

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL
ENGENHARIA AMBIENTAL

DÉBORA DE MELLO

**COMPARATIVO DA EFICIÊNCIA DE TRATAMENTO DE ESGOTO
SANITÁRIO BRUTO E PÓS- REATOR UASB, EM SISTEMA PILOTO
DE WETLAND CONSTRUÍDO COM *PONTEDERIA PARVIFLORA*
*ALEXANDER***

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

CAMPO MOURÃO

2013

DÉBORA DE MELLO

**COMPARATIVO DA EFICIÊNCIA DE TRATAMENTO DE ESGOTO
SANITÁRIO BRUTO E PÓS - REATOR UASB, EM SISTEMA PILOTO
DE WETLAND CONSTRUÍDO COM *PONTEDERIA PARVIFLORA*
ALEXANDER**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental, da Coordenação de Engenharia Ambiental, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná do Câmpus Campo Mourão.

Orientadora: Dr. Débora Cristina de Souza
Co-orientador: Dr. Sônia Barbosa de Lima

CAMPO MOURÃO

2013

Dedico este trabalho a minha mãe, que com sua simplicidade me ensinou a ser humilde diante dos homens e grande aos olhos de Deus. A você mãe, que acreditou em mim, minha eterna gratidão.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por ser meu Pai consolador nos momentos difíceis que apareceram durante o curso. Eu agradeço e peço que continue a me dar forças para seguir meus objetivos.

A minha Mãe, que acreditou em mim, soube ter paciência e voz, para que tudo isso fosse possível. A ela, o meu muito obrigado.

A meu pai, meus irmãos, irmã, e família, que direta, ou indiretamente contribuíram para a minha formação, meus agradecimentos.

A professora Débora Cristina de Souza, que me orientou durante todo o curso, não só como professora, mas como amiga, passando seu conhecimento e me indicando a melhor direção em todas as situações. Os meus sinceros agradecimentos por todos esses anos de apoio e compreensão.

Aos professores da Coordenação de Ambiental por todo conhecimento transmitido, a Universidade Tecnológica Federal do Paraná – câmpus Campo Mourão pelo espaço cedido para realização desta pesquisa e a todos os demais professores que contribuíram para a minha formação, obrigada pelo conhecimento e pelo carinho.

A Jéssica Luiza Bueno Trevizani, que soube ser amiga e irmã, me emprestando sua família e dividindo comigo as alegrias e tristezas durante esses cinco anos, obrigada e que Deus te ilumine nessa nova etapa de sua vida.

A Ana Paula Retkva, que sempre esteve ao meu lado e enfrentou comigo todas as dificuldades que por ventura apareceram durante os anos, obrigada por ser a minha amiga de sempre e para sempre.

A Aline Yukie Minasse Watanabe, Kelly Umeki e ao José Eduardo Munhoz, que compartilharam comigo os anos de faculdade, se tornando meus grandes amigos, a vocês, todo meu carinho e agradecimento, pois o curso de engenharia não se faz sozinho, e vocês fizeram parte da minha engenharia.

As amigas Angélica Ardengue, Ana Cláudia Milani, Fernanda Divensi e Mariana Hoppen, obrigada por tudo e pela grande amizade que levarei para sempre.

A André Dorini, Micheli Lazzari, Rômulo Serpa Milléo, e Leocádia Barboza, meus agradecimentos por todo apoio, incentivo e pela amizade sem fim.

A Matheus Felipe Carli, por seu amor e carinho, compreensão, força e incentivo. Obrigada por ser presença constante em minha vida.

Aos companheiros e amigos do projeto de extensão Proext, pela ajuda nas análises de laboratório e por toda colaboração na pesquisa, e aos técnicos de laboratório Kássia Ayumi Segawa do Amaral, Marcelo Nunes de Jesús e demais servidores, pela ajuda e serviços prestados.

E aos demais amigos e colegas da universidade que estiveram comigo durante esses anos, obrigada a todos vocês.

“A natureza é o único livro que oferece um conteúdo valioso em todas as suas folhas” Johann Goethe (1749- 1832)

RESUMO

MELLO, Débora de. **COMPARATIVO DA EFICIÊNCIA DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO bruto e PÓS- REATOR UASB, EM SISTEMA piloto de wetland construído COM PONTEDERIA PARVIFLORA**. 2013. 52p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2013.

O presente estudo avalia a eficiência de um sistema de wetland construído, visando à remoção de compostos nitrogenados e fósforo e o tempo de redução desses compostos utilizando a macrófita aquática *Pontederia parviflora* Alexander, tratando o esgoto sanitário bruto e o pós UASB. As análises foram divididas em duas fases, a primeira foi destinada a verificar a eficiência de remoção dos parâmetros analisados tratando o esgoto bruto e o pós reator UASB, nos meses de maio e setembro de 2012 com o tempo de detenção hidráulico de 48 horas, e a segunda fase foi destinada ao cálculo da constante cinética, para verificar o tempo de remoção dos compostos presentes no esgoto bruto e no pós reator UASB, nos meses de novembro e dezembro de 2012, com o tempo de detenção hidráulico de 12 horas. Também foram feitos testes para analisar a redução de microorganismos no sistema. O piloto foi montado na UTFPR-Cm, ao lado do bloco C, consistia de duas caixas de água de 100L, caixa A e caixa B, onde a caixa A recebia o esgoto proveniente do reator UASB e a caixa B o esgoto bruto proveniente da caixa de passagem do esgoto bruto ao lado do bloco, as caixas possuíam meios filtrantes que eram 30cm de areia grossa e 15cm de pedra brita número 3 e as macrófitas plantadas em cima desses meios filtrantes. Nas análises foi possível observar uma boa eficiência na remoção de fósforo tratando o pós UASB e esgoto bruto nos dois meses e para sólidos, uma eficiência de 99%. Através do cálculo da constante cinética, o tempo de remoção da concentração total dos parâmetros foi analisado, e os resultados foram satisfatórios, principalmente para o fósforo nos dois meses. Na análise microbiologia, a eficiência foi de 95%, mostrando que o sistema consegue eliminar organismos patogênicos. O estudo também mostrou que as macrófitas por si só, conseguem eliminar os compostos e não necessita de um tratamento junto, como o UASB.

Palavras-chave: Cinética, Macrófitas aquáticas, Fósforo.

ABSTRACT

MELLO, Débora de. **COMPARISON OF EFFICIENCY OF SANITARY SEWAGE TREATMENT gross and POST - UASB REACTOR IN SYSTEM WITH pilot constructed wetland Pontederia parviflora.** In 2013. 52p. Labor Course Completion (Bachelor of Environmental Engineering) - Federal Technological University of Paraná. Campo Mourao, 2013.

This study evaluates the efficiency of a constructed wetland system, aiming at removing nitrogen and phosphorus and time reduction of these compounds using macrophyte *Pontederia parviflora* Alexander, treating the raw sewage and UASB post. The analysis was divided into two phases, the first was to verify the removal efficiency of the analyzed parameters treating raw sewage and UASB post in the months of May and September 2012 with the hydraulic detention time of 48 hours, and the second phase was designed to calculate the kinetic constant, to check the time of removal of the compounds present in raw sewage and UASB post in the months of November and December 2012, with the hydraulic detention time of 12 hours. Tests have also been made to analyze the reduction of microorganisms in the system. The pilot was mounted UTFPR-cm, beside Block C, consisting of two boxes of water 100L, box A and box B, where the box was receiving sewage from the UASB and box B raw sewage from the box passing the raw sewage in the next block, the filter medium had boxes which were 30cm 15cm coarse sand and crushed stone macrophytes number 3 and planted on top of these filter average. In the analysis we observed a good removal efficiency of phosphorus after treating the raw sewage in UASB and two months and for solids, an efficiency of 99%. By calculating the kinetics, the time of removal of the total concentration of the parameters was analyzed and the results were satisfactory, particularly for the two months phosphorus. In the analysis microbiology, efficiency was 95%, showing that the system can eliminate pathogenic organisms. The study also showed that the macrophytes alone can't eliminate the need for compounds and with a treatment such as UASB.

Keywords: Kinetics, Aquatic macrophytes, Phosphorus

LISTA DE FIGURAS

| | |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 1 - Classificação das macrófitas aquáticas quanto ao seu biótipo no ambiente aquático. Fonte: http://www.ufscar.br/~probio/perfil_m.jpg | 19 |
| Figura 2 - Banhado do Córrego Água dos Papagaios, Campo Mourão, PR, dominado por <i>Pontederia parviflora</i> Alexander. | 20 |
| Figura 3 - Esquema simplificado de um sistema de wetland construído. | 21 |
| Figura 4 - Exemplo de uma estação de fitotratamento: a - rede de tubulação coletora dos esgotos revestidas por sombrite. b - camada de brita. Fonte: Watanabe (2012). | 29 |
| Figura 5 - Piloto do sistema de wetlands construído, com as duas caixas d'água que receberam os efluentes. Figura A, a caixa d'água recebia o esgoto pós UASB e a figura B o esgoto bruto. | 30 |
| Figura 6 - Piloto, com a caixa d'água sendo coberta pelos meios filtrantes e com destaque para o cano de pvc. | 31 |
| Figura 7 - Caixa d'água para implantação das macrófitas coberta por areia..... | 31 |
| Figura 8 - Fluxograma do experimento do tratamento de esgoto | 32 |
| Figura 9 - Resultados do parâmetro nitrito, analisados nos meses de maio e setembro de 2012. Aa – Afluente da caixa A; Ea – efluente da caixa A; Ab – Afluente da caixa B; Eb – Efluente da caixa B. | 38 |
| Figura 10 - Resultados do parâmetro nitrato, analisados nos meses de maio e setembro de 2012. Aa – Afluente da caixa A; Ea – efluente da caixa A; Ab – Afluente da caixa B; Eb – Efluente da caixa B. | 38 |
| Figura 11 - Resultados do parâmetro Nitrogênio amoniacal, analisados nos meses de maio e setembro de 2012. Aa – Afluente da caixa A; Ea – efluente da caixa A; Ab – Afluente da caixa B; Eb – Efluente da caixa B. | 39 |
| Figura 12 - Resultados do parâmetro nitrogênio total, analisados nos meses de maio e setembro de 2012. Aa – Afluente da caixa A; Ea – efluente da caixa A; Ab – Afluente da caixa B; Eb – Efluente da caixa B. | 40 |
| Figura 13 - Resultados do parâmetro fósforo, analisados nos meses de maio e setembro de 2012. Aa – Afluente da caixa A; Ea – efluente da caixa A; Ab – Afluente da caixa B; Eb – Efluente da caixa B. | 40 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Tabela 1 - Parâmetros analisados no mês de maio de 2012, com o TDH de 48 horas..... | 34 |
| Tabela 2 - Parâmetros analisados no mês de setembro de 2012, com o TDH de 48 horas..... | 35 |
| Tabela 3 - Valores da constante cinética de 1ª ordem, equação de ajuste e R ² para o efluente dos dois sistemas de wetlands (caixa A e caixa B) para o mês de novembro de 2012. | 42 |
| Tabela 4 - Valores da constante cinética de 1ª ordem, equação de ajuste e R ² para o efluente dos dois sistemas de wetlands (caixa A e caixa B) para o mês de dezembro de 2012. | 42 |
| Tabela 5 - Taxa de reação do consumo de nutrientes no sistema de wetland no mês de novembro de 2012, para as caixas A e B..... | 43 |
| Tabela 6 - Taxa de reação do consumo de nutrientes no sistema de wetland no mês de dezembro de 2012, para as caixas A e B..... | 43 |
| Tabela 7- Concentração inicial do mês de novembro de 2012 e o tempo de remoção da concentração total dos parâmetros..... | 44 |
| Tabela 8- Concentração inicial do mês de dezembro de 2012 e o tempo de remoção da concentração total dos parâmetros..... | 44 |

SUMÁRIO

| | |
|--------------------------------------|-----------|
| 1 INTRODUÇÃO..... | 12 |
| 2 OBJETIVOS | 14 |
| 2.1 OBJETIVO GERAL..... | 14 |
| 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS..... | 14 |
| 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA | 15 |
| 4 MATERIAL E MÉTODOS..... | 29 |
| 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO..... | 34 |
| 6 CONCLUSÃO | 46 |
| REFERÊNCIAS..... | 47 |

1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional, aliado à falta de saneamento básico, é um problema tanto ambiental como de saúde pública, pois aumentam a utilização dos recursos naturais, como corpos hídricos. Isto muitas vezes, é fator negativo para o ambiente, pois pode acarretar lançamento de poluentes sem qualquer tratamento prévio causando contaminação de solos e rios. A maioria dos municípios brasileiros pouco investe na área de saneamento e conseqüentemente as doenças veiculadas por esgotos não tratados, como zoonoses, atingem diversos níveis da sociedade (TUNDISI, 2005)

Existem diversos sistemas de tratamento de esgotos, dentre esses sistemas, destacam-se os reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) que apresentam algumas vantagens e desvantagens. Segundo SPERLING (2005), os reatores UASB possuem eficiência de remoção de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) de 70% e baixa produção de lodo. Algumas desvantagens são a baixa eficiência na remoção de patógenos e compostos nitrogenados e fósforo, necessitando de um sistema de pós-tratamento.

A fitorremediação (Fito = planta e remediar = dar remédio, corrigir) é uma tecnologia emergente que utiliza várias plantas (vegetais) para degradar, extrair, conter ou imobilizar contaminantes tanto em solos, quanto em águas (USEPA, 2000). Os sistemas de wetlands construídos (SWC) são uma das formas de fitorremediação em água. O fenômeno de fitorremediação, protagonizado pelas plantas e bactérias associadas, foi inicialmente observado e explorado em ecossistemas naturais alagados, como pântanos e brejos (BARRETO, 2011).

Pesquisadores, como WEISS (1994) destacam que as plantas utilizadas sempre devem ter aerênquimas bem desenvolvidos no caule e raízes em forma de cabeleira. Nas raízes das plantas estão fixas as bactérias que recebem oxigênio e nitrogênio conduzidos pelos aerênquimas do caule até as raízes. Em troca, as bactérias decompõem a matéria orgânica que é transformada em nutrientes que são fornecidos para a planta. O oxigênio possui uma ação direta na eliminação dos germes ou bactérias causadoras de doenças, eliminando facilmente bactérias patogênicas e coliformes fecais.

Com a necessidade da eliminação de alguns nutrientes que não são retirados com o tratamento do reator UASB, e a busca por novas tecnologias, tanto

viáveis como econômicas, para o tratamento de esgotos sanitários, o estudo com macrófitas aquáticas, utilizando os sistemas de wetlands construídos, torna-se cada vez mais procurado.

Dentro desse contexto, este projeto piloto teve como objetivo verificar a eficiência da macrófita aquática *Pontederia parviflora* Alexander, em sistemas de wetlands construídos, tratando esgoto bruto e pós-reator UASB.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Verificar a eficiência de *Pontederia parviflora* Alexander no tratamento de esgoto, bem como a sua capacidade de redução de compostos nitrogenados e fósforo em esgoto bruto e pós-reator UASB.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Avaliar a redução de compostos nitrogenados e fósforo do esgoto sanitário bruto, e pós reator UASB em sistema de wetland construído com *Pontederia parviflora*;

Comparar a capacidade de remoção dos compostos nitrogenados e fósforo entre o tratamento do esgoto bruto, e pós reator UASB

Avaliar o tempo de remoção de compostos nitrogenados e fósforo em sistema de wetland construído com *Pontederia parviflora*;

Avaliar a redução de microrganismos nos sistemas de wetlands construídos de esgoto bruto e pós reator UASB.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O saneamento básico é um serviço de extrema importância, pois interfere na saúde pública, ambiente, no bem estar da população e também no próprio crescimento econômico (NOZAKI, 2007).

Segundo IBGE (2008), apenas 28% dos municípios brasileiros fazem o tratamento do esgoto coletado, entretanto, 80% dos municípios investem em melhorias em relação à coleta de esgoto sanitário.

Embora a relação entre coleta de esgoto e seu tratamento seja desproporcional, observa-se a importância dos serviços de saneamento básico buscando cada vez mais melhorias para seus sistemas. Possuir um tratamento adequado reduz os riscos de transmissão de doenças, como diarreia e outras relacionadas à contaminação hídrica, fazendo com que os gastos com saúde pública se reduzam (NOZAKI, 2007).

Além da prevenção de patógenos, devem ser enfatizados também os impactos sobre o ambiente que a falta de esgotamento traz, como a contaminação dos mananciais e dos cursos d'água. De acordo com Assenhaimer e Rubio (2003), qualquer efluente urbano afeta a qualidade do corpo d'água receptor, desta forma, torna-se imprescindível tratar esses efluentes atendendo as normas vigentes.

Embora o esgoto provoque tantos problemas como poluição, contaminação bacteriana e o aparecimento de doenças, as prefeituras procuram justificar a falta de tratamento adequado, alegando custo alto na instalação e manutenção de estações de tratamento de esgoto. Mas isso nem sempre é razão suficiente, pois o Brasil é um país de clima quente e isso favorece a utilização de sistemas mais simples, que resolvem bem o problema (FLORENCIO, 2006).

Cada estação de tratamento procura instalar o sistema que mais se enquadra em seu perfil, segundo Jordão e Pessoa (1995), as estações também são classificadas em função do grau de redução de sólidos em suspensão e da demanda bioquímica de oxigênio. Sperling (1996) classifica os níveis de tratamento como: preliminar, onde há remoção de sólidos grosseiros e gorduras; primário, que tem como objetivo a remoção de sólidos sedimentáveis, sólidos flutuantes e matéria orgânica em suspensão; secundário, onde predomina os processos biológicos de tratamento; e terciário, que são processos avançados de tratamento.

No tratamento secundário, os processos biológicos são divididos em dois, os anaeróbios e os aeróbios. No processo anaeróbio as bactérias presente no efluente, que não utilizam oxigênio, através da decomposição convertem a matéria orgânica em lodo, líquido e gases. Nos processos aeróbios, os microrganismos se alimentam da matéria orgânica, convertendo-a em gás carbônico, material celular e água, e para essa decomposição do material orgânico, é necessário a presença de oxigênio e outras condições ambientais adequadas, como temperatura, pH, e outras.(RUBIO, 2004).

Segundo Sperling (2005), para realizar o tratamento de águas residuárias, existem diversos sistemas de tratamento de esgotos, tais como, sistemas de lodos ativados, sistemas de lagoas de estabilização, sistemas de disposição no solo, reatores aeróbios com biofilme e reatores anaeróbios de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB).

O processo de tratamento de esgotos sanitários por reatores anaeróbios de manta de lodo fluxo ascendente (UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blanket) está sendo bastante utilizado no Brasil. Seu funcionamento compreende da entrada do líquido pela parte inferior, encontrando a biomassa bacteriana e seguindo em fluxo ascendente. As bactérias fazem a decomposição da matéria orgânica e com isso, aumenta o crescimento da biomassa. Com a digestão anaeróbia do líquido no reator, há formação de gases metano (CH_4) e sulfídrico (H_2S) e formação de bolhas de gás que tendem a flotar, com essa formação de bolhas, a biomassa é carregada junto até o separador trifásico na parte superior do reator, que promove a retenção das bolhas; o acúmulo de biogás e o retorno da biomassa para o manto de lodo. Dentre os resíduos gerados nessa unidade de tratamento destacam-se o biogás e o lodo (CHERNICHARO, 2001).

A tecnologia anaeróbia aplicada ao tratamento de esgotos sanitários encontra-se bem consolidada e apresenta inúmeras vantagens como baixo custo de implementação e de operação; baixa produção de lodo; baixo consumo de energia; eficiência de remoção de DBO/DQO;boa desidratabilidade do lodo; sistema compacto e grande economia de área. Entretanto, esses sistemas apresentam capacidade limitada de remoção de matéria orgânica e pequena remoção de nutrientes e patógenos, em geral demandando pós-tratamento, seja para o lançamento em corpos receptores, ou para o reuso (CHERNICHARO, 2001; SPERLING, 2005; SOUZA, 2000).

O pós-tratamento, também chamado de tratamento terciário, tem como objetivo remover poluentes específicos ou agir como tratamento complementar, é realizado como “polimento” final dos efluentes, promovendo remoção suplementar de sólidos, organismos patogênicos e nutrientes como fósforo e nitrogênio (ERCOLE, 2003; CETESB, 2006).

Sperling (2005) comenta que tratamentos convencionais exigem grandes investimentos, mas a procura e interesse em técnicas alternativas de baixo custo e as pesquisas relacionadas ao tema, visando encontrar um tratamento adequado de acordo com as características de cada efluente, cresce cada vez mais.

Para se definir qual tipo de tratamento deve ser empregado, é necessário levar em consideração os aspectos como eficiência, confiabilidade, disposição do lodo, requisitos da área, impactos ambientais, custo de operação e implantação, sustentabilidade e simplicidade e analisar separadamente cada sistema para que seja escolhido o melhor em termos de eficiência e custo econômico (SPERLING, 1996).

Segundo Neto (1997), uma característica desejável para qualquer sistema de tratamento de esgoto é a simplicidade funcional. Por isso, há uma importância em buscar técnicas e conhecimentos que sejam cada vez mais baratos, fáceis e acessíveis, como a utilização de macrófitas aquáticas no tratamento de esgotos sanitários. De acordo com Esteves (1998), no uso de sistemas vegetais para fitorremediar, ou seja, remover, degradar ou isolar substâncias tóxicas do ambiente, pode-se, por exemplo, utilizar as macrófitas aquáticas.

A fitorremediação é uma técnica bastante utilizada nos Estados Unidos e na Europa, que consiste no uso de plantas associadas a microbiota para a limpeza de ambientes poluídos, onde por processos naturais, as plantas e a flora microbiana presente na rizosfera degradam e sequestram poluentes orgânicos e inorgânicos (LAMEGO; VIDAL, 2007).

Existem cinco etapas da fitorremediação: fitoestabilização, fitodegradação, fitovolatilização, fitoestimulação e fitoextração. Na fitoestabilização, os contaminantes orgânicos ou inorgânicos são incorporados a lignina ou ao húmus, precipitando os metais e posteriormente aprisionando-os na matriz. Na fitodegradação, os contaminantes orgânicos são degradados por enzimas dentro das células vegetais (RAMOS, 2008). A fitovolatilização é um processo no qual a

planta absorve alguns elementos como mercúrio e selênio, e depois de convertidos em formas não tóxicas pelas plantas, são liberados na atmosfera. A fitoestimulação é a degradação de poluentes orgânicos por microrganismos na rizosfera, estimulado pelas plantas. A fitoextração é a absorção ou transporte dos contaminantes até os tecidos superiores da planta, seguido de coleta e destruição da fitomassa (OLIVEIRA, 2010).

Para Martins (2008), além de possuir baixo investimento, as macrófitas têm a capacidade de fitorremediar mais de um elemento no mesmo local e são de fácil manejo. Rubio *et al.* (2004) também compartilham da mesma idéia, em que as macrófitas aquáticas apresentam diversas vantagens e ressaltam que o sucesso dessa técnica é devido à grande área superficial que os bioabsorventes apresentam, pois as plantas removem da água seus nutrientes e quanto maior for a área de contato, mais elevada a capacidade de acumulação de solutos. As macrófitas aquáticas também possuem a capacidade de acumular e acelerar a ciclagem de nutrientes (POMPEO, 2008)

Segundo Naime & Garcia (2005), são as bactérias heterotróficas, que se encontram na zona anóxica, que é pobre em oxigênio, as responsáveis pela transformação do nitrato em nitrito. O fósforo fica retido no subsolo e precipita na coluna d'água.

De acordo com Salt (1998) e Chernicharo (2001), as macrófitas contribuem para a manutenção da qualidade da água, pois removem e retêm nutrientes do processo da matéria orgânica e resíduos químicos e da redução de carga de sedimentos descartados nos corpos receptores. A vegetação funciona como barreira para os sedimentos e poluentes, enquanto a água percorre pelo substrato até o corpo receptor, e esses sedimentos e poluentes são capturados pela vegetação e então metabolizados.

Elas têm a função de disponibilizar oxigênio para os microrganismos que vão degradar a matéria orgânica e o escape de oxigênio das raízes cria condições de oxidação, que juntamente com as condições anóxicas estimulam a decomposição aeróbia do material orgânico, o crescimento das bactérias nitrificantes e a inativação de compostos que seriam tóxicos as raízes das plantas (VALENTIM, 2003; BRIX, 1994).

Campos (1998) ressalta que as macrófitas devem atender as necessidades do projeto, e deve-se levar em conta o local, a origem das espécies, optando-se por espécies locais e não exóticas.

No trabalho de Esteves (1998), o autor relata que as macrófitas aquáticas apresentam uma grande capacidade de adaptação aos diferentes ambientes a que são submetidas.

Assim, surge a oportunidade desses estudos avançarem cada vez mais por locais diferentes.

As macrófitas aquáticas são constituintes, em sua grande maioria, de vegetais superiores que retornam aos ambientes aquáticos (ESTEVES, 1998). São geralmente classificadas segundo seu biótipo no ambiente aquático, nos seguintes grupos ecológicos (Figura 1): Emergentes: enraizadas, porém com folhas fora d'água; Flutuantes fixas: enraizadas e com folhas flutuando na superfície da água; Flutuantes livres: flutuam na superfície da água; Submersas fixas: enraizadas, crescendo totalmente submersas na água e Submersas Livre: permanecem flutuando submergidas na água (RAMOS, 2008).

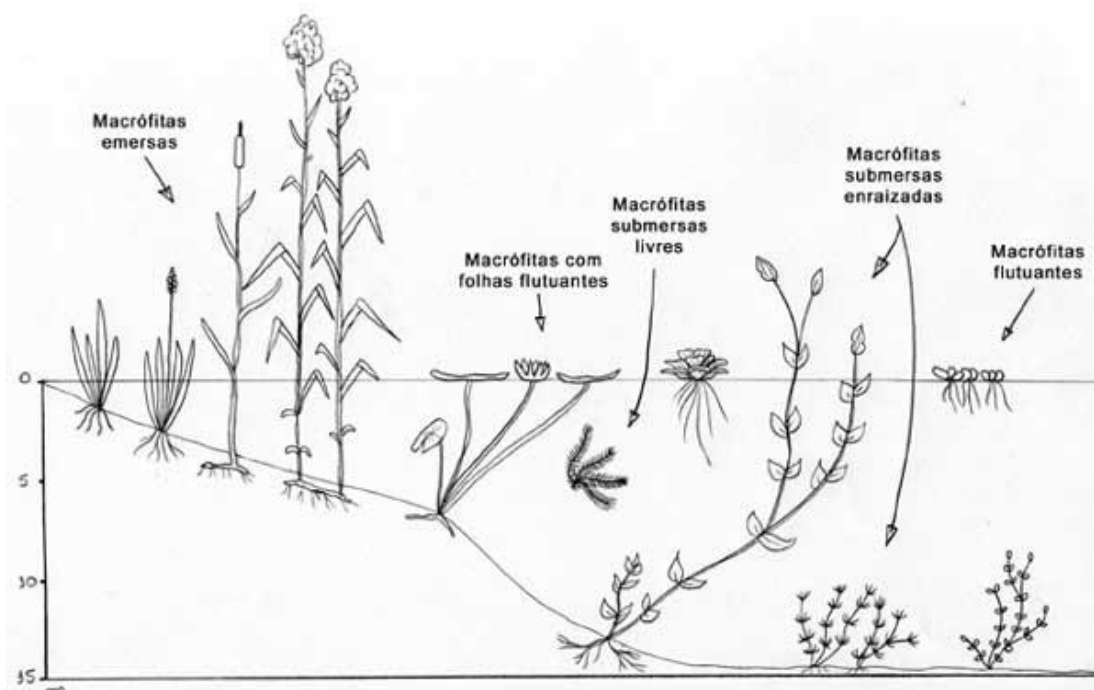


Figura 1 - Classificação das macrófitas aquáticas quanto ao seu biótipo no ambiente aquático.
 Fonte: http://www.ufscar.br/~probio/perfil_m.jpg.

De acordo com Esteves (1998), muitas das macrófitas brasileiras são excelentes bioindicadores, tanto de estágio sucessional, quanto de estado trófico do

sistema. Pelo fato do Brasil possuir grande diversidade de plantas aquáticas, o interesse nas propriedades fisiológicas dessas plantas e no seu uso em benefício ao homem, cresce cada vez mais. Entre elas, destaca-se por quantidade a macrófita aquática *Pontederia parviflora* Alexandre, que têm larga distribuição nas regiões tropicais e subtropicais (JUNIOR, 2008).

Pontederia parviflora é conhecida popularmente como aguapé, camalote, orelha-de-veado, e lanceiro. É uma erva aquática emergente, perene, com pequeno rizoma, folha estreita ou larga, curto (15 cm) ou larga (120 cm), floresce em grande parte do ano, geralmente ocorre nas bordas de lagoas e podem sobreviver ao fogo e a seca (figura 2). Sua inflorescência cresce e se inclina para dentro da água, produz muitas sementes, e seus frutos são dispersos pela água e provavelmente por animais. Elas germinam no lodo das lagoas e no início das chuvas e podem ser invasoras de açudes (POTT; POTT, 2000).



Figura 2 - Banhado do Córrego Água dos Papagaios, Campo Mourão, PR, dominado por *Pontederia parviflora* Alexander.

As macrófitas aquáticas, como *P. parviflora* vivem em ambientes que estão em transição entre o solo e a água, popularmente conhecidos como banhados. Essas áreas transicionais entre terra e água, também são chamados de wetlands naturais, sendo caracterizado por solos encharcados e plantas adaptadas a este tipo de ambiente, que contribuem para a redução ou remoção de contaminantes, incluindo

matéria orgânica, inorgânica e patógenos presentes na água das lagoas, lagos ou rios (SOUZA *et al.*, 2000).

Os sistemas de wetlands construídos têm com base os wetlands naturais, e utilizam plantas aquáticas (macrófitas) em substratos como areia, cascalho ou outro material inerte, que além de agir como filtro, permite que ocorra a agregação de microrganismos. Estes sistemas, por meio de processos biológicos, químicos e físicos tratam águas residuárias ou esgotos, semelhantemente aos sistemas naturais (SOUZA *et al.*, 2000; ROUSSEAU *et al.*, 2008; VALENTIM, 2003)

O sistema de wetlands construído é classificado como físico-biológico, pois parte do filtro é constituído por plantas (VAN KAICK, 2002).

O princípio básico do tratamento de efluentes através de sistemas de wetlands construídos, consiste em encaminhar através de uma rede de tubulações perfuradas o efluente decantado para um leito, poroso e úmido com macrófitas, (figura3). Mas primeiramente, deve-se utilizar um tratamento primário, para evitar a colmatação e o deficiente funcionamento do sistema. São sistemas biológicos de tratamento de efluentes em que as plantas servem de suporte a microorganismos que os degradam e devem ser dimensionadas previamente de acordo com a quantidade de esgoto produzido (RELVÃO, 1999; VAN KAICK, 2002).

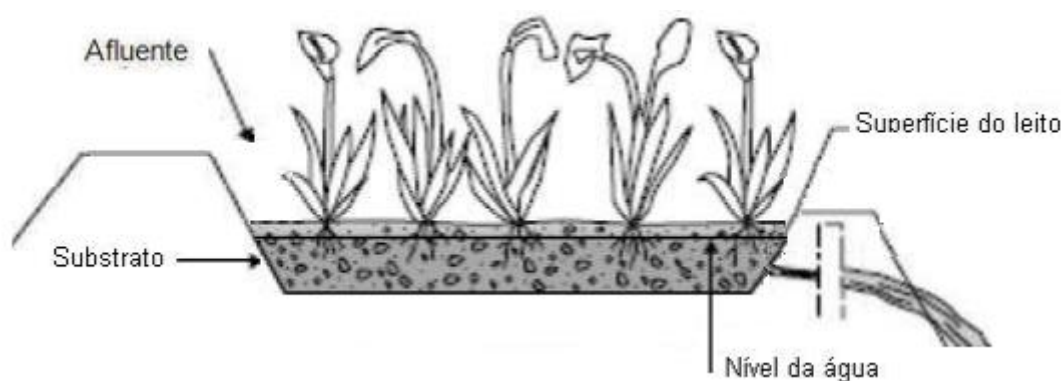


Figura 3 - Esquema simplificado de um sistema de wetland construído.

Fonte: Adaptado de Tomaz (2009)

O esgoto então passa nesse sistema pela zona de raízes das plantas, e estas possuem a capacidade de permitir que o oxigênio atmosférico entre e interaja com o sistema radicular através de espaços internos ociosos (aerênquimas), estabelecendo então uma quantidade de bactérias hospedeiras em torno da área da raiz que

forneem condições para as plantas sobrevivam e reduzem a carga orgânica do efluente (SILVA, 2011).

Este tratamento tem como principal função, a remoção da matéria orgânica, de nutrientes como o nitrogênio e o fósforo, e a redução de diversos microorganismos patogênicos (RELVÃO, 1999).

Segundo Brix (1994) existem algumas desvantagens nos sistemas de wetland construído, pois há uma necessidade de áreas alagadas e a eficiência é baixa em dias de temperaturas menos elevadas. Mas, segundo Elias (2003), o Brasil é um país que dispõe de áreas desocupadas e o clima varia de tropical a subtropical, condições estas que favorecem o crescimento da vegetação aquática durante todo o ano.

Destaca-se que estes sistemas incorporam ações naturais de depuração dos esgotos e, conseqüentemente, estão diretamente submetidos às condições climáticas locais, sendo necessários estudos locais para que o tratamento seja mais eficaz.

Os sistemas de wetlands construídos podem ser combinados com outros tipos de tratamento de efluentes de alta tecnologia, sendo usada recentemente como tratamento posterior a lodo ativado, UASB, entre outros, até mesmo com outro tipo de wetlands, buscando explorar vantagens específicas de diferentes sistemas (ROUSSEAU *et al.*, 2008)

As vantagens destes sistemas incluem os baixos custos de construção e são apropriados tanto para pequenas comunidades quanto para estágios finais de tratamento de grandes sistemas. Uma desvantagem desse sistema está relacionada com a taxa relativamente lenta de operação, quando comparado com tecnologias de tratamento convencional de efluentes (SPERLING, 1996).

Para que essa taxa de operação e a taxa de remoção dos compostos passem a ser mais rápidas, há uma necessidade de acompanhamento do tempo de detenção hidráulico (TDH) e da determinação das constantes cinéticas (K), nos sistemas de tratamento de wetlands construída, tratando o efluente bruto e o pós reator UASB.

De acordo com Chernicharo (2001), o conhecimento da cinética dos processos de conversão biológica é importante para a previsão da qualidade do efluente final, mas existe uma grande dificuldade em se descrever matematicamente

essas cinéticas de conversão, devido à complexidade dos substratos e ao envolvimento de diversas populações bacterianas.

Estes dados cinéticos fornecerão informações sobre o crescimento e a utilização do substrato pelas diferentes culturas, sendo úteis para as análises do sistema de tratamento. Sendo assim, estes parâmetros poderão ser equacionados, ajudando assim na verificação das relações existentes entre estes e a influência da cinética no sistema (JUNIOR & MORAES, 2004).

A matéria orgânica carbonácea é causadora de um dos principais problemas de poluição da água por causa do consumo de oxigênio pelos microrganismos nos seus processos metabólicos. Com a determinação da constante cinética (K), pode-se observar a biodegradabilidade da matéria orgânica do esgoto bruto. Além disso, a constante cinética representa a velocidade na qual o oxigênio é consumido nos processos de estabilização da matéria orgânica e depende das características das águas residuárias, da temperatura e da presença de substâncias inibidoras (SILVA, 2011).

Na literatura encontram-se vários modelos ou critérios para projetar as wetlands, e a maioria desses modelos está direcionado para a remoção de matéria orgânica carbonácea. Deste modo, as wetlands são consideradas como reatores biológicos de biofilme fixo, prevendo para estes uma remoção da matéria orgânica segundo uma equação cinética de primeira ordem (TCHOBANOGLIOUS *et al*, 2003).

Por se tratar de um processo de tratamento baseado num escoamento através de um meio filtrante, deve-se conhecer as características do material de enchimento do leito (granulometria, diâmetro efetivo, condutividade hidráulica, entre outras) e a lei que descreve este tipo de escoamentos.

A remoção dos contaminantes é descrita por uma cinética de 1ª ordem (Reed *et al*, 1995). A partir das equações deste modelo pode-se determinar a área superficial (As) da wetland, que se baseia no tempo de detenção hidráulica (TDH) e na temperatura do sistema (T).

O escoamento do efluente acontece de forma laminar nos meios porosos. A lei de Darcy permite determinar a área da seção transversal (At) e as dimensões das wetlands (comprimento/largura) (Reed *et al*, 1995). Os parâmetros biológicos fornecem elementos para o cálculo da área superficial do sistema, as características das plantas controlam a profundidade e as relações hidráulicas determinam a configuração da wetland (RELVÃO, 1999).

Segundo Seco (2008), a remoção da matéria orgânica é um dos parâmetros mais importantes a serem analisados, e existem vários modelos matemáticos que descrevem essa remoção, sendo um deles o modelo de reator de fluxo contínuo com escoamento do tipo “êmbolo” (que é o modelo que mais se aproxima às reações de um sistema de wetland construído).

As reações de primeira ordem são aquelas nas quais a taxa de reação é proporcional à concentração do composto. Sendo assim, num reator em batelada, a taxa de mudança da concentração C do composto é proporcional à concentração do reagente no dado instante. Admitindo-se uma reação em que o reagente esteja sendo removido, tem-se uma equação da seguinte forma (SPERLING, 2005):

$$-K \cdot C^n = \frac{dC}{dt} \quad [3.1]$$

Onde:

dC – concentração do composto – saída (mg/L)

dt – concentração do composto inicial – entrada (mg/L)

K – constante cinética (dias⁻¹)

N – ordem da reação

Segundo o mesmo autor, a progressão da taxa de mudança (dC/dt) ao longo do tempo na equação acima, forma uma taxa linear ao longo do tempo que pode ser calculada através da fórmula:

$$-LN \left(\frac{Ca}{Ca_0} \right) \quad [3.2]$$

Onde:

$-LN$ – Taxa linear

Ca – concentração inicial em um dado tempo (saída) (mg/L)

Ca_0 – concentração inicial (entrada) (mg/L)

Reed *et al* (1995) define que o valor de K_T pode ser calculado através da seguinte expressão:

$$K_T = K_{20} \theta^{T-20} \quad [3.3]$$

Sendo:

K_{20} – constante cinética de primeira ordem (a 20°C)

T – temperatura média de funcionamento do sistema (°C)

Θ – constante adimensional (variando conforme os autores entre 1,05 e 1,104)

O tempo de detenção hidráulica (TDH) pode ser calculado com base na porosidade do meio através da seguinte expressão (REED *et al*, 1995):

$$TDH = n \frac{Lbh}{Q} \quad [3.4]$$

Onde:

TDH – tempo de detenção hidráulica (dias)

L – comprimento do sistema (m)

b – largura (m)

h – profundidade (m)

Q – caudal médio que circula através do sistema (m³/d)

n – porosidade do meio (m³ de vazios/m³ do sistema)

As expressões que permitem a determinação do volume e da área superficial das wetlands são deduzidas a partir das equações [3.6] e [3.7], sendo o volume útil do sistema (V) calculado de acordo com o caudal, a remoção de carga orgânica e a porosidade do material a empregar no sistema, através da expressão [3.5] (REED *et al*, 1995):

$$V = \frac{Q(\ln C_a - \ln C_e)}{K_T n} \quad [3.5]$$

A área superficial da wetland, obtém-se através da equação de cálculo do volume, arbitrando um valor para a espessura do sistema (h), recomendando-se valores entre 0,50 m e 1,00 m, dependendo das espécies botânicas a utilizar (REED *et al*, 1995):

$$V = A_s h \quad [3.6]$$

$$A_s = Lb \quad [3.7]$$

Outro fator importante a ser observado no sistema de wetland construído, é a remoção de compostos nitrogenados e fósforo.

É possível calcular a taxa de reação (r), que é usado para descrever a remoção ou formação de um composto ou espécie química. Pode ser calculado utilizando a formula abaixo (SPERLING, 2006):

$$r = kC^n \quad [3.8]$$

Onde:

r = taxa de reação ($ML^{-3}T^{-1}$)

k = Constante da reação (T^{-1})

C = concentração do reagente (ML^{-3})

n = ordem da reação

Nesses sistemas, a remoção do nitrogênio acontece através da sedimentação, absorção, acumulação de matéria orgânica, assimilação microbiana, nitrificação/desnitrificação e volatilização de amônia (BRIX, 1994)

O nitrogênio encontra-se nas formas orgânicas e inorgânicas, em sistemas por zona de raízes (Reddy, 2000), e a sua remoção é realizada através das bactérias. O ciclo do nitrogênio é dividido em três fases principais: amonificação, nitrificação e desnitrificação.

O ciclo inicia-se com a amonificação, quando o N-orgânico é convertido em N-inorgânico através da hidrólise de proteínas e a oxidação de aminoácidos,

resultando na produção de amônia, que é realizada por todos os organismos (RICKLEFS, 1996).

A oxidação do nitrogênio deve acontecer para que ocorra a nitrificação. A amônia então é oxidada em nitrito em seguida oxidado formando nitrato, esse processo acontece em condições aeróbias (RICKLEFS, 1996; PHILIPPI & SEZERINO, 2004).

A desnitrificação ocorre também por processos biológicos, mediante bactérias quimio heterotróficas em ambiente anaeróbio, no qual essas bactérias reduzem o nitrato a óxido nítrico, na sequência, óxido nitroso e por fim, nitrogênio gasoso que é transferido à atmosfera (MONTEIRO, 2009; RICKLEFS, 1996; PHILIPPI & SEZERINO, 2004).

A assimilação de nitrogênio ocorre através das macrófitas, é o mecanismo utilizado por estas para incorporar nitrogênio na sua biomassa. As formas de nitrogênio utilizadas são a amônia e o nitrato (PHILIPPI & SEZERINO; 2004)

Já o fósforo é elemento indispensável ao crescimento de algas e, quando em grandes quantidades, pode levar a um processo de eutrofização de um recurso hídrico, sendo também, o nutriente essencial para o crescimento das bactérias responsáveis pela decomposição da matéria orgânica (MACEDO, 2000).

Além disso, o fósforo também é um nutriente essencial para o crescimento das plantas e dos microrganismos. A remoção do fósforo ocorre por incorporação à biomassa, sendo removida junto com o biofilme. Assim como o nitrogênio, o fósforo pode estar na forma orgânica, e com a decomposição desse material, fica disponível na forma inorgânica. Quando o sistema de tratamento deseja ter uma maior eficiência na remoção de fósforo, utiliza-se então os processos físico-químicos que é a precipitação e adsorção nos constituintes do material filtrante, no caso de sistemas por zonas de raízes (PHILIPPI & SEZERINO; 2004; MONTEIRO, 2009).

Os sistemas de wetlands construídos, assim como os naturais, representam interações entre solo, animais e plantas, devido à nutrição das plantas, os processos microbiológicos e a retenção de material particulado.

Alguns estudos mostram que os sistemas de wetlands construídos são capazes de reduzir substâncias químicas de efluentes. Eles avaliam o desempenho de wetlands construídos para remover microrganismos que oferecem risco à saúde humana, como *Escherichia coli* e outras bactérias termotolerantes (Ulrichet *al.*,

2005). Kadlece Knight (1996) listaram a eficiência da eliminação de coliformes e estreptococos em vários sistemas de wetlands construídos, e mais de 90% dos coliformes e 80% dos estreptococos fecais foram eliminados.

Em sistemas de wetlands construídos, mesmo as bactérias sendo as mais representativas, a microbiota está presente nos estratos (areia, brita, zona de raízes) e os diferentes microrganismos, atuam de diversas formas para a ciclagem e remoção do material orgânico (PHILIPPI & SEZERINO, 2004).

O que disponibiliza nutrientes para as macrófitas presentes no sistema são as colônias de bactérias, protozoários, micrometazoários e outros microrganismos, presentes no biofilme, que degradam a matéria orgânica, transformando-a em sais inorgânicos (Marques, 1999). Os protozoários e micrometazoários reduzem a turbidez no efluente, aumentando assim a penetração de oxigênio e auxiliando na produção de floco do material suspenso (BENTO *et al*, 2002).

Diante de todos esses fatos, os estudos em escala piloto tornam-se necessários para estabelecimentos prévios de determinadas condições que possam anteciper a verificação da eficácia dos sistemas de wetlands a serem construídos.

4 MATERIAL E MÉTODOS

No presente experimento foi elaborado um piloto do sistema de wetlands em pequena escala, utilizando a macrófita aquática *Pontederia parviflora* Alexandre. O sistema foi implantado na Universidade Tecnológica Federal do Paraná, na cidade de Campo Mourão, sob interferência das variáveis ambientais.

Segundo Simionato (2008), o município de Campo Mourão possui clima Subtropical Úmido Mesotérmico (Cfa), com verões quentes e invernos moderadamente frios e secos, as geadas são pouco frequentes, apresentando tendência de concentração das chuvas nos meses de verão. A média das temperaturas dos meses mais quentes é superior a 22° C e a dos meses mais frios é inferior a 18° C.

O funcionamento do sistema piloto foi em bateladas. O processo em batelada é aquele em que as funções de transferência de material ou processamento de material são cíclicas com resultados repetíveis (RIBEIRO, 2001), é uma determinada quantidade de efluente a ser tratado, que pode ser medido em litros, galões, quilograma, e que possui a necessidade de interrupções na atividade durante um período de tempo, diferenciando assim de um processo contínuo.

O sistema de wetlands construído procurou imitar uma estação de fitotratamento (Figura 4), que consiste de um conjunto de tubulações para recolher o efluente a ser tratado e uma vala impermeabilizada coberta por meios porosos de areia e britas que servem de substrato para fixar as plantas e permitir o contato das raízes com o efluente.

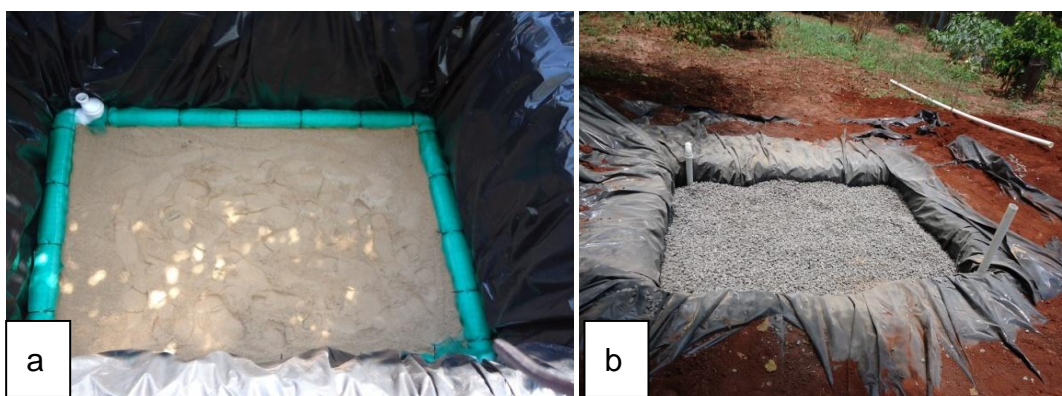


Figura 4 - Exemplo de uma estação de fitotratamento: a - rede de tubulação coletora dos esgotos revestidas por sombrite. b - camada de brita. Fonte: Watanabe (2012).

O piloto em pequena escala, necessitou de uma área com sua tubulação e meios porosos específicos, para isto foram utilizadas de duas caixas d'água de 100L que receberam o efluente pós UASB e o efluente bruto (Figura 5).

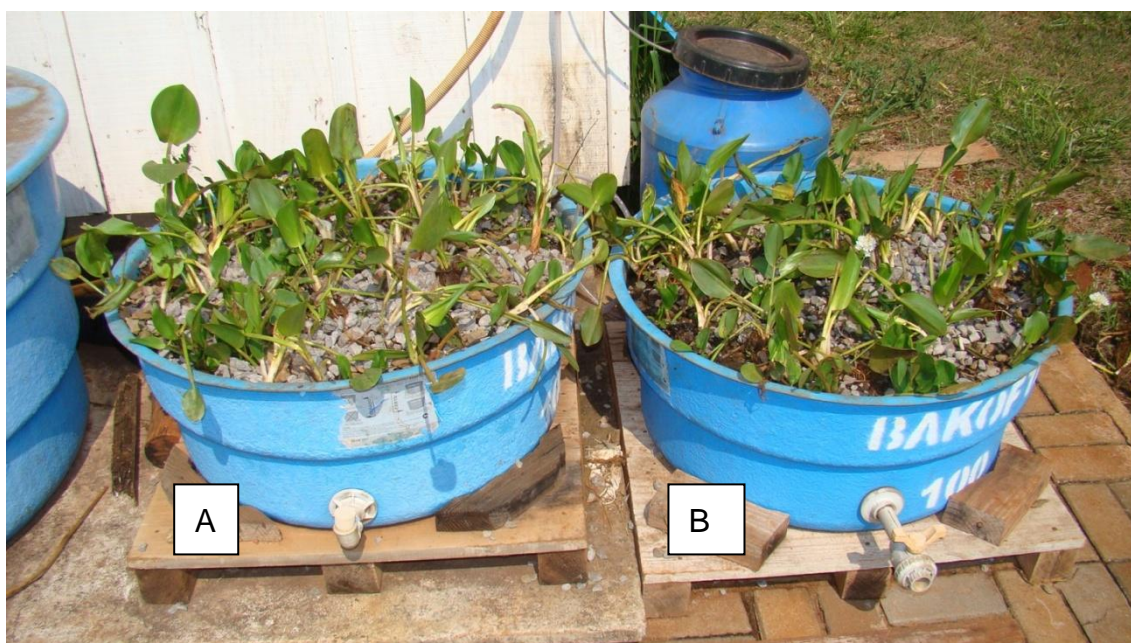


Figura 5 - Piloto do sistema de wetlands construído, com as duas caixas d'água que receberam os efluentes. Figura A, a caixa d'água recebia o esgoto pós UASB e a figura B o esgoto bruto.

O conjunto de tubulação que um sistema de wetlands construído teria em escala real, no piloto, foi substituído por um cano de PVC de 25 mm de diâmetro e 15 centímetros de comprimento em cada caixa de água, esse cano foi recoberto com sombrite para que a areia não percolasse pelo cano durante as coletas (Figura 6).



Figura 6 - Piloto, com a caixa d'água sendo coberta pelos meios filtrantes e com destaque para o cano de pvc.

As caixas d'água continham uma camada de 30 cm de areia (Figura 7) e uma segunda camada de 15 cm de pedra brita número 3.



Figura 7 - Caixa d'água para implantação das macrófitas coberta por areia.

As macrófitas aquáticas foram plantadas na camada de brita, que permite que o sistema radicular da plantas permaneça em contato direto com o efluente.

O experimento foi dividido em duas fases, com tempos de detenção hidráulicos diferentes em cada uma, e foram realizadas quatro repetições de análises em meses diferentes, duas em cada fase.

Em cada repetição, o efluente foi coletado e encaminhado para a caixa B e para o reator UASB para ser tratado, em forma de batelada e na dimensão de 30 litros. O efluente proveniente da saída do reator UASB, previamente tratado, entra em contato com o piloto da caixa A, e na mesma proporção, o esgoto bruto, proveniente da caixa de esgoto bruto e sem nenhuma alteração da sua característica inicial, era colocado na caixa B (Figura 8), como o experimento sofria a influencia do clima, parte do efluente tratado evaporava e parte foi coletado para as análises.

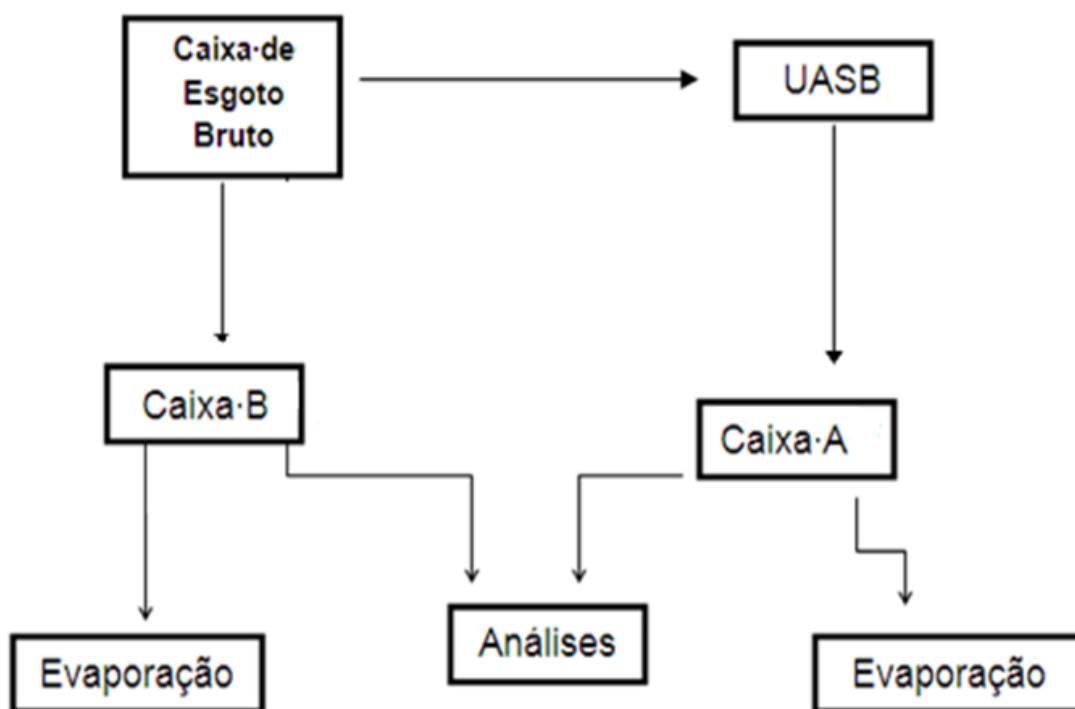


Figura 8 - Fluxograma do experimento do tratamento de esgoto.

A primeira fase foi destinada ao estudo da remoção dos compostos nitrogenados e fósforo do efluente bruto e do pós UASB e verificar a eficiência do sistema. Nessa fase as análises ocorreram nos meses de maio e setembro, com o TDH de 48 horas e com coletas para as análises a cada 8 horas.

O efluente de cada caixa foi coletado e levado para as análises físico-químicas realizadas, que foram pH; Condutividade, Temperatura, Alcalinidade;

Ácidos; Demanda Química de Oxigênio (DQO) bruta; Demanda Química de Oxigênio (DQO) filtrada; Nitrogênio total Kjeldahl; Nitrogênio amoniacal; Nitrito; Nitrato; Fósforo e Sólidos, usando a metodologia de Standard Methods (EATON, 2005).

Para a segunda fase as análises foram feitas nos meses de novembro e dezembro e o tempo de detenção foi de 12 horas com intervalo de coleta dos efluentes tratados a cada hora até completar 8 horas e uma coleta final às 12 horas. Este intervalo destinou-se ao cálculo do potencial cinético dos sistemas de wetlands construídos.

A cada hora o efluente foi coletado e levado para as análises. As análises realizadas com esse tempo de detenção foram às mesmas realizadas para o TDH de 48 horas.

Amostras também foram coletadas para as análises microbiológicas. Estas foram coletadas no efluente colocado na estação e ao final de 48h, levadas ao laboratório para que a análise microbiológica fosse feita no mesmo dia. Os testes realizados foram: presuntivos de coliformes fecais sendo calculado o NMP (Número mais Provável), de acordo com a fórmula proposta por Eaton (2005). A análise de coliformes leva em consideração a fermentação em lactose por parte dos microrganismos, formando gás em caldos nutritivos e nesta análise foi utilizado caldo EC (*Escherichia coli*) para coliformes termotolerantes, indicando contaminação.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O experimento foi dividido em duas fases, bem como os seus resultados. Na primeira fase, as análises foram feitas no mês de maio e setembro de 2012. Os parâmetros apresentados na tabela 1 referem-se ao mês de maio.

A temperatura neste período em Campo Mourão era de 22°C a máxima e a mínima de 12°C. A temperatura nas estações ficou na faixa do clima da cidade, com a temperatura variando de 18 a 20 °C.

Tabela 1 – Parâmetros analisados no mês de maio de 2012, com o TDH de 48 horas. **Aa – Afluente pós UASB antes de entrar na caixa A; Ab – Afluente bruto antes de entrar na caixa B; Ea – Efluente proveniente da caixa “A”; Eb – Efluente proveniente da caixa B; Efa – Eficiência na caixa A; Efb – Eficiência na caixa B.**

| Parâmetros | Aa | Ab | Ea | Eb | Efa(%) | Efb(%) |
|---------------------------------------------------|-------|-------|------|------|--------|--------|
| Temperatura (°C) | 18,80 | 20,30 | 20,2 | 20 | | |
| pH | 6,74 | 7,03 | 6,81 | 6,67 | | |
| Condutividade | 563 | 467 | 462 | 396 | | |
| DQO bruta (mg.L ⁻¹) | 162 | 291 | 26 | 42 | 84 | 86 |
| DQO filtrada (mg.L ⁻¹) | 98 | 127 | 25 | 39 | 75 | 70 |
| Alcalinidade mgCaCO ₃ .L ⁻¹ | 158 | 166 | 185 | 195 | | |
| Ácidos voláteis (mgHAC.L ⁻¹) | 29 | 39 | 14 | 18 | | |
| Sólidos totais (mg.L ⁻¹) | 54 | 176 | 18 | 18 | 99 | 99 |
| Sólidos totais fixos (mg.L ⁻¹) | 26 | 70 | 8 | 4 | 99 | 99 |
| Sólidos totais voláteis (mg.L ⁻¹) | 28 | 106 | 10 | 14 | 99 | 99 |

Por outro lado o clima no mês de setembro apresentou grande variação diária com a temperatura no dia das coletas de 27°C a máxima e a mínima de 11°C. A temperatura encontrada na análise do esgoto pós UASB, foi em torno de 26°C e 28°C (tabela 2).

Tabela 2 - Parâmetros analisados no mês de setembro de 2012, com o TDH de 48 horas. **Aa – Afluente pós UASB antes de entrar na caixa A; Ab – Afluente bruto antes de entrar na caixa B; Ea – Efluente proveniente da caixa A; Eb – Efluente proveniente da caixa “B”; Efa – Eficiência na caixa A; Efb – Eficiência na caixa B.**

| Parâmetros | Aa | Ab | Ea | Eb | Efa(%) | Efb(%) |
|---------------------------------------------------|------|------|------|------|--------|--------|
| Temperatura (°C) | 27,8 | 27,5 | 26,2 | 26,0 | | |
| pH | 6,80 | 7,10 | 6,91 | 6,86 | | |
| Condutividade | 742 | 922 | 920 | 931 | | |
| DQO bruta (mg.L ⁻¹) | 283 | 507 | 282 | 388 | 1 | 24 |
| DQO filtrada (mg.L ⁻¹) | 298 | 346 | 284 | 322 | 12 | 7 |
| Alcalinidade mgCaCO ₃ .L ⁻¹ | 33 | 54 | 201 | 182 | | |
| Ácidos voláteis (mgHAC.L ⁻¹) | 25 | 26 | 15 | 16 | | |
| Sólidos totais (mg.L ⁻¹) | 285 | 400 | 20 | 52 | 93 | 99 |
| Sólidos totais fixos (mg.L ⁻¹) | 160 | 301 | 40 | 40 | 98 | 99 |
| Sólidos totais voláteis (mg.L ⁻¹) | 125 | 98 | 16 | 12 | 87 | 99 |

As análises de pH para os meses de maio e setembro, encontram-se de acordo com a resolução 430 do CONAMA, que estabelece um valor de pH entre 5 a 9 para lançamentos.

Os valores obtidos nas análises dos dois meses e das duas caixas, estão nos limites estabelecidos pela resolução, e para Valentim (2003), os valores de pH devem estar na faixa de 6,8 a 7,2 para que ocorra o processo de digestão anaeróbia no sistema, para que assim aconteça o processo de degradação da matéria orgânica, e Oliveira (1993) cita que valores entre 6,5 a 7,5 também são aceitáveis.

Observou um aumento de nos valores de condutividade na saída das caixas, após os tratamentos no mês de setembro, de 742 para 920 na caixa A e de 922 para 931 na caixa B.

Aumentos nos valores de condutividade elétrica também foram observados por Conte e *et al.* (1998) e Leopoldo *et al.*, (1999), que ressaltam que o aumento da condutividade elétrica ocorreu, provavelmente, em função do processo de mineralização da matéria orgânica presente no efluente e pela ação microbiana que desencadeou um aumento na quantidade de sais dissolvidos na água.

Nas análises de DQO bruta e filtrada, o sistema do mês de maio obteve maior eficiência em relação ao sistema do mês de setembro.

Para o mês de maio, os resultados de DQO obtidos foram satisfatórios tanto no sistema de wetland pós UASB (caixa A), como tratando somente com as macrófitas (caixa B), apresentando eficiências de remoção acima de 70% e valores na saída do tratamento abaixo de 50 mg/L, que estão na faixa recomendada para descargas em corpos de água (MENDONÇA, 1990).

O efluente do reator UASB já apresentava concentrações de DQO relativamente baixas, mas ainda assim, o sistema de wetland promoveu elevada remoção complementar. Mas em setembro, a eficiência de remoção da DQO foi extremamente baixa nas duas caixas.

Segundo Usepa (1999), variações de temperatura afetam o desempenho e a capacidade de tratamento dos sistemas de wetlands construídos.

Embora a temperatura alcançasse máximas bem acima no mês de setembro do que no mês de maio o desempenho na remoção de DQO é maior neste último. Isto pode ser explicado pela grande variação da temperatura no mês de setembro (entorno de 16°C) que obriga aos organismos a se adaptar a essas flutuações. Maio teve variações bem menores e a diferença ficou em torno de 8°C.

A alcalinidade aumentou na saída do tratamento nas duas caixas do sistema, tanto para o mês de maio, quanto de setembro.

A alcalinidade mede a quantidade de íons presentes na água que reagirão para neutralizar os íons hidrogênio, ou seja, é a capacidade de resistir às mudanças de pH (capacidade tampão), sendo originada naturalmente pela reação do CO₂ (originado na atmosfera ou na decomposição da matéria orgânica) com a água. Processos oxidativos, como a nitrificação, tendem a reduzir a alcalinidade (JUNIOR, 2008).

Como os valores de pH nos dois meses variou um pouco entre a entrada do afluente e a saída do efluente tratado para as duas caixas, é considerado normal esse aumento da alcalinidade.

Nas análises de ácidos voláteis, nos dois meses houve uma diminuição entre o afluente e o efluente nas duas caixas, mantendo-se abaixo de 30 mgHAC.L⁻¹, na saída do tratamento, o que indica equilíbrio entre bactérias existentes no sistema (CARVALHO, 2006).

A alcalinidade previne a queda de pH, devido à rápida formação de ácidos voláteis do material orgânico complexo. Os ácidos voláteis não dissociados, que penetram na membrana celular mais facilmente, são a forma tóxica, porque uma vez

dentro da célula, diminuirão o pH como um resultado de sua dissociação (LETTINGA, 1995).

Portanto, na digestão de ácidos voláteis uma quantia de substâncias de alcalinidade à bicarbonato é produzida, justificando os valores altos encontrados no experimento, analisando o parâmetro de alcalinidade e os valores baixos de ácidos voláteis.

Em relação a sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV), o sistema mostrou-se muito eficiente nos dois meses.

O sistema de wetland não possuía contato com solo, então não há interferência direta com arraste de sólidos que o sistema poderia sofrer, esse fator pode ter contribuído para a alta eficiência de remoção de sólidos. Outro fator importante são os meios filtrantes, como a areia e a pedra brita que ajudam a segurar os sólidos presentes no esgoto.

Hussar (2001) também observou alta remoção de sólidos sedimentáveis, 100% de eficiência, quando utilizou sistemas fito-pedológicos de fluxo sub superficial cultivados com *Typha* sp. no tratamento de águas residuárias de suinocultura.

No mês de maio, a eficiência de remoção foi de 99% nas duas caixas, e no mês de setembro, a caixa B que tratava o esgoto bruto, teve uma eficiência de 99%, enquanto que a caixa A, que tratava o esgoto pós UASB, teve uma eficiência menor, mas considerada alta também, de 93% para sólidos totais, 98% para sólidos totais fixos, e 87% para os sólidos totais voláteis.

Para os parâmetros nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total e fósforo, foram montados gráficos para uma melhor visualização dos valores obtidos nas análises das duas caixas, nos dois meses.

Para o parâmetro nitrito, temos a figura 9.

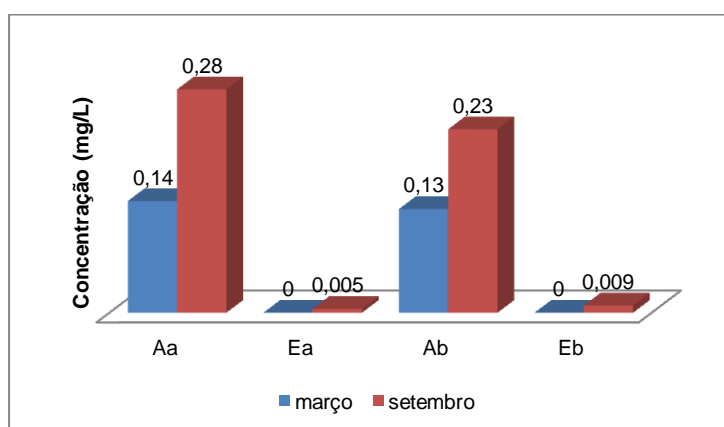


Figura 9 - Resultados do parâmetro nitrito, analisados nos meses de maio e setembro de 2012. Aa – Afluente da caixa A; Ea – efluente da caixa A; Ab – Afluente da caixa B; Eb – Efluente da caixa B.

Analisando a figura 9, é possível observar a diminuição dos valores de nitrito nos dois meses, entre o afluente e o efluente nas duas caixas.

Pode se notar também, que os valores do esgoto bruto era bem maior que o pós UASB, e mesmo assim, a redução foi grande para as duas caixas de tratamento.

Segundo autores como Ricklefs (1996) e Philippi & Sezerino (2004) o nitrito é removido no sistema pelo processo de nitrificação, onde acontece a oxidação do nitrogênio. A amônia então é oxidada em nitrito em seguida oxidado formando nitrato.

O parâmetro nitrato está apresentado na figura 10.

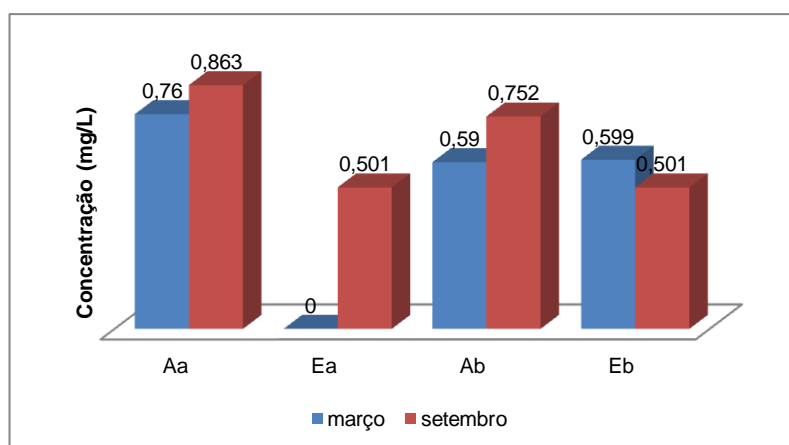


Figura 10 - Resultados do parâmetro nitrato, analisados nos meses de maio e setembro de 2012. Aa – Afluente da caixa A; Ea – efluente da caixa A; Ab – Afluente da caixa B; Eb – Efluente da caixa B.

Analisando os dados, há uma igualdade entre afluente e do efluente na caixa B no mês de maio, onde não houve nem a diminuição e nem um aumento significativo. Mas também houve uma diminuição, tanto na caixa A do mês de maio, quanto na caixa A e B do mês de setembro.

Lima (1998) encontrou um aumento em relação ao nitrato, em um de seus sistemas de wetlands cultivados com *Typha sp* no tratamento de esgoto domésticos, havendo um aumento de nitrato de 0 para 0,05 mg/L indicando, juntamente com os valores de nitrogênio, nitrogênio total Kjeldahl e amônia que ocorreram os processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação nos sistemas de wetland.

Já Sousa (2003) avaliou o desempenho de dois sistemas de wetlands no tratamento de esgoto doméstico utilizando também a macrófita *Typha sp* e os resultados obtidos mostraram que os sistemas foram eficientes na remoção de nitrato.

Na figura 11, podemos observar os valores obtidos para o parâmetro nitrogênio amoniacal, onde podemos notar a diminuição do mesmo em relação a concentração do afluente e do efluente nas duas caixas e nos dois meses.

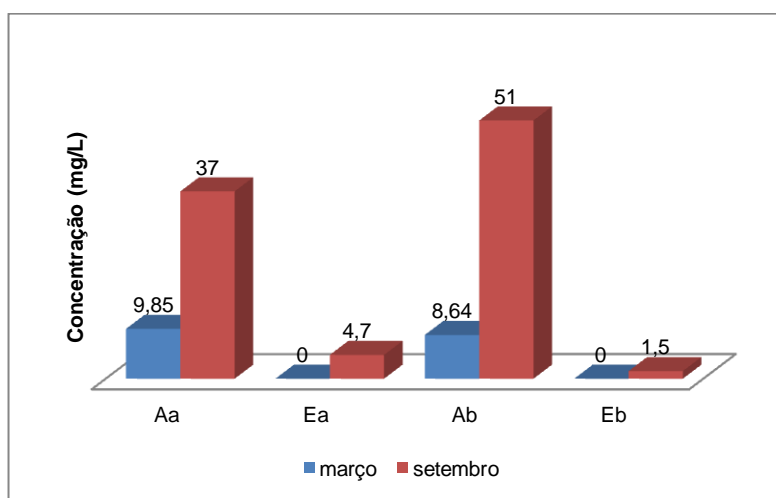


Figura 11 - Resultados do parâmetro Nitrogênio amoniacal, analisados nos meses de maio e setembro de 2012. Aa – Afluente da caixa A; Ea – efluente da caixa A; Ab – Afluente da caixa B; Eb – Efluente da caixa B.

Segundo Cooper *et al.*, (1996), a conversão do nitrogênio amoniacal se deve principalmente por dois fatores: processo assimilatório de microrganismos e macrófitas presentes nos sistemas, e nitrificação devido à provável transferência de oxigênio do ar atmosférico pelas folhas das macrófitas aquáticas que, através do aerênquima, permite a distribuição do oxigênio para os rizomas e raízes das plantas.

Conte *et al.*, (1998) também observaram diminuição de nitrogênio amoniacal em sistema de wetland tratando esgoto doméstico proveniente de uma pequena comunidade rural, utilizando as macrófitas *Juncus sellowianus*, *Typha sp* e *Hedychium coronarium*.

Na figura 12, podemos observar o parâmetro nitrogênio total, onde também ocorreu uma diminuição em relação ao afluente e o efluente das duas caixas e nos dois meses de análises.

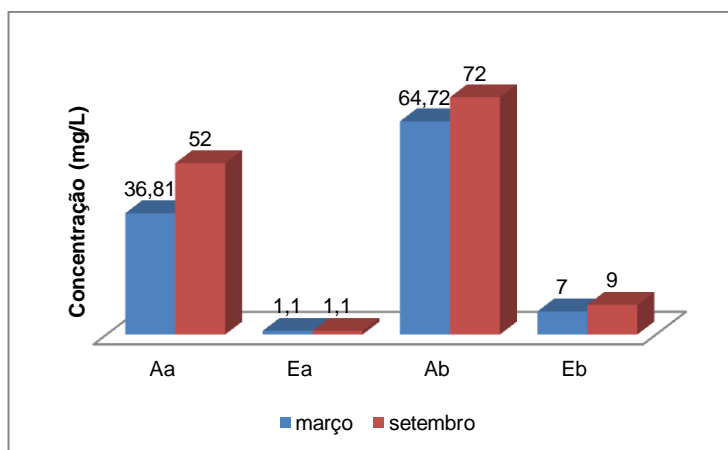


Figura 12 - Resultados do parâmetro nitrogênio total, analisados nos meses de maio e setembro de 2012. Aa – Afluente da caixa A; Ea – efluente da caixa A; Ab – Afluente da caixa B; Eb – Efluente da caixa B.

Autores como Ricklefs (1996) e Philippi & Sezerino (2004), descrevem que o nitrogênio é assimilado através das macrófitas, e estas incorporaram o nitrogênio na sua biomassa reduzindo assim a sua concentração. Por esse fato, justifica-se a diminuição na concentração do nitrogênio total.

Na figura 13, estão apresentadas as concentrações iniciais e finais dos dois meses nas duas caixas para o parâmetro fósforo.

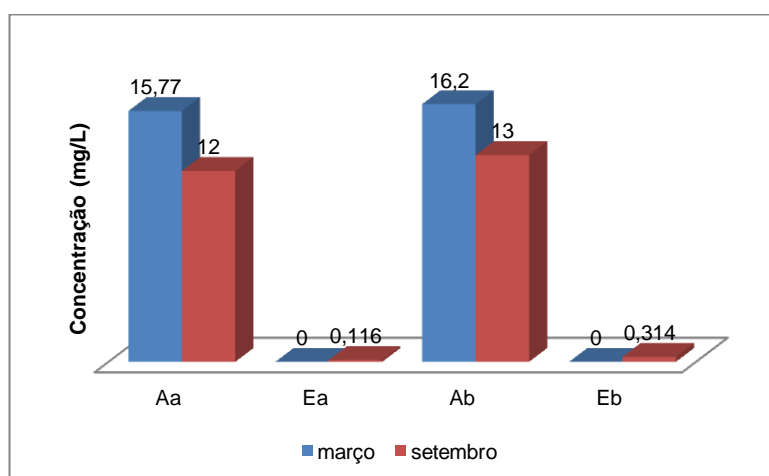


Figura 13 - Resultados do parâmetro fósforo, analisados nos meses de maio e setembro de 2012. Aa – Afluente da caixa A; Ea – efluente da caixa A; Ab – Afluente da caixa B; Eb – Efluente da caixa B.

Podemos notar a diminuição do fósforo para as duas caixas, nos dois meses de análises. Os principais mecanismos de remoção de fósforo nesses sistemas são: absorção pelas plantas e retenção no solo (USEPA, 1988).

Souza *et al.* (2000) estudaram a eficiência de sistema de wetlands com *Juncus sp* na remoção de matéria orgânica, formas de nitrogênio e fósforo de esgoto doméstico. O efluente antes de ser conduzido ao sistema foi previamente tratado em um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB).

Sabe-se que o reator UASB, possui deficiência na remoção de fósforo e necessita de um pós tratamento para que esse parâmetro seja removido. Podemos notar na figura 12, que a concentração de fósforo que sai do reator UASB, antes de passar pela wetland, é bem maior do que a concentração de fósforo do esgoto bruto, e mesmo assim, houve uma boa eliminação desse composto nas duas caixas, tanto tratando o esgoto pós reator, quanto o esgoto bruto.

Para a segunda fase do experimento, as análises foram feitas em novembro e dezembro de 2012, destinadas ao cálculo da constante cinética.

Os resultados das constantes cinéticas de primeira ordem, obtido através do cálculo utilizando a fórmula [3.1], e traçando-se uma curva linear, para o mês de novembro estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Valores da constante cinética de 1ª ordem, equação de ajuste e R² para o efluente dos dois sistemas de wetlands (caixa A e caixa B) para o mês de novembro de 2012. **Ni – Nitrito; Na – Nitrato; P – Fósforo; N-amon – Nitrogênio amoniacal; NTK – nitrogênio Total; EqA – Equação do efluente tratado da caixa “A”; EqB – Equação do efluente tratado da caixa “B”.**

| Parâmetros | EqA | R ² | K ₁ (h ⁻¹) | EqB | R ² | K ₁ (h ⁻¹) |
|------------|----------------|----------------|-----------------------------------|----------------|----------------|-----------------------------------|
| Ni | y=0,286x+0,347 | 0,841 | 0,286 | y=0,297x+0,468 | 0,872 | 0,297 |
| Na | y=0,129x-0,315 | 0,925 | 0,129 | y=0,111x-0,232 | 0,953 | 0,111 |
| P | y=0,342x+0,465 | 0,879 | 0,342 | y=0,298x+0,362 | 0,894 | 0,298 |
| N-amon | y=0,160x+0,856 | 0,518 | 0,160 | y=0,298x+0,416 | 0,801 | 0,298 |
| NTK | y=0,141x+0,701 | 0,552 | 0,141 | y=0,154x+0,696 | 0,506 | 0,154 |

Os resultados das constantes cinéticas do mês de dezembro constam na Tabela 4.

Tabela 4 - Valores da constante cinética de 1ª ordem, equação de ajuste e R² para o efluente dos dois sistemas de wetlands (caixa "A e caixa B) para o mês de dezembro de 2012. **Ni – Nitrito; Na – Nitrato; P – Fósforo; N-amon – Nitrogênio amoniacal; NTK – nitrogênio Total; EqA – Equação do efluente tratado da caixa “A”; EqB – Equação do efluente tratado da caixa “B”.**

| Parâmetros | EqA | R ² | K ₁ (h ⁻¹) | EqB | R ² | K ₁ (h ⁻¹) |
|------------|----------------|----------------|-----------------------------------|----------------|----------------|-----------------------------------|
| Ni | y=0,434x-0,934 | 0,912 | 0,434 | y=0,477x-0,279 | 0,786 | 0,477 |
| Na | y=0,190x-0,338 | 0,902 | 0,190 | y=0,342x-0,425 | 0,930 | 0,342 |
| P | y=0,276x-0,224 | 0,941 | 0,342 | y=0,242x+0,105 | 0,555 | 0,242 |
| N-amon | y=0,417x+0,739 | 0,684 | 0,417 | y=0,150x+0,549 | 0,462 | 0,150 |
| NTK | y=0,137x+0,618 | 0,541 | 0,137 | y=0,221x-0,009 | 0,728 | 0,221 |

Com a determinação da equação cinética e do R², foi possível obter a constante de reação (K), que é imprescindível para a determinação da taxa de reação de remoção dos compostos (r), obtida através da equação [3.8], e os valores encontrados estão presentes nas tabelas 5 e 6. A tabela 5 apresenta os valores para o mês de novembro, e a tabela 6 os valores do mês de dezembro.

Tabela 5 - Taxa de reação do consumo de nutrientes no sistema de wetland no mês de novembro de 2012, para as caixas A e B. **Ni** – Nitrito; **Na** – Nitrato; **P** – Fósforo; **N-amon** – Nitrogênio amoniacal; **NTK** – nitrogênio Total; **K(WA)** – constante da reação (wetland da caixa “A”); **K(WB)** - constante da reação (wetland da caixa B); **rA** – taxa de reação do consumo na caixa A; **rB** – taxa de reação de consumo na caixa B.

| Parâmetro | K(WA) | rA (mg/h) | K(WB) | rB (mg/h) |
|-----------|-------|-----------|-------|-----------|
| Ni | 0,286 | 0,007 | 0,297 | 0,005 |
| Na | 0,129 | 0,063 | 0,111 | 0,048 |
| P | 0,342 | 0,411 | 0,298 | 0,550 |
| N-amon | 0,160 | 1,136 | 0,298 | 2,115 |
| NTK | 0,141 | 1,099 | 0,154 | 1,155 |

Tabela 6 - Taxa de reação do consumo de nutrientes no sistema de wetland no mês de dezembro de 2012, para as caixas A e B. **Ni** – Nitrito; **Na** – Nitrato; **P** – Fósforo; **N-amon** – Nitrogênio amoniacal; **NTK** – nitrogênio Total; **K(WA)** – constante da reação (wetland da caixa “A”); **K(WB)** - constante da reação (wetland da caixa B); **rA** – taxa de reação do consumo na caixa A; **rB** – taxa de reação de consumo na caixa B.

| Parâmetros | K(WA) | rA(mg/h) | K(WB) | rB (mg/h) |
|------------|-------|----------|-------|-----------|
| Ni | 0,434 | 0,031 | 0,477 | 0,026 |
| Na | 0,190 | 0,229 | 0,342 | 0,546 |
| P | 0,342 | 5,816 | 0,242 | 1,623 |
| N amon | 0,417 | 0,684 | 0,150 | 0,462 |
| NTK | 0,137 | 2,423 | 0,221 | 4,892 |

Com a taxa de remoção (r) obtida em mg/L é possível calcular o tempo de remoção total da concentração inicial do composto presente no esgoto utilizando uma regra de três simples.

Para o cálculo da taxa de remoção, a concentração inicial é do parâmetro analisado é dado em mg/L e o tempo de remoção é transformado para horas ou dias para uma melhor visualização.

Nas tabelas 7 e 8, estão apresentados os dados da concentração inicial e o tempo total de remoção.

Na tabela abaixo estão os cálculos para o mês de novembro.

Tabela 7 - Concentração inicial do mês de novembro de 2012 e o tempo de remoção da concentração total do parâmetro. **H/D – Horas (H) ou dias (D) aproximados para eliminação total da concentração.**

| Parâmetros | Caixa A (mg/h) | H/D | Caixa B | H/D |
|------------|----------------|------------|----------|------|
| Ni | 0,179 | 11H | 0,172 | 13H |
| Na | 0,713 | 24H | 0,634 | 34H |
| P | 12,5 | 13H | 13,9 | 14 |
| N amon | 55 | 133H ou 5D | 63 ou 5D | 144H |
| NTK | 40,28 | 43H | 39,2 | 18H |

Na tabela 8, estão os cálculos do mês de dezembro, com as concentrações dos parâmetros iniciais em mg/L e o tempo de remoção total dessa concentração, expresso em horas (H) ou dias (D), que é dado através da taxa de remoção mostrada nas tabelas

Tabela 8 - Concentração inicial do mês de dezembro de 2012 e o tempo de remoção da concentração total do parâmetro. **H/D – Horas (H) ou dias (D) aproximados para eliminação total da concentração.**

| Parâmetros | Caixa A (mg/h) | H/D | Caixa B | H/D |
|------------|----------------|-----|---------|-----------|
| Ni | 0,185 | 6H | 0,142 | 5H |
| Na | 2,290 | 10H | 2,080 | 4H |
| P | 19,7 | 8H | 9,89 | 2H |
| N amon | 28,62 | 5H | 33,33 | 20H |
| NTK | 22,4 | 32H | 24,64 | 53H ou 2D |

Pode-se observar que no mês de dezembro, o tempo de remoção total de alguns dos compostos foi menor em relação ao mês de novembro. Sabe-se que o tempo de remoção, depende da taxa de remoção de cada composto, que depende da concentração inicial e do quanto o composto foi eliminado ao longo do tempo.

Podemos observar, parâmetros como o fósforo (P), na caixa B, teve uma taxa de remoção maior no mês de dezembro, e a concentração foi menor, com isso, o tempo de remoção foi menor no mês de dezembro, de apenas 2 horas, enquanto que em novembro foi 14 horas.

O coeficiente de remoção ou decaimento da matéria orgânica depende também das características da própria matéria orgânica, temperatura do líquido e da presença ou não de substâncias inibidoras (SPERLING, 2005).

A temperatura no mês de novembro variou bastante entre a entrada e a saída do esgoto, que foi de 24°C pra 27°C na caixa B do esgoto bruto e de 23°C pra 25°C na caixa A do esgoto pós UASB, e no mês de dezembro, as temperaturas não variaram muito em relação a entrada e saída do esgoto e nem de uma caixa para outra, ficando ente 26°C na entrada e 27°C na saída das duas caixas.

A temperatura pode interferir na ação dos microrganismos que degradam esses compostos, pois estes podem não tolerar mudanças repentinas de temperaturas durante o dia, como acontece no mês de novembro, que pode explicar também o fato do tempo de remoção ser maior no mês de dezembro.

Mas em geral, o sistema demonstrou boa eficiência de remoção dos compostos, eliminando quase totalmente a maioria dos compostos em apenas 12 horas de tratamento, e os valores que não foram totalmente eliminados nesse tempo de detenção hidráulico, saíram com concentrações bem baixas, que só necessitariam do tempo encontrado, se a finalidade fosse à remoção total do composto.

Podemos perceber também, que mesmo passando pelo reator UASB, as concentrações dos compostos continuaram altas, principalmente o fósforo, que até aumentou depois de passar pelo reator, mostrando a necessidade de um polimento final nesse caso, para poder eliminar esses parâmetros.

No experimento, também foram feitas análises microbiológicas que apresentaram resultados confirmativos no teste de coliformes totais VBB e no teste de coliformes fecais (termotolerantes). Houve uma diminuição no Número mais Provável, com uma redução de 95%, comprovando a eficiência da Estação. O Número mais Provável encontrado foi de $10^7/100$ ml/L, que está entre o número aceitável de coliformes em efluentes, estando entre $10^6 - 10^8$ e de 100m/L de *Escherichia coli*, que é o principal indicador do caldo EC (FLORENCIO, 2006).

6 CONCLUSÃO

A estação de fitorremediação mostrou-se eficiente, tanto para a caixa A, onde o esgoto já havia passado pelo tratamento do reator UASB, quanto da caixa B onde o esgoto colocado era o bruto, removendo quase totalmente os compostos presentes.

Através dos parâmetros físico-químicos realizados foi possível verificar que a macrófita aquática *Pontederia parviflora* Alexander obteve desempenho satisfatório no tratamento de esgoto, reduzindo os nutrientes dos efluentes.

Nos resultados obtidos durante as análises, pode-se notar que a concentração de alguns parâmetros, como por exemplo, a matéria orgânica na caixa B que era proveniente do esgoto bruto, foi superior que a concentração do esgoto que saía do reator UASB e era inserido na caixa A, e mesmo assim, a redução dessas concentrações obtidas nos efluentes tratados nas duas caixas foi satisfatória, provando que para a remoção de matéria orgânica, o sistema de wetlands construído é suficiente e não necessita de outro sistema conjunto.

A estação mostrou-se eficiente também, como polimento final do reator UASB, eliminando os compostos que não são eliminados somente com o uso do reator, e mostrando que somente a estação de fitotratamento é eficiente, eliminando os compostos presentes no esgoto bruto.

O tempo de remoção dos parâmetros analisados foi bom se analisarmos a taxa de remoção e a concentração inicial de cada composto em cada caixa, pois esse tempo depende disso, e na maioria dos parâmetros analisados, esse tempo de remoção foi baixo e pode ser melhorado, através de repetições desse processo, e cuidado na hora de fazer as análises.

As análises mostraram que o sistema de wetlands construído também foi satisfatório em relação à remoção de microrganismos.

REFERÊNCIAS

ASSENHAIMER, Cristhiane & RUBIO, Jorge. **Purificação das águas contendo íons sulfato usando resíduos do processamento do camarão**. Água: Fonte de Vida. XIX Prêmio Jovem Cientista, 2003.

BARRETO, André B. **A Seleção de Macrófitas Aquáticas com Potencial Para Remoção de Metais-Traço em Fitorremediação**. Dissertação de pós-graduação em saneamento, meio ambiente e recursos hídricos. Escola de engenharia. Universidade federal de minas gerais. Belo Horizonte, 2011.

BENTO, Alessandra. P.; SEZERINO, Pablo. H.; BARBOSA, Tereza, C.; PHILIPPI, Luiz S. **Comparação ente modelos aplicados ao diagnóstico do tratamento de esgotos por sistemas de lodos ativados, baseados em parâmetros biológicos**. In: IV Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, II-072, 2002. Disponível em: <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/sibesa6/odos.pdf>. Acesso em: 6 out. de 2011.

BRIX, Hans. Function of macrophytes in construted wetlands. **Water Science and Technology**, v. 29, n.4, nov.(1994) Disponível em: <<http://www.iwaponline.com/wst/02904/04/default.htm>> Acesso em: 04 mai. 2012.

Companhiaambiental do estado de São Paulo (CETESB). **Guia Técnico Ambiental**, 1996. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>> Acesso em: 20 de fevereiro de 2012.

CAMPOS, José. R. **Tratamento de Esgotos Sanitarios por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**. Rio de Janeiro: ABES/PROSAB, 1998. p. 409 – 435.

CARVALHO, Karina. Q. **Resposta Dinâmica de Reator UASB em Escala Piloto Submetido a Cargas Orgânicas e Hidráulicas Cíclicas: Modelos Matemáticos e Resultados Experimentais**. Tese (doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2006

CHERNICHARO, Carlos. A. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. 2 ed. BeloHorizonte, MG: UFMG: Projeto PROSAB; 2001.

Conselho Nacional Do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução N° 430**, De 13 De Maio de 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>> Acesso em: 16 de fevereiro de 2012.

CONTE, Maria. L; LEOPOLDO, Paulo. R.; AMORIM, R. F. C. **Uso da taboa na remoção de carga poluidora originária de efluente doméstico**. In: CONGRESSO LATINOAMERICANO DE INGENIERIA RURAL, 2.; CONGRESSO ARGENTINO DE INGENIERIA RURAL, 5., 1998, Ciudad de La Plata. Anais... La Plata: ALIA, 1998. 1 CD-ROM (Paper-IRC53).

COOPER, P.F.; GREEN, M.D.; SHUTES, R.B.E. **Reed beds and constructed “wetlands” for wastewater treatment**. Buckinghamshire: WRC Publications, 1996, 206p.

EATON, Andrew. D.; CLESCERI, Lenores. S.; RICE, Eugene W.; GREENBERG, Arnold. 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. **Análise da eficiência global do sistema de “wetlands” construído na estação de tratamento de água para abastecimento público no município de Analândia**. 2003. 214 f. Dissertação (mestrado) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2003.

ERCOLE, Luiz A. S. **Sistema modular de gestão de águas residuárias domiciliares: uma opção mais sustentável para a gestão de resíduos líquidos**. 2003. 192f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

ESTEVES, Francisco. de Assis. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FLORENCIO, Lourdinha; BASTOS, Rafael Kopschitz Xavier; AISSE, Miguel Mansur. **Tratamento e Utilização de Esgoto Sanitário**. Prosab, FINEP. Recife, PE, 2006. Disponível em: < <http://www.finep.gov.br/prosab/livros/>>. Acesso em: 12 jun 2012.

HUSSAR, Gilberto. J. **Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura**. 2001. 118 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola / Água e Solo)- Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001. Instituto Brasileiro De Geografia E Estatística (IBGE). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=1691&id_pagina=1>. Acesso em: 03 mai. 2012.

JORDÃO, Eduardo Pacheco; PESSOA, Constantino Arruda. **Tratamento de esgotos domésticos**. 3ed, Rio de Janeiro: ABES, 1995.

JUNIOR, Durval R. P.; MORAES, Luciana M. Avaliação da Biodegradabilidade Anaeróbia de Resíduos da Bovinocultura e da Suinocultura. **Engenharia Agrícola**, São Paulo, v. 24, n. 2, may/out. 2004.

JUNIOR, Romano. S. **Avaliação da eficiência de sistema fito-pedológico (WETLANDS) na depuração de efluentes domésticos gerados em pequena comunidade**. 2008. 156 f. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista (UNESP), São Paulo. 2008.

KADLEC, Robert .H.; KNIGHT, Robert . L. **Treatment Wetlands**. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers. 893 p.

LAMEGO, Fabiane. P.; VIDAL, Ribas. A. **Fitorremediação: Plantas como agentes de despoluição?** Pesticidas: Revistas de Ecotoxicologia e Meio Ambiente, v.17, p.9-18, 2007.

LETTINGA Gatze. **Introduction. In: International course on anaerobic treatment.** Wageningen Agricultural University / IHE Delft. Wageningen, 17-28 Jul 1995.

LEOPOLDO, Paulo. R.; GUIMARÃES, Andréa. B.; BREDA, Carlos. C. **Tratamento de efluentes domésticos em zona rural através do uso de sistema com plantas aquáticas.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 28., 1999, Pelotas. Anais... Pelotas: SBEA, 1999. 1 CD-ROM.

LIMA, André. S. **Análise de desempenho de reator anaeróbio (UASB) associado a leito cultivado de fluxo subsuperficial para tratamento de esgoto doméstico.** 1998. 93 p. Tese (Mestrado em Tecnologia e Recursos hídricos)-Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia, Brasília, DF, 1998.

MACEDO, Jorge. A. B. **Águas e Águas**. São Paulo: Varela Editora e Livraria Ltda, 1043 p. 2000.

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

MARTINS, Ana. P. L. **Capacidade do Polygonumhydropiperoides e Typhadominguensis na fitorremediação de efluentes de tanques de piscicultura na região da bacia do Iraí.** Curitiba, 2008.

MENDONÇA, Sérgio.R. **Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: Novos conceitos.** João Pessoa, UFPB, 1990. 388p.

MONTEIRO, Rodrigo C. M. **Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo "wetlands" para tratamento de água cinza visando reúso não potável.** 2009. 84 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária). Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

NAIME, Roberto.; GARCIA Ana. C. Estudos tecnológicos. **Utilização de enraizadas no tratamento de efluentes agroindustriais.** vol. 1, n. 2, p. 9-20, 2005.

NETO, Cícero. O A. **Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários: experiência brasileira.** ABES (Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental). Rio de Janeiro – RJ, Brasil. 301p. 1997.

NOZAKI, Victor T. de. **Análise do Setor de Saneamento Básico no Brasil.** 2007. 110f. Dissertação (Mestrado em Economia Aplicada)- Faculdade de Economia,

Administração e Contabilidade de Ribeirão Preto da Universidade de São Paulo. Ribeirão Preto, 2007.

OLIVEIRA, Paulo.A. *et al* (1993). **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA/CNPQA, 1993, 188 f.

OLIVEIRA, Nathalie. S. **Fitorremediação como proposta para o pós tratamento ao sistema de lagoas de estabilidade de um abatedouro bovino no Paraná**. 2010. 43 f. Monografia (Especialização em gerenciamento e auditoria ambiental), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2010.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. Florianópolis: Editora do autor, 2004.

POMPÊO, Marcelo. Monitoramento e manejo de macrofitas aquáticas. **Oecologia Australis**. São Paulo, v.12, n.3, p.406-424. Set. 2008.

POTT, Vali. J.; POTT, A. **Plantas Aquáticas do Pantanal**. 1º ed. Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal (Corumbá – MS). Embrapa, Brasília. 404p. 2000.

RAMOS, Marcos. R. **Utilização da *Pontederia parviflora* Alexander no pós-tratamento de água residuária de lavanderia industrial têxtil**. 2008. 37 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Curso Superior de Tecnologia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, Paraná.

REDDY, K. R., E. M., D'Angelo e W. G. Harris. **Biogeochemistry of wetlands Handbook of Soil Science**. P. 89-119, 2000

REED, S.C., CRITES, R., MIDDLEBROOKS, E. (1995). **Natural Systems for Waste Management and Treatment**. Second Edition. A McGRAW-HILL Special Reprint Edition.

RELVÃO, Antônio. M. (1999). **Sistemas de Tratamento de Efluentes em Aglomerados Urbanos por Leitos de Macrófitas Emergentes**. Comissão de Coordenação da Região Centro, Coimbra 1999.

RIBEIRO, Marco. A. (2001). Automação Industrial 4ª Edição. Salvador: **Tek Treinamento & Consultoria Ltda**, 489p.

RICKLEFS, Robert. E. **A economia da natureza**. 3ª ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1996. 470 p.

ROUSSEAU, D. P. L. *et al*. Constructed wetlands for water reclamation. **Desalination**, v. 218, p. 181-189, 2008.

RUBIO, J.; SCHNEIDER, I. A.; RIBEIRO, T.; COSTA, C.A & KALFEZ, C.A. **Plantas Aquáticas: Sorventes naturais**. Ciência Hoje, vol. 35, nº 205. São Paulo, 2004.

RUBIO, J.; SCHNEIDER, I. A.; RIBEIRO, T.; COSTA, C.A & KALFEZ, C.A. **Plantas Aquáticas: Sorventes naturais**. CiênciaHoje, vol. 35, nº 205. São Paulo, 2004.

SALT, D.E.; SMITH, R.D.; RASKIN I. Phytoremediation. Annual Review of Plant Physiology. Plant Molecular Biology, v. 49.p, 643-668, 1998.

SECO, Maria. T. D. H. C. **Avaliação de leitos de macrófitas no tratamento de águas residuais domésticas em Portugal: sistemas de fluxo sub-superficial horizontal**. 2008. 131 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) - Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, 2008.

SILVA, Odenia. A. L. **Remoção de mo em sistema de lagoas de estabilização no nordeste brasileiro**. 2011. 164 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária), Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2011.

SIMIONATO, Edina.C. (2008). **Sua gente... Sua história**. Ed. Kromoset Artes Gráficas LTDA, Campo Mourão, 3ª. Ed.,.

SOUZA, José. T.; VAN HAANDEL, Adrianus. C.; COSENTINO, Paulo. R. S.; GUIMARÃES, Adriana. V. A. Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas "WETLAQNDS" construídos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v.4, n.1, p. 87-91. 2000.

SOUSA, Anderson. L. **Estudo experimental e numérico do processo de remoção de poluentes nos leitos cultivados**. 2003. 141 p. Tese (Doutorado Engenharia Agrícola /Água e Solo) Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

SPERLING, Marcos V. **Introdução à Qualidade da Água e ao Tratamento de Esgoto, Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 3ª ed: Belo Horizonte, 2005.

SPERLING, Marcos V. **Princípios básicos do tratamento de esgoto. Princípios básicos do tratamento de águas residuárias**. 2 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005.

SPERLING, Marcos Von. **Introdução à Qualidade da Água e ao Tratamento de Esgoto, Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 2ª Ed. Belo Horizonte, 1996.

TCHOBANOGLIOUS, G.; CRITES, R.; GEARHEART, B.; PRINCIPAL, R. (2003). **A Review of Treatment inetics for Constructed Wetlands. Proceedings of the 1st International Seminar on The Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands**. FCG, Lisboa, V. Dias and J. Vymazal, Lisboa, pp. 137-150.

TOMAZ, Plinio. **Manejo de águas pluviais - Wetland construída para melhoria da qualidade das águas pluviais**. 2009. 112 f.

TUNDISI, José. G. 2005. Seminários Temáticos para 3ª Conferência Nacional de Ciência e Inovação. **Parcerias estratégicas**, n.20 (pt. 2) Brasília/DF. Jun./2005.

727p. Disponível em: <http://www.cgee.org.br/arquivos/p_20_2.pdf> Acesso em: 12 fev. 2013.

ULRICH Hagendorf., *et al.* Microbiological investigations for sanitary assessment of wastewater treated in constructed wetlands. **Water Research**, n. 39, p. 4849–4858, 2005.

USEPA, United States Environmental Protection Agency. **Introduction to Phytoremediation**. Cincinnati: 2000. 72 p.

VALENTIM, Marcelus. A. A. **Desempenho de leitos cultivados (“ConstructedWetland”) para tratamento de esgoto**. 2003. 210 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola / Água e Solo)-Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade de Campinas, Campinas, 2003.

VAN KAICK, Tamara. S. V. **Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná**. 2002. 154 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia)-PPGTE, CEFET-PR, Curitiba, 2002.

WATANABE, Aline. Y. M., **Construção e avaliação da eficiência de leitos cultivados no tratamento de águas cinzas**. 2012. 40 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Curso Superior de Engenharia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, Paraná.

WEISS, Heidi. **Optimierung der Nährstoffentfernung Von Bewachsenen Bodenfiltern (Horizontalfilter) Empfehlung für Bemessung Bau und Betrieb**. München, 1994.