resultados no tratamento do chorume do aterro sanitário de Piraí-RJ. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 081, Rio de Janeiro. Anais... Joinville: ABES, p. 4. 2003

FIA, R. Desempenho de sistemas alagados construídos no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro. Tese (Doutorado). 181p. Programa de pós graduação em Engenharia Agrícola. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 2008.

FORGIARINI, F. R.; RIZZI, E. S.. Eficiência de diferentes macrófitas na remoção da matéria Orgânica biodegradável em ‘wetland’ construído de fluxo Vertical em clima subtropical. *Ciência & Engenharia*, v.25, n.2, p.79-86, 2016.

FREITAS, W. S. Desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com diferentes espécies vegetais, no tratamento de águas residuárias da suinocultura. Tese (Doutorado). 159p. Programa de pós graduação em Engenharia Agrícola. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 2006.

HOFFMANN, H.; PLATZER, C. Technology review of constructed wetlands subsurface. Constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment in developing countries. Deutsche Gessellschaft für Technische Zusammenarbeit GmbH (GTZ) saneamento Sustentável – Programa da Ecosan. 2011, 36p.

KADLEC, R. H. Constructed wetlands for treating landfill leachate. In: Constructed wetlands for the treatment of landfill leachates. Mulamootil, G.; Mc Bean, E. A.; Rovers, F. (org.). Boca Raton, Florida: Lewis publishers, p. 17 - 32. 1998

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. Treatment wetlands. Boca Raton: CRC, 2008. 1016 p.

KINSLEY, C, CROLLA, A. Constructed Wetlands: a viable option to treat rural wastewaters. Research for Clean Water, Ontario, Spring, p. 21-23, 2001.

LAUTENSCHLAGER, S. R. Modelagem do desempenho de wetlands construídas. Dissertação (Mestrado). 90p. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, SP. 2001.

MAEHLUM, T. Wetlands for Treatment of Landfill Leachates in Cold Climates. In: Constructed wetlands for the treatment of landfill leachates. mulamootil, George; MC BEAN, Edward A.; ROVERS, Frank. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1998.

MANNARINO, C. F. Uso de wetland sub-superficial no tratamento de efluente de estação de tratamento de chorume por lodos ativados. Dissertação (Mestrado). Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ. 2003.

MANSOR, M. T. C. Uso de leito de macrófitas no tratamento de águas residuárias. Dissertação (Mestrado). 106p. Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP. 1998.

MARQUES, D. M. Terras úmidas construídas de fluxo subsuperficial. In: CAMPOS, J. R. Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: ABES/PROSAB, p. 409-435. 1999

MATOS, A. T; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Performance of the constructed wetland systems in pollutants removal from hog wastewater. *Revista Ambiente & Água*. V. 5, n. 2. 2010. Doi: /10.4136/1980-993X

MATOS, A.T.; ABRAHÃO, S. S.; BORGES, A. C.; MATOS, M. P. Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. *Engenharia Sanitária Ambiental*. Artigo Técnico, v.15, n.1, 83-92. 2010. Doi: 10.1590/S1413-41522010000100010

MATOS, A.T.; LO MONACO, P.A. Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos e líquidos da lavagem e despulpa de frutos do cafeeiro. *Engenharia na Agricultura*, Boletim Técnico, 7. Viçosa: UFV. 2003. 68 p.

MENDONÇA, A. A. J. Avaliação de um sistema descentralizado de tratamento de esgotos domésticos em escala real composto por tanque séptico e wetland construída híbrida. Dissertação (Mestrado). 208p. Faculdade de Saúde Pública. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015. Doi: 10.11606/D.6.2016.tde-25052016-122129

METCALF & EDDY, *Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse*. 3th. ed. McGraw-Hill. Singapore. 1991. p.1334.

NAIME, R.; GARCIA, A. C. Utilização de enraizadas no tratamento de efluentes agroindustriais. *Estudos tecnológicos*. v. 1, n 2. pp. 9-20. 2005.

NETTO, J. M. A. e HESS, M. L. Tratamento de Águas Residuárias. Separata da Revista DAE. São Paulo, 1970.

OLIJNYK, D. P. Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (wetlands) de fluxos vertical e horizontal – sistemas híbridos. Dissertação (Mestrado). 112 p. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

PELISSARI, C; SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; CARVALHO JUNIOR, O. Incorporação de nitrogênio e fósforo no tecido foliar da macrófita *Typha domingensis Pers.* durante o tratamento de efluente da bovinocultura leiteira em wetlands construídos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. v.24, n.3, pp.585-590. 2019. Doi:/10.1590/S1413-41522019109345.

PENG, J. F.; WANG, B. Z.; WANG, L. Multi-stage ponds-wetlands ecosystem for effective wastewater treatment. *Journal of Zhejiang University Science*, v. 6B, n. 5, p. 346-352, 2005.

PERONDI, T.; WOLFF, D. B.; DECEZARO, S. T.; ARAÚJO, R. K. Wetlands construídos para o tratamento de esgoto doméstico: uma análise comparativa do custo do ciclo de vida. *Ambiente Construído* [online]. v. 20, n. 2. pp. 175-189. 2020. Doi: /10.1590/s1678-86212020000200394.

Ramsar Convention Secretariat. The Ramsar Convention Manual: a guide to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971), 6 ed. Switzerland. 2013

REED, S. C.; MIDDLEBROOKS, E. J.; ECRITE, R. W. Natural systems for waste management and treatment. 2 ed. Mc Graw-Hill, NY.1995

SACCON, S. Uso de leitos cultivados com macrófitas no estudo da eficiência do tratamento de águas cinza. Trabalho Final de Conclusão de Engenharia Ambiental. União Dinâmica de Faculdade Cataratas, Faculdade Dinâmica das Cataratas. Foz do Iguaçu-PR. 2009.

SAEED, T.; SUN, G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. Journal of Environmental Management, v. 112, p. 429-488. 2012. Doi:/10.1016/j.jenvman.2012.08.011

SALATI, E.; LEMOS, H. M.; SALATI, E. Água e o desenvolvimento sustentável. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Orgs.) Águas doce do Brasil: Capital ecológico, uso e conservação. 3.ed. São Paulo: Escrituras Editora, p. 48-50. 2006

SALATI, E. Controle de qualidade de água através de sistemas de wetlands construídos. Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável. Rio de Janeiro. 2001.

SANDES, I. R. G. Avaliação da eficiência de sistema combinado de lagoa de estabilização e wetlands construídos - estudo de caso do aterro sanitário de Vera Cruz - BA. Dissertação (Mestrado). 80p. Escola Politécnica. Universidade Federal da Bahia. Salvador. 2008

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; MAGRI, M. E.; PHOLOPPI, L. S. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. Engenharia Sanitária e Ambiental [online]. v. 20, n. 1, pp. 151-158. 2015a. Doi:10.1590/S1413-41522015020000096615.

SEZERINO, P. H.; SANTOS, M.O.; PELISSARI, C.; CALIS, G. S.; PHILIPPI, L. S. Wetlands construídos horizontais aplicados no tratamento descentralizado de esgotos. Revista Engenharia e Construção Civil, Curitiba - PR, v. 2, n.2, p. 1-10. 2015b

SEZERINO, P. H.; OLJNYK, D. P.; BENTO, A. P.; PANCERI, B.; PHILIPPI, L. S. Tratamento de efluente doméstico combinado com efluente agroindustrial utilizando filtro plantado com macrófitas-constructed wetlands. Peridódico Nacional, Evidência (Videira), v.6, p. 229-235, 2006.

SEZERINO, P. H; PHILIPPI, L. S. Filtro Plantado com Macrófitas (Wetlands) como Tratamento de Esgotos em Unidades Residenciais - Critérios para Dimensionamento. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 238, Florianópolis. Anais... Joinvile: ABES. p. 2-20. 2003

SOUSA, J. T. de; OLIVEIRA, J.E.G. de; FLORENTINO, E.R.; NASCIMENTO, M. de F. Remoção de Fósforo através do Sistema de Wetland. In.: Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental, 26, CD Rom. Lima – Peru. p. 1 - 8. 1998

SULIMAN, F. et al. The effect of scale on the flow and transport parameters in horizontal subsurface flow constructed wetlands. 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, Proceedings... IWA/Astee. OC, CD-ROM., 26th of Sept. - 1th of October 2004

TOBLANOGLIOUS, G.; BURTON, L. Wastewater treatment, treatment, disposal, and reuse. 3 ed. New York: McGraw-Hill.1991

URBANIC-BERCIC, O. Investigation into the Use of Constructed Reedbeds for Municipal Waste Dump Leachate Treatment. Water Science & Technology, Great Britain, v. 29, p. 289-294, 1994.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto. 4. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2014. 472 p.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de Esgotos. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 1996. 243 p.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, MG. 1995. 240p.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow. Environmental Pollution, v. 14. Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Environmental Sciences. Czech Republic: Springer Science, 2009.

VYZAMAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. Science of the Total Environment. 380. P.48–65. 2007. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2006.09.014

WYNN, T. M., LIEHR, S. K.. Development of a Constructed Subsurfaceflow Wetland Simulation Model. Ecological Engineering, v.16, p. 519-536, 2001.