UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FACULDADE DE SAÚDE PÚBLICA

CRISTIANE DIAS POÇAS

UTILIZAÇÃO DA TECNOLOGIA DE WETLANDS PARA TRATAMENTO TERCIÁRIO: CONTROLE DE NUTRIENTES

SÃO PAULO
2015

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FACULDADE DE SAÚDE PÚBLICA

CRISTIANE DIAS POÇAS

Utilização da tecnologia de wetlands para tratamento terciário: controle de nutrientes

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação Ambiente, Saúde e Sustentabilidade, da Faculdade de Saúde Pública, da Universidade de São Paulo, para a obtenção do título de Mestre em Ciências. Orientador: Prof. Dr. Wanderley S. Paganini

SÃO PAULO
2015

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Catalogação da Publicação
Biblioteca/CIR: Centro de Informação e Referência em Saúde Pública
Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo
Dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Dias Poças, Cristiane
UTILIZAÇÃO DA TECNOLOGIA DE WETLANDS PARA TRATAMENTO TERCIÁRIO: CONTROLE DE NUTRIENTES : / Cristiane Dias Poças; orientador Wanderley da Silva Paganini. -- São Paulo, 2015.
93 p.

Dissertação (Mestrado) -- Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, 2015.

1. Tratamento de esgoto. 2. Wetlands . 3. jardins filtrantes. 4. zona de raízes. 5. controle de nutrientes. I. da Silva Paganini, Wanderley , orient. II. Título.

POCAS, Cristiane, Utilização da tecnologia de wetland para tratamento terciário: controle de nutrientes - Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

Universidade de São Paulo

ATA DE DEFESA

Ata de defesa pública de Dissertação do(a) Senhor(a) Cristiane Dias Poças no Programa: Mestrado Profissional Ambiente, Saúde e Sustentabilidade, do(a) Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo.

Aos 19 dias do mês de agosto de 2015, no(a) Sala-Fernando A.Guimarães realizou-se a Defesa da Dissertação do(a) Senhor(a) Cristiane Dias Poças, apresentada para a obtenção do título de Mestra intitulada:

"Utilização da tecnologia de wetlands para tratamento terciário: controle de nutrientes"

Após declarada aberta a sessão, o(a) Sr(a) Presidente passa a palavra ao candidato para exposição e a seguir aos examinadores para as devidas arguições que se desenvolvem nos termos regimentais. Em seguida, a Comissão Julgadora proclama o resultado:

Nome dos Participantes da Banca	Função	Sigla da CPG	Resultado
Wanderley da Silva Paganini	Presidente	FSP - USP	Aprovado
José Luiz Negrão Mucci	Titular	FSP - USP	Aprovado
Roseli Frederigi Benassi	Titular	UFABC - Externo	Aprovado

Resultado Final: Aprovado

Parecer da Comissão Julgadora *

Eu, Marilene Rosa Silva Pereira _____ Marilene _____, lavrei a presente ata, que assino juntamente com os(as) Senhores(as). São Paulo, aos 19 dias do mês de agosto de 2015.

José Luiz Negrão Mucci

Roseli Frederigi Benassi

Wanderley da Silva Paganini
Presidente da Comissão Julgadora

* Obs: Se o candidato for reprovado por algum dos membros, o preenchimento do parecer é obrigatório.

Dedico aos meus filhos, que são a razão do meu viver, ao meu marido por me compreender e incentivar, aos meus pais pelo apoio e ajuda incondicional e a minha avó pelo seu amor infinito.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por me dar sabedoria e disposição para realização deste trabalho.

Agradeço ao meu orientador Dr. Wanderley S. Paganini pelas diretrizes e confiança demonstrada.

Agradeço aos professores Dr José Luiz N. Mucci e Dra Roseli R. Benassi por contribuir com o processo de desenvolvimento desta pesquisa.

Agradeço aos meus amigos de curso Thiago Leite e Gabriela Rodrigues pelo companheirismo.

Agradeço a minha professora de biologia do ensino médio, Profa. Cecília por ter me ensinado a importância de um ecossistema equilibrado.

Agradeço aos meus familiares: avó, irmão, cunhadas, cunhado, sogra, primos, tia e sobrinhos pela torcida e aos meus amigos pelos incentivos.

Agradeço ao meu tio por ter me contado histórias, por me ensinar a viajar e a sonhar com os livros.

Agradeço aos meus pais por tudo, por cuidarem dos meus filhos, pelas caronas até o metrô, por lerem meu trabalho, por me ouvirem e pelo apoio incondicional. Em especial agradeço ao meu pai por entregar meus trabalhos e a minha mãe por ter me levado para a biblioteca passar as tardes com ela.

Agradeço a meu marido por me compreender e apoiar.

Agradeço a meus filhos simplesmente por existirem.

A todos que contribuíram com este trabalho.

Poças, C. D. Utilização da tecnologia de wetlands para tratamento terciário: O controle de nutrientes. 2015. 93 f. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo: 2015.

RESUMO

As wetlands construídas estão entre as tecnologias eficientes recentemente comprovadas para tratamento e polimento de águas residuárias. Comparando com os sistemas convencionais de tratamento, são de baixo custo, fácil operação e manutenção. Esta pesquisa objetivou avaliar estudos de caso nacionais de utilização de wetlands para tratamento de efluentes em nível terciário com a finalidade de efetuar a remoção de nutrientes, buscando estabelecer parâmetros técnicos, operacionais e de manutenção. Foram avaliados sistemas que utilizaram como macrófita: *Typha, Vetiver zizanioides L.Nash, Colocasia esculenta, Hedychium coronarium, Heliconia psittacorum, and Cyperus alternifolius*; através de fluxos superficial e subsuperficial; o material filtrante foi brita e areia e o tempo de detenção hidráulica variou de 1,1 a 5 dias. Os resultados encontrados variaram de 5,6% a 93,9% para remoção de nitrogênio amoniacal e de 5 a 90,5% para remoção de fósforo total. Constatou-se que a discrepância entre os resultados está associada ao tempo de detenção hidráulico utilizado, tipo de fluxo escolhido, material filtrante e manejo das macrófitas. Concluiu-se que a wetland construída pode ser usada como tratamento de efluentes em nível terciário para remoção de nutrientes, podendo-se afirmar que: a escolha da combinação de macrófita, material filtrante e fluxo deve ser feita de acordo com o efluente a ser tratado; não há um definição quanto ao tempo de detenção hidráulica ideal para cada sistema o que indica a necessidade de instalar pilotos para avaliação antes de implementar as estações em escala real; a poda deve ser feita respeitando o ciclo de desenvolvimento de cada espécie; é necessário realizar pesquisas que monitorem o sistema a longo prazo para avaliar o seu comportamento.

Palavra-Chave: wetlands Construídas, leitos cultivados, zona de raízes e nutrientes.

Poças, C. D. The use of wetlands technology for tertiary treatment: the nutrients control. 2015. 93 f. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo: 2015.

ABSTRACT

The constructed wetlands are among of the recently proven efficient technologies for treating and polishing of wastewater. Compared to conventional treatment systems, they are low cost, easily operated and maintained. This study aimed to evaluate national case studies of use of wetlands as a tertiary stage of wastewater treatment in order to make the removing of nutrients and establish technical, operational and maintenance parameters. The evaluated systems used as macrophyte: *Typha, Vetiver zizanioides L.Nash, Colocasia esculenta, Hedychium coronarium, Heliconia psittacorum*, and *Cyperus alternifolius*; through surface and subsurface flows; the filter material was gravel and sand and the hydraulic retention time ranged from 1.1 to 5 days. The results ranged from 5.6% to 93.9% for ammonia removal and from 5 to 90.5% for total phosphorus removal. It was found that the discrepancy between the results is associated to the use of hydraulic detention time, to the type of flow, filter material and management of macrophytes. It was concluded that the constructed wetland can be used as tertiary stage of wastewater treatment for nutrients removal, it´s possible to say that: the combination between macrophyte, flow and filter material should be made in accordance with the effluent to be treated ; there is no definition as to the optimal hydraulic retention time for each system indicating the need to install a pilot treatment for evaluation before implementing the seasons full-scale; pruning should be done respecting the development cycle of each species; studies should be conducted to monitor the long-term system to evaluate their behavior.

Keyword: Constructed wetlands, wetlands, root zone and nutrients.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Constituintes e mecanismos de remoção do sistema de wetlands construídas. 10
Tabela 2 - Critérios para construção de wetlands construídas. 32
Tabela 3 - Estudo de caso selecionados 34
Tabela 4 - Síntese dos Resultados obtidos em Campinas. 53
Tabela 5 - Síntese de resultados obtidos no capim Vetiver..... 56
Tabela 6 - Síntese dos resultados de remoções médias das wetlands no primeiro plantio 59
Tabela 7 - Síntese nos resultados de remoções médias das wetlands no segundo plantio 60
Tabela 8 - Eficiência do processo para Fósforo Total, Nitrogênio Amoniacal e DQO. . 63
Tabela 9 - Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal, nitrogênio kjeldahl total, DQO e DBO..... 64
Tabela 10 - Valores médios das variáveis obtidas na entrada e na saída da várzea do Parelheiros, incluindo-se vazão e precipitação, nos períodos seco e chuvoso. 67
Tabela 11 - Síntese de fluxos utilizados nas wetlands 73
Tabela 12 - Lista de materiais filtrantes empregados pelos estudos analisados nesta pesquisa. 74
Tabela 13 - Síntese de pré-tratamento utilizados nas WETCs. 75
Tabela 14- Síntese de estruturas utilizadas nas WETCs. 76
Tabela 15 - Síntese de resultados obtidos em relação ao nitrogênio amoniacal, fósforo total, DQO, fluxo, TDH e macrófita. 77

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Foto de uma wetland natural 4
Figura 2 - Exemplos de wetlands construídas 5
Figura 3 - Desenho esquemático de um sistema de fluxo superficial. 8
Figura 4 - Esquema de tratamento de fluxo subsuperficial. 9
Figura 5 - Esquema de tratamento de fluxo vertical. 10
Figura 6- Principais tipos biológicos de macrófitas aquáticas. 14
Figura 7 - Representação esquemática da formação de biofilme. 17
Figura 8 - Simbiose entre as plantas e os microrganismos 18
Figura 9 - Fluxograma da Estação de Tratamento de Esgoto da FEAGRI/UNICAMP . 35
Figura 10 - Planta de Hedychium coronarium 36
Figura 11 - Planta de Heliconia psittacorum 37
Figura 12 - Planta de Cyperus alternifolius 38
Figura 13 - Planta Colocasia esculenta. 38
Figura 14 - Representação esquemática de um módulo de tratamento de efluentes com capimVetiver. 40
Figura 15 - Fluxograma do processo do capim Vetiver. 40
Figura 16 - Detalhe da distribuição do nível de esgoto nos módulos de tratamento de esgoto com plantas. (a) Nível H1, com 0,45 m de esgoto. (b) Nível H2, com 0,25 m de esgoto. 41
Figura 17 - Plantas adultas do capim vetiver em ambiente natural. 42
Figura 18 - Fluxograma de processo pesquisado por BORDIM (2010). 44
Figura 19 - Foto da taboa 45
Figura 20 - Fluxograma de processo do projeto piloto da ETA Baixo Cotia 47
Figura 21 - Fluxograma de processo do projeto piloto da ETE Barueri 48
Figura 22 - Várzea do ribeirão Parelheiros, imagem de caracterização da área de estudo 50
Figura 23 - Fluxograma de alternativas de aplicações de wetlands construídas 81

LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS

ANA – Agência Nacional das Águas
CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente
ETA – Estação de Tratamento de Água
ETE – Estação de Tratamento de Efluentes
PNQA – Plano Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas
SABESP - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
WETC – wetland construída
WETCFS – wetland construída de fluxo superficial
WETCFSS – wetland construída de fluxo subsuperficial
WETCFV – wetland construída de fluxo vertical
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Pesquisa
PROSAB – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 1

2. OBJETIVO 3

2.1 Objetivo Geral 3

2.2 Objetivos Específicos 3

3. REVISÃO DA LITERATURA 4

3.1 Wetlands Naturais e Wetlands Construídos 4

3.2 Eutrofização 6

3.3 Classificação das wetlands construídas de acordo com a forma de disposição . 8

3.3.1 Wetlands construídas de fluxo superficial – WETCFS 8

3.3.2 Wetlands Construídas de fluxos subsuperficial–WETCFSS 9

3.4 Constituintes e mecanismos de remoção do sistema de wetlands construídas 10

3.4.1 Material filtrante 11

3.4.2 Macrófitas 12

3.4.2.1 Crescimento das macrófitas 14

3.4.3.2 Evapotranspiração 16

3.4.3.3 Utilização da biomassa 16

3.4.4 Microrganismos 17

3.4.5 Mecanismos de transferência de oxigênio 19

3.4.6 Remoção de transformação do nitrogênio 20

3.4.7 Remoção e transformação do fósforo 22

3.4.8 Metais pesados 25

3.4.9 Parâmetros de controle 26

3.4.9.1 Parâmetros físico-químicos: 26

3.4.9.2 Monitoramento das wetlands construídas 29
3.4.10 Legislação brasileira sobre lançamento de efluentes 30
3.4.11 Critérios para construção de wetlands construídas 31
4. MATERIAIS E MÉTODOS 33
4.1 Estudos selecionados 33
4.1.1 KLETECKE (2011) 34
4.1.1.1 Avaliação de desempenho 39
4.1.2 UCKER (2012) 39
4.1.2.1 Avaliação de desempenho 42
4.1.3.1 Avaliação de desempenho 45
4.1.4 Estação de Tratamento de Água (ETA) Baixo Cotia 46
4.1.4.1 Avaliação de desempenho 47
4.1.5 Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) Barueri 47
4.1.5.1 Avaliação de desempenho 49
4.1.6 ANDRADRE (2005) 49
4.1.6.1 Avaliação de desempenho 51
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES 52
5.1 Campinas 52
5.2 Goiânia 55
5.3 São Leopoldo 57
5.4 ETA Baixo Cotia 62
5.5 ETE Barueri 64
5.6 Várzea do Ribeirão Parelheiros 66
6. CONSIDERAÇÕES GERAIS E DISCUSSÕES 68
6.1 Macrófitas 68

6.2 Colheita e Remoção (Poda) 69

6.3 Vetores 70

6.4 Tempo de detenção hidráulica (TDH) 71

6.5 Fluxo 72

6.6 Material Filtrante 74

6.7 Uso da wetland como polimento de efluente 75

6.8 Estrutura física 76

6.9 Síntese de resultados 76

7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES 78

8. BIBLIOGRAFIA 83

1. INTRODUÇÃO

A água é o recurso natural mais importante do nosso planeta, seja por ser essencial para sobrevivência dos seres vivos, ou por ser um elemento representativo de valores sociais e culturais e até como fator de produção de vários bens de consumo final e intermediário. Entretanto, por maior que seja sua importância, a poluição de nascentes, rios, córregos, mananciais e lençóis freáticos cresce descontroladamente. Existe uma relação direta entre qualidade de água e doenças. Há uma gama de enfermidades causadas pela má qualidade de água consumida. Planejar e gerenciar os recursos hídricos é a única forma de garantir a disponibilidade de água em quantidade suficiente e qualidade adequada para as gerações presentes e futuras. A sustentabilidade dos recursos hídricos está intimamente ligada ao controle de cargas poluidoras que a eles chegam.

A eutrofização dos corpos d'água é um dos grandes problemas de qualidade da água do país, quando a água é rica em nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo) temos um crescimento da vida vegetal aquática, este processo, chamado eutrofização, é natural e manifesta-se por meio da produtividade biológica do ecossistema, sendo observada a proliferação de algas e outros vegetais aquáticos. Porém, quando a concentração de nutrientes é excessiva, a eutrofização é acelerada e passa a ter efeitos negativos, como por exemplo: odor e sabor desagradável, mortandade de peixes, mudanças na biodiversidade aquática e comprometimento da água destinada ao abastecimento público. Tal processo acontece principalmente em lagos e represas, embora possa ocorrer mais raramente em rios, uma vez que as condições ambientais destes serem mais desfavoráveis para o crescimento de algas.

O controle do lançamento de esgoto é uma importante medida preventiva para o controle da eutrofização. Atualmente as tecnologias convencionais de tratamento biológico de esgoto são projetadas visando principalmente a remoção de matéria orgânica, resultando em efluentes com concentrações de nitrogênio e fosforo próximas as do esgoto bruto. Assim sendo, é fundamental que se pesquisem alternativas de tratamento de esgoto que resultem em uma maior remoção de nitrogênio e fósforo, complementando os sistemas tradicionais de tratamento.

A legislação brasileira estabelece condições e padrões específicos para o lançamento em corpos hídricos receptores dos efluentes provenientes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários, entretanto, essas condições não contemplam os parâmetros nitrogênio e fósforo. Tal isenção de restrições legais, conforme a Resolução Conama nº 430/2011, não configura uma "licença para poluir", uma vez que a mesma Resolução em seu Artigo 5º estabelece que "*os efluentes não poderão conferir ao*

corpo receptor características de qualidade em desacordo com as metas obrigatórias progressivas, intermediárias e final do seu enquadramento", ou seja, em tese, não é necessário controlar as concentrações de nitrogênio e fósforo que são lançadas, porém, esses lançamentos não poderão acarretar a perda da qualidade da água do corpo receptor. Desta forma, a legislação não obriga ao controle desses parâmetros no lançamento, mas é rígida quanto aos efeitos desses lançamentos nos corpos d'água. Esse critério de controle da qualidade leva em consideração as condições locais de recebimento dos efluentes, ou seja, de maneira simplificada, os efeitos da diluição dos nutrientes pelos corpos d'água.

O estabelecimento de limites para o lançamento de nitrogênio e fósforo pode implicar na necessidade de se empregar tecnologias avançadas para o tratamento dos esgotos, que possibilitem a remoção dos nutrientes, como os sistemas por membranas ou osmose reversa. Esses sistemas, além de representarem altos custos de implantação, operação e manutenção, promovem a separação dos nutrientes, de tal modo que o efluente líquido lançado nos corpos d'água esteja em conformidade com a lei, mas por outro lado, os nutrientes que foram "separados" precisam ser submetidos a uma disposição final adequada, normalmente constituída pelo aterramento em aterros sanitários, ou mesmo por processo de incineração, que acabam por quebrar de maneira definitiva o ciclo natural desses nutrientes, que são irremediavelmente perdidos, ressaltando-se que o fósforo por exemplo possui fontes finitas e não renováveis.

O presente trabalho tem como objetivo abordar a eficiência remoção de nutrientes por wetlands construída. As wetlands construídas são chamadas sistemas naturais de tratamento de esgoto e diferenciam-se dos sistemas convencionais em relação à fonte de energia utilizada, pois usam fontes de energia renováveis para degradar a matéria orgânica e reciclar os nutrientes (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Assim sendo, considerando-se que a qualidade dos corpos d'água precisa ser mantida, as *wetlands* tornam-se uma opção importante, pois colocam os nutrientes como o fósforo e o nitrogênio nos seus ciclos naturais, preservando os ciclos da natureza. Sua concepção e operação representam custos bem mais baixos em relação aos sistemas terciários compactos mecanizados.

2. OBJETIVO

2.1 Objetivo Geral

Esta pesquisa objetiva avaliar estudos de caso nacionais de utilização de wetlands para tratamento de efluentes em nível terciário para a gestão de nutrientes, buscando estabelecer parâmetros técnicos, operacionais e de manutenção que possam vir a ser replicados.

2.2 Objetivos Específicos

a. Identificar as melhores tecnologias de utilização de wetlands de acordo com os efluentes a serem tratados.

b. Comparar estudos de casos referentes à aplicação de wetlands com a finalidade da remoção fósforo e nitrogênio, na busca de parâmetros e detalhes de concepção.

c. Propor alternativas, buscando melhorar as condições de operação, manutenção e desempenho desses sistemas.

3. REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Wetlands Naturais e Wetlands Construídos

Wetlands naturais são áreas de transição entre um sistema terrestre e um aquático, são conhecidos como terras úmidas, brejos, várzeas, pântanos, manguezais ou lagos rasos. Esse sistema se destaca entre os processos de autodepuração por serem áreas inundadas constantes ou intermitentes, que desenvolveram uma vegetação adaptada à vida em solos alagados. Neles a água, o solo e os vegetais formam um ecossistema equilibrado, degradando a matéria orgânica, reciclando os nutrientes e consequentemente, melhorando a qualidade da água (ANJOS, 2003). Na Figura 1 é apresentada uma foto da várzea do parelheiros como exemplo de uma wetland natural.

Figura 1 - Foto de uma wetland natural

Extraído de: BUENO, 2013.

As wetlands construídas, por sua vez, são ecossistemas artificiais que reproduzem as características de wetlands naturais, utilizando plantas aquáticas e substratos (brita, areia, bambu, casca de arroz, entre outros). São construídas de forma específica, com

o objetivo de tratar efluentes, combinando processos químicos, físicos e biológicos. A Figura 2 apresenta fotos de exemplos de wetlands construídas. (GOPAL, 1999; HABERL, 1999; ANJOS, 2003).

Figura 2 - Exemplos de wetlands construídas

Extraído de: BUENO, 2013.

Esse tipo de sistema tem baixo custo de implantação, operação e manutenção em relação aos sistemas convencionais. O Brasil é um dos países que oferecem excelentes condições climáticas e ambientais para a implantação deste tipo de sistema, além de apresentar uma enorme carência de tratamento de águas residuárias, especialmente nos pequenos e médios municípios (VALENTIM, 2003).

As wetlands construídas são consideradas filtros biológicos, que possuem microrganismos capazes de promover reações de depuração da água. Os microrganismos, com sua diversidade genética e adaptabilidade funcional são capazes de degradar substâncias diversas presentes na água, promovendo, assim, seu crescimento.

Esses sistemas têm como finalidade simular as condições ideais de tratamento dos wetlands naturais, com a vantagem de oferecer flexibilidade quanto à escolha do local de implantação, definição das variáveis hidráulicas e mais facilidade no manejo da vegetação, objetivando obter maior eficiência de remoção de matéria orgânica e de nutrientes (SANTIAGO et al., 2005).

Dentro de um sistema de wetland construída ocorrem vários processos, com maior ou menor intensidade, mas que contribuem para a melhoria da qualidade do efluente (UNEP, 2004), são eles: desnitrificação, com consequente remoção de nitrato; adsorção de íons amônio e de metais pelos argilominerais; adsorção de íons metálicos, de pesticidas e de compostos à base de fósforo pela matéria orgânica; decomposição de matéria orgânica biodegradável, tanto aeróbia quanto anaerobicamente; remoção de patógeno por microrganismos, retirada de metais pesados e outras substancias tóxicas por macrófitas, decomposição de orgânicos tóxicos através de processos anaeróbios.

No Brasil, as wetlands são referenciadas pelo próprio termo em inglês, wetlands (terras úmidas), constructed wetlands e, por wetlands construídas, áreas alagadas, alagados construídos ou artificiais, várzeas artificiais, áreas inundadas, leito de raízes, zona de raízes, zonas úmidas, filtros plantados, tanques de macrófitas, filtros plantados com macrófitas, alagados naturais, terras úmidas construídas, leitos cultivados, entre outros. No presente estudo, será utilizado o termo weltand construída (WETC).

A wetland construída se apresenta como uma alternativa para reduzir a concentração de nutrientes antes do lançamento dos efluentes. Altas concentrações de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, podem causar eutrofização acelerada nos corpos d´água. No item a seguir há uma breve descrição sobre os problemas causados pela eutrofização e um panorama geral sobre o estado trófico das águas brasileiras.

3.2 Eutrofização

A eutrofização é um dos grandes problemas de qualidade da água do país, esse processo é natural e se manifesta através da produtividade biológica do ecossistema, sendo observado o crescimento de algas e outros vegetais. Porém, quando temos uma alta concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, pode ocorrer um crescimento excessivo de algas, que ao entrarem em decomposição levam ao

aumento do número de microrganismos e à consequente deterioração da qualidade do corpo d´água.

O nível de eutrofização de um lago ou represa está usualmente associado ao uso e ocupação do solo predominante na bacia hidrográfica, sendo as atividades humanas a principal causadora da aceleração deste processo. Ocorre principalmente em lagos e represas, embora possa acontecer mais raramente em rios, uma vez que as condições ambientais destes são mais desfavoráveis para o crescimento de algas (VON SPERLING, 2005).

No Brasil, 42,1 % da água utilizada para abastecimento público é proveniente de reservatórios superficiais. Estes reservatórios mesmo que protegidos pelo ambiente natural estão mais sujeitos a fatores que levam ao comprometimento de sua qualidade, como lançamento de esgoto sanitário, despejos de resíduos industriais e doméstico, atividades mineradoras, agricultura, poluição difusa, dentre outras (IBGE, 2010).

A Região Hidrográfica do Atlântico Nordeste Oriental, que abrange em seu território os estados do Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco e Alagoas é a que possui maior porcentagem de corpos d´água com níveis acelerados de eutrofização. Esta região caracteriza-se pela ausência de grandes rios, escassas precipitações e altas temperaturas, fazendo com que seus açudes tenham altas concentrações de sais e de compostos de fósforo e nitrogênio (ANA,2009).

Para o controle da eutrofização podem ser adotadas medidas preventivas e corretivas. As medidas preventivas abrangem ações na bacia hidrográfica, como o controle do lançamento de esgoto, o controle da drenagem pluvial e o controle do uso do solo na bacia (principalmente a utilização abusiva de fertilizantes). As medidas corretivas envolvem ações direcionadas para o corpo d´água, como processos mecânicos, químicos e biológicos (VON SPERLING, 2005).

Tratar o esgoto antes do lançamento é uma importante medida preventiva para a preservação dos mananciais, entretanto, as tecnologias convencionais de tratamento biológico de esgoto são projetadas visando principalmente a remoção de matéria orgânica, resultando em um efluente com concentrações de nitrogênio e fósforo próximas às do esgoto bruto (PROSAB, 2009).

3.3 Classificação das wetlands construídas de acordo com a forma de disposição

As wetlands construídas são classificadas de acordo com o tipo de fluxo adotado. Os tipos básicos são: wetlands construídas de fluxo superficial (WETCFS), wetlands construídas de fluxo subsuperficial (WETCFSS) e wetlands construídas de fluxo vertical (WETCFV) (VYMAZAL, 2005; PROSAB, 2009).

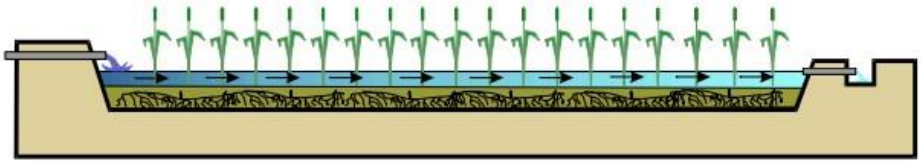
3.3.1 Wetlands construídas de fluxo superficial – WETCFS

Os sistemas de fluxo superficial ou lâmina livre apresentam um fluxo sobre a superfície, com uma altura de lâmina d´água tipicamente menor que 0,4 m, passando através da vegetação composta por macrófitas aquáticas emergentes, flutuantes ou submersas (KADLEC e KNIGHT, 1996).

As wetlands de fluxo superficial possuem uma melhor eficiência para remoção de matéria orgânica e de sólidos suspensos, pois tem maior tempo de retenção hidráulica (USEPA, 2000). O sistema de fluxo subsuperficial é mais usado do que o fluxo superficial pois o último apresenta duas desvantagens em relação ao primeiro, pode ocorrer proliferação de mosquitos e produção de odor (KNIGHT e WALLACE, 2004). Nos Estados Unidos o sistema de fluxo superficial é muito utilizado no tratamento terciário de grandes volumes de águas residuárias. Na Figura 3 é apresentado o esquema de tratamento de fluxo superficial.

De acordo com o manual da PROSAB (2009), os WETCFS são adequados para receber efluentes de lagoas de estabilização, ou seja, para polimento através da retirada de nutrientes.

Figura 3 - Desenho esquemático de um sistema de fluxo superficial.



Extraído de: SALATI(1998)

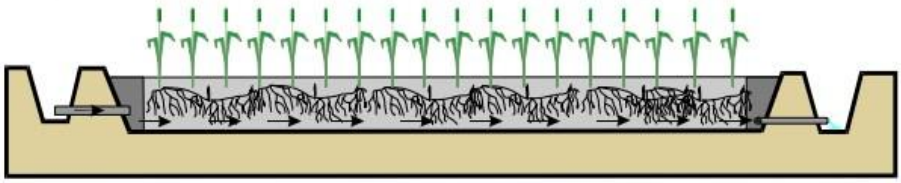
3.3.2 Wetlands Construídas de fluxos subsuperficial–WETCFSS

No sistema de fluxo subsuperficial não há uma coluna d´água sobre a superfície do terreno, são essencialmente filtros lentos horizontais preenchidos com brita ou areia como meio suporte e onde as raízes das plantas se desenvolvem. O efluente passa pelo substrato (brita ou areia), onde entra em contato com uma mistura de bactérias facultativas associadas com o substrato e com as raízes das plantas. A altura do substrato é tipicamente menor que 0,6 m. Este tipo de processo demonstra ter maior eficiência para remoção de nitrogênio e fósforo e de metais pesados, devido à grande variedade de reações que ocorrem dentro do solo (Figura 4) (USEPA, 2000).

As wetlands de fluxo subsuperficial não oferecem condições para o desenvolvimento e proliferação de mosquitos e para o contato de pessoas e animais com a lâmina d'água. São muito utilizados no tratamento secundário de efluentes de pequenas comunidades, tanto nos Estados Unidos, Austrália e África do Sul quanto na Europa (KNIGHT e WALLACE, 2004).

De acordo com a PROSAB (2009), as wetlands de fluxo subsuperficial são adequadas para receber efluentes de tanques sépticos e reatores anaeróbios, e merecem cuidados adicionais no caso de efluentes de lagoas de estabilização, em virtude da presença de algas.

Figura 4 - Esquema de tratamento de fluxo subsuperficial.

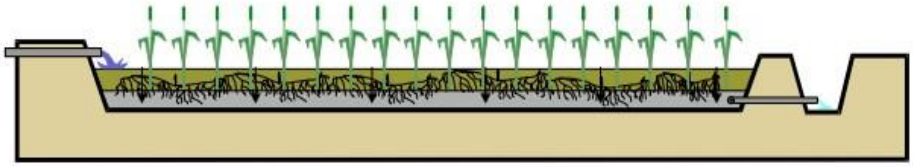


Extraído de: SALATI, 1998.

3.3.3 Wetland construída de fluxo vertical – WETCFV

As wetlands construídas de fluxo vertical (WETCFV) são constituídas de filtros de escoamento vertical intermitente, preenchidas com brita ou areia e nível d'água abaixo do meio suporte (subsuperficial), impedindo o contato direto de pessoas e animais (Figura 5) (VYMAZAL, 2005).

Figura 5 - Esquema de tratamento de fluxo vertical.



Extraído de :SALATI, 1998.

Normalmente, utilizam-se mais de uma wetland em paralelo, sendo que um deles recebe a batelada e os outros estão em repouso, o que permite a ocorrência da digestão e secagem do lodo na superfície e a manutenção das condições aeróbias da wetland (PROSAB, 2009).

3.4 Constituintes e mecanismos de remoção do sistema de wetlands construídas

As wetlands construídas têm capacidade para remoção de vários poluentes. A Tabela 1 apresenta um resumo dos constituintes e mecanismos de remoção.

Tabela 1- Constituintes e mecanismos de remoção do sistema de wetlands construídas.

Constituintes	Mecanismos de remoção
Sólidos Suspensos	Sedimentação e filtração
Metais	Complexão, precipitação Utilização pela planta Oxidação redução (bioquímica) Sedimentação Filtração
Patógenos	Predação, morte natural, irradiação UV e excreção de antibiótico proveniente das raízes das macrófitas
Fósforo	Adsorção, utilização pela planta e adsorção e troca de cátions
Nitrogênio	Utilização pela planta Volatilização de amônia
Material orgânico solúvel	Degradação aeróbia e anaeróbia Amonificação, nitrificação e desnitrificação (biológico)

Extraído de: Adaptado de COOPER et al.(1997).

3.4.1 Material filtrante

O tratamento dos efluentes nas wetlands construídas ocorre por meio de diferentes processos. O material filtrante está diretamente ligado a alguns destes processos: filtração, adsorção e degradação microbiológica. Desta forma, é fundamental o conhecimento das características dos materiais filtrantes a serem empregados nas wetlands.

Uma das características que deve ser estudada é a condutividade hidráulica (ou permeabilidade) do material componente da WETC. Segundo CAPUTO (1996) a permeabilidade é a propriedade que o solo apresenta de permitir o escoamento da água através dele, sendo o grau de permeabilidade expresso numericamente pelo coeficiente de permeabilidade. O coeficiente de permeabilidade depende essencialmente da temperatura e do índice de vazios. Quanto maior for a temperatura, menor é a viscosidade da água e, portanto, mais facilmente ela escoa pelos vazios do solo.

Desde as primeiras wetlands desenvolvidas na Alemanha na década de 70, quando foi empregado solo natural como elemento filtrante, foi observado que materiais com baixa condutividade hidráulica resultavam em escoamentos superficiais, impedindo que o efluente entrasse em contato com a rizosfera[1].Sendo assim, busca-se nas wetlands um material capaz de manter ao longo do tempo boas condições de fluxo (condutividade hidráulica).

SEZERINO (2006) destaca que o potencial reativo, ou seja, a capacidade de promover a adsorção de compostos inorgânicos, tais como amônia (NH4) e ortofosfato (PO4), também é uma característica que deve ser levada em consideração. O mesmo autor ainda adverte que esta associação não se dá com facilidade, ou seja, materiais filtrantes como a areia possuem um ótimo potencial de fluxo, porém, nenhuma, ou muito pouca capacidade adsortiva; por outro lado as argilas possuem alto potencial de adsorção, mas baixa permeabilidade. Portanto, a escolha do tipo deste material filtrante a ser empregado numa unidade de wetland está condicionada às finalidades do tratamento.

---

[11] ***A rizosfera é a região onde o solo e as raízes das plantas entram em contato. O número de microrganismos na raiz e à sua volta é muito maior do que no solo livre; os tipos de microrganismos na rizosfera também diferem do solo livre de raiz (PELCZAR et al., 1997).***

A utilização de um material com granulometria e condutividade hidráulica inadequada é um dos principais fatores que influenciam no processo de colmatação (STEVENSON, 1997), ou seja, uma má escolha do material a ser empregado na wetland pode resultar na redução da capacidade de infiltração.

Segundo LANGERGRABER (2003), a colmatação é um fenômeno induzido pela deposição de sólidos orgânicos e inorgânicos na superfície das wetlands, pela produção de biomassa em excesso devido ao crescimento de microrganismos, pelo crescimento demasiado das raízes das macrófitas e pela compactação do maciço filtrante. Várias pesquisas vêm sendo realizadas para conhecer melhor os mecanismos que induzem à colmatação, bem como prever ações corretivas para que se possa manter a vida útil do sistema. Recomendações quanto à qualidade do efluente a ser tratado nas WETC´S, notadamente os de fluxo vertical, utilizando areia como material filtrante, revelam a necessidade da existência de unidades de tratamento a montante, suficientemente eficientes garantindo uma concentração em termos de SS máxima de 100mg/L, sendo as cargas de DQO e SS aplicadas, sob as condições climáticas da Europa Central, inferiores a 20g/m².d e 5g/m².d, respectivamente (WINTER e GOETZ, 2003).

3.4.2 Macrófitas

As plantas cultivadas no sistema de wetlands construídas são chamadas de hidrófitas, macrófitas aquáticas, hidrófitas vasculares, plantas aquáticas ou plantas aquáticas vasculares. O termo *macrófitas* é o mais utilizado nas wetlands construídas. As macrófitas são plantas que crescem em ambientes de transição entre sistemas aquáticos e terrestres e produzem quantidades expressivas de matéria seca, com elevado teor de nutrientes (GUNTENSPERGEN et al., 1988).

As macrófitas precisam de nutrientes para seu desenvolvimento como todas as plantas, podem ocupar extensas áreas e seu desenvolvimento reflete a qualidade da água em que vivem (KLETECKE, 2011).

Estes vegetais são classificados de acordo com seu biótopo, tal classificação reflete o grau de adaptação das macrófitas ao meio aquático. De acordo com ESTEVES (2011), existem cinco principais tipos biológicos, também conhecidos como grupos ecológicos. São apresentados abaixo e na Figura 6.

a) *Macrófitas emersas ou emergentes: plantas enraizadas no sedimento e com as folhas fora da água. Exemplos: Junco e Taboa;*

b) *Macrófitas com folhas flutuantes: plantas com folhas flutuando na superfície da água e conectadas aos rizomas e raízes através de pecíolos longos e flexíveis. Exemplos: Lírio d´água e Vitória Régia;*

c) *Macrófitas submersas enraizadas: plantas enraizadas no sedimento que crescem totalmente sob a superfície, a exceção de estruturas reprodutivas, que em várias espécies permanecem emersas. Exemplos: Elódea e Cabomba;*

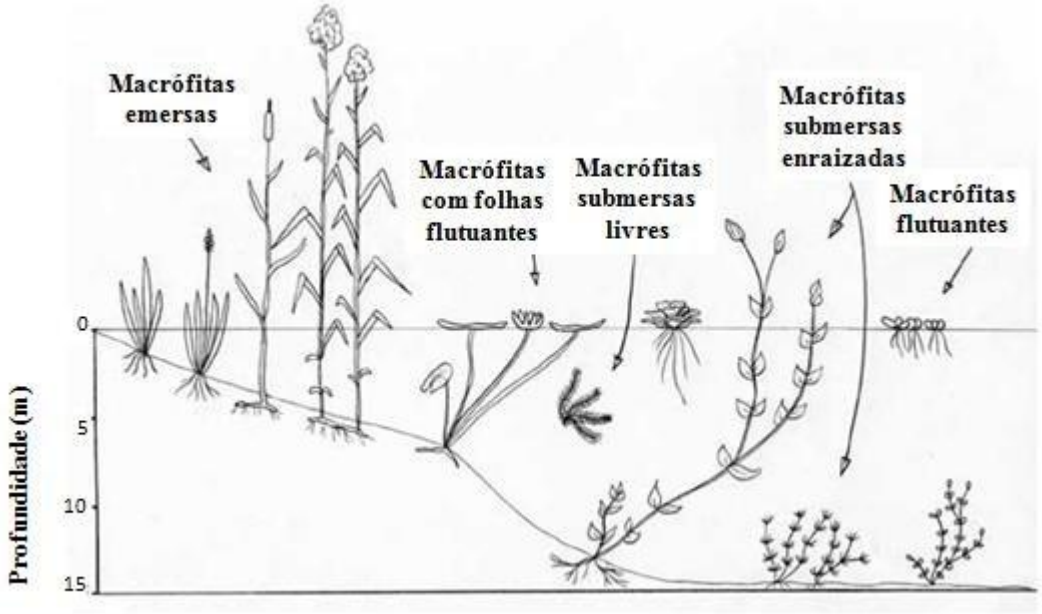
d) *Macrófitas submersas livres: plantas com rizóides pouco desenvolvidos e que permanecem na subsuperfície da água, geralmente presas aos pecíolos e talos de outras macrófitas aquáticas, ou a outras estruturas submersas. Em sua maioria, emitem flores emersas. Exemplos: Utriculária; e*

e) *Macrófitas flutuantes livres: plantas que flutuam livremente e cujasraízes permanecem na subsuperfície, mas sem se fixarem a nenhum substrato; ocorrem em locais protegidos do vento ou de pouca correnteza. Exemplos: Alface d´água, Aguapé, Orelha-de-rato e Salvínia.*

De maneira geral as ações atribuídas às macrófitas nas wetlands construídas são (BRIX, 1997):

- Estabilização da superfície do filtro;
- Promoção de boas condições para o processo físico de filtração;
- Aeração da rizosfera;
- Promoção de área disponível para aderência de microrganismos nas raízes;
- Retirada de nutrientes devido ao requerimento nutricional das plantas;
- Embelezamento paisagístico.

Figura 6- Principais tipos biológicos de macrófitas aquáticas.



Extraído de: ESTEVES, 2011.

As três macrófitas mais empregadas no mundo em wetlands construídas são: *Phragmites australis, Typha spp. e Juncus spp*. Segundo COOPER et al. (1997), estas três espécies de macrófitas emergentes possuem uma rápida taxa de crescimento, notadamente para a *Phragmites spp*., onde relata-se um crescimento muito rápido e extremamente denso, seguido da *Typha spp*., com um crescimento rápido e denso, e o *Juncus spp*., que apresenta uma taxa de crescimento variando de moderado a rápido, porém com um crescimento denso.

3.4.2.1 Crescimento das macrófitas

Em condições ideais, as macrófitas aquáticas possuem altas taxas de produtividade primária. O tempo de duplicação em biomassa varia entre diferentes espécies, entre tipos biológicos e depende também das condições abióticas (p.ex. concentração de nutrientes na água para espécies flutuantes). BIANCHINI (2010) encontrou valores do tempo de duplicação variando entre 1,4 a 115 dias.

A dinâmica populacional de macrófitas aquáticas é bastante afetada em regiões temperadas, onde as partes aéreas das plantas perecem durante o inverno. Entretanto,

variações de biomassa e da produtividade primária das macrófitas também ocorrem em regiões de clima tropical e subtropical. Nestas regiões os fatores que mais interferem na dinâmica populacional das macrófitas são a precipitação pluviométrica e oscilações dos níveis de água, sendo a temperatura um fator secundário. Em geral, as alterações são diferentes para cada espécie. (ESTEVES, 2011)

Além dos níveis de água e precipitação pluviométrica, a biomassa, produtividade primária e, por conseguinte, a dinâmica das macrófitas aquáticas são influenciadas por vários outros fatores abióticos, dentre os quais podem-se ressaltar fatores físicos como morfometria do ecossistema, velocidade da água, temperatura e radiação subaquática, químicos como nutrientes da água e do sedimento, e do carbono inorgânico e físico-químicos como pH. Entretanto, esses fatores interferem de forma distinta para cada tipo biológico de macrófita aquática (ESTEVES, 2011).

De acordo com ESTEVES (2011), em síntese, os principais tipos biológicos de macrófitas aquáticas são afetados pelos seguintes fatores limitantes:

- ✓ espécies submersas: afetadas principalmente pela radiação subaquática e pelas concentrações de carbono inorgânico, embora as concentrações de nutrientes do sedimento também possam ser importantes;
- ✓ espécies enraizadas: dependem primariamente das concentrações de nutrientes no sedimento;
- ✓ espécies flutuantes livres: são limitadas principalmente pelas concentrações de nutrientes e velocidade de água.

Além dos efeitos de variáveis abióticas, as populações de macrófitas aquáticas também são atingidas por interações biológicas, evidenciando-se a competição. A competição pode atuar de forma diferente entre as distintas estruturas de macrófitas aquáticas. Por exemplo, pode haver competição por nutrientes entre as raízes e por luz pelas folhas de duas espécies de macrófitas aquáticas. Nesse caso, a intensidade da competição pelas estruturas aéreas aumenta em locais férteis, onde a importância relativa da competição por raízes declina (WANG et al, 2008).

3.4.2.2 Evapotranspiração

A perda de água por evapotranspiração é causada pelo metabolismo e crescimento da vegetação, ou seja, a transferência da água para o meio atmosférico ocorre, principalmente, pela ação em conjunto dos seguintes mecanismos: evaporação e transpiração, onde a transpiração ocorre porque as plantas retiram a água do solo das raízes e a evaporação é a transferência da água superficial do estado líquido para o gasoso e depende da temperatura e da umidade relativa do ar. A água é transferida para as folhas e então evapora, esse mecanismo é importante, considerando que em uma área coberta com vegetação, a superfície de exposição das folhas para evaporação é bastante elevada (TROTTER et al., 1994).

3.4.3 Utilização da biomassa

A utilização de macrófitas aquáticas para tratamento de águas residuárias ou para despoluir corpos aquáticos, requer um manejo contínuo da vegetação para manter a eficiência de remoção de poluentes, gerando assim uma elevada quantidade de biomassa.

Para remediar os danos causados pela geração de biomassa há vários estudos sobre sua utilização na produção de ração animal, energia e biofertilizantes (reciclagem de nutrientes). O alto teor de água, metais pesados e nutrientes estão entre os fatores limitantes do reaproveitamento da biomassa (CUNHA, 2006).

FARIA (2002) demonstrou ser viável a utilização da biomassa das macrófitas aquáticas (*Brachiaria arrecta, Eichhornia crassipes e Pistia stratiotes*) na produção de adobe (tijolos de terra crua, secos ao sol). O estudo foi realizado no município de Americana-SP, com a biomassa retirado do reservatório de Salto Grande.

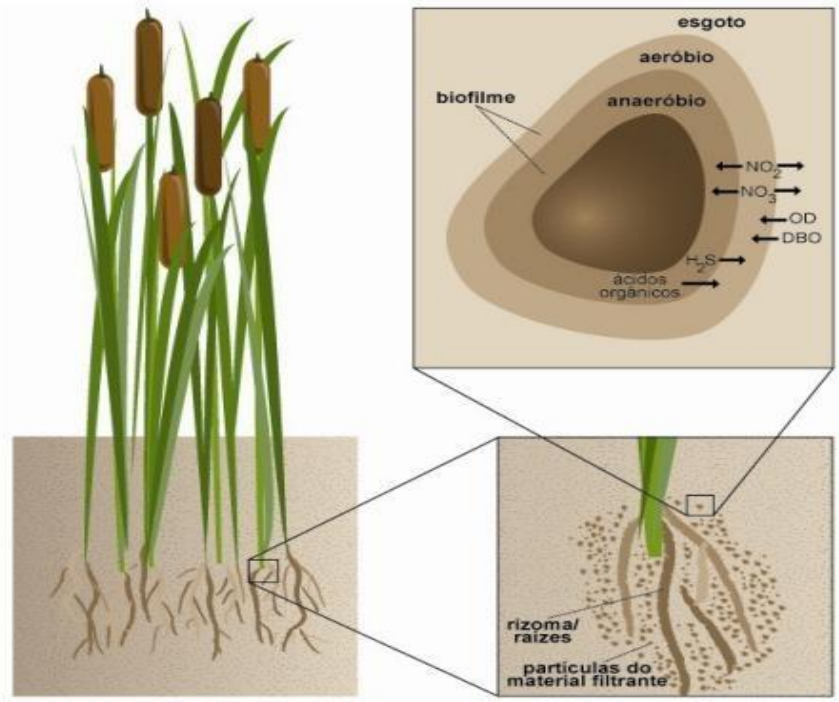
A Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, realizou um pesquisa no município de Populina, utilizando um sistema de disposição de esgoto no solo por escoamento superficial com gramíneas. A biomassa produzida neste sistema foi destinada para alimentação de bovinos por mais de seis anos. Após esse período os animais passaram por exames clínicos gerais que concluiu que estavam em boas condições sanitárias (PAGANINI, 1997).

3.4.4 Microrganismos

As wetlands construídas possuem ampla variedade de micro-habitats para crescimento microbiano, são extremamente heterogêneos quando comparados a outros sistemas biológicos de tratamento (DECAMP et al., 1999). Entre os grupos de microrganismos que habitam as WETC´s, as bactérias são as mais representativas, responsáveis pelos processos de decomposição da matéria orgânica de nitrificação e desnitrificação.

Estes microrganismos estão presentes no esgoto, aderidos ao meio suporte da WETC e nas raízes das plantas, formando o biofilme (Figura 7).O biofilme pode ser definido como um conjunto de microrganismos e de produtos extracelulares que se aderem sobre um suporte sólido, formando uma camada volumosa e espessa, com uma estrutura externa não totalmente regular e uniforme (PHILIPPI et al., 1999). O biofilme é composto por 91 ± 5% de água, 2,5 ± 0,5% de matéria volátil e de 6,7 ± 4,8% de matérias não voláteis.

Figura 7 - Representação esquemática da formação de biofilme.

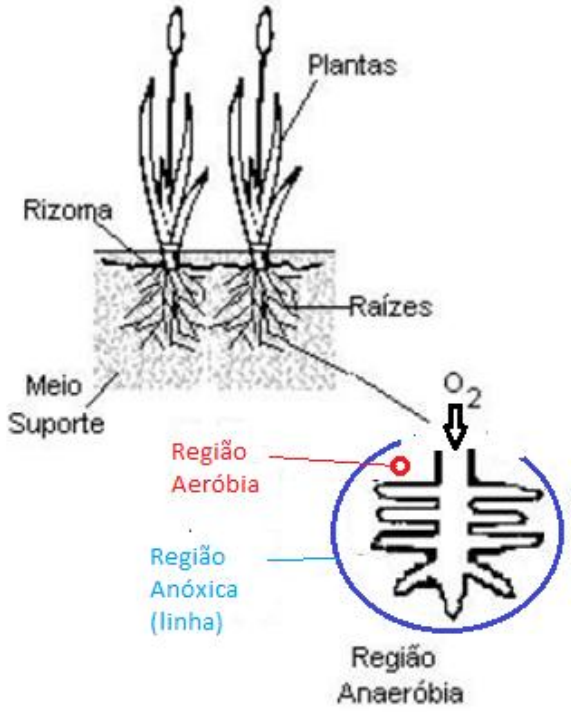


Extraído de: VALENTIM , 2003.

Segundo VON SPERLING (1996ª) a imobilização destes microrganismos apresenta a vantagem de uma elevada concentração de biomassa retida em um reator por longos períodos. Nas WETC´s as raízes e rizomas das plantas servem como meio de aderência para estes microrganismos. As partículas do material filtrante também possuem esta função.

Na Figura 8 podemos observar o processo de simbiose que acontece entre as plantas e os microrganismos fixados às suas raízes. Como na rizosfera ocorre a justaposição de uma região aeróbia (presença de oxigênio) com outra região anóxica (presença de nitrato) envoltas em uma grande região anaeróbia tem-se o desenvolvimento de várias espécies de bactérias que motivam o processo de nitrificação-desnitrificação (VALENTIN, 2003). A nitrificação ocorre em primeiro lugar, geralmente na rizosfera e no biofilme (processo aeróbio). A desnitrificação pode seguir então, ocorrendo no meio abaixo da micro-zona, como um processo anaeróbio (KADLEC e KINGHT, 1996).

Figura 8 - Simbiose entre as plantas e os microrganismos



Extraído de: GUNTENSPERGEN l, 1998 .

Portanto, são os microrganismos presentes no biofilme que irão promover as ações de depuração do esgoto nas wetlands. Segundo SANT´ANNA (2010), os compostos necessários para o desenvolvimento bacteriano, como matéria orgânica, oxigênio e micronutrientes, são adsorvidos à superfície e transportados através do biofilme por mecanismos de difusão, onde são metabolizados pelos microrganismos.

A matéria orgânica presente no esgoto será digerida pela população de microrganismos presentes no biofilme formado sobre o meio suporte. Enquanto os microrganismos crescem, a espessura da camada biológica aumenta e o oxigênio disponível é consumido antes que possa penetrar a uma profundidade maior desta camada, formando um ambiente anaeróbio perto da superfície do meio suporte (OLIJNYK, 2008).

Como a camada aumenta em espessura, a matéria orgânica digerida é metabolizada antes que possa alcançar os microrganismos perto da face do meio, que, por não terem nenhuma fonte externa de matéria orgânica, participam de uma fase endógena de crescimento e perdem sua habilidade de aderência. O líquido, então, lava a camada biológica para que uma nova camada possa crescer. Este fenômeno de perder parte da biomassa é basicamente uma função do carregamento hidráulico na WETC (relacionado à velocidade de percolação), e ajuda a selecionar os microrganismos e manter no interior do reator os de maior capacidade metabólica (OLIJNYK, 2008).

3.4.5 Mecanismos de transferência de oxigênio

Os mecanismos de transporte de oxigênio nas wetlands construídas são a convecção, a difusão e a transferência via macrófitas. O transporte de oxigênio via convecção acontece devido à existência de um gradiente de pressão entre o ar e o material filtrante. De acordo com PLATZER (1999), se o tempo entre o início de aplicação do esgoto na WETC e a completa infiltração no maciço filtrante forem curtos, o volume de esgoto aplicado será igual ao volume de ar que entrará no sistema via convecção. A entrada de oxigênio via difusão é função da área superficial da WETC e do número de aplicações diárias de esgoto. A importância no número de alimentações está relacionado ao fato de que por um período de cerca de 1,5 horas após cada aplicação de esgoto, não ocorre entrada de oxigênio via difusão, devido à saturação dos poros.

A transferência de O_2 via macrófitas ocorre, pois estas plantas transportam o oxigênio atmosférico das folhas para as raízes através dos tecidos vasculares. Entretanto, esta

quantidade é insignificante quando comparada às outras vias de entrada de oxigênio (IWA, 2000), sendo a maior parte de oxigênio transportada pelas plantas, utilizada pelas raízes e rizomas para a sua respiração (BRIX, 1997; VYMAZAL, 2005).

KADLEC e KNIGHT (1996) apresentam valores na ordem de 0,02 gramas diárias de O2 liberado pelas plantas por m² de raiz. Em relação à transferência de oxigênio, as wetlands construídas de fluxo horizontal são menos efetivas do que as wetlands construídas de fluxo vertical devido, principalmente, a manutenção de grande parte dos poros do material filtrante saturado por água/efluente (menor difusão atmosférica na água do que no ar) e devido à alimentação de esgoto ser subsuperficial, não promovendo assim representativa transferência via convecção (SEZERINO, 2006).

3.4.6 Remoção de transformação do nitrogênio

No ciclo do nitrogênio na biosfera, este nutriente se alterna entre várias formas e estados de oxidação. No meio aquático ele pode ser encontrado na forma de nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico (fórmula variável), amônia livre (NH_3), íon amônio (NH_4), íon nitrito (NO_2^-) e íon nitrato (NO_3^-) (PROSAB, 2009).

A participação do nitrogênio na geração e controle da poluição das águas é de grande importância, pelos seguintes aspectos:

- ✓ É um componente indispensável para o crescimento de algas, podendo conduzir à eutrofização acelerada;
- ✓ Durante a nitrificação consome oxigênio dissolvido do corpo d´água;
- ✓ Na forma de amônia livre é diretamente tóxico aos peixes; e
- ✓ Na forma de nitrato está associada a doenças como a metemoglobinemia[2].

---

[2] ***A metemoglobinemia (MetHba) é síndrome clínica causada pelo aumento da concentração de metemoglobina (MetHb) no sangue, que pode ser congênita ou adquirida. A forma adquirida (aguda) resulta da exposição a oxidantes diversos (como o nitrito). Os sintomas neurológicos e cardiovasculares (tontura, cefaléia, ansiedade, dispnéia, sintomas de baixo débito cardíaco, sonolência e crise convulsiva) habitualmente surgem com MetHb acima de 20% a 30%. À medida que os níveis de MetHb aumentam, há redução do nível de consciência, depressão respiratória, choque e óbito. A MetHb acima de 70% costuma ser fatal (NASCIMENTO et al., 2008).***

- ✓ Dentro da WETC o nitrogênio pode ser assimilado pelas plantas e pela microflora (preferencialmente como amônia e nitrato), parte dele pode ser lixiviado para o fundo da unidade, parte liberado como gás para atmosfera e uma fração pode sair com o efluente final, normalmente na forma dissolvida (PROSAB, 2009).

As principais rotas de conversão da matéria nitrogenada, são (VON SPERLING, 2007):

1. Assimilação do nitrato e da amônia pelas plantas, esta reação inclui a utilização de nitrogênio inorgânico pelo fitoplâncton.

2. Amonificação, onde o nitrogênio orgânico é parcialmente convertido a amônia, esse processo não altera a quantidade de nitrogênio na massa líquida e não consome oxigênio.

3. Nitrificação, processo de oxidação da matéria nitrogenada. Segundo a qual a amônia é oxidada a nitritos e estes a nitratos.
   Os microrganismos envolvidos neste processo são autótrofos quimiossintetizantes, para os quais o CO_2 é a principal fonte de carbono, e a energia é obtida através da oxidação de um substrato inorgânico, como a amônia, a formas mineralizadas.

4. Desnitrificação, reação onde o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso. Este processo acontece em condições anóxidas (ausência de oxigênio e presença de nitrato), os nitratos são utilizados por microrganismos heterótrofos como receptores de elétron nos processos respiratórios, em substituição ao oxigênio.

5. Fixação do nitrogênio. Alguns organismos procariontes, cianobactérias e bactérias têm a capacidade de utilizar o nitrogênio molecular (N_2) como fonte de nitrogênio para seu metabolismo, transformando-o em biomoléculas como proteínas (ESTEVES, 2011).

6. A adsorção é a mobilização do nitrogênio por meio de processo físico. Amônia não ionizada pode ser removida de uma solução por meio de reações de adsorção com detritos e sedimentos inorgânicos como o que ocorre nas wetlands de fluxo superficial e pela adsorção ao material filtrante nas wetlands de fluxo subsuperficial (KADLEC e KNIGHT, 1996). Mas esta capacidade de troca iônica da amônia com os minerais do material filtrante não é considerada como sendo uma forma de remoção permanente (COOPER et al., 1997).

A capacidade de retirada de nitrogênio (assimilação pelas macrófitas) e, desta forma, a quantidade que pode ser removida se a planta for podada em colhida, é aproximadamente segundo BRIX (1997), na faixa de 200 a 2500 kg $N.ha^{-1}ano^{-1}$. O mesmo autor indica que, se as plantas não forem podadas e colhidas, uma grande quantidade de N que foi incorporado à biomassa retornará ao meio devido à morte e à decomposição dos seus tecidos.

De acordo com SEZERINO (2006) e CUNHA (2012) as wetlands construídas de fluxo vertical promovem melhores taxas de nitrificação. A aplicação no fluxo vertical é feita na superfície do material filtrante de maneira intermitente, visando aumentar a taxa de transferência de oxigênio nas camadas. O meio filtrante é, geralmente, submetido a períodos curtos de alimentação, seguidos por períodos elevados de descanso, permanecendo não saturado a maior parte do tempo, o que favorece a nitrificação e a oxidação dos contaminantes presentes no esgoto retidos na camada superficial do material filtrante.

3.4.7 Remoção e transformação do fósforo

O fósforo é um elemento essencial para o funcionamento dos sistemas biológicos de todos os organismos vivos. Ao contrário do nitrogênio, cujo reservatório é o ar, a fonte de fósforo na natureza é a litosfera. Sua liberação natural ocorre principalmente por meio de erosão do solo, num processo lento em que parte do fósforo é transportado para hidrosfera (QUEVEDO e PAGANINI, 2011).

O fósforo é muito utilizado como matéria-prima na indústria, como por exemplo, na fabricação de fertilizantes e detergentes em pó. Calcula-se que de 2 milhões de toneladas de fósforo que são produzidos atualmente, apenas 60 mil retornam ao meio de origem, ao ciclo natural. Consequentemente, calcula-se que a taxa de retorno do fósforo, ao seu ciclo biogeoquímico estejam cada vez mais reduzidas comparadas às suas perdas, com impactos na disponibilidade de suas fontes naturais e na qualidade das águas, em decorrência dos processos de eutrofização (QUEVEDO e PAGANINI, 2011).

O fósforo total no esgoto doméstico apresenta-se na forma de fosfatos, orgânicos e inorgânicos, a fração orgânica é de origem fisiológica e a fração inorgânica é proveniente dos detergentes e outros produtos químicos de uso domésticos. Estimase

que o fósforo originário dos detergentes pode representar até 50% da concentração do fósforo total no esgoto doméstico (PROSAB, 2009).

O fósforo não apresenta implicações sanitárias na qualidade da água. Entretanto, sua importância esta associada principalmente por ser um nutriente essencial para o crescimento dos microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica e por ser indispensável para o crescimento de algas, podendo, por isso, em certas condições, conduzir a fenômenos de eutrofização acelerada (PROSAB, 2009).

Nas wetlands construídas os mecanismos de retenção de fósforo contido nas águas residuárias incluem processos físicos, químicos e biológicos, envolvendo fenômenos de precipitação, sedimentação e, principalmente, adsorção. O mecanismo de remoção ocorre a partir da incorporação do fósforo na biomassa das macrófitas e sua poda e colheita regular (KADLEC e KNIGHT, 1996).

- ✓ Adsorção e precipitação do fosfato

Com relação à retenção de fósforo por processo de adsorção a composição do meio suporte presente no leito é essencialmente importante, uma vez que no meio suporte, íons fosfato podem ser fixados por alumínio, cálcio e ferro. As comunidades de microrganismos se estabelecem de preferência na entrada e próximas ao fundo dos leitos, normalmente em microfilmes que envolvem o substrato (MANSOR, 1998). NOGUEIRA (2003) constatou que 54% do fósforo que entrou no sistema ficou retido no substrato.

As reações de adsorção e precipitação são controladas pela interação do pH e potencial redox com os minerais presentes, bem como pela área superficial dos grãos (DRIZO et al., 2000).Em ambientes com pH maior que 6, as reações ocorrem através de combinações de adsorção com o Fe e Al, seguido de precipitação de cálcio fosfatado solúvel. Para níveis menores de pH, a precipitação com fosfatos de Fe e Al tornam-se importantes (ARIAS et al, 2001).

Além dos minerais Fe, Ca, Al e do pH, a taxa de adsorção do fósforo é controlada pelo potencial redox do substrato e pela área superficial absortiva dos grãos do material filtrante. Grãos finos possuem grandes áreas superficiais e, desta forma, a adsorção do fósforo tende a aumentar. Porém, estes materiais geralmente possuem

baixa condutividade hidráulica, a qual propicia uma rápida colmatação do material filtrante (DRIZO et al., 2000).

- ✓ Assimilação de fósforo pelas plantas

Não existe um consenso entre qual o principal órgão responsável pela assimilação de fosfato nas macrófitas aquáticas. Alguns estudos informaram que o fosfato é assimilado pelas raízes e distribuído por toda planta e outros indicaram que o fosfato é assimilado pelas folhas e distribuído por toda a planta, ou é absorvido tanto pelas folhas quanto pelas raízes (ESTEVES, 2011). Ainda alguns estudos sugeriram que o local de maior absorção de fosfato seria espécie-específico, e depende da concentração deste íon no sedimento e na água (Sculthorpe citado por ESTEVES, 2011).

A fase de crescimento e a época de floração é o período em que ocorre maior assimilação de fósforo pelas plantas e quando a colheita dessa vegetação é praticada regularmente, podendo representar uma remoção de 20 a 30% de fósforo. Caso não seja feito o corte e a remoção da vegetação o fósforo volta para o sistema aquático devido à senescência das mesmas. A remoção de fósforo pelas macrófitas é limitada às necessidades das plantas (Reed et al. citado por KLETECKE, 2011). O único mecanismo de remoção sustentável de fósforo em sistemas de WETC é a partir da incorporação do fósforo na biomassa das macrófitas e seu manejo periódico através das podas e colheitas regulares (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Como o fósforo é um macronutriente para as plantas, o aumento da biomassa vegetal não deve ser diretamente relacionado a uma capacidade de remoção deste fósforo a longo prazo nas *wetlands*, isto porque, ao morrer, os tecidos dessas plantas irão se decompor e liberar fósforo novamente no ambiente. Já os organismos presentes nas *wetlands* requerem fósforo para seu crescimento e o incorporam em seus tecidos. Como esses organismos crescem e se multiplicam rapidamente, ocorre desta forma, uma rápida incorporação do fósforo presente. A retenção e incorporação do fósforo pela microbiota podem ocorrer em uma escala de tempo inferior a uma hora, ao passo que 90% é liberado no ambiente nas próximas seis horas (KADLEC e KNIGHT, 1996).

MELO JUNIOR (2003) verificou que a maior eficiência na retenção de fósforo das wetlands construídas ocorria das 12 às 15 horas, período de maior radiação

fotossinteticamente ativa ocasionando maior taxa de transpiração foliar diária das macrofilas, pelo aumento de sua atividade.

No Brasil, estudos de PHILIPPI e SEZERINO (2000) demonstraram uma eficiência de remoção de ortofosfato de 92% em sistema composto por tanque séptico seguido de uma wetland horizontal de fluxo subsuperficial. SOUZA et al (2004) salientaram etapas diferentes de remoção de fósforo em um sistema composto por um reator anaeróbio de fluxo ascendente, seguido de wetlands construídas, onde no inicio da operação a eficiência foi elevada, mas caiu após alguns meses para menos de10% de remoção.

O manual de wetlands da USEPA (2000) é bastante critico com relação a possibilidade de remoção de fósforo em wetlands. Segundo o manual, a remoção de P é limitada: à assimilação sazonal das plantas (que, não é pequena comparada com a carga de fósforo no esgoto dos municípios, mas também é baixa durante o período de senescência das plantas); e a sorção aos sólidos afluentes (solo e detritos; todos, com uma baixa capacidade), que são removidos. O manual expõe ainda que dois problemas tem sido associados aos dados de fósforo na literatura. Primeiramente, alguns dados de remoção tem sido expressos em termos de percentual de remoção. No entanto, vários dos estudos anteriores eram para wetlands naturais ou wetlands que recebiam baixas concentrações de fósforo. Devido a baixa concentração afluente, a remoção de poucos mg/L de fósforo incidiam em elevados percentuais de remoção. E, em segundo lugar, nos estudos que avaliam o desempenho de novos sistemas, a remoção de P não será representativa da operação em longo prazo. Novas plantas, crescendo em uma wetland recém-construída, tendem a retirar mais fósforo do que as de uma wetland madura (que terá fósforo sendo liberado pelas plantas em senescência). Além disso, meios novos tendem a ter uma maior capacidade de adsorção do que meios em um sistema maduro, no qual a maioria dos sítios par adsorção estará saturada.

3.4.8 Metais pesados

Os metais pesados, de maneira geral, podem vir a ser tóxicos às plantas e aos animais, normalmente se apresentam em concentrações reduzidas nos esgotos sanitários, sendo assim não costumam causar problemas de toxidez crônica na disposição dos mesmos. Os efluentes industriais e lodos costumam ter maior concentração de metais pesados, sendo assim podem vir a ser tóxicos (PAGANINI, 1997).

Os metais pesados são retidos durante a infiltração e percolação, principalmente se o solo for rico em matéria orgânica e tiver pH maior que 7. Quando o pH do solo é ácido, o solo não tem capacidade de retê-lo e acabam atingindo o lençol freático e/ou corpo d´água através da lixiviação, podendo tornar-se tóxicos (PAGANINI, 1997).

Embora muitos metais sejam essenciais ao crescimento de diversas plantas, quando a concentração é alta tornam-se tóxicos tanto as plantas quanto aos microrganismos. A retenção dá-se pela adsorção e pela troca iônica, entretanto, a remoção dos metais da solução do solo por precipitação/lixiviação pode ocorrer, com certa representatividade, especialmente na presença de sulfetos. Estudos desenvolvidos na Austrália mostraram que a declividade dos módulos com escoamento à superfície, a taxa de aplicação superficial e o período influenciam a eficiência de remoção dos metais pesados (PAGANINI, 1997, VALENTIM, 2003).

Os principais e mais comuns metais pesados são: Zinco, Cádmio, Níquel, Chumbo, Alumínio, Cobre, Boro e Molibdênio.

3.4.9 Parâmetros de controle

De acordo com PHILIPPI e SEZERINO (2004), os parâmetros de controle mais importantes numa wetland construída são: Vazão (Q);Temperatura da água; Potencial de hidrogênio (pH); Condutividade elétrica (CE); Oxigênio dissolvido (OD); Demanda bioquímica de oxigênio (DBO); Demanda química de oxigênio (DQO) e Nutrientes - Nitrogênio (N) e Fósforo (P). Outros fatores como temperatura do ar, radiação solar e pluviosidade também são atuantes.

3.4.9.1 Parâmetros físico-químicos:

- ✓ Condutividade elétrica (CE)

Condutividade elétrica é a medida da habilidade de uma solução aquosa para transportar uma corrente elétrica. Ela fornece de forma indireta o grau de sais minerais presentes no resíduo líquido de saída em relação aos valores de entrada: quanto maior a concentração total e a valência desses íons, maior será a condutividade elétrica (VON SPERLING, 2005).

✓ Potencial de hidrogênio (pH)

O pH representa a concentração de íons hidrogênio H+ (em escala antilogarítima), dando uma indicação sobre a condição da água quanto às características de acidez, neutralidade e alcalinidade (VON SPERLING, 2005).

A concentração de íons hidrogênio (pH) influencia nas transformações bioquímicas, afetando o equilíbrio das formas de ácido e bases ionizadas e não ionizadas, e na solubilidade de determinados gases e sólidos (KADLEC e KNIGHT, 1996). Os valores de pH quando afastados da neutralidade tendem a afetar as taxas de crescimento dos microrganismos envolvidos no tratamento de águas residuárias (VON SPERLING, 2005). Existem microrganismos responsáveis pelo tratamento biológico das WETCs que sobrevivem somente em ambientes com pH entre 4,0 e 9,5, enquanto os microrganismos desnitrificantes preferem os ambientes com pH entre 6,5 a 7,5, e os nitrificante preferem pH igual ou maior que 7,0 (KADLEC e KNIGHT, 1996).

✓ Oxigênio dissolvido (OD)

O oxigênio dissolvido é vital para os organismos aeróbios. Durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios, podendo causar uma redução da concentração de oxigênio do meio. Caso o oxigênio seja totalmente consumido, o ambiente passa a ser anaeróbio (ausência de oxigênio) (VON SPERLING, 2005). Dentro das wetlands a concentração de oxigênio dissolvido na água é influenciada pela temperatura, sais dissolvidos presentes, atividades biológicas , meio suporte e a taxa de aplicação do efluente. O oxigênio residual dissolvido, contido no fluxo de alimentação das WETC´s é suplementado pelo oxigênio transferido a partir da atmosfera, pela superfície da água e por transporte convectivo a partir de folhas e caule das plantas. A maior parte do oxigênio transportado é utilizado pelas raízes e rizomas para a sua respiração e o excedente é liberado oxigenando sua rizosfera (KADLEC e KNIGHT, 1996).

✓ Temperatura

A temperatura da água é um dos fatores mais importantes na seleção das espécies porque afeta o crescimento microbiano. Os microrganismos não possuem meios de controlar sua temperatura interna, por isso, a temperatura interior das células é determinada pela temperatura ambiente externa (VON SPERLING et al., 2003). O efluente da WETC apresenta temperatura aproximadamente igual à temperatura do ar, uma vez que há um balanço entre as formas de transferência dominantes: ganhos através da energia solar e perdas através de energia evaporativa.

O controle da temperatura é importante porque à medida que a temperatura se eleva as taxas das reações físicas, químicas e biológicas aumentam, diminuem a solubilidade dos gases (ex: oxigênio dissolvido) e aumentam as taxas de transferência de odores, o que pode causar mau cheiro, no caso da liberação de gases com odores desagradáveis (VON SPERLING, 2005).

✓ Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

A Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é a quantidade de oxigênio requerida para oxidar bioquimicamente os compostos orgânicos biodegradáveis numa massa líquida. O teste de DBO é longo e para se ter uma resposta mais rápida convencionou-se realizá-lo em cinco dias. Esse valor é denominado $DBO_{5,20}$, que corresponde ao oxigênio consumido na degradação da matéria orgânica nem cinco dias, a uma temperatura de 20°C.

Caso o teste fosse prolongado por um tempo maior a oxidação da matéria orgânica biodegradável seria completa e o novo valor é denominado DBO última (DBO_u) ou carbonácea. Se o teste for prolongado por 15 a 20 dias, uma nova demanda de oxigênio pode ocorrer. Após o estabelecimento da DBO_u,as bactérias nitrificantes oxidam a amônia a nitrito e a nitrato. Para esgoto sanitário, a demanda de oxigênio correspondente à amônia ($DBO_{nitrogenada}$) é pequena em relação ao valor da DBO carbonácea, mas não pode ser neglicenciada (SANT`ANNA , 2010).

- ✓ Demanda química de oxigênio (DQO)

A DQO é a quantidade de oxigênio necessário à oxidação química dos poluentes presentes no efluente, biodegradável ou não. Devido à facilidade da sua determinação, a DQO se tornou um parâmetro muito difundido.

Em termos numéricos, o valor da DQO é maior do que a DBO. A razão entre a $DQO/DBO_{5,20}$ pode fornecer indicações sobre a biodegradabilidade de um efluente, valores desta razão na faixa de 1,5 a 2,5 sugerem que os poluentes presentes no efluente são majoritariamente biodegradáveis. Valores acima de 5 sugerem que a presença de compostos não biodegradáveis é acentuada.

A presença significativa de substâncias inorgânicas oxidáveis na amostra pode alterar a análise acima mencionada. Deste modo, as comparações entre a DQO e a DBO devem ser feitas com cautela e com o maior número de dados possíveis sobre as características químicas dos efluentes (SANT‘ANNA, 2010).

3.4.9.2 Monitoramento das wetlands construídas

A caracterização das águas residuárias e da vegetação pode ser realizada a partir de diversos parâmetros. Para monitorar a quantidade da água são utilizados o volume e a vazão do afluente e do efluente. Para a qualidade da água são observadas as suas principais características biológicas (microrganismos); físicas (cor, turbidez e odor; temperatura); e químicas (pH, alcalinidade, acidez, dureza, ferro e manganês, cloretos, nitrogênio, fósforo e oxigênio dissolvido, DQO e DBO)(VON SPERLING, 1996).

Os parâmetros de caracterização da vegetação traduzem a taxa de crescimento das plantas, área foliar (AF) e índice de área foliar (IAF), avaliando as respostas das plantas a diferentes condições ambientais, quantificando os nutrientes (fósforo e nitrogênio) exportados pela vegetação a partir da produção de biomassa (KLETECKE, 2011).

3.4.10 Legislação brasileira sobre lançamento de efluentes

A Resolução n° 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – Conama, datada de 17 de março de 2005, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, assim como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluente (CONAMA, 2005). Entretanto, analisando o texto da Resolução Conama n° 357, verifica-se que todo o capítulo IV referente ao lançamento de efluentes foi revogado e complementado pela Resolução Conama n° 430 de 2011.

O Art. 21. da Resolução 430 defini que a concentração máxima exigida de DBO 5,20 é de 120 mg/L para o lançamento direto de efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários, sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO, ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.

Para o nitrogênio amoniacal, a Resolução 430 não faz restrições para efluentes lançados por sistemas de tratamento de esgoto sanitário. O limite de 20 mg/L é exigido para as indústrias e demais setores que lançam efluentes nos corpos hídricos. De acordo com PAGANINI e BOCCHIGLIERI (2011), a limitação do nitrogênio amoniacal para sistemas de tratamento de esgoto sanitário acarretaria na necessidade de implantação generalizada de tratamento terciário.

Quanto ao fósforo não há restrições, porém o Conama define que o órgão ambiental competente poderá estabelecer limites para o lançamento de fósforo em corpos d´água receptores com registro de floração de cianobactérias em trechos onde ocorra captação de água para abastecimento.

Apesar da legislação brasileira não estabelecer limites específicos de nitrogênio e fósforo para o lançamento em corpos hídricos receptores dos efluentes provenientes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários, a Resolução Conama nº 430/2011 em seu Artigo 5º estabelece que “os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com as metas obrigatórias progressivas, intermediárias e final do seu enquadramento”, ou seja, em tese, não é necessário controlar as concentrações de nitrogênio e fósforo que são lançadas, porém, esses lançamentos não poderão acarretar a perda da qualidade da água do corpo receptor. Desta forma, a legislação não obriga ao controle desses parâmetros no lançamento, mas

é rígida quanto aos efeitos desses lançamentos nos corpos d'água. Esse critério de controle da qualidade leva em consideração as condições locais de recebimento dos efluentes, ou seja, de maneira simplificada, os efeitos da diluição dos nutrientes pelos corpos d'água.

É importante ressaltar, que para todos os parâmetros a legislação estadual ou municipal pode ser mais restritiva que a federal, sendo assim, o limite passa a ser ainda menor.

CHAGAS (2002), comparou o resultado de oito parâmetros (com pH, oxigênio dissolvido, turbidez, sulfato, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio amoniacal, nitrato e coliformes termotolerantes) para análise da qualidade da água do efluente resultante do tratamento de wetland construídas com limites pré-estabelecidos pelo Conama 357/2005. Ao todo, foram analisados 35 trabalhos científicos de diferentes naturezas e constatou-se que os resultados do oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio amoniacal e coliforme termotolerante não atenderam à legislação vigente. Esses indicativos apontam a necessidade de estudos direcionados ao aperfeiçoamento da técnica, a fim de garantir sua eficácia completa.

Para licenciar sistemas de tratamento que utilizem a tecnologia de wetlands construídas, a legislação federal vigente é a Resolução CONAMA nº 377 de 2006 que dispõe sobre o licenciamento simplificado de sistema de esgotamento sanitário e a Resolução CONAMA nº 237 de 1997 que dispõe sobre os procedimentos e critérios utilizados no licenciamento ambiental, apresentando também em seu Anexo I as atividades e empreendimentos sujeitos a licenciamento ambiental, deve-se considerar as wetlands como polimento e não como tratamento.

3.4.11 Critérios para construção de wetlands construídas

Para melhorar o desempenho do sistema é necessário conhecer os seus parâmetros de dimensionamento. Na literatura internacional são encontrados diversos modelos de dimensionamento de wetlands, a maior parte está voltado para a remoção de matéria orgânica e transformação da série nitrogenada (VALETIM (2003); SALATI (1998); KNUPP(2013))

De forma geral, um critério para o dimensionamento e configuração de sistema de tratamento de águas residuárias de wetlands construídas é a relação m² por pessoa.

Knupp (2013) ressalta a importância da determinação de critérios próprios para o projeto, com o objetivo de promover máxima eficiência e mínima manutenção no sistema de tratamento.

A Tabela 2 apresenta os critérios para construção de wetlands construídas em relação aos fluxos superficial e subsuperficial, durante esta pesquisa não foram encontrados critérios para construção de wetlands construídas de fluxo vertical. Os critérios apresentados na tabela 2 é apenas uma referência de dimensionamento pois existem diversas alternativas de construção e operação. SALATI (1998) relata que os parâmetros de controle e construção de uma wetland construída dependem das características pretendidas para o efluente final, descreve também que o tempo de detenção hidráulica pode variar de 5 a 15 dias, porém existem pesquisas que descrevem um tempo de detenção de apenas um dia sendo usado com sucesso.

Tabela 2 - Critérios para construção de wetlands construídas.

Parâmetros	**Fluxo superficial**	**Fluxo subsuperficial**
Tempo de detenção hidráulica (dia)	5 a 14	2 a 7
Taxa máxima de carregamento (kgDBO/ha.dia)	80	75
Profundidade substrato (cm)	10 a 50	10 a 100
Taxa de carregamento hidráulico (mm/dia)	7 a 60	2 a 30
Controle de mosquito	Necessário	Não é necessário
Relação comprimento: largura	2:1 a 10:1	0,25:1 a 5:1
Área requerida (há/m³.dia)	0,002 a 0,014	0,001 a 0,007

Extraído de: KLETECKE, 2011.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

Esta pesquisa analisou estudos que realizaram experimentos com wetlands, em relação aos dados do projeto de construção, parâmetros de controle do processo e resultados da eficiência de remoção de fósforo total e nitrogênio amoniacal. O levantamento de dados secundários foi realizado na Sabesp, UNICAMP, Universidade Federal de Goiás e Universidade do Vale do Rio dos Sinos. A revisão bibliográfica foi desenvolvida a partir de informações obtidas pela internet através de sites de busca como: *Scientific Electronic Library Online- Scielo, Google Acadêmico e Web of Science*, utilizando como palavras-chaves: wetlands Construídas, leitos cultivados, zona de raízes e nutrientes.

A partir dos dados levantados serão analisados todos os estudos em relação às seguintes variantes: tempo de funcionamento; tipo de pré-tratamento; tipo de impermeabilização/estrutura; manejo da macrófíta (colheita e remoção); tipo de fluxo vertical ou horizontal); material suporte; tempo de detenção hidráulica e eficiência apresentada, Nitrogênio Amoniacal, Fósforo total, DBO e DQO (concentração afluente e efluente).

Com base nessas avaliações foram identificados aspectos relevantes em termos de concepção e operação desses sistemas, buscando contribuições para melhoria de projetos, operação e otimização do processo.

4.1 Estudos selecionados

Os estudos escolhidos guardaram semelhança de aplicação e tratamento de efluentes, de maneira a permitir a parametrização da tecnologia, resultando em recomendações que venham não só a otimizar a tecnologia, mas também facilitar a operação e manutenção da mesma, o que facilitará a difusão do processo.

Foram escolhidos estudos de caso que possuíam os dados de remoção de fósforo e nitrogênio disponíveis, com exceção da ETE Barueri que não possuía os dados de fósforo e da várzea do Ribeirão Parelheiros que é uma wetland natural mas que foram selecionadas pela relevância dos estudos e facilidade de obtenção dos dados.

Na tabela 3 estão listados os estudos de caso selecionados:

Tabela 3 - Estudo de caso selecionados

Autor	Campo experimental	Tipo de fluxo	Macrófita
KLETECKE (2011)	Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas-SP.	Subsuperficial	• Lírio do brejo • Helicônia papagaio • Sombrinha chinesa • Inhame
UCKER (2012)	Estação de Tratamento de Esgoto Samambaia, Goiânia-GO.	Subsuperficial vertical	• Capim Vetiver
BORDIN (2010)	Estação de Tratamento de Esgoto da Universidade do Vale do Rio dos Sinos-RS.	Superficial	• Taboa
SABESP (1998) Cotia	Estação de Tratamento de Água Baixo Cotia-SP.	Superficial Subsuperficial	• Macrófita flutuante • Macrófita emergente
SABESP (1998) Barueri	Estação de Tratamento de Esgoto de Barueiri-SP.	Superficial Subsuperficial	• Macrófita flutuante • Macrófita emergente
ANDRADE (2005)	Várzea do Ribeirão Parelheiros-SP.	Wetland natural	Cobertura vegetal diversificada possuindo áreas homogêneas com espécies de gramíneas até fragmento de florestas.

Fonte: do autor.

4.1.1 KLETECKE (2011)

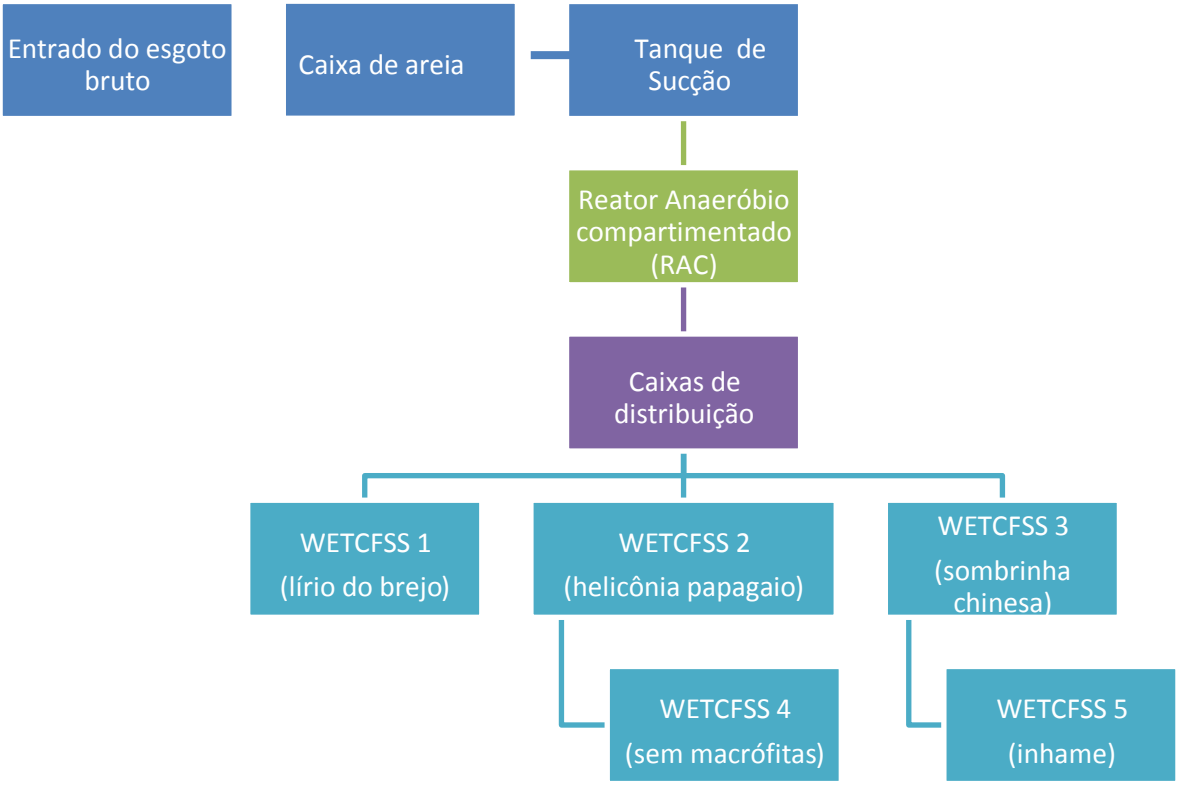
Neste estudo o esgoto tratado é composto pelo efluente gerado em prédios com salas de aula, salas de professores, administração e laboratórios localizados nas dependências da faculdade. Conforme fluxograma apresentado na Figura 9, o esgoto passa, primeiramente, por uma caixa de areia e em seguida passa para os Reatores Anaeróbios Compartimentados (RAC), e desses, para cinco sistemas de wetlands construídas de fluxo subsuperficial (WETCFSS).

A Figura 9 apresenta o fluxograma de processo do sistema instalado, as unidades foram construídas em fibra, no formato de “feijão” e utilizaram brita n°1 como material suporte.

As plantas foram cultivadas individualmente em cada leito, evitando a interferência e competição entre as diferentes espécies estudadas, conforme descrito abaixo:

- *Hedychium coronarium* (lírio do brejo), cultivada no WETCFSS1;
- *Heliconia psittacorum* (helicônia papagaio), cultivada no WETCFSS2;
- *Cyperus alternifolius* (sombrinha chinesa), cultivada no WETCFSS3;
- Colocasia esculenta var.aquatilis (inhame), cultivada no WETCFSS5;
- Não houve cultivo de nenhuma macrófita no WETCFSS4, fi usado como "branco".

Figura 9 - Fluxograma da Estação de Tratamento de Esgoto da FEAGRI/UNICAMP



Extraído de: Adaptado de KLETECKE (2011)

Hedychium coronarium

O *Hedychium coronarium* é uma planta perene nativa da Ásia tropical também conhecida pelos nomes comuns de lírio do brejo, gengibre branco, lágrima de moça e lírio branco. Aprecia solos ricos em matéria orgânica e brejosos, isto é, permanentemente molhados, porém não fica abaixo da água (é uma macrófita emersa). Seu porte varia entre 1,5-2,0 metros de altura. Pode ser cultivada a pleno sol. Apresenta potencial invasivo (Figura 10) (ASCHERI, 2009).

Figura 10 - Planta de *Hedychium coronarium*

Extraído de: Kletecke, 2011.

Heliconia psittacorum

A *Heliconia psittacorum é* uma planta nativa do Brasil, também é conhecida pelos nomes populares de helicônia-papagaio, tracoá, caetezinho, planta papagaio. Planta essencialmente tropical, entouceirada e rizomatosa, com ramos de textura herbácea. Forma densas touceiras com cerca de 1,5 a 2,0 metros de altura. Suas inflorescências curtas e muito duráveis são produzidas principalmente no verão, com hastes longas e eretas. Pode ser cultivada a pleno sol ou meia-sombra, em solo fértil, enriquecido com matéria orgânica e mantido úmido. Aprecia o calor e a umidade tropicais, tolera o frio subtropical e multiplica-se por divisão de touceiras (Figura 11) (COSTA, 2005).

Figura 11 - Planta de *Heliconia psittacorum* .

Extraído de KLETECKE, 2011.

Cyperus alternifolius

O *Cyperus alternifolius é* nativo de Madagascar, conhecido popularmente por sombrinha chinesa, palmeira umbela, planta umbela. É uma planta palustre de crescimento muito rápido. Desenvolve-se a pleno sol ou meia-sombra. Apesar de suportar o sol muito forte e frio intenso, nessas condições, geralmente, fica com as folhas queimadas e com mau aspecto. Em solo úmido ou alagado, com coluna de água em torno de 5 cm, aceita sol pleno. Cresce aproximadamente até1,5 metro de altura. Não é exigente quanto ao pH da água, suportando altos índices de reserva alcalina. Sua propagação pode ser feita por sementes, por divisão do rizoma ou ainda cortando-se as folhas com uma parte da haste e deixando-a na água ou enterrando-a em solo úmido ou areia (Figura 12) (JARDINEIRO.NET, 2015).

Figura 12 - Planta de *Cyperus alternifolius*

Extraído de: KLETECKE, 2011.

Colocasia esculenta var.aquatilis

A *Colocasia esculenta var.aquatilis* é originária da Índia, conhecida no Brasil por taro, inhame, inhame preto. É uma planta tropical, com capacidade de adaptação a condições consideradas adversas a outras espécies, como o excesso de água, o sombreamento e estresses climáticos. No entanto não tolera baixas temperaturas. Pode ser cultivada sob sol pleno ou meia-sombra, em solo leve e fértil, enriquecido com matéria orgânica, mantido úmido. Multiplica-se por divisão das touceiras ou rizomas (Figura 13) (OLIVEIRA, et.al. 2011).

Figura 13 - Planta *Colocasia esculenta var.aquatilis*

Extraído de KLETECKE, 2011.

4.1.1.1 Avaliação de desempenho

KLETECKE (2011) monitorou o clima, a vegetação e a água tratada. Serão apresentados neste trabalho a síntese dos resultados obtidos. Seguem os parâmetros avaliados:

- ✓ Monitoramento do Clima: temperatura do ar, umidade relativa do ar e precipitação.
- ✓ Monitoramento da vegetação: produção de biomassa verde e seca.
- ✓ Monitoramento da qualidade da água: demanda química de oxigênio (DQO), pH, fósforo total e Nitrogênio Amoniacal.

Quanto aos aspectos de concepção do projeto serão avaliados: a classificação da macrófita, tipo de cultivo, material suporte e fluxo.

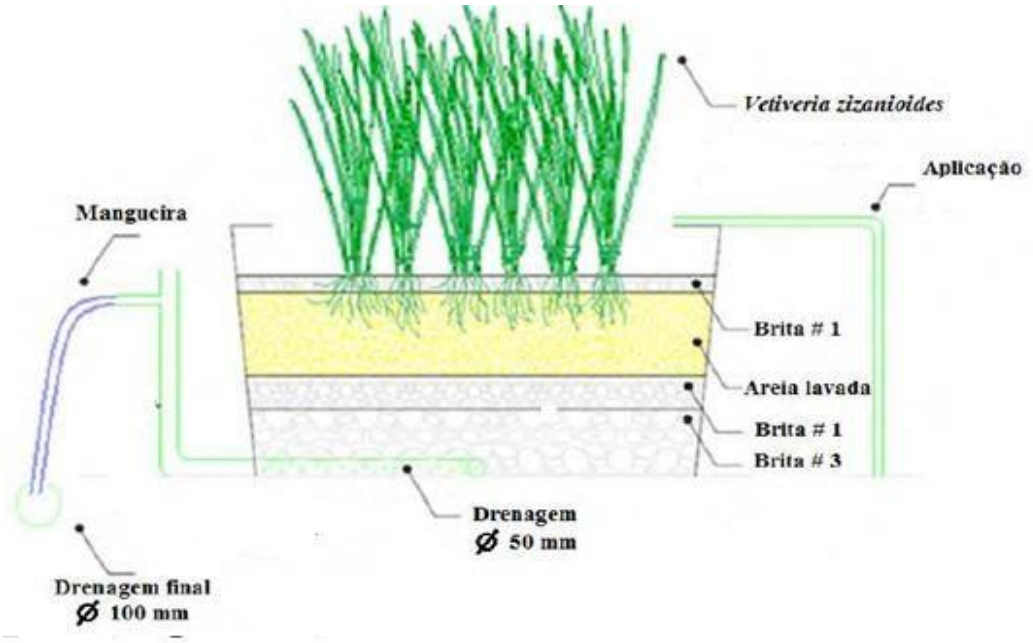
Quanto aos aspectos operacionais serão avaliados o tempo de funcionamento, tempo de detenção hidráilica (TDH), colheita e remoção.

4.1.2 UCKER (2012)

O sistema foi composto por doze módulos de tratamento, cada um constituído por uma caixa de fibra de cimento amianto com volume total de 1,0 m³, dispostos na superfície do solo. Conforme apresentado na Figura 14, o fluxo utilizado foi o vertical, o preenchimento foi feito com areia, brita # 1 e brita #3 e a macrófita utilizada foi capim Vetiver (*Vetiveria zizanioides L. Nash*).

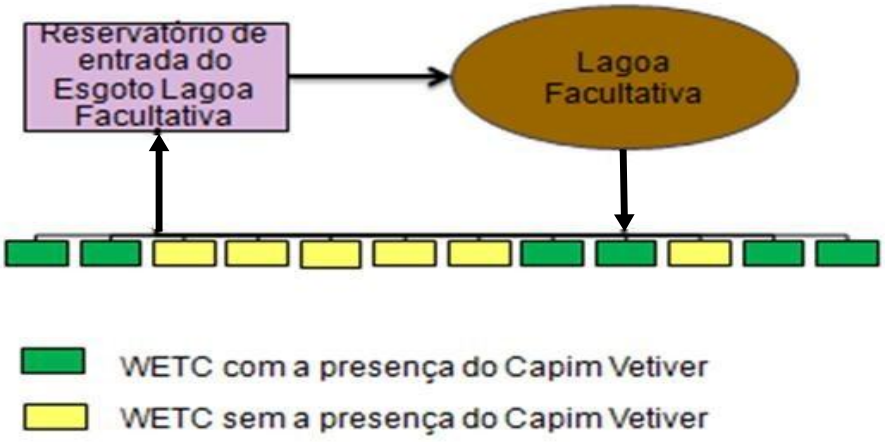
Na Figura 15 podemos observar o fluxograma de processo, o afluente das WETCs é proveniente da lagoa facultativa e o efluente das WETCs retorna à lagoa. Ao todo foram construídos doze módulos, em seis foram cultivados capim Vetiver, numa população de sete mudas por módulo. Os outros seis permaneceram sem plantas, com o objetivo de servirem como tratamento testemunha. A pesquisa foi realizada por seis meses.

Figura 14 - Representação esquemática de um módulo de tratamento de efluentes com capimVetiver.



Extraído de: Adaptado de UCKER (2012).

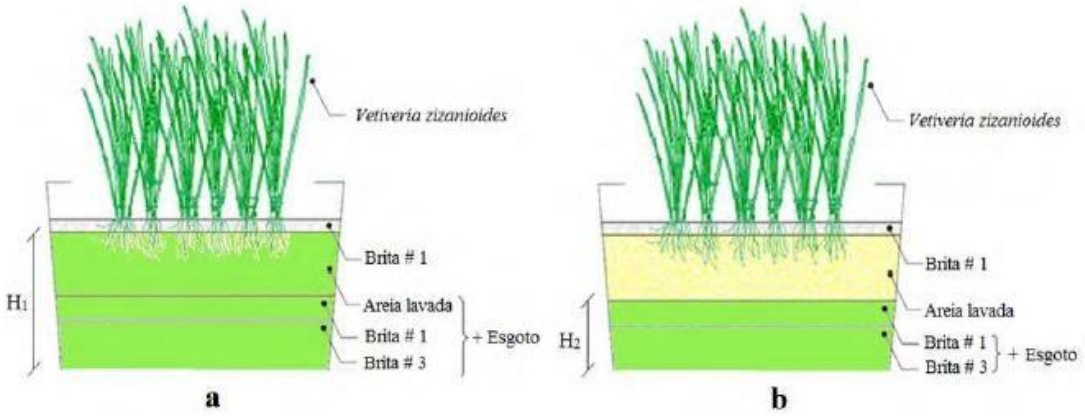
Figura 15 - Fluxograma do processo do capim Vetiver.



Extraído de: Adaptado UCKER (2012)

A aplicação do esgoto teve início após vinte semanas do plantio das mudas para os módulos de tratamento, durante o período inicial de desenvolvimento das plantas a umidade foi mantida pela precipitação pluvial até o enraizamento das mudas. As plantas foram inseridas nos primeiros 0,10 m da areia lavada, logo abaixo da camada superior de brita # 1 (Figura 16).

Figura 16 - Detalhe da distribuição do nível de esgoto nos módulos de tratamento de esgoto com plantas. (a) Nível H1, com 0,45 m de esgoto. (b) Nível H2, com 0,25 m de esgoto.



Extraído de: Adaptado UCKER (2012)

Vetiveria zizanoídes L. Nash

O capim Vetiver (*Vetiveria zizanoídes L. Nash)* é uma gramínea utilizada há mais de três mil anos na Índia. Possui um sistema radicular grande e profundo, resiste a secas e inundações, reforça a infiltração de água no solo, resiste a amplas faixas de pH (entre 3,0 e 10,5), tolera altos níveis de metais, como AL, Cd, Hg e Pd, tem alta eficiência na remoção de N e P em águas poluídas, tolera altos níveis de herbicidas e pesticidas. Reproduz-se exclusivamente por mudas, sendo assim uma espécie não invasora. Gera uma biomassa que pode ter vários usos, peças para construção civil, perfumes, usos medicinais, ração para animais, etc (OROZCO, 2009). Abaixo na Figura 17, um exemplo de Plantas adultas do capim Vetiver.

Figura 17 - Plantas adultas do capim Vetiver em ambiente natural.

Extraído de: UCKER, 2012.

4.1.2.1 Avaliação de desempenho

UCKER (2012) monitorou o sistema por seis meses. Será apresentada neste estudo uma síntese dos resultados obtidos. Seguem os parâmetros avaliados:

- ✓ Monitoramento do Clima: temperatura do ar, umidade relativa do ar e precipitação.
- ✓ Monitoramento da vegetação: produção de biomassa verde e seca.
- ✓ Monitoramento da qualidade da água: demanda química de oxigênio (DQO), fósforo total e Nitrogênio Amoniacal.

Quanto aos aspectos de concepção do projeto serão avaliados: a classificação da macrófita, tipo de cultivo, substrato e fluxo.

Quanto aos aspectos operacionais foram avaliados o tempo de funcionamento, tempo de detenção hidráulica, colheita e remoção.

4.1.3 BORDIN (2010)

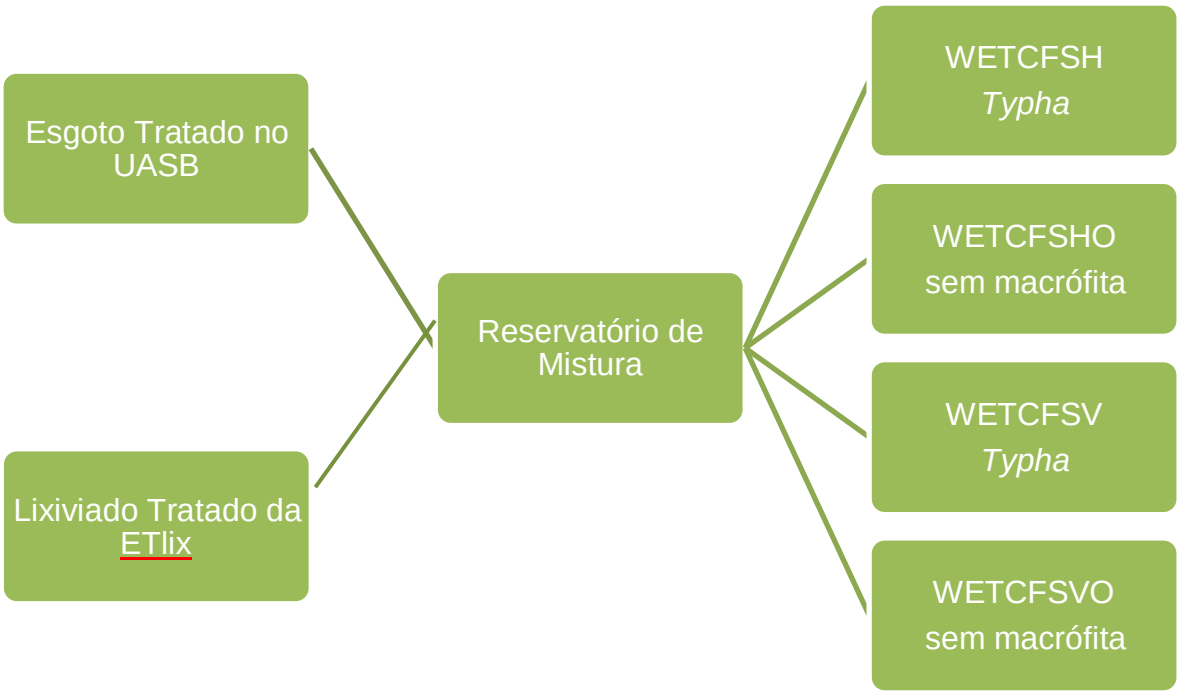
Foram construídos quatro módulos de alvenaria impermeabilizados com fibra de vidro, todos com um volume total de 1,8 m^3. Em dois módulos foi utilizado o fluxo superficial de escoamento horizontal (WETCFSH), sendo que em um houve o cultivo de macrófitas e em outro não houve cultiva de macrófitas. Os outros dois módulos foram operados com o fluxo superficial de escoamento vertical (WETCFSV), sendo que em um houve o cultivo de macrófitas e em outro não houve cultivo de macrófitas.

A macrófita escolhida foi a *Typha*, popularmente conhecida como Taboa. Conforme mostra a Figura 18 o efluente enviado para as wetlands foi uma mistura de lixiviado e o efluente final de um reator UASB. Foram construídas uma wetland de fluxo vertical e outra de fluxo horizontal sem macrófitas para serem usadas como “branco”, porém a wetland de fluxo vertical foi eliminada da pesquisa por apresentar problemas estruturais.

O lixiviado enviado para as WETC é proveniente de um aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos e o mesmo foi previamente tratado em uma Estação de Tratamento de lixiviado (ETLIX), composta por um tanque de equalização, duas lagoas anaeróbias e 4 lagoas facultativas. Por isso as características consideradas foram as da saída da última lagoa da ETLIX.

O material suporte utilizado nas wetlands de fluxo horizontal foi à brita 5 e a wetland de fluxo vertical foi preenchida com três camadas de brita dispostas de baixo para cima da seguinte maneira: brita 1, brita 3 e brita 5. Foram realizados dois plantios, o primeiro ocorreu durante as estações de outono e inverno e o segundo ocorreu na primavera e verão.

Figura 18 - Fluxograma de processo pesquisado por BORDIM (2010).



Extraído de: Adaptado BORDIM (2010)

Taboa

A taboa é uma macrófita do gênero *Typha* que possuí várias espécies, BORDIM (2010) não descreveu em sua pesquisa qual espécie foi utilizada. Está macrófita é uma das mais utilizadas para depuração de águas, perene e ereta, seu tamanho pode variar de dois a quatro metros de altura. Floresce de julho a agosto. É uma planta daninha aquática encontrada frequentemente em margens de lagoa, lagoas ou represas. Originária da América do Sul (Figura 18). Absorvem metais pesados, inclusive cobre (BORDIM, 2010).

Comum em todas as sub-regiões do Pantanal, em lagoas, brejos, solos arenosos ou argilosos ácidos e alcalinos. Presente desde o Canadá e Estados Unidos, até a Patagônia (inclua-se todo o Brasil). Também é encontrada na Europa, Ásia, Austrália e Nova Zelândia.

A taboa, quando jovem, é uma planta inteiramente comestível. A espiga pode ser cozida ou assada, como um milho verde, usada para fazer sopas, purês e até chocolate. O broto pode ser comparado a um palmito e até o pólen serve para doces. As sementes contêm 88% de óleo, comparável às de girassol e de canola. Na natureza, a taboa funciona como um abrigo para muitas espécies de roedores e aves. As aplicações desta planta datam de 1906, quando já era explorada no delta do Rio Danúbio (para celulose e produção de papel pardo, mais resistente). Utilizada como matéria-prima para papel, pastas, cestas e outros itens para artesanato.

Sua fibra é excelente, podendo ser utilizada como estofados, para a vedação contra água – pois incha – e como isolante térmico. É conhecida também como paineira-debrejo, capim-de-esteira, paina, paina-de-flecha, paineira-de-flecha, pau-de-lagoa, taboinha, tabu, entre outros.

Figura 19 - Foto da taboa

Extraído de: http://redeglobo.globo.com/sp/eptv/terra-da-gente/platb/flora/taboatypha-domingensis/

4.1.3.1 Avaliação de desempenho

O monitoramento do processo foi realizado em dois plantios. O primeiro plantio ocorreu entre janeiro e julho e os parâmetros monitorados foram pH, nitrogênio amoniacal, DQO, fósforo total. A concentração de lixiviado foi sendo aumentada

paulatinamente de modo a obter-se tratamento eficaz do efluente, sem prejudicar as plantas.

O segundo plantio ocorreu entre outubro e fevereiro e os parâmetros monitorados foram DBO, temperatura do ar e do efluente, além dos parâmetros monitorados no primeiro plantio. A concentração de lixiviado também foi sendo aumentada paulatinamente como aconteceu no primeiro plantio. As amostras foram coletadas semanalmente.

Quanto aos aspectos de concepção do projeto foram avaliados: a classificação da macrófita, tipo de cultivo, substrato e fluxo.

Quanto aos aspectos operacionais foram avaliados o tempo de funcionamento, tempo de detenção hidráulica, colheita e remoção.

4.1.4 Estação de Tratamento de Água (ETA) Baixo Cotia

A SABESP construiu um sistema de wetlands construídas em série piloto na ETA Baixo Cotia em novembro de 1996, objetivando avaliar a eficiência do sistema para enquadrar as águas do rio cotia dentro dos parâmetros exigidos para rios Classe II definidos pelo Decreto Estadual 8.468 de 1977, controlar picos de cheia, detectar e controlar possíveis contaminações de recursos hídricos, servir como sistema de barragens de sedimentos e receber o efluente da estação de tratamento de efluentes (ETE) Barueri, caracterizando um reuso planejado indireto potável.

A Figura 20 apresenta o fluxograma do processo construído, a água captada do rio cotia é encaminhada para uma wetland de fluxo superficial com macrófitas flutuantes, segue para um sistema de solo filtrante, depois passa por uma wetland superficial com macrófitas emergentes e por último passa novamente por um sistema de solo filtrante. No relatório não é informado quais foram as macrófitas e os materiais filtrantes ou suportes utilizados neste projeto (SABESP, 1998).

Figura 20 - Fluxograma de processo do projeto piloto da ETA Baixo Cotia

Extraído de: Adaptado de SABESP, 1998.

4.1.4.1 Avaliação de desempenho

A avaliação de desempenho foi medida através dos valores médios do período de 12/05/97 a 4/8/97, foram realizadas coletas quinzenais e as análises foram realizadas na SABESP. Os parâmetros analisados por esta pesquisa foram DQO, fósforo total e nitrogênio amoniacal (SABESP, 1998).

No relatório da SABESP (1998) não foram reportados dados relativos a temperatura ambiente, precipitação, umidade relativa do ar, insolação e velocidade do vento. Portanto as variáveis meteorológicas não foram avaliadas.

Quanto aos aspectos operacionais e de manutenção não foram mencionados no relatório.

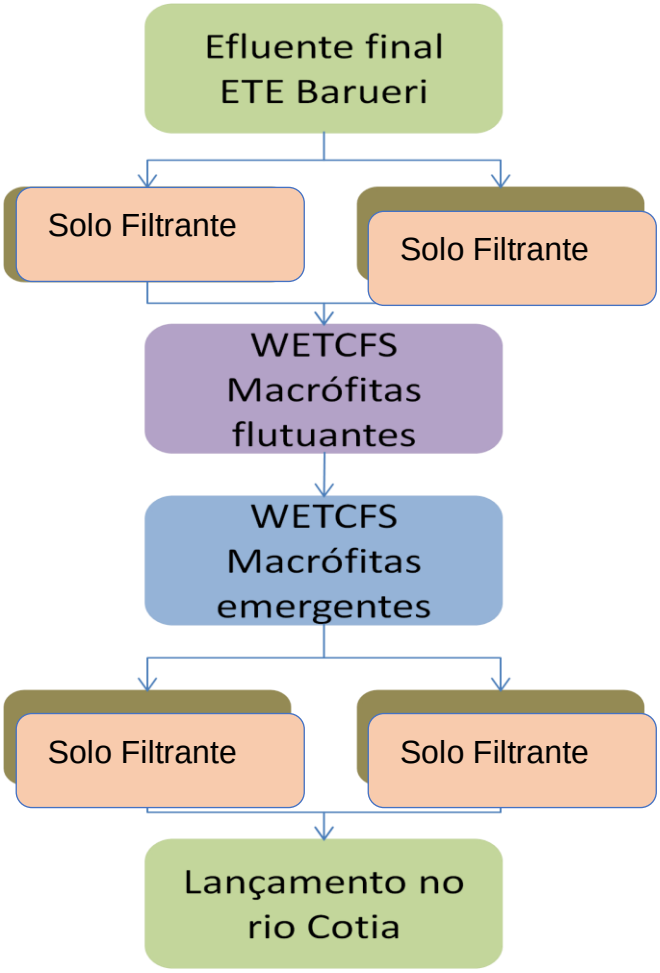
4.1.5 Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) Barueri

O segundo sistema de wetlands construídas em série piloto construído pela Sabesp esta localizado na ETE Barueri e tem como afluente o efluente tratado pela ETE Barueri. O sistema foi instalado em março de 1997, objetivando enquadrar o efluente

da ETE Barueri para corpo d´água Classe II de acordo com o Decreto Estadual 8.468 de 1977 (Figura 21) (SABESP,1998).

Conforme mostra a Figura 21 o efluente da ETE é encaminhado a um sistema de solos filtrantes, depois passa por uma wetland de fluxo superficial com macrófitas flutuantes, segue para uma wetland de fluxo superficial com macrófitas emergentes e por último passa novamente por um sistema de solos filtrantes. No relatório não é informado quais foram as macrófitas e os materiais filtrantes ou suportes utilizados neste projeto (SABESP,1998).

Figura 21 - Fluxograma de processo do projeto piloto da ETE Barueri



Extraído de: SABESP, 1998.

4.1.5.1 Avaliação de desempenho

A avaliação de desempenho foi medida através dos valores obtidos em junho de 1997 pelo laboratório da SABESP. Foi realizada uma coleta de uma amostra composta por um período de vinte quatro horas, coletando de hora em hora.Os parâmetros avaliados serão DQO, DBO e nitrogênio amoniacal (SABESP, 1998).

No relatório da SABESP (1998) não foram reportados dados relativos a temperatura ambiente, precipitação, umidade relativa do ar, insolação e velocidade do vento.

Também não foram mencionados dados de operação e manutenção. Portanto as variáveis meteorológicas não foram avaliadas.

4.1.6 ANDRADRE (2005)

A pesquisa realizada por ANDRADE (2005) envolveu a análise de desempenho da Várzea do Ribeirão Parelheiros (Figura 22). O Ribeirão Parelheiros aflui para a represa do Guarapiranga formando a várzea que leva seu nome, ocupando aproximadamente 93 hectares e tendo ainda como contribuinte significativo o córrego Itaim, ambos (ribeirão e córrego) com considerável degradação hídrica, decorrente de grande aporte de esgotos sanitários (ANDRADE, 2005).

A várzea apresenta cobertura vegetal diversificada possuindo áreas homogêneas com espécies de gramíneas até fragmentos florestais. Sua vegetação é formada principalmente por plantas herbáceas[3], ocorrendo plantas macrófitas em local com maior umidade, principalmente ao norte da várzea, aos limites do nível d´água da represa. Dentre as plantas higrófitas ocorrentes na várzea são predominantes as espécies *Panicum rivulare* (capim-santa-fé) e *Typha angustifólia* (taboa), com cobertura vegetal estimada em torno de 50% e 20% respectivamente (Geotec, citado por ANDRADE, 2005).

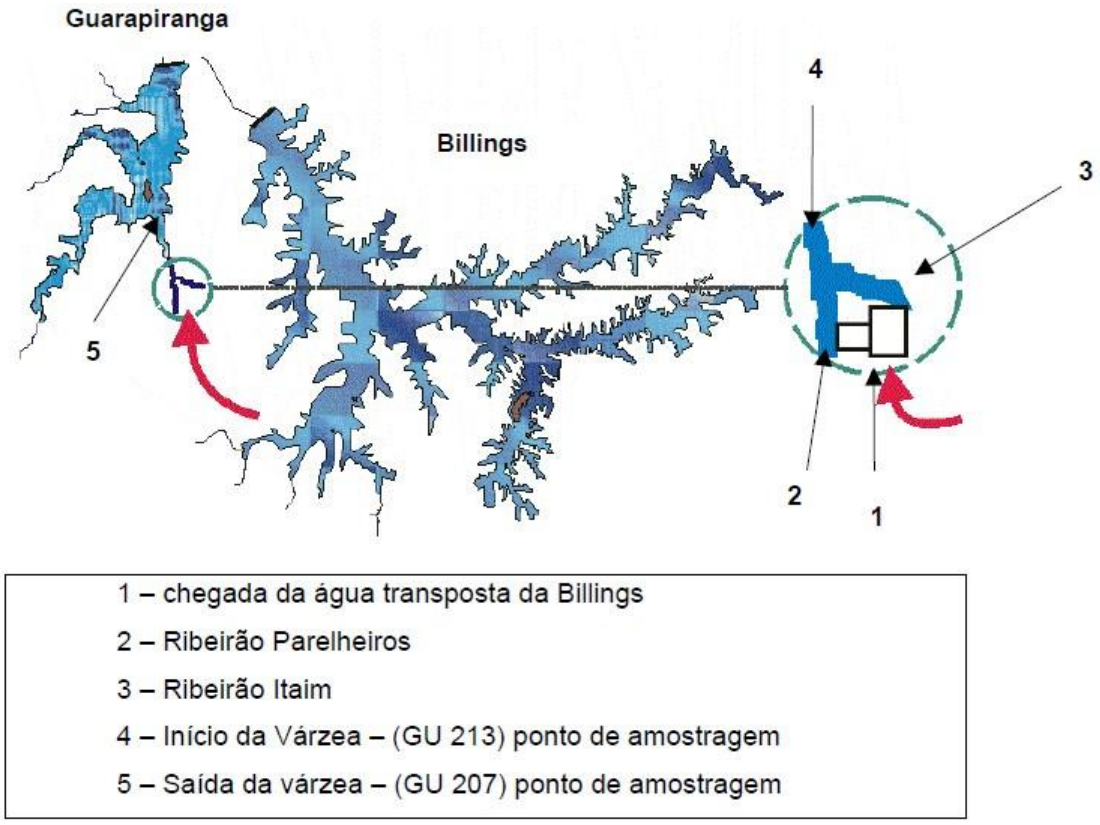
---

[3] *Plantas herbáceas tem caule macio ou maleável, plantas cujo o caule não sofre crescimento secundário ao longo do seu desenvolvimento.*

A espécie *Panicum rivulare* (capim-santa-fé) é uma planta herbácea, perene, tem comportamento invasor, é nativa da América do Sul e ocorre frequentemente em locais chuvosos e alagados (MARTINS, 2011).

A espécie, *Typha angustifólia* (taboa) é nativa da América do Sul e Central bastante comum em lugares alagados. É uma planta herbácea, perene, ereta, fortemente rizomatosa, aquática e de terrenos pantanosos. As condições pedológicas ideais para seu desenvolvimento é representada por solos com alto teor de matéria orgânica. Segundo CORREA (2015) esta espécie absorve metais pesados, inclusive cobre.

Figura 22 - Várzea do ribeirão Parelheiros, imagem de caracterização da área de estudo



Extraído de: ANDRADE, 2005.

Além da Taboa e do Capim Santa fé, as espécies mais frequentes na várzea são as herbáceas higrófitas cataia gigante e lírio do brejo; as macrófitas emersas cruz de malta, agriãozinho, erva de bicho e junco; as macrófitas enraizadas pinheirinho

d´água; a macrófita livre utricularia; e as macrófitas flutuantes aguapé, alface d´água e samambaia d´água (Geotec, 2001 citado por ANDRADE 2005).

4.1.6.1 Avaliação de desempenho

A avaliação foi feita por meio da comparação dos resultados dos valores médios, máximos e mínimos referentes ao período de junho de 2003 a março de 2004, agrupados em período seco e chuvoso das variáveis físicas e químicas (nitrogênio total, fósforo total, DQO e vazão), previstos no plano de monitoramento de rotina da Sabesp, da água afluente e efluente a Várzea do Ribeirão Parelheiros (ANDRADE, 2005).

Como aspectos ambientais foram analisados as precipitações durante o período da pesquisa, não houve avaliação quanto aos aspectos operacionais e de manutenção, pois ANDRADRE (2005) não relatou estes aspectos.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Campinas

As wetlands de fluxo subsuperficial estudadas por KLETECKE (2011) utilizaram reservatórios com capacidade de 4m³. O material suporte utilizado foi brita n°1, que preenchia a wetland até 45 cm de altura, reduzindo a capacidade útil do reservatório pela metade (2m³). As macrófitas *Hedychium coronarium* (lírio do brejo), *Heliconia psittacorum* (helicônia papagaio), *Cyperus alternifolius* (sombrinha chinesa) *e Colocasia esculenta* (taro) são emersas e foram selecionadas por se adaptar a ambientes palustres, além de apresentar função ornamental, isto é, uso paisagístico ou como flor de corte O efluente tratado se aproxima das características de esgoto sanitário, podendo ser classificado como um efluente intermitente[4].

Analisando a Tabela 4 que lista os resultados obtidos, observa-se que da quatros wetlands estudadas a helicônia papagaio foi a mais eficiente na retenção da massa de fósforo total, no período anterior à poda, com 11,7%, seguido pela sombrinha chinesa com 10,9%, o taro com 9,2% e pelo lírio do brejo com 9,1% de eficiência de retenção da massa de fósforo total. Já para o período posterior à poda a maior eficiência foi do taro com 5,5%, seguido pela helicônia papagaio com 0,1%. A sombrinha chinesa e o lírio do brejo apresentaram acréscimo de fósforo no sistema com 6,8% e 3,5%, respectivamente. Considerando os dois períodos, a eficiência média ponderada foi de 5,0% com TDH médio de 1,3 dias no lírio do brejo, 7,8% com TDH médio de 1,2 dias na helicônia papagaio, 5,1% com TDH médio 1,3 dias na sombrinha chinesa3 e 7,8% com TDH médio de 1,1 dias no taro (KLETECKE, 2011).

A eficiência média total na retenção de carga de fósforo total considerando as quatros wetlands vegetadas foi de 8,5 %, antes da poda e -1,7%, após a poda. Essa diferença na retenção antes e depois da poda demonstra a eficiência das plantas em pleno desenvolvimento e o efeito da poda na retenção de fósforo. Após a poda a unidade mais eficiente na retenção foi o taro. Isso pode ter ocorrido devido à rápida recuperação da vegetação após a poda, sendo que essa planta apresentou maior teor de fósforo em seus tecidos. A sombrinha chinesa apresentou o maior acréscimo de fósforo no sistema no período posterior à poda, cujas plantas não suportaram as podas tendo uma rebrota abaixo da esperada (KLETECKE, 2011).

---

[4] Efluente intermitente: é um efluente que não é contínuo, que tem interrupções.

Tabela 4 - Síntese dos Resultados obtidos em Campinas (KLETECKEE, 2011).

Parâmetros		lírio do brejo	helicônia papagaio	sombrinha chinesa	taro
Qualidade da Água	% de Retenção de fósforo AP*	9,1	11,7	10,9	9,2
	% de Retenção de fósforo DP**	-3,5	0,1	-6,8	5,5
	% de Remoção de nitrogênio amoniacal AP*	19,7	19,4	11,7	16
	% de Remoção de nitrogênio amoniacal DP**	2,6	-0,6	-0,5	5,9
	% de Remoção de DQO AP*	22,2	39,7	34,2	7,7
	% de Remoção de DQO DP**	37	38,3	32,4	-4,4
Biomassa	Geração da Biomassa Verde (Kg)[1]	11,1	24,1	14,5	5,5
	Geração da Biomassa Seca (Kg)[1]	1,5	3,5	3,2	0,8
	Quantidade total de nitrogênio exportado pela poda (g)	30,9	94,9	81,6	29,8
	Quantidade total de fósforo exportado pela poda (g)	3,3	7,7	9,6	5,4
TDH	TDH antes da poda (dias)	1,3	1,3	1,3	1,2
	TDH depois da poda (dias)	1,4	1,4	1,3	1,1
Temper	T°C da água do afluente)	18,8 a 25,7	18,8 a 25,7	18,8 a 25,7	18,8 a 25,7
	ΔT da água (AP*) (°C)	0,6	1,2	1,1	0,7
	ΔT da água (DP*) (°C)	1	1,2	1,4	0,3
Variáveis climaticas	Temperatura do ar máxima (°C)	31,4	31,4	31,4	31,4
	Temperatura do ar mínima (°C)	10,9	10,9	10,9	10,9
	Umidade relativa do ar (%) - Máxima	89,4	89,4	89,4	89,4
	Umidade relativa do ar (%) - Mínima	64,9	64,9	64,9	64,9
	Precipitação (mm/d) - Máxima	389,6	389,6	389,6	389,6
	Precipitação (mm/d) - Mínima	33	33	33	33
pH	Variação do pH do afluente	6,8 a 8,4	6,8 a 8,4	6,8 a 8,4	6,8 a 8,4
	Diferença entre o pH de entrada e o pH de saída no sistema AP*	0,3	0,5	0,6	0,1
	Diferença entre o pH de entrada e o pH de saída no sistema DP*	0,3	0,4	0,4	0
	Vazão (m^3/dia)	0,9 a 1,0	0,9 a 1,0	0,9 a 1,0	0,9 a 1,0
	Classificação da Macrófita:	emersa	emersa	emersa	emersa
	Tipo de Cultivo	Monocultura	Monocultura	Monocultura	Monocultura
	Substrato	Brita n°1	Brita n°1	Brita n°1	Brita n°1
	Fluxo	subsuperficial horizontal intermitente			

*** AP: Antes da poda; ** DP: Depois da poda ; ΔT: diferença de temperatura**

Fonte: do autor.

No período anterior à poda o lírio do brejo foi o mais eficiente com retenção média de nitrogênio amoniacal de 19,7%, a helicônia papagaio apresentou eficiência média de 19,4%. O taro foi o terceiro mais eficiente com média de 16,0%. A sombrinha chinesa foi a menos eficiente com média de 11,7%. No período posterior à poda as eficiências médias foram menores que no período anterior. Nesse período o taro foi o leito mais eficiente, com média de retenção de 5,9%. A segunda wetland mais eficiente foi o lírio do brejo com média de 2,6%.A helicônia papagaio e a sombrinha chinesa apresentaram acréscimos de 0,6% e 0,5%, respectivamente (KLETECKE, 2011).

No período anterior à poda a helicônia papagaio foi mais eficiente na retenção média de DQO com 39,7%, seguida pela sombrinha chinesa com eficiência média de retenção de 34,2%. O lírio do brejo foi o terceiro mais eficiente com retenção média de 22,2%, essa unidade foi a única que não apresentou eficiência negativa nesse período. O taro apresentou 7,7% de eficiência média. No período posterior à poda a helicônia papagaio permaneceu sendo mais eficiente com retenção média de 38,3%, seguida pelo lírio do brejo com eficiência média de 37,0% e pela sombrinha chinesa com retenção média de 32,4%. No taro ocorreu acréscimo de DQO de 4,4% Demonstrando que no lírio do brejo, na helicônia papagaio e na sombrinha chinesa a retenção da DQO foi mais efetiva que no taro. De acordo com KLETECKE (2011) a senescência da sombrinha chinesa pode influenciado no aumento de DQO na wetland do taro.

O lírio do brejo foi a terceira macrófita em produção de biomassa. Já para exportação de nutrientes foi a que menos exportou fósforo e a terceira na exportação de nitrogênio. A helicônia papagaio foi a macrófita que apresentou melhor desenvolvimento vegetativo dentre as plantas estudadas, a produção de biomassa foi à maior, consequentemente foi a planta que exportou a maior quantidade de nitrogênio e a segunda maior na exportação de fósforo. A sombrinha chinesa apresentou bom desenvolvimento após o plantio e, 90 dias após o mesmo, já recobria totalmente a wetland. Observou-se que esta planta não suporta podas frequentes, tanto que a rebrota após as mesmas ficaram abaixo do esperado. A produção da biomassa verde foi a 2ª maior. A exportação de nitrogênio também foi a segunda maior e a exportação de fósforo foi a maior dentre as plantas estudadas. O taro apresentou um desenvolvimento rápido com pico máximo de crescimento, três meses após o plantio e declínio em seguida (GONDIM et al., 2007). A poda foi realizada independentemente do ciclo da cultura, juntamente com as outras wetlands, o que

promoveu baixa produção de biomassa verde. As podas nessa espécie devem ser realizadas com maior frequência respeitando seu ciclo de desenvolvimento. No caso desse estudo foi o menor ciclo, quando comparada com as outras plantas utilizadas. O taro apresentou a maior quantidade de fósforo e nitrogênio em seus tecidos, em relação às outras estudadas. No entanto, devido à baixa produção de biomassa, apresentou a menor quantidade de nitrogênio e a terceira menor quantidade de fósforo exportados. Desempenho esse que pode ser melhorado com o aumento de podas. A observação do desenvolvimento da vegetação mostrou a importância do acompanhamento das características ecofisiológicas no estudo das wetlands em relação à remoção e à retenção dos nutrientes, e como as podas regulares e a análise dos tecidos das plantas são importantes na determinação da quantidade de nutrientes retidos e exportadas pela vegetação utilizada nos mesmos (KLETECKE, 2011). A pesquisa não abordou a questão da destinação da biomassa gerada pelo sistema, tão pouco quanto à possibilidade de sua reutilização.

A temperatura do ar variou de 31,4 a 10,9°C, a umidade relativa do ar de 89,4 a 64,9%, a precipitação ficou entre 389,6 a 33 mm/d, a faixa do pH de entrada foi de 6,8 a 8,4 e a diferença entre o pH de entrada e saída foi de 0-0,6. A vazão de entrada oscilou de 0,9 a 1,0 m^3/dia e a temperatura do afluente variou de 18,8 a 25,7°C, a diferença entre a temperatura de entrada e saída foi de 0,3 a 1,2°C.

Helicônia papagaio, foi mais eficiente na retenção do fósforo total e da DQO. Enquanto o lírio do brejo foi mais eficiente na retenção do nitrogênio amoniacal. No período posterior à poda o taro foi mais eficiente na retenção de fósforo total e de nitrogênio amoniacal. Enquanto a helicônia papagaio, no mesmo período, permaneceu retendo DQO.

5.2 Goiânia

UCKER (2012) avaliou a eficiência do capim Vetiver na remoção de contaminantes de esgoto sanitário em uma wetland construída de fluxo subsuperficial vertical. Os módulos foram preenchidos com camadas sobrepostas de substrato. Do fundo até a superfície foram utilizados: 0,15 m de brita #3; 0,10 m de brita # 1; 0,20 m de areia lavada e 0,05 de brita # 1. No interior dos módulos o esgoto foi mantido a 0,45 m do fundo do sistema (posição H1 – resultando num TDH de 3,4 dias) ou a 0,25 m do fundo do sistema (posição H2 – resultando num TDH de 1,9 dias)(Figura 16). O afluente das wetlands é proveniente da lagoa facultativa e aplicada no centro de cada

módulo, por batelada, com taxa de 74 $L.m^{-2}.d^{-1}$, por um período de 198 dias. Na Tabela 5 são apresentados os resultados obtidos por Ucker (2012).

O esgoto começou a ser aplicado após cinco meses do plantio das mudas. As plantas foram irrigadas apenas com água de chuva. Observou-se que durante este período ocorreu um melhor desenvolvimento do capim Vetiver nos módulos submetidos a 0,45 m do fundo do sistema (H1). Como o nível de esgoto nos módulos de tratamento H1 é maior (figura 16, página 61), ou seja, mais próximo das raízes das plantas, houve um maior volume de água armazenada nestes módulos, havendo assim uma disponibilidade maior para as plantas.

Tabela 5 - Síntese de resultados obtidos no Capim Vetiver (UCKER, 2012)

Parâmetros		VH1* (0,45 m do fundo do sistema)	VH2** (0,25 m do fundo do sistema)
Qualidade da água	% de Retenção de fósforo	90,5	70,2
	% de Remoção de nitrogênio amoniacal	93,9	73,7
	% de Remoção de DQO	86,6	72,1
Variáveis Climatológicas	Temperatura do ar máxima (°C)	34,4	34,4
	Temperatura do ar mínima (°C)	11	11
	Umidade relativa do ar (%) - Máxima	81	81
	Umidade relativa do ar (%) - Mínima	39	39
	Precipitação (mm/mês) - Máxima	368	368
	Precipitação (mm/mês) - Mínima	0	0
Aspectos Gerais	Tempo de detenção hidráulica (dias)	3,4	1,9
	Tempo de funcionamento do sistema	6 meses	6 meses
	Vazão	74L/dia	74L/dia
	Classificação da Macrófita:	emergente	emergente
	Tipo de Cultivo	monocultura	monocultura
	Substrato	areia lavada,brita#1 brita #2	areia lavada,brita#1 e brita #2
	Fluxo	subsuperficial Vertical	subsuperficial Vertical

Fonte: do autor.

UCKER (2012) constatou em seu estudo que a temperatura variou entre 34,4°C e 11°C, a média da temperatura manteve-se entre 20,1°C e 25,5°C. A média máxima da umidade relativa do ar ficou em 81% e a menor foi de 39%. A precipitação

máxima foi de 368 mm/mês e a mínima foi de 0 mm/mês, sendo que este valor se repetiu por três meses.

A evapotranspiração no volume aplicado no VH1 foi de 57,8% e no VH2 foi de 28,5%. BRIX e ARIAS (2005) relataram que a radiação solar, altas temperaturas, baixa umidade relativa do ar e ventos fortes potencializam a evapotranspiração. As reduções médias percentuais da DQO obtidas para o tratamento VH1 e VH2 foram 86,6% e 72,1%, respectivamente. Os dois tratamentos apresentaram um aumento inicial na eficiência percentual de remoção de DQO, até os 94 dias após o início da aplicação de esgoto, quando atingiram sua eficiência máxima. A partir de então, houve uma pequena redução na eficiência dos tratamentos com capim Vetiver, seguida de uma estabilização até o final da pesquisa (UCKER, 2012).

A remoção de fósforo foi de 90,5% para VH1 e de 70,2% para VH2. Portanto, conclui-se que o nível de esgoto dentro dos módulos influenciou no tratamento, quanto mais próximo o esgoto das raízes maior disponibilidade para as plantas (UCKER, 2012).

A eficiência média percentual obtida na remoção do nitrogênio amoniacal foi de 93,9% para VH1 e de 73,7% para VH2. Os resultados apresentados mostram uma superioridade dos módulos com nível maior de esgoto. Observou-se que os módulos de tratamento VH1 mantiveram uma remoção média final acima de 90%, com um comportamento praticamente constante durante todo o experimento. Kadlec e Knight (1996) atentam para os diferentes processos de remoção de nitrogênio amoniacal da fração líquida nas wetlands, destacando a incorporação na biomassa vegetal, a adsorção ao material suporte e, com ênfase, a nitrificação seguida da desnitrificação. UCKER (2012) não relatou nenhuma poda, destinação de biomassa ou problemas com vetores durante o experimento.

5.3 São Leopoldo

As técnicas usuais de tratamento de lixiviado, principalmente lagoas apresentam uma deficiência na remoção de nutrientes tais com nitrogênio e fósforo. BORDIM (2010) construiu quatro módulos de alvenaria impermeabilizados com fibra de vidro, todos com volume total de 1,8 m³. Conforme demonstrado na Figura 18, em dois módulos foi utilizado o fluxo superficial de escoamento horizontal (WETFSH), sendo que em um houve o cultivo de macrófitas e em outro não houve cultivo de macrófitas (WETCFSHO). Os outros dois módulos foram operados com o fluxo superficial de escoamento vertical (WETCFV), sendo que em um houve o cultivo de macrófitas

(WETCV) e em outro não houve cultivo de macrófitas (WETCFSHO). As wetlands que não possuíam macrófitas foram utilizadas como “branco” na pesquisa, porém a wetland de fluxo vertical foi eliminada da pesquisa por apresentar problemas estruturais.

O volume útil foi de 0,8 m³,1,2m³ e 1,1m³ para WETCHO, WETCH E WETFSCV respectivamente. As wetlands de fluxo horizontal foram preenchidas com brita 5 (rachão) e a wetland de fluxo vertical foi preenchida com três camadas de brita dispostas de baixo para cima da seguinte maneira: brita1,brita 3 e brita 5.

A macrófita escolhida foi a taboa, para o plantio da *Typha* utilizou-se de um material compostado em uma camada de 10 cm de solo sobre o suporte de britas.

O tratamento de efluente nas wetlands foi feito através da diluição do lixiviado no esgoto em diferentes percentuais de incorporação, de 8%,16%,64% e 100% em dois plantios. O primeiro plantio ocorreu durante as estações de outono e inverno (a temperatura variou de 5°C a 32°C) e o segundo na primavera e verão (a temperatura variou de 21°C a 32°C).

A Tabela 6 apresenta as remoções médias, em cada um das wetlands, divididos por parâmetros e faixas de diluição de lixiviado no primeiro plantio. Analisando os resultados do primeiro plantio, em relação à DQO, os melhores resultados foram obtidos pela wetland construída de fluxo horizontal sem macrófitas (WETCFSH0) para as misturas de lixiviado no esgoto de 8%, 16% e 64% que apresentaram remoções médias de DQO de 75,1%, 66% e 55,4% respectivamente. Para o efluente com 100% de lixiviado a maior eficiência foi de 25,8% na wetland horizontal com taboa.

O nitrogênio amoniacal apresentou remoções médias melhores para a wetland horizontal com plantas nas misturas de lixiviado no esgoto de 8%, 16% e 100% que foram 56,3%, 45,9%, 13,4% respectivamente. Para mistura de 64%, o melhor resultado foi encontrado na wetland horizontal sem plantas (51,7%). Foi observado também que a menor remoção em todas as wetlands ocorreu quando o sistema recebeu 100% de lixiviado.

As maiores remoções médias de fósforo foram apresentadas pelas wetlands de fluxo horizontal com plantas, nas misturas de 8% e 16% que foram 67,2% e 41,2%. Nas misturas de 64% e 100% os melhores resultados foram obtidos pela wetland de fluxo vertical, com 41,4% e 16,2% respectivamente. A wetland de fluxo horizontal sem plantas demonstrou resultados médios de remoção de fósforo inferiores aos demais wetlands o que era esperado já que as plantas utilizam-se de fósforo para suas inflorescências.

Tabela 6 - Síntese dos resultados de remoções médias das wetlands no primeiro plantio

Parâmetros	% de lixiviado misturado no esgoto	WETCFSHO(%) Wetland de fluxo horizontal sem plantas	WETCFSH(%) Wetland de fluxo horizontal com plantas	WETCFV(%) Wetland de fluxo vertical com plantas
DQO	8	75,1	64,9	60,8
	16	66,0	60,2	56,2
	64	55,4	51,3	48,1
	100	20,5	25,8	18,2
Nitrogênio Amoniacal	8	40,1	56,4	44,2
	16	38,9	46,0	45,0
	64	51,7	42,7	43,4
	100	11,1	13,4	12,9
Fósforo	8	61,4	67,2	55,1
	16	36,2	41,2	32,0
	64	15,0	39,5	41,4
	100	15,0	15,4	16,2

Extraído de: BORDIM (2010)

As wetlands com plantas responderam melhor para o objetivo de remoção de nutrientes indicando que as mesmas foram importantes nesse tratamento. Para a remoção de matéria orgânica carbonácea as wetlands funcionaram como filtros, indicando que mesmo sem as plantas observam-se maiores remoções de DQO na wetland de fluxo horizontal sem plantas (BORDIM, 2010).

A Tabela 7 apresenta as remoções médias, em cada uma das wetlands, divididos por parâmetros e faixas de diluição de lixiviado no segundo plantio. Estudando o segundo plantio verifica-se que a DQO apresentou remoções médias superiores na

wetland de fluxo horizontal com plantas (50,8%, 72%, 46,3% para as misturas de 8%, 16% e 100%), na mistura de 64%(76,1%) teve uma remoção ligeiramente inferior ao

Wetland de fluxo horizontal sem planta (77,3%). As remoções médias da wetland de fluxo vertical ficaram pouco abaixo das apresentadas pela wetland de fluxo horizontal (43,2%,65,7%,66,3% e 33,2% para as misturas de 8%, 16%, 64% e 100%). Os maiores percentuais de remoção ocorrem na mistura de 64% de lixiviado para as três wetlands.

As wetlands horizontais demostram um desempenho superior de DBO, a wetland fluxo horizontal com plantas apresentou as maiores remoções médias em quase todas as misturas (63,2%, 47,2%, 41,4% para as misturas de 8%,64% e 100%). Na mistura de 16%, onde ocorreram as maiores remoções de DBO do segundo plantio, a wetland de fluxo horizontal sem plantas e a wetland de fluxo horizontal com plantas tiveram remoções médias de 81,5% e 79,2% respectivamente. A wetland de fluxo vertical também apresentou boas remoções que variaram de 32,6% a 60,6% embora tenham ficado abaixo das apresentadas pelas wetlands horizontais.

Tabela 7 - Síntese nos resultados de remoções médias das wetlands no segundo plantio

Parâmetros	% de lixiviado misturado no esgoto	WETCFSHO(%) Wetland de fluxo horizontal sem plantas	WETCFSH(%) Wetland de fluxo horizontal com plantas	WETCFV(%) Wetland de fluxo vertical com plantas
DQO	8	50,2	50,8	43,2
	16	69,7	72,0	65,7
	64	77,3	76,1	66,3
	100	24,4	46,3	33,2
DBO	8	51,7	63,2	60,1
	16	81,5	79,2	60,5
	64	46,7	47.2	32,8
	100	28,7	41,4	32,6
Nitrogênio Amoniacal	8	38,3	46,7	26,4
	16	56,9	23,6	15,1
	64	31,9	30,3	15,6
	100	26,0	33,1	24,9
Fósforo	8	21,7	25,1	0,6
	16	19,9	21,0	17,1
	64	59,7	58,6	45,2
	100	25,9	33,5	5,6

Extraído de: BORDIM (2010).

As melhores remoções médias de nitrogênio amoniacal foram apresentadas pelas wetlands horizontais. As misturas de 8% e 100% apresentam melhores remoções na wetland fluxo horizontal com plantas com 46,7% e 33,1% respectivamente. Nos percentuais de 16% e 64% as maiores remoções médias foram apresentadas pela wetland de fluxo horizontal sem plantas, 56,9% e 31,9% respectivamente. A wetland de fluxo vertical apresentou as menores remoções de nitrogênio amoniacal em todo o período do segundo plantio.

Com relação à remoções de fósforo, as maiores médias foram apresentadas pelas wetlands de fluxo horizontal. A melhor remoção foi de 59,7% encontrada na wetland de fluxo horizontal com plantas na mistura de 64% de lixiviado com esgoto. A wetland de fluxo vertical apresentou as remoções médias mais baixas em todas as misturas no segundo plantio.

Para o segundo plantio, os melhores resultados para remoção de DQO e fósforo ocorreram da wetland de fluxo horizontal sem plantas na mistura de 64% de lixiviado com esgoto, embora a wetland de fluxo horizontal com plantas tenha tido valores similares. O desempenho da wetland de fluxo vertical foi sempre abaixo das outras duas wetlands. Para nitrogênio amoniacal, a melhor média ocorreu na wetland de fluxo horizontal sem plantas na diluição de 16%. Considerando o primeiro e o segundo plantio, BORDIM (2010) verificou que a wetland de fluxo horizontal com plantas teve um melhor desempenho em quantidade de eventos de maiores remoções médias, seguido pela wetland de fluxo horizontal sem plantas e a wetland de fluxo vertical. Para remoção de matéria orgânica o segundo plantio teve melhor desempenho na wetland de fluxo horizontal sem plantas e para nutrientes no primeiro plantio na wetland de fluxo horizontal com plantas, quando as plantas foram colocadas nas wetlands na primavera.

BORDIM (2010) relatou duas podas da taboa que foram realizadas durante o período de aclimatação da planta, não foi informada a quantidade de biomassa gerada e sua destinação.

ALMEIDA et al. (2007) também trabalharam com a taboa em uma wetland de fluxo vertical e encontraram resultados diferentes de BORDIM (2010), relataram eficiência de retenção de fosfato da ordem de 72 %, 50,19% de nitrogênio amoniacal e 89,50% de DQO, utilizaram TDH de 2,5 dias e substrato de conchas de ostras marinhas, brita,

areia, casca de coco verde e fibra de coco. A diferença entre os resultados pode ser explicada pela diferença do tempo de detenção hidráulica e o material suporte utilizado. BORDIM (2010) não relatou em sua pesquisa qual foi o TDH usado.

5.4 ETA Baixo Cotia.

A construção do piloto de sistema em série de wetlands na ETA Baixo Cotia teve como objetivo auxiliar na criação de sistema de wetlands de grande escala, para possibilitar a determinação do custo benefício e aplicabilidade da tecnologia para as águas do rio Cotia com a finalidade de atender aos padrões de descarga de Classe II.

Conforme demonstrado pela Figura 20, página 67, o sistema foi composto por uma wetland de fluxo superficial (WETCFS) de macrófitas flutuantes, duas unidades de solos filtrantes e uma wetland de fluxo superficial (WETCFS) de macrófitas emergentes. O projeto analisado não descreve quais foram as macrófitas utilizadas, manutenção e construção em nenhuma das etapas. Porém, descreve que as macrófitas mais utilizadas para sistemas flutuantes são aguapé, a lemna, a salvínia e a pistia e diz que a construção dessas “wetlands” normalmente é feita com profundidade variável de 0,50 m a 1,00 m, e o tempo de residência é variável de acordo com o problema a ser resolvido (SABESP, 1998).

O sistema funcionou por cerca de seis meses e a qualidade da água foi monitorada pela equipe da SABESP. Os parâmetros monitorados foram nutrientes, metais, demandas e contaminantes microbiológicos, porém serão analisados nesta pesquisa somente o fósforo total, nitrogênio amoniacal e demanda química de oxigênio.

A wetland de macrófitas flutuantes teve um TDH de 5 dias e uma área de 30 m² por módulo. A wetland de macrófitas emergentes teve um TDH de 3 dias e uma área de 30 m² por módulo. Os solos filtrantes tiveram uma taxa de aplicação de 100 L/s/há com uma área de 4 m² por módulo. A Tabela 8 apresenta a eficiência de remoção do Fósforo Total, Nitrogênio Amoniacal e DQO em todas as etapas do processo.

Tabela 8 - Eficiência do processo para Fósforo Total, Nitrogênio Amoniacal e DQO.

Parâmetros	Unid	WETCFS Flutuante	1°Solo Filtrante	WETCFS Emergentes	2°Solo Filtrante	Eficiência de remoção total do processo
Fósforo Total	%	61,9	39,0	30,6	40,0	90,3
N-Amoniacal	%	48,8	71,5	51,4	57,0	97,0
DQO	%	43,3	9,6	-22,6	20,1	49,9

Extraído de: Adaptado de SABESP, 1998.

A wetland de macrófita flutuante reduziu 61,9% de fósforo total, 48,8% de nitrogênio amoniacal e 43,3% de DQO. O primeiro solo filtrante removeu 39% de fósforo total, 71,5% de Nitrogênio Amoniacal e 9,6% de DQO. A wetland de macrófitas emergentes reduziu 30,6% de fósforo total e 51,4% de nitrogênio amoniacal e teve um aumento de 22,6% de DQO, não foi apresentada nenhuma justificativa para este aumento no relatório da SABESP (1996). No segundo solo filtrante a eficiência foi de 40% para o fósforo total, 57% para o nitrogênio amoniacal e 20,1% para a DQO.

A wetland de macrófita flutuante reduziu 61,9% de fósforo total, 48,8% de nitrogênio amoniacal e 43,3% de DQO. O primeiro solo filtrante removeu 39% de fósforo total, 71,5% de Nitrogênio Amoniacal e 9,6% de DQO. A wetland de macrófitas emergentes reduziu 30,6% de fósforo total e 51,4% de nitrogênio amoniacal e teve um aumento de 22,6% de DQO, não foi apresentada nenhuma justificativa para este aumento no relatório da SABESP (1996). No segundo solo filtrante a eficiência foi de 40% para o fósforo total, 57% para o nitrogênio amoniacal e 20,1% para a DQO.

A eficiência total do sistema foi de 90,3% para o fósforo total, 97% para o nitrogênio amoniacal e de 49,9% para a DQO. Os resultados indicam que o sistema reduziu os nutrientes. Salienta-se que os parâmetros referentes aos metais e contaminantes microbiológicos também foram reduzidos e alcançaram os padrões de qualidade da Classe II, com exceção da contagem de coliformes totais (SABESP, 1998).

A SABESP (1998) concluiu em sua pesquisa que os resultados obtidos para redução de nitrogênio e fósforo na Estação Piloto do Baixo Cotia foram satisfatórios. Salientaram, no entanto, que deve-se levar em consideração que a wetland piloto estava em início de operação e que, com exceção do canal de plantas flutuantes, os demais módulos ainda estão em estágio de maturação biológica. Assim, com as

informações obtidas pelos dados preliminares da Estação Piloto do Baixo Cotia, pode-se afirmar que é possível, mesmo com as condições atuais do rio Cotia, atingir-se a qualidade de água de rio Classe 2 com a utilização adequada de sistema de "*wetlands*" operando em série.

5.5 ETE Barueri

A construção do piloto de WETC na ETE Barueri teve como objetivo auxiliar na criação de sistema de WETC de grande escala, para possibilitar a determinação do custo benefício e aplicabilidade da tecnologia para enquadrar o efluente da ETE Barueri dentro dos padrões de descarga de Classe II.

O piloto funcionou por cerca de seis meses e a qualidade da água foi monitorada pela equipe da SABESP. O monitoramento incluiu nutrientes, metais, demandas e contaminantes microbiológicos, porém será analisado nesta pesquisa somente o nitrogênio amoniacal, nitrogênio kjeldahl total, demanda bioquímica de oxigênio e demanda química de oxigênio.

As WETCFS de macrófitas flutuantes tiveram um TDH de 5 dias e uma área de 30 m² por módulo. As WETCFS de macrófitas emergentes tiveram um TDH de 3 dias e uma área de 30 m² por módulo. As WETCFSS tiveram uma taxa de aplicação de 100 L/s/há com uma área de 4 m² por módulo. A Tabela 9 apresenta a eficiência de remoção do Fósforo Total, Nitrogênio Amoniacal, DBO e DQO em todas as etapas do processo.

Tabela 9 - Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal, nitrogênio kjeldahl total, DQO e DBO.

PARÂMETROS	UNID.	1° Solo Filtrante	WETCFS Flutuante	WETCFS Emergentes	2° Solo Filtrante	Eficiência de remoção total do sistema
N-Amoniacal N-Kjeldahl	%	39,25	85,85	69,57	42,86	98,50
Total	%	34,45	74,36	50,00	31,00	94,20
DQO	%	17,65	14,29	8,33	22,73	50,00
DBO	%	-80,00	66,67	0,00	33,33	60,00

Extraído: Adaptado de SABESP, 1998.

O primeiro solo filtrante removeu 39% de nitrogênio total, 34,45% de Nitrogênio Kjeldahle 17,65% de DQO e teve um acréscimo de 80 % de DBO, não foi relatada nenhuma justificativa para esse acréscimo. A wetland de macrófita flutuante reduziu 85,85 % de nitrogênio total, 74,36 % de Nitrogênio Kjeldahl,14,29 % de DQO e 66,67% de DBO. A wetland de macrófitas emergentes reduziu 69% de nitrogênio total, 50 % de Nitrogênio Kjeldahl, 8 % de DQO e não houve redução de DBO. O segundo solo filtrante removeu 42% de nitrogênio total, 31% de Nitrogênio Kjeldahl,22% de DQO e 33 % de DBO.

A eficiência total do sistema foi de 98%de nitrogênio amoniacal, 94 % de Nitrogênio Kjeldahl, 50% de DQO e 60 % de DBO. Os resultados mostram que o sistema reduziu todos os poluentes avaliados por esta pesquisa. Todos os outros parâmetros avaliados pela SABESP atingiram os valores exigidos para Classe II, com exceção do cádmio, cobre, prata e coliformes totais (SABESP, 1998).

A SABESP (1998) concluiu em sua pesquisa que os resultados obtidos para redução de nitrogênio e fósforo em um sistema em série de wetlands construída na Estação Piloto da ETE Barueri foi satisfatório.

CUNHA (2006) avaliou um sistema semelhante ao estudado pela SABESP (1998). O autor pesquisou um sistema combinado de alagados construídos, localizado no Parque Ecológico do Tietê em São Paulo, semelhante aos pilotos da ETE Barueri e Baixo Cotia. O sistema estudado foi composto por um canal de decantação, um canal de macrófitas flutuantes ((*Eicchornia crassipes* (Aguapé), *Pistia stratiotes* (Alface d´água), *Salvinia auriculata* (Salvinia)) e emergentes *(Typha angustifolia* (Taboa*))* de fluxo superficial, e duas células paralelas de solos filtrantes de fluxo vertical descendente cultivados com arroz (*Oryza sativa).*O canal de macrófitas foi responsável pela maior porcentagem da remoção total do sistema. A eficiência total de remoção do sistema foi de 51–68% para fósforo total, 57-84% para nitrogênio amoniacal e 41–64% para DBO_5. Durante o período estudado, provavelmente por falta de manejo, observou-se a volta de nutrientes assimilados pelas macrófitas para a coluna d´água devido à decomposição das plantas mortas. O aguapé e a alface d´água mostraram um desenvolvimento insatisfatório no sistema. A alface d´água sofreu um ataque de gafanhotos e também foi prejudicada pelas baixas temperaturas. Houve acréscimo de DQO no solo filtrante por dois meses, este acréscimo pode estar relacionado com a ressuspensão do material sedimentado. A movimentação do solo pode ter sido causada por animais do parque atraídos pelo arroz.

De acordo com CUNHA (2006) o projeto do Parque Ecológico do Tietê poderia ter tido um melhor desempenho do sistema se o canal de flutuantes e os solos filtrantes tivessem sido manejados corretamente (colheita/poda e alternância de solo). Seria interessante isolar o sistema com grades, de forma a impedir a visita de animais do parque.

5.6 Várzea do Ribeirão Parelheiros

Os resultados obtidos por ANDRADE (2005) correspondem aos valores médios, máximos e mínimos do banco de dados de qualidade da água do monitoramento realizado pela Sabesp. No período de junho de 2003 a março de 2004, sendo o período seco os meses de junho, julho, agosto e setembro e o período chuvoso os meses de outubro, novembro, dezembro, janeiro, fevereiro e março.

A Tabela 10 apresenta os valores médios de todas as variáveis de qualidade da água e ainda de vazão e precipitação nos períodos seco e chuvoso. Foi calculada a eficiência do sistema para cada variável de qualidade, onde os resultados negativos correspondem à verificação de aumento da concentração da respectiva variável entre a entrada e a saída da várzea.

Pode-se observar nos dados da Tabela 10 que durante o período seco ocorreu aumento da concentração de fósforo total de aproximadamente 26% e um aumento da concentração de nitrogênio total em torno de 20%, já no período chuvoso o aumento foi de 33% e 47% respectivamente. Em relação a DQO foi verificada uma redução de 25,7% no período seco e 16,6% no período chuvoso.

A média da vazão de entrada foi de 4,20 m^3/s durante o período de junho/2003 a setembro/03 e foi de 4,88 m^3/s durante o período de outubro/2003 a março/2004. As vazões apuradas na entrada da várzea tanto no período seco quanto no período chuvoso são muito próximas, isto ocorre devido ao bombeamento regular de águas da Billings, enquanto no período chuvoso esta média sofre influência direta pela contribuição pluviométrica. Não foi possível fazer um balanço hídrico da várzea por não se ter a vazão de fontes difusas e da saída da várzea.

Tabela 10 - Valores médios das variáveis obtidas na entrada e na saída da várzea do Parelheiros, incluindo-se vazão e precipitação, nos períodos seco e chuvoso.

Variável	Entrada da Várzea		Saída da Várzea		Eficiência %		
	seco	chuvoso	seco	chuvoso	seco	chuvoso	média
Fósforo total (mg/L)	0,15	0,12	0,19	0,16	-26,7	-33,3	-30,0
Nitrogênio total (mg/L)	1,53	1,05	1,85	1,55	-20,9	-47,6	-34,3
DQO (mg/L)	30	28	22,3	23,35	25,7	16,6	21,1
Vazão (m^3/s)	4,2	4,73					
Precipitação (mm)	0,8	4,6					
Precipitação acumulada (mm)	23,4	139,1					

Extraído de: adaptado de ANDRADE (2005).

ANDRADE (2005) concluiu que a várzea se mostrou relativamente eficiente na redução da DQO, redução esta que deve ter sido promovida pela grande capacidade biótica das áreas alagadas em degradar matéria orgânica, seja pela ação de microrganismos, seja por adsorção radicular. O aumento das concentrações de fósforo total e o nitrogênio total permitiram afirmar que houve contribuição significativa de fontes difusas na várzea, nos períodos seco e chuvoso, uma vez que as concentrações dessas variáveis sofreram incrementos desde a entrada até a saída várzea.

BENASSI (2006) fez um pesquisa semelhante a de ANDRADE (2005) e obteve resultados diferentes na várzea do rio Jacupiranginha, durante o período seco o sistema apresentou eficiência de 48,97% e 2,49% na redução de nitrogênio total e nitrato, respectivamente. O fósforo total apresentou uma redução de 52% e para a DBO ela foi de 64%. E recomenda que para avaliar o desempenho de uma várzea (wetland natural), quanto a sua capacidade redutora de cargas, é necessário a implantação de uma rede de monitoramente qualitativa e quantitativa de contribuições pontuais e difusas, podendo assim ser calculado um verdadeiro balanço de massa.

6. CONSIDERAÇÕES GERAIS E DISCUSSÕES

Todas as wetlands construídas selecionadas apresentaram alguma eficiência da remoção de nutrientes, conforme demonstrado nos itens 5.1,5.2,5.3,5.4,5.5 e 5.6. A seguir serão discutidos os principais fatores que influenciam no desempenho de uma wetland construída quanto à remoção de nutrientes.

6.1 Macrófitas

A presença das macrófita é essencial para o bom funcionamento de uma wetland construída. Atuam como uma proteção contra erosão, consomem nutrientes para seu desenvolvimento e produção e dão suporte aos microrganismos para formar um filme que funciona como um filtro biológico. As características fundamentais de uma macrófita para uma WETC são perenidade, alta tolerância à umidade, crescimento rápido, alta capacidade de remoção de nutrientes, adaptação às condições de clima e de solo, e significativa importância econômica como subproduto.

Durante o plantio é essencial para uma aclimatação satisfatória, que se mantenha a umidade necessária, seja ela por precipitação natural, por irrigação artificial, ou até mesmo pela disposição controlada de esgoto de forma a garantir condições de umidade somente para a germinação e manutenção da vegetação em boas condições. O início da operação da WETC deve acontecer quando a vegetação atingir a fase adulta, ou após o primeiro corte(PAGANINI, 1997).

Dentre os estudos selecionados, UCKER (2012), BORDIM (2010) e KLETECKE (2011) comparam os resultados obtidos pelas wetlands construídas com ou sem vegetação, e todos comprovaram que as wetlands com vegetação são mais eficientes na remoção de nutrientes.

Analisando a lista de macrófitas podemos concluir que todas obtiveram alguma eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal, fósforo total e DQO. Sendo o capim vetiver a que teve melhor resultado. Além da macrófita outros fatores contribuem para o desempenho geral do sistema, entre eles se destacam o fluxo empregado, o substrato e o tempo de detenção hidráulica.

A utilização de diferentes macrófitas (policultura) na wetland promove uma distribuição mais efetiva das raízes, proporcionando um ambiente mais propício para o desenvolvimento de diversas comunidades microbianas. Além de dificultar a passagem do efluente pelas raízes aumentando o TDH e consequentemente a

eficiência de retenção (ZURITA et al., 2009). Além de possibilitar a eficiência e a eficácia durante as diferentes estações do ano.

A dinâmica populacional das macrófitas aquáticas em regiões de clima tropical e subtropical são afetadas pela precipitação pluviométrica e oscilação do nível de água, sendo a temperatura um fator secundário. Em geral, as alterações são diferentes para cada espécie (ESTEVES, 2011).

UCKER (2012) constatou em seu estudo que a temperatura variou entre 34,4°C e 11°C , a média máxima da umidade relativa do ar ficou em 81% e a menor foi de 39%. A precipitação máxima foi de 368 mm/mês e a mínima foi de 0 mm/mês, sendo que este valor se repetiu por três meses. Obteve uma evapotranspiração maior do que 50%. BRIX e ARIAS (2005) relataram que a radiação solar, altas temperaturas, baixa umidade relativa do ar e ventos fortes potencializam a evapotranspiração.

De acordo com VALENTIM (2003), para as condições brasileiras ainda não se sabe como deve ser escolhida a macrófita e seu manejo, qual o seu desempenho de tratamento e potencial para a remoção de diferentes tipos de poluentes.

6.2 Colheita e Remoção (Poda)

Um dos fatores que influencia diretamente a eficiência de remoção de nutrientes de um sistema de wetland são a poda e a remoção, cada espécie possui um ciclo de desenvolvimento específico. As colheitas e as análises dos tecidos das plantas são importantes na determinação da quantidade de nutrientes retidos e exportados (KLETECKE, 2011).

KLETECKE (2011) estudou a helicônia papagaio, o taro, a sombrinha chinesa e o lírio do brejo. Em sua pesquisa as colheitas foram efetuadas independentemente do ciclo de desenvolvimento das espécies e a autora constatou que por ter feito poucas podas no taro obteve baixa produção de biomassa verde, consequentemente a espécie obteve uma menor exportação de nitrogênio e fósforo em relação às outras espécies. Concluindo assim que a colheita deve ser diferenciada para cada espécie considerando as taxas de crescimento, permitindo assim, maiores remoções/exportações de nutrientes do sistema.

VALENTIM (2003) pesquisou a *Typha (*o autor não especificou qual o espécie da *Typha*), *Eleocharis sp e Scirpus spp* em wetlands de fluxo subsuperficial e constatou que as macrófitas devem ser colhidas após o início do florescimento (com

possibilidade de quatro cortes por ano). Salientou que o uso de roçadeiras favorece sobremaneira o corte das plantas, sendo o seu uso recomendado.

Salienta-se que a remoção das podas e folhas mortas é fundamental para que não haja decomposição das macrófitas, fazendo com os nutrientes assimilados pelas macrófitas voltem ao efluente (CUNHA, 2006; VALENTIM, 2003; KLETECKE,2011).

A fase de crescimento e a época de floração é o período em que ocorre maior assimilação de fósforo pelas plantas e quando a poda dessa vegetação é praticada regularmente, pode representar uma remoção de 20 a 30% de fósforo. Caso não seja feito o corte da vegetação o fósforo volta para o sistema aquático devido à senescência das mesmas. A remoção de fósforo pelas macrófitas é limitada às necessidades das plantas não excedendo 50-70% desse elemento presente no afluente (Reed et al., citado por KLETECKE, 2011). O único mecanismo de remoção sustentável de fósforo em sistemas de WETC é a partir da incorporação do fósforo na biomassa das macrófitas e seu manejo periódico através das colheitas regulares (KADLEC e KNIGHT, 1996).

O reaproveitamento da biomassa não foi abordado em nenhum dos estudos selecionados. Entretanto, outros autores apontam que a biomassa pode ser usada, por exemplo, na fabricação de adobe (tijolo de terra crua)(FARIA, 2002) e alimentação animal (PAGANINI, 1997). A utilização da biomassa como subproduto é fundamental para manter a wetland construída sustentável.

6.3 Vetores

Os sistemas analisados não indicaram nenhum tipo de interferência de vetores. Entretanto, sabe-se que este é um fator que deve ser observado atentamente para não causar danos ao tratamento e à saúde pública.

VALENTIM (2003) relatou em sua pesquisa sobre wetlands de fluxo subsuperficial a presença de diferentes tipos de pássaros, insetos e mesmo de roedores nas wetlands. Verificou também a presença de anfíbios nas tubulações e na caixa de passagem. CUNHA (2006) descreveu um ataque de gafanhotos a alface d´água que prejudicou a eficiência de um canal de flutuantes e que o arroz pode atrair animais causando movimentação de terra. Isolar a área pode ser uma maneira de prevenir esses ataques.

6.4 Tempo de detenção hidráulica (TDH)

O tempo de detenção hidráulica contribui significativamente para capacidade de remoção de nutrientes de um sistema de wetlands construídas. Na síntese apresentada observa-se que o capim vetiver com TDH de 3,4 dias teve o melhor desempenho de todos os sistemas. Obteve remoção de 93,3% de nitrogênio amoniacal, 90,5% de fósforo total e 86,6% de DQO. Em geral, os melhores resultados foram obtidos para os sistemas que usaram tempos de detenção hidráulica maiores, guardada as devidas diferenças de fluxo e macrófita utilizada.

KLETECKE (2011) obteve 11,15%, 5% e 29,6% de remoção de nitrogênio amoniacal, fósforo total e DQO, respectivamente, usando lírio do brejo, com TDH de 1,3 dias e WETCFSS. ALMEIDA et. al. (2007) também trabalharam com o lírio do brejo para tratar esgoto sanitário em uma WETCFV e relataram eficiência de retenção de fosfato da ordem de 46,5%, 53,46% de nitrogênio amoniacal e 89,39% de DQO, com TDH de 2,5 dias. Estes mesmos autores, obtiveram remoções de 50,19% de nitrogênio amoniacal, 72% de fosfato e 89,39% de DQO utilizando a taboa como macrófita e TDH de 2,5 dias.

SANTOS et al. (2007) trabalharam com três tipos de plantas, Heliconia *psittacorum (Heliconia)*, *Cyperus isocladus* (Mini papiro)e *Hedychium coronarium* (Lírio do brejo), em um mesmo WETCFSS e obtiveram eficiência de 71,7% de NH_3, 95,60% de P e 78,60% de DQO. Os autores trabalharam com substrato composto por brita e areia, com TDH em torno de três dias.

VICH et. al (2013) estudou a influência da vegetação e do tempo de detenção hidráulica para tratamento de lixiviado em wetlands horizontais de fluxo subsuperficial em escala de bancada. As eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal foram de 48% e 64% para as unidades sem vegetação e com vegetação respectivamente. Concluiu que o aumento do tempo de detenção hidráulica e a presença de vegetação favorecem a remoção de nitrogênio amoniacal, mas não elevaram a eficiência em relação à DQO.

ZHANG et al. (2007) trabalharam com seis plantas ornamentais, *R. carnea*, *A. gramineus*, *A. orientale*, *A. calamus*, *I.pseudacorus*, *L. salicaria*, em três TDH's diferentes sendo 5, 10 e 15 dias, obtendo retenção média de fósforo total de 74,5%, 92,8% e 97,3%, respectivamente e 66,3%, 86,4% e 89,6% de remoção média de nitrogênio total, respectivamente.

ZANELLA (2008) pesquisou *Cyperus papyrus* (papiro) em uma wetland de fluxo subsuperficial e obteve uma remoção de fósforo total de 27,7%.e TDH de 1,5 dias. O pesquisador concluiu em sua tese que o TDH ideal deve ser superior a 4 dias.

VALENTIM (2003) estudou a *Typha sp, Eleocharis sp e Scirpus sp* em WETCFSS utilizando seis tempos de TDH diferentes (1,2,3,4,5 e 6 dias) e verificou que o TDH tem significância estatística para a amônia, fósforo e DQO e que o fator planta para o fósforo total.

O tempo de detenção hidráulica varia de acordo com o volume e a vazão do sistema. De acordo com a literatura estudada não há um definição de qual é o TDH ideal para uma WETC, este item pode variar de acordo com o tipo do efluente tratado, macrófita escolhia e fluxo do sistema. De maneira geral, pode inferir que quanto maior o TDH melhor o desempenho do sistema.

6.5 Fluxo

São diversas as configurações possíveis de sistemas de wetlands construídas, como ressaltado no item 3.3, cada qual projetada para trabalhar em condições diversas e com objetivos parcialmente distintos.

Os processos envolvidos nas wetlands construídas de fluxo vertical são predominantemente aeróbios, característica devido principalmente, à aplicação de esgoto de forma intermitente proporcionando a cada ciclo de esvaziamento do sistema o contato do ar atmosférico com os microrganismos presentes. Já as wetlands construídas de fluxo horizontal, o fluxo contínuo e a saturação permanente do sistema dificultam a penetração de ar atmosférico nos interstícios do meio suporte, embora uma porção de oxigênio possa ser transferida ao meio líquido pelas raízes das plantas (ZANELLA, 2008 ; VYMAZAL, 2005; PROSAB, 2009).

Para remoção de compostos nitrogenados pode-se usar uma sequência de processos anaeróbio, aeróbio e anóxico (ZANELLA, 2008). A bibliografia analisada indica o fluxo vertical para remoção de nitrogênio, pois como possuiu uma oxigenação maior tem uma maior eficiência no processo de nitrificação (ZURITA et. al., 2009; PHILIPPI AND SEZERINO, 2004; ZANELLA, 2008; VYMAZAL, 2005).
Para remoção específica de fósforo o tipo de fluxo tem uma importância secundária, o tipo de vegetação e a composição química do material suporte tem uma interferência mais significativa. Os processos de remoção incluem a precipitação química, a adsorção, a assimilação pelos vegetais e o biofilme. Além disso, o fósforo

solúvel é facilmente absorvido pelos sistemas radiculares da vegetação, em contrapartida, a fração pouco solúvel pode associar-se ao ferro, ao alumínio e ao cálcio, dificultando sua assimilação pelas plantas e pelos microrganismos (PROSAB, 2009; ZANELLA,2006) .

Na intenção de potencializar a remoção de compostos nitrogenados, pode-se usar sistemas híbridos, que é uma associação em série das wetlands construídas de fluxo vertical e horizontal. O interesse dessa associação é obter uma boa nitrificação nos verticais que são bem oxigenados, mas também, uma desnitrificação nos filtros horizontais, onde se encontra condições de anoxia necessária a esta reação.

Na Tabela 11 estão listados os fluxos utilizados nas WETCs analisados nesta pesquisa. Bordim (2010) comparou os resultados em relação aos fluxos vertical e horizontal e relatou que as maiores remoções de nutrientes ocorreram nas wetlands de fluxo horizontal, ressaltou entretanto, sem diferenças estatisticamente significativas. Este resultado contradiz a bibliografia analisada que indica o fluxo vertical como mais eficiente para remoção de nutrientes (ZURITA et. al., 2009; PHILIPPI AND SEZERINO, 2004; ZANELLA, 2008; VYMAZAL, 2005). Para remoção de matéria orgânica o fluxo horizontal foi superior ao vertical. Os demais autores não fizeram comparações quanto ao fluxo.

ZURITA et. al. (2009) investigou wetlands construídas de fluxo subsuperficial vertical e wetlands construídas de fluxo subsuperficial horizontal, utilizando plantas ornamentais. O fluxo vertical obteve melhor desempenho para remoção de nitrogênio orgânico, amônia, fósforo total e coliforme total, o fluxo horizontal teve melhor desempenho apenas para nitrato e sólidos totais dissolvidos.

Tabela 11 - Síntese de fluxos utilizados nas wetlands

Autor	Fluxo
Kletecke (2011)	WETCFSS
Ucker (2012)	WETCFV
Bordim (2010)	WETCFSH e WETCFV
Baixo Cotia (SABESP, 1998)	WETCFS e WETCFSS
ETE Barueri (SABESP, 1998)	WETCFS e WETCFSS

*Os dados da Várzea do Ribeirão Parelheiros não foram inseridos na tabela por se tratar de uma várzea natural

Fonte: do autor.

6.6 Material Filtrante

A seleção do material filtrante ou meio suporte para o sistema de wetlands é baseada, principalmente, nos custos desse material, configuração de fluxo, vegetação empregada e nas necessidades de tratamento. O material filtrante está diretamente ligado a alguns destes processos: filtração, adsorção e degradação microbiológica. Desta forma, é fundamental o conhecimento das características dos materiais filtrantes a serem empregados nas wetlands, sendo a condutividade hidráulica e o potencial reativo as principais características a serem consideradas (ZANELLA, 2008; CAPUTO,1996; SEZERINO, 2006).

Encontrar um material que possua bom potencial reativo, ou seja, a capacidade de promover a adsorção de compostos inorgânicos, tais como amônia e ortofosfato, e bom potencial de fluxo não se dá com facilidade. A areia tem ótimo potencial de fluxo, porém, pouca ou nenhuma capacidade adsortiva. Portanto, a escolha do tipo do material filtrante ou meio suporte a ser empregado numa unidade de WETC está condicionada às finalidades do tratamento.

Os estudos analisados nesta pesquisa (Tabela 12) usaram brita e areia como material filtrante, sendo estes os materiais mais comumente utilizados. Não foi relatada nenhuma interferência no resultado obtido em decorrência do material filtrante, como por exemplo, problemas de colmatação.

Tabela 12 - Lista de materiais filtrantes empregados pelos estudos analisados nesta pesquisa.

Autor	Material Filtrante
Kletecke (2011)	Brita n°1
Ucker (2012)	Areia, brita # 1 e brita # 3
Bordim (2010)	Brita n°5, n°3 e n°1
Baixo Cotia (SABESP, 1998)	não foi informado
ETE Barueri (SABESP, 1998)	não foi informado

* Os dados da Várzea do Ribeirão Parelheiros não foi inseridos na tabela por se tratar de uma wetland natural

Fonte: do autor.

ZANELLA (2008), pesquisou a *Zantedeschia aethiopica* (copo de leite), *Cyperus papyrus* (papiro), *Canna x generalis* (cana-da-índia) e *Cyperus isocladus* (mini papiro)

utilizando como meio-suporte o bambu, testado em comparação à brita. Observou que a brita causa algum impacto na redução do fósforo do esgoto quando comparado ao bambu, mas não pode ser considerado estatisticamente significativo. Concluiu que não há interferência isolada nem do meio suporte, nem da vegetação na eficiência de remoção dos compostos nitrogenados. Apesar do bambu ter um desempenho inferior ao da brita, sua utilização é viável.

ALMEIDA et. al. (2007) utilizaram como substrato conchas de ostras marinhas, brita, areia, casca de coco verde e fibra de coco em uma wetland de fluxo vertical, com taboa, lírio do brejo, capim angola e conta de lágrimas. Obtiveram 50%, 53%, 32% e 20% de remoção de nitrogênio amoniacal, 72%, 46%, 59% e 34% de remoção de fosfato e 89%, 89%, 88% e 88% de remoção de DQO, respectivamente.

6.7 Uso da wetland como polimento de efluente

Conforme demonstrado na Tabela 13, quatro dos cinco estudos analisados aplicaram a WETC como um tratamento terciário, apenas o sistema Baixo Cotia não teve tratamento prévio por usar como afluente as águas do rio cotia. Todos os sistemas que tinham como afluente principal o esgoto sanitário aplicaram a WETC como tratamento terciário e obtiveram alguma eficiência na remoção dos nutrientes.

Tabela 13 - Síntese de pré-tratamento utilizados nas WETCs.

Autor	Pré-Tratamento	Fluxo
Kletecke (2011)	Reator Anaeróbio Compartimentado	WETCFSS
Ucker (2012)	Lagoa Facultativa	WETCFV
Bordim (2010)	Esgoto proveniente de um UASB+ Lixiviado previamento tratado em uma estação de tratamento de lixiviado.	WETCFSH e WETCFV
Baixo Cotia (SABESP, 1998)	Sem prévio tratamento (água do rio cotia)	WETCFS e WETCFSS
ETE Barueri (SABESP, 1998)	Efluente final da ETE Barueri	WETCFS e WETCFSS

* Os dados da Várzea do Ribeirão Parelheiros não foram inseridos por se tratar de uma várzea natural

Fonte: do autor.

Segundo a PROSAB (2014) o WETCFS é adequado para receber efluentes provenientes de lagoa de estabilização. O WETCFSS é mais indicado para efluentes provenientes de tanques sépticos e reatores anaeróbios, e merecem cuidados adicionais em caso de efluentes de lagoas de estabilização, em virtude da presença de algas.

6.8 Estrutura física

Quanto à estrutura, os materiais empregados na construção das WETCs foram: fibra, fibra de cimento amianto e alvenaria impermeabilizada com fibra de vidro (Tabela 14). O que confirma a facilidade e o baixo custo de construção do sistema. BORDIM (2010) relatou problemas estruturais em um dos quatro módulos pesquisados, os demais estudos não descreveram nenhum tipo de problema estrutural.

Tabela 14- Síntese de estruturas utilizadas nas WETCs.

Autor	Estrutura
Kletecke (2011)	fibra **
Ucker (2012)	fibra de cimento amianto
Bordim (2010)	alvenaria impermeabilizados com fibra de vidro
Baixo Cotia (SABESP, 1998)	não foi informado
ETE Barueri (SABESP, 1998)	não foi informado

*Os dados da Várzea do Ribeirão Parelheiros não foi inseridos na tabela por se tratar de uma wetland natural

** Não foi informado o tipo de fibra

Fonte: do autor.

6.9 Síntese de resultados

Na Tabela 15 estão apresentados os resultados obtidos pelas pesquisas analisadas neste trabalho. A eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal variou de 5,6% a 93,9%, a remoção de fósforo total variou de 5% a 90,5% e a remoção de DQO variou de 86,6% até o acréscimo de DQO de 22,6%. O sistema que teve o melhor

desempenho em relação as remoções de fósforo, nitrogênio e DQO foi o de UCKER (2012) que usou uma wetland de fluxo subsuperficial vertical, capim vetiver como macrófita e TDH de 3,4 dias.

Tabela 15 - Síntese de resultados obtidos em relação ao nitrogênio amoniacal, fósforo total, DQO, fluxo, TDH e macrófita.

Local/Autor	Macrófita	Remoção de Nitrogênio Amoniacal (%)	Remoção de Fósforo Total (%)	Remoção de DQO (%)	Fluxo	TDH (dia)
Bordim (2010)	Taboa (emergente)	56,4	67,2	64,9	WETCFS	NI
Kletecke (2011)	Lírio do Brejo (emergente)	11,15	5	29,6	WETCFSS	1,3
Kletecke (2011)	Helicônia (emergente)	9,6	7,8	39	WETCFSS	1,2
Kletecke (2011)	sombrinha chinesa (emergente)	5,6	5,1	33,3	WETCFSS	1,3
Kletecke (2011)	Taro (emergente)	10,95	7,8	1,65	WETCFSSH	1,1
Ucker (2012)	Capim Vetiver (emergente)	93,9	90,5	86,6	WETCFSSV	3,4
Ucker (2012)	Capim Vetiver (emergente)	73,7	70,2	72,1	WETCFSSV	1,9
Baixo Cotia Sabesp (1998)	Macrófita Flutuante	48,8	61,9	43,3	WETCFS Flutuante	5
	Macrófita Emergente	71,5	39,0	9,6	1°WETCFSS	NI
	Macrófita Emergente	51,4	30,6	-22,6	WETCFS Emergentes	3
	Macrófita Emergente	57,0	40,0	20,1	2° WETCFSS	NI
ETE Barueri Sabesp (1998)	1°WETCFSS	39,25	NI	17,65	1°WETCFSS	NI
	WETCFS Flutuante	85,85	NI	14,29	WETCFS Flutuante	5
	WETCFS Emergentes	69,57	NI	8,33	WETCFS Emergentes	3
	2° WETCFSS	42,86	NI	22,73	2° WETCFSS	NI

NI: Não informado

Fonte: do autor.

7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A partir dos dados levantados no decorrer do presente trabalho verificou-se uma diferença significativa entre os resultados de remoção de nitrogênio amoniacal e fósforo. A eficiência de remoção variou de 5,6% a 93,9% para o nitrogênio amoniacal e de 5% a 90,5% para o fósforo total. Considerando-se as informações avaliadas no levantamento bibliográfico os diferentes resultados encontrados podem ser justificados pelo período de tempo de monitoramento, pela vazão, pelo tempo de detenção hidráulica, fluxo, vegetais e material filtrante utilizado pelos mesmos. Além, da escala utilizada para monitoramento (horário, diário, semanal, quinzenal ou mensal) que pode conduzir a conclusões diferentes.

O tempo de detenção hidráulica é fundamental para o bom desempenho do sistema. A literatura recomenda um tempo de detenção hidráulico de 5 a 14 dias para os sistemas superficiais e de 2 a 7 dias para sistemas subsuperficiais (Reed, citado por KLETECKE, 2011). Conforme demonstrado, apenas os experimentos de Goiânia (UCKER, 2012), ETA Baixo Cotia e ETE Barueri (SABESP, 1998) seguiram os TDHs indicados pela literatura e foram os sistemas que apresentaram melhor eficiência na remoção de nutrientes.

Existe uma extensa variedade de macrófitas com potencial de aplicação em wetlands construídas. Dentre as diversas contribuições atribuídas à vegetação podem ser citadas: a absorção de nutrientes, a capacidade de evapotranspiração e redução do volume do efluente, movimentação do leito pelas raízes, fornecimento de área de suporte para a instalação de microrganismos, troca de gases na região radicular, remoção de metais, alteração de microclima, sombreamento e redução do crescimento de algas, redução da velocidade do vento na superfície, auxílio no controle de odores, suporte à vida selvagem e propiciar efeito estético ao sistema.

Ficou evidente que para que o sistema atingir o seu melhor desempenho é fundamental que se tenha um manejo (corte e colheita) adequado da macrófita. A poda e a remoção devem ser feitas respeitando o ciclo de desenvolvimento que é diferente para cada espécie. A remoção da poda e das folhas mortas é fundamental para que não haja decomposição das macrófitas, fazendo com que os nutrientes assimilados voltem a coluna d´água, assim como o aumento da matéria orgânica.

Outro fator essencial para viabilidade da operação de uma wetland construída é a destinação da biomassa. A biomassa pode ser utilizada na produção de ração animal, energia e biofertilizante. O alto teor de água, metas pesados e nutrientes estão entre os fatores limitantes para seu reaproveitamento. Caso não tenha destinação adequada,

o seu armazenamento pode se tornar um problema ambiental, além de trazer custos adicionais para o tratamento. Entretanto os estudos de casos analisados não relataram informações sobre sua destinação final, a literatura sobre este tema também não é muito vasta.

Ainda que sua aplicação e aprofundamento acadêmico em termos mundiais cresçam, a tecnologia apresenta poucos estudos relativos à vida útil da operação e seu respectivo desempenho ao longo de períodos extensos. Nos estudos de caso analisados o período máximo analisado foi de 8 meses e todas eram wetlands novas.

De acordo com a USEPA (2000), nos estudos que avaliam o desempenho de novos sistemas, a remoção de fósforo não será representativa da operação em longo prazo. Novas plantas, crescendo em uma wetland recém-construída, tendem a retirar mais fósforo do que as de uma wetland madura (que terá fósforo sendo liberado pelas plantas em senescência). Além disso, meios novos tendem a ter uma maior capacidade de adsorção do que meios em um sistema maduro. Por outro lado, existem alguns estudos que contradizem esta teoria, é o caso de uma wetland construída na cidade de Agronômica, Santa Catarina, que vêm tratando esgoto sanitário ao longo de 20 anos de operação, e apresentou uma eficiência de remoção de nutrientes na ordem de 80 a 98%, e uma remoção de matéria orgânica superior a 85%. Além do que, o efluente tratado atende aos critérios estabelecidos na legislação brasileira (federal e estadual).

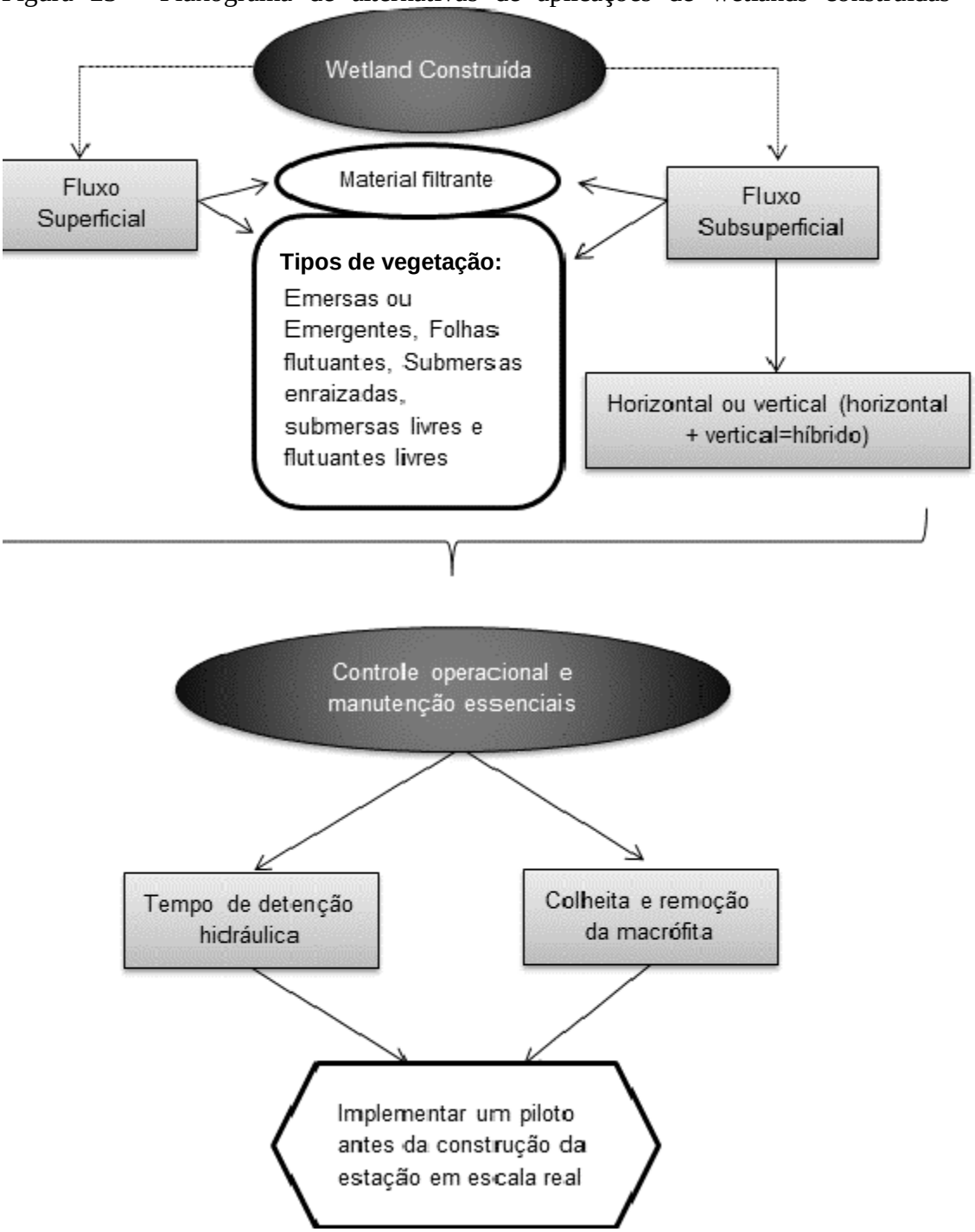
A escolha do material filtrante e de suporte está condicionada às finalidades do tratamento. É essencial combinar a capacidade adsortiva e bom potencial de fluxo. A utilização de um material com granulometria e condutividade hidráulica inadequada pode resultar na redução da capacidade de infiltração, causando colmatação. A colmatação é apontada como principal problema operacional e a literatura diz que existe pouco conhecimento da sua formação e desenvolvimento, aliado a formas simples e práticas de seu controle.

As wetlands construídas são de fato sistemas que melhoram a qualidade de águas residuárias, e a quantidade de trabalhos publicados mostram um crescente número de adeptos na sua escolha quanto ao polimento de efluentes diversos. Muito embora os mecanismos de depuração ainda não sejam totalmente esclarecidos. Além de reduzirem os nutrientes e a matéria orgânica, as wetlands construídas apresentam boa eficiência para remoção de coliformes fecais. Para o oxigênio dissolvido não causam um acréscimo significativo no efluente tratado. Quanto aos metais pesados podem ser tóxicos às plantas e podem ter efeito acumulativo, ademais seu acúmulo pode inviabilizar a destinação da biomassa. O acúmulo de metais potencialmente tóxicos

ocorre de maneira específica na maioria das plantas e os fatores pH, temperatura, potencial redox e biodisponibilidade são determinantes.

Existem várias possibilidades de combinações entre macrófita, material filtrante/suporte e tipo e fluxo, como mostra o fluxograma de alternativas de aplicações de wetlands construídas (figura 23). Sabe-se que essa combinação deve ser feita de acordo com o efluente a ser tratado. Ficou evidente que os controles operacionais essenciais são o tempo de detenção hidráulica e a colheita e remoção da vegetação, para se obter um bom desempenho do sistema é fundamental a instalação de um piloto antes da construção da estação de tratamento de efluentes em escala real podendo-se deste período definir qual o melhor tempo de detenção hidráulica e a periodicidade adequada de colheita e remoção do vegetal. Assim como definir a destinação da biomassa.

Figura 23 - Fluxograma de alternativas de aplicações de wetlands construídas



Fonte: o autor.

Diante do exposto acima, pode-se afirmar que a wetland construída pode ser usada como tratamento de efluentes em nível terciário para gestão de nutrientes. Assim, pode-se afirmar que:

- ✓ O sistema de fluxo vertical é mais recomendado para a remoção de compostos nitrogenados. Entretanto, a eficiência pode ser potencializada com o uso de sistemas híbridos (fluxo vertical seguido de fluxo horizontal);

- ✓ Não há na literatura, uma definição de qual é tempo de detenção hidráulica ideal para cada tipo de sistema, considerando os diferentes tipos de macrófitas, o que indica a necessidade de instalar pilotos para avaliação antes de implementar as estações em escala real;

- ✓ A colheita deve ser realizada respeitando o ciclo de desenvolvimento de cada espécie. Assim como deve ser removida do sistema;

- ✓ A escolha da combinação de macrófita, material filtrante e fluxo deve ser feita de acordo com o efluente a ser tratado;

- ✓ É necessário realizar pesquisas que monitorem o tratamento a longo prazo para avaliar seu comportamento durante sua operação; e

- ✓ No cenário brasileiro não há um consenso quanto à escolha de macrófita em relação a seu desempenho de tratamento, e potencial de remoção de diferentes tipos de poluentes.

- ✓ Para melhorar as condições de operação, manutenção e desempenho desses sistemas uma alternativa é a instalação de uma estação piloto antes da construção da estação em escala real. Definindo assim a melhor combinação macrófita, material filtrante, fluxo, tempo de detenção hidráulica, periodicidade de colheita e remoção das macrófitas

8. BIBLIOGRAFIA

ALMEIDA, R. A; OLIVEIRA, L. F. C.; KLIEMANN, H. J. Eficiência de espécies vegetais na purificação de esgoto saniário. **Pesquisa Agropecária Tropical.** Goiânia, v. 37, n.1: p. 1-9, 2007.

AMENDOLA, M.; SOUZA, A. L.; ROSTON, D. M. Numerical simulation of fecal coliform eductionat a constructed wetland. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental,** v. 7, n.3, p 533-538, 2003.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. Programa Nacional de Avaliação da **Qualidade das Águas.** Portal da Qualidade da Água. 2009. Disponível em: <http://pnqa.ana.gov.br/Estrutura/Inicio.aspx>. Acesso em: 19 mar. 2014.

ANDRADE, A. A. S. Análise da eficiência da várzea do ribeirão parelheiros na melhoria de qualidade das águas que afluem à represa do Guarapiranga. Dissertação de Mestrado – Escola de Engenharia de São Carlos, 2005. p.91.

ANJOS, J. A. S. A. Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (wetland) no controle da poluição por metais pesados: O caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação/BA. Tese de doutorado - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, 2003. p.328.

ARIAS, C.A.; DEL BUBBA, M. e BRIX H. Phosphorus Removal by Sands for Use as Media in Subsurface Flow Constructed Reed Beds. **Water Research,** v.35, n.5, p. 1159-1168, 2001.

BIANCHINI, J.; CUNHA-SANTINHO, M. B.; MILAN, J. A. M.; RODRIGUES, C. J.; DIAS, J. H. P.. Growth of Hydrillaverticillata. Royle under controlled conditions. Hydrobiologia. 644: A188301-312.2010.

BORDIN, F. Estudo da remoção de matéria orgânica carbonácea, nitrogênio amoniacal e fósforo em lixiviado pré-tratado de aterro sanitário empregando *Typha* em wetlands. Dissertação de Mestrado – Universidade Rio dos Sinos. São Leopoldo. RS, 2010.

BOYD, C.E. The limnological role of aquatic macrophytesand their relationship to reservoir management Wmhington American Firsheries Society. P 153-166 (Special Publ, 8). 1971.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water Science Techonology,** v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997.

BRIX, H. Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants - The Root-Zone Method. **Water Science Technology**, v. 19, n. ½, p. 107-118, 1987.

BRIX, H; ARIAS, C. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. **Ecological Engineering,** v. 25, n. 5, p. 491-500, Dec. 2005.

BUENO, F. B. Aplicação de wetlands construídos como sistemas descentralizados de esgoto. Capítulo Nacional da AIDIS. ABES, SP. 2013. Disponível em: http://www.abes-sp.org.br/arquivos/evento210613/02.pdf Acesso em 12 julh. 2015.

CAPUTO, H. P. **Mecânica dos Solos e suas Aplicações: Fundamentos.** 6. ed., v. 1. Rio de Janeiro: LTC Editora, 1996. 233 p.

CHAGAS, T.W.G.; SALATI, E.; TAUK-TORNISIELO, S.M. Sistemas construídos de áreas alagadas: Revisão da legislação e dos padrões de qualidade da água**. Holos Environmental,** v.12 n.1, p.87, 2012.

COLLAÇO, A. B. Uso de pneu “picado” como meio suporte de leitos cultivados para o tratamento de esgoto sanitário oriundo de uma E.T.E. convencional. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2001. 65 f.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente (Brasil). Resolução nº430, de 13 de março de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente -CONAMA. **Diário oficial (da) República Federativa do Brasil**, Brasilia, DF, n. 92. Seção 1, p. 89, 16 maio 2011.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário oficial (da) República Federativa do Brasil**, Brasilia, DF, ano 142, n. 53. Seção 1, p. 58-63, 18 mar. 2005.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº397, de 03 de abril de 2008. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselhno Nacional de Meio Ambiente. Diário oficial (da) República Federativa do Brasil, Brasília, DF, n.66, Seção 1, p. 68-69, 07 de abril de 2008.

COOPER, P. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems**. Water Science Technology,** v. 40, n.3, p. 1-9, 1999.

COOPER, P. The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates. **Water Science Technology** , v. 51, n. 9, p. 81-90, 2005.

COOPER, P.; GRIFFIN, P.; HUMPHRIES, S; POUND, A. Design of a hybrid reed bed system to achieve complete nitrification and denitrification of domestic sewage. **Water Science Technology** , v.40, n.3, p. 283-289, 1999.

COOPER, P.; SMITH, M.; MAYNARD, H. The design and performance of a nitrifying vertical-flow reed bed treatment system. **Water Science Technology**, v. 35, n. 5, p. 215-221, 1997.

COWARDIN, L. M. et. al. Classification of wetlands and deepwater habitats of United States**. U. S. Department of Interior, Fish and Wildlife Service,** Wanshigton, D.C. Jamestown, ND: Northern Prairie Wildlife Reasearch Center Home Page, 1979.

CUNHA, C.A.G. **Análise da eficiência de um sistema de alagados construídos na melhoria de qualidade das águas**. Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. Dissertação de Mestrado. 2006.

DRIZO, A; FROST, C.A.; GRACE, J.; SMITH, K.A.. Phosphate and ammonium distribution in a pilot-scale constructed wetland with horizontal subsurface flow using shale as a substrate, **Water Research**, n. 34, p. 2483– 2490, 2000.

ESTEVES, F.A. (Coord.). **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência,3.ed., p.461-518, 2011.

FARIA, O.B. **Utilização de macrófitas aquáticas na produção de adobe: um estudo de caso no reservatório de Salto Grande.** Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. São Carlos, 2002.

GEOTEC. Plano de gerenciamento integrado do sistema produtos taquacetuba - Guarapiranga – Várzea Parelheiros. Relatório 2. São Paulo : Geotec, jan. 2001.

GOPAL, B. Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: Potential and problems. **Water Science Technology**, v. 40, n. 3, p. 27-35, 1999.

GUNTENSPERGEN, G. R., STEARNS, F. e KADLEC, J. A. Wetland vegetation. **Anais: 1st International Conference on Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**. Chattanooga – Tennessee/USA, v. 1, n. 5, pp. 73-88, jun. 1988.

HABERL, R. Constructed wetlands: a chance to solve wastewater problems in developing countries. **Water Science and Technology.** v. 40, n.3, p 11-17. 1999.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Indicadores de desenvolvimento sustentável. Dimensão ambiental – saneamento.** Acesso ao esgotamento sanitário. Tabela 59. 2010. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/recursosnaturais/ids/ids2010.pdf>. Acesso em: 5 out. 2012.

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

JARDINEIRO.NET**. Sombrinha Chinesa – *Cyperus alternifolius*.** 2015. Disponível em: http://www.jardineiro.net/plantas/sombrinha-chinesa-cyperus-alternifolius.html. Acesso em: 05 julh. 2015.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. **Treatment wetlands.** Boca raton: lewis Publishers, 1996. 893 p. 2nd ed. ISBN 978-1-56 670-526-4.

KAICK, T. 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. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Tecnologia, CEFET-PR. Curitiba, 2002. 116 p.

KAYSER, K.; KUNST, S. Processes in vertical-flow reed beds: nitrification, oxygen transfer and soil clogging. **Water Science Technology**, v. 51, n. 9, p. 177184, 2005.

KEFFALA, Chema; GHRABI, Ahmed. Nitrogen and bacterial removal in constructed wetlands treating domestic waste water. **Desalination**, v. 185, n. 1-3, p. 383-389, Nov. 2005.

KLETECKE, R. M. Remoção/exportação de nutrientes de esgoto doméstico utilizando plantas ornamentais: *Hedychiumcoronarium, Heliconiapsittacorum, Cyperusalternifolius e Colocasiaesculenta.* Tese de doutorado. Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP, 310p. 2011.

KNUPP, A. M. Desempenho de um sistema composto por um filtro anaeróbio e um wetland horizontal na produção de água para reuso predial a partir de água cinza clara. Dissertaçção de Mestrado. Universidade Federal do Espírito Santo, ES, 2013.

LANGERGRABER, G.; HABERL, R.; LABER, J.; PRESSL, A**.** Evaluation of substrate clogging process in vertical flow constructed wetlands**. Water Science Technology,** v. 48, n. 5, p. 25-34, 2003.

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

OLIJNYK, D. P. Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoro doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (wetlands) de fluxos vertical e horizontal – Sistemas Híbridos. Dissertação de Mestrado. Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, SC, 111p. 2008.

OLIJNYK, D. P.; SEZERINO, P. H.; FENELON, F. R.; PANCERI, B.; PHILIPPI, L. S. Sistemas de tratamento de esgoto por zona de raízes: análise comparativa de sistemas instalados no Estado de Santa Catarina.**In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.** ***CD-Room*****.** Belo Horizonte/MG. Rio de Janeiro: ABES, 2007. 8 p.

OROZCO, M.M.D. **Caracterização da gramínea Vetiver na aplicação na recuperação de área degradadas por erosão**. Dissertação de Mestrado. Belo Horizonte, Universidade Federal de Minas Gerais. 2009. 96p.

PAGANINI, W. S. **Disposição de Esgotos no Solo.** Fundo Editorial da AESABESP. 1° Ed. São Paulo. 232 p. 1997.

PAGANINI, W. S.; BOCCHIGLIERI, M. M. A nova Resolução Conama: avanço ou retrocesso para o desenvolvimento ambiental e urbano? **Revista Saneas,** n. 41, ano XII, p. 31-37, 2011.

PELCZAR, M. J.; CHAN, E. C. S.; KRIEG, N. R. **Microbiologia: conceitos e aplicações**. 2. ed. São Paulo: Makron Books, 1997.

PEREIRA, C. M. **Avaliação do potencial do efluente de lagoas de estabilização para utilização na piscicultura.** Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, UFSC. Florianópolis, 2004. 173 f.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. Aplicação de Sistemas tipo wetlands no tratamento de Águas Residuárias: Utilização de filtros plantados com macrófitas. Florianópolis-SC. Ed. Do Autor, 144p, 2004.

PHILIPPI, L.; COSTA, R. H. R.; SEZERINO, P. H. Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. **Water Science Techonology**, v. 40, n. 3, p. 125-131, 1999.

PLATZER, C. Design recomendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification**. Water Science Techonology,** v. 40, n. 3, p. 257-263, 1999.

PLATZER, C.; MAUCH, K. Soil clogging in vertical flow reed beds - mechanisms, parameters, consequences and.....solutions? **Water Science Techonology,** v. 35, n. 5, p. 175-181, 1997.

PROSAB – PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEMENTO BÁSICO. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção.** Rio de Janeiro, 2009. Disponível em:http://www.finep.gov.br/prosab/livros/prosab5_tema%202.pdf. Acesso em 25 fev. 2014.

QUEVEDO, C. M. G.; PAGANINI, W. S. Impactos das atividades humanas sobre a dinâmica do fósforo no meio ambiente e seus reflexos na saúde pública. **Ciência e Saúde Coletiva,** v. 16, p. 3529-3538, 2011.

REED, S. C.; CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J. **Natural systems for waste manegement and treatment.** 2.edi..o, McGraw-Hill, 1995. 434 p.

SABESP - COMPANHIA DE SANEAMENTO DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório Geral do Projeto de Reabilitação, Expansão e Conservação do Manancial Baixo Cotia – RMSP.** Contrato n°079/96-A. Revisão de fevereiro de 1998.

SALATI, E. **Controle de qualidade de águas através de sistemas de wetlands construídos.** Rio de Janeiro: FBDS. 1998. Disponível em: <http://fbds.org.br/Apresentacoes/Controle_Qualid_Agua_Wetlands_ES_out06>. Acesso em 30.06.14.

SANT´ANNA J.; Lippel, G.. Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações. Rio de Janeiro:Interciência, 39-53, 2010.418p.

SANTIAGO, A. F.; CALIJURI M. L.; LUIS, P. G. Potencial para utilização de sistemas de wetlands no tratamento de águas resíduárias: uma contribuição a sustentabilidade dos recursos hídricos no Brasil**. Revista Natureza & Desenvolvimento,** v.1, n.1, p. 29-39, 2005.

SANTOS, L.S; OLIVEIRA, A.S; IDE, C.N**. Eficiência de banhados construídos utilizando plantas ornamentais. Disponível em**: <http://www.prp.ueg.br/06v1/conteudo/pesquisa/iniccien/eventos/sic2007/flashsic2007/arquivos/resumos/resumo142.pdf>. Acesso em 21.11.2014. Anapolis, GO. 2007.

SCULTHORPE, C.D. **The biology of aquatic vascular plants**. Lodon: Edward ArnoldPublishiers. 1967.

SEZERINO, P. H. Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (*constructed wetlands*) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, UFSC. Florianópolis, 2006. 171 f.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; GOTARDO, J. T.; PETERS, M. R.; OLIJNYK, D. P.; QUEIROZ, ADRIANO, R. A.; PHILIPPI, L. S. Sistemas naturais para o tratamento descentralizado de esgotos nos municípios da Grande Florianópolis: Ferramenta para o desenvolvimento regional sustentável**. In: Congresso Brasileiro de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável.** *Anais do ICTR*. Florianópolis, 2004.

SOUZA, J.T.; HAANDEL, A. V.; LIMA, E.P.C.; HENRIQUE, I.N. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB**. Revista Engenharia Sanitária,** v.9, n.4, p. 285-290, 2004

SOUZA, Vinicius Castro; LORENZI, Harri**.** Botânica sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de angiospermas da flora brasileira, baseado em APG II.**Nova Odessa: Instituto Plantarum de Estudos da Flora, 2005. 640 p.**

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

UCKER, E.F. **Eficiência do capim vetiver (veteveriazizamiodes L. Nash) no tratamento de esgoto sanitário**. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia Civil, Universidade Federal de Goiás. Goiania, GO. 102p. 2012.

UNEP - UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **Integrated Watershed Management – ecohydrology & Phytotecnology – Manual.** 2004. Disponível em: <http://www.unep.or.jp/ietc/publications/WaterSanitation/integrated_watershed_mgmt_manual/index.asp>. Acesso em: 03 dez. 2012.

USEPA - UNITES STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Constructed wetlands treatment of municipal wastewater.** Environmental Agency Protection. 2000. Disponível em:http://water.epa.gov/type/wetlands/restore/upload/constructed-wetlands-design-manual.pdf. Acesso em: 23 mar. 2015.

VALENTIM, M.A.A. **Desempenho de leitos cultivados para tratamento de esgoto: contribuição para concepção e operação.** Tese de doutorado. Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP, 208p. 2003.

VICH, D. V.; SILVA, G.L.R.; CANO, V.; CANO, V.. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário em wetlands horizontais de fluxo subsuperficial em escala de

bancada: avaliação da influência da vegetação e do tempo de detenção hidráulica.**1° Simpósio Brasileiro sobre aplicação de wetlands construídos no tratamento de águas residuárias.** Florianópolis. SC. Maio 2013.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das •águas e ao tratamento de esgotos.** 3ed. Belo Horizonte, MG, ed UFMG, 452p. 2005. **V.7**.Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental /UFMG,2007.588p.

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

VON SPERLING, M; JORD O, E.P.; KATO, M.T.; ALEM SOBRINHO; BASTOS, R.K.X. e PIVELLI. R. **Lagoa de estabilização**. In: Desinfecção de efluentes sanitários**,** Cap 7, Rio de Janeiro: ed. ABES, p.276-336. 2003.

VON SPERLING, Marcos. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias V. 2 – Princípios básico do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental /UFMG, 1996b. 211 p.

VON SPERLING, Marcos. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias V. 4 – Lodos ativados**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental /UFMG, 1997. 414 p.

VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. *25*, n. *5*, p. 478-490, Dec. 2005.

WALLACE, S.; KNIGHT, R. Water Environmental Research Fundation(WERF) small scale treatment wetland database. **In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS, 6.; INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS,** 9., Avignon, 2004. Communications of common interest….Antony cedexcemagref, 2004. P. 229-235.

WANG, J.W.; YU, D.; XIONG, W.; HAN, Y. Q.. Above-and below ground competition between two subrmersed macrophytes. **Hydrobiologia**, n. 607, 113-122, 2008.

WETZEL, R.G**. Limnology: lake and river ecosystems**. 3ed. Sam Diego: Academic Press.2001.

WINTER, K. J., GOETZ, D. The impact of sewage composition on the soil clogging phenomena of vertical flow constructed wetlands. **Water Science Technology**, v. 48, n. 5, p. 9-14, 2003.

WOOD, A. Constructed wetlands in water pollution control, fundamentals to their understanding. **Wat. Tech. v.**32, n.3, p 21-29, 1995.

ZANELLA, L. Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: wetlands-construídos utilizando brita e bambu como meio suporte. Tese de Doutorado. Unicamp. Campinas.2008.

ZHANG, X; LIU, P; YANG, Y, CHEN, W. Phytoremediation of urban wastewater by model wetlands with ornamental hydrophytes. **Journal of Environmental Sciences** , n. 19, p. 902-909, 2007.

ZURITA,F.; DE ANDA, J. E.; BELMONT, M.A. Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. **Ecological Engineering** 35. pg 861– 869. 2009.