



You are free: to copy, distribute and transmit the work; to adapt the work.
You must attribute the work in the manner specified by the author or licensor

PROPOSTA DE DIMENSIONAMENTO DE LEITOS CULTIVADOS (WETLANDS) PARA TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

Paulo Rodrigues Sousa¹; Rafael Montanhini Soares de Oliveira²

RESUMO

O objetivo deste estudo foi dimensionar e analisar o desempenho de um leito cultivado (wetland) no tratamento do esgoto sanitário *in natura*. O protótipo foi instalado no laboratório de Resíduos Sólidos da Universidade Federal do Tocantins em outubro e novembro de 2010. As macrófitas do gênero *Eichhornia*, foram coletadas nas margens do lago da UHE Luiz Eduardo Magalhães no dia 10 de outubro de 2010. O afluente foi coletado na Estação de Tratamento de Esgoto da Universidade Federal, no dia 25 de outubro de 2010. A degradação das substâncias se processou segundo uma reação de primeira ordem. A temperatura média oscilou entre 24.9 °C e 29.3 °C. O wetland apresentou remoção de 60.85% para a DBO, de 99.83% para a NH₃, de 97.46% para o NO₂⁻, de 0.80% para o NO₃⁻, de 95.96% para fosfato, de 35.81% para coliformes totais e de 78.62% para coliformes fecais. As variáveis térmicas e ambientais determinaram a fitodegradação, a biodegradação dos poluentes e a área superficial requerida. O modelo matemático desenvolvido é eficiente para dimensionar wetlands a partir do coeficiente de decaimento dos poluentes e da concentração requerida.

Palavras-chave: avaliação; modelagem; poluentes; saneamento ambiental

PROPOSED DESIGN OF wetland HEALTH FOR SEWAGE TREATMENT

ABSTRACT

The objective of this study was to analyze the performance of a wetland for the proposition sizing. The prototype was installed in the laboratory of Solid Waste, Federal University of Tocantins, in October and November 2010. This plant of the genus *Eichhornia*, were collected on the banks of the UHE Luiz Eduardo Magalhães on October 10, 2010. The influent was collected at Station Sewage Treatment, Federal University, on October 25, 2010. The degradation of the substances if processed according to a first order reaction. The average temperature ranged between 24.9 °C and 29.3 °C. The wetland showed removal of 60.85% for DBO, of 99.83% for NH₃, of 97.46% for NO₂⁻, of 0.80% for NO₃⁻, of 95.96% for phosphate, of 35.81% coliforms and 78.62% for fecal coliforms. The thermal and environmental variables determined the phytodegradation, the biodegradation of pollutants and the surface area required. The mathematical model is efficient for sizing wetlands from the decay coefficient of the pollutants and concentration required.

Keywords: assessment; modeling; pollution; environmental sanitation

Trabalho recebido em 25/01/2011 e aceito para publicação em 28/11/2011.

¹ Engenheiro ambiental formado pelo Universidade Federal do Tocantins e pesquisador do Laboratório de Resíduos Sólidos da Universidade Federal do Tocantins.

² Professor, Doutor. Orientador. Universidade Federal de Tocantins. e-mail: rmontanhini@mail.uft.edu.br

1. INTRODUÇÃO

A geração de esgoto sanitário é advinda das águas de abastecimento, sendo sua medida dada em função da quantidade de água consumida, é geralmente expressa pela taxa de consumo per capita dependendo dos hábitos e costumes de cada localidade, considerando uma parcela de consumo industrial relativo às pequenas indústrias e às perdas do sistema de distribuição (ARAUJO, 2003).

Esgoto é um líquido cuja composição é de aproximadamente 99.87% de água e 0.13% de sólidos (ARAUJO, 2003), (MALHEIROS, 2005), (VON SPERLING, 2005), assim, para efeitos hidráulicos o esgoto é tratado como água em função das suas características físicas e das reações às forças externas.

Segundo Malheiros (2005), como consequência da explosão demográfica nos centros urbanos brasileiros houve aumento da demanda por infra-estrutura principalmente em ações de saneamento do meio, enquanto, os investimentos não conseguiram acompanhar as necessidades de saneamento ambiental.

Com as mudanças ocorridas nos padrões de consumo na segunda metade do século XX, a demanda pelo consumo de água aumentou seis vezes na primeira metade da década de 90 (MALHEIROS, 2005), ocorrendo aumento maior que o

dobro da taxa de crescimento populacional para o mesmo período, caracterizando aumento no consumo per capita.

Os sistemas de tratamento utilizando Leitos Cultivados Artificiais têm se mostrado como uma forma eficiente de saneamento ambiental. Os sistemas de tratamento de esgotos sanitários apresentam várias tecnologias, processos e variantes (VON SPERLING, 2005).

O tratamento de esgotos é essencialmente desenvolvido por processos biológicos associados a operações físicas de concentração e separação de sólidos, porém, em algumas situações, quando se tem condições restritivas para as descargas de fósforo (P), o tratamento físico-químico pode ser aplicado isoladamente e/ou associado aos processos biológicos (VON SPERLING, 2005).

O sobrenadante gerado após pré-decantação dos esgotos pode passar por um processo adicional de tratamento feito por Leitos Cultivados Artificiais (wetlands), sendo posteriormente utilizados em descarga de vasos sanitários ou para fins menos nobres, levando a significativa diminuição de consumo de água e, conseqüentemente, diminuição na geração de resíduos.

Os Leitos Cultivados Artificiais são baseados nos alagados naturais, áreas saturadas por águas superficiais ou subterrâneas com frequência (BORRERO,

1999). Costumam ter profundidades inferiores a 60 cm com plantas emergentes como taboas, lírios do brejo e juncos. Os Leitos Artificiais Cultivados por macrófitas estão enquadrados nos sistemas naturais de tratamento de esgotos (CALLAÇO, 2006).

Nos sistemas de tratamento de esgotos sanitário com a utilização de macrófitas o maior benefício é a transferência de oxigênio à zona da raiz, permitindo a penetração do oxigênio de maneira mais profunda (BORRERO, 1999). Uma característica fundamental e importante dos terrenos úmidos é que suas funções são reguladas pelos micro-organismos e seu metabolismo (BORRERO, 1999).

Os sistemas de Leitos Cultivados Artificiais (wetlands) vêm sendo bastante utilizados na Europa, América e Austrália para o tratamento terciário de esgotos sanitário e no tratamento de águas residuárias com baixa contaminação (MARQUES, 1999) e (SOUSA, 2000).

Para Biemberngut (2003), a criação de modelos matemáticos para a interpretação dos fenômenos naturais e sociais é inerente a existência humana, a modelagem é um processo dinâmico que emerge da razão como forma (modelo) de expressão do conhecimento.

O presente estudo tem por objetivo verificar o desempenho do sistema wetland

no tratamento de esgoto sanitário, no que se refere à remoção da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Nutrientes e Coliformes, para proposição de dimensionamento deste sistema.

2.MATERIAL E METODOS

O protótipo do leito cultivado (wetland) foi instalado no laboratório de Resíduos Sólidos (LRS) da Universidade Federal do Tocantins (UFT), no Campus Universitário de Palmas (CUP), durante os meses de outubro e novembro de 2010. Sendo um sistema para avaliação do tratamento de esgoto sanitário que não utiliza nenhum tipo de equipamento mecânico e/ou aditivos químicos.

Para a montagem do protótipo foi construído um leito de fluxo subsuperficial com suporte de polipropileno (C_3H_6)_x inerte de alta resistência (bacia plástica), e adicionado a ele substrato composto por camadas sobrepostas de brita areia e brita, com espessuras de 0.10m, 0.10m e 0.07m, respectivamente.

Para a coleta de amostra dos leitos foram fixadas torneiras ao fundo de cada bacia plástica. As torneiras utilizadas foram às comuns do tipo globo em material de (C_3H_6)_x inerte.

Uma fita métrica plástica foi utilizada para medir a dimensão do leito (bacia) para realização dos cálculos de

verificação do volume para posterior determinação da porosidade (p) do leito.

As macrófitas aguapé do gênero *Eichhornia*, foram coletadas nas margens do lago da Usina Hidroelétrica, Luiz Eduardo Magalhães, próximo ao CUP da UFT em Palmas, no dia 10 de outubro de 2010.

Em seguida transferidas para o Leito Construído no LRS, onde foram cultivadas pelo período de quinze dias com água tratada para seu desenvolvimento, fixação e adaptação ao meio, após este período de cultivo foi adicionado o afluente. O afluente foi coletado na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) no CUP da UFT, no dia 25 de outubro de 2010.

Para a realização da coleta do esgoto sanitário foram utilizados os

equipamentos de proteção individual (EPIs) necessários e adequados ao procedimento, tais como: botas perneiras, jaleco, luvas, máscaras e óculos.

Foram utilizados recipientes de polipropileno (C₃H₆)_x inertes previamente esterilizados com capacidade volumétrica de 5.44 L, os quais foram suavemente inseridos no tanque de armazenamento de esgotos da ETE, pré-enchidos até a borda e em seguida tampados e conduzidos ao Laboratório de Resíduos Sólidos para adição do afluente no leito.

Para a realização das análises laboratoriais dos parâmetros biológicos e químicos foram utilizados os métodos citados na Tabela 1, conforme as metodologias descritas pelas referências da coluna três.

Tabela 1. Parâmetros e métodos utilizados para as análises

Parâmetros	Métodos	Referência
pH	Titulometria	Standard methods (2005)
DBO	Titulação de Winkler	Standard methods (2005)
Nitrogênio	Espectrofotometria	Standard methods (2005)
P	Espectrofotometria	Standard methods (2005)
Coliformes	Colilert	Standard methods (2005)

As análises dos parâmetros biológicos e químicos indicados na coluna um da Tabela 1 foram realizadas simultaneamente nos Laboratórios de Saneamento, Química, Resíduos Sólidos e Biologia, da UFT, entre os dias 25 de outubro e 08 de novembro de 2010.

Para a elaboração do modelo matemático foram levadas em consideração as variações hidráulicas e térmicas, bem como a cinética da degradação da matéria orgânica a ser removida. O procedimento é usualmente iterativo, necessitando da temperatura

Sousa, P. R.; Oliveira, R. M. S. / Proposta de dimensionamento de leitos cultivados (wetlands) para tratamento de ambiente, da profundidade e da porosidade do leito para a modelagem do decaimento dos poluentes.

Para a determinação da temperatura média para o período foram consideradas as temperaturas referentes às 00h: 00min, 12h: 00min, máxima e mínima do dia e utilizada à Equação (1) conforme metodologia descrita por Silva (2006, p. 74).

$$T = \frac{2T_{00} + T_{12} + T_x + T_n}{5} \quad (1)$$

onde:

T_{00} – Temperatura TMG observada as 00h: 00min na localidade;

T_{12} – Temperatura TMG observada às 12h: 00min na localidade;

T_x – Temperatura TMG máxima observada do dia na localidade; e

T_n – Temperatura TMG mínima observada do dia na localidade.

As referidas temperaturas foram fornecidas pela página online do Instituto Nacional de Meteorologia (INMT) das estações meteorológicas A0009 e 83065 (BRASIL, 2010).

Segundo Von Sperling (2005), a cinética de reação de substâncias remanescentes se processa segundo reação de primeira ordem, a taxa de mudança da concentração da substância é proporcional à primeira potência da concentração, assim, a progressão do decaimento (concentração) dos poluentes foi

determinada pela Equação (4) derivada da Equação (3) que é resultante da integração da Equação (2).

$$\frac{dC}{dt} = -K_t \cdot C \quad (2)$$

$$\frac{C_e}{C_a} = e^{-K_t t} \quad (3)$$

$$C_e = C_a e^{-K_t t} \quad (4)$$

onde:

C - Concentração do poluente (mg/L);

C_e - Concentração do poluente no efluente (mg/L);

C_a - Concentração do poluente no afluente (mg/L);

K_T - Coeficiente de decaimento do poluente (d^{-1}); e

t - Tempo de detenção hidráulica (d).

A eficiência na remoção dos poluentes foi determinada segundo Von Sperling (2005, p. 251), pela Equação (5).

$$E_f = \frac{C_a - C_e}{C_a} \cdot 100 \quad (5)$$

onde:

E_f - Eficiência do sistema de tratamento (%).

Para este experimento considerou-se as vazões de entrada e saída iguais, uma vez que o sistema foi monitorado até a evapotranspiração total do efluente adicionado ao leito, assim, a vazão média ($Q_{\text{méd}}$) foi determinada pela Equação (6).

$$Q_{méd} = \frac{Q_e + Q_s}{2} \quad (6)$$

onde:

$Q_{méd}$ - Vazão média através do leito (m^3/d).

Q_e - Vazão de entrada (m^3/d); e

Q_s - Vazão de saída (m^3/d).

O tempo de detenção hidráulica (t) foi determinado pela Equação (7) que expressa a razão entre as características do wetland e a vazão média de águas residuárias transcorrestes.

$$t = \frac{l c y p}{Q_{méd}} \quad (7)$$

onde:

l - Largura do leito (m);

c - Comprimento do leito (m);

y - Profundidade do leito (m); e

p - Porosidade do leito (%).

A porosidade foi determinada pela adição de água ao Leito Construído até o ponto de saturação, a quantidade de água adicionada foi diminuída da capacidade volumétrica do recipiente, tendo como resultado os espaços preenchidos pelo substrato e pelas raízes das macrófitas. Assim, a porosidade foi calculada pela Equação (8).

$$P = \frac{V_t - V_s}{V_t} \quad (8)$$

onde:

V_t - Volume total do leito (m^3); e

V_s - Volume de sólidos presentes no leito (m^3).

A área superficial (A_s) ocupada pelo leito foi determinada pela Equação (9) resultante da combinação da Equação (3) com a Equação (7).

$$A_s = \frac{Q_{méd} \cdot \ln\left(\frac{C_a}{C_e}\right)}{K_T y p} \quad (9)$$

onde:

A_s - Área superficial do leito (m^2).

A determinação do coeficiente de decaimento do poluente (K_T) considerou as variáveis térmicas e de tempo, uma vez que este representa o comportamento da remoção do poluente em função da influência causada pela temperatura (T) e pelo decorrer do tempo (t), assim, pelo rearranjo da Equação (9) determinamos K_T pela Equação (10).

$$K_T = \frac{Q_{méd} \ln\left(\frac{C_a}{C_e}\right)}{A_s y p} \quad (10)$$

A área requerida para a remoção de DBO foi determinada pela Equação (11).

$$A_s = \frac{Q_{méd} \cdot \ln\left(\frac{C_{a(DBO)}}{C_{e(DBO)}}\right)}{K_T y p} \quad (11)$$

onde:

$C_{a(DBO)}$ - Concentração de DBO no afluente (mg/L); e

$C_{e(DBO)}$ - Concentração de DBO no efluente (mg/L).

Sousa, P. R.; Oliveira, R. M. S. / Proposta de dimensionamento de leitos cultivados (wetlands) para tratamento de

A remoção do N ocorreu através de dois processos sequenciais, a nitrificação e desnitrificação, a área requerida foi determinada por esses processos e pela média aritmética de ambos, sendo para a desnitrificação necessário assumir a concentração afluente (C_a) de NO_3^- como sendo a diferença entre a concentração afluente (C_a) e a efluente (C_e) da NH_3 ou do NO_2^- .

Nesta primeira etapa ocorre a remoção de NH_3 e NO_2^- , tendo área superficial requerida descrita pela Equação (12).

$$A_s = \frac{Q_{\text{méd}} \cdot \ln\left(\frac{C_{a(\text{NH}_3 \text{ ou } \text{NO}_2^-)}}{C_{e(\text{NH}_3 \text{ ou } \text{NO}_2^-)}}\right)}{K_T y p} \quad (12)$$

onde:

C_a (NH_3 ou NO_2^-) – Concentração de NH_3 ou NO_2^- no afluente (mg/L); e

C_e (NH_3 ou NO_2^-) – Concentração de NH_3 ou NO_2^- no efluente (mg/L).

Nesta segunda etapa ocorre a remoção de NO_3^- , tendo área superficial requerida descrita pela Equação (13).

$$A_s = \frac{Q_{\text{méd}} \cdot \ln\left(\frac{C_{a(\text{NO}_3^-)}}{C_{e(\text{NO}_3^-)}}\right)}{K_T y p} \quad (13)$$

onde:

C_a (NO_3^-) – Concentração de NO_3^- no afluente (mg/L); e

C_e (NO_3^-) – Concentração de NO_3^- no efluente (mg/L).

A área superficial requerida para remoção de fosfato foi determinada pela Equação (14).

$$A_s = \frac{Q_{\text{méd}} \cdot \ln\left(\frac{C_{a(\text{PO}_4^{3-})}}{C_{e(\text{PO}_4^{3-})}}\right)}{K_T y p} \quad (14)$$

C_a (PO_4^{3-}) – Concentração de PO_4^{3-} no afluente (mg/L); e

C_e (PO_4^{3-}) – Concentração de PO_4^{3-} no efluente (mg/L).

A área superficial requerida para remoção de coliformes totais foi determinada pela Equação (15).

$$A_s = \frac{Q_{\text{méd}} \cdot \ln\left(\frac{C_{a(\text{CT})}}{C_{e(\text{CT})}}\right)}{K_T y p} \quad (15)$$

onde:

C_a (CT) – Concentração de coliformes totais no afluente (mg/L); e

C_e (CT) – Concentração de coliformes totais no efluente (mg/L).

A área superficial requerida para remoção de coliformes fecais foi determinada pela Equação (16).

$$A_s = \frac{Q_{\text{méd}} \cdot \ln\left(\frac{C_{a(\text{CF})}}{C_{e(\text{CF})}}\right)}{K_T y p} \quad (16)$$

onde:

C_a (CF) – Concentração de coliformes fecais no afluente (mg/L); e

C_e (CF) – Concentração de coliformes fecais no efluente (mg/L).

Foi utilizado o software máxima 5.22.1 para realização dos cálculos referentes ao dimensionamento do leito e a geração do campo direcional da remoção dos poluentes, e o pacote da Microsoft Office 2007 para edição de textos e a manipulação de figuras e planilhas.

A análise estatística foi realizada através da determinação da média de tendência central, da mediana, da variância, do desvio padrão e do coeficiente de variação (DOWNING & CLARK, 2006) e (VIEIRA, 2008).

A média de tendência central mais utilizada é a média aritmética e indica o centro de gravidade do conjunto de dados, foi obtida pela soma de todos os dados e dividindo o resultado pelo número deles, conforme Equação (17).

$$\bar{x} = \frac{x_1 + x_2 + \dots + x_n}{n} \quad (17)$$

onde:

\bar{x} - **média de tendência central;**

\bar{x} - série de dados da amostra; e

n - número de dados da amostra.

Podemos ainda utilizar a notação de somatório, conforme Equação (18).

$$\bar{x} = \frac{\sum x}{n} \quad (18)$$

onde:

$\sum x$ - **somatório as série de dados da amostra.**

A mediana divide a amostra em duas partes, uma com números menores e outra com números maiores ou iguais a mediana. Quando o número de dados é ímpar existe um único valor na posição central e quando o número de dados é par existem dois valores na posição central, a mediana é a média desses dois valores.

A variância da amostra foi determinada pela soma dos quadrados dos desvios de cada observação em relação à média, dividida por (n-1). A variância deu a distância média de todos os quadrados dos desvios médios absolutos. A variância foi definida através da Equação (19) e/ou da Equação (20).

$$\sigma^2 = \frac{[(x)]_1 - \bar{x})^2 + [(x)]_2 - \bar{x})^2 + \dots + [(x)]_n - \bar{x})^2}{n-1} \quad (19)$$

onde:

σ^2 - **variância da amostra; e**

n-1 - número de dados da amostra menos um.

$$\sigma^2 = \frac{\sum_{i=1}^n [(x - \bar{x})^2]}{n-1} \quad (20)$$

onde:

$\sum_{i=1}^n x$ - **somatório as série de dados da amostra ao quadrado.**

O desvio padrão é uma medida da variabilidade média da dispersão dos dados, e foi determinado pela raiz quadrada da variância, pela Equação (21).

Sousa, P. R.; Oliveira, R. M. S. / Proposta de dimensionamento de leitos cultivados (wetlands) para tratamento de

$$\sigma = \sqrt{\sigma^2} \quad (21)$$

onde:

σ - desvio padrão.

O coeficiente de variação é a razão entre o desvio padrão e a média de tendência e foi determinado pela Equação (22).

$$K_v = \frac{\sigma}{x} \quad (22)$$

onde:

K_v – coeficiente de variação.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A temperatura mínima para período oscilou entre 21,5 °C registrada nos dias 27 e 29 de outubro e no dia 08 de novembro, e 24,8 °C registrada no dia 31 de outubro, apresentando variação de 3,3 °C para o período.

A temperatura máxima no período de estudo oscilou entre 29,2 °C registrada no dia 07 de novembro, e 35,5 °C registrada no dia 08 de novembro,

apresentando variação de 6,3 °C para o período em questão.

A temperatura média (compensada) oscilou entre 24,9 °C registrada no dia 27 de outubro, e 29,3 °C registrada no dia 31 de outubro, apresentando uma variação de 4,4 °C para o período. A temperatura média foi determinada pela Equação (1) em função das temperaturas da meia noite, do meio dia, máxima e mínima.

O sistema apresentou eficiência de 60,85% na remoção de DBO sendo a concentração afluente era de 248,50 mg/L e a remanescente de 97,30 mg/L, resultado que não condiz com os de Borrero (1999), que afirma que a remoção de matéria orgânica é muito rápida, devido à deposição e a filtração do esgoto no leito.

A Figura 1 apresenta curva de remoção da DBO no sistema de tratamento, verifica se a indicação de tendência a estabilidade com o decorrer do tempo, porém verifica-se, também, que a remoção não foi suficiente para alcançar o padrão de lançamento exigido de 3 mg/L (BRASIL, 2005).

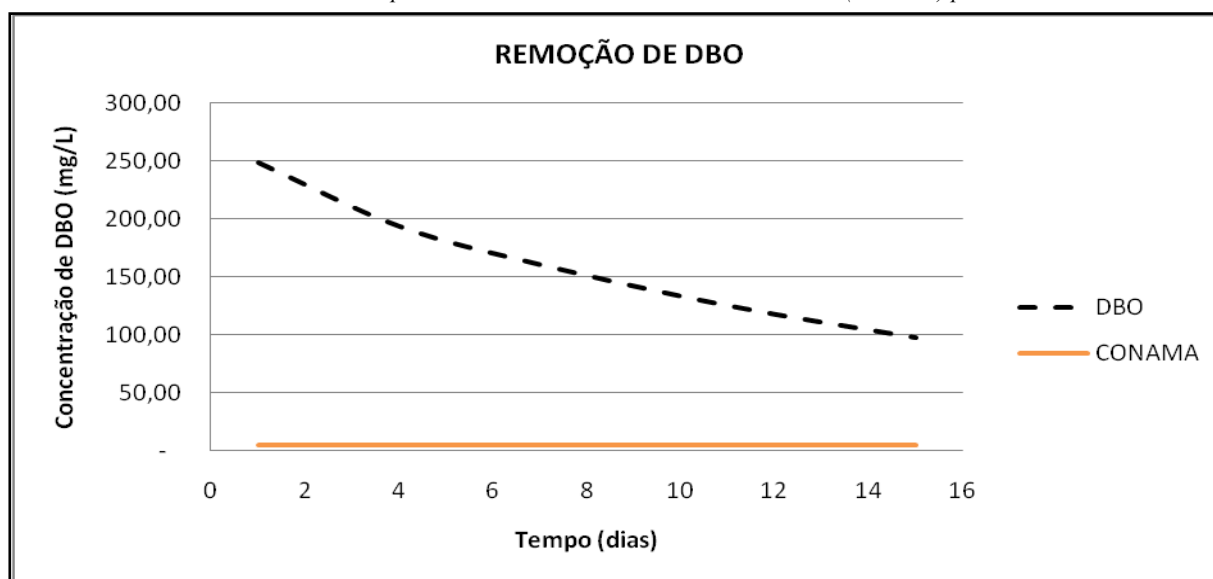


Figura 1. Curva de remoção da DBO no wetland.

A remoção de nitrogênio ocorreu principalmente pelo metabolismo microbiano através das reações de nitrificação e desnitrificação.

O sistema apresentou eficiência de 99.83% na remoção de NH_3 , sendo que a concentração afluente era de 80.4 mg/L e a remanescente de 0.085 mg/L. Este resultado é bastante superior ao apresentado por Marques (1999) que é de 46% para águas residuárias domésticas em sistema wetland com substrato de areia e cascalho.

A curva de remoção da amônia apresentou estabilização logo após o sexto dia de retenção no leito. Verifica-se, portanto que a remoção de amônia pelo wetland foi suficiente para atender as exigências para o lançamento em corpo receptor de classe 2 que é de 3.7 mg/L (BRASIL, 2005).

Para o NO_2^- a eficiência foi de 97.46%, sendo que a concentração afluente era de 0,24 mg/L e a remanescente de 0.0061 mg/L. Verificou-se estabilidade e conformidade com os padrões de lançamento, a concentração afluente já era inferior ao valor de 1.0 mg/L estabelecido como padrão de lançamento para corpos de classe 2 (BRASIL, 2005).

A remoção de NO_3^- apresentada foi da ordem de 0.80%, sendo que a concentração afluente de 60 mg/L e a remanescente de 12 mg/L. a remoção de NO_3^- não foi suficiente para atender aos padrões de lançamentos pré-estabelecidos para os corpos de água de classe 2 que é de 10 mg/L (BRASIL, 2005).

Apesar da remoção de NO_3^- não alcançar aos padrões pré-estabelecidos pelo órgão ambiental, se apresenta como

Sousa, P. R.; Oliveira, R. M. S. / Proposta de dimensionamento de leitos cultivados (wetlands) para tratamento de sendo bastante eficiente ao se tratar de tratamento de nível secundário.

caracterizando a remoção do N em sistemas de tratamento de águas residuárias.

A Figura 2 apresenta as curvas de remoção da NH_3 , do NO_2^- e do NO_3^- ,

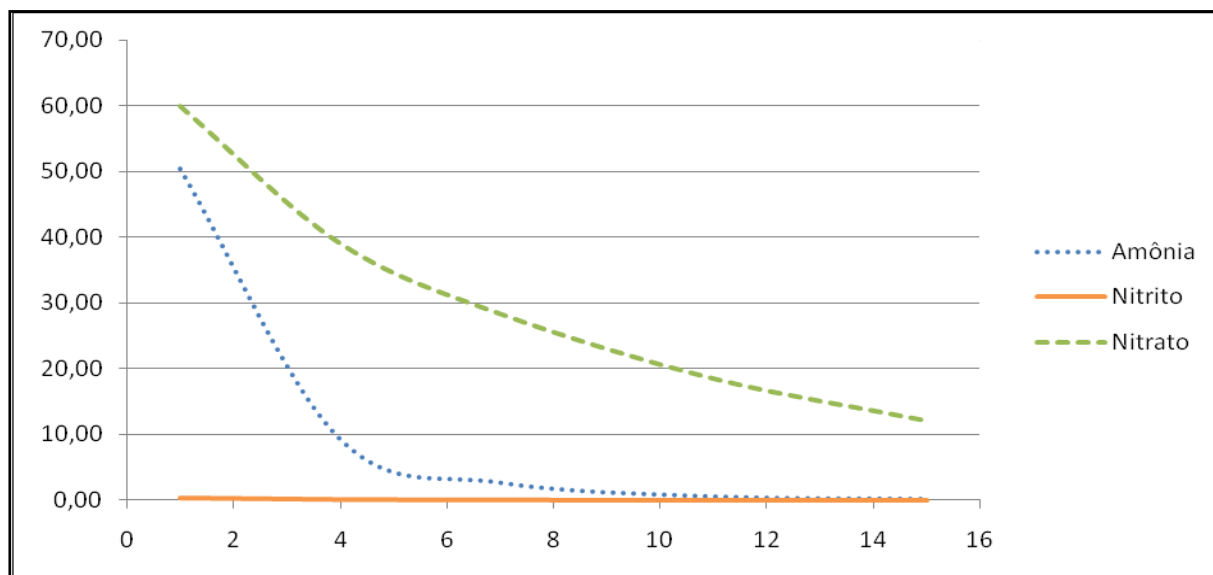


Figura 2. Curva de remoção do N no wetland.

O wetland apresentou eficiência de 95.96% para fosfatos, sendo a concentração afluyente era de 31.2 mg/L e a remanescente de 1.26 mg/L. O resultado alcançado é superior ao de 80% apresentado por Marques (1999) para wetland de fluxo subsuperficial com substrato de areia e cascalho. A remoção de fosfatos ocorreu pelos mecanismos de sedimentação, precipitação e adsorção.

O sistema apresentou remoção de coliformes totais da ordem de 35.81%, sendo que a concentração afluyente de coliformes era de 24.196 NMP/100mL e a remanescente da ordem de 15531 NMP/100mL.

A eficiência apresentada para a remoção de coliformes fecais foi de 78.62%, sendo que a concentração afluyente de coliformes fecais era de 24.196 NMP/100 mL e a remanescente de 5.172 NMP/100 mL. Resultado inferior ao de 100% apresentado por Marques (1999) para wetland de fluxo subsuperficial com substrato de areia e cascalho.

O coeficiente de decaimento do poluente (K_T) foi determinado para os sete parâmetros analisados através da Equação (10), verificou-se que ela esta relacionada com a eficiência na remoção dos poluentes, uma vez que seus dois maiores valores 6.4768 e 3.7251, da NH_3 e do NO_2^-

Sousa, P. R.; Oliveira, R. M. S. / Proposta de dimensionamento de leitos cultivados (wetlands) para tratamento de respectivamente, apresentaram eficiências bem próximas uma em relação à outra.

Os valores encontrados para (K_T) são aqueles que ocorreram no wetland em questão, sendo, portanto, dependentes das condições ambientais e das características do leito, considerar apenas a temperatura não é verdadeiro, uma vez que a temperatura apenas ativa as reações, as quais são dependentes de todos os fatores envolvidos no processo.

O maior valor encontrado foi referente à remoção da NH_3 de 6.4768, enquanto o menor foi referente à remoção

de coliformes totais de 0.4497. Pelos valores do coeficiente de decaimento dos diferentes poluentes verifica-se que estes apresentam reações e respostas bastante diferentes à ação da temperatura, das variáveis ambientais, do tempo de detenção hidráulica e das características do leito construído.

Os valores encontrados não estão relacionados somente a temperatura do ambiente ou ao tempo de detenção, mas a todas as características que envolvem o sistema, representando a taxa real de remoção dos poluentes.

Tabela 2. Determinação do coeficiente de decaimento

Parâmetros	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Coeficiente (KT)
DBO	248.5	97.30	0.9511
NH_3	50.40	0.085	6.4768
NO_2^-	0.240	0.0061	3.7251
NO_3^-	60.00	12.00	1.6326
PO_4^{3-}	31.20	1.260	3.2554
C. Totais	24.196	15.531	0.4497
C. Fecais	24.196	5.172	1.5651

A eficiência no tratamento (E_f) foi determinada pela Equação (5), e foi considerada satisfatória para tratamento de nível secundário. A área superficial (A_s) foi determinada pela Equação (9) para todos os sete parâmetros analisados conforme metodologia, com os valores do K_T calculados considerando todas as variáveis ambientais do sistema.

A Tabela 3 apresenta a eficiência alcançada para a área superficial pré-dimensionada para os parâmetros químicos e biológicos.

Tabela 3. Determinação da eficiência para os parâmetros químicos analisados

Parâmetros	Afluente	Efluente	KT	Ef (%)	As (m2)
DBO	248.50 (mg/L)	97.30 (mg/L)	0.9511	60.85	0.29
NH ₃	50.40 (mg/L)	0.09 (mg/L)	6.4768	99.83	0.29
NO ₂ ⁻	0.24 (mg/L)	0.01 (mg/L)	3.7251	97.46	0.29
NO ₃ ⁻	60.00 (mg/L)	12.00 (mg/L)	1.6326	80.00	0.29
PO ₄ ³⁻	31.200 (mg/L)	1.26 (mg/L)	3.2554	95.96	0.29
Coliformes Totais	24196 (NMP/100mL)	15531(NMP/100mL)	0.1346	35.81	0.29
Coliformes Fecais	24196 (NMP/100mL)	5172 (NMP/100mL)	0.1519	78.62	0.29

A análise estatística foi realizada através da determinação da média de tendência central, do valor mínimo, do valor máximo, da mediana, da variância, do desvio padrão e do coeficiente de variação.

A DBO apresentou média de tendência central igual 164.94, valor mínimo de 97.3, valor máximo de 248.5, mediana de 160.43, variância de 3498.70, desvio padrão de 59.15 e coeficiente de variação de 0.36.

O NH₃ apresentou média de tendência central igual 12.54, valor mínimo de 0.09, valor máximo de 50.40, mediana de 2.56, variância de 461.28, desvio padrão de 21.48 e coeficiente de variação de 1.71.

O NO₂⁻ apresentou média de tendência central igual 0.08, valor mínimo de 0.01, valor máximo de 0.24, mediana de 0.04, variância de 0.01, desvio padrão de 0.10 e coeficiente de variação de 1.21.

O NO₃⁻ apresentou média de tendência central igual 31.56, valor mínimo

de 12, valor máximo de 60, mediana de 28.31, variância de 357.65, desvio padrão de 18.91 e coeficiente de variação de 0.60.

O PO₄³⁻ apresentou média de tendência central igual 11.3, valor mínimo de 1.26, valor máximo de 31.20, mediana de 6.98, variância de 147.16, desvio padrão de 12.13 e coeficiente de variação de 1.09.

Os coliformes totais apresentaram média de tendência central igual 19675.80, valor mínimo de 15531.00, valor máximo de 24196.0, mediana de 19673.86, variância de 11 438 264.94, desvio padrão de 3382.05 e coeficiente de variação de 0.17.

Os coliformes fecais apresentaram média de tendência central igual 12996.82, valor mínimo de 5172.00, valor máximo de 24196.0, mediana de 56081032.27, variância de 7488.73, desvio padrão de 3382.05 e coeficiente de variação de 0.58.

4 .CONCLUSÃO

A temperatura e o clima são as principais responsáveis pela determinação da área superficial de leitos cultivados, é muito importante associá-las às características do leito projetado. A configuração utilizada para a construção do leito foi considerada adequada, pois o mesmo apresentou boa eficiência na degradação dos poluentes.

O sistema wetland é uma tecnologia viável para o tratamento de efluentes, uma vez que o estudo apresentou a eficiência requerida para o nível de tratamento empregado.

O Wetland é adequado para locais onde as condições econômicas para implantação de projetos de saneamento ambiental ainda são precárias, por apresentar baixo custo e fácil instalação.

O modelo matemático desenvolvido é eficiente para o dimensionamento de Estações de Tratamento de Esgoto que utilizem leitos cultivados (wetlands) como tratamento secundário.

Ao se determinar a coeficiente de decaimento dos poluentes e a concentração efluente adequada para o lançamento em corpos receptores, é possível determinar a área superficial requerida.

5. REFERENCIAS

ARAÚJO, R. O Esgoto Sanitário. In: Nuvolari, A. **O esgoto sanitário -**

coleta, trasnposte, tratamento e reúso agrícola. 1. ed. São Paulo: Blucher, 2003. 520 p.

BASTOS, R. K. X.; Benilacque, P. D.; Keller, R. Organismos patogênicos e efeitos sobre a saúde humana. In: Gonçalves, R. F. **Desinfecção de efluentes sanitários.** Rio de Janeiro: ABES, 2003. 422 p.

BIEMBERNGUT, M. S. **Modelagem matemática no ensino.** 03. ed. São Paulo: Contexto, 2003. 127 p.

BORRERO, J. A. L. **Depuración de aguas residuales municipales com humedales artificiales.** Instituto Catalán de Tecnología. Universidad Politécnica de Catalunã. Barcelona. 1999. 122 p.

BRASIL. Instituto Nacional de Meteorologia. **INMT**, 2010. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br> . Acesso em: 20 de Novembro de 2010.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. In: BRASIL. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil.** Poder Executivo. Brasília: DF, 1997.

BRASIL. Portaria nº 518 de 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. In: ANA, A. N. D. Á.- **Diário Oficial da República Federativa do Brasil.** Poder Executivo. Brasília: DF, 2004.

BRASIL. Resolução do CONAMA Nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. In: Ministério do Meio Ambiente. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil.**

Sousa, P. R.; Oliveira, R. M. S. / Proposta de dimensionamento de leitos cultivados (wetlands) para tratamento de

- Brasília: DF, 2005. N° 53, Seção - 01, p. 58 - 63. 18 de março de 2005.
- BRASIL. Resolução do CONAMA N° 274, de 29 de novembro de 2000. Recomenda a adoção de sistemáticas de avaliação de qualidade das águas. In: **MMA Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília: DF, 2000. 08 de janeiro de 2001.
- CALLAÇO, A. D. B. **Uso de pneus picados como meio suporte de leitos cultivados para o tratamento de esgoto sanitário**. 01. ed. Espírito Santo do Pinhal - São Paulo: Engenharia Ambiental, v. 03, 2006.
- DOWNING, D.; Clark, J. **Estatística aplicada**. 2ª. ed. São Paulo: Saraiva, 2006. 351.
- Eaton, A. D.; Clesceri, L. S.; Greenberg, E. W. R.; Greenberg, A. E. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21ª. ed. Washington: American Public Health, 2005.
- MALHEIROS, T. F. Águas residuárias: visão de saúde pública e ambiental. In: Jn., A. P. **Saneamento, saúde e ambiente**. Barueri: Manole, 2005. 842 p.
- MARQUES, D. D. M. Terras úmidas construídas de fluxo subsuperficial. In: Campus, J. R. **Tratamento de esgoto sanitário por processos anaeróbios e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. Cap. 15. Projeto PROSAB. 464 p.
- NOVOLARI, A. O Lançamento in satura e seus impactos. In: Novolari, A. **Esgoto sanitário - coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola**. 1ª. ed. São Paulo: Blucher, 2003. 520 p.
- RIBEIRO, J. T. Controle de odores em sistemas de esgoto sanitário. In: Novolari, A. **Esgoto sanitário - coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola**. 1ª. ed. São Paulo: Blucher, 2003. 520 p.
- SILVA, G. H. D. **Sistema de alta eficiência para tratamento de esgoto residencial - estudo de caso na Lagoa da Conceição**. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 2004. 88 p.
- SILVA, M. A. V. **Meteorologia e climatologia**. Recife: Instituto Nacional de Meteorologia, 2006. 449 p.
- SOUSA, J. T. D. Pós-tratamento de efluente anaeróbio através de sistemas wetlands construídos. In: CHERNICHARO, C. A. D. L. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios - coletânea de trabalhos técnicos**. Belo Horizonte: PROSAB, v. 01, 2000. 220 p.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, v. 1, 2005. 452 p.
- VIEIRA, S. **Introdução à bioestatística**. 4ª. ed. Rio de Janeiro: Alsevier, 2008. 345 p.