

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
DEPARTAMENTO ACADÊMICO DE QUÍMICA E BIOLOGIA
BACHARELADO EM QUÍMICA

GABRIELA RIBEIRO MARCELINO

**COMPARAÇÃO DE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO
SUBSUPERFICIAL VERTICAL E HORIZONTAL NO TRATAMENTO
DE ÁGUA RESIDUÁRIA**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

CURITIBA
2016

GABRIELA RIBEIRO MARCELINO

**COMPARAÇÃO DE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO
SUBSUPERFICIAL VERTICAL E HORIZONTAL NO TRATAMENTO
DE ÁGUA RESIDUÁRIA**

Trabalho de Conclusão de Curso de graduação, apresentado à disciplina de Trabalho de Conclusão de Curso, do Curso Superior de Bacharelado em Química do Departamento Acadêmico de Química e Biologia – DAQBI – da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, como requisito parcial para obtenção do título de bacharel.

Orientador: Profa. Dra. Karina Querne de Carvalho Passig.

CURITIBA
2016

GABRIELA RIBEIRO MARCELINO

**COMPARAÇÃO DE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO
SUBSUPERFICIAL VERTICAL E HORIZONTAL NO TRATAMENTO DE ÁGUA
RESIDUÁRIA**

Trabalho de Conclusão de Curso aprovado como requisito parcial à obtenção do grau de BACHAREL EM QUÍMICA pelo Departamento Acadêmico de Química e Biologia (DAQBI) do Câmpus Curitiba da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, pela seguinte banca examinadora:

Membro 1 – Prof. Dr. Fernando Hermes Passig
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Membro 2 – Msc. Mateus Xavier de Lima
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Orientadora – Profa. Dra. Karina Querne de Carvalho Passig
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Coordenadora de Curso – Profa. Dra. Danielle Caroline Schnitzler

Curitiba, 23 de novembro de 2016.

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho de conclusão de curso à minha família, que me deu todo o suporte físico e emocional para a conclusão desta etapa.

Aos meus amigos, que tornam os momentos mais difíceis sempre mais leves.

À Deus, pelo grande presente que me deu – a vida.

AGRADECIMENTOS

À minha família, pelo maior suporte que poderia receber.

Aos professores que não só me proporcionaram conhecimentos científicos, mas também conhecimentos de vida e caráter. Em especial à professora Karina e professor Fernando, que me proporcionaram oportunidades e conhecimentos que levarei para sempre comigo. Não esquecerei jamais das portas que vocês abriram para mim.

Ao amigos, principalmente os que fiz na realização deste trabalho. À Débora, que me auxiliou nos primeiros passos deste trabalho. Ao Mateus, pelas experiências trocadas e ensinamentos. Aos queridos Thiago, Patel, Izadora, Thayse, Aline, Audria, e a todo o pessoal do Laboratório de Saneamento que me auxiliaram de alguma forma.

À Universidade, pela infraestrutura e ambiente fornecidos.

E à todas as pessoas que de forma direta ou indireta fizeram parte da minha formação.

RESUMO

MARCELINO, Gabriela Ribeiro. Comparação de *wetlands* construídos de fluxo vertical e horizontal no tratamento de água residuária. Resumo de TCC – Bacharelado em Química Tecnológica, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2016.

Sistemas simples de tratamento de esgoto sanitário são cada vez mais necessários em locais em que há poucos recursos para coleta e tratamento de esgoto. Estações de tratamento por zonas de raízes, conhecidas como sistemas *wetlands* construídos (SWCs), apresentam vantagens pelo seu baixo custo de construção e manutenção. O objetivo deste trabalho foi avaliar e comparar o desempenho de quatro SWC operando em regime de bateladas, sendo dois de escoamento vertical e horizontal vegetados com a espécie *Zantedeschia aethiopica* (L.) Spreng, conhecida como copo-de-leite; e dois sistemas não vegetados, usados como controle. Foram determinados pH, temperatura, oxigênio dissolvido, fósforo, nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal, DQO, turbidez e condutividade em amostras do afluente e efluente dos sistemas. Também foi feito estudo cinético quanto à remoção de DQO. As eficiências máximas de remoção alcançadas de fósforo foram de até 67,3% no fluxo horizontal e 97,4% no fluxo vertical; nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato foram superiores a 27%, chegando a 90,4% de remoção de nitrogênio amoniacal no sistema vertical. Foi analisada a aplicabilidade das macrófitas após o seu uso, incorporando-as a blocos de concreto, os quais foram avaliados através de testes de flexão, compressão e teor de umidade. Os testes mostraram que a adição da fibra das macrófitas provenientes dos SWC contribuiu para o aumento da tenacidade do concreto.

Palavras-chave: Zonas de raízes. Tratamento. Esgoto doméstico. Fibras. Biomassa. Incorporação em concreto.

ABSTRACT

MARCELINO, Gabriela Ribeiro. Comparison of constructed wetlands of vertical and horizontal flow in wastewater treatment. Monograph - Bachelor in Technological Chemistry, Federal Technological University of Paraná. Curitiba, 2016.

Simple sewage treatment systems are increasingly needed in places where there are few resources for sewage collection and treatment. Constructed wetlands systems (CWS) have advantages because of their low construction and maintenance costs. The objective of this work was to evaluate and compare the performance of four CWS operating in a batch regime, two of which are vertical and horizontal flow vegetation with the species *Zantedeschia aethiopica* (L.) Spreng; And two non-vegetated systems, used as control. PH, temperature, dissolved oxygen, phosphorus, nitrite, nitrate, ammoniacal nitrogen, COD, turbidity and conductivity in samples of the influent and effluent of the systems were determined. A kinetic study was also carried out regarding the removal of COD. The maximum removal efficiencies of phosphorus were 65.5% in the horizontal flow and 96.9% in the vertical flow; Ammonia nitrogen, nitrite and nitrate were higher than 27%, reaching 90.4% of ammoniacal nitrogen removal in the vertical system. The applicability of the macrophytes after their use was analyzed, incorporating them to the concrete blocks, which were evaluated through tests of bending, compression and moisture content. The tests showed that the addition of the fiber from the CWS macrophytes contributed to the increase in the toughness of the concrete.

Key words: Root zones. Treatment. Domestic sewage. Fibers. Biomass. Concrete. Application.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Configurações possíveis de macrófitas nas wetlands. A) Macrófita emergente (<i>Scirpus lacustris</i>); B) Macrófita flutuante (<i>Eichhornia crassipes</i>); C) Macrófita submersa (<i>Potamogeton crispus</i>).....	12
Figura 2. Esquema de um wetland de fluxo superficial livre.	13
Figura 3. Esquema de um wetland de fluxo subsuperficial horizontal.	13
Figura 4. Esquema de um wetland de fluxo subsuperficial vertical.	14
Figura 5. Esquema da montagem das wetlands vertical e horizontal, respectivamente.	17
Figura 6. Esquema dos SWCs de escoamento subsuperficial a) vertical e b) horizontal. A planta utilizada <i>Zantedeschia aethiopica</i> c).....	18
Figura 7. Primeira parte do monitoramento de DQO. O primeiro gráfico representa os dois sistemas de fluxo vertical: apenas com o meio filtrante (VF) e plantado (VP); e o segundo, os dois sistemas de fluxo horizontal (HF e HP).	25
Figura 8. Segunda parte do monitoramento de DQO. O primeiro gráfico representa os dois sistemas de fluxo vertical: apenas com o meio filtrante (VF) e plantado (VP); e o segundo, os dois sistemas de fluxo horizontal (HF e HP).	25
Figura 9. Variação temporal de fósforo em um período de 6h.....	27
Figura 10. Fotomicrografias eletrônicas de varredura das cinzas das macrófitas com aproximação de 1,00 kX e 5,00 kX, respectivamente.	28
Figura 11. Gráficos de força aplicada <i>versus</i> deformação dos corpos de prova na ordem decrescente: ensaio de flexão e ensaio de compressão.....	30

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Parâmetros físico-químicos e os respectivos métodos e referências a serem utilizados no monitoramento dos sistemas.....	19
Tabela 2. Características físico-químicas do efluente bruto.	22
Tabela 3. Resultados das análises físico-químicas dos sistemas wetlands construídos horizontal e vertical (vegetado e não vegetado).	23
Tabela 4. Elementos químicos encontrados nas cinzas da macrófita <i>Zantedeschia aethiopica</i> pela análise com espectroscopia de energia dispersiva de raios-x (EDS).	29
Tabela 5. Média dos valores de absorção de água, força aplicada na flexão e força aplicada na compressão, para os corpos de prova contendo 2%, 4% e 6% de fibra, além do referência (sem fibra).....	29

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	6
2 JUSTIFICATIVA	8
3 OBJETIVOS	9
3.1 OBJETIVO GERAL	9
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	9
4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	10
4.1 SISTEMAS <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS (SWC)	10
4.1.1 Vegetação	11
4.1.2 Hidrologia	12
4.2 REMOÇÃO DE POLUENTES NOS SWCs	14
4.2.1 Remoção de nitrogênio	14
4.2.2 Remoção de fósforo	15
4.2.3 Remoção de matéria orgânica	16
5 METODOLOGIA.....	17
5.1 APARATO EXPERIMENTAL.....	17
5.2 MONITORAMENTO DOS SISTEMAS DE <i>WETLANDS</i>	19
5.3 INCORPORAÇÃO DA BIOMASSA DA MACRÓFITA EM BLOCOS DE CONCRETO.....	20
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	22
6.1 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)	24
6.2 NITROGÊNIO.....	26
6.3 FÓSFORO.....	27
6.3 ANÁLISE DA BIOMASSA E INCORPORAÇÃO	28
7 CONCLUSÕES	32
REFERÊNCIAS.....	33

1 INTRODUÇÃO

A falta de saneamento básico acarreta várias consequências preocupantes em relação à saúde e bem estar da população. Como a precariedade dos sistemas de esgotamento sanitário são mais comuns em regiões pobres e com poucos recursos, o ideal seria a utilização de um sistema de coleta e tratamento de esgoto sanitário simples e barato.

A situação sócio-econômica brasileira demonstra a necessidade de investimentos em tecnologias mais baratas, com alta eficiência e fácil implantação para o tratamento de águas residuárias. Em busca de uma técnica de tratamento com essas características, pode-se citar os sistemas *wetlands* construídos (SWCs).

Estes sistemas *wetlands*, conhecidos também como zona de raízes, apresentam vantagens como baixo custo, pouca manutenção e eficiência no tratamento de esgoto sanitário (VAN KAICK, 2002). Brix (1994) complementa que estes sistemas podem ser construídos onde está sendo produzido o efluente, ideal em meios rurais, podendo ser operado sem necessidade de especialização e possuem custo energético baixo. Algumas desvantagens deste tipo de tratamento são: a necessidade da remoção das macrófitas com certa frequência, evitando-se a recontaminação do sistema; a alta demanda de área; susceptibilidade de entopimento do sistema; e a dependência da eficiência com a temperatura (ROSSEAU et al., 2008).

Os SWCs são sistemas construídos com espécies aquáticas plantadas em substratos, como areia, brita, dentre outros materiais. Nestes materiais ocorre formação de biofilme no substrato, composto por microrganismos, que por sua vez tratam as águas residuárias através de processos físico-químicos e biológicos (SOUSA et al., 2000). Muitas reações biogeoquímicas importantes dependem do tempo de contato entre o esgoto, o meio suporte e os microrganismos presentes no meio, e este tempo é um fator determinante no processo de remoção de alguns contaminantes (USEPA, 2000).

As *wetlands* podem ser classificadas de acordo com o tipo das macrófitas presentes e pelo escoamento da água no sistema. As macrófitas podem ser classificadas em flutuantes, emergentes e submersas; entre as macrófitas emergentes classificam-se os sistemas de escoamento superficial e subsuperficial

horizontal e vertical, e podem ser construídos sistemas híbridos. Ainda nos sistemas de escoamento vertical, o afluyente pode entrar no meio de forma ascendente ou descendente (VYMAZAL 1998, VYMAZAL, 2007).

Os principais mecanismos de remoção de fósforo são através do armazenamento na biomassa vegetal e microbiológica, precipitação de compostos insolúveis e adsorção ao substrato. Em relação ao nitrogênio, alguns mecanismos responsáveis pela sua remoção nestes sistemas são a nitrificação-desnitrificação, sedimentação de nitrogênio orgânico, assimilação pelas plantas, assimilação por microrganismos e volatilização da amônia (DUNNE & REDDY, 2005). Segundo Vymazal (2007), desnitrificação é considerada a principal etapa de remoção de nitrogênio pela maior parte das *wetlands*, e deve ser acompanhada pelo processo de nitrificação para manter a concentração de nitrato, que é baixa no esgoto.

Dentro deste contexto, o objetivo principal deste trabalho de conclusão de curso é comparar dois sistemas *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial vertical e horizontal, tratando efluente com características de esgoto sanitário.

2 JUSTIFICATIVA

A carência de infra-estrutura de esgotamento sanitário trás poluição, danos à saúde, deterioração da qualidade de água dor corpos receptores e conseqüente redução da disponibilidade hídrica. Segundo o Sistema Nacional de Informações de Saneamento (SNIS, 2012), 48,3% municípios brasileiros possuem rede coletora de esgoto e apenas 38% do total dos municípios possuem tratamento de esgoto. As populações não atendidas por saneamento se concentram em áreas rurais, periferias e regiões pobres.

Este trabalho tem como objetivo apresentar um sistema de tratamento de esgotos sanitários alternativo, descentralizado, diversificado devido aos vários microambientes existentes no mesmo e eficiente em relação ao tratamento de esgotos sanitários. Muitos estudos em relação às *wetlands* já foram feitos em diferentes países, mas no Brasil ainda há muito a ser compreendido e aplicado. Tendo isso em vista, esta tecnologia será estudada e avaliada neste trabalho.

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Comparar sistemas de *wetlands* construídos, de escoamento subsuperficial vertical e horizontal operados em batelada, utilizando a macrófita *Zantedeschia aethiopica* (L.) Spreng, avaliando a remoção de matéria carbonácea, nitrogenada e fosforada de esgoto sanitário.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar o efluente de um córrego, com características de esgoto sanitário, localizado ao lado da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Curitiba, por meio de parâmetros físico-químicos;
 - Verificar a eficiência da macrófita *Zantedeschia aethiopica* no tratamento de esgoto sanitário;
 - Determinar as constantes cinéticas de consumo de matéria carbonácea e;
 - Avaliar a aplicação da biomassa dos sistemas em blocos de concreto, através de testes de flexão, compressão e teor de umidade.

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O esgoto sanitário pode ser definido como a junção do esgoto sanitário propriamente dito, águas de infiltração decorrentes das más instalações das tubulações da rede coletora de esgoto, e dos despejos industriais (VON SPERLING, 1996). Alguns parâmetros físicos que caracterizam o esgoto sanitário são a temperatura, odor, turbidez, cor e variação de vazão. As principais características químicas do esgoto são matéria orgânica e matéria inorgânica (FUNASA, 2004).

4.1 SISTEMAS *WETLANDS* CONSTRUÍDOS (SWC)

O tratamento de efluentes por *wetlands*, sejam naturais ou construídas, é reconhecido há tempos. Porém apenas recentemente tem-se considerado esse sistema com potencial para tratar esgoto sanitário, proporcionando um efluente de boa qualidade e custos relativamente baixos quando comparado a outros tratamentos. Os SWC podem ser definidos como sistemas complexos construídos contendo substratos saturados, vegetação emergente e submergente, vida animal e água. Esses sistemas simulam uma *wetland* natural, geralmente encontrada em pântanos, que através de processos físico-químicos e biológicos trata águas residuárias (HAMMER, 1989; SAEED & SUN, 2012).

É um sistema biológico auto-sustentável e que se adéqua à comunidade e ao ambiente. Nesse sistema há um biofiltro, e o esgoto entra por meio de tubulações abaixo da superfície vegetada, que deve ser mensurada de acordo com a vazão de entrada do esgoto (VAN KAICK, 2002). Este tipo de sistema fornece um efluente de boa qualidade quando comparado ao efluente proveniente de tratamento primário, em relação à matéria orgânica, sólidos em suspensão, compostos nitrogenados e patógenos (SEZERINO, 2006).

No Brasil, este tipo de sistema é favorecido devido às temperaturas relativamente altas, típicas de clima tropical, que favorecem a atividade microbiana. Além de que a alta exposição solar faz com que as plantas se desenvolvam mais

rapidamente, e conseqüentemente há um aumento na perda líquida do sistema por evapotranspiração (TONIATO, 2005).

Os SWC têm sido utilizados no tratamento de diferentes efluentes, entre eles o doméstico (WU et al., 2011), agrícola (PELISSARI et al., 2015) e industrial (CARDOSO et al., 2015). Além disso, estes sistemas têm sido muito utilizados como tratamento secundário (NOGUEIRA et al., 2000) e tratamento de água de rios (ELIAS et al., 2000).

4.1.1 Vegetação

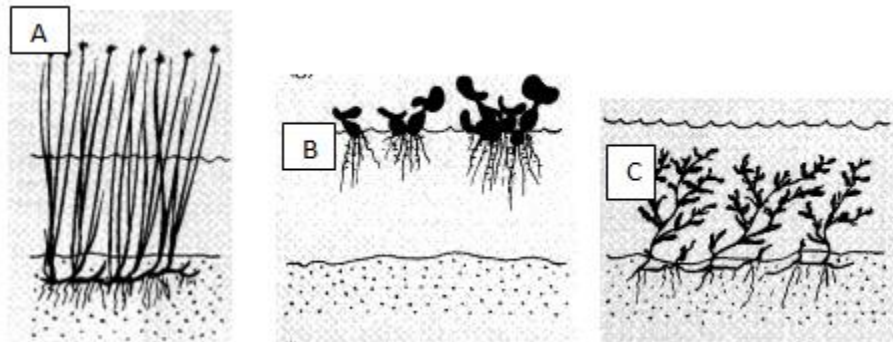
O ambiente reacional da planta é a zona das raízes, chamada de rizosfera, e é onde ocorrem os processos físico-químicos e biológicos decorrentes da interação entre a planta, os microrganismos, o substrato e os poluentes. A metabolização de diversos nutrientes depende da quantidade de oxigênio disponível. Em sistema de escoamento subsuperficial, os processos aeróbios ocorrem perto das raízes, na rizosfera; nos ambientes sem oxigênio, ocorrem os processos anaeróbios como a desnitrificação, redução de sulfato e a metanogênese (STOTTMEISTER et al., 2003).

A planta tem um papel importante nas wetlands, e deve suportar um meio saturado de nutrientes, matéria orgânica e contaminantes. Essas macrófitas têm muitos canais internos que transportam oxigênio até as raízes e rizomas, e esse transporte serve para a respiração dos tecidos da planta e para suprir a necessidade de oxigênio da rizosfera. Isso acaba criando condições aeróbias em meio a um substrato anóxico, e estimula tanto a degradação aeróbia da matéria orgânica, quanto o crescimento das bactérias nitrificantes (BRIX, 1994).

Plantas ornamentais têm sido pouco estudadas até o momento, mas têm mostrado boa eficiência em wetlands. Belmont e Metcalfe (2003) estudaram a espécie *Zantedeschia aethiopica*, que mostrou grande eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal. Yuan et al (2004) mostraram que as macrófitas *Acorus gramineus* Soland e *Iris japonica* L. se adaptaram bem ao esgoto. No trabalho de Zhao et al (2003) foi considerado que a *Canna indica* tratando esgoto sanitário foi melhor que a *Phragmites communis*.

As *wetlands* podem ser classificadas pela forma com que a macrófita está inserida no sistema: flutuante, emergente e submersa, e estão representadas na Figura 1.

Figura 1. Configurações possíveis de macrófitas nas *wetlands*. A) Macrófita emergente (*Scirpus lacustris*); B) Macrófita flutuante (*Eichhornia crassipes*); C) Macrófita submersa (*Potamogeton crispus*).



Fonte: Adaptado de BRIX e SCHIERUP (1989).

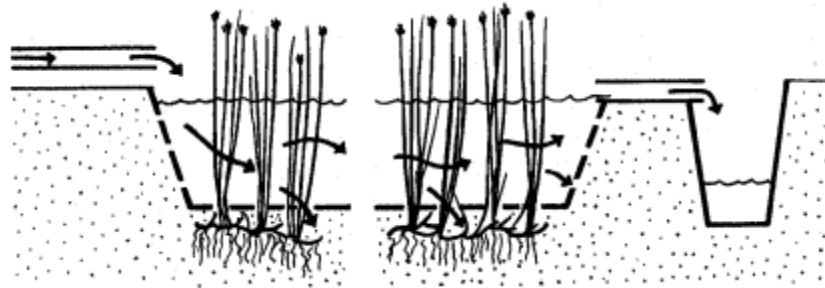
Muitos minerais e nutrientes podem ser absorvidos pelas raízes das plantas submersas, porém essas plantas conseguem se desenvolver apenas em ambiente com grande quantidade de oxigênio, ou seja, não podem ser usadas em águas residuárias com alto teor de matéria orgânica biodegradável, pois a decomposição microbiana formaria condições anóxicas (BRIX, 1993).

4.1.2 Hidrologia

Os SWC podem ser classificados de acordo com a sua hidrologia: fluxo superficial livre e fluxo subsuperficial, sendo que este último pode ser ainda horizontal ou vertical (VYMAZAL et al.1998; SAEED & SUN, 2012).

O sistema de fluxo superficial livre consiste de um meio suporte adequado para a sustentação da macrófita emergente, e acima um canal onde passa o fluxo de água. Esse sistema não é muito comum, pois atrai muitos animais inclusive patógenos. A figura 2 mostra um esquema deste sistema.

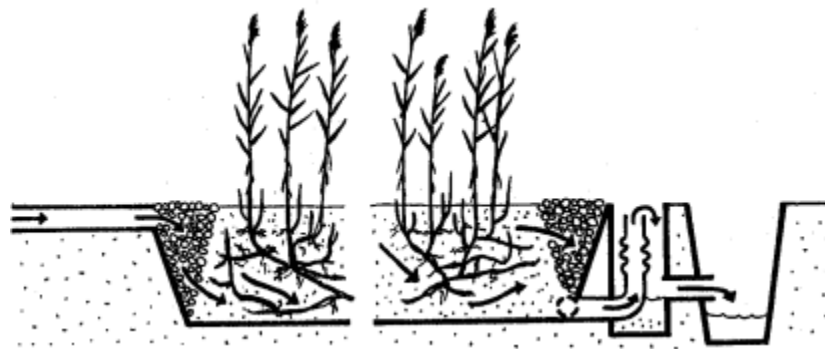
Figura 2. Esquema de um wetland de fluxo superficial livre.



Fonte: Adaptado de BRIX (1993).

No sistema de fluxo subsuperficial horizontal a água residuária entra no sistema e flui lentamente através dos poros do meio filtrante até a saída do sistema, horizontalmente. Durante a passagem, a água entra em contato com zonas aeróbias, anaeróbias e anóxicas (VYMAZAL et al., 1998). Na figura 3 é mostrado um esquema de um *wetland* de fluxo subsuperficial horizontal.

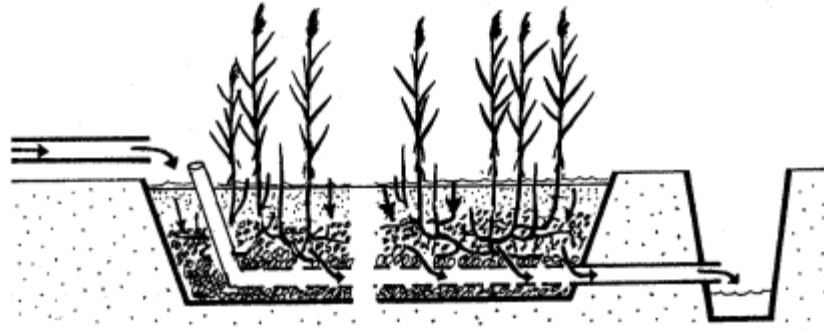
Figura 3. Esquema de um wetland de fluxo subsuperficial horizontal.



Fonte: Adaptado de BRIX (1993).

O sistema de fluxo subsuperficial vertical geralmente tem toda a área superficial coberta, e a água residuária entra pela região onde estão as plantas e percola pelo meio filtrante verticalmente, até a sua saída (VYMAZAL et al., 1998). Na figura 4 encontra-se um esquema desse sistema.

Figura 4. Esquema de um wetland de fluxo subsuperficial vertical.



Fonte: Adaptado de BRIX (1993).

O uso de plantas ornamentais em *wetlands*, é limitado devido à necessidade de climas tropicais para a sua sobrevivência (BELMONT e METCALFE, 2003).

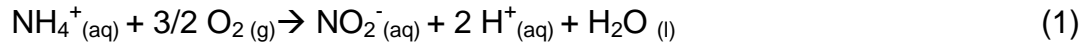
4.2 REMOÇÃO DE POLUENTES NOS SWCs

4.2.1 Remoção de nitrogênio

As formas mais comuns de nitrogênio nas *wetlands* são o nitrogênio amoniacal (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). A variedade de formas que o nitrogênio é encontrado é conseqüência das transformações químicas envolvendo compostos inorgânicos em orgânicos, e vice-versa. Algumas dessas transformações envolvem gasto energético, que geralmente é compensado pela sorção de carbono orgânico, e outras envolvem liberação de energia que beneficia o crescimento e sobrevivência dos organismos ali presentes (VYMAZAL, 2007).

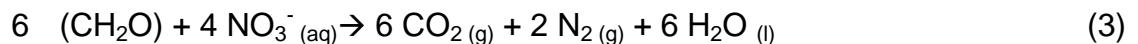
A remoção das formas de nitrogênio se dá pelos microrganismos majoritariamente, e não pelas plantas. O principal mecanismo de remoção é a nitrificação-desnitrificação microbiana (STOTTMEISTER et al., 2003).

As reações envolvendo a nitrificação são a oxidação da amônia a nitrito (1) e a oxidação do nitrito a nitrato (2), e estão a seguir.



A nitrificação é um processo quimioautotrófico, onde as bactérias nitrificantes obtêm energia a partir da oxidação da amônia e/ou do nitrito e utilizam o carbono do dióxido de carbono para sintetizar novas células. Esse processo pode depender da temperatura, pH, alcalinidade, sorção de carbono orgânico, população microbiana, concentração de nitrogênio amoniacal e oxigênio dissolvido (VYMAZAL, 1995; VYMAZAL, 2007).

O processo de desnitrificação ocorre apenas em condições anaeróbias ou anóxicas, e o nitrogênio é usado como acceptor de elétrons ao invés do oxigênio, como ocorre na nitrificação. A maioria das bactérias desnitrificantes são quimioheterotróficas. A equação química da desnitrificação é mostrada a seguir.



4.2.2 Remoção de fósforo

Nas *wetlands*, o fósforo ocorre como fosfato em compostos orgânicos e inorgânicos e diferente do nitrogênio, não há mudanças na valência durante a assimilação biótica do fósforo inorgânico ou durante a decomposição do fósforo orgânico pelos microorganismos. O estado de oxidação do fósforo que prevalece é +5, na forma de PO_4 , pois os demais estados de oxidação são termodinamicamente instáveis (LINDSAY, 1979).

As transformações do fósforo nas *wetlands* podem ocorrer de várias formas: acumulação no tecido vegetal e no solo, adsorção e dessorção; precipitação e dissolução; absorção pela planta e pelos microorganismos; fragmentação e lixiviação; e mineralização (VYMAZAL, 2007). Segundo Verhoeven e Meuleman (1999), a adsorção do fosfato em partículas do meio filtrante da *wetland* é o principal processo

de remoção, o qual depende da presença de ferro, alumínio ou cálcio em minerais de argila ou ligados à matéria orgânica.

4.2.3 Remoção de matéria orgânica

A matéria orgânica presente nos cursos hídricos consome o oxigênio presente nos mesmos através da oxidação química e bioquímica, e quando a carga de matéria orgânica ultrapassa a capacidade de autodepuração do corpo de água, a concentração de oxigênio diminui consideravelmente. Alguns indicadores de poluição orgânica são a concentração de oxigênio dissolvido, a demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) e a demanda química de oxigênio (DQO) (VALENTE et al., 1997).

As *wetlands* apresentam altas taxas de decomposição de DQO e DBO₅, causada pela sedimentação dos sólidos suspensos e pelos processos rápidos de decomposição na água e no meio filtrante (VERHOEVEN e MEULEMAN, 1999). As bactérias aeróbias presentes nos meios porosos e nas raízes da planta, as quais sobrevivem pelo fornecimento de espaço e oxigênio pela própria planta, degradam a matéria orgânica. A eficiência dessa degradação depende da taxa de carregamento orgânico, tempo de retenção, volume do sistema e temperatura (AL-OMARI e FAYYAD, 2003).

5 METODOLOGIA

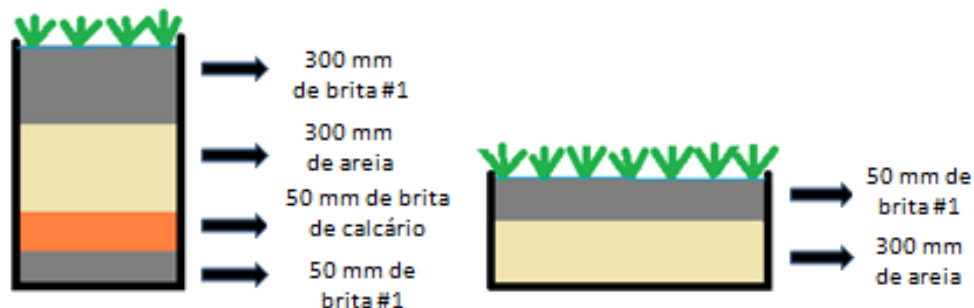
As estratégias adotadas para atender os objetivos deste trabalho estão explicitadas a seguir, incluindo a descrição do aparato experimental, planejamento das ações investigativas e os métodos utilizados.

5.1 APARATO EXPERIMENTAL

O aparato experimental foi composto por dois SWCs, de fluxo subsuperficial vertical e horizontal, plantados com a macrófita *Zantedeschia aethiopica*, e outros dois sistemas semelhantes, porém apenas com o meio filtrante e sem a presença das espécies. Os sistemas estão implantados ao lado do bloco IJ da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, câmpus Curitiba, sede Ecoville, desde 2013.

Para montagem do aparato experimental foram utilizados 4 recipientes plásticos de 200 L e volume útil de 70 L. A altura do sistema vertical é de 0,86 m e do horizontal de 0,51 m. O esquema dos sistemas vertical e horizontal é mostrado na Figura 5.

Figura 5. Esquema da montagem das wetlands vertical e horizontal, respectivamente.



Fonte: Autoria própria.

Nos sistemas verticais, cada unidade foi preenchida com uma camada de brita #01 com espessura de 50 mm, seguida de uma camada de brita de calcário com espessura de 50 mm, uma camada de areia de espessura de 300 mm e granulometria entre 1,2 e 4,8 mm, e por fim outra camada de brita #01 com 300 mm de espessura. Os sistemas horizontais foram preenchidos com uma camada de 300 mm de areia seguido de uma camada de brita #01 de espessura 50 mm. O SWC vertical possui área superficial de 0,22 m² e continha 9 mudas da planta e o horizontal possui área superficial de 0,26 m² com 10 mudas da planta.

O efluente foi coletado do córrego que passa ao lado da universidade, paralelo à rua Rogério Pereira de Camargo. Os sistemas foram operados em batelada, e foram alimentados todas as segundas, quartas e sextas-feiras.

Os sistemas são apresentados na Figura 6.

Figura 6. Esquema dos SWCs de escoamento subsuperficial a) vertical e b) horizontal. A planta utilizada *Zantedeschia aethiopica* c).



Fonte: Autoria própria.

Cada sistema possui tubulações de PVC de 25 mm com orifícios de 5 mm que foram instaladas na entrada e na saída para coleta do efluente tratado.

5.2 MONITORAMENTO DOS SISTEMAS DE WETLANDS

As análises laboratoriais foram feitas na UTFPR, no Laboratório de Saneamento, subsolo bloco IJ, câmpus Curitiba, sede Ecoville. Os parâmetros físico-químicos analisados foram pH, temperatura, turbidez, condutividade, oxigênio dissolvido, DQO, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e fósforo em duplicata em amostras do afluente e efluente dos sistemas

Os métodos analíticos utilizados estão descritos no manual *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (EATON *et al.*, 2005), e estão expostos na Tabela 1.

Tabela 1. Parâmetros físico-químicos e os respectivos métodos e referências a serem utilizados no monitoramento dos sistemas.

Parâmetro	Unidade	Método	NºMétodo	Referência
Temperatura	°C	Termômetro	-	-
pH	-	Potenciométrico	4500_H ⁺	Eaton et al. (2005)
Turbidez	UNT	Turbidímetro	-	-
Condutividade	µS. cm ⁻¹	Condutivímetro	-	-
OD	mg.L ⁻¹	Polarográfico	-	Eaton et al. (2005)
DQO	mg.L ⁻¹	Espectrofotométrico	5220_D	Eaton et al. (2005)
Nitrogênio amoniacal	mg N-NH ₄ ⁺ . L ⁻¹	Titulométrico	4500_NH ₄ ⁺	Eaton et al. (2005)
Nitrito	mg N-NO ₂ ⁻ . L ⁻¹	Espectrofotométrico	4500_NO ₂	Eaton et al. (2005)
Nitrato	mg N-NO ₃ ⁻ . L ⁻¹	Espectrofotométrico	4500_NO ₃	Eaton et al. (2005)
Fósforo	mg PO ₄ ³⁻ . L ⁻¹	Espectrofotométrico	4500_P	Eaton et al. (2005)

Cada sistema foi preenchido com o afluente manualmente até completar-se o volume útil de 70 L. As análises físico-químicas foram realizadas em amostras do esgoto bruto e tratado nos sistemas plantados e não-plantados.

O monitoramento dos SWCs foi feito em três etapas no período de Janeiro a Março. Nas duas primeiras etapas foram analisados todos os parâmetros físico-químicos descritos na tabela 1, e na terceira etapa foi feito um estudo cinético do consumo de matéria carbonácea em termos de DQO. Na etapa 1 foram feitos dois monitoramentos com duração de 3 h com coletas de amostras a cada 30 min; na etapa 2 foram feitos quatro monitoramentos com duração de 6 h e com coletas de amostras a cada 30 min. A etapa 3, com duração de 3 h, foi realizada de duas formas: com coletas de amostras a cada 15 min e a cada 20 min. A equação do modelo de cinética de primeira ordem é dada na Equação 4.

$$dQ/dt = - Kq \quad (4)$$

Em que Q é a quantidade de matéria orgânica consumida em termos de DQO e k é a constante de velocidade de primeira ordem.

5.3 INCORPORAÇÃO DA BIOMASSA DA MACRÓFITA EM BLOCOS DE CONCRETO

Ao final do período de monitoramento, as plantas foram retiradas dos sistemas e secas em estufa de circulação de ar (Nova ética – 410D) a 60°C por 72 h, e no final foram divididas em 2 partes. Uma parte foi calcinada em mufla Zezimaq a 700 °C por 15 min e posteriormente analisadas por microscopia eletrônica de varredura (MEV), com microscópio da marca Carl Zeiss e modelo EVO/MA15, e espectrometria de energia dispersiva de raios-x (EDS), com software INCA 5.04 Oxford Instruments. Estes ensaios foram realizados no Laboratório do Departamento Acadêmico de Mecânica da UTFPR - câmpus Curitiba, sede Centro. A análise atômica teve como objetivo verificar a presença de silício na amostra, o qual tem poder aglomerante e pode ser aplicado em cimentos.

Foram retiradas manualmente as fibras das macrófitas restantes, e em seguida as mesmas foram incorporadas em blocos de concreto, que por sua vez

foram analisados através de testes de compressão, flexão e teor de umidade. Os blocos foram montados utilizando cimento Portland de alta resistência (CP V-ARI), água comum e areia, com incorporação das fibras de 2%, 4% e 6% e um sem fibra, como referência. O molde utilizado possui dimensões de 120 mm de largura, 25 mm de base e 40 mm de altura, levando a um volume total de 299,07 cm³ levando-se em consideração 10% de perda. Foram utilizados 152,9 g de cimento, 73,4 g de água e 458,6 g de areia, e cada corpo de prova foi feito em triplicata.

Depois de serem montados, os corpos de prova foram secos ao ar livre durante 21 dias e em seguida foram feitos os testes de flexão e compressão em máquina prensa Emic DL30000N com *software* TESC, no Laboratório do Departamento de Construção Civil da UTFPR, campus Curitiba, sede Ecoville. O teor de umidade foi calculado pesando-se a massa do bloco úmido, e a massa após passar 24 h em estufa à 100 °C.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores máximos e mínimos obtidos para todos os parâmetros físico-químicos analisados do efluente bruto estão na Tabela 2.

Tabela 2. Características físico-químicas do efluente bruto.

Parâmetro	Valor mínimo	Valor máximo
Temperatura	22,3 °C	22,9 °C
pH	7,04	7,51
Turbidez	17,9 UNT	31,9 UNT
Condutividade elétrica	388,6 $\mu\text{S. cm}^{-1}$	638,9 $\mu\text{S. cm}^{-1}$
Oxigênio Dissolvido	1,3 mg.L^{-1}	5,2 mg.L^{-1}
DQO	79 mg.L^{-1}	203 mg.L^{-1}
Nitrogênio amoniacal	14 mg.L^{-1}	21 mg.L^{-1}
Nitrito	0,026 mg.L^{-1}	0,06 mg.L^{-1}
Nitrato	2,80	9,47 mg.L^{-1}
Fósforo	17,03 mg.L^{-1}	261,6 mg.L^{-1}

Os valores de alguns parâmetros como fósforo, DQO e condutividade elétrica apresentaram variações mais expressivas devido a períodos de chuva que coincidiram com alguns períodos de monitoramento.

As características físico-químicas do efluente após o tratamento pelos 4 sistemas *wetlands* construídos, com a presença e ausência da planta, estão apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3. Resultados das análises físico-químicas dos sistemas wetlands construídos horizontal e vertical (vegetado e não vegetado).

P	Sistema horizontal						Sistema vertical					
	Não-vegetado			Vegetado			Não-vegetado			Vegetado		
	Méd	Máx	Mín	Méd	Máx	Mín	Méd	Máx	Mín	Méd	Máx	Mín
T	23,25	24,7	21,7	22,7	24,5	19,3	23,2	24,6	21,8	23,6	25,3	21,9
pH	7,37	7,60	7,14	7,22	7,64	7,05	7,5	7,53	7,07	7,14	7,15	7,07
Turb.	12,3	18,1	8,72	14,6	21,2	10,6	15,05	28,7	10,1	100,9	120	86,2
Con.	419,75	547,0	327,8	480,1	580,7	387,5	342,53	413,5	284,1	469,7	536,6	377,4
DQO	58,1	118	25,6	65,3	130,7	30	34,16	39,3	9,0	48,1	161,7	17,0
Ef.	49	-	-	50,3	-	-	67,8	-	-	68,5	-	-
OD	1,7	2,2	1,1	1,8	2,3	1,3	4,4	6,6	2,8	4,0	6,0	2,2
NAm	7,05	7,45	6,06	4,245	5,46	2,78	9,853	10,52	8,64	1,763	5,26	0,5
Ef.	57,9	-	-	74,9	-	-	27,2	-	-	90,3	-	-
Nitrito	0,023	0,033	0,015	0,019	0,037	0,008	0,017	0,025	0,011	0,040	0,067	0,008
Ef.	33	-	-	46,9	-	-	60,3	-	-	56,8	-	-
Nitrato	2,595	4,946	1,435	2,149	4,351	1,077	0,909	1,673	0,005	4,242	8,637	0,542
Ef.	36,8	-	-	55,8	-	-	76,3	-	-	44,7	-	-
Fósf.	78,5	82	74,4	57,5	50,1	64,9	37,9	64,6	11,1	7,27	7,8	6,7
Ef.	38	-	-	67,3	-	-	61	-	-	97,4	-	-

Legenda: P = parâmetros; T = temperatura do líquido (°C); Turb = turbidez (UNT); Cond = condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$); DQO = demanda química de oxigênio (mg/L); Ef. = eficiência de remoção; OD = oxigênio dissolvido (mg/L); NAm = nitrogênio amoniacal (mg/L); Nitrito (mg/L); Nitrato (mg/L); Fósf = fósforo (mg/L); Méd = média aritmética; Máx = valor máximo; Mín = valor mínimo; Ef = eficiência.

Os valores de pH obtidos nas amostras do efluente dos sistemas variaram de 7,07 a 7,64, e a temperatura de 19,3 a 25,3 °C. A baixa amplitude de variação destes parâmetros e a temperatura próxima de 25 °C favorecem a atividade microbiana, pois temperaturas mais elevadas podem causar desnaturação e desativação das proteínas (LOHMANN, 2011).

Os resultados obtidos na análise de turbidez encontram-se na faixa de variação de 12,3 a 14,6 UNT no sistema horizontal e de 15,05 UNT no SWC vertical não-vegetado e 100,9 UNT no SWC vertical vegetado. Paoli (2010) obteve resultados de turbidez de 8 a 9 UNT em sistema de fluxo horizontal, utilizando esgoto doméstico como efluente; Silva (2007) verificou turbidez variável de 102,3 a 104,24 UNT no sistema vegetado com *Oryza sativa L.*, alimentado com esgoto doméstico. A maior turbidez encontrada no efluente do sistema vertical vegetado pode ser devido à decomposição de macrófitas e consequente depósito de sólidos no sistema. Para evitar este tipo de problema, as espécies saturadas devem ser retiradas e substituídas por novas.

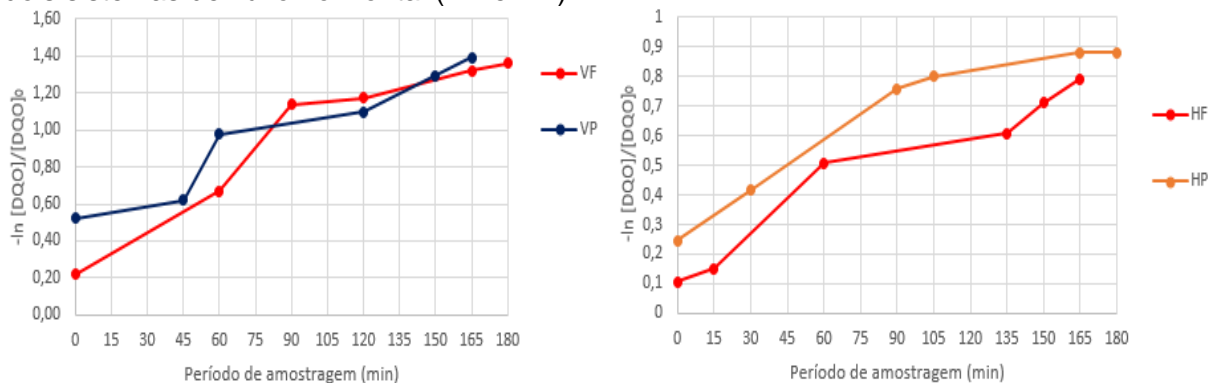
Pela Tabela 2 é possível observar maior condutividade elétrica nas *wetlands* de fluxo horizontal, variando de $419,75 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ a $480,15 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, comparadas aos sistemas de fluxo vertical nos quais foi verificada variação de $342,53 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ a $469,72 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. De acordo com Paoli (2010), a condutividade elétrica é alterada dependendo dos espaços vazios no sistema, pois em materiais mais porosos ou de maior granulometria há maior condutividade hidráulica. Isto se observa no sistema de fluxo horizontal, que contém apenas uma camada de brita e outra de areia, comparado ao sistema vertical que contém três camadas de brita e uma de areia.

As concentrações médias de OD obtidas foram de $1,8 \text{ mg/L}$ e $4,4 \text{ mg/L}$ nos sistemas não-vegetados e de $1,8 \text{ mg/L}$ e $4,0 \text{ mg/L}$ nos sistemas vegetados, horizontal e vertical, respectivamente. A maior concentração de oxigênio dissolvido no SWC vertical pode ser devido ao maior arraste de oxigênio atmosférico para o sistema, e isto pode ter interferido na eficiência deste sistema em relação à unidade horizontal. Belmont e Metcalfe (2003) obtiveram efluente com concentração de OD de $3,1 \text{ mg/L}$ de um SWC subsuperficial horizontal vegetado com o copo-de-leite.

6.1 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)

Na primeira parte do monitoramento de DQO o sistema horizontal não vegetado forneceu constante cinética de primeira ordem $k = 0,0039 \text{ min}^{-1}$ ($R^2 = 0,9405$ e $y = 0,0039x + 0,139$) e no sistema vegetado a constante foi de $0,0036 \text{ min}^{-1}$ e $R^2 = 0,8937$ ($y = 0,0036x + 0,3262$). Já para o sistema vertical, a unidade de controle forneceu $k = 0,0063 \text{ min}^{-1}$, R^2 de $0,9076$ e equação $y = 0,0063x + 0,3312$; e para a unidade plantada a constante foi $k = 0,0052 \text{ min}^{-1}$, o coeficiente de correlação R^2 $0,9348$ e a equação $y = 0,0052x + 0,5116$. Os gráficos apresentados na Figura 7 foram construídos para a obtenção destes resultados.

Figura 7. Primeira parte do monitoramento de DQO. O primeiro gráfico representa os dois sistemas de fluxo vertical: apenas com o meio filtrante (VF) e plantado (VP); e o segundo, os dois sistemas de fluxo horizontal (HF e HP).



Na segunda parte desse estudo, foram feitos os gráficos apresentados na Figura 8. Para a unidade de fluxo horizontal, o sistema de controle obteve constante de primeira ordem $k = 0,004 \text{ min}^{-1}$ ($R^2 = 0,78$ e $y = 0,004x + 0,4818$). No sistema plantado, a constante foi de 0,0027 com $R^2 = 0,9283$ e $y = 0,0027x + 0,4727$.

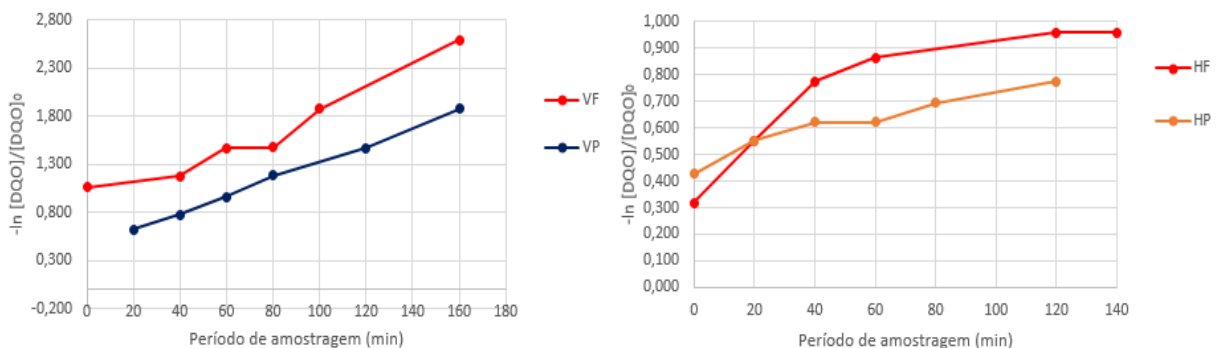


Figura 8. Segunda parte do monitoramento de DQO. O primeiro gráfico representa os dois sistemas de fluxo vertical: apenas com o meio filtrante (VF) e plantado (VP); e o segundo, os dois sistemas de fluxo horizontal (HF e HP).

Em relação à unidade de fluxo vertical, para o sistema não plantado foram encontrados $R^2 = 0,9365$, equação $y = 0,0099x + 0,8863$ e constante cinética $k = 0,0099 \text{ min}^{-1}$. Para o sistema plantado, foi encontrado um coeficiente de correlação de 0,9973, equação $y = 0,0089x + 0,4332$ e $k = 0,0089 \text{ min}^{-1}$.

A remoção de matéria orgânica em termos de DQO é relativa em relação ao efluente tratado. De acordo com Monteiro (2009), a eficiência de remoção de DQO encontra-se na faixa de 60% em SWCs. Neste trabalho, foram obtidas remoções

próximas a 50% nos dois sistemas horizontais e de 67,5% no SWC vertical não vegetado e 68,5% no SWC vertical vegetado, consideradas eficientes segundo a bibliografia pesquisada. Chagas et al. (2011) utilizando um sistema de alagados construídos vegetados com o lírio amarelo tratando esgoto doméstico obtiveram remoção de DQO de 70%.

6.2 NITROGÊNIO

Nos SWCs verticais as eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal obtidas foram de 27,2% no sistema não vegetado e 90,3% no vertical; no escoamento horizontal foram obtidas eficiências de 57% (não vegetado) a 74% (vegetado). Belmont e Metcalfe (2003) observaram em um sistema semelhante ao SWC horizontal utilizando a mesma planta eficiência de 54% na remoção de nitrogênio amoniacal. Saron e Ferreira (2013) obtiveram eficiências de remoção de 73,2% a 98,6% deste parâmetro, utilizando a macrófita *Eleocharis parvula* em *wetland* vertical. Ainda sobre o estudo dos autores, em um *wetland* horizontal, a faixa de variação de remoção foi de 57,4% a 74,9%. Calijuri et al. (2009) notaram eficiência de remoção de 23% a 82% em sistemas de fluxo horizontal com a macrófita *Brachiaria arrecta*. É possível observar que os resultados obtidos nesse trabalho estão de acordo com as faixas de variação reportadas na literatura, sendo a maior remoção do nitrogênio nos sistemas vegetados, o que é esperado devido à atividade das espécies.

Em relação ao nitrato, as eficiências médias de remoção obtidas nos SWCs horizontal e vertical vegetadas foram de 55,8% e 44,7%, respectivamente. No SWC vertical não vegetado a eficiência chegou a 76,8%. Lohmann (2011) obteve remoção de nitrato de 32,95%, em SWC vertical. Para nitrito, a eficiência máxima de remoção foi de 60,3% no SWC vertical não-vegetado, confirmando a presença de bactérias redutoras de nitrato. Para o nitrito, Lohmann (2011) observou remoção média de 46,9% no SWC vertical.

6.3 FÓSFORO

Na Figura 9 é apresentada a variação temporal do fósforo em função do período de 6h, sendo a primeira amostra no período de 3 h após a alimentação e a segunda amostra no período de 6h.

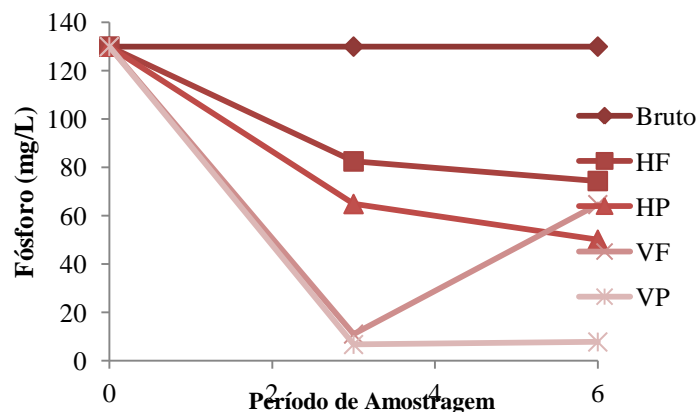


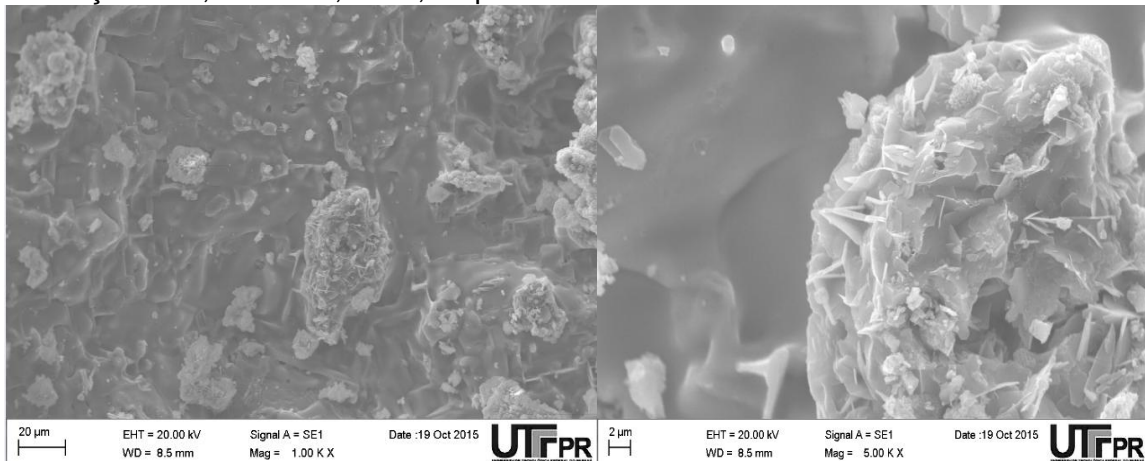
Figura 9. Variação temporal de fósforo em um período de 6h.

A eficiência média de remoção de fósforo total nos sistemas não-vegetados e vegetados foi de 38,0% e 67,3% no fluxo horizontal e de 61,0% e 97,4% no fluxo vertical ao final das bateladas, notando-se diminuição da eficiência de remoção no sistema não vegetado em relação aos vegetados. Brasil et al (2005) verificaram eficiência média de remoção de fósforo total de 35% em SWC horizontal vegetado com a espécie taboa (*Typha sp*). Conforme Monteiro (2009), a remoção adequada de fósforo é de aproximadamente 84%, porém, a diminuição é uma tendência esperada devido à ausência ou quantidade inferior de ferro no material suporte do sistema vegetado.

6.3 ANÁLISE DA BIOMASSA E INCORPORAÇÃO

As análises feitas nas cinzas das macrófitas com a microscopia eletrônica de varredura (MEV) forneceram as fotomicrografias apresentadas na Figura 10.

Figura 10. Fotomicrografias eletrônicas de varredura das cinzas das macrófitas com aproximação de 1,00 kX e 5,00 kX, respectivamente.



A espectrometria de energia dispersiva de raios-x (EDS) foi feita com o objetivo detectar a presença de silício em quantidade significativa. Segundo a NBR 12653 um material silicoso apresenta poder aglomerante na presença de água à temperatura ambiente e reage com o hidróxido de cálcio que é formado no processo de hidratação do cimento, caracterizando uma reação pozolana. A adição de aditivos minerais com atividade pozolânica acabam formando mais silicato de cálcio hidratado, reduzindo assim a porosidade do material e aumentando a resistência final (MEHTA e MONTEIRO, 1994).

Na tabela 4 são mostrados os elementos químicos encontrados na análise de EDS das cinzas da macrófita, assim como suas porcentagens.

Tabela 4. Elementos químicos encontrados nas cinzas da macrófita *Zantedeschia aethiopica* pela análise com espectroscopia de energia dispersiva de raios-x (EDS).

Elementos	Porcentagem (%)
C	14,32
O	25,01
Na	11,43
Mg	0,32
Al	0,52
Si	0,33
Cl	27,87
K	18,49
Ca	1,70
Total	100,00

Legenda: C = carbono; O = oxigênio; Na = sódio; Mg = magnésio; Al = alumínio; Si = silício; Cl = cloro; K = potássio; Ca = cálcio.

A porcentagem de 0,33% de silício não foi satisfatória para a aplicação em blocos de concreto, pois é muito baixa para que as reações pozolânicas ocorram. Outra alternativa encontrada para agregar valor às macrófitas retiradas dos sistemas é a extração de suas fibras, as quais foram extraídas manualmente e inclusas em blocos de concreto em quantidades pré-definidas de acordo com a metodologia escrita no item 5.3 deste trabalho. Após a realização dos testes de absorção de água, flexão e compressão nos blocos de concreto, foram encontrados os valores médios expostos na Tabela 5.

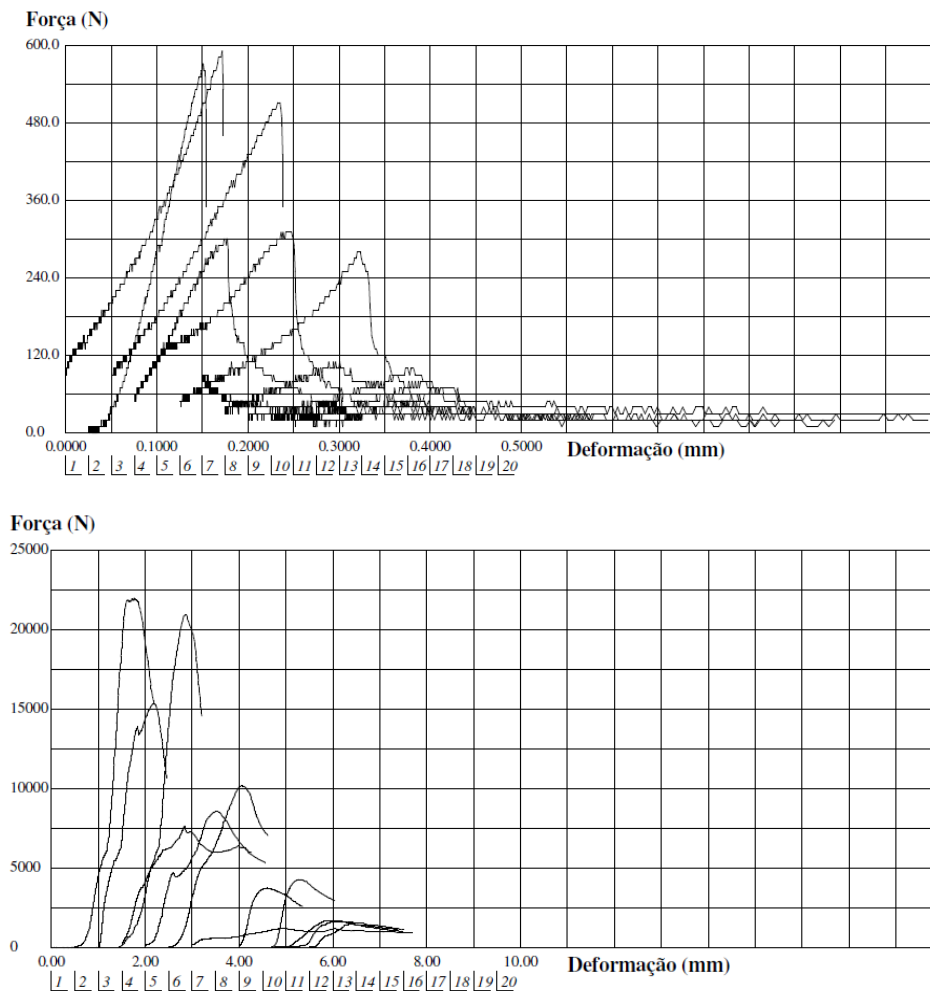
Tabela 5. Média dos valores de absorção de água, força aplicada na flexão e força aplicada na compressão, para os corpos de prova contendo 2%, 4% e 6% de fibra, além do referência (sem fibra).

Corpo de prova	Absorção de água (%)	Força aplicada na flexão (N)	Força aplicada na compressão (N)
Referência	16	558,98	19447,29
2%	19	297,90	8836,63
4%	21	100,42	3106,21
6%	24	66,94	1630,09

Dos valores de absorção de água encontrados, o menor é o de corpo de prova referência, que obteve 16%. Este valor está acima do estabelecido na NBR 6136 onde blocos estruturais de concreto devem ter absorção de água menor ou igual a 10%. Observou-se o aumento da absorção de água conforme aumentou-se a quantidade de fibra nos blocos de concreto, provavelmente devido ao aumento da porosidade do concreto.

Os ensaios de compressão e flexão forneceram os gráficos de força *versus* deformação apresentados na figura 11.

Figura 11. Gráficos de força aplicada *versus* deformação dos corpos de prova na ordem decrescente: ensaio de flexão e ensaio de compressão.



Foi observado que no bloco de concreto sem adição de fibras (referência) há um rompimento abrupto do material no ponto em que a força aplicada foi maior que a resistência do material, mas conforme foram adicionadas as fibras, o material

demorou mais para se romper totalmente. De acordo com (FIGUEIREDO, 2000) o concreto simples apresenta comportamento frágil e sem nenhuma capacidade de resistência à fissura total, mas com a adição das fibras há uma redução da velocidade de ruptura pois elas servem como “pontes de transferência de tensões pelas fissuras”, apresentando comportamento pseudo-dúctil. As fibras que interligam as fissuras favorecem um aumento na tenacidade pós-fissuração do compósito (WALTON, 1975).

As matrizes cimentícias apresentam elevada resistência à compressão, mas baixa resistência à flexão devido a sua fragilidade frente à tração. O início do processo de fissuração se dá de maneira contínua até a perda abrupta de resistência do material; assim, a presença da fibra no processo pós-fissuração confere ao material resistência à tração (RESENDE, 2003).

7 CONCLUSÕES

Com a comparação dos sistemas horizontal e vertical, pode-se concluir que o sistema de *wetlands* de fluxo vertical obteve eficiências maiores de remoção dos parâmetros analisados.

Para a eficiência média de remoção de fósforo nos sistemas não-vegetados e vegetados, ao final das bateladas, foi de 38,0% e 67,3% no fluxo horizontal e de 61,0% e 97,4% no fluxo vertical. Para o parâmetro DQO, o sistema vertical também obteve maiores eficiências de remoção, chegando a 68,5% aproximadamente, e no sistema horizontal foram obtidas remoções de 50,3%.

As maiores remoções de nitrogênio amoniacal foram de 90,3% no SWC vertical plantado e de 74,9% no SWC horizontal plantado.

Com relação ao tipo de fluxo, o sistema de escoamento vertical é ideal para complementação da nitrificação, por apresentar maior incremento de oxigênio para o substrato.

Os meios filtrantes utilizados podem ter influenciado na eficiência dos sistemas, pois no SWC horizontal foi verificada maior condutividade hidráulica, diferenciando-se do sistema horizontal, no qual foram utilizadas mais de uma camada de brita.

O melhor ajuste cinético de primeira ordem para remoção de DQO foi de $R^2 = 0,9973$ e $k = 0,0089 \text{ min}^{-1}$, encontrado no segundo monitoramento de DQO para o sistema de fluxo vertical plantado com a macrófita.

A adição da fibra da macrófita *Zantedeschia aethiopica* aumentou a ductilidade do bloco de concreto, proporcionando uma alternativa para o uso das plantas provenientes dos sistemas de *wetlands* após o término de sua vida útil.

REFERÊNCIAS

- AL-OMARI, A., FAYYAD, M. **Treatment of domestic wastewater by subsurface flow constructed wetlands in Jordan**. *Desalination*, p. 27-39, 2003.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT. **NBR 6023**. Informação e documentação. Referência.Elaboração.Rio de Janeiro, 2002.
- BELMONT, M. A., METCALFE, C. D. **Feasibility of using ornamental plants (*Zantedeschia aethiopica*) in subsurface flow treatment wetlands to remove nitrogen, chemical oxygen demand and nonylphenoethoxylate surfactants – a laboratory-scale study**. *Ecological Engineering*, p. 233-247, 2003.
- BRASIL, M. S., MATOS, A. T., SOARES, A. A., FERREIRA, P. A. **Qualidade do efluente de alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico**. *Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental*, v. 9, p. 133-137, 2005.
- BRASIL. **MINISTÉRIO DAS CIDADES. Diagnóstico dos serviços de água e esgoto – 2014. Sistema nacional de informações sobre saneamento 2014**. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2016. P. 212. Disponível em <<http://www.snis.gov.br>> Acesso em jun. 2014.
- BRIX, H., SCHIERUP, H.-H. **The use of macrophytes in water pollution control**. *Ambio* 18, p. 100–107, 1989.
- BRIX, H. **Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes and treatment performance**. In: Moshiri, G. A. (ed.). *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*, p. 9-12.CRC Press, Boca Raton, Florida, 1993.
- BRIX, H. **Function of macrophytes in constructed wetlands**. *Water Science and Technology*, London, v. 29, n. 4, p. 71-78, 1994.
- CALIJURI, Maria Lúcia; BASTOS, Rafael K. X.; MAGALHÃES, Tiago B.; CAPELETE, Bruna C.; DIAS, Edgard H. O. **Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/*wetlands* construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes**.*Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*. Vol. 14, nº 3, 2009.
- CARDOSO, M. L., PERALTA, A. H., OLIVEIRA, D. M. C., COSTANZI, R. N. **Remoção de nutrientes e matéria orgânica de efluente de laticínio por sistema alagado construído híbrido em Londrina – Paraná**. *Revista Hipótese*, Itapetininga, v.1, n.1, p. 48-61, 2015.
- CHAGAS, R. C., MATOS, A. T., CECON, P., MONACO, P. A., FRANÇA, L. G. **Cinética de remoção de matéria orgânica em sistemas alagados construídos cultivados com lírio amarelo**. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. Vol. 15, nº 11, p. 1186-1192, 2011.

DUNNE, E.J.; REDDY, K.R. Phosphorus biogeochemistry of wetlands in agricultural watersheds. In: DUNNE, E.J.; REDDY, R.; CARTON, O.T. (Eds). **Nutrient management in agricultural watersheds: a wetland solution**. Wageningen, The Netherlands: Wageningen Academic Publishers, 2005. p. 105-119

EATON, Andrew. D; Clesceri, L. S; RICE, Eugeni.W.; GREENBERG, A. E. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington: American Public Health Association; American Water Works Association; Water Pollution Control Federation, 2005.

ELIAS, J. M.; SALATI FILHO, E.; SALATI, E., 2000. **Performance of constructed wetland system for public water supply**. In: International conference on wetlands systems for water pollution control 7. Orlando 3, 1539-1544.

FIGUEIREDO, A. D. **Concreto com fibras de aço**. ISSN 0103-9830, USP – Departamento de engenharia de construção civil, 2000.

FUNASA – FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Manual de Saneamento**. Ministério da Saúde. Brasília, 2004.

HAMMER, D. A. **Constructed wetlands for wastewater treatment: municipal, industrial and agricultural**. Lewis Publishers p. 4-13. Florida, USA, 1989.

LINDSAY, A. L. **Chemical equilibria in soils**. New York: John Wiley and sons; 1979.

LOHMANN, Gabriele. **Caracterização de uma estação de tratamento de esgoto por zona de raízes utilizando variáveis abióticas e microbiológicas**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – UTFPR, Curitiba/PR, 2011.

LUEDERITZ, V., ECKERT, E., LANGE-WEBER, M., LANGE, A., GERSBERG, R. M. **Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical flow and horizontal flow constructed wetlands**. Ecological Engineering 18, p. 157-171, 2001.

MEHTA, P. K.; MONTEIRO, P. J. M. **Concreto - Estruturas, propriedades e materiais**. 2ª ed. São Paulo, Pini, 1994.

MONTEIRO, Rodrigo César de Moraes. **Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo “wetlands” para tratamento de água cinza visando o reuso não potável**. São Paulo. Dissertação (Mestrado)-Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2009.

NOGUEIRA, S. F., MERLI, G. L., SALATI FILHO, E., ELIAS, J.M., 2000. **Evaluation of sewage treatment system on constructed wetlands**. In: International conference on wetlands systems for water pollution control 7. Orlando, 3, 2010-2015.

- PELISSARI, C., DECEZARO, S. T., BENTO, A. P., WOLFF, D. B., SEZERINO, P. H. **Wetlands construídos aplicados no tratamento de efluente de bovinocultura leiteira.** Revista Engenharia e Construção Civil, v. 2, n. 2, 2015.
- PAOLI, A. C. **Análise de desempenho e comportamento de *wetlands* horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos.**Dissertação (Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - UFMG, 2010.
- RESENDE, F. M. **Influência das fibras de aço, polipropileno e sisal no amortecimento de concretos de resistência normal e de alto desempenho.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – UFRJ, Rio de Janeiro/RJ, 2003.
- ROUSSEAU, D. P. L., LESAGE, E., VANROLLEGHEM, P. A., PAUW, de N. **Constructed wetlands for water reclamation.** Desalination 218, p. 181-189, 2008.
- SARON, Alexandre; FERREIRA, Marcella M. **Estudo da eficiência do tratamento de esgoto doméstico por sistema de *wetland* de fluxo vertical descendente para ser aplicado em comunidades isoladas – estação de tratamento em escala de laboratório.**Revista Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade. Vol. 8, nº 1, 2013.
- 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.112, p. 429–448, 2012.
- SEZERINO,P.H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical.** 2006. 171f.Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) -Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2006.
- SILVA, Selma C. **“Wetlands Construídos” de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos.** 2007. 205 f. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos), - Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, 2007.
- SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÃO SOB SANEAMENTO–SNIS.18° **Diagnóstico dos serviços de água e esgoto.** 154 p, 2012.
- SOUSA, J. T., HAANDEL, A., COSENTINO, P. R., GUIMARÃES, A. **Pós tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas “wetlands” construídos.** Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental. Volume 4, p 87-91. UFPB, Campina Grande/PB, 2000.
- STOTTMEISTER, U., WIEBNER, A., KUSCHK, P., KAPPELMEYER, U., KASTNER, M., BEDERSKI, O., MULLER, R. A., MOORMANN, H. **Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment.** Biotechnology Advances, p. 93-117, 2003.

THAME, Antonio Carlos de Mendes *et al.* **A cobrança pelo uso da água.** Volume único. Instituto de Qualificação e Editoração LTDA, 2000.

TONIATO, J. V. **Avaliação de um wetland construída no tratamento de efluentes sépticos – estudo de caso ilha grande, Rio de Janeiro, Brasil.** Dissertação apresentada à Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, para obtenção do grau de Mestre em Ciências, Área de concentração: Saúde Pública. Rio de Janeiro, 95pp, 2005.

USEPA. **Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters.** United States Environmental Protection Agency, 2000. 154 p.

VALENTE, J. P. S., PADILHA, P. M., SILVA, A. M. M. **Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu - SP.** Eclética Química, 22, 49-66, 1997.

VAN KAICK, Tamara S. **Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná.** 2002. 116 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia) – CEFET-PR, Curitiba/PR, 2002.

VERHOEVEN, J. T. A., MEULEMAN, A. F. M. **Wetlands for wastewater treatment: opportunities and limitations.** Ecological Engineering, p. 5-12, 1999.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** Belo Horizonte, UFMG. v.2. 1996.

VYMAZAL, J. **Algae and Element Cycling in Wetlands.** Lewis Publishers, Chelsea, Michiga, 1995.

VYMAZAL, J., BRIX, H., COOPER, P.F., GREEN, M.B., HABERL, R. **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe.** Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 1998.

VYMAZAL, J. **Removal of nitrogen via harvesting of emergent vegetation in constructed wetlands for wastewater treatment.** Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, p. 209–221, 2005.

VYMAZAL, J. **Removal of nutrients in various types of constructed wetlands.** Science of the total environment, p. 48-65, 2007.

WALTON, P. L.; MAJUMDAR, A. J. **Cement-based composites with mixtures of different types of fibres.** Composites, p. 293-306, 1975.

WU, S., AUSTIN, D., LIU, L., DONG, R.. **Performance of integrated household constructed wetland for domestic wastewater treatment in rural areas.** Ecological Engineering, v. 37, n. 6, p. 948-954, 2011.

YUHAN D H, GAO S. X., REN Q. J. **Study on purified efficiency of phosphorus and nitrogen from domestic sewage by several macrophytes in vertical flow constructed wetlands.** J Soil Water Conserv, 18(4): p. 77–82, 2004.

ZHAO J. G., YANG Q., CHEN Z. H. **Studies on root system biomass of the plants in several kinds of wetland.** China Environ Sci, 23(3): p. 290–294, 2003.

ZURITA, F. BELMONT, M. A., ANDA, J. de. **Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands.** Ecological Engineering, p. 861-869, 2009.