

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
ESCOLA DE ENGENHARIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL**

Thais Braga Frota

***WETLANDS*: APLICAÇÃO COMO TRATAMENTO
COMPLEMENTAR PARA EFLUENTE DE ESTAÇÕES DE
TRATAMENTO DE ESGOTOS CONDOMINIAIS**

Porto Alegre
junho 2016

THAIS BRAGA FROTA

**WETLANDS: APLICAÇÃO COMO TRATAMENTO
COMPLEMENTAR PARA EFLUENTE DE ESTAÇÕES DE
TRATAMENTO DE ESGOTOS CONDOMINIAIS**

Trabalho de Diplomação apresentado ao Departamento de Engenharia Civil da Escola de Engenharia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Engenheira Civil

Orientador: Gino Roberto Gehling

Revisor: Antônio Domingues Benetti

Porto Alegre

junho 2016

THAIS BRAGA FROTA

**WETLANDS: APLICAÇÃO COMO TRATAMENTO
COMPLEMENTAR PARA EFLUENTES DE ESTAÇÕES DE
TRATAMENTO DE ESGOTOS CONDOMINIAIS**

Este Trabalho de Diplomação foi julgado adequado como pré-requisito para a obtenção do título de ENGENHEIRA CIVIL e aprovado em sua forma final pelo Professor Orientador e pelo Coordenador da atividade Trabalho de Diplomação Engenharia Civil II da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Porto Alegre, junho de 2016

Prof. Gino Roberto Gehling
Dr. em Engenharia Ambiental pela Universitat Politècnica de Catalunya
Orientador

Prof. Antônio Domingues Benetti
Dr. em Engenharia Civil pela Cornell University
Revisor

BANCA EXAMINADORA

Prof. Gino Roberto Gehling (UFRGS)
Dr. em Engenharia Ambiental pela Universitat Politècnica de Catalunya

João Manuel Feijó (ECOTELHADO)
Engenheiro Agrônomo pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Bruno Barbosa Silva (NATURAL)
Me. em Ecologia e Conservação da Biodiversidade pela Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões

Dedico este trabalho a minha avó Denise, minha mãe
Karina e minha tia Carla, que sempre me apoiaram,
acreditaram nos meus sonhos e estiveram ao meu lado
durante toda a minha vida.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Prof. Gino Gehling, orientador deste trabalho, por aceitar o tema proposto, dividir comigo seu conhecimento e por toda paciência, empenho e atenção dedicados à realização do meu trabalho.

Agradeço ao Prof. Antônio Benetti pela disponibilidade e revisão do meu trabalho, assim como, pelas sugestões propostas.

Agradeço ao Eng. João Feijó pelo acompanhamento durante a visita à sua empresa e pelas explicações e conselhos que muito agregaram a este trabalho.

Agradeço ao Bruno Barbosa que me ajudou e me incentivou muito durante a realização deste trabalho e por dividir comigo seu conhecimento.

Agradeço à UFRGS e a todos os professores que tive o prazer de ser aluna, foram anos de grandes ensinamentos, técnicos e emocionais, tenho certeza que sou hoje uma pessoa muito melhor e uma profissional qualificada graças a cada um de vocês.

Agradeço à minha bisavó Iolanda, minha avó Denise, minha mãe Karina, minha tia Carla, meu dindo Alexandre e a Marta por todo o apoio e amor que sempre me deram, por acreditarem em mim e por estarem sempre presente, ainda que não fisicamente, nas horas boas e ruins.

Agradeço a minha irmã Eduarda por me proporcionar momentos ímpares, ela tem todo o meu amor, a minha irmã Nathalia e ao meu primo Diego por serem companheiros maravilhosos desde a infância.

Agradeço ao meu pai Gilberto por todo carinho e incentivo, principalmente nessa reta final, tenha certeza que foi essencial.

Agradeço a minha tia Beth e ao tio João, por terem me ajudado quando mais precisei, sem o apoio de vocês não seria possível a conclusão desta etapa tão importante.

Agradeço ao meu tio Agnelo e a tia Paola, por todas as palavras de incentivo, por sempre me ajudar e acreditar em mim.

Agradeço às minhas amigas Graziela, Juliana, Karina e Tainá pela amizade sincera, por todo apoio e compreensão, aos meus amigos Douglas, Fernando, Jean, Júnior e Nicolas pelos momentos de descontração e pelas palavras amigas de sempre, às amigas que a engenharia me deu, Fernanda, Jéssica, Marina, Natália, Priscila, Roberta e Taís por dividirem comigo parte da emoção e da loucura que é esse período da graduação.

Agradeço à todas as empresas em que trabalhei durante esses anos, pela oportunidade, pelo acolhimento, pela compreensão e por terem sido fundamentais no meu desenvolvimento profissional.

Agradeço a todos que passaram pelo meu caminho e que de alguma maneira contribuíram para a finalização desta importante etapa da minha vida.

A todos os citados meus mais sinceros e amorosos agradecimentos, não teria a menor graça se toda essa alegria não pudesse ser compartilhada.

Você precisa conquistar aquilo que o dinheiro não compra.
Caso contrário, será um miserável, ainda que seja um
milionário.

Augusto Cury

RESUMO

Este trabalho versa sobre um tipo de tratamento descentralizado de água residuária ainda pouco conhecido e utilizado no Brasil, os *wetlands* construídos. Projetados com o objetivo de reproduzir um ecossistema natural, eles são extremamente produtivos e capazes de transformar poluentes em nutrientes ou substâncias inofensivas. O objetivo foi, então, verificar se este tipo de tratamento, quando utilizado como tratamento complementar em uma ETE condominial, produz um efluente capaz de atender aos limites impostos para sua disposição. Primeiramente, foi feito um levantamento dos padrões estabelecidos pelas legislações e normas existentes, tanto para disposição final em corpo hídrico quanto para reuso e a partir de uma revisão da literatura o sistema *wetland* foi caracterizado, bem como os mecanismos envolvidos na remoção dos poluentes, seus elementos foram descritos, assim como suas formas hidrológicas de construção. Além disso, algumas vantagens na utilização do sistema foram apresentadas, da mesma maneira como foi feito com os critérios de dimensionamento, construção e operação. Na segunda parte do trabalho, foi feita uma análise de um *wetland* instalado em um condomínio residencial na cidade de Lajeado – RS, onde era utilizado como um pós-tratamento à ETE, composta por um reator UASB seguido de filtro anaeróbico e uma comparação com resultados encontrados em estudos anteriores. Constatou-se então, que o *wetland* apresentou desempenho bastante satisfatório na remoção e atendimento aos padrões estabelecidos para matéria orgânica e sólidos suspensos, assim como apontava a literatura. Para os nutrientes, nitrogênio e fósforo, o desempenho foi satisfatório no início do seu funcionamento, apresentando decaimento com o passar do tempo. De maneira geral, a legislação federal foi atendida e a estadual atendida parcialmente, ficando o parâmetro nitrogênio amoniacal acima dos limites em boa parte das análises. Quanto à possibilidade de reuso, ela só seria possível se o efluente passasse por um tratamento adicional, visto que a concentração de coliformes termotolerantes ficou acima do recomendado pela norma.

Palavras-chave: *Wetlands*. *Wetlands* Construídos.
Tratamento Complementar de Esgoto.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|-----|
| Figura 1 – Diagrama das etapas do trabalho | 20 |
| Figura 2 – Relação entre saneamento, saúde pública e meio ambiente | 27 |
| Figura 3 – Percentual de municípios brasileiros que coletam e tratam esgoto | 28 |
| Figura 4 – Classificação dos sólidos no esgoto sanitário | 30 |
| Figura 5 – Valores médios de concentração de sólidos no esgoto sanitário bruto | 31 |
| Figura 6 – Aspectos críticos na seleção do sistema de tratamento de esgoto em países desenvolvidos e em desenvolvimento | 42 |
| Figura 7 – Macrófitas emergentes | 52 |
| Figura 8 – Macrófitas flutuantes fixas | 53 |
| Figura 9 – Macrófitas flutuantes livres | 53 |
| Figura 10 – Macrófitas flutuantes submersas | 53 |
| Figura 11 – Tipos de tratamento por <i>wetlands</i> | 54 |
| Figura 12 – <i>Wetland</i> com fluxo superficial | 56 |
| Figura 13 – <i>Wetland</i> com escoamento horizontal | 56 |
| Figura 14 – <i>Wetland</i> com escoamento vertical | 56 |
| Figura 15 – Ilha flutuante | 57 |
| Figura 16 – Raízes das plantas nas ilhas flutuantes | 58 |
| Figura 17 – Vista do <i>wetland</i> e das edificações | 66 |
| Figura 18 – <i>Wetland</i> implementado | 66 |
| Figura 19 – Camadas do substrato do <i>wetland</i> | 69 |
| Figura 20 – <i>Canna indica</i> | 70 |
| Figura 21 – <i>Vetiveria zizanioides</i> (L.) Nash | 71 |
| Figura 22 – Valores médios anuais de DQO | 76 |
| Figura 23 – Valores médios anuais de DBO ₅ | 78 |
| Figura 24 – Gráfico de concentração de BDO de entrada X concentração de DBO de saída | 79 |
| Figura 25 – Valores médios anuais de P | 81 |
| Figura 26 – Valores médios anuais de NTK obtidos por Kadlec e Wallace | 83 |
| Figura 27 – Valores médios anuais de NTK | 83 |
| Figura 28 – Valores médios anuais de NH ₃ | 85 |
| Figura 29 – Valores médios anuais de SST | 87 |
| Figura 30 – Resultados obtidos nas análises de DQO no ano de 2011 | 100 |
| Figura 31 – Resultados obtidos nas análises de DQO no ano de 2012 | 100 |

| | |
|--|-----|
| Figura 32 – Resultados obtidos nas análises de DQO no ano de 2013 | 101 |
| Figura 33 – Resultados obtidos nas análises de DQO no ano de 2014 | 101 |
| Figura 34 – Resultados obtidos nas análises de DBO ₅ no ano de 2011 | 103 |
| Figura 35 – Resultados obtidos nas análises de DBO ₅ no ano de 2012 | 103 |
| Figura 36 – Resultados obtidos nas análises de DBO ₅ no ano de 2013 | 104 |
| Figura 37 – Resultados obtidos nas análises de DBO ₅ no ano de 2014 | 104 |
| Figura 38 – Resultados obtidos nas análises de fósforo no ano de 2011 | 106 |
| Figura 39 – Resultados obtidos nas análises de fósforo no ano de 2012 | 106 |
| Figura 40 – Resultados obtidos nas análises de fósforo no ano de 2013 | 107 |
| Figura 41 – Resultados obtidos nas análises de fósforo no ano de 2014 | 107 |
| Figura 42 – Resultados obtidos nas análises de NTK no ano de 2011 | 109 |
| Figura 43 – Resultados obtidos nas análises de NTK no ano de 2012 | 109 |
| Figura 44 – Resultados obtidos nas análises de NTK no ano de 2013 | 110 |
| Figura 45 – Resultados obtidos nas análises de NTK no ano de 2014 | 110 |
| Figura 46 – Resultados obtidos nas análises de nitrogênio amoniacal no ano de 2011 ... | 112 |
| Figura 47 – Resultados obtidos nas análises de nitrogênio amoniacal no ano de 2012 ... | 112 |
| Figura 48 – Resultados obtidos nas análises de nitrogênio amoniacal no ano de 2013 ... | 113 |
| Figura 49 – Resultados obtidos nas análises de nitrogênio amoniacal no ano de 2014 ... | 113 |
| Figura 50 – Resultados obtidos nas análises de SST no ano de 2011 | 115 |
| Figura 51 – Resultados obtidos nas análises de SST no ano de 2012 | 115 |
| Figura 52 – Resultados obtidos nas análises de SST no ano de 2013 | 116 |
| Figura 53 – Resultados obtidos nas análises de SST no ano de 2014 | 116 |
| Figura 54 – Resultados obtidos nas análises de turbidez no ano de 2011 | 118 |
| Figura 55 – Resultados obtidos nas análises de turbidez no ano de 2012 | 118 |
| Figura 56 – Resultados obtidos nas análises de turbidez no ano de 2013 | 119 |
| Figura 57 – Resultados obtidos nas análises de turbidez no ano de 2014 | 119 |

LISTA DE QUADROS

| | |
|--|----|
| Quadro 1 – Definições, a partir de testes, de sólidos encontrados em esgotos sanitários..... | 31 |
| Quadro 2 – Principais organismos presentes no esgoto | 37 |
| Quadro 3 – Níveis de tratamento dos esgotos | 41 |
| Quadro 4 – Mecanismos de remoção de poluentes em <i>wetlands</i> | 60 |
| Quadro 5 – Algumas características dos processos de tratamento | 61 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| Tabela 1 – Valores médios de parâmetros do esgoto sanitário bruto | 38 |
| Tabela 2 – Valores médios de microrganismos do esgoto sanitário bruto | 39 |
| Tabela 3 – Limites dos parâmetros de lançamento do efluente sanitário segundo Resolução Conama N° 430 | 44 |
| Tabela 4 – Limites de DBO ₅ , DQO e SS do efluente sanitário para lançamento segundo Resolução Conama N° 128/2006 | 45 |
| Tabela 5 – Limites de fósforo e coliformes termotolerantes do efluente sanitário para lançamento segundo Resolução Conama N° 128/2006 | 45 |
| Tabela 6 – Limites dos parâmetros do efluente sanitário de acordo com as classes de lançamento segundo a NBR 13969 | 46 |
| Tabela 7 – Limites dos parâmetros do esgoto para reuso segundo a NBR 13969 | 49 |
| Tabela 8 – Afluentes típicos de <i>wetland</i> | 58 |
| Tabela 9 – Faixas prováveis de remoção de poluentes, conforme tipo de tratamento, consideradas em conjunto com tanque séptico (%) | 59 |
| Tabela 10 – Parâmetros e dimensões do <i>wetland</i> | 68 |
| Tabela 11 – Espécies escolhidas para o <i>wetland</i> e quantidades | 70 |
| Tabela 12 – Métodos aplicados nas análises | 73 |
| Tabela 13 – Resumos dos dados de DQO | 76 |
| Tabela 14 – Resumos dos dados de DBO ₅ | 78 |
| Tabela 15 – Resumos dos dados de P | 80 |
| Tabela 16 – Resumos dos dados de NTK | 82 |
| Tabela 17 – Resumos dos dados de NH ₃ | 85 |
| Tabela 18 – Resumos dos dados de SST | 86 |
| Tabela 19 – Resumos dos dados de turbidez | 88 |
| Tabela 20 – Concentrações médias de coliformes totais do efluente | 88 |
| Tabela 21 – Concentrações médias de coliformes termotolerantes do efluente | 89 |
| Tabela 22 – Comparação dos resultados obtidos com as legislações | 90 |

LISTA DE SIGLAS

Conama – Conselho Nacional do Meio Ambiente

Consema – Conselho Estadual do Meio Ambiente

COT – Carbono Orgânico Total

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

FEPAM – Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler

NTK - Nitrogênio Total Kjeldhal

NTU - Unidades Nefelométrica de Turbidez

SNF – Sólidos Não Filtráveis

UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| 1 INTRODUÇÃO | 16 |
| 2 DIRETRIZES DA PESQUISA | 18 |
| 2.1 QUESTÃO DE PESQUISA | 18 |
| 2.2 OBJETIVOS DA PESQUISA | 18 |
| 2.2.1 Objetivo principal | 18 |
| 2.2.2 Objetivo secundário | 18 |
| 2.3 HIPÓTESE | 19 |
| 2.4 PRESSUPOSTO | 19 |
| 2.5 PREMISSE | 19 |
| 2.6 DELIMITAÇÕES | 19 |
| 2.7 LIMITAÇÕES | 19 |
| 2.8 DELINEAMENTO | 20 |
| 3 ESGOTAMENTO SANITÁRIO | 22 |
| 3.1 CONCEPÇÃO DE SISTEMAS DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO | 22 |
| 3.2 COMPONENTES DE UM SISTEMA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO..... | 23 |
| 3.2.1 Rede Coletora | 24 |
| 3.2.2 Interceptores de Emissários | 24 |
| 3.2.3 Sifão Invertido | 25 |
| 3.2.4 Estação Elevatória de Esgoto | 25 |
| 3.2.5 Estação de Tratamento de Esgoto | 25 |
| 3.2.6 Corpo Receptor | 26 |
| 3.3 ESGOTAMENTO SANITÁRIO E O MEIO AMBIENTE | 26 |
| 4 ESGOTOS SANITÁRIOS | 29 |
| 4.1 CARACTERÍSTICAS FÍSICAS | 29 |
| 4.1.1 Sólidos | 29 |
| 4.1.2 Turbidez | 32 |
| 4.1.3 Cor | 32 |
| 4.1.4 Temperatura | 32 |
| 4.1.5 Odor | 33 |
| 4.1.6 pH | 33 |
| 4.2 CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS | 34 |
| 4.2.1 Matéria Orgânica | 34 |
| 4.2.1.1 Demanda Última de Oxigênio | 35 |

| | |
|--|----|
| 4.2.1.2 Demanda Química de Oxigênio | 35 |
| 4.2.1.3 Carbono Orgânico Total | 35 |
| 4.2.2 Nitrogênio | 36 |
| 4.2.3 Fósforo | 36 |
| 4.3 MICRORGANISMOS PRESENTES NO ESGOTO SANITÁRIO | 36 |
| 4.4 VALORES MÉDIOS DOS PARÂMETROS | 37 |
| 5 TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS | 40 |
| 5.1 PROCESSOS DE TRATAMENTO | 40 |
| 5.2 NÍVEL DE TRATAMENTO | 41 |
| 5.3 ESCOLHA DO TRATAMENTO | 42 |
| 5.4 DESTINO FINAL DO EFLUENTE | 43 |
| 5.4.1 Corpo Hídrico | 44 |
| 5.4.2 Infiltração no solo | 46 |
| 5.4.3 Reuso | 47 |
| 6 WETLANDS | 50 |
| 6.1 ELEMENTOS | 50 |
| 6.1.1 Substrato | 50 |
| 6.1.2 Macrófitas | 51 |
| 6.1.3 Microrganismos | 54 |
| 6.2 TIPOS DE <i>WETLANDS</i> | 54 |
| 6.3 MECANISMOS ENVOLVIDOS NO TRATAMENTO POR <i>WETLAND</i> | 57 |
| 6.4 VANTAGENS DO SISTEMA <i>WETLAND</i> | 61 |
| 6.5 CRITÉRIOS DE DIMENSIONAMENTO, CONSTRUÇÃO E OPERAÇÃO | 62 |
| 6.5.1 Dimensionamento | 62 |
| 6.5.2 Construção | 63 |
| 6.5.3 Operação e manutenção | 64 |
| 7 WETLAND ESTUDADO | 66 |
| 7.1 CARACTERÍSTICAS DO <i>WETLAND</i> | 66 |
| 7.2 ESTAÇÃO DE TRATAMENTO CONDOMINIAL | 67 |
| 7.3 CONCEPÇÃO DO <i>WETLAND</i> | 67 |
| 7.3.1 Substrato | 69 |
| 7.3.2 Vegetação | 69 |
| 7.4 ANÁLISES REALIZADAS | 72 |
| 7.5 MANUTENÇÃO DO SISTEMA | 73 |
| 8 DADOS OBTIDOS | 74 |

| | |
|--|-----------|
| 8.1 METODOLOGIA | 74 |
| 8.2 DQO | 75 |
| 8.3 DBO ₅ | 77 |
| 8.4 FÓSFORO | 79 |
| 8.5 NITROGÊNIO TOTAL KJELDHAL | 81 |
| 8.6 NITROGÊNIO AMONÍACAL | 84 |
| 8.7 SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS | 86 |
| 8.8 TURBIDEZ | 87 |
| 8.9 COLIFORMES | 88 |
| 8.10 COMPARAÇÃO COM AS LEGISLAÇÕES | 89 |
| 9 CONSIDERAÇÕES FINAIS | 92 |
| REFERÊNCIAS | 95 |
| ANEXO A | 99 |
| ANEXO B | 102 |
| ANEXO C | 105 |
| ANEXO D | 108 |
| ANEXO E | 111 |
| ANEXO F | 114 |
| ANEXO G | 117 |

1 INTRODUÇÃO

O constante crescimento populacional e a sua aglomeração em centros urbanos, tem como consequência o aumento do volume de efluentes domésticos gerados nas residências. Com isso, diversas vezes, estes são dispostos em sistemas aquáticos de forma bruta, ou tratados sem atender aos padrões de emissão definidos pelas legislações ambientais vigentes. Diante dessa problemática, surge a necessidade do extensivo tratamento dos esgotos domésticos antes do seu lançamento final, evitando, dessa forma, que os recursos hídricos disponíveis se tornem inapropriados para a preservação da biota aquática ou para abastecimento da população.

O não tratamento ou o tratamento parcial dos esgotos antes do seu lançamento pode produzir danos irreversíveis à saúde humana e ao meio ambiente. A consequente poluição dos cursos d'água dificulta e encarece a própria captação e tratamento da água que abastecerá a população próxima. Por esse motivo, padrões de lançamento são fixados pela legislação, e devem ser atendidos pelos municípios.

O serviço de saneamento brasileiro ainda possui falhas e atende apenas uma pequena parcela do território do País. Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2011), do total de 5.564 municípios, apenas 3.069 possuem rede coletora. Esse número cai para 1.587 quando se refere ao tratamento dos esgotos antes da disposição final. São números que demonstram a necessidade de maiores investimentos na área.

O problema se agrava nas localidades isoladas, ou seja, em loteamentos ou núcleos habitacionais normalmente posicionados na periferia das cidades, no interior dos estados ou em regiões litorâneas. Nessas regiões, a interligação à sistemas principais de esgotamento sanitário pode ser economicamente inviável. Isso faz com que, na maior parte dos casos, o sistema de tratamento adotado no local seja insuficiente para garantir o atendimento aos padrões exigidos.

Diversos sistemas de tratamento não convencionais podem ser adotados nesses casos, nesse sentido, o sistema tipo *wetland* vem sendo bastante estudado, como uma alternativa de sistema de pós-tratamento, apresentando eficiência satisfatória. Segundo Galvão (2009), este

sistema emergiu nas últimas décadas na Europa e nos Estados Unidos, representando uma alternativa aos sistemas tradicionais, como os lodos ativados. Baseia-se em processos naturais presentes no solo para a remoção dos poluentes da água residuária, podendo ser classificado como um sistema não-convencional.

Este trabalho analisa então, se o emprego de *wetlands* como tratamento complementar do efluente de estações de tratamento de esgotos (ETE) condominiais, permitiria atender aos padrões de lançamento ou até mesmo de reuso, fixados por legislações e normas.

2 DIRETRIZES DA PESQUISA

As diretrizes para desenvolvimento do trabalho são descritas nos próximos itens.

2.1 QUESTÃO DE PESQUISA

A questão de pesquisa do trabalho é: é possível atender aos padrões de lançamento e de reuso, do efluente final de ETE condominial, instalando um *wetland* como sistema de tratamento complementar?

2.2 OBJETIVOS DA PESQUISA

Os objetivos da pesquisa estão classificados em principal e secundários e são descritos a seguir.

2.2.1 Objetivo principal

O objetivo principal do trabalho é a avaliação da possibilidade de atender aos padrões de lançamento, federais e/ou estaduais, e de reuso, do efluente final de ETE condominial, instalando um *wetland* como sistema de tratamento complementar.

2.2.2 Objetivos secundários

O objetivo secundário do trabalho é a comparação dos valores dos parâmetros do efluente do *wetland* em funcionamento com aqueles reportados em literatura específica.

2.3 HIPÓTESE

A hipótese do trabalho é que a instalação de um sistema tipo *wetland* como tratamento complementar de uma ETE condominial permitirá que o efluente atenda aos padrões de lançamento federais e/ou estaduais, e até mesmo de reuso, fixados pela legislação.

2.4 PRESSUPOSTO

O trabalho tem por pressuposto que são válidos os parâmetros e as diretrizes da NBR 13969:1997 – Tanques Sépticos – Unidades de Tratamento Complementar e Disposição Final dos Efluentes Líquidos – Projeto, Construção e Operação.

2.5 PREMISA

O trabalho tem por premissa a preocupação com a degradação dos recursos hídricos e consequente escassez de água potável, devido ao lançamento de esgotos sanitários não tratados previamente ou tratados parcialmente.

2.6 DELIMITAÇÕES

O trabalho delimita-se à análise dos dados, obtidos em estudo anterior, do efluente doméstico proveniente de edificações residenciais localizadas no condomínio estudado.

2.7 LIMITAÇÕES

São limitações do trabalho:

- a) os parâmetros apresentados serão: DBO₅, DQO, coliformes totais e termotolerantes, nitrogênio total Kjeldhal e amoniacal, fósforo, sólidos suspensos totais e turbidez;
- b) os resultados utilizados foram obtidos a partir de um estudo já realizado;
- c) o afluente do *wetland* passa por tratamento primário e secundário;

- d) a ETE recebe apenas efluente sanitário proveniente das residências do condomínio.

2.8 DELINEAMENTO

O trabalho será realizado através das etapas apresentadas a seguir, que estão representadas na figura 1, e são descritas nos próximos parágrafos:

- a) pesquisa bibliográfica;
- b) caracterização do sistema de tratamento tipo *wetland*;
- c) análise do *wetland* estudado;
- d) levantamento de dados;
- e) análise dos dados;
- f) considerações finais.

Figura 1 – Diagrama das etapas da pesquisa



(fonte: elaborada pela autora)

Logo após a escolha do tema do trabalho, deu-se início a etapa de pesquisa bibliográfica, objetivando adquirir conhecimento teórico do assunto. Nesta etapa é apresentada uma introdução sobre o conceito e concepções de sistemas de esgotamento sanitário e sua importância para o meio ambiente e a população dos municípios. Também nesta primeira etapa, o esgoto sanitário é caracterizado física, química e biologicamente. Com isso, pode ser apresentado os tipos de sistemas de tratamento de esgoto sanitário e suas classificações. Além de, recomendações e critérios apresentados em normas e na legislação, que serão utilizadas no decorrer da pesquisa.

Na próxima etapa, será caracterizado o sistema de tratamento de esgotos sanitários tipo *wetland*. Definição, métodos construtivos e as vantagens quando se opta por este tipo de tratamento. Além de apresentar as melhores situações para seu uso e os melhores materiais para sua construção. Todos os detalhes e peculiaridades deste sistema e as recomendações normativas.

A seguir, será selecionado o caso de estudo, para então, descrever e analisar o sistema *wetland* utilizado, tendo como base o conhecimento adquirido nas etapas anteriores. Com isso então, realizar-se-á a coleta de dados que darão embasamento para as posteriores análises. Estas serão realizadas logo após a obtenção de todos os dados necessários. Uma comparação será feita com os limites dos parâmetros estabelecidos pela legislação e então poderá ser possível indicar o destino da água, lançamento ou seu reuso.

Com todas as demais etapas já realizadas, serão apresentadas as considerações finais, fazendo uma análise crítica dos resultados obtidos podendo então concluir a eficácia do sistema estudado.

3 ESGOTAMENTO SANITÁRIO

Por definição apresentada na Lei 11.455 (BRASIL, 2007), o esgotamento sanitário é um item de serviço integrante do saneamento básico de um município, sendo constituído por atividades, infraestruturas e instalações operacionais de coleta, transporte, tratamento e disposição final adequados dos esgotos sanitários, desde as ligações prediais até o seu lançamento final no meio ambiente.

Problemas decorrentes da falta ou da ineficiência de sistemas de esgotamento sanitário são frequentes em muitos municípios, destacando-se (BRUSCHI et al., 2002):

- a) a contaminação de corpos d'água pelo lançamento de efluentes líquidos domésticos e/ou industriais;
- b) contaminação do lençol freático pela falta de tratamento de esgotos;
- c) proliferação de doenças e epidemias devido à precariedade dos serviços de saneamento.

Problemas estes, que demonstram a importância da concepção, implantação e manutenção de sistemas de esgotamento sanitário adequados aos municípios, objetivando, principalmente, o controle e a erradicação das doenças de veiculação hídrica, promovendo o tratamento do efluente a ser lançado nos corpos receptores e a melhoria da qualidade de vida da população pela eliminação de odores desagradáveis, bem como, a recuperação das águas naturais e de suas margens (ARAÚJO, 2003).

Este capítulo aborda então, questões sobre a concepção de sistema de esgotamento sanitário, os componentes do sistema e a relação direta que existe entre o serviço de esgotamento sanitário, o meio ambiente e a saúde pública.

3.1 CONCEPÇÃO DE SISTEMAS DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO

Segundo Alem Sobrinho e Tsutiya (1999, p. 5): “Entende-se por concepção de um sistema de esgoto sanitário, o conjunto de estudos e conclusões referentes ao estabelecimento de todas as

diretrizes, parâmetros e definições necessárias e suficientes para a caracterização completa do sistema a projetar.”.

Ainda segundo os autores, a concepção é pertencente à fase inicial do projeto e tem como objetivo:

- a) a identificação e quantificação de todos os fatores intervenientes com o sistema;
- b) o estabelecimento de todos os parâmetros básicos de projeto;
- c) o pré-dimensionamento das unidades dos subsistemas, para as alternativas selecionadas;
- d) a escolha da alternativa mais adequada mediante a comparação técnica, econômica e ambiental, entre as alternativas;
- e) o estabelecimento das diretrizes gerais de projeto.

Já a NBR 9648 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1986a, p. 1), define o estudo de concepção como: “[o] estudo de arranjos das diferentes partes de um sistema, organizados de modo a formarem um todo integrado e que devem ser qualitativa e quantitativamente comparáveis entre si para a escolha da concepção básica.”. Segundo a mesma norma, concepção básica do projeto: “[é] a melhor opção de arranjo, sob o ponto de vista técnico, econômico, financeiro e social.”.

No Brasil, somente pode ser adotado o sistema de esgotamento sanitário do tipo separador absoluto, definido na NBR 9648 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1986a, p. 1) como: “[o] conjunto de condutos, instalações e equipamentos destinados a coletar, transportar, condicionar e encaminhar somente esgoto sanitário a uma disposição final conveniente, de modo contínuo e higienicamente seguro.”. Porém, Araújo (2003) complementa que, este conceito apresentado na norma é relativo, já que a própria definição de esgoto sanitário, da mesma norma inclusive, contempla outras águas, como água de infiltração e contribuição pluvial parasitária.

3.2 COMPONENTES DE UM SISTEMA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO

A concepção do sistema deve estender-se aos seus diversos componentes, relacionados e definidos nos próximos itens.

3.2.1 Rede Coletora

Conjunto constituído por ligações prediais, coletores de esgoto e seus componentes acessórios, definidos a seguir (ALEM SOBRINHO; TSUTIYA, 1999; ARAÚJO, 2003; ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1986b):

- a) ligação predial: trecho entre o limite do terreno e o coletor de esgoto;
- b) coletor de esgoto: tubulação da rede coletora que recebe contribuição de esgotos dos coletores prediais em qualquer ponto ao longo do seu comprimento;
- c) coletor principal: coletor de esgoto de maior extensão dentro de uma mesma bacia;
- d) coletor tronco: coletor principal de uma bacia de drenagem que recebe apenas contribuição de esgoto de outros coletores;
- e) órgãos acessórios: dispositivos desprovidos de equipamentos mecânicos,
 - poço de visita;
 - tubo de inspeção e limpeza;
 - terminal de limpeza;
 - caixa de passagem.

3.2.2 Interceptores e Emissários

Segundo a NBR 12207 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1992a, p. 1), o interceptor é definido como: “[a] canalização cuja função precípua é receber e transportar o esgoto sanitário coletado, caracterizada pela defasagem das contribuições, da qual resulta o amortecimento das vazões máximas.”. Já o emissário, é definido na NBR 9649 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1986b) como a tubulação que recebe o esgoto exclusivamente na extremidade a montante. Araújo (2003) declara o emissário como sendo o trecho do interceptor logo após o recebimento da última contribuição de um coletor de esgoto.

3.2.3 Sifão Invertido

Trecho de tubulação de esgoto com escoamento sob pressão que tem o objetivo de vencer obstáculos, depressões do terreno ou cursos d'água (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1986b).

3.2.4 Estação Elevatória de Esgoto

É o conjunto de instalações destinadas a transferir os esgotos de uma cota mais baixa para uma mais alta (ALEM SOBRINHO; TSUTIYA, 1999). Conforme Araújo (2003) são utilizadas em diversos casos, no sistema de esgotamento sanitário:

- a) na coleta, quando é necessária a elevação do esgoto para permitir a ligação ao coletor de esgoto;
- b) na rede coletora, como solução ao aprofundamento antieconômico dos coletores de esgoto;
- c) no transporte, tipicamente em áreas planas;
- d) no tratamento ou disposição final, a fim de alcançar cotas compatíveis com a ETE ou com o corpo receptor.

3.2.5 Estação de Tratamento de Esgoto

Por definição da NBR 12209 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1992b, p. 2), estação de tratamento de esgoto é: “[o] conjunto de unidades de tratamento, equipamentos, órgãos auxiliares, acessórios e sistemas de utilidades cuja finalidade é a redução das cargas poluidoras do esgoto sanitário e condicionamento da matéria residual resultante do tratamento.”. Araújo (2003) complementa, como sendo a unidade do sistema de esgotamento sanitário responsável pelas operações e processos unitários que promovem a separação entre os poluentes, em suspensão e dissolvidos, e a água a ser lançada no corpo receptor.

3.2.6 Corpo Receptor

De acordo com a NBR 9648 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1986a, p. 2) corpo receptor é definido como: “Qualquer coleção de água natural ou solo que recebe o lançamento de esgoto em seu estágio final.”.

3.3 ESGOTAMENTO SANITÁRIO E O MEIO AMBIENTE

Para planejar e implementar um sistema de esgotamento sanitário é importante compreender a relação entre saneamento, meio ambiente e saúde pública, identificando e analisando os efeitos da implantação do sistema, de modo a conseguir identificar as prioridades e definir o projeto, uma vez que cada local e população atendida possui características diferentes (SOARES et al., 2002). Na figura 2, é apresentado um diagrama para ilustrar essas relações e seus efeitos.

No Brasil, estudos do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2011, p. 46) apontam que:

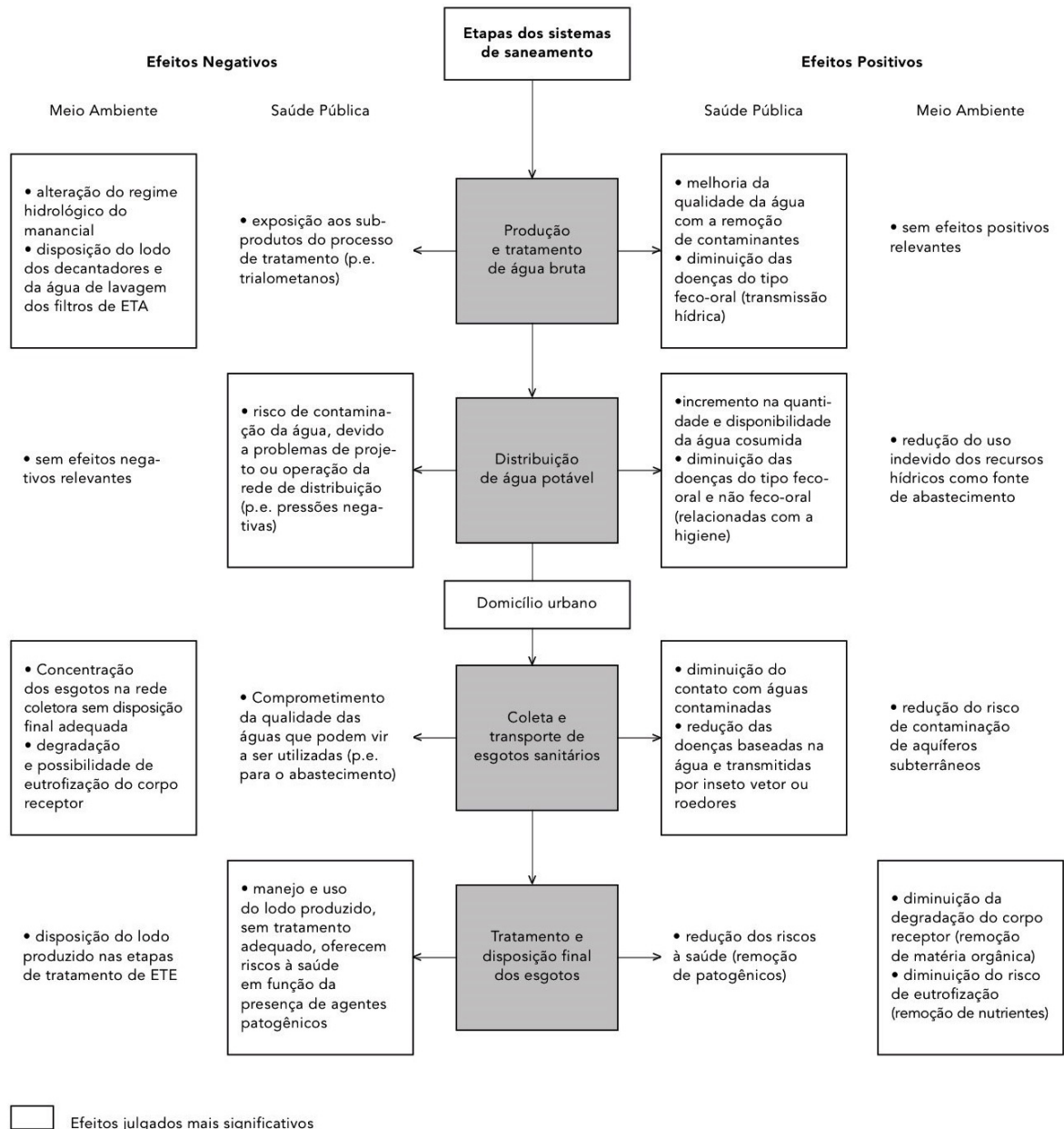
Diversos municípios lançam esgoto não tratado em rios, lagos ou lagoas (30,5% do total dos municípios), e utilizam estes corpos receptores para vários usos a jusante, como o abastecimento de água, a recreação, a irrigação e a aquicultura. Entre estes municípios, 23% lançam esgoto não tratado nos corpos hídricos e os utilizam a jusante para a irrigação, e 16% os usam para o abastecimento humano. Isto encarece o tratamento da água para o abastecimento, pois há um custo extra para recuperar sua qualidade, e pode causar doenças às pessoas, entre outros impactos.

Em vários casos não é a falta do serviço, mas a precariedade dele aliado a falta de higiene, que ameaça a saúde pública, uma vez que o tratamento aplicado não é suficiente para remoção dos patógenos e vetores de doenças. Isso acontece, sobretudo, em localidades onde predominam a população mais pobre de países em desenvolvimento, como é o caso do Brasil (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2011).

Ainda que o País tenha melhorado seus indicadores quanto à captação e distribuição de água por rede geral, há muito que se fazer quanto à garantia da qualidade da água distribuída e, principalmente, quanto ao tratamento das águas residuais que ainda é insuficiente em grande parte dos municípios. Estes são dois fatores que são proporcionais à qualidade de vida da

população e à manutenção de um ambiente saudável (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2011).

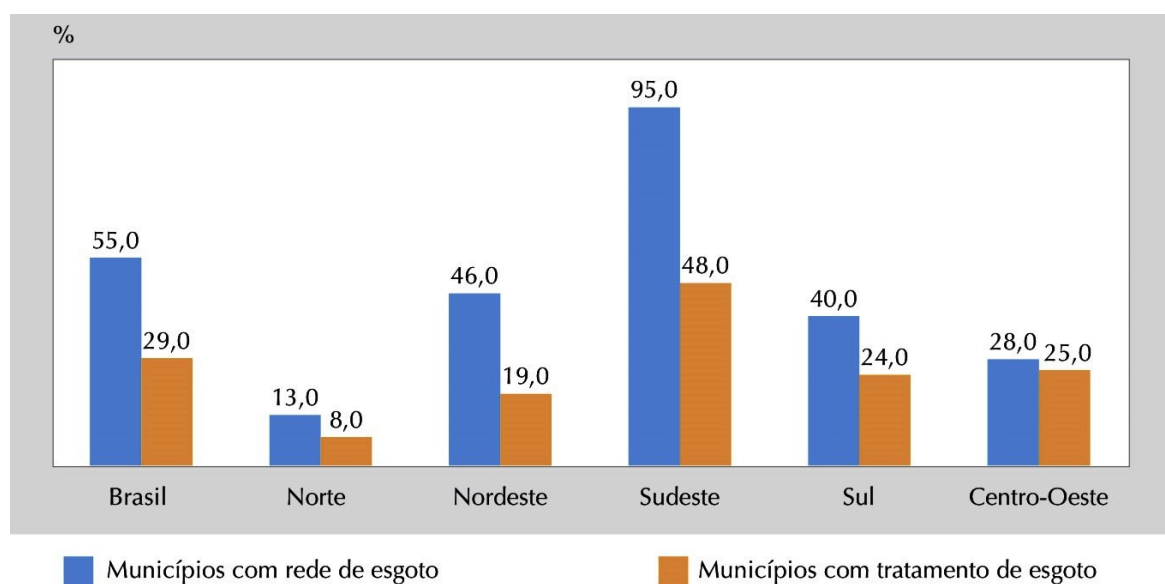
Figura 2 – Relação entre saneamento, saúde pública e meio ambiente



(fonte: SOARES et al., 2002)

O gráfico da figura 3 mostra o baixo percentual de municípios que coletam e tratam o esgoto, além de retratar as desigualdades regionais na oferta desses serviços essenciais à população.

Figura 3 – Percentual de municípios brasileiros que coletam e tratam esgoto



(fonte: INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2011)

Diante dessas condições, é importante o País buscar a universalização dos serviços de saneamento, além de buscar o aumento da qualidade dos mesmos, trazendo saúde e bem-estar à população e preservando o meio ambiente. Para fazer um alerta mundial sobre este tema, a *World Health Organization*¹ (2014, tradução nossa) afirmou que para cada dólar investido em água e saneamento, são economizados 4,3 dólares em custos com saúde no mundo, alertando ainda que 2,5 bilhões de pessoas ainda não são atendidas por serviços de esgotamento sanitário e 1 bilhão pratica defecação ao ar livre.

Os conjuntos de dados apresentados, brasileiros e mundiais, apenas retratam o quanto essa área carece de maiores investimentos, somente assim, todas as parcelas da população serão atendidas por estes serviços básicos e poderão disfrutar de um meio ambiente equilibrado e sustentável.

¹ Organização Mundial de Saúde (OMS)

4 ESGOTOS SANITÁRIOS

Segundo a NBR 9648 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1986a, p. 1), esgoto sanitário é “[o] despejo líquido constituído de esgotos doméstico e industrial, água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária.”. A mesma norma declara cada constituinte do esgoto sanitário como:

- a) esgoto doméstico: despejo líquido resultante do uso da água para atividades como higiene e necessidades fisiológicas humanas;
- b) esgoto industrial: despejo líquido resultante de processos industriais;
- c) água de infiltração: água proveniente do subsolo que penetra nas canalizações do sistema, indesejável ao sistema separador;
- d) contribuição pluvial parasitária: parcela de água pluvial inevitavelmente absorvida pela rede coletora de esgoto sanitário.

Este capítulo tem como objetivo proceder a caracterização física e química do esgoto sanitário, além de apresentar os principais microrganismos presentes nele.

4.1 CARACTERÍSTICAS FÍSICAS

Nos próximos itens, são apresentadas as principais características físicas do esgoto sanitário.

4.1.1 Sólidos

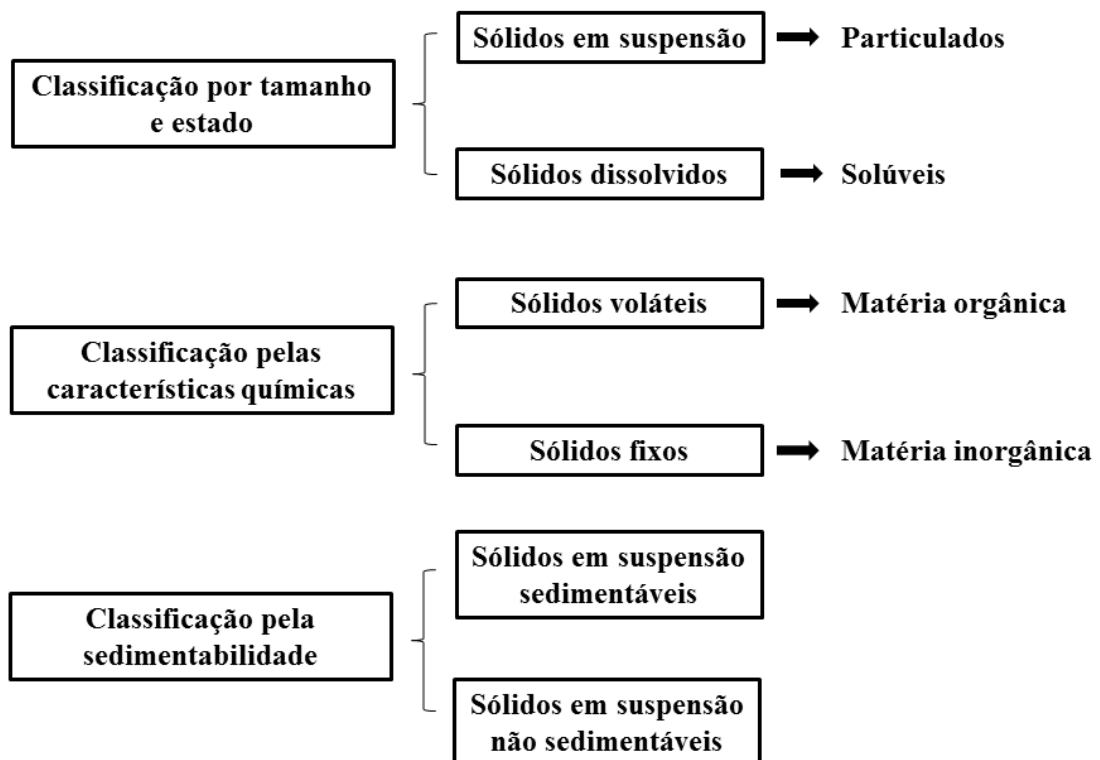
A composição básica dos esgotos sanitários é de 99,9% de água e, somente, 0,1% de sólidos. Destes, aproximadamente, 75% são constituídos de matéria orgânica em decomposição. São nestes sólidos que podem ocorrer organismos patógenos, oriundos, em grande parte, das fezes humanas. A presença destes sólidos no esgoto sanitário eleva sua turbidez influenciando diretamente na entrada de luz, dificultando-a e, por consequência, diminuindo o valor de oxigênio dissolvido no esgoto (NUVOLARI, 2003).

Os sólidos podem ser classificados de acordo com (VON SPERLING, 1996):

- a) o tamanho e o estado;
- b) as características químicas;
- c) a sedimentabilidade.

A figura 4 apresenta essas classificações.

Figura 4 – Classificação dos sólidos no esgoto sanitário



(fonte: adaptado de VON SPERLING, 1996)

Os sólidos são classificados a partir de testes realizados com a amostra de esgoto sanitário. Os testes estão descritos no quadro 1.

Os valores médios de concentração de sólidos no esgoto sanitário bruto são apresentados na figura 5.

Quadro 1 – Definições, a partir de testes, de sólidos encontrados em esgotos sanitários

| Teste | Descrição |
|------------------------------------|---|
| Sólidos totais (ST) | O resíduo restante após uma amostra do esgoto sanitário for evaporada e seca a uma temperatura específica (103 a 105°C) |
| Sólidos voláteis totais (SVT) | O resíduo que volatiliza quando os ST são inflamados ($500 \pm 50^\circ\text{C}$) \rightarrow $\text{SVT} = \text{ST} - \text{SFT}$ |
| Sólidos fixos totais (SFT) | O resíduo que permanece depois que os ST são inflamados ($500 \pm 50^\circ\text{C}$) |
| Sólidos suspensos totais (SST) | Porção de ST retida em um filtro com tamanho de poro específico, medida após ter sido seca a uma temperatura específica (105°C). O filtro usado geralmente é o Whatman, que tem poro nominal de cerca de $1,58 \mu\text{m}$ |
| Sólidos suspensos voláteis (SSV) | O resíduo que volatiliza quando os SST são inflamados ($500 \pm 50^\circ\text{C}$) |
| Sólidos suspensos fixos (SSF) | O resíduo que permanece depois que os SST são inflamados ($500 \pm 50^\circ\text{C}$) |
| Sólidos dissolvidos totais (SDT) | Sólidos que passaram pelo filtro. Notar que o que é medido como STD são colóides e sólidos dissolvidos. Colóides são da ordem de $0,001$ a $1 \mu\text{m}$. \rightarrow $\text{SDT} = \text{ST} - \text{SST}$ |
| Sólidos dissolvidos voláteis (SDV) | O resíduo que volatiliza quando os SDT são inflamados ($500 \pm 50^\circ\text{C}$) |
| Sólidos dissolvidos fixos (SDF) | O resíduo que permanece depois que os SDT são inflamados ($500 \pm 50^\circ\text{C}$) |

(fonte: adaptado de METCALF & EDDY , 2003, tradução nossa)

Figura 5 – Valores médios de concentração de sólidos no esgoto sanitário bruto



(fonte: VON SPERLING, 1996)

4.1.2 Turbidez

De acordo com Metcalf & Eddy. (2003, tradução nossa), a turbidez é uma medida de resistência do esgoto a passagem de luz. É uma característica usada para indicar a qualidade do efluente relativamente à presença de materiais em suspensão. A medição da turbidez é baseada na comparação da intensidade de luz dispersa por uma amostra em comparação a uma solução de referência padrão sobre as mesmas condições. As soluções de Formazina são utilizadas como padrão de referência primária. Ainda segundo os autores, este método apresenta resultados em unidades nefelométrica de turbidez (N.T.U.). Deve-se ter atenção, porém, para a presença de bolhas de ar que podem interferir nos resultados do teste, de modo a fornecer valores errôneos.

O valor de turbidez irá variar para cada estação de tratamento, dependendo principalmente do processo de tratamento adotado. No entanto, as leituras de turbidez podem ser utilizadas como controle do processo, ainda que não seja a forma mais precisa (METCALF & EDDY., 2003, tradução nossa).

4.1.3 Cor

A cor de uma amostra de esgoto sanitário está associada ao grau de redução de intensidade que a luz sofre ao atravessá-lo, devido à presença de sólidos dissolvidos e material em estado coloidal orgânico e inorgânico. É uma condição que se refere, sobretudo, à idade do esgoto sanitário, determinada qualitativamente pela sua cor e odor. Esgotos frescos possuem, normalmente, cor cinza claro. Com o tempo de detenção no sistema e as condições anaeróbicas as quais o esgoto é submetido, a sua cor varia sequencialmente do cinza ao cinza escuro, e finalmente para o preto. Quando a cor do esgoto é preta ele pode ser descrito como séptico (METCALF & EDDY, 2003, tradução nossa).

4.1.4 Temperatura

Normalmente, a temperatura do esgoto sanitário é ligeiramente superior à da água de abastecimento. Porém, há uma variação desta temperatura conforme as estações do ano.

É uma das características físicas mais importantes, do ponto de vista do tratamento que o esgoto sanitário será submetido, pois influencia diretamente na atividade microbiana, na solubilidade dos gases, na velocidade das reações químicas e na viscosidade do líquido (VON SPERLING, 1996).

Para Metcalf & Eddy. (2003, tradução nossa), uma das consequências da temperatura do esgoto que deve se dar atenção especial, é quando este for lançado a uma temperatura muito elevada no corpo receptor, isso pode desencadear um aumento na velocidade das reações químicas, e conseqüente diminuição da quantidade de oxigênio presente nas águas superficiais, o que pode levar a baixos índices de oxigênio dissolvido na água, particularmente nos meses de verão. Se tem por consenso que temperaturas adequadas para o esgoto sanitário é de 25° até 35°C.

4.1.5 Odor

O odor característico dos esgotos é causado pelos gases formados no processo de decomposição, destaca-se o gás sulfídrico. Águas residuais frescas tem odor mais brando, em comparação com aquelas que são submetidas a decomposição anaeróbica, ou seja, sem oxigênio. São os esgotos sépticos que possuem o odor mais característico (METCALF & EDDY, 2003, tradução nossa).

Nos últimos anos, o controle de odores tornou-se uma consideração importante no projeto e operação das unidades de coleta e tratamento, especialmente no que diz respeito à aceitação pública dessas instalações. Tendo em vista essa importância, é apropriado considerar os efeitos dos odores, como eles são detectados, sua caracterização e medição durante a concepção do sistema de esgotamento sanitário (METCALF & EDDY, 2003, tradução nossa).

4.1.6 pH

O valor do pH de esgotos sanitário varia na faixa de 6,5 a 8,5, e está ligado intimamente com a concentração de íons de hidrogênio, fornecendo uma indicação sobre a condição ácida, neutra ou alcalina do esgoto. Pode ser determinado com um medidor de pH (pHmetro) ou com a adição de um indicador de pH (METCALF & EDDY, 2003, tradução nossa).

4.2 CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS

Nos próximos itens, são apresentadas as principais características químicas do esgoto sanitário.

4.2.1 Matéria Orgânica

Conforme Von Sperling (1996, p. 89):

A matéria orgânica presente nos esgotos é uma característica de primordial importância, sendo a causadora do principal problema de poluição para os corpos d'água: o consumo de oxigênio dissolvido pelos microrganismos nos seus processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica.

Metcalf & Eddy, (2003, tradução nossa) apresentam a constituição dos esgotos sanitários, quanto as substâncias orgânicas, da seguinte forma:

- a) compostos de proteínas – 40% a 60%;
- b) carboidratos – 25% a 50%;
- c) gorduras e óleos – 8% a 12%;
- d) ureia, surfactantes, fenóis, metais e outros.

Não há a necessidade de se caracterizar a matéria orgânica presente no esgoto, em termos de proteínas, carboidratos, gorduras, etc. Isso porque, há certa dificuldade em fazer essa determinação laboratorial, tendo em vista a diversidade de formas e compostos em que se pode aparecer. Nesse sentido, adotam-se métodos diretos ou indiretos para a determinação da matéria orgânica, são eles (VON SPERLING, 1996):

- a) métodos indiretos: medição do consumo de oxigênio,
 - demanda bioquímica de oxigênio (DBO);
 - demanda última de oxigênio (DBO_u);
 - demanda química de oxigênio;
- b) métodos diretos: medição de carbono orgânico total (COT).

4.2.1.1 Demanda Última de Oxigênio

Segundo Von Sperling (1996, p. 66), é o parâmetro do esgoto que “[...] retrata a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar, através de processos bioquímicos, a matéria orgânica carbonácea. É uma indicação indireta, portanto, do carbono orgânico biodegradável.”. Essa estabilização completa demora, aproximadamente 20 dias, correspondendo então, a demanda bioquímica de oxigênio última (DBO_u). Para evitar que o teste de laboratório, para determinação dessa DBO_u , ficasse sujeito a uma demora excessiva, convencionou-se proceder a análise no 5º dia (DBO_5), para esgotos domésticos, podendo este ser correlacionado com o consumo total final.

É o parâmetro amplamente utilizado para que se tenha uma ideia da quantidade de matéria orgânica no esgoto. Quanto maior a quantidade de matéria orgânica, maior será o valor da DBO (NUVOLARI, 2003).

4.2.1.2 Demanda Química de Oxigênio

De acordo com Von Sperling (1996, p. 62), o valor da DQO do esgoto “Representa a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar quimicamente a matéria orgânica carbonácea. Utiliza fortes agentes oxidantes (dicromato de potássio) em condições ácidas.”. O autor ainda indica que a diferença entre DBO e DQO está no teste realizado para determinação de cada valor. O teste da DBO mede o consumo de oxigênio para oxidar compostos orgânicos, realizado exclusivamente por microrganismos, enquanto que no teste da DQO a oxidação é exclusivamente química.

4.2.1.3 Carbono Orgânico Total

Von Sperling (1996) descreve o teste deste parâmetro como direto, ou seja, a medição do carbono orgânico é feita diretamente, e não indiretamente através da determinação do oxigênio consumido, como nos anteriores. O teste do COT consiste em medir todo o carbono liberado na forma de CO_2 . Porém, por ter um custo mais elevado, este teste é aplicado somente quando se quer aprofundar o conhecimento sobre as características da amostra estudada.

4.2.2 Nitrogênio

O nitrogênio é um elemento essencial para o desenvolvimento de microrganismos, plantas e animais, por isso, é conhecido, assim como o fósforo, como bioestimulante. Desse modo, por ser essencial para síntese de proteínas, conhecer sua quantidade no esgoto, é essencial, permitindo avaliar a sua tratabilidade através de processos biológicos (METCALF & EDDY, 2003, tradução nossa).

Contudo, deve-se atentar para as condições em que o nitrogênio pode ser desfavorável ao tratamento do esgoto (VON SPERLING, 1996):

- a) propicia o crescimento descontrolado de algas, podendo conduzir a fenômenos de eutrofização de lagos e represas;
- b) processos de conversão de amônia a nitrito e este a nitrato, utilizando o oxigênio dissolvido no corpo d'água receptor;
- c) nitrogênio na forma de amônia livre é diretamente tóxico aos peixes.

Von Sperling (1996) aponta o nitrogênio orgânico e a amônia como as formas de nitrogênio predominantes no esgoto doméstico bruto. Ambos são determinados em laboratório pelo método *Kjeldahl*, constituindo o chamado Nitrogênio Total de *Kjeldahl* ou NTK. As demais formas são de menor importância, se tratando de esgoto afluyente a uma ETE.

4.2.3 Fósforo

Assim como o nitrogênio, o fósforo é um elemento essencial para o crescimento dos microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica. Do mesmo modo, pode desencadear o crescimento de algas que podem levar a fenômenos de eutrofização de corpos hídricos, justificando a importância de conhecer a quantidade presente no esgoto. Geralmente, os esgotos domésticos possuem um teor suficiente de fósforo (VON SPERLING, 1996).

4.3 MICRORGANISMOS PRESENTES NO ESGOTO SANITÁRIO

Podem ser encontrados nos esgotos sanitários diversos microrganismos, entre eles bactérias, fungos, algas, protozoários e fungos. O quadro 2 apresenta a descrição de cada um deles.

Quadro 2 – Principais organismos presentes no esgoto

| ORGANISMO | DESCRIÇÃO |
|--------------|---|
| Bactérias | Pertencentes ao reino Monera, são organismos procariontes unicelulares. No interior da célula há o ácido ribonucleico, que tem como papel principal a síntese de proteínas. São as principais responsáveis pela estabilização da matéria orgânica. Algumas delas são patogênicas, ou seja, provocam algum tipo de doença. |
| Fungos | Organismos multicelulares, não fotossintetizantes, eucariontes e heterotróficos. A maioria dos fungos são aeróbicos. Crescem em situações de baixo pH. |
| Protozoários | Organismos dotados de mobilidade, são unicelulares sem parede celular. Grande maioria é aeróbica ou facultativa. Alimentam-se de bactérias, algas e outros microrganismos. São importantes no tratamento biológico para garantir o equilíbrio entre os grupos, essa diversidade é indicativo de bom tratamento. |
| Vírus | Constituídos por um núcleo de ácido nucleico (DNA ou RNA). São parasitas que se multiplicam em célula hospedeira. Causam doenças e podem ser de difícil remoção no tratamento do esgoto. |
| Algas | Organismos uni ou pluricelulares, autótrofos, eucariontes e fotossintetizantes. São importantes no processo de tratamento biológico. Produzem O ₂ por fotossíntese. Apresentam crescimento exagerado em águas eutrofizadas. |
| Helminhos | Animais superiores cujos ovos presentes no esgoto podem causar doenças. |

(fonte: METCALF & EDDY, 2003; NUVOLARI, 2003; VON SPERLING, 1996)

Sem dúvidas, os organismos de maior interesse na área de tratamento de esgoto são aqueles patogênicos. Porém, sua determinação é extremamente difícil, já que sua concentração no esgoto é muito baixa, o que demanda enormes volumes de amostra para detecção de um único patógeno. Usa-se então os chamados organismos indicadores de contaminação fecal, que não são patógenos, mas indicam quando a água possui contaminação por fezes humanas ou de animais, e assim a sua potencialidade de transmissão de doenças. Os organismos usados para isso são, usualmente, os coliformes, empregados como parâmetro bacteriológico básico. Os principais indicadores de contaminação fecal usados são (VON SPERLING, 1996):

- a) coliformes totais: grande grupo de bactérias que são isoladas em amostras;
- b) coliformes fecais ou termotolerantes: grupo de bactérias indicadoras de organismos originários no trato intestinal humano e de outros animais;
- c) estreptococos fecais: várias espécies de estreptococos, que tem seu habitat usual no intestino de seres humanos e outros animais.

4.4 VALORES MÉDIOS DOS PARÂMETROS

Na tabela 1, é apresentado os valores médios para os parâmetros físico-químicos do esgoto sanitário.

Tabela 1 – Valores médios de parâmetros do esgoto sanitário bruto

| PARÂMETRO | CONCENTRAÇÃO <i>per capita</i> [g/hab.d] | | CONCENTRAÇÃO | | |
|-------------------------|---|--------|------------------------|----------|--------|
| | FAIXA | TÍPICO | UNIDADE | FAIXA | TÍPICO |
| SÓLIDOS TOTAIS | 120-220 | 180 | mg/L | 700-1350 | 1100 |
| Em Suspensão | 35-75 | 60 | mg/L | 200-450 | 400 |
| Fixos | 7-14 | 10 | mg/L | 40-100 | 80 |
| Voláteis | 25-60 | 50 | mg/L | 165-350 | 320 |
| Dissolvidos | 85-150 | 120 | mg/L | 500-900 | 700 |
| Fixos | 50-90 | 70 | mg/L | 300-550 | 400 |
| Voláteis | 35-60 | 50 | mg/L | 200-350 | 300 |
| Sedimentáveis | - | - | mg/L | 10-20 | 15 |
| MATÉRIA ORGÂNICA | | | | | |
| Determinação indireta | | | | | |
| DBO ₅ | 40-60 | 50 | mg/L | 200-500 | 350 |
| DQO | 80-130 | 100 | mg/L | 400-800 | 700 |
| DBO última | 60-90 | 75 | mg/L | 350-600 | 500 |
| Determinação direta | | | | | |
| COT | 30-60 | 45 | mg/L | 170-350 | 250 |
| NITROGÊNIO TOTAL | 6-112 | 8 | mgN/L | 35-70 | 50 |
| Nitrogênio orgânico | 2,5-5 | 3,5 | mgN/L | 15-30 | 20 |
| Amônia | 3,5-7,0 | 4,5 | mgNH ₃ -N/L | 20-40 | 30 |
| Nitrito | ≈ 0 | ≈ 0 | mgNO ₂ -N/L | ≈ 0 | ≈ 0 |
| Nitrato | 0,0-0,5 | ≈ 0 | mgNO ₃ -N/L | 0-2 | ≈ 0 |
| FÓSFORO | 1-4,5 | 2,5 | mgP/L | 5-25 | 14 |
| Fósforo orgânico | 0,3-1,5 | 0,8 | mgP/L | 2-08 | 4 |
| Fósforo inorgânico | 0,7-3,0 | 1,7 | mgP/L | 4-17 | 10 |
| pH | - | - | - | 6,7-7,5 | 7 |
| Alcalinidade | 20-30 | 25 | mgCaCO ₃ /L | 110-170 | 140 |
| Cloretos | 4-8 | 6 | mg/L | 20-50 | 35 |
| Óleos e graxas | 10-30 | 20 | mg/L | 55-170 | 110 |

(fonte: VON SPERLING², 1996)

Na tabela 2, são apresentados os valores médios para os parâmetros biológicos do esgoto sanitário.

² O autor indica que a tabela foi por ele adaptada de ARCEIVALA (1981); JORDÃO; PESSOA (1982); QASIM (1985); METCALF; EDDY (1991).

Tabela 2 – Valores médios de microrganismos do esgoto sanitário bruto

| MICROORGANISMO | CONTRIBUIÇÃO <i>per capita</i> [org/hab.d] | CONCENTRAÇÃO [org/100ml] |
|------------------------|---|-----------------------------|
| Bactérias totais | $10^{12}-10^{13}$ | 10^9-10^{10} |
| Coliformes totais | 10^9-10^{12} | 10^6-10^9 |
| Coliformes fecais | 10^8-10^{11} | 10^5-10^8 |
| Estreptococos fecais | 10^8-10^9 | 10^5-10^6 |
| Cistos de protozoários | $< 10^6$ | $< 10^3$ |
| Ovos de helmintos | $< 10^6$ | $< 10^3$ |
| Vírus | 10^5-10^7 | 10^8-10^{11} |

(fonte: VON SPERLING³, 1996)

³ O autor indica que a tabela foi por ele adaptada parcialmente de ARCEIVALA (1981).

5 TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS

O tratamento do esgoto é um processo integrante de um sistema de esgotamento sanitário, definido na NBR 12209 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1992b, p. 2) como: “[o] conjunto de técnicas aplicadas em uma ETE, compreendendo operações unitárias e processos unitários.”. O tratamento do esgoto sanitário ocorre, como definido acima, em uma ETE definida na mesma norma como: “[o] conjunto de unidades de tratamento, equipamentos, órgãos auxiliares, acessórios e sistemas de utilidades cuja finalidade é a redução das cargas poluidoras do esgoto sanitário e condicionamento da matéria residual resultante do tratamento.”.

Neste capítulo serão discutidos os processos e classificações dos tratamentos, os critérios de escolha do tratamento a ser utilizado e os limites dos parâmetros que o efluente final deve atender.

5.1 PROCESSOS DE TRATAMENTO

Os processos de tratamento podem ser classificados de acordo com os fenômenos atuantes no sistema ou nos dispositivos de tratamento, assim são classificados como (JORDÃO; PESSOA, 1995):

- a) processos físicos: caracterizam-se principalmente nos processos de separação dos sólidos em suspensão no esgoto, além de qualquer outro processo com predominância de fenômenos físicos. Nesta classificação estão, por exemplo,
 - remoção de sólidos grosseiros, decantáveis e flutuantes;
 - filtração dos esgotos;
 - diluição dos esgotos;
- b) processos químicos: caracterizam-se pela utilização de produtos químicos. Nesta classificação estão, por exemplo,
 - floculação;
 - oxidação química;
 - cloração;
 - neutralização ou correção do pH;

- c) processos biológicos: caracterizam-se por depender da ação dos microrganismos presentes nos esgotos procurando reproduzir os processos naturais observados na natureza. Nesta classificação estão, por exemplo,
- lodos ativados;
 - filtros biológicos;
 - lagoas de estabilização;
 - fossas sépticas.

5.2 NÍVEL DE TRATAMENTO

É comum classificar o tratamento segundo seu nível de remoção de parâmetros do esgoto, proveniente da eficiência do sistema utilizado, desse modo, pode-se classificar o tratamento como (VON SPERLING, 1996):

- a) preliminar;
- b) primário;
- c) secundário;
- d) terciário.

O quadro 3 apresenta as substâncias removidas e os tipos de processos predominantes em cada nível de tratamento, além de exemplos de processos de tratamento.

Quadro 3 – Níveis de tratamento dos esgotos

| NÍVEL DE TRATAMENTO | SUBSTÂNCIAS REMOVIDAS | PROCESSOS DE TRATAMENTO | EXEMPLOS |
|---------------------|--|------------------------------------|---|
| Preliminar | Sólidos em suspensão grosseiros (materiais de maiores dimensões e areia) | Predominam os processos físicos | Gradeamento Desarenadores |
| Primário | Sólidos em suspensão sedimentáveis | Predominam os processos físicos | Sedimentação simples Flotação simples Fossas sépticas |
| Secundário | Matéria orgânica em suspensão fina, não removida no tratamento primário; matéria orgânica na forma de sólidos dissolvidos | Predominam os processos biológicos | Filtros biológicos Processos por lodos ativados Lagoas aeradas Lagoas de estabilização |
| Terciário | Nutrientes Patogênicos Compostos não biodegradáveis Metais pesados Sólidos inorgânicos dissolvidos Sólidos em suspensão remanescentes | Predominam os processos biológicos | Cloração Ozonização Filtração rápida Troca iônica Adsorção |

(fonte: baseado em JORDÃO; PESSOA, 1995; VON SPERLING, 1996)

5.3 ESCOLHA DO TRATAMENTO

Jordão e Pessoa (1995) relatam que a escolha do nível de tratamento a ser utilizado será sempre em função do corpo receptor e do destino final que se quer dar a água residuária. Dessa maneira, o nível de tratamento está, principalmente, condicionado ao uso d'água a jusante da ETE.

Além disso, segundo Von Sperling (1996), deve-se considerar os aspectos técnicos e econômicos, balanceando-os para cada alternativa levantada, para isso, pode-se criar pesos para cada critério considerado. Lembrando que nem sempre a melhor alternativa foi aquela que apresentou menor custo no anteprojeto. A figura 6 apresenta os aspectos que são levados em conta na seleção do sistema de tratamento em países desenvolvidos e em desenvolvimento.

Figura 6 – Aspectos críticos na seleção do sistema de tratamento de esgoto em países desenvolvidos e em desenvolvimento



(fonte: VON SPERLING, 1996)

Von Sperling (1996) cita ainda alguns fatores técnicos de relevância para a seleção do tratamento:

- a) aplicabilidade do processo: deve ser avaliada com base em experiências passadas, dados publicados;
- b) vazão de projeto: o processo deve ser adequado a faixa de vazão esperada;
- c) características do afluente: devem ser analisadas pois afetam o tipo de processo a ser adotado, físico ou biológico, e os requisitos para a adequada operação;
- d) aspectos climáticos: a temperatura afeta a taxa de reação da maioria dos processos químicos e biológicos. Temperaturas elevadas aceleram a geração de odor;
- e) desempenho: medido através da qualidade do efluente final, deve estar de acordo com os requisitos e padrões de lançamento;
- f) subprodutos do tratamento: devem ser conhecidos os tipos e a qualidade dos subprodutos sólidos, líquidos e gasosos;
- g) limitações ambientais: proximidade a áreas residenciais, de preservação ambiental. Considerar também direção predominante do vento devido a proliferação de odores.
- h) requisitos energéticos: os custos com energia elétrica devem ser considerados, visando um sistema economicamente viável;
- i) requisitos de operação e manutenção: custos, necessidade de pessoal, de produtos químicos devem ser considerados na escolha do tipo de tratamento.

Somado a isso, precisa-se determinar a área de abrangência da estação de tratamento, se atenderá bacias isoladas, ou seja, uma ETE descentralizada ou se será uma ETE centralizada atendendo conjuntamente várias bacias. ETE descentralizadas são comumente utilizadas em localidades e condomínios isolados, onde é inviável economicamente a ligação às redes coletoras públicas (VON SPERLING, 1996).

5.4 DESTINO FINAL DO EFLUENTE

Após o tratamento, o efluente da ETE deve ser destinado a um corpo receptor, que segundo a NBR 9648 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1986a) pode ser qualquer corpo hídrico ou solo. Essa disposição deve obedecer às normas e legislações vigentes, visando devolver ao meio ambiente uma água residuária que não alterará sua qualidade inicial. Para tanto, o tratamento escolhido deve ser eficiente a ponto de que, o efluente final cumpra os limites dos parâmetros impostos.

Outra alternativa é reutilizar a água residuária em atividades que não exijam a potabilidade, como rega de jardim e descargas sanitárias. A escassez progressiva de água no âmbito mundial tem incentivado pesquisas e técnicas aplicadas com o propósito do reuso do efluente final. Se há alguns anos o reuso do esgoto tratado não era bem visto, sob aspectos de saúde pública, hoje ele é uma realidade que não pode ser ignorada, ou melhor, que deve ser levada em conta na concepção de um sistema de esgotamento sanitário (BREGA FILHO; MANCUSO, 2003).

Nos próximos itens, são apresentadas as condições de disposição em cada corpo receptor e para o reuso do efluente, e os padrões de lançamento fixados pela legislação,

5.4.1 Corpo Hídrico

A principal recomendação, quanto ao lançamento do efluente, da NBR 13969 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997, p. 20) é: “Devem ser previstas proteções adequadas para o lançamento do efluente no corpo receptor, de modo a não causar erosão na margem ou para não causar obstrução no fluxo da água ou transito de pessoas. Estas proteções devem ser aprovadas por órgãos competentes [...]”.

Os limites dos parâmetros do efluente para seu lançamento direto em águas superficiais, tais como rios e lagos, são fixados no âmbito federal pela Resolução Conama N° 430/2001 (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 2011), e no do Estado do Rio Grande do Sul pela Resolução Consema N° 128/2006 (CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE, 2006a). Estes parâmetros estão apresentados nas tabelas 3 a 5.

Tabela 3 – Limites dos parâmetros de lançamento do efluente sanitário segundo Resolução Conama N° 430

| PARÂMETRO | LIMITES |
|-------------------------|--|
| pH | entre 5 e 9 |
| Temperatura | inferior a 40° |
| Materiais sedimentáveis | até 1 mL/L em teste de 1 hora em cone <i>Imhoff</i> , para lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar ausentes |
| DBO ₅ | máximo 120 mg/L |
| Óleos e graxas | até 100 mg/L |
| Materiais flutuantes | ausentes |

(fonte: baseado em CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 2011)

Tabela 4 – Limites de DBO₅, DQO e SS do efluente sanitário para lançamento segundo Resolução Consema N° 128/2006

| FAIXA DE VAZÃO (m ³ /d) | DBO ₅ (mgO ₂ /L) | DQO (mgO ₂ /L) | SS (mg/L) |
|---------------------------------------|---|------------------------------|-----------|
| Q < 20 | 180 | 400 | 180 |
| 20 ≤ Q < 100 | 150 | 360 | 160 |
| 100 ≤ Q < 200 | 120 | 330 | 140 |
| 200 ≤ Q < 500 | 100 | 300 | 100 |
| 500 ≤ Q < 1000 | 80 | 260 | 80 |
| 1000 ≤ Q < 2000 | 70 | 200 | 70 |
| 2000 ≤ Q < 10.000 | 60 | 180 | 60 |
| 10.000 ≤ Q | 40 | 150 | 50 |

(fonte: CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE, 2006)

Tabela 5 – Limites de fósforo e coliformes termotolerantes do efluente sanitário para lançamento segundo Resolução Consema N° 128/2006

| FAIXA DE VAZÃO (m ³ /d) | FÓSFORO TOTAL | | COLIFORMES TERMOTOLERANTES | |
|---------------------------------------|-------------------------|-------------------|-------------------------------|-------------------|
| | Concentração (mgP/L) | Eficiência (%) | Concentração (NMP/100ml) | Eficiência (%) |
| Q < 200 | - | - | - | - |
| 200 ≤ Q < 500 | - | - | 10 ⁶ | 90 |
| 500 ≤ Q < 1000 | - | - | 10 ⁵ | 95 |
| 1000 ≤ Q < 2000 | 3 | 75% | 10 ⁵ | 95 |
| 2000 ≤ Q < 10.000 | 2 | 75% | 10 ⁴ | 95 |
| 10.000 ≤ Q | 1 | 75% | 10 ³ | 99 |

(fonte: CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE, 2006)

Na Resolução Consema N° 128/2006 (CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE, 2006a), há uma observação que independente da vazão de lançamento o padrão de nitrogênio amoniacal é de 20mg/L.

Ainda no âmbito Estadual temos a Consema N° 129/2006 (CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE, 2006b), que dispõe sobre a definição de critérios e padrões de emissão para toxicidade de efluentes líquidos lançados em águas superficiais do Estado. Porém, segundo art. 3º, § único, as atividades geradoras de efluentes líquidos domésticos, como residências e condomínios, só estarão sujeitas a aplicação desta resolução quando a vazão máxima de lançamento do efluente da fonte geradora individualizada for igual ou superior a

10.000m³/d, logo a verificação do cumprimento dos limites impostos nesta resolução não é obrigatória.

Já NBR 13969 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997) também apresenta limites quanto aos parâmetros, porém condiciona-os à classe de lançamento do corpo hídrico, também definidas nela como:

- a) classe a: na represa destinada ao abastecimento público, ou nos rios formadores da represa até 10 km a montante dela, independente da distância do ponto de captação e do volume de reservação da represa;
- b) classe b: nos corpos receptores com captação a jusante para abastecimento público;
- c) classe c: nas águas litorâneas, praias e nos rios que desaguam nas praias frequentadas pelas pessoas para recreação;
- d) nos demais corpos receptores.

A tabela 6 traz os parâmetros e seus valores limites de acordo com a classe de lançamento.

Tabela 6 – Limites dos parâmetros do efluente sanitário de acordo com as classes de lançamento segundo a NBR 13969

| Parâmetro | Classe a | Classe b | Classe c | Classe d |
|--------------------------------|------------------|------------------|----------------|------------------|
| Temperatura (°C) | Inferior a 40 | Inferior a 40 | Inferior a 40 | Inferior a 40 |
| PH | Entre 6 e 9 | Entre 6 e 9 | Entre 6 e 9 | Entre 6 e 9 |
| DBO _{5,20} (mg/L) | Inferior a 20 | Inferior a 30 | Inferior a 50 | Inferior a 60 |
| DQO (mg/L) | Inferior a 50 | Inferior a 75 | Inferior a 125 | Inferior a 150 |
| Oxigênio dissolvido (mg/L) | Superior a 2 | Superior a 2 | Superior a 2 | Superior a 2 |
| Sólidos sedimentáveis (ml/L) | Inferior a 0,1 | Inferior a 0,1 | Inferior a 0,5 | Inferior a 1 |
| SNF totais (mg/L) | Inferior a 20 | Inferior a 20 | Inferior a 50 | Inferior a 60 |
| Nitrogênio amoniacal (mg/L) | Inferior a 5 | Inferior a 5 | Inferior a 5 | Inferior a 5 |
| Nitrato - N (mg/L) | Inferior a 20 | Inferior a 20 | Inferior a 20 | Inferior a 20 |
| Fosfato (mg/L) | Inferior a 1 | Inferior a 1 | Inferior a 2 | Inferior a 5 |
| Coliformes fecais (NMP/100 mL) | Inferior a 1 000 | Inferior a 1 000 | Inferior a 500 | Inferior a 1 000 |
| Óleo e graxas (mg/L) | Inferior a 30 | Inferior a 30 | Inferior a 10 | Inferior a 50 |

(fonte: ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997)

É essencial o cumprimento destes limites, são eles que garantem que o corpo hídrico manterá sua qualidade inicial e não afetará, quando for o caso, a qualidade da água de captação para abastecimento humano, quando esta pertencer ao mesmo corpo receptor.

5.4.2 Infiltração no Solo

Alguns métodos são utilizados para disposição do efluente sanitário final no solo. A NBR 13969 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997) apresenta especificações sobre três deles:

- a) vala de infiltração: consiste na percolação do esgoto no solo, onde ocorre a retenção de sólidos e a oxidação. Seu desempenho é proporcional as características do solo e do seu grau de saturação. Deve ser instalada em locais de grande área, com remota possibilidade de contaminação do lençol freático, onde o solo não é saturado. Deve ser mantida uma distância mínima de 1,5 m entre o fundo da vala e o nível máximo do lençol freático;
- b) canteiro de infiltração e de evapotranspiração: consiste na disposição final do esgoto tanto pela evapotranspiração, através das folhas dos vegetais, quanto pela infiltração no solo. Deve ser instalado em locais abertos, ventilados e ensolarados, além disso, o nível do freático deve ser raso. O sistema deve permitir até quatro aplicações de esgoto por dia.
- c) sumidouro: unidade de supuração e de disposição final do esgoto tratado verticalizado em relação a vala de infiltração. Seu uso é indicado apenas em regiões com lençol freático profundo, ou seja, maior que 1,5 m.

5.4.3 Reuso

Uma questão-chave é destaque quando se aborda o reuso de água, assim como evidencia Philippi Jr. (2003): como enfrentar a relação demanda/oferta de água? O conjunto de atividades humanas e o constante crescimento demográfico vem desarmonizando essa relação. Diversos mecanismos, instrumentos e tecnologias podem ser empregadas no trato dessa questão, porém uma das alternativas que se tem apontado para enfrentamento do problema é o reuso de água, importante instrumento de gestão ambiental e detentor de tecnologias já consagradas para a sua adequada utilização.

A NBR 13969 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997, p. 21) relata que: “Frequentemente, o reuso é apenas uma extensão do tratamento de esgotos, sem

investimentos adicionais elevados; assim como nem todo o volume de esgoto gerado deve ser utilizado.”.

Porém, Costa (2010, p.153) chama a atenção que:

Toda e qualquer técnica aplicada estará sempre condicionada à relação custo-benefício. A tecnologia ambiental ultrapassa este conceito e ratifica a vivência sustentável como o único caminho de continuidade do desenvolvimento humano [...]. A conscientização ocorre em escalas múltiplas e a realização ainda é tímida e limitada a contextos políticos, culturais, sociais, geográficos e econômicos.

A técnica de reuso da água não foge à regra. Embora ela seja, cada vez mais, reconhecida como uma das opções mais inteligentes para a racionalização dos recursos hídricos, depende da aceitação popular, aprovação mercadológica e vontade pública para se efetivar como tecnologia sistemática.

De acordo com a World Health Organization⁴ (1973), pode-se classificar o reuso de água como:

- a) reuso indireto: ocorre quando a água já usada, uma ou mais vezes para uso doméstico ou industrial, é descarregada nas águas superficiais ou subterrâneas e utilizadas novamente a jusante, de forma diluída;
- b) reuso direto: é o uso planejado e deliberado de esgotos tratados para certas finalidades como irrigação, uso industrial, recarga de aquífero e água potável;
- c) reciclagem interna: é o reuso da água internamente a instalações industriais, tendo como objetivo a economia de água e o controle da poluição.

Outra maneira de classificar o reuso da água é dividi-lo em duas grandes categorias: para fins potáveis e não potáveis. Por sua simplicidade e praticidade essa classificação é largamente utilizada.

Diante disso, Blum (2003, p. 128) destaca que:

A questão dos riscos associados ao reuso de águas ainda é objeto de estudo em razão das dúvidas que persistem, principalmente as que envolvem questões de saúde pública. Por esse motivo, adotam-se dois princípios gerais para avaliação do risco sanitário:

- a) o reuso não potável é mais seguro que o reuso potável;
- b) o reuso indireto, em que o processo de recuperação da qualidade inclui um estágio controlado de depuração na natureza, é mais seguro do que reuso direto.

⁴ Organização Mundial de Saúde (OMS)

Para a reutilização do esgoto sanitário, os limites dos parâmetros são apresentados na NBR 13969 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997, p. 22), e são condicionados as classes de atividades que utilizarão o esgoto tratado. A tabela 7 apresenta os valores dos limites dos parâmetros.

Tabela 7 – Limites dos parâmetros do esgoto para reuso segundo a NBR 13969

| CLASSE | ATIVIDADES | PARÂMETRO | LIMITES |
|--------|---|---|--|
| 1 | Lavagem de carros e outros usos que requerem o contato direto com a água, com possível aspiração de aerossóis pelo operador | Turbidez Coliformes fecais Sólidos dissolvidos totais pH Cloro residual | inferior a 5,0 inferior a 200 NMP / 100 mL inferior a 200 mg/L entre 6,0 e 8,0 entre 0,5 mg/L e 1,5 mg/L |
| 2 | Lavagem de pisos, calçadas e irrigação dos jardins, manutenção dos lagos e canais para fins | Turbidez Coliformes fecais Cloro residual | inferior a 5 inferior a 500 NMP / 100 mL superior a 0,5 mg/L |
| 3 | Reuso nas descargas dos vasos sanitários | Turbidez Coliformes fecais | inferior a 10 inferior a 500 NMP / 100 mL |
| 4 | Reuso nos pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outro cultivos através de escoamento superficial ou por sistema de irrigação pontual. | Coliformes fecais Oxigênio dissolvido | inferior a 5.000 NMP / 100 mL acima de 2,0 mg/L |
| | | OBS.: as irrigações devem ser interrompidas pelo menos 10 dias antes da colheita. | |

(fonte: baseada em ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997)

Geralmente é necessário um tratamento complementar, quando o destino do esgoto sanitário tratado for o seu reuso. Este tratamento depende da qualidade requerida para a água, que por sua vez, depende da qualidade do esgoto bruto, ou seja, é necessária uma garantia que o tratamento executado é compatível com a qualidade do esgoto afluyente, resultando em um efluente final adequado para reuso na atividade pretendida (BLUM, 2003).

6. WETLANDS

Wetlands naturais ou áreas alagadas é a denominação que se dá a um conjunto de ecossistemas que ficam, total ou parcialmente, inundados durante o ano, são extremamente produtivos sendo capazes de transformar poluentes comuns em nutrientes ou substâncias inofensivas. Exemplos destes sistemas naturais são pantanais e banhados. Usando estes princípios, desenvolveu-se os chamados *wetlands* construídos, ou seja, ecossistemas artificiais construídos com o objetivo de melhorar a qualidade da água residuária (KADLEC; WALLACE, 2009, tradução nossa). É considerado uma alternativa de tratamento de baixo custo e fácil construção e operação, além de poder ser utilizado como paisagismo local. É geralmente adotado como tratamento complementar, adequando o efluente aos parâmetros que devem ser alcançados para o destino final escolhido.

Neste capítulo são apresentados os tipos de *wetlands* construídos, os mecanismos envolvidos no tratamento do efluente e as vantagens de utilizar este sistema. Além disso, será abordado também métodos construtivos e materiais utilizados em sua construção.

6.1 ELEMENTOS

Os *wetlands* são constituídos basicamente por três elementos: substrato, macrófitas e microrganismos, estes associados possibilitam a depuração e transformação dos componentes químicos, físicos e biológicos da água residuária. Os itens a seguir descrevem esses elementos e a importância singular deles no sistema de tratamento.

6.1.1 Substrato

O substrato, ou meio filtrante, do *wetland* é responsável pela sustentação das macrófitas e também por proporcionar a filtração do efluente. É projetado sempre de forma a otimizar a condutividade hidráulica, ou permeabilidade, buscando manter boas condições de fluxo ao longo do tempo de operação do sistema. Aliado a isso, o material escolhido deve promover a adsorção de compostos inorgânicos presentes no esgoto, como a amônia (NH₄).

Porém, unir essas características em um único material filtrante é difícil, as areias possuem melhor potencial de fluxo que as argilas, as quais são praticamente impermeáveis, contudo o potencial de adsorção nas argilas é bastante superior do que nas areias. A escolha do material está, então, condicionada à finalidade do tratamento (SEZERINO, 2006).

Os materiais utilizados como meio filtrante no tratamento de esgotos domésticos são, usualmente, areia e/ou brita. Por vezes, também pode ser utilizado solo, devendo esse possuir baixo traço de argila na sua composição.

A maior preocupação quando se trata do substrato do *wetland* é quanto ao fenômeno de colmatção, ou seja, o depósito de sólidos orgânicos e inorgânicos, nos poros por onde o efluente escoar, preenchendo-os. As causas desse fenômeno são diversas, mas destacam-se o acúmulo de sólidos suspensos nos poros do substrato, a produção de biomassa em excesso e pelo elevado crescimento das raízes das macrófitas. Como consequência tem-se o decréscimo da condutividade hidráulica do sistema o que pode levar a uma diminuição do potencial do tratamento. Para controle desse fenômeno, deve-se monitorar os valores de concentração de sólido suspensos do afluente ao *wetland*, assim como a quantidade de esgoto aplicada e o tempo de inoperância do sistema. Cabe destacar que a colmatção independe do material utilizado no substrato (KADLEC; WALLACE, 2009, tradução nossa).

6.1.2 Macrófitas

O termo macrófitas aquáticas refere-se a um diversificado grupo de organismos fotossintéticos aquáticos, grandes o suficiente para serem vistos a olho nu. Incluem-se, neste grupo as macroalgas das divisões Chlorophyta (algas verdes), Xanthophyta (algas verde-amarelo) e Rhodophyta (Algas vermelhas) e as conhecidas "algas azuis" (cianobactérias), Bryophyta (musgos e hepáticas), Pteridophyta (samambaias) e Spermatophyta (plantas com sementes). Nestas últimas, as porções vegetativas crescem ativamente de forma permanente ou periodicamente (por pelo menos várias semanas cada ano) submersa, flutuando sobre, ou acima da superfície da água (DENNY, 1985; PIETERSE, 1993).

As macrófitas aquáticas desempenham importante papel na ecologia e estrutura de ecossistemas aquáticos lênticos e lóticos, alterando regimes de circulação de água, servindo

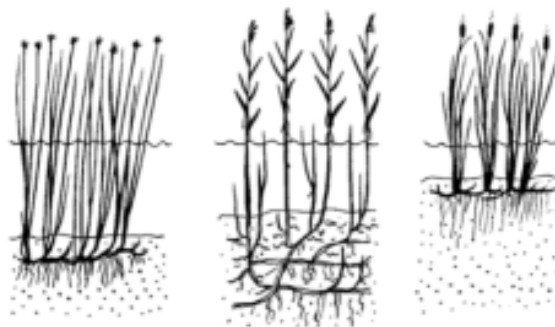
como uma fonte de alimento e água, e que contribuindo para a melhora da qualidade do sedimento e da própria água através da ciclagem de nutrientes.

A eutrofização dos ecossistemas aquáticos, por exemplo, é um dos maiores problemas ambientais em todo o mundo e as macrófitas desempenham papel de “engenheiros biológicos” na restauração qualidade desses ecossistemas. Nesse caminho, há um aumento na utilização de várias espécies de macrófitas utilizadas em fitorremediação e como uma técnica alternativa para tratamento de efluente doméstico, bem como efluentes industriais (CHAMBERS *et al.*, 2008). Os processos biológicos encontrados nas macrófitas que auxiliam no tratamento de efluentes contemplam a ação de biota microbiana, que crescem aderidos à fração sólida do substrato, raiz e no colo das plantas, sendo capaz de mineralizar o material orgânico presente na água residuária, transformando formas químicas (ex. nitrificação-desnitrificação), além da capacidade delas em absorver nutrientes (P e N) dissolvidos no meio. Os processos abióticos presente nas macrófitas incluem a precipitação química, sedimentação e adsorção de íons no substrato (KADLEC; WALLACE, 2009).

Morfologicamente, encontramos na natureza quatro grupos dominantes de macrófitas baseados na sua morfologia e fisiologia, apresentados nas figuras 7 a 10 (WETZEL, 2001):

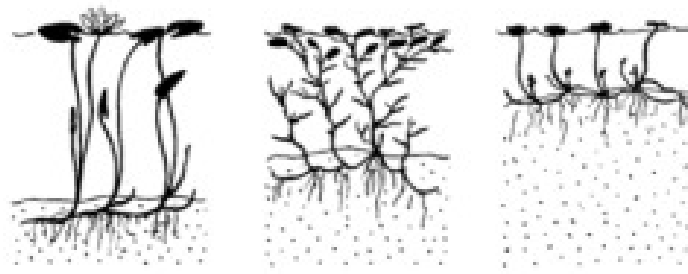
- a) emergentes: plantas enraizadas com crescimento em áreas saturadas, parcialmente submersas e parcialmente fora d’água;
- b) flutuantes fixas: plantas com raízes submersas com caule e ou folhas flutuantes;
- c) flutuantes livres: raízes submersas não presas ao substrato que podem ser levadas pela correnteza;
- d) submersas: raiz e estruturas vegetativas totalmente submersas.

Figura 7 – Macrófitas emergentes



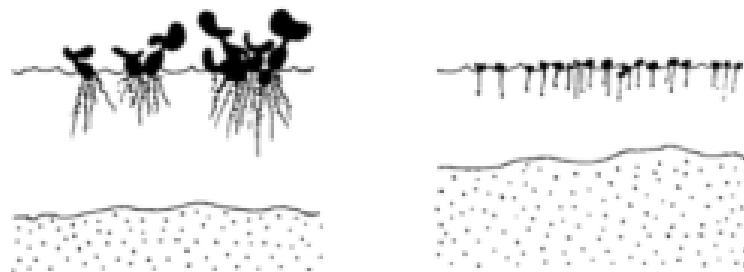
(fonte: adaptado de KADLEC; WALLACE, 2009)

Figura 8 – Macrófitas flutuantes fixas



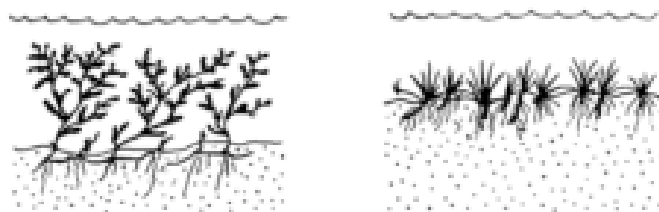
(fonte: adaptado de KADLEC; WALLACE, 2009)

Figura 9 – Macrófitas flutuantes livres



(fonte: adaptado de KADLEC; WALLACE, 2009)

Figura 10 – Macrófitas flutuantes submersas



(fonte: adaptado de KADLEC; WALLACE, 2009)

Os sistemas construídos utilizando macrófitas para tratamento de efluente, os *wetlands*, normalmente utilizam espécies emergentes e flutuantes. No Brasil, é comum o uso das espécies *Typha spp* (taboa) que é do grupo de macrófitas emergentes e *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (aguapé) espécie flutuante. Essa última, por apresentar capacidade reprodutiva e de crescimento elevado é utilizada de forma controlada, devido à necessidade de manejo constante dos sistemas.

6.1.3 Microrganismos

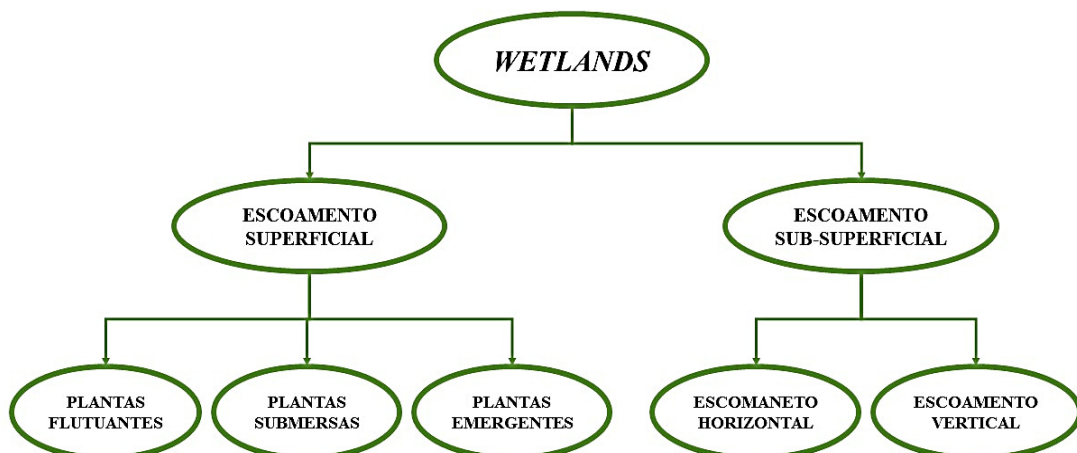
Os microrganismos são responsáveis pela degradação dos poluentes e reciclagem dos nutrientes. Estão presentes nos *wetlands*: algas, fungos, protozoários e bactérias, essas em maior número. Elas são as principais responsáveis pela decomposição da matéria orgânica no sistema, a nitrificação e a desnitrificação. Tanto a variedade de microrganismos quanto a quantidade são dependentes dos parâmetros químicos do afluente.

Caracterizar os microrganismos presentes e conhecer a predominância deles, é uma maneira de avaliação do sistema. A partir disso, pode-se entender a dinâmica de remoção de matéria orgânica e de nutrientes no *wetland*, de maneira a atender aos padrões de lançamento.

6.2 TIPOS DE WETLANDS

Os *wetlands* construídos são sistemas projetados para enfatizar as características específicas do ecossistema natural, visando melhorar a capacidade de tratamento do sistema. Para isso, existem várias formas hidrológicas de construção. Os tipos básicos são mostrados na figura 11, logo abaixo (KADLEC; WALLACE, 2009, tradução nossa).

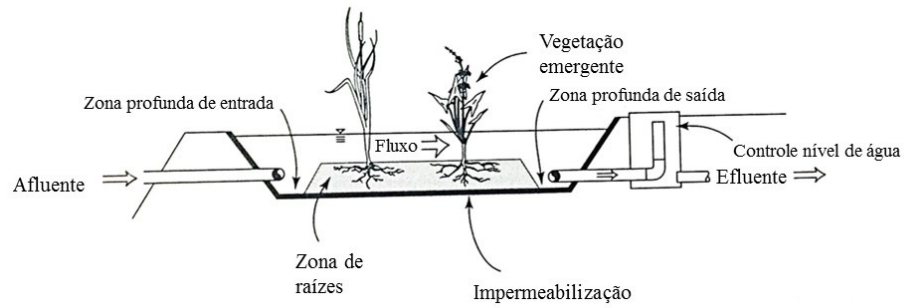
Figura 11 – Tipos de tratamento por *wetlands*



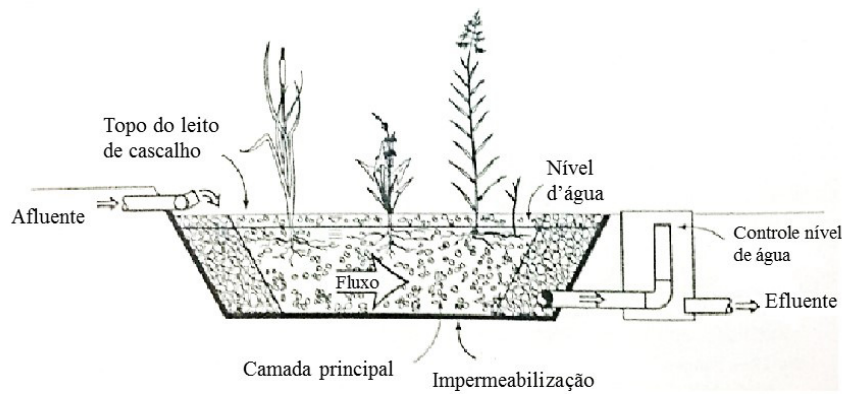
(fonte: adaptado de KADLEC; WALLACE, 2009, tradução nossa)

Os *wetlands* são classificados em três tipos, de acordo como o escoamento do efluente acontece no sistema (KADLEC; WALLACE, 2009; CAMPBELL; OGDEN, 1999):

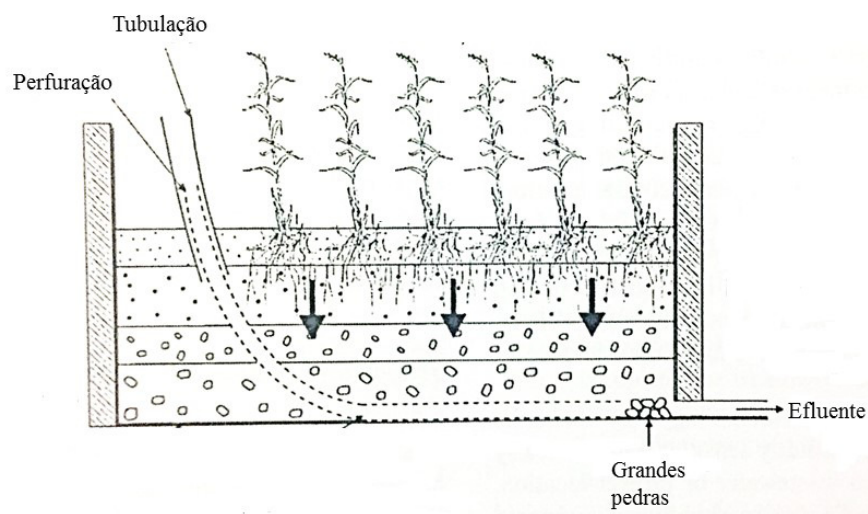
- a) *wetlands* com fluxo superficial: são áreas abertas com aparência similar aos banhados naturais, onde o efluente flui livremente através do *wetland* e é tratado por processos de filtração, oxidação, sedimentação, redução, adsorção e precipitação. Pelo design adotado, com o objetivo de imitar o habitat natural, não é surpresa que estes sistemas atraiam uma grande variedade de animais. Pelo risco de conter patógenos e potencial exposição ao contato humano, este tipo de *wetland* raramente é usado como tratamento secundário, sendo mais utilizado em tratamentos avançados e onde haja menor risco de contato humano direto. Podem ser utilizadas em todos os climas, porém em temperaturas frias alguns processos de remoção são prejudicados, com destaque para os processos de conversão de nitrogênio. Tem capacidade limitada para oxidar amônia por causa da limitada transferência de oxigênio. Como alternativa pode-se armazenar a água residuária no inverno e trata-la no período quente do ano. Como principal vantagem este design tem a capacidade de lida com fluxos de pulso e mudanças de nível d'água. A figura 12 mostra este tipo de sistema;
- b) *wetlands* com escoamento sub-superficial horizontal: caracterizam-se por possuírem leito de material granular com vegetação plantada, a água percola através deste material filtrante em uma trajetória horizontal até a saída. São bastante utilizados como tratamento primário. O nível de efluente fica sempre abaixo do nível do terreno, não ficando visível a lâmina d'água. Uma vez que a água residuária não é exposta durante o processo de tratamento, o risco associado a exposição humana ou de animais a organismos patogênicos é minimizado. São geralmente mais caros que os *wetlands* com fluxo superficial. Apresentam melhores condições sob o frio que os *wetlands* de fluxo superficial, porém a maior desvantagem deste tipo de sistema é a propensão a colmatação, ou seja, ao entupimento dos meios de comunicação. Este tipo de sistema é retratado na figura 13;
- c) *wetlands* com escoamento vertical: distribui a água em toda superfície do leito filtrante que percola verticalmente. Pode ser ainda, de fluxo ascendente ou descendente. São usados principalmente na América do Norte, para tratar resíduos de alta resistência e para oxidar a amônia. Foram desenvolvidos para fornecer altos níveis de transferência de oxigênio, sendo capaz de produzir um efluente nitrificado. Também podem ser concebidos de forma a bloquear o oxigênio, a fim de criar condições anaeróbicas no fundo do leito para que seja possível remover quantidade maior de metais. A figura 14 apresenta este sistema.

Figura 12 – *Wetland* com fluxo superficial

(fonte: adaptado de KADLEC; WALLACE, 2009, tradução nossa)

Figura 13 – *Wetland* com escoamento horizontal

(fonte: adaptado de KADLEC; WALLACE, 2009, tradução nossa)

Figura 14 – *Wetland* com escoamento vertical

(fonte: adaptado de KADLEC; WALLACE, 2009, tradução nossa)

6.3 MECANISMOS ENVOLVIDOS NO TRATAMENTO POR *WETLANDS*

Wetlands construídos são sistemas altamente complexos que separam e transformam contaminantes por mecanismos físicos, químicos e biológicos que podem ocorrer simultaneamente ou sequencialmente de acordo como a água residuária flui no sistema. Os mecanismos predominantes e sua sequência de reação são dependentes dos parâmetros do efluente de entrada no sistema, das interações internas e com o meio e das características do *wetland* (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2000, tradução nossa).

Um importante mecanismo físico a ser considerado é a perda de carga hidráulica que ocorre nos leitos de sustentação dos *wetlands*, que se acentua a medida que o sistema radicular se desenvolve, o já citado fenômeno de colmatação. Buscando solucionar este problema, que por vezes afeta seriamente o funcionamento do sistema, desenvolveu-se as chamadas ilhas flutuantes, que segundo a empresa desenvolvedora, são sistemas modulares que funcionam como ilhas artificiais flutuantes, baseada nos *wetlands* construídos clássicos e nos mecanismos de remoção presentes neles. As ilhas possuem um design que propicia a flutuação das plantas escolhidas no projeto, de modo que o substrato filtrante seja formado apenas pelas raízes das plantas, o que diminui o fenômeno da colmatação e conseqüentemente a perda de carga hidráulica no sistema. A figura 15 mostra esse tipo de design e a figura 16 apresentam as raízes das plantas neste tipo de sistema.

Figura 15 – Ilhas flutuantes



(fonte: autora)

Figura 16 – Raízes das plantas nas ilhas flutuantes



(fonte: autora)

As faixas de valores apresentados na tabela 8 são características de esgotos domésticos afluentes de *wetlands*, ou seja, pré-tratados.

Tabela 8 – Afluentes típicos de *wetland*

| PARÂMETRO [mg/L] | EFLUENTE DE TANQUE SÉPTICO | EFLUENTE PRIMÁRIO | EFLUENTE DE LAGOA |
|----------------------------|----------------------------|-------------------|-------------------|
| DBO | 129-147 | 40-200 | 11-35 |
| DBO Solúvel | 100-118 | 35-160 | 07-17 |
| COT | 310-344 | 90-400 | 60-100 |
| Sólidos Suspensos Totais | 44-54 | 55-230 | 20-80 |
| Sólidos Suspensos Voláteis | 32-39 | 45-180 | 25-65 |
| Nitrogênio Total | 41-49 | 20-85 | 08-22 |
| NH ₃ | 28-34 | 15-40 | 0,6-16 |
| NO ₃ | 0-0,9 | 0 | 0,1-0,8 |
| Fósforo Total | 12-14 | 04-15 | 03-04 |
| Coliformes Fecais | 5,4-6,0 | 05-07 | 0,8-5,6 |

(fonte: UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2000, tradução nossa)

A NBR 13969 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997) apresenta faixas de remoção de parâmetros de acordo com o tratamento complementar escolhido para o

efluente de tanques sépticos, esses valores estão na tabela 9, onde na coluna destacada estão os valores para o *wetland*.

Tabela 9 – Faixas prováveis de remoção de poluentes, conforme tipo de tratamento, consideradas em conjunto com tanque séptico (%)

| Processo Parâmetro | Filtro anaeróbio submerso | Filtro aeróbio | Filtro de areia | Vala de filtração | LAB | Lagoa com plantas |
|-----------------------|---------------------------|----------------|-----------------|-------------------|----------|-------------------|
| DBO _{5,20} | 40 a 75 | 60 a 95 | 50 a 85 | 50 a 80 | 70 a 95 | 70 a 90 |
| DQO | 40 a 70 | 50 a 80 | 40 a 75 | 40 a 75 | 60 a 90 | 70 a 85 |
| SNF | 60 a 90 | 80 a 95 | 70 a 95 | 70 a 95 | 80 a 95 | 70 a 95 |
| Sólidos sedimentáveis | 70 ou mais | 90 ou mais | 100 | 100 | 90 a 100 | 100 |
| Nitrogênio amoniacal | - | 30 a 80 | 50 a 80 | 50 a 80 | 60 a 90 | 70 a 90 |
| Nitrato | - | 30 a 70 | 30 a 70 | 30 a 70 | 30 a 70 | 50 a 80 |
| Fosfato | 20 a 50 | 30 a 70 | 30 a 70 | 30 a 70 | 50 a 90 | 70 a 90 |
| Coliformes fecais | - | - | 99 ou mais | 99,5 ou mais | - | - |

1) Para obtenção de melhores resultados, deve haver combinações complementares.

2) Os valores limites inferiores são referentes a temperaturas abaixo de 15°C; os valores limites superiores são para temperaturas acima de 25°C, sendo também influenciados pelas condições operacionais e grau de manutenção.

3) As taxas de remoção dos coliformes não devem ser consideradas como valores de aceitação, mas apenas de referência, uma vez que 0,5% residual de coliformes do esgoto representa centenas de milhares destes.

(fonte: ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997)

O quadro 4 apresenta um resumo dos mecanismos de remoção de cada parâmetro de interesse através do sistema de tratamento por *wetland*. As reações podem ocorrer na coluna de água, sobre as superfícies das plantas ou dentro da zona de raiz.

Quadro 4 – Mecanismos de remoção de poluentes em *wetlands*

| CONSTITUINTES DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS | MECANISMOS DE REMOÇÃO |
|--|--|
| Sólidos Totais | <ul style="list-style-type: none"> - Sedimentação/Filtração - Decomposição - Precipitação e co-precipitação - Oxidação pelos microrganismos - Assimilação pelas plantas |
| DBO e DQO | <ul style="list-style-type: none"> - Degradação microbiana (aeróbia e anaeróbia) - Sedimentação (acumulação de matéria orgânica na superfície do sedimento) - Filtração |
| Fósforo | <ul style="list-style-type: none"> - Reações de adsorção aos sítios das plantas e microbiota - Precipitação com Al, Fe, Ca e argilo minerais do solo - Formação de complexos com a matéria orgânica - Assimilação pelas plantas aquáticas e microbiota |
| Nitrogênio | <ul style="list-style-type: none"> - Amonificação seguida pela Nitrificação e Desnitrificação - Assimilação pelas plantas aquáticas - Volatilização da amônia |
| Sulfato | <ul style="list-style-type: none"> - Adsorção (troca catiônica) - Respiração do sulfato - Precipitação de sulfetos metálicos |
| Metais | <ul style="list-style-type: none"> - Sedimentação/Filtração - Reações de adsorção - Precipitação com material orgânico e acúmulo no sedimento |
| Metais | <ul style="list-style-type: none"> - Precipitação na forma de hidróxidos e sulfetos - Assimilação pelas plantas aquáticas - Transformações microbianas (oxidação) |
| Fenol | <ul style="list-style-type: none"> - Adsorção a matéria orgânica e partículas do solo - Degradação microbiana |
| Patógenos | <ul style="list-style-type: none"> - Sedimentação/Filtração - Radiação ultravioleta - Oxidação - Adsorção a matéria orgânica - Predação e ataque por vírus - Morte natural - Exposição a biocidas excretados por macrófitas |

(fonte: CUNHA⁵, 2006)

⁵ O autor indica que o quadro foi por ele adaptado de BRIX (1993); ESTEVES (1988); FAULKNER E RICHARDSON (1989); GERSBERG et al. (1989); KADLEC (1994); KADLEC et al. (2000); LEITÃO et al. (2006); REDDY E D'ANGELO (1994); REED et al. (1995); WATSON et al. (1989).

6.4 VANTAGENS DO SISTEMA *WETLAND*

Algumas das vantagens deste sistema são citadas no manual da United Nations Environment Programme (2004, tradução nossa):

- a) a fonte de energia do sistema é a luz solar, que além de ser uma energia limpa, não agrega custo ao tratamento;
- b) são de fácil construção, apesar de exigir maiores áreas, sua implantação é mais simples comparada com os demais tratamentos;
- c) são sistemas muito produtivos;
- d) transforma os poluentes em biomassa, a qual pode ser utilizada como forma de bioenergia. No entanto, este atrativo ainda é pouco conhecido e utilizado;
- e) pode ser incorporado ao paisagismo local.

A NBR 13969 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997) apresenta uma série de características dos processos de tratamentos complementares, nela ficam claras algumas vantagens da adoção deste sistema em relação a outros considerados na norma. No quadro 5 estão estas características de acordo com os processos de tratamento.

Quadro 5 – Algumas características dos processos de tratamento

| Processo / Característica | Filtro anaeróbio | Filtro aeróbio submerso | Filtro de areia | Vala de filtração | LAB | Lagoa com plantas |
|---------------------------|------------------|-------------------------|-----------------|-------------------|----------------------|-------------------|
| Área necessária | Reduzida | Reduzida | Média | Média | Média | Média |
| Operação | Simples | Simples | Simples | Simples | Simples | Simples |
| Custo operacional | Baixo | Alto | Médio | Baixo | Alto | Baixo |
| Manutenção | Simples | Simples | Simples | Simples | Mediana complexidade | Simples |
| Odor/cor no efluente | Sim | Não | Não | Não | Não | Não |

(fonte: ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997)

6.5 CRITÉRIOS DE DIMENSIONAMENTO, CONSTRUÇÃO E OPERAÇÃO

Este item apresenta algumas recomendações quanto ao dimensionamento, a construção e a operação do sistema baseadas na NBR 13969 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997), no manual americano de construção de *wetlands* (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2000, tradução nossa), em trabalhos acadêmico e artigos científicos.

6.5.1 Dimensionamento

Desde que os *wetlands* construídos são aplicados no tratamento de esgoto, busca-se determinar e conhecer parâmetros de dimensionamento que possam permitir a depuração dos efluentes em ambientes com interface solo – planta (SEZERINO; PHILIPPI, 2003). A dificuldade em determinar métodos de dimensionamento e uniformizar valores de parâmetros está na ausência de uma norma técnica específica e na falta de estudos quanto ao funcionamento em climas diferentes daquele onde o sistema foi concebido e é mais utilizado. Portanto, pode-se considerar que o conhecimento atual sobre *wetlands* é semi-empírico, com algumas pesquisas e equações desenvolvidas e muita informação prática.

Na NBR 13969 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997, p. 16) são apresentados alguns critérios que devem ser levados em consideração no dimensionamento dos *wetlands*:

- a) taxa de aplicação hidráulica superficial, devendo ser adotado o valor limite de $600 \text{ m}^3/(\text{ha}.\text{dia})$;
- b) a profundidade máxima da lâmina líquida deve ser limitada entre 0,7 m e 1,0 m, com altura sobressalente de 0,30 m;
- c) a relação comprimento/largura da lagoa deve ser superior a 10, sendo que a largura deve estar limitada a 10 m;
- d) quando a relação acima não for possível, devido a problemas topográficos ou do formato de terreno, recomenda-se dividir a lagoa em unidades múltiplas em série.

Segundo Sezerino e Philippi (2003), a maior parte dos modelos de projeto estão baseados na remoção de matéria carbonácea, prevendo que esta aconteça segundo a cinética de primeira ordem, ou seja, adotando que a taxa de remoção do poluente é diretamente proporcional a

concentração remanescente no ponto da *wetland* que se está estudando. Quando se projeta *wetlands* de fluxo vertical com o objetivo de promover nitrificação, além da cinética de primeira ordem, deve-se levar em conta o balanço de oxigênio necessário à manutenção das condições aeróbicas no interior da massa filtrante.

De maneira geral, os parâmetros que devem ser considerados para o projeto de *wetlands* são:

- a) vazão de efluente a ser tratado;
- b) regime de fluxo;
- c) tempo de retenção no reator *wetland*;
- d) volume do reator;
- e) constante de degradação biológica;
- f) porosidade do material filtrante;
- g) área superficial;
- h) relação comprimento x altura;
- i) profundidade;
- j) material filtrante - diâmetro efetivo, coeficiente de uniformidade, condutividade hidráulica. Alguns destes parâmetros são relativos ao tipo de material adotado, e outros são calculados.

Outro aspecto muito importante é a escolha da vegetação, que provavelmente é a etapa menos familiar para os profissionais de engenharia civil e química, por isso recomenda-se o auxílio de profissionais especializados, como é o caso dos biólogos (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2000, tradução nossa).

6.5.2 Construção

A construção dos *wetlands* construídos deve seguir alguns critérios, a fim de assegurar o desejado desempenho do sistema. Sua construção baseia-se, basicamente, nas etapas de terraplenagem, impermeabilização, hidráulica, montagem do substrato e colocação da vegetação. Destas, uma atenção especial deve ser despendida à impermeabilização do *wetland*, de forma que a estanqueidade da estrutura seja assegurada. Falhas nessa etapa podem ocasionar perda de água no sistema, e conseqüentemente perda de plantas, além do risco de contaminação do solo.

Na NBR 13969 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997, p. 16) estão listados alguns critérios que devem ser levados em consideração no dimensionamento dos *wetlands*:

- a) as lagoas com plantas aquáticas devem conter telas/anteparos suspensos facilmente removíveis, compartimentando a superfície da lagoa, de modo a permitir um crescimento uniforme das plantas em toda a sua área, mantendo-se a distância entre os anteparos inferior a 10 m [...];
- b) ao redor do dispositivo de saída do efluente deve ser instalada proteção com tela de material não corrosivo para impedir a saída das plantas junto com o efluente;
- c) não deve haver irregularidade no fundo da lagoa.

A construção deve seguir rigorosamente o projeto elaborado pelo responsável técnico, assim como, as recomendações dos fabricantes dos materiais escolhidos, em especial daqueles que farão a impermeabilização do sistema, como por exemplo geomembranas. Lembrando que, o adequado desempenho hidráulico do sistema está influenciado pela sua correta construção.

6.5.3 Operação e manutenção

A operação do sistema, assim como a manutenção periódica, tem como objetivo manter o funcionamento do sistema, garantindo que o fluxo de efluente aconteça como o projetado, proporcionando um ambiente saudável ao desenvolvimento e manutenção da fauna e da vegetação.

Como o *wetland* é um “sistema natural”, sua operação pode ser considerada mais passiva, ou seja, a intervenção do operário é pouco necessária, envolvendo, na maior parte das vezes, procedimentos simples, semelhantes aos executados nas lagoas facultativas.

Na NBR 13969 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997, p. 16) estão apresentados alguns critérios que devem ser levados em consideração na operação e manutenção dos *wetlands*:

- a) a operação para manutenção da lagoa com plantas aquáticas consiste basicamente na remoção periódica desta, de modo a manter uma população total controlada e a manutenção do crescimento permanente para remoção dos nutrientes. Além disso, a remoção periódica das plantas impede a morte delas e consequente aumento da carga poluente na lagoa e assoreamento precoce da mesma;

- b) a coleta e a remoção das plantas em excesso podem ser feitas tanto manualmente quanto mecanicamente, de modo a manter populações de plantas aproximadamente iguais nos compartimentos;
- c) a planta aquática removida pode ser misturada com outros materiais, após a secagem, para a produção de compostos orgânicos, ou introduzida diretamente no campo agrícola.

Além disso, é recomendado que exista um manual de operação e manutenção elaborado pelo projetista do sistema, ou por um profissional habilitado, contendo informações importantes, como:

- a) cronograma de limpeza periódica de estruturas de entrada e saída de efluente, válvulas e demais dispositivos hidráulicos;
- b) cronograma de inspeção de em aterros e demais estruturas;
- c) monitoramento da profundidade de acumulação de sedimentos;
- d) monitoramento do nível d'água, apresentando também seus limites e valores ótimos;
- e) instruções para as limpezas;
- f) instruções para as inspeções;
- g) instruções para controle de odor, pragas e insetos;
- h) instruções para colocação, retirada e monitoramento da vegetação;
- i) instruções de monitoramento e avaliação dos indicadores de condições biológicas. O monitoramento das condições biológicas inclui medição de populações e monitoramento das alterações na qualidade da água;
- j) qualquer outra instrução, cronograma ou recomendação que o projetista julgar necessária para a operação e manutenção do sistema.

O objetivo deste manual é instruir os operadores que executarão as atividades de operação e manutenção do sistema, além de ajudá-los a prever possíveis problemas e auxiliá-los na escolha adequada das ações corretivas.

7 WETLAND ESTUDADO

Para a realização deste trabalho foi escolhido um sistema *wetland* em funcionamento por um período suficiente para obtenção de um número satisfatório de dados. Além disso, procurou-se encontrar um sistema presente no Estado que, como consequência, estivesse submetido aos seus fatores de influência no desempenho do *wetland*, como por exemplo o clima e a incidência pluviométrica.

Este capítulo tem por objetivo apresentar as características do *wetland* estudado, assim como os dados de projeto, retirados do estudo de Souza (2015).

7.1 CARACTERÍSTICAS DO WETLAND

Situado na cidade de Lajeado – RS, o sistema *wetland* complementa o tratamento de esgotos domésticos do condomínio Residencial Floresta. Foi implantado em 2011, com licença de operação, e está em funcionamento até o momento. As figuras 17 e 18 mostram o sistema implementado. Nesta situação, o *wetland* funciona com tratamento terciário, ou polimento, do efluente tratado pela estação compacta de tratamento do condomínio, formada por um reator do tipo UASB seguido por filtro anaeróbico.

Figura 17 – Vista do *wetland* e das edificações



(fonte: IMOJEL, 2011)

Figura 18 – *Wetland* implementado



(fonte: IMOJEL, 2011)

7.2 ESTAÇÃO DE TRATAMENTO CONDOMINIAL

A estação de tratamento do esgoto doméstico do condomínio, é formada por um reator do tipo UASB e um filtro anaeróbico.

Conhecido no Brasil como reator anaeróbico de fluxo ascendente, o reator UASB é um sistema de tratamento baseado na separação de fases gasosa, líquida e sólida. No seu interior bactérias formam flocos que sedimentam, formando uma manta de lodo. O efluente ao penetrar no reator, entra por esta zona de lodo, atravessando-a no sentido ascendente, nesse percurso parte da matéria orgânica permanece na manta, iniciando o processo de digestão anaeróbica. No desenvolvimento do projeto do reator cuidados especiais devem ser tomados em relação a fatores adversos, que impede o bom funcionamento destas unidades, como a formação de zonas mortas, formação de caminhos preferenciais que diminuem o contato entre esgotos afluentes e em tratamento e o entupimento de sistema de distribuição mal projetados ou sem manutenção (JORDÃO; PESSOA, 1995).

O reator UASB é normalmente empregado com o intuito de remover matéria orgânica, ou seja, diminuir as taxas de DBO e DQO. Porém, a literatura reporta uma taxa de remoção de 60% a 75% da matéria orgânica, implicando na adoção de um pós-tratamento. O tempo de detenção do reator da ETE é de 0,54 dia ou aproximadamente 13 horas.

O filtro anaeróbico é um sistema de tratamento baseado na formação, por microrganismos, de um biofilme junto ao material inerte colocado como suporte no interior do filtro, onde se dará o contato com o efluente a ser tratado (JORDÃO; PESSOA, 1995). No caso, o filtro funciona como um tratamento complementar ao reator UASB, estes então formam a ETE do condomínio.

7.3 CONCEPÇÃO DO WETLAND

O sistema *wetland* foi projetado para que o fluxo se dê por escoamento horizontal sub-superficial, ou seja, para que o efluente esteja sempre abaixo do nível do terreno, não sendo visível a lâmina d'água, fazendo o efluente percolar pelo substrato filtrante. Normalmente, o principal motivo da escolha deste tipo de *wetland* é que, quando dimensionada e operada

corretamente, a não exposição do efluente durante o tratamento diminui o risco associado a saúde humana, por evitar eventual contato direto, e a possível liberação de odores.

O dimensionamento do sistema foi elaborado baseado na carga remanescente, ou seja, naquela não retirada nos tratamentos anteriores. Assim, foram utilizados como porcentagem de remoção de carga do efluente final da ETE, fundamentada na literatura específica, uma remoção de 75% de DQO, 25% de nitrogênio e 20% para fósforo.

A vazão considerada foi a mesma utilizada para a ETE do condomínio, calculada levando em consideração uma população contribuinte de 320 pessoas, resultando em 40.960 L/dia ou 40,93 m³/dia. O tempo de detenção considerado foi de 5,5 horas. Seguindo orientações de autores cujos estudos são largamente difundidos na área, dimensionou-se uma *wetland* com área superficial de 428m², resultando em uma relação de 1,34 m²/habitante.

A impermeabilização de fundo foi executada com argila existente no terreno sob uma geomembrana de 1,5mm. Para proteção da geomembrana foi utilizado um geotêxtil de d=200g/m².

As dimensões do *wetland* foram obtidas pelo dimensionamento e pelo estudo da área onde este seria alocado no terreno do condomínio. Com isso, chegou-se a um comprimento total de 40 metros e uma largura superior de 10,70 metros, resultando assim na área superficial necessária de 428m². Com uma profundidade total de 0,80 metro e taludes usuais de 45°, a largura da base do *wetland* é 9,1 metros. A profundidade útil, o nível do efluente, é de 0,60 metro. A tabela 10 traz um resumo dos parâmetros e dimensões do *wetland* estudado.

Tabela 10 – Parâmetros e dimensões do *wetland*

| | |
|------------------------|----------------------------------|
| VAZÃO | 40,9 m ³ /dia |
| TDH | 5,5 dias |
| ÁREA SUPERFICIAL | 428 m ² |
| COMPRIMENTO TOTAL | 40 m |
| LARGURA SUPERIOR | 10,70 m |
| LARGURA BASE | 9,10 m |
| ALTURA TOTAL | 0,80 m |
| ALTURA ÚTIL | 0,60 m |
| INCLINAÇÃO DOS TALUDES | 45° |
| IMPERMEABILIZAÇÃO | ARGILA + GEOMENBRANA + GEOTÊXTIL |

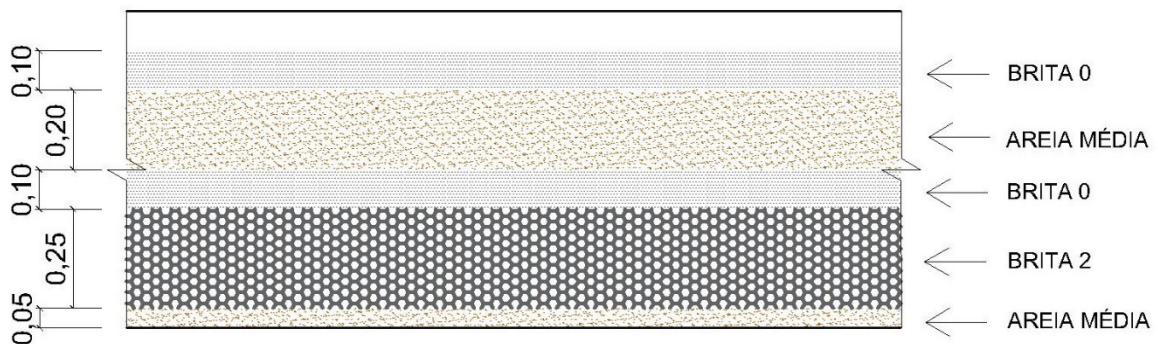
(fonte: baseado em SOUZA, 2015)

7.3.1 Substrato

As camadas do substrato seguiram aquilo que já vem sendo empregado e relatado na literatura científica. Assim, várias camadas, empregando materiais de diferentes granulometrias, foram sendo dispostas até a altura de 70 cm, lembrando que o efluente é mantido a 60 cm.

A primeira camada, a partir da base do *wetland*, possui 5 cm, é composta por areia de granulometria média, com grãos variando de 0,3 mm a 1,20 mm, seguida por uma camada mais espessa, de 25 cm, de brita 2 com granulometria variando de 19 mm a 25mm. A próxima camada possui 10 cm de brita 0, também denominada pedrisco, tendo granulometria variando de 4,8 mm a 9,5 mm. A camada seguinte é formada por areia média, idem a primeira camada, e possui 20 cm. Por fim, a última camada é novamente preenchida por pedrisco, em uma altura total de 10 cm. Essas cinco camadas constituem o substrato do *wetland* em questão. A figura 19 mostra a distribuição das camadas no *wetland*.

Figura 19 – Camadas do substrato do *wetland*



(fonte: adaptado de SOUZA, 2015)

7.3.2 Vegetação

A vegetação escolhida para o *wetland* mesclou duas espécies, visando, além do potencial de fitorremediação, o aspecto paisagístico que elas trariam para o local. Nesse sentido, foram escolhidas as espécies e quantidades apresentadas na tabela 11.

Tabela 11 – Espécies escolhidas para o *wetland* e quantidades

| Nome popular | Nome científico | Nº de mudas |
|--------------|---------------------------------------|-------------|
| Cana Indiana | <i>Canna indica</i> L. | 1089 |
| Vertiver | <i>Vetiveria zizanoides</i> (L.) Nash | 911 |
| Total | | 2000 |

(fonte: SOUZA, 2015)

A *Canna indica* é comumente chamada de "Cana indiana" e pertence à família Cannaceae. É um exemplar nativo de América tropical e seu uso é muito popular em paisagismos e como planta medicinal. Herbáceo perene, robusto, com ramificações que crescem a partir de um talo espesso e rizoma subterrâneo. Pode atingir de 1 a 3 m de altura e formar uma massa compacta tipo touceira. As folhas são grandes, verdes ou verdes-arroxeadas, podendo medir de 30 a 60 cm de comprimento e 10 a 25 cm de largura. Inflorescência terminal com 6-20 grupos de 1-2 flores. Os frutos são cápsulas elipsoides globosas e rugosas de 1,5 a 3 cm de comprimento, de cor castanha, com grandes quantidades de sementes pretas. Pode ser cultivada a partir do nível do mar até 900 metros de altitude, mas é encontrada também em climas tropicais montanhosos ou subtropicais temperados, entre 1.000 e 2.000 metros de altitude de temperaturas médias entre 14 e 27 ° C e precipitação anual mínimo de 500 mm a 1.200 mm (BORIN et al., 2011). A figura 20 apresenta a *Canna indica*.

Figura 20 – *Canna indica*

(fonte: HAMMEL, 2001)

O *Vetiveria zizanoides* (L.) Nash é uma gramínea nativa da Índia, de nome popular Vetiver, sendo amplamente utilizada em projetos de conservação, reabilitação e mitigação da poluição do solo. É um vegetal perene, hábito gregário e cresce em touceiras. O meristema subterrâneo torna a planta resistente a geadas e fogos além de e permitir que o indivíduo sobreviva à pesada pressão de pastejo. As folhas podem chegar em até 150 cm de comprimento e 0,8 cm de largura. Apresenta rápido crescimento de raízes verticais profundas, atingindo mais de 2 metros em apenas seis meses e a 6 metros em até três anos. Produção potencial anual de biomassa de 100-120 t / ha que é distintamente maior em comparação com 30-40 t viável para outras gramíneas. Estabelece forte associação simbiótica com uma vasta gama de microrganismos nutrientes do solo, como bactérias fixadoras de nitrogênio, bactérias de solubilização de fosfato e fungos, que auxiliam no desenvolvimento da planta. Em projetos de recuperação/remediação de áreas degradadas é comumente utilizada na acumulação de fenóis, metais pesados e contenção de erosão do solo (BORIN et al., 2011; DANH et al., 2009). A figura 21 apresenta o Vetiver.

Figura 21 – *Vetiveria zizanoides* (L.) Nash



(fonte: SALIM, 2012)

7.4 ANÁLISES REALIZADAS

As análises para obtenção dos dados necessários foram realizadas com amostras de dois pontos de coleta, de forma a obter-se as características do afluente e do efluente do *wetland*. Logo, o primeiro ponto de coleta foi estabelecido na caixa de inspeção imediatamente antes da entrada do *wetland* e o segundo ponto na caixa de inspeção imediatamente após a saída do *wetland*.

As análises foram realizadas desde a implantação do *wetland* em 2011, como uma maneira de monitoramento do sistema, além de ser uma exigência do órgão ambiental. As coletas e análises foram realizadas por laboratório cadastrado na FEPAM – RS.

Os parâmetros analisados do efluente doméstico foram:

- a) DBO₅ [mg O₂/L];
- b) DQO [mg O₂/L];
- c) sólidos suspensos [mg/L];
- d) nitrogênio amoniacal [mg NH₃/L];
- e) fósforo total [mg P/L];
- f) coliformes termotolerantes [NMP/100mL];
- g) turbidez [NTU];
- h) nitrogênio total Kjeldhal – NTK [mg NTK/L];
- i) coliformes totais [NMP/100mL].

Além destes, ainda foram monitorados: pH e temperatura do efluente.

As análises dos parâmetros seguem a metodologia analítica conforme *Standart Methods for the Examination of Water and Wasterwater*, método padrão para exame de água e esgoto que inclui centenas de técnicas analíticas para determinação da qualidade da água ou esgoto, desenvolvido por pesquisadores membros do *Standard Methods Committee* (SMC). A tabela 12 relaciona cada parâmetro submetido à análise com a metodologia aplicada.

Tabela 12 – Métodos aplicados nas análises

| Parâmetro | Unidade | Metodologia | Limite de Detecção |
|----------------------------|-----------------------|--|--------------------|
| DBO ₅ | mg O ₂ /L | SM 5210 B | 1,0 |
| DQO | mg O ₂ /L | SM 5220 B | 5,0 |
| Fósforo Total | mg P/L | SM 4500 P-E | 0,01 |
| Nitrogênio Total Kjeldhal | mg NTK/L | SM 4500 NH ₃ C e SM 4500 N org B | 5,0 |
| Nitrogênio Amoniacal | mg NH ₃ /L | SM 4500 NH ₃ C | 5,0 |
| Sólidos Suspensos Totais | mg SS/L | SM 2540 D | 0,01 |
| Turbidez | NTU | Nefelométrico | 0,01 |
| Coliformes Termotolerantes | NMP/100 mL | SM Parte 9221 | 1,8 |

(fonte: adaptado de SOUZA, 2015)

A amostragem começou em fevereiro de 2011, dois meses após o plantio das espécies, e terminou em dezembro de 2014.

7.5 MANUTENÇÃO DO SISTEMA

A manutenção do *wetland* foi realizada apenas com o monitoramento das mudas e verificação da necessidade de remoção de folhas secas. A poda da vegetação foi realizada sempre que se julgou necessária.

Além disso, as caixas de inspeção, na entrada do efluente no *wetland* e na saída, foram examinadas constantemente, a fim de verificar possíveis obstruções no sistema.

8 DADOS OBTIDOS

Os dados apresentados são referentes aos 4 primeiros anos de operação do sistema de tratamento do esgoto doméstico do condomínio. As análises foram realizadas nos dois pontos de coleta escolhidos, e são apresentados em forma de gráfico anual nos anexos.

Os resultados para cada parâmetro são apresentados neste capítulo, assim como algumas análises baseadas neles. Os dados apresentados foram obtidos do trabalho de Souza (2015).

8.1 METODOLOGIA

Os dados analisados foram separados por ano e por local de amostragem tabelando os valores mínimos e máximos, o valor limite onde 25% dos dados são menores que ele e o valor onde 25% dos dados são maiores que ele, sendo esta a faixa de dados utilizada para a pesquisa, assim como a mediana do conjunto.

Foram observados neste trabalho, a eficiência de remoção no *wetland* de cada parâmetro analisado, para isso foi utilizada a seguinte equação:

(fórmula 1)

$$E = \frac{C_o - C_e}{C_o} \cdot 100$$

Sendo:

E = eficiência de remoção (%);

C_o = concentração afluente do poluente (mg/L);

C_e = concentração efluente do poluente (mg/L).

As porcentagens de remoção encontradas foram comparadas com resultados relatados em literatura e estudos na área.

Além disso, os resultados dos parâmetros do efluente final foram comparados com a legislação federal e estadual, a fim de se avaliar a possibilidade de atender aos padrões de lançamento ou de reuso, objetivo principal deste trabalho.

8.2 DQO

Os valores médios de DQO do afluente ao *wetland* ficaram na faixa de 274 – 394 mg O₂/L. Considerando como valor típico de efluentes domésticos brutos, ou seja, aquele que não recebeu nenhum tratamento, 700 mg/L (VON SPERLING, 1995), pode-se inferir que o tratamento primário/secundário realizado com reator UASB e filtro apresentou uma média geral de eficiência de remoção de 43,71% – 60,86%, inferior aos 75% considerado para projeto do *wetland*.

Considerando então essas concentrações do afluente ao *wetland*, juntamente com a vazão e a área superficial do sistema, a carga média aplicada ao sistema foi de 26,2 g DQO m⁻².d⁻¹ a 37,7 m⁻².d⁻¹. Carga bastante alta quando comparada com a aplicada no estudo de Souza et al. (2004) onde as cargas variaram de 5,01 a 9,45 g DQO m⁻².d⁻¹.

Já os valores médios de DQO do efluente do *wetland* ficaram na faixa de 63 – 134 mg O₂/L. Pela fórmula 1 e com os dados medianos, chega-se então a uma média geral de eficiência de remoção de 57,66% – 80,25%. De acordo com a NBR 13969 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997), em um conjunto de tanque séptico seguido de um filtro de areia ou vala de filtração a faixa provável de remoção desse poluente é de 40% a 75%, se seguido por lagoa com plantas a remoção é de 70% a 80%. Considerando o *wetland* como uma unidade de filtração, a remoção de DQO encontra-se dentro do esperado, se considerado como uma lagoa com plantas os últimos dois anos já apresentaram resultados abaixo do esperado. Da mesma forma, se comparado com estudo similar (SOUZA et al., 2004), onde o pré-tratamento é também realizado com reator UASB, e onde foi obtida uma eficiência entre 70% e 86%.

A tabela 13 apresenta o resumo dos dados obtidos para o parâmetro nos meses estudados.

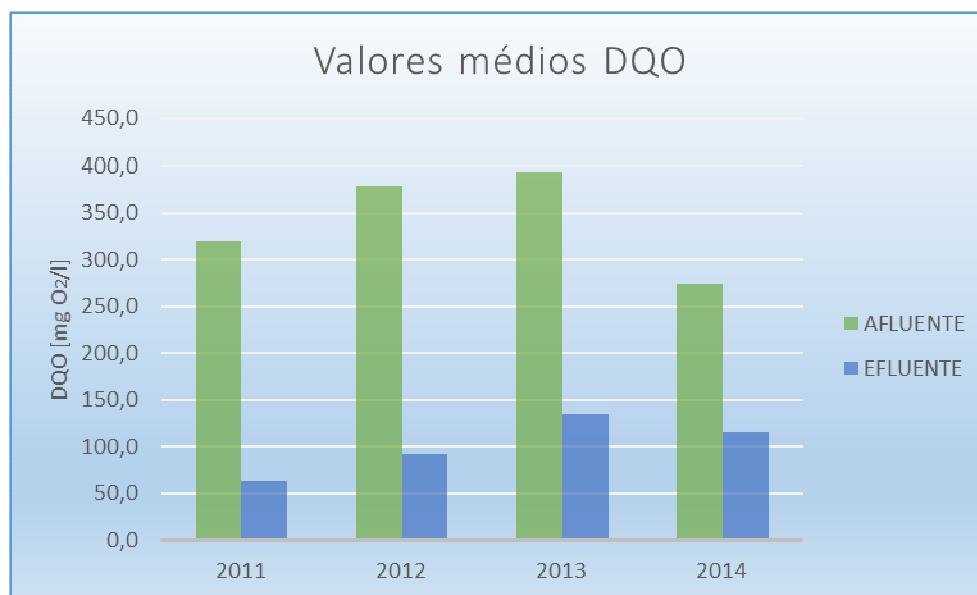
Tabela 13 – Resumos dos dados de DQO

| [mg O ₂ /L] | 2011 | | 2012 | | 2013 | | 2014 | |
|------------------------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|
| | Entrada | Saída | Entrada | Saída | Entrada | Saída | Entrada | Saída |
| Valor mínimo | 28,0 | 21,0 | 241,0 | 47,0 | 297,0 | 100,0 | 242,1 | 112,0 |
| 25% < | 155,0 | 43,0 | 328,0 | 73,0 | 382,8 | 118,8 | 264,2 | 112,8 |
| Mediana | 319,0 | 63,0 | 379,0 | 92,0 | 394,0 | 134,0 | 274,0 | 116,0 |
| 25% > | 449,5 | 87,0 | 509,0 | 108,0 | 456,3 | 142,7 | 282,7 | 138,2 |
| Valor máximo | 518,0 | 225,0 | 752,0 | 172,0 | 553,0 | 178,0 | 297,9 | 158,0 |
| Eficiência [%] | 54,43 | 80,25 | 45,86 | 75,73 | 43,71 | 65,99 | 60,86 | 57,66 |

(fonte: adaptado de SOUZA, 2015)

Como fica mais evidente na figura 22, a eficiência do *wetland* foi decrescendo com o tempo. Uma das explicações possíveis seria a colmatação do sistema, visto que a remoção de DQO no sistema se dá, principalmente, por mecanismos de filtração e sedimentação. Com o decorrer do tempo, o conseqüente crescimento das raízes das plantas e o depósito de sólidos orgânicos e inorgânicos nos poros do substrato, fazendo com que estes sejam obstruídos, influenciando no escoamento do efluente, comprometendo a remoção da matéria orgânica.

Figura 22 – Valores médios anuais de DQO



(fonte: baseado em SOUZA, 2015)

Fazendo uma comparação com as legislações vigentes, o *wetland* forneceu, a maior parte do tempo, um efluente dentro dos parâmetros exigidos⁶.

8.3 DBO₅

O afluente apresentou DBO₅ médio na faixa de 56,2 – 161,6 mg/L. Segundo Von Sperling (1995), um efluente doméstico bruto apresenta uma concentração característica de DBO₅ de 350 mg/L, considerando este valor, a ETE do condomínio demonstrou uma eficiência média de 53,8 – 83,9%, que se mostra bastante adequada visto que neste tipo de tratamento espera-se uma eficiência entre 60% e 80% (VON SPERLING, 1995). Sendo assim, o *wetland* ficou submetido a cargas bastante variáveis, com valores entre 5,37 g DBO₅ m⁻².d⁻¹ e 15,40 g DBO₅ m⁻².d⁻¹.

Os valores médios do efluente do *wetland* ficaram na faixa de 18,5 – 39,0 mg O₂/L, de onde se pode estabelecer, de acordo com a fórmula 1 e utilizando os valores medianos, que o sistema *wetland* apresentou uma eficiência de remoção de DBO₅ de 60,1% a 76,4%. Conforme a NBR 13969 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997), em um conjunto de tanque séptico seguido de um filtro de areia a remoção provável é de 50% a 85%, uma vala de filtração a faixa provável de remoção é de 50% a 80%, já uma lagoa com plantas a remoção é de 70% a 90%, considerando o *wetland* como uma unidade de filtração, a remoção de DBO₅ encontra-se dentro do esperado, se considerado como uma lagoa com plantas o último ano analisado apresentou resultados abaixo do esperado.

A tabela 14 apresenta o resumo dos dados obtidos para o parâmetro nos meses estudados.

⁶ A legislação federal não cita este parâmetro, já a Resolução Consema N° 128/2006 (CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE, 2006a) exige um efluente para lançamento com DQO ≤ 360 mg O₂/L.

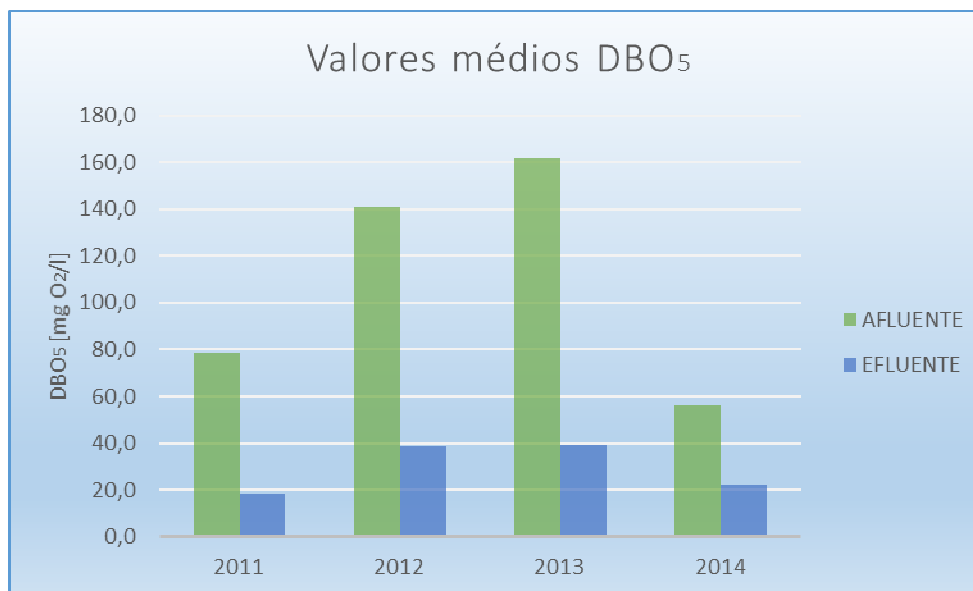
Tabela 14 – Resumos dos dados de DBO₅

| [mg O ₂ /L] | 2011 | | 2012 | | 2013 | | 2014 | |
|------------------------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|
| | Entrada | Saída | Entrada | Saída | Entrada | Saída | Entrada | Saída |
| Valor mínimo | 8,0 | 2,1 | 60,7 | 9,9 | 92,6 | 25,0 | 36,0 | 15,0 |
| 25% < | 39,1 | 6,1 | 112,8 | 26,4 | 104,6 | 32,1 | 40,2 | 20,1 |
| Mediana | 78,4 | 18,5 | 141,2 | 38,8 | 161,6 | 39,0 | 56,2 | 22,4 |
| 25% > | 161,4 | 38,9 | 156,9 | 48,6 | 195,3 | 71,3 | 75,6 | 28,8 |
| Valor máximo | 285,4 | 60,3 | 202,2 | 76,6 | 229,5 | 83,5 | 87,1 | 34,1 |

| Eficiência [%] | 2011 | | 2012 | | 2013 | | 2014 | |
|----------------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|
| | Entrada | Saída | Entrada | Saída | Entrada | Saída | Entrada | Saída |
| | 77,60 | 76,40 | 59,66 | 72,52 | 53,83 | 75,87 | 83,94 | 60,14 |

(fonte: adaptado de SOUZA, 2015)

Conforme é mostrado na figura 23, os três primeiros anos do sistema apresentaram maior eficiência de remoção, porém, no último ano, a carga aplicada foi muito inferior àquela dos anos anteriores e bem menos variável, o que explica essa menor eficiência em %.

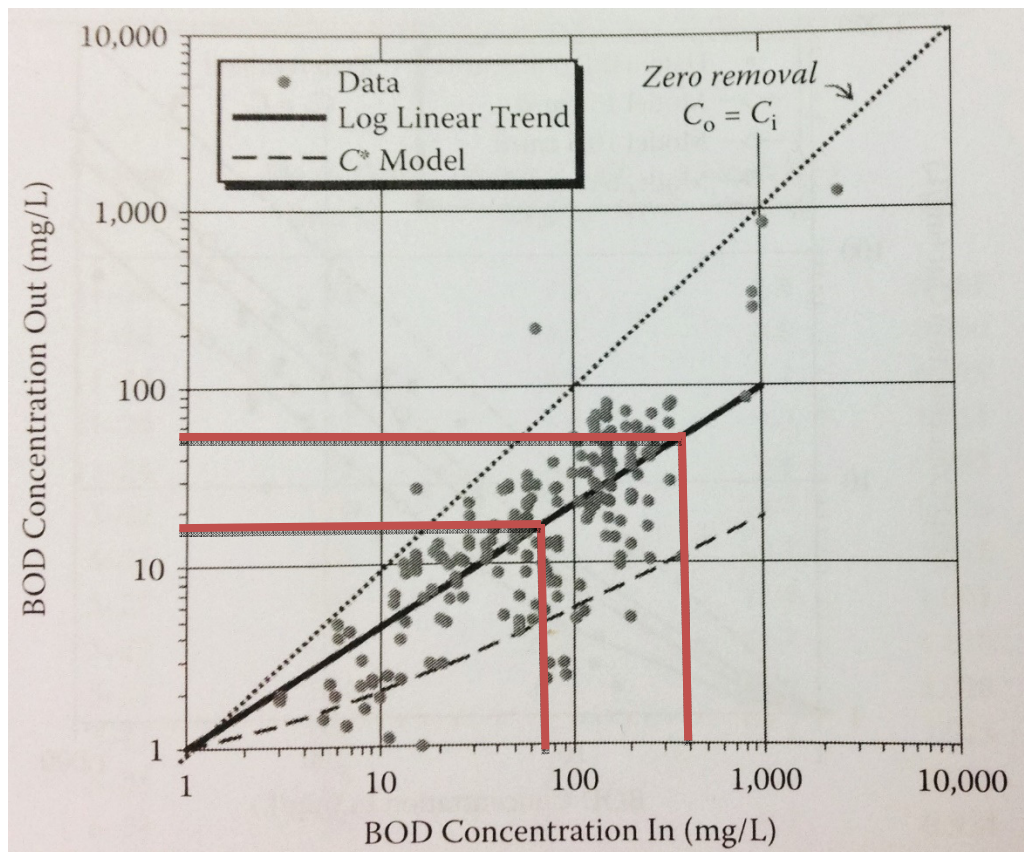
Figura 23 – Valores médios anuais de DBO₅

(fonte: baseado em SOUZA, 2015)

De modo geral, o *wetland* correspondeu bem às expectativas quanto a remoção de DBO₅, apresentando valores inferiores aos limites fixados tanto na legislação federal quanto na

estadual⁷ e ficando bastante próximos aos valores de concentração de saída encontrados no gráfico da figura 24, proposto por Kadlec e Wallace (2009) a partir de dados de 202 *wetlands* de fluxo horizontal, onde é traçado uma reta de tendência central e uma reta de limite inferior excluindo 5% dos valores mais baixos.

Figura 24 – Gráfico de concentração de BDO de entrada X concentração de DBO de saída



(fonte: KADLEC; WALLACE, 2009)

8.4 FÓSFORO

As concentrações do afluente ficaram na faixa de 7,78 – 9,32 mg P/L. Considerando o valor típico para efluentes domésticos brutos citado por Von Sperling (1995) de 14 mg P/L, chega-se a uma eficiência média do tratamento secundário de 33,5% – 44,4%. Na maior parte do

⁷ Segundo Resolução Conama Nº 430/2001 (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 2011) exige um efluente com $DBO_5 \leq 120,0$ mg O_2/L . A Resolução Consesma Nº 128/2006 (CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE, 2006a) exige um efluente com $DBO_5 \leq 150,0$ mg O_2/L .

tempo, a eficiência do sistema se mostrou superior a apontada na literatura de 10% – 20% (VON SPERLING, 1995) e a utilizada no projeto de 20%. A carga média de fósforo aplicada no sistema foi de 0,74 – 0,89 g P m⁻².d⁻¹, bastante superior a aplicada no estudo semelhante de Souza et al. (2004), onde a carga variou entre 0,15 – 0,22 g P m⁻².d⁻¹.

As concentrações médias do efluente ficaram entre 1,2 e 6,8 mg P/L, chegando em uma eficiência de 12,6% a 84,9%. Porém, ela só permaneceu alta no primeiro ano, diminuindo substancialmente nos anos seguintes. Fato similar aconteceu no estudo de Souza et al. (2004), que no primeiro ano alcançou alta eficiência, de até 90%, e foi decaindo com o tempo.

A tabela 15 apresenta os dados encontrados para este parâmetro nos anos analisados.

Tabela 15 – Resumos dos dados de P

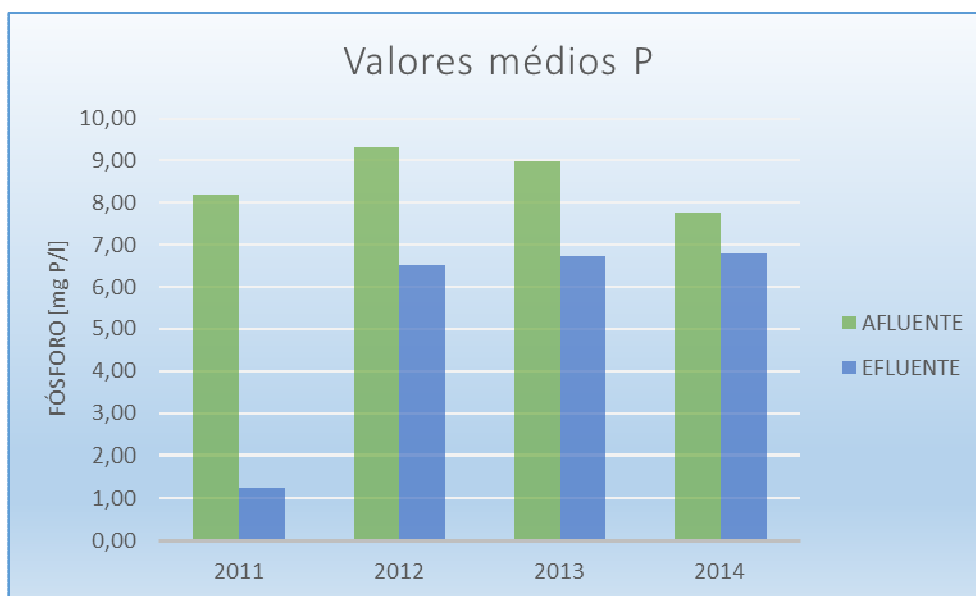
| [mg P/L] | 2011 | | 2012 | | 2013 | | 2014 | |
|--------------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|
| | Entrada | Saída | Entrada | Saída | Entrada | Saída | Entrada | Saída |
| Valor mínimo | 4,14 | 0,14 | 7,20 | 2,93 | 7,08 | 5,76 | 7,25 | 5,36 |
| 25% < | 6,96 | 0,57 | 8,25 | 4,45 | 7,85 | 6,46 | 7,66 | 6,25 |
| Mediana | 8,20 | 1,24 | 9,32 | 6,52 | 8,98 | 6,72 | 7,78 | 6,80 |
| 25% > | 9,86 | 3,92 | 10,57 | 7,23 | 10,60 | 6,98 | 7,98 | 6,85 |
| Valor máximo | 12,40 | 4,70 | 12,72 | 8,10 | 13,68 | 7,50 | 8,36 | 7,24 |

| | 2011 | | 2012 | | 2013 | | 2014 | |
|------------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|
| | Entrada | Saída | Entrada | Saída | Entrada | Saída | Entrada | Saída |
| Eficiência | 41,43 | 84,88 | 33,43 | 30,04 | 35,86 | 25,17 | 44,43 | 12,60 |

(fonte: adaptado de SOUZA, 2015)

Na figura 25, fica claro o decaimento da eficiência com o tempo de funcionamento do sistema, alcançando seu valor máximo no primeiro ano e o mínimo no último ano avaliado. Considerando que o principal mecanismo de remoção de fósforo no *wetland* é a adsorção ao substrato e a assimilação pelas raízes das plantas, estes esgotam seu potencial com o tempo e caso não ocorra uma manutenção, como o corte das raízes, por exemplo, a eficiência na remoção deste parâmetro é prejudicada, o que, provavelmente, foi o que ocorreu.

Figura 25 – Valores médios anuais de P



(fonte: baseado em SOUZA, 2015)

A legislação federal não impõe um limite para este parâmetro, deixando isso a cargo do órgão ambiental competente quando este considerar importante a limitação, de acordo com o corpo receptor do efluente em questão. Já a legislação estadual limita o fósforo apenas quando a vazão de efluente é maior que 1.000 m³/dia, o que não é o caso estudado.

8.5 NITROGÊNIO TOTAL KJELDHAL

O afluente apresentou concentrações de 69,7 – 88,7 mg NTK/L. Com o valor típico para efluentes domésticos apresentado por Von Sperling (1995) de 50 mg NTK/L, percebe-se que o sistema da ETE compacta não apresentou eficiência na remoção deste parâmetro. A literatura mesmo já aponta uma remoção bem baixa de nitrogênio nesse tipo de tratamento, variando de 10% – 25% (VON SPERLING, 1995).

A carga média de nitrogênio total aplicada no *wetland* ficou na faixa de 6,7 – 8,5 g NTK m⁻².d⁻¹, valores muito mais altos do que os aplicado no estudo de Souza et al. (2004), cujos valores foram de 1,16 – 1,93 g NTK m⁻².d⁻¹.

As concentrações de nitrogênio do efluente do *wetland* ficaram entre 14,0 – 59,1 mg NTK/L, conseguindo uma eficiência na remoção de 16,6% – 81,4%. Semelhante ao que aconteceu

com o fósforo, a variação na eficiência foi grande, apresentando ótimos resultados no primeiro ano de funcionamento, porém não permanecendo assim nos demais anos, onde a eficiência foi decaindo com o tempo, assim como mostra a tabela 16, que apresenta os dados referentes a remoção do nitrogênio total Kjeldhal. Resultados parecidos foram obtidos por Souza et al. (2004), e por Kadlec e Wallace (2009), cujos resultado estão agrupados na figura 26, onde é relacionada a carga anual de NTK a que o *wetland* foi submetido com a concentração de saída.

Pelo gráfico da figura 27, o decaimento da eficiência fica ainda mais evidente. Como os principais mecanismos de remoção de nitrogênio orgânico nos *wetlands* é via bioquímica, conhecida como nitrificação seguida da desnitrificação, pela adsorção no material filtrante e assimilação pela vegetação, pode-se levantar a hipótese que a redução se deve ao esgotamento da capacidade de assimilação das raízes e do substrato, tornando o sistema ineficiente perante este parâmetro.

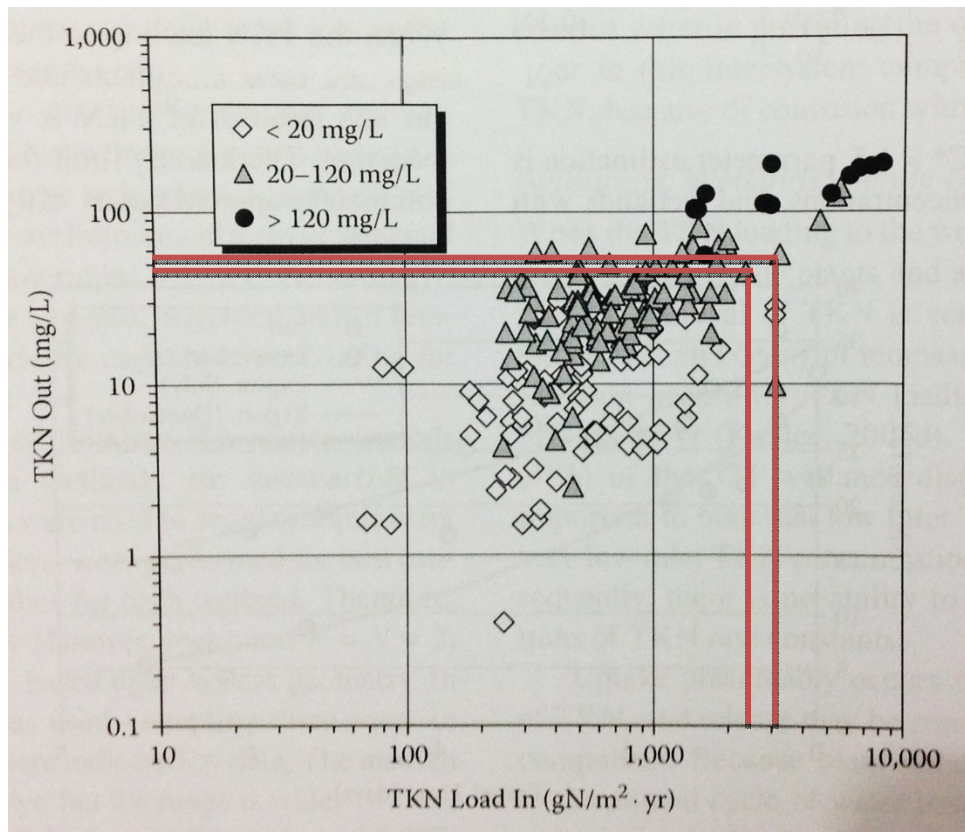
Tabela 16 – Resumos dos dados de NTK

| [mg N/L] | 2011 | | 2012 | | 2013 | | 2014 | |
|--------------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|
| | Entrada | Saída | Entrada | Saída | Entrada | Saída | Entrada | Saída |
| Valor mínimo | 13,0 | 5,0 | 65,1 | 21,2 | 58,0 | 50,7 | 68,8 | 60,0 |
| 25% < | 64,9 | 7,6 | 73,7 | 46,3 | 65,5 | 53,0 | 70,8 | 60,7 |
| Mediana | 75,2 | 14,0 | 88,7 | 59,1 | 69,7 | 59,4 | 73,4 | 61,2 |
| 25% > | 119,3 | 35,8 | 109,3 | 66,5 | 95,0 | 63,1 | 75,0 | 63,5 |
| Valor máximo | 169,6 | 52,2 | 159,9 | 93,6 | 112,9 | 71,4 | 76,4 | 63,6 |

| Eficiência | 2011 | | 2012 | | 2013 | | 2014 | |
|------------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|
| | Entrada | Saída | Entrada | Saída | Entrada | Saída | Entrada | Saída |
| | - | 81,38 | - | 33,37 | - | 14,78 | - | 16,62 |

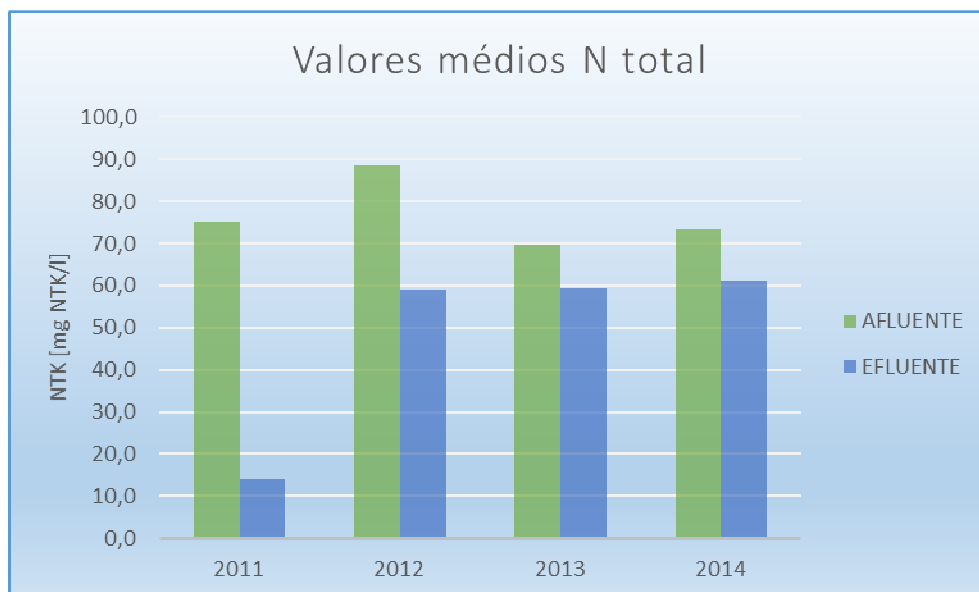
(fonte: adaptado de SOUZA, 2015)

Figura 26 – Valores médios anuais de NTK



(fonte: KADLEC; WALLACE, 2009)

Figura 27 – Valores médios anuais de NTK



(fonte: baseado em SOUZA, 2015)

Assim como no caso do fósforo, a legislação federal não impõe um limite para este parâmetro, quando se trata de efluentes domésticos, deixando isso a cargo do órgão ambiental competente quando este considerar importante a limitação, de acordo com o corpo receptor do efluente em questão. Já a legislação estadual limita apenas o nitrogênio na forma amoniacal.

8.6 NITROGÊNIO AMONIACAL

Para este parâmetro o afluente apresentou concentrações médias de 65,4 – 73,9 mg NH₃/L. Assim como aconteceu com o nitrogênio total Kjeldhal, se considerarmos o valor típico de nitrogênio amoniacal proposto por Von Sperling (1995) de 30 mg NH₃/L, nota-se que não houve remoção no tratamento realizado pela ETE compacta.

A carga de amônia aplicada no sistema *wetland* foi então de 6,2 – 7,1 g NH₃ m⁻².d⁻¹, carga bastante superior àquela apontada por Kadlec e Wallace (2009, p. 318) como a média anual de remoção em um *wetland* de fluxo horizontal sub-superficial, obtida com o monitoramento de 112 sistemas, que foi de 208 g NH₃ m⁻².ano⁻¹ ou 0,57 g NH₃ m⁻².d⁻¹.

O efluente apresentou concentrações médias na faixa de 13,3 – 60,3 mg NH₃/L, com eficiência bastante variável, entre 11,4% - 81,2%. Assim como aconteceu nos parâmetros anteriores, o período onde aconteceram as maiores remoções foi no início do funcionamento do *wetland*, mantendo uma porcentagem bastante alta no primeiro ano, com o tempo a eficiência foi diminuindo, alcançando a menor média de remoção no último ano monitorado.

A tabela 17 apresenta os dados de nitrogênio amoniacal tratados para o período.

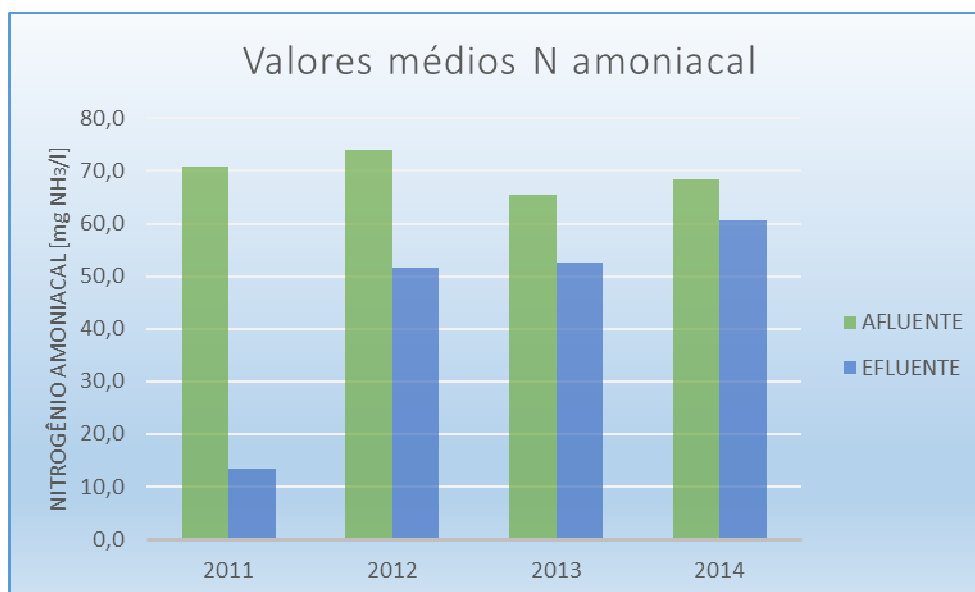
Tabela 17 – Resumos dos dados de NH₃

| [mg NH ₃ /L] | 2011 | | 2012 | | 2013 | | 2014 | |
|-------------------------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|
| | Entrada | Saída | Entrada | Saída | Entrada | Saída | Entrada | Saída |
| Valor mínimo | 13,0 | 5,0 | 51,7 | 21,2 | 55,2 | 43,9 | 66,3 | 57,8 |
| 25% < | 62,0 | 5,0 | 66,6 | 43,6 | 58,6 | 50,7 | 66,7 | 57,9 |
| Mediana | 70,9 | 13,3 | 73,9 | 51,7 | 65,4 | 52,7 | 68,4 | 60,6 |
| 25% > | 117,9 | 34,3 | 81,3 | 59,1 | 72,1 | 58,6 | 69,5 | 61,4 |
| Valor máximo | 163,9 | 49,7 | 94,5 | 74,2 | 90,3 | 64,1 | 71,8 | 62,4 |

| Eficiência | 2011 | | 2012 | | 2013 | | 2014 | |
|------------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|
| | Entrada | Saída | Entrada | Saída | Entrada | Saída | Entrada | Saída |
| Eficiência | - | 81,24 | - | 30,04 | - | 19,42 | - | 11,40 |

(fonte: adaptado de SOUZA, 2015)

A figura 28 mostra as concentrações médias do afluente e do efluente ao *wetland*, tornando mais perceptível o decaimento da eficiência com o passar do tempo.

Figura 28 – Valores médios anuais de NH₃

(fonte: baseado em SOUZA, 2015)

No caso do nitrogênio amoniacal a legislação federal não impõe um valor limite, deixando isto a cargo do órgão ambiental responsável, se este achar necessário. A legislação estadual limita este parâmetro em 20 mg NH₃/L, sendo assim, o efluente atendeu o disposto somente no primeiro ano, no restante a concentração ficou superior ao limite estabelecido.

8.7 SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS

O afluente apresentou concentrações médias de sólidos suspensos entre 18,0 – 49,0 mg/L. Quando considerado o valor típico de efluentes domésticos de 400 mg/L (VON SPERLING, 1995), calcula-se uma eficiência do tratamento primário/secundário de 87,8% – 95,5%. Dessa maneira, foi aplicada no *wetland* carga média de 1,7 – 4,7 mg SS m⁻².d⁻¹.

Depois de passar pelo *wetland* as concentrações médias de sólidos suspensos diminuem consideravelmente, passando para 2,5 – 3,6 mg/L, conseguindo então uma eficiência de 83,3% – 92,1%.

No caso deste parâmetro, as concentrações de entrada foram bastante variáveis, porém as concentrações de saída foram uniformes, não apresentando grandes variações, demonstrando que o *wetland* respondeu bem as cargas recebidas. A tabela 18 traz os resultados encontrados para concentração de sólidos suspensos totais na entrada e saída no sistema.

Tabela 18 – Resumos dos dados de SST

| [mg/L] | 2011 | | 2012 | | 2013 | | 2014 | |
|--------------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|
| | Entrada | Saída | Entrada | Saída | Entrada | Saída | Entrada | Saída |
| Valor mínimo | 0,5 | 0,2 | 11,6 | 1,0 | 28,0 | 1,5 | 13,5 | 1,2 |
| 25% < | 7,3 | 1,3 | 37,0 | 2,0 | 40,0 | 1,9 | 16,0 | 2,5 |
| Mediana | 20,2 | 2,5 | 49,0 | 3,6 | 44,5 | 3,5 | 18,0 | 3,0 |
| 25% > | 39,5 | 5,5 | 84,3 | 5,6 | 57,0 | 7,0 | 30,0 | 8,0 |
| Valor máximo | 71,0 | 11,0 | 152,1 | 9,2 | 67,0 | 8,4 | 46,0 | 12,0 |

| Eficiência | 2011 | | 2012 | | 2013 | | 2014 | |
|------------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|
| | Entrada | Saída | Entrada | Saída | Entrada | Saída | Entrada | Saída |
| | 94,95 | 87,62 | 87,75 | 92,65 | 88,88 | 92,13 | 95,50 | 83,33 |

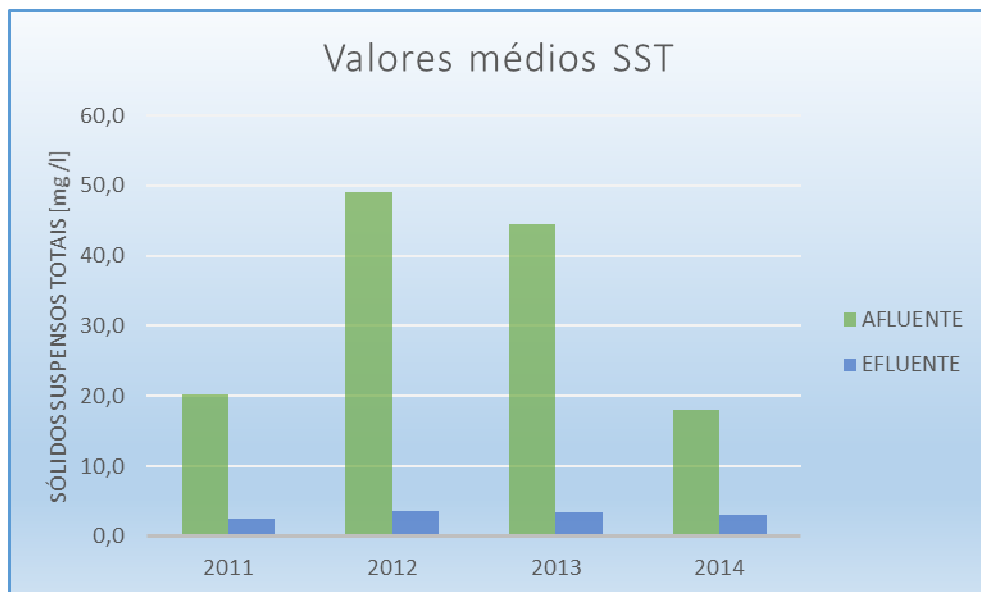
(fonte: adaptado de SOUZA, 2015)

Os principais mecanismos de remoção de sólidos são sedimentação/filtração, decomposição, assimilação pelas plantas e oxidação pelos microrganismos, este conjunto proporcionou então, a elevada remoção. Porém, são os sólidos suspensos que quando filtrados pelo substrato ou sedimentados obstruem os poros, dificultando o funcionamento hidráulico do sistema, limitando a ação dos micro-organismos. Conseqüentemente, há o decréscimo da entrada de oxigênio no material filtrante, que não é suficiente para vários processos aeróbios, como degradação da matéria orgânica e a nitrificação, resultando em perda de eficiência

(SEZERINO, 2006), exatamente como aconteceu no sistema estudado e que foi exposto nos itens anteriores.

Na figura 29 é possível verificar a grande eficiência apresentada pelo *wetland*, assim como a variação de concentração apresentada pelo afluente.

Figura 29 – Valores médios anuais de SST



(fonte: baseado em SOUZA, 2015)

A legislação federal não limita este parâmetro. Já legislação estadual limita conforme a vazão de lançamento, no caso estudado que temos uma vazão de 40,9 m³/dia, os sólidos suspensos são limitados a 160 mg/L, sendo assim, o efluente atendeu com folga o limite imposto.

8.8 TURBIDEZ

O afluente apresentou valores médios de turbidez na faixa de 268,6 – 92,2 NTU, após a passagem pelo *wetland* os valores médios do efluente foram 6,5 – 23,1 NTU, apresentando altas taxas de eficiência. O primeiro ano de funcionamento foi o que apresentou os menores valores tanto no afluente quanto no efluente, os demais anos apresentaram valores maiores, mas ainda assim a eficiência permaneceu alta. A tabela 19 apresenta os valores encontrados para turbidez.

Tabela 19 – Resumos dos dados de turbidez

| [NTU] | 2011 | | 2012 | | 2013 | | 2014 | |
|--------------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|
| | Entrada | Saída | Entrada | Saída | Entrada | Saída | Entrada | Saída |
| Valor mínimo | 3,7 | 0,4 | 31,8 | 3,3 | 47,4 | 8,1 | 79,4 | 13,9 |
| 25% < | 34,5 | 3,1 | 115,4 | 7,6 | 97,0 | 8,6 | 112,2 | 16,1 |
| Mediana | 92,2 | 6,5 | 202,3 | 12,5 | 268,6 | 12,4 | 139,3 | 23,1 |
| 75% > | 122,3 | 10,9 | 325,4 | 17,0 | 329,2 | 48,4 | 181,6 | 75,7 |
| Valor máximo | 197,4 | 20,2 | 624,5 | 30,7 | 586,6 | 48,4 | 213,8 | 139,0 |

| Eficiência | 2011 | | 2012 | | 2013 | | 2014 | |
|------------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|
| | Entrada | Saída | Entrada | Saída | Entrada | Saída | Entrada | Saída |
| | - | 92,95 | - | 93,82 | - | 95,38 | - | 83,42 |

(fonte: adaptado de SOUZA, 2015)

As legislações, tanto federal como estadual, não limitam este parâmetro e nem sequer citam ele nas respectivas resoluções.

8.9 COLIFORMES

Os resultados de concentrações médias do efluente para coliformes totais são apresentados na tabela 20.

Tabela 20 – Concentrações médias de coliformes totais do efluente

| Ano | Concentração | Eficiência |
|------|------------------|------------|
| | Média | Média |
| 2011 | $8,6 \cdot 10^4$ | 40,7% |
| 2012 | $1,1 \cdot 10^5$ | 22,1% |
| 2013 | $1,4 \cdot 10^5$ | 15,1% |
| 2014 | $1,4 \cdot 10^5$ | 12,8% |

(fonte: adaptado de SOUZA, 2015)

A eficiência de remoção de coliformes totais foi pequena, apresentando seu maior valor médio, de 40,7%, no primeiro ano de funcionamento, e decaindo com o passar do tempo até chegar em 12,8% no último de observação.

Os resultados de concentrações médias do efluente para coliformes termotolerantes são apresentados na tabela 21.

Tabela 21 – Concentrações médias de coliformes termotolerantes do efluente

| Ano | Concentração | Eficiência |
|------|------------------|------------|
| | Média | Média |
| 2011 | $5,5 \cdot 10^4$ | 61,3% |
| 2012 | $6,3 \cdot 10^4$ | 40,0% |
| 2013 | $7,0 \cdot 10^4$ | 47,1% |
| 2014 | $3,8 \cdot 10^4$ | 55,6% |

(fonte: adaptado de SOUZA, 2015)

Já a eficiência de remoção de coliformes termotolerantes foi maior em relação aos totais, e também apresentou maior valor médio, de 61,3%, no primeiro ano. Porém, o menor valor médio, de 40%, foi observado no segundo ano, havendo crescimento progressivo nos anos seguintes.

A legislação federal não menciona esse parâmetro. Já a legislação estadual limita apenas os coliformes termotolerantes, de acordo com a faixa de vazão de lançamento de efluente, porém quando a vazão é menor que 200 m³/dia não há limite especificado.

8.10 COMPARAÇÃO COM AS LEGISLAÇÕES

As legislações que se deseja atender com o efluente final do sistema de tratamento condominial para que este possa ser lançado em corpo hídrico são: em âmbito nacional a Resolução Conama N° 430/2001 (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 2011) e em âmbito estadual a Resolução Consema N° 128/2006 (CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE, 2006a), nelas são fixados os limites dos parâmetros que devem ser respeitados.

Já a NBR 13969 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997) apresenta limites quanto aos parâmetros condicionando-os à classe de lançamento do corpo receptor. Para fim de estudo será considerado que o efluente será lançado em um receptor de classe D, ou seja, o corpo receptor não possui captação a jusante para abastecimento público e nem está localizado em água litorânea, portanto é definido, na referida norma, como: demais corpos receptores.

Para a avaliação da possibilidade de reuso do efluente final foi utilizada a NBR 13969 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997) que limita parâmetros de acordo com a atividade em que a água residuária será utilizada. Para o estudo foi considerada a atividade de reuso em descargas dos vasos sanitários, que seria uma possibilidade real de aplicação, visto que é um condomínio residencial, e que por não apresentar contato direto com o usuário possui parâmetros mais brandos.

A tabela 22 compara os valores obtidos para os parâmetros estudados do efluente do *wetland* com as legislações, federal e estadual, para lançamento em corpo hídrico e para reuso.

Tabela 22 – Comparação dos resultados obtidos com as legislações

| Parâmetro | Faixas de Valores Obtidos | Limites para Lançamento Corpo Hídrico | | | Limites para Reuso |
|--|--|---------------------------------------|---------------------|-----------|--------------------|
| | | Legislação Federal | Legislação Estadual | NBR 13969 | NBR 13969 |
| | | CONAMA 430 | CONSEMA 128 | CLASSE D | |
| DQO [mg O ₂ /L] | 43,0 - 142,7 | - | 360,0 | 150,0 | - |
| DBO ₅ [mg O ₂ /L] | 6,1 - 71,3 | 120,0 | 150,0 | 60,0 | - |
| Fósforo Total [mg P/L] | 0,57 - 7,23 | - | - | - | - |
| NTK [mg N/L] | 7,6 - 66,5 | - | - | - | - |
| Nitrogênio Amoniacal [mg NH ₃ /L] | 5,0 - 61,4 | - | 20,0 | 5,0 | - |
| Sólidos Suspensos Totais [mg/L] | 1,3 - 8,0 | - | 160,0 | 160,0 | - |
| Coliformes Totais [NMP/100ml] | 8,6.10 ⁴ -1,4.10 ⁵ | - | - | - | - |
| Coliformes Termotolerantes [NMP/100ml] | 3,8.10 ⁴ -5,9.10 ⁴ | - | - | 1000,0 | 500,0 |
| Turbidez [UNT] | 3,1 - 75,7 | - | - | - | 10,0 |

(fonte: elaborada pela autora)

Observa-se então, que o efluente atendeu a legislação federal, quando considerado apenas os parâmetros estudados, permanecendo inferior, em todos os testes, ao limite de DBO₅ referido na resolução.

Na legislação estadual o parâmetro problema foi o nitrogênio amoniacal, que foi atendido somente no primeiro ano de funcionamento do *wetland*, nos demais anos a concentração no efluente foi bastante superior ao limite proposto, em todas as análises realizadas. Os demais parâmetros foram atendidos durante todo o tempo de observação.

Considerando os limites dos parâmetros propostos pela NBR 13969 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997) para lançamento em corpo hídrico classe D, o efluente não atenderia aos parâmetros de nitrogênio amoniacal e coliformes termotolerantes,

permanecendo superior aos limites recomendados na maior parte do tempo de funcionamento. Os demais parâmetros foram atendidos na grande parte das análises realizadas.

Pensando em um possível reuso da água residuária final, foi comparado os parâmetros estudados com os limites indicados na NBR 13969 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997). O parâmetro turbidez foi atingido, na maioria das análises, durante os dois primeiros anos, deixando de ser atingido nos anos seguintes. Mas o principal problema foi com os coliformes termotolerantes cujos resultados apontaram que o limite permitido foi superado. Sendo assim, caso se deseje reutilizar o efluente deve-se adotar um tratamento adicional após o *wetland*, focando na redução dos coliformes termotolerantes de modo que se atinja o limite de 500 NMP/100 ml recomendado na norma técnica citada.

9 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Levando em conta que o serviço de saneamento básico ainda é precário no País e que grande parte das localidades isoladas não tratam seu esgoto, este trabalho buscou apresentar um sistema de tratamento descentralizado, de baixo custo e capaz de adequar o esgoto sanitário aos padrões de lançamento e de reuso fixados nas legislações, contribuindo para a preservação dos recursos hídricos.

Buscando entender o funcionamento desse sistema, os dados foram obtidos na entrada e na saída do *wetland*, possibilitando a caracterização do afluente e do efluente. Com os dados levantados na saída do sistema também foi possível compará-los com as legislações e concluir se a água residuária atende aos limites exigidos para lançamento ou reuso e qual o melhor destino para ela.

Com a análise dos dados do afluente do *wetland* foi possível perceber uma relação DQO/DBO₅ elevada, maior que 3, ou seja, a fração inerte, não biodegradável, da água residuária era grande, indicando a passagem do efluente, anteriormente, por um tratamento secundário onde a fração biodegradável começou a ser reduzida. Quando adotado valores de concentração de matéria orgânica no esgoto doméstico bruto indicados na literatura e os valores obtidos na entrada do *wetland*, a ETE compacta do condomínio apresentou a eficiência esperada na remoção de matéria orgânica, reportada na literatura específica, de 60% a 75%.

De maneira geral, o sistema *wetland* demonstrou desempenho satisfatório na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos durante os quatro anos de monitoramento do sistema estudado, ainda que o decaimento da eficiência tenha acontecido ao longo do tempo, os limites destes parâmetros estabelecidos nas legislações, federal e estadual, foram respeitados integralmente. O *wetland* foi bastante eficiente também na redução da turbidez do efluente, resultando em uma água residuária que, por vezes, atende até mesmo os padrões de reuso.

O primeiro ano de funcionamento do *wetland*, foi no qual se obteve as maiores taxas de remoção em praticamente todos os parâmetros avaliados, apresentando taxas médias de remoção de matéria orgânica na ordem de 75% e de nutrientes chegando a até 80%. A alta

eficiência do sistema, no início de sua atividade, pode ser explicada pelo conjunto de fatores que permitiram que os mecanismos de remoção, como a adsorção, filtração, assimilação pelas plantas entre outros, se desenvolvessem. Isso porque o sistema, considerado novo, apresenta um substrato com poros livres e plantas no início do seu ciclo de vida, situações ideais para que os fenômenos físicos, químicos e biológicos responsáveis pela remoção dos parâmetros aconteçam mais facilmente.

Porém, para sustentar essa alta eficiência é necessário que haja o manejo adequando das plantas com colheitas periódicas da biomassa, objetivando não saturar a capacidade de assimilação das plantas, o que provavelmente não aconteceu com o sistema estudado. Claramente houve uma diminuição com o tempo das eficiências de remoção, principalmente dos nutrientes, nitrogênio e fósforo, que no último ano de monitoramento chegou a apresentar insignificantes porcentagens médias de 16,6% e 12,6%, respectivamente. A substituição das plantas envelhecidas, e não somente a sua poda, é uma importante ação preventiva, visto que acontece a estabilização da necessidade de nutrientes na planta, fazendo com que elas pouco contribuam no processo de tratamento. A retirada das raízes antigas é outra ação que impede que aconteça a saturação do sistema, especialmente nos *wetlands* de fluxo sub-superficial, onde geralmente a planta é arrancada superficialmente e a raiz permanece junto ao substrato do sistema, obstruindo os poros. Já a saturação do substrato em si, ou seja, a colmatação do sistema, tem como consequência o decréscimo da condutividade hidráulica, o que também leva a uma diminuição do potencial do tratamento.

Basicamente o efluente do *wetland* atendeu a legislação federal Resolução Conama N° 430/2001 (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 2011) e atendeu parcialmente a legislação estadual Resolução Consema N° 128/2006 (CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE, 2006a), o nitrogênio amoniacal ficou acima do limite imposto na maior parte do tempo. Algumas razões, apresentadas a seguir, podem ser apontadas para a baixa eficiência na remoção deste parâmetro, notadamente, a partir da segunda metade, já do primeiro ano de funcionamento.

Segundo a literatura, os *wetlands* horizontais de fluxo sub-superficial não são os mais eficientes para o tratamento de esgotos domésticos, principalmente quanto a remoção de nitrogênio, os *wetlands* de fluxo superficial e os de fluxo vertical tem apresentado resultados mais satisfatórios, visto que estes apresentam uma taxa maior de transferência de oxigênio do

que as observadas nos *wetlands* de fluxo horizontal, facilitando a oxidação da amônia. Segundo Campbell e Ogden (1999), outra hipótese seriam as baixas temperaturas registradas no local, que prejudicam as atividades das plantas e das bactérias e conseqüentemente a remoção da amônia.

Já na avaliação quanto a possibilidade de reuso da água residuária, conclui-se que seria necessário a adoção de um pós-tratamento ao *wetland*, visto que a concentração de coliformes termotolerantes ficou acima do estabelecido na NBR 13969 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997).

É possível, então, constatar que os *wetlands*, quando projetados, mantidos e operados de maneira adequada, apresentam eficiência compatível com outras tecnologias que promovem o tratamento secundário e terciário de esgotos domésticos, mostrando-se como uma alternativa tecnológica de grande potencial ao promover o tratamento sob o contexto da descentralização, sendo capaz de atender aos padrões de lançamento exigidos nas legislações.

REFERÊNCIAS

- ALEM SOBRINHO, P.; TSUTIYA, M. T. **Coleta e transporte de esgoto sanitário**. 1. ed. São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, 1999.
- ARAÚJO, R. de. O sistema de esgoto sanitário. In: NUVOLARI, A. (Coord.). **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola**. 1. ed. (2. reimpr.) São Paulo: Edgard Blucher, 2003. (reimpr. 2007) p. 15-36.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9648**: estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário. Rio de Janeiro. 1986a.
- _____. **NBR 9649**: projeto de redes coletoras de sistemas de esgoto sanitário. Rio de Janeiro. 1986b.
- _____. **NBR 12207**: projeto de interceptores de esgoto sanitário. Rio de Janeiro. 1992a.
- _____. **NBR 12209**: projeto de estações de tratamento de esgoto sanitário. Rio de Janeiro. 1992b.
- _____. **NBR 13969**: tanques sépticos – unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – projeto, construção e operação. Rio de Janeiro. 1997.
- BLUM, J. R. C. Critérios de padrões de qualidade da água. In: MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. dos. (Ed.). **Reuso de água**. 1. ed. Barueri: Manole, 2003. p. 125-174.
- BORIN, M.; FLORIO, G.; BARBERA, A.; CIRELLI, G. L.; ALBERGO, R.; PALAZZO, S. Preliminary evaluation of macrophyte wetland biomasses to obtain second generation ethanol. In: EUROPEAN BIOMASS CONFERENCE AND EXHIBITION, 19th, 2011, Berlin. **Proceedings...** Berlin: ReserchGate, 2011. p. 642-648.
- BRASIL. Presidência da República. Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos. **Lei n. 11.445**, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Brasília. 2007. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2007/Lei/L11445.htm>. Acesso em: 15 nov. 2015.
- BREGA FILHO, D.; MANCUSO, P. C. S. Conceito de reuso de água. In: MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. dos. (Ed.). **Reuso de água**. 1. ed. Barueri: Manole, 2003. p. 21-36.
- BRUSCHI, D. M.; RIBEIRO, M. A.; PEIXOTO M. C. D.; SANTOS R. de C. S.; FRANCO R. M. **Manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios**. 3. ed. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2002.
- CAMPBELL, C. S.; OGDEN, M. **Constructed wetlands in the sustainable landscape**. New York: Jonh Wiley & Sons, 1999.
- CHAMBERS, R. M., K. J. HAVENS, S. KILLEEN, AND M. BERMAN. Common reed phragmites australis occurrence and adjacent land use along estuarine shoreline in

chesapeake bay. *Bio One*, Washington, v. 29, n. 4, p. 1097-1103, July 2008. Disponível em: <<http://www.bioone.org/doi/abs/10.1672/07-61.1>>. Acesso em: 11 mar. 2016.

CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução n. 128**, de 07 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a fixação de padrões de emissão de efluentes líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2006a. Disponível em: <http://www.sema.rs.gov.br/upload/Resolu%C3%A7%C3%A3o%20CONSEMA%20n%C2%BA%20128_2006%20-%20Fixa%C3%A7%C3%A3o%20de%20Padr%C3%B5es%20de%20Emiss%C3%A3o%20de%20Efluentes%20L%C3%ADquidos.pdf>. Acesso em: 15 de nov. 2015.

_____. **Resolução n. 129**, de 07 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a definição de critérios e padrões de emissão para toxicidade de efluentes líquidos lançados em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2006b. Disponível em: <http://www.sema.rs.gov.br/upload/Resolu%C3%A7%C3%A3o%20CONSEMA%20n%C2%BA%20129_2006%20-%20Dispoe%20sobre%20a%20defini%C3%A7%C3%A3o%20crit%20e%20padroes%20emissao%20toxic%20efluent%20liqu%20lan%C3%A7ados%20nas%20aguas%20superf%20RS.pdf>. Acesso em: 04 de jul. 2016.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução n. 430**, de 13 de maio 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. Brasília, DF, 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/Conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 15 de nov. 2015.

COSTA, R. P. Reúso. In: TELLES, D. A.; _____ (Coord.). **Reúso da água: conceitos, teorias e práticas**. 2. ed. São Paulo: Blucher, 2010. p. 152-207.

CUNHA, C. de A. G. da. **Análise da eficiência de um sistema combinado de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas**. 2006. 157 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

DANH, L. T.; TROUNG, P.; MAMMUCARI, R.; TRAN, T.; FOSTER, N. Vetiver grass, vetiveria zizanioides: a choice plant for phytoremediation of heavy metals and organic wastes. **International Journal of Phytoremediation**, Sidney, v. 11, n. 8, p. 664-691, Oct. 2009.

DENNY, P. The ecology and management of African wetlands vegetation. 1st. ed. Dordrecht: Dr. W. Junk Publishers, 1985.

GALVÃO, A. F. **Comportamento hidráulico e ambiental de zonas húmidas construídas para o tratamento de águas residuais**. 2009. 361 p. Dissertação (Doutorado em Engenharia do Ambiente) – Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, Lisboa, 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Atlas de saneamento 2011**. Rio de Janeiro, 2011.

- JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 3. ed. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1995.
- KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment wetlands**. 2nd. ed. Boca Raton: CRC, 2009.
- METCALF & EDDY INC. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4th. ed. New York: McGraw-Hill, 2003.
- NUVOLARI, A. O lançamento in natura e seus impactos. In: _____ (Coord.). **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola**. 1. ed. (2. reimpr.) São Paulo: Edgard Blucher, 2003. (reimpr. 2007) p. 171-207.
- PHILIPPI JR., A. Reuso de água: uma tendência que se firma. In: MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. dos. (Ed.). **Reuso de água**. 1. ed. Barueri: Manole, 2003. p. XIII-XVII.
- PIETERSE, A. H.; MURPHY, K. J. **Aquatic weeds: the ecology and management of nuisance aquatic vegetation**. Oxford: Oxford University Press, 1993.
- SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S. Filtro plantado com macrófitas (wetlands) como tratamento de esgotos em unidades residenciais: critérios para dimensionamento. In: CONGRESSO NACIONAL DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL 22, 2003, Joinville. **Anais...** Joinville: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003. p. 1-30.
- SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. 2006. 171 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.
- SOARES, S. R. A.; BERNARDES, R. S.; CORDEIRO NETTO, O. de M. Relações entre saneamento, saúde pública e meio ambiente: elementos para formulação de um modelo de planejamento em saneamento. **Caderno de saúde pública**, Rio de Janeiro, v. 18, n. 6, p. 1713-1724, 2002. Disponível em:
<http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-311X2002000600026&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt>. Acesso em: 15 nov. 2015.
- SOUZA, A. B. M de. **Avaliação do desempenho de um wetland construído na etapa de polimento final de uma estação compacta de tratamento de esgoto doméstico**. 2015. 103 f. Trabalho de Diplomação (Graduação em Engenharia Ambiental) – Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Centro Universitário Univates, Lajeado, 2015.
- UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **Manual integrated watershed management** – ecohydrology e phytotechnology. Osaka, 2004.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Manual constructed wetlands treatment of municipal wastewaters**. Ohio, 2000.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. (2. reimpr.) Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996 (reimpr. 1998). v. I.

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

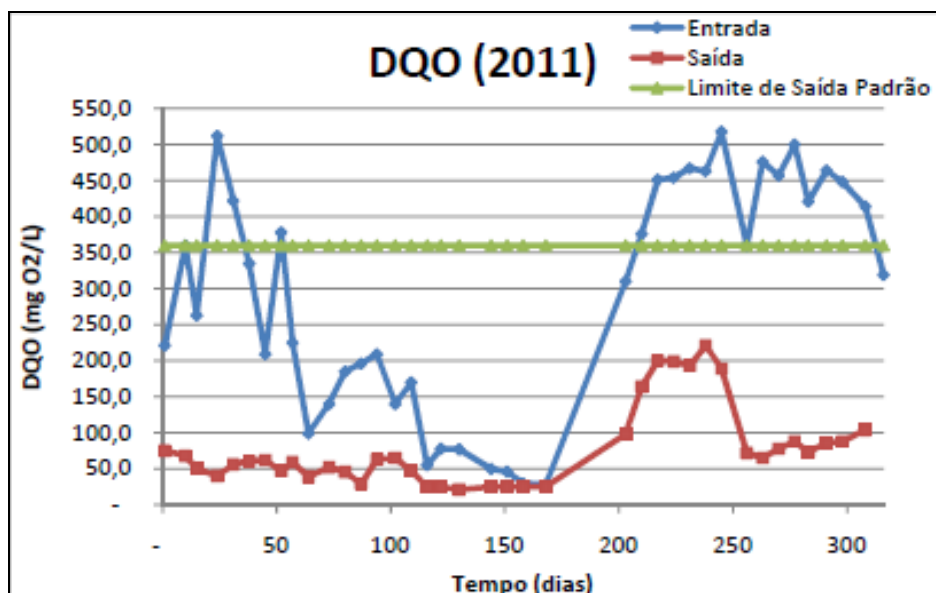
WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Investing in water and sanitation: increasing access, reducing inequalities**. Geneva, 2014.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Reuse of effluents**: methods of wastewater treatment and health safeguards. Geneva, 1973.

ANEXO A – Gráfico dos resultados obtidos para DQO

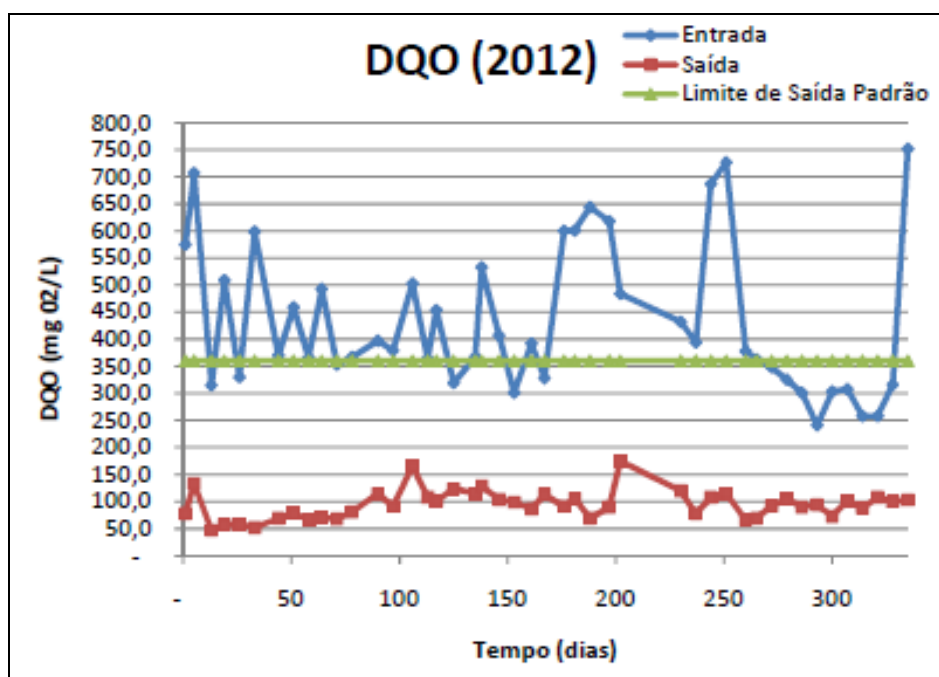
Nas figuras 30 a 33 estão apresentados os resultados obtidos para o parâmetro DQO nos quatro anos de análises.

Figura 30 – Resultados obtidos nas análises de DQO no ano de 2011



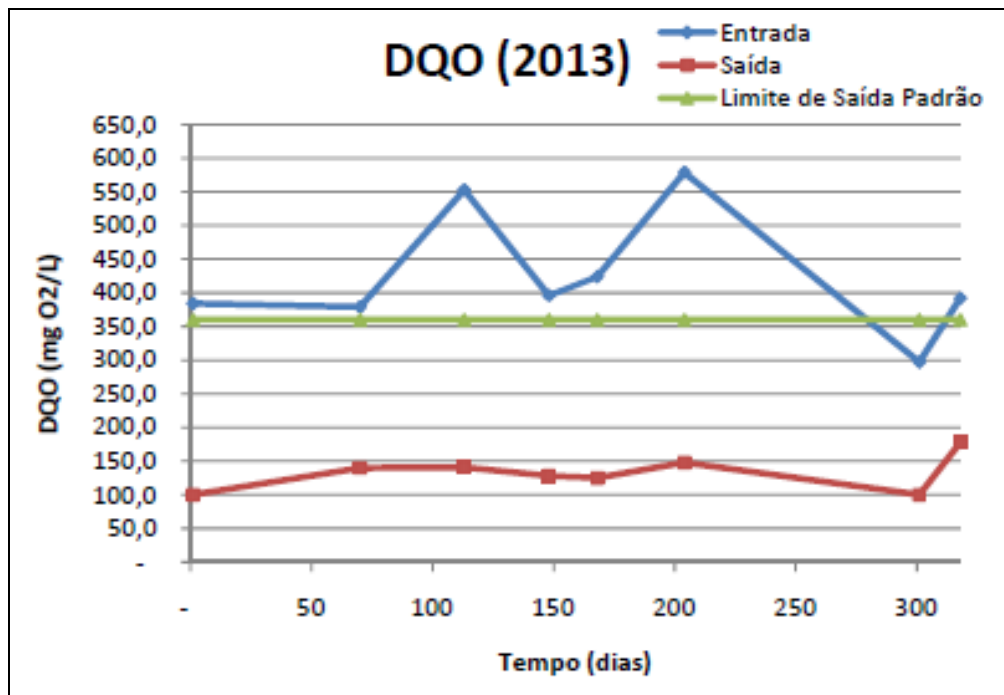
(fonte: SOUZA, 2015)

Figura 31 – Resultados obtidos nas análises de DQO no ano de 2012



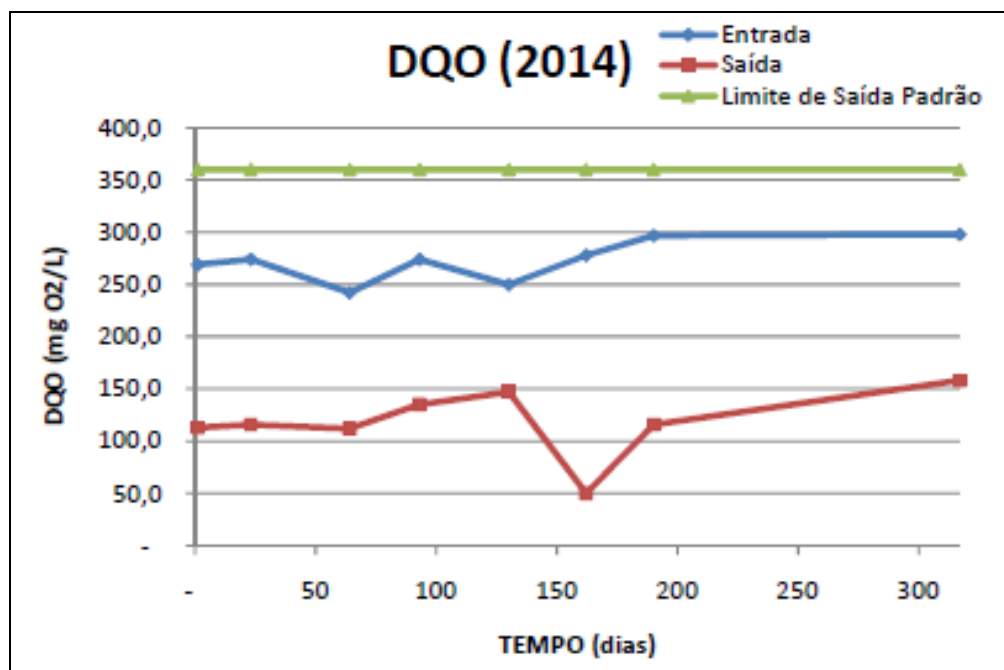
(fonte: SOUZA, 2015)

Figura 32 – Resultados obtidos nas análises de DQO no ano de 2013



(fonte: SOUZA, 2015)

Figura 33 – Resultados obtidos nas análises de DQO no ano de 2014

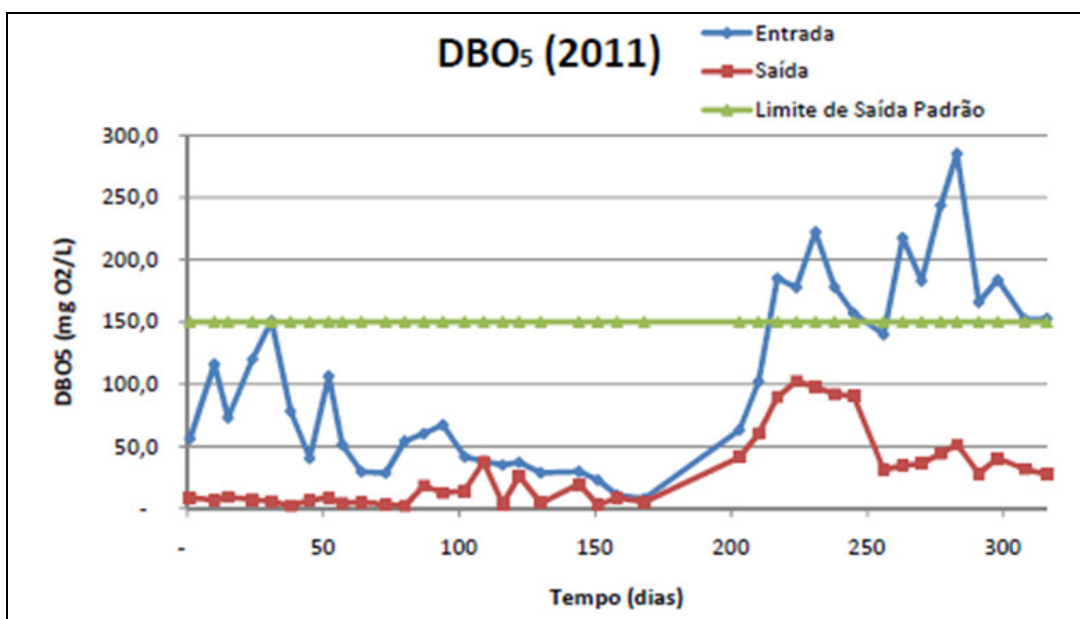


(fonte: SOUZA, 2015)

ANEXO B – Gráfico dos resultados obtidos para DBO₅

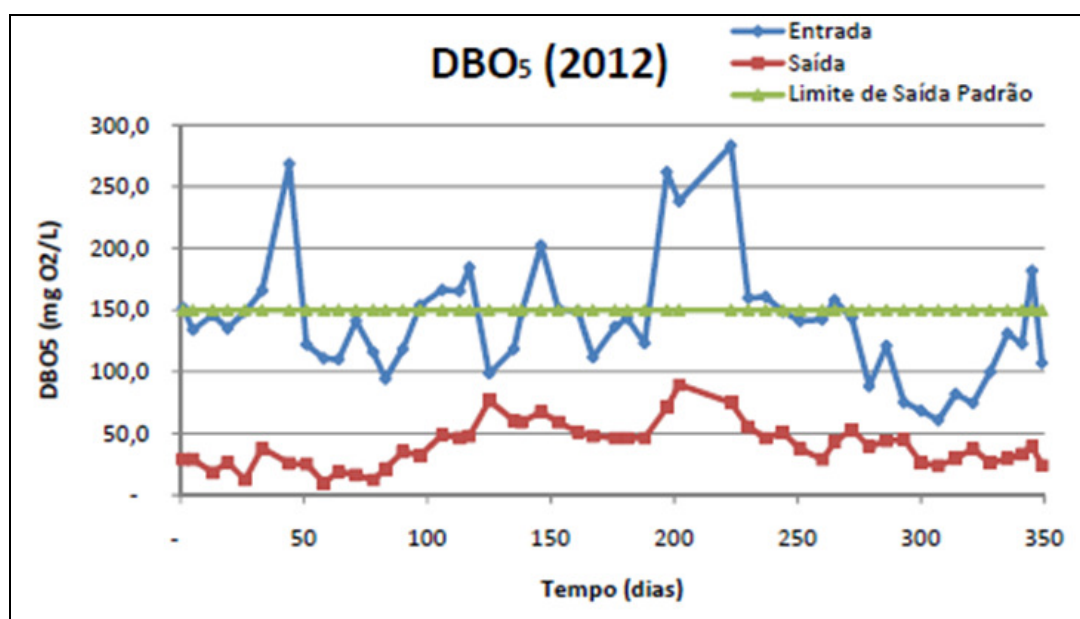
Nas figuras 34 a 37 estão apresentados os resultados obtidos para o parâmetro DBO₅ nos quatro anos de análises.

Figura 34 – Resultados obtidos nas análises de DBO₅ no ano de 2011

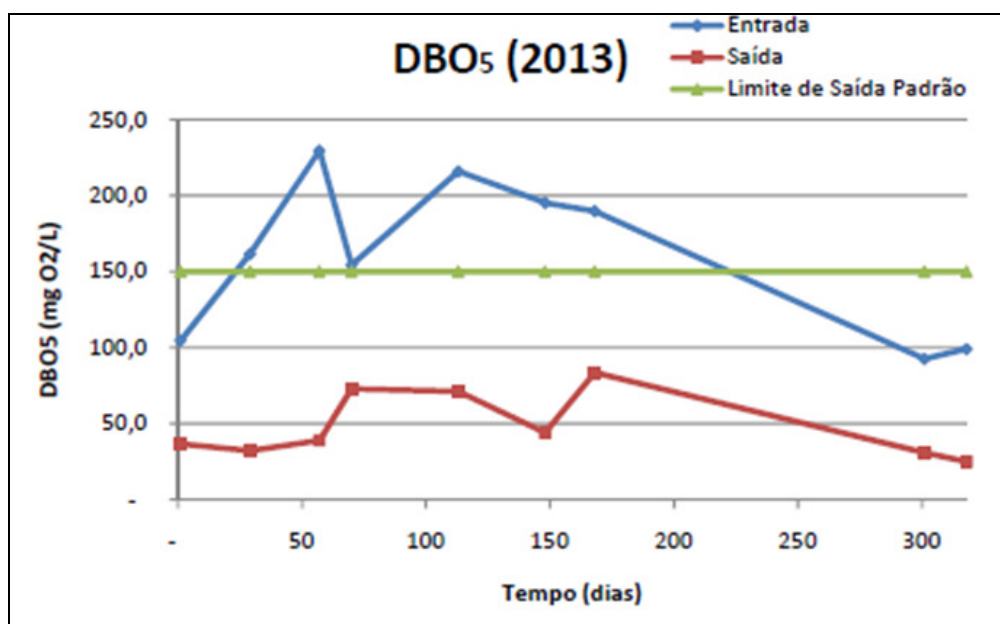


(fonte: SOUZA, 2015)

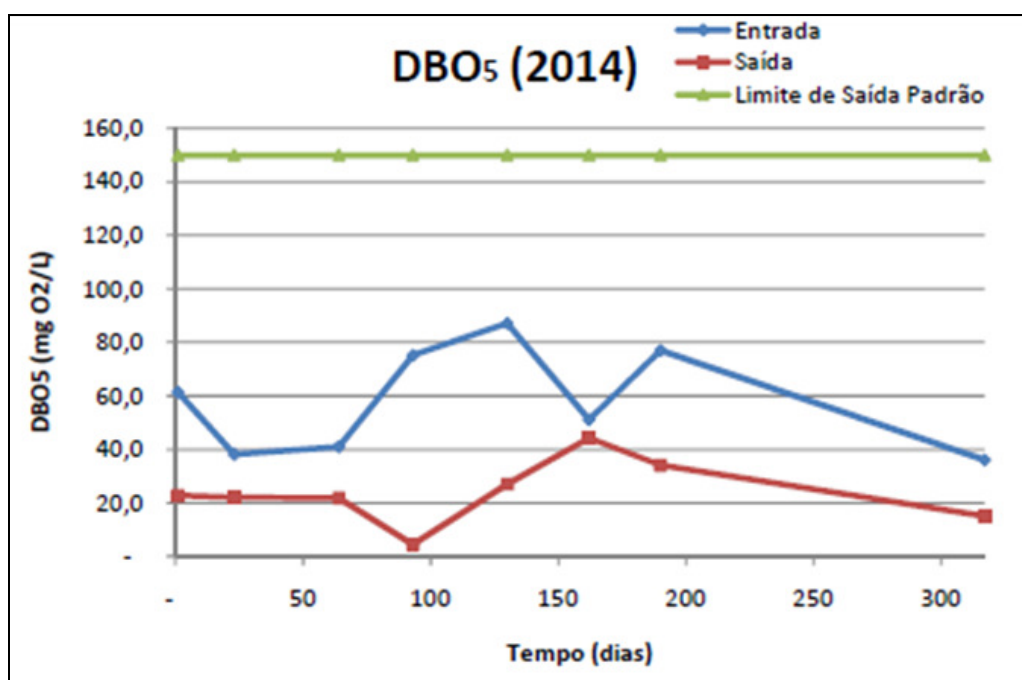
Figura 35 – Resultados obtidos nas análises de DBO₅ no ano de 2012



(fonte: SOUZA, 2015)

Figura 36 – Resultados obtidos nas análises de DBO₅ no ano de 2013

(fonte: SOUZA, 2015)

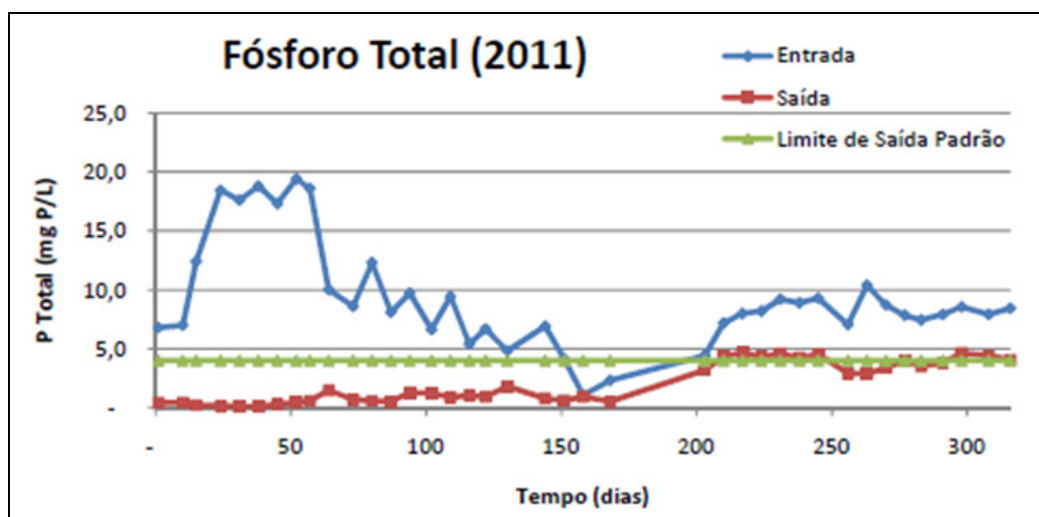
Figura 37 – Resultados obtidos nas análises de DBO₅ no ano de 2014

(fonte: SOUZA, 2015)

ANEXO C – Gráfico dos resultados obtidos para Fósforo

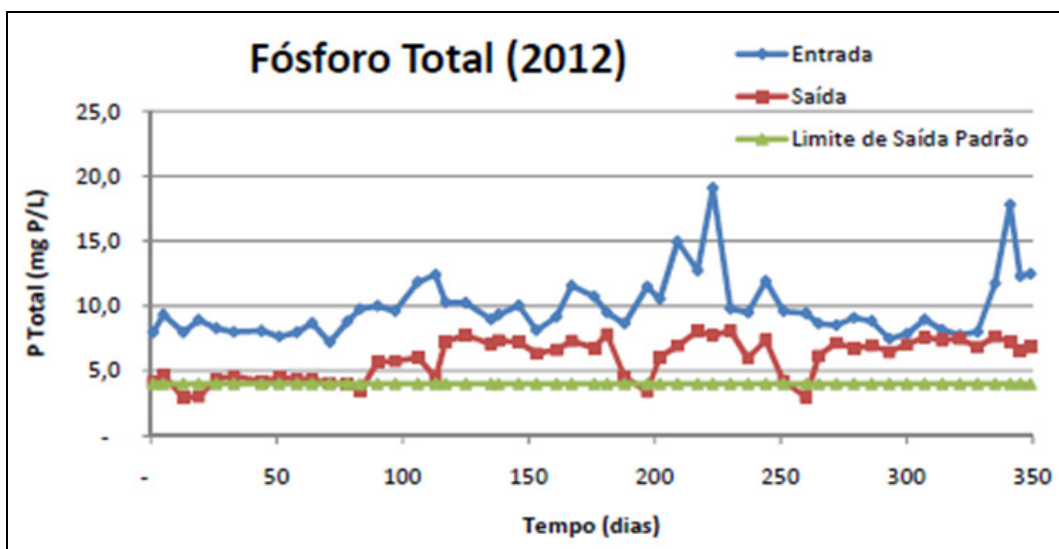
Nas figuras 38 a 41 estão apresentados os resultados obtidos para o parâmetro fósforo nos quatro anos de análises.

Figura 38 – Resultados obtidos nas análises de fósforo no ano de 2011



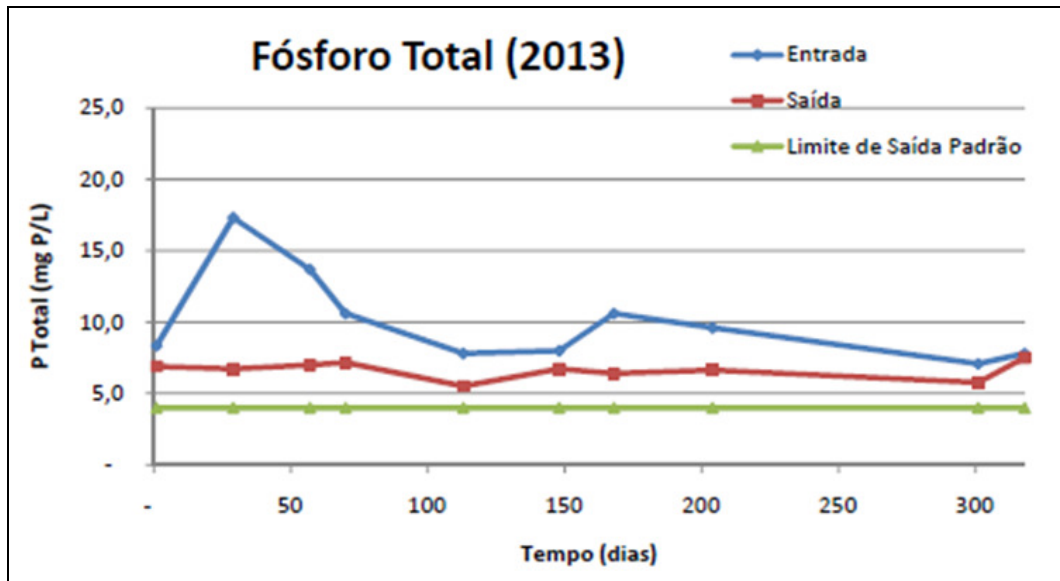
(fonte: SOUZA, 2015)

Figura 39 – Resultados obtidos nas análises de fósforo no ano de 2012



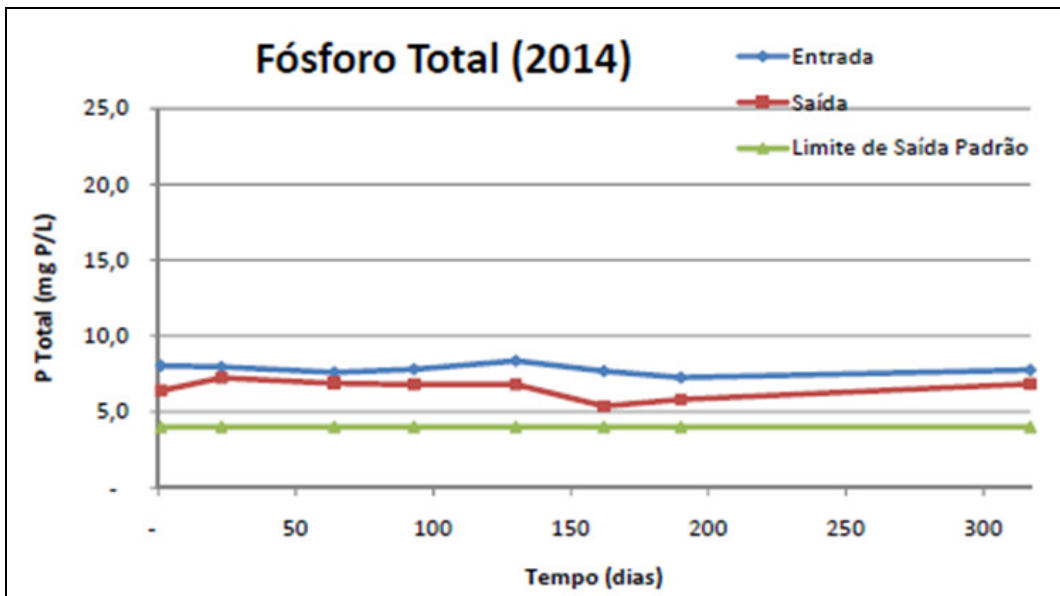
(fonte: SOUZA, 2015)

Figura 40 – Resultados obtidos nas análises de fósforo no ano de 2013



(fonte: SOUZA, 2015)

Figura 41 – Resultados obtidos nas análises de fósforo no ano de 2014

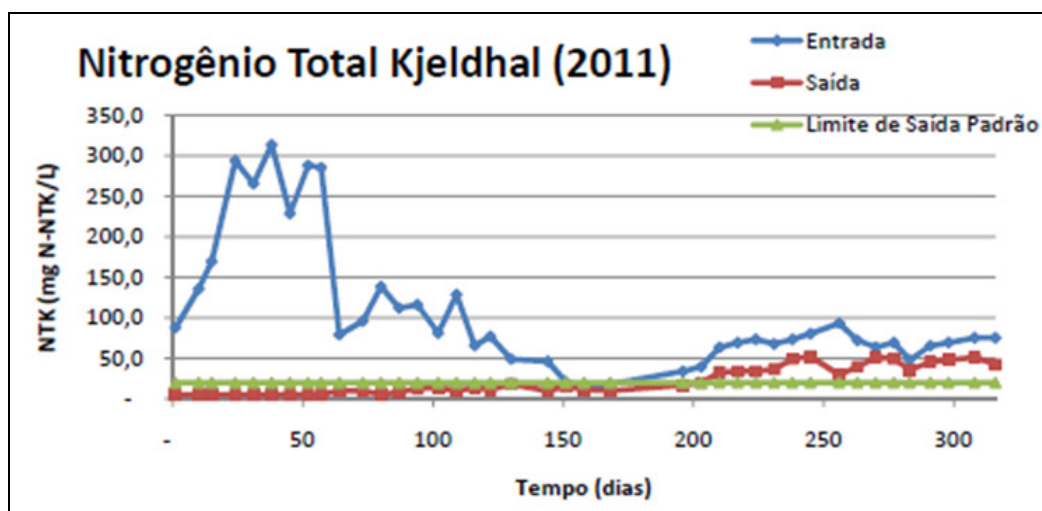


(fonte: SOUZA, 2015)

ANEXO D – Gráfico dos resultados obtidos para Nitrogênio Total Kjeldhal

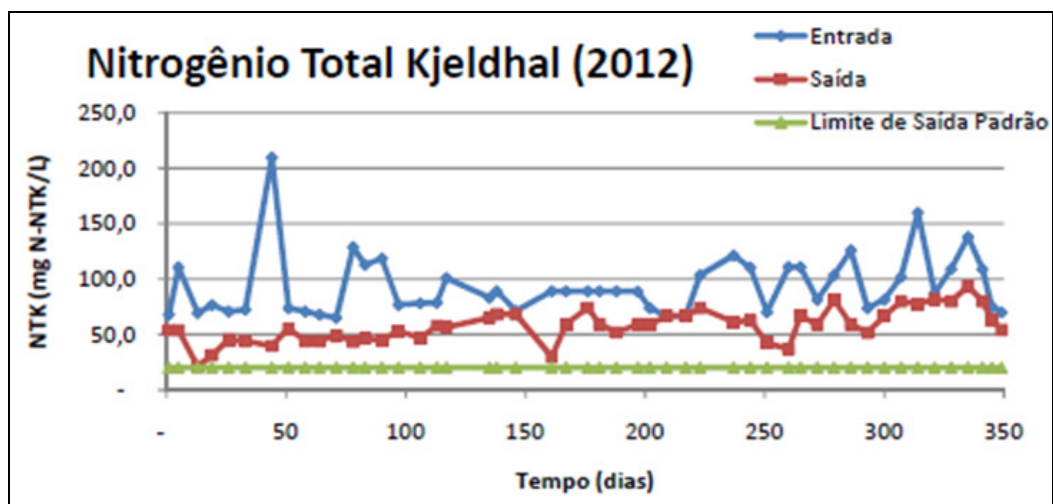
Nas figuras 42 a 45 estão apresentados os resultados obtidos para o parâmetro nitrogênio total Kjeldhal nos quatro anos de análises.

Figura 42 – Resultados obtidos nas análises de NTK no ano de 2011



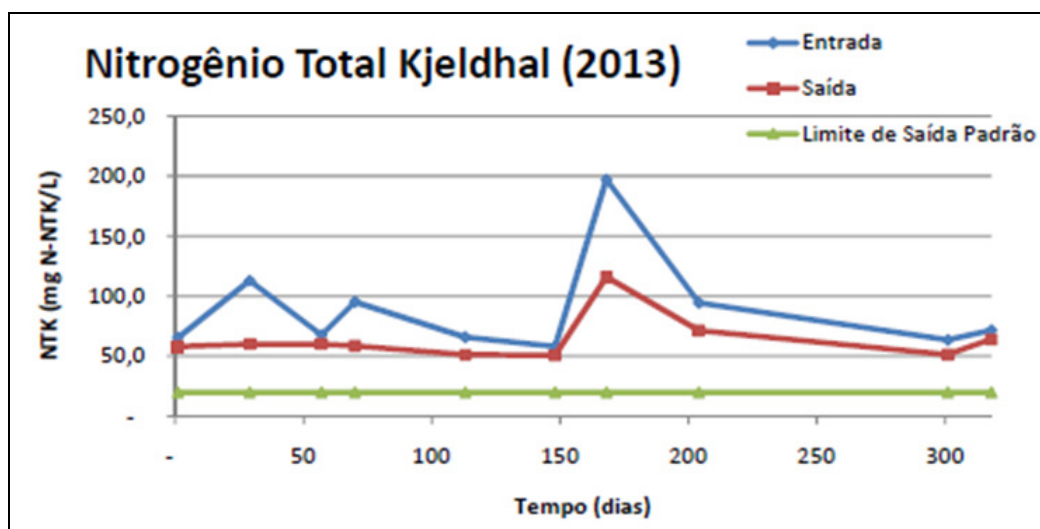
(fonte: SOUZA, 2015)

Figura 43 – Resultados obtidos nas análises de NTK no ano de 2012



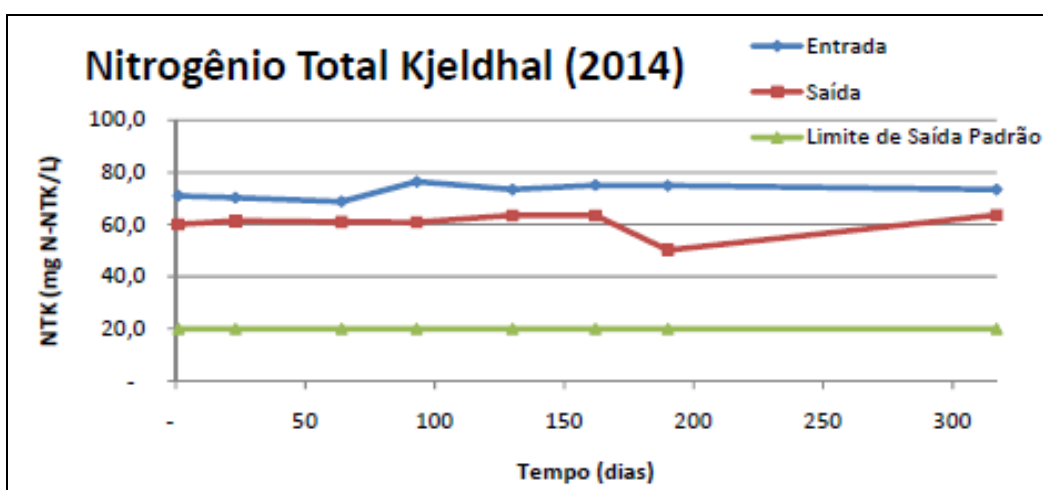
(fonte: SOUZA, 2015)

Figura 44 – Resultados obtidos nas análises de NTK no ano de 2013



(fonte: SOUZA, 2015)

Figura 45 – Resultados obtidos nas análises de NTK no ano de 2014

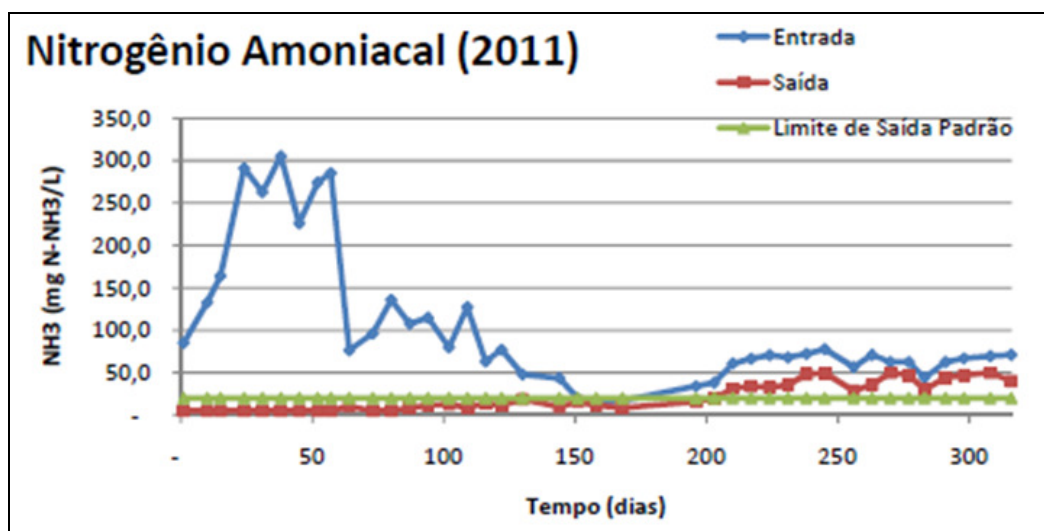


(fonte: SOUZA, 2015)

ANEXO E – Gráfico dos resultados obtidos para Nitrogênio Amoniacal

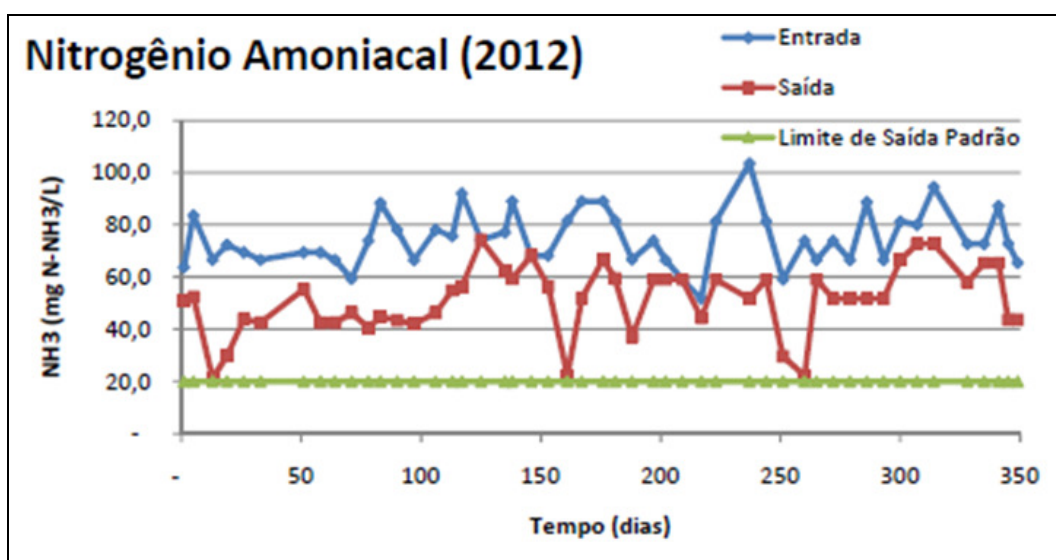
Nas figuras 46 a 49 estão apresentados os resultados obtidos para o parâmetro nitrogênio amoniacal nos quatro anos de análises.

Figura 46 – Resultados obtidos nas análises de nitrogênio amoniacal no ano de 2011



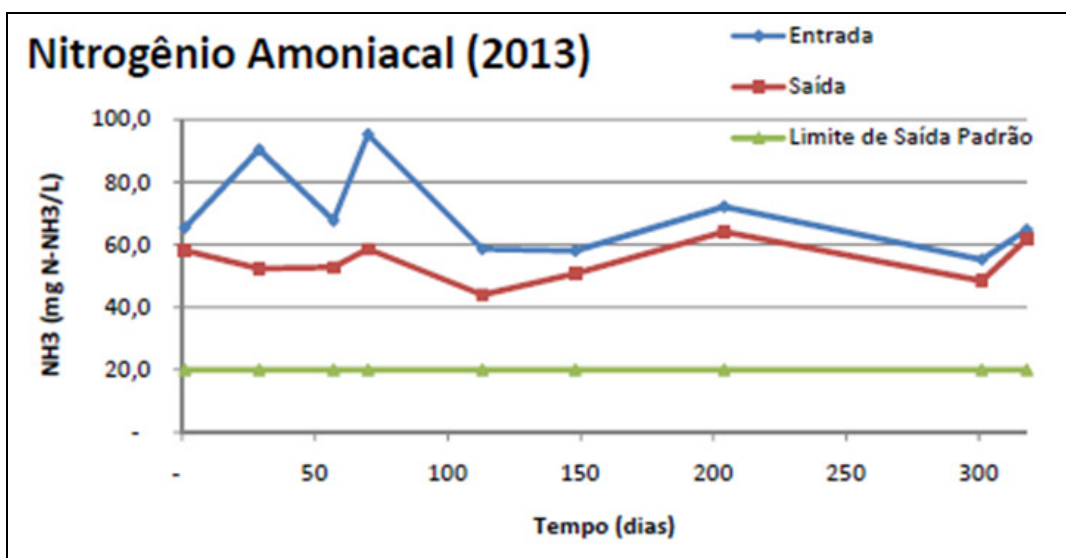
(fonte: SOUZA, 2015)

Figura 47 – Resultados obtidos nas análises de nitrogênio amoniacal no ano de 2012



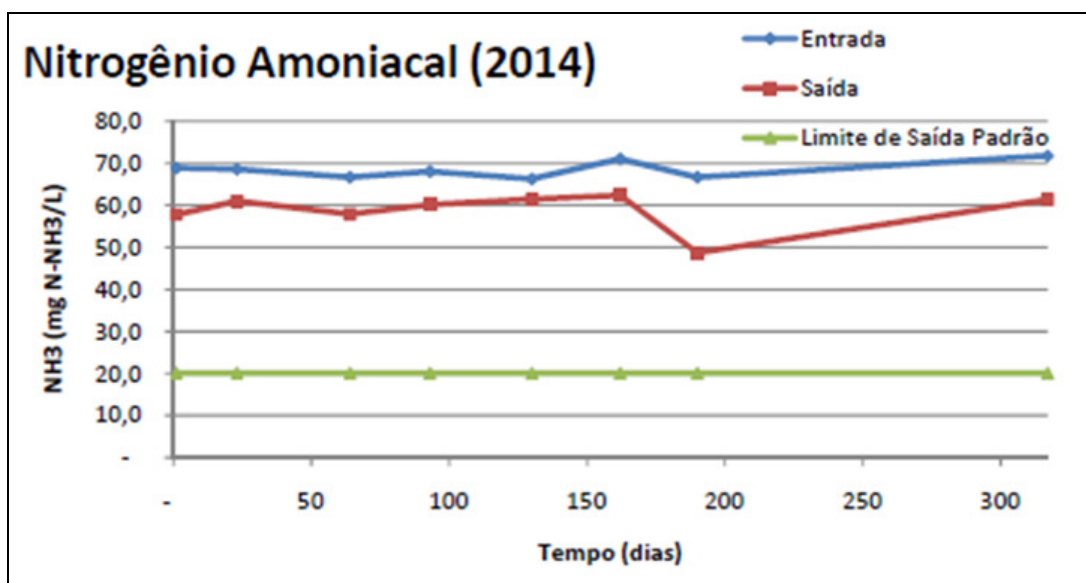
(fonte: SOUZA, 2015)

Figura 48 – Resultados obtidos nas análises de nitrogênio amoniacal no ano de 2013



(fonte: SOUZA, 2015)

Figura 49 – Resultados obtidos nas análises de nitrogênio amoniacal no ano de 2014

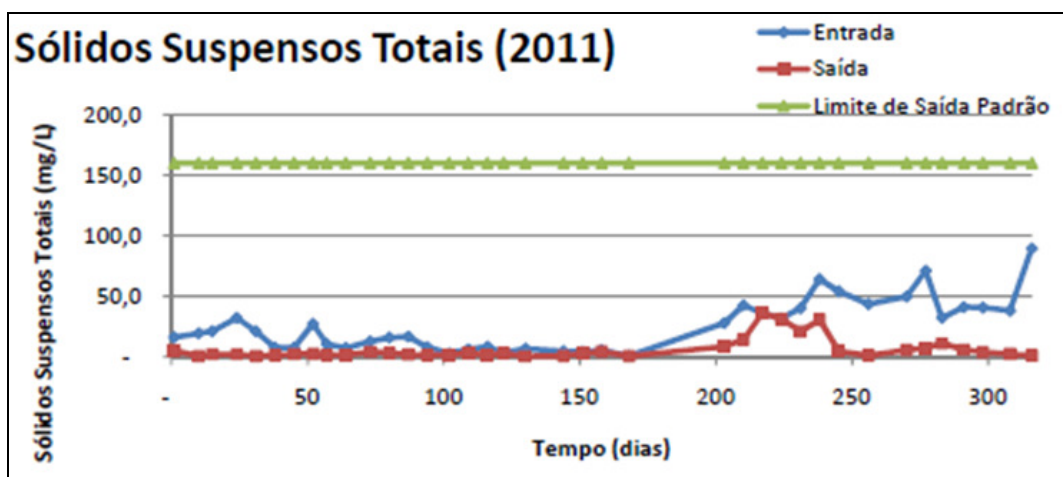


(fonte: SOUZA, 2015)

ANEXO F – Gráfico dos resultados obtidos para Sólidos Suspensos Totais

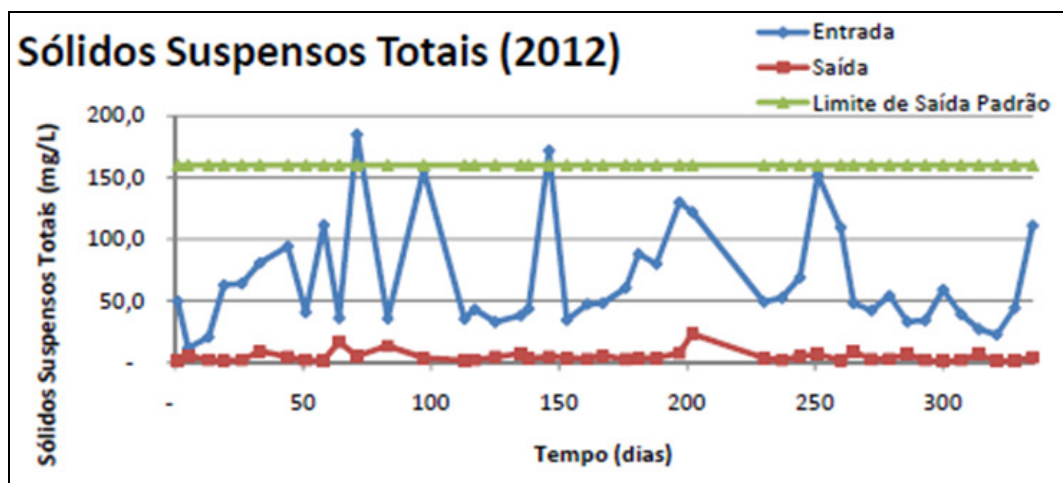
Nas figuras 50 a 53 estão apresentados os resultados obtidos para o parâmetro sólidos suspensos totais nos quatro anos de análises.

Figura 50 – Resultados obtidos nas análises de SST no ano de 2011



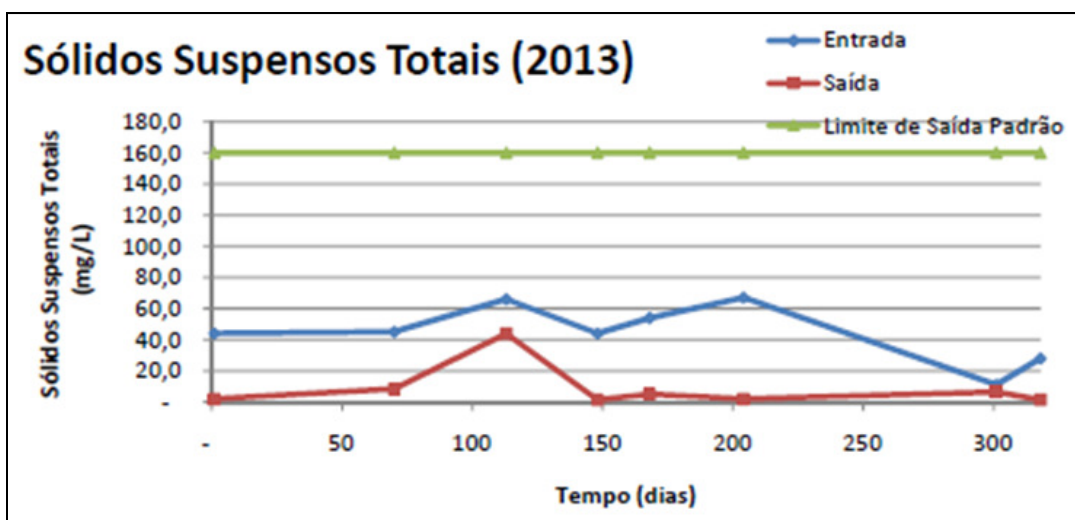
(fonte: SOUZA, 2015)

Figura 51 – Resultados obtidos nas análises de SST no ano de 2012



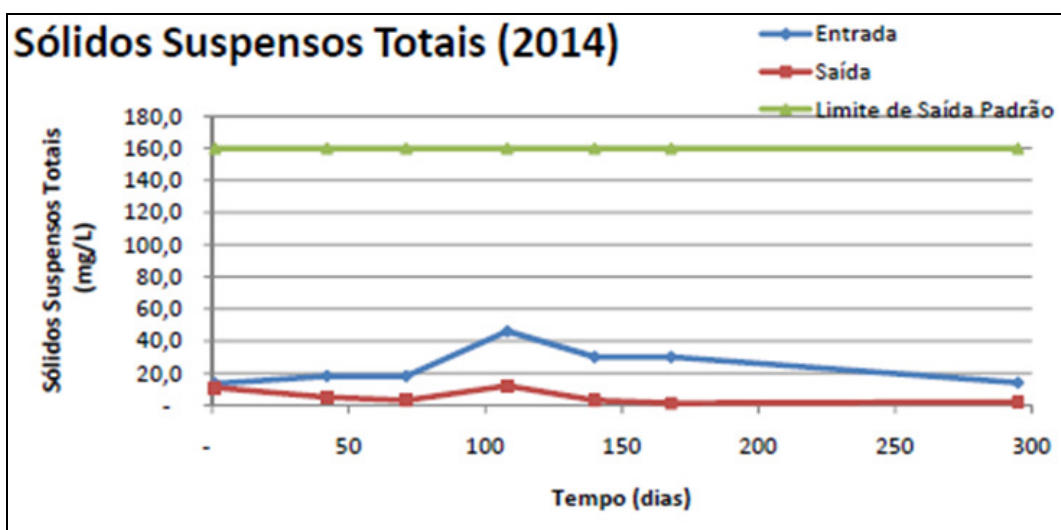
(fonte: SOUZA, 2015)

Figura 52 – Resultados obtidos nas análises de SST no ano de 2013



(fonte: SOUZA, 2015)

Figura 53 – Resultados obtidos nas análises de SST no ano de 2014

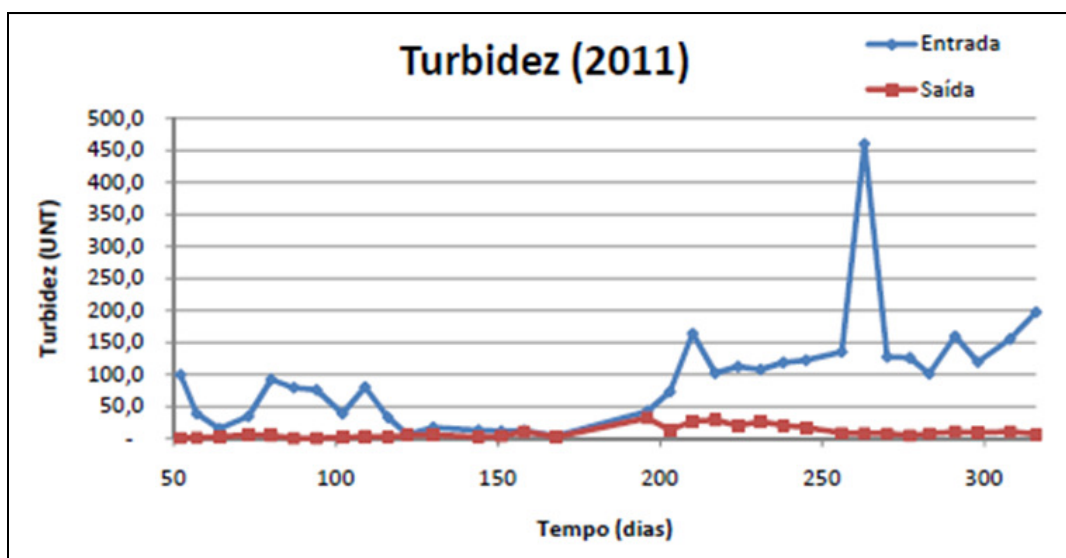


(fonte: SOUZA, 2015)

ANEXO G – Gráfico dos resultados obtidos para Turbidez

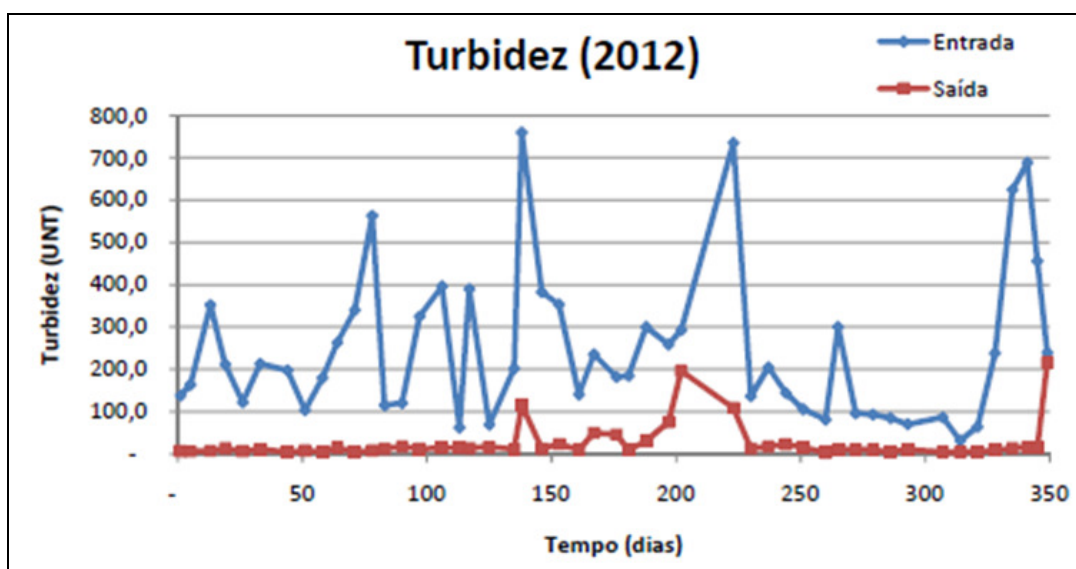
Nas figuras 54 a 57 estão apresentados os resultados obtidos para o parâmetro turbidez nos quatro anos de análises.

Figura 54 – Resultados obtidos nas análises de turbidez no ano de 2011



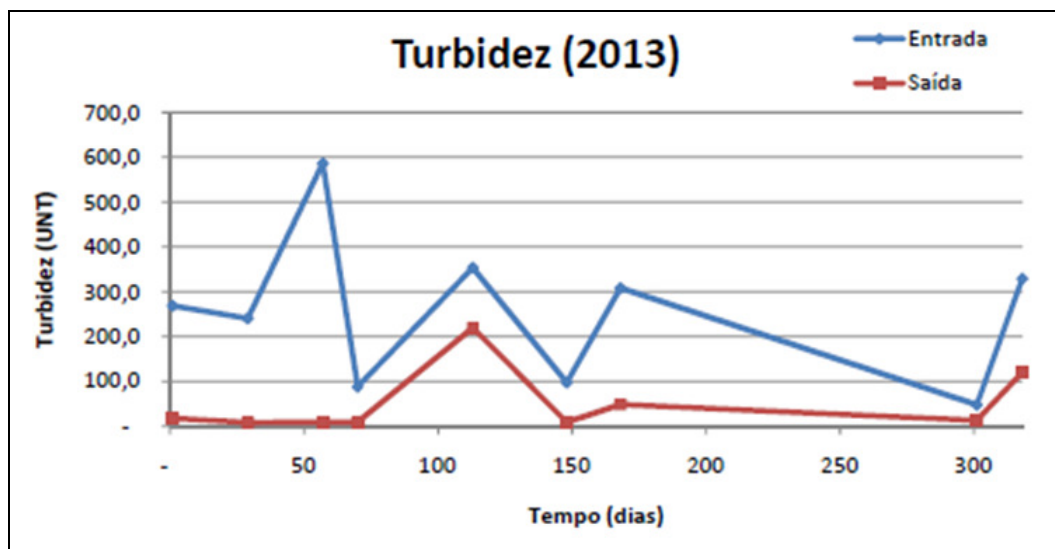
(fonte: SOUZA, 2015)

Figura 55 – Resultados obtidos nas análises de turbidez no ano de 2012



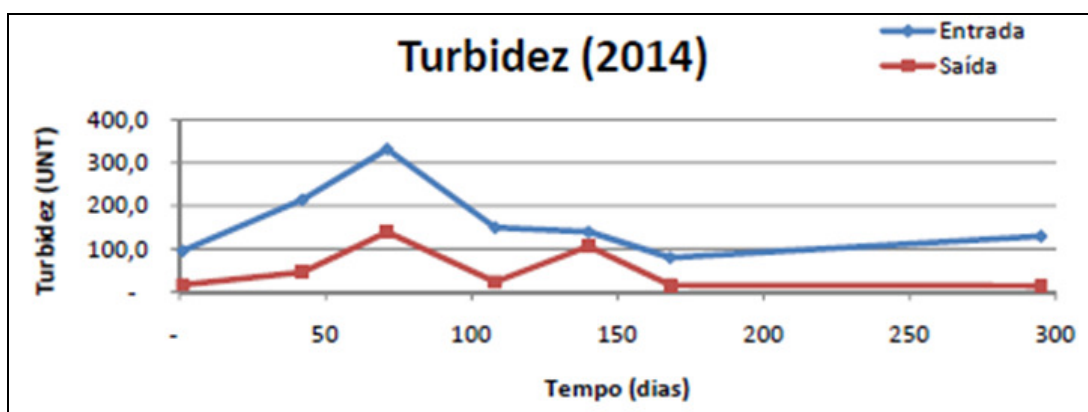
(fonte: SOUZA, 2015)

Figura 56 – Resultados obtidos nas análises de turbidez no ano de 2013



(fonte: SOUZA, 2015)

Figura 57 – Resultados obtidos nas análises de turbidez no ano de 2014



(fonte: SOUZA, 2015)