

POTENCIAL DE REMOÇÃO DE NUTRIENTES DE EFLUENTE DOMÉSTICO
POR PLANTAS AQUÁTICAS FLUTUANTES

MARCELA DO CARMO VIEIRA

POTENCIAL DE REMOÇÃO DE NUTRIENTES DE EFLUENTE DOMÉSTICO
POR PLANTAS AQUÁTICAS FLUTUANTES

MARCELA DO CARMO VIEIRA

Dissertação de mestrado apresentada a Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação, Universidade do Oeste Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Agronomia - Área de Concentração: Produção Vegetal

Orientador: Prof. Dr. Carlos Henrique dos Santos

628.162
V657p

Vieira, Marcela do Carmo.

Potencial de remoção de nutrientes de efluente doméstico por plantas aquáticas flutuantes / Marcela do Carmo Vieira. – Presidente Prudente, 2014.

106 f.: il.

Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade do Oeste Paulista – UNOESTE, Presidente Prudente, SP, 2014.

Bibliografia.

Orientador: Carlos Henrique dos Santos

1. Poluição Hídrica. 2. Remediação. 3. Macrófitas Aquáticas. 4. Absorção 5. Polimento de Efluente I. Título.

MARCELA DO CARMO VIEIRA

**POTENCIAL DE REMOÇÃO DE NUTRIENTES DE EFLUENTE DOMÉSTICO
POR PLANTAS AQUÁTICAS FLUTUANTES**

Dissertação de mestrado apresentada a Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação, Universidade do Oeste Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Agronomia - Área de Concentração: Produção Vegetal.

Presidente Prudente, 17 de Janeiro de 2014

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Orientador Carlos Henrique dos Santos
Universidade do Oeste Paulista - UNOESTE
Presidente Prudente-SP

Prof. Dr. Carlos Sérgio Tiritan
Universidade do Oeste Paulista - UNOESTE
Presidente Prudente-SP

Prof. Dr. Claudinei Paulo de Lima
Faculdades Integradas de Ourinhos - FIO
Ourinhos-SP

DEDICATÓRIA

Dedico esse trabalho à minha família pela paciência e amor.

AGRADECIMENTOS

- A Deus pela força e graças concedidas.
- Aos meus pais pelo amor e ensino dos valores fundamentais que carregarei por toda minha vida.
- Especialmente ao meu pai pelo esforço em me acompanhar nas rotinas semanais em campo.
- Ao prof. Dr. Carlos Henrique dos Santos pela honrosa e extrema dedicação na orientação deste trabalho.
- À Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - SABESP, regional de Presidente Prudente/SP pela oportunidade e apoio na realização da pesquisa nas dependências da ETE/Montalvão.
- À UNOESTE por conceder acesso às instalações físicas dos laboratórios e contribuição com recursos materiais para a realização deste trabalho.
- À Prof.^a Dr.^a Sibila Honda pelo incentivo e compreensão.
- Ao Prof. Amaro dos Santos que contribuiu com o transporte para o local do experimento.
- Às alunas bolsistas e de graduação, Maria Helena e Aline, que contribuíram diretamente na parte experimental para realização deste trabalho.
- Aos funcionários dos laboratórios de água e solos, em especial ao André, Viviane e Luciana que contribuíram com auxílio nas etapas de análises laboratoriais.
- A todos os professores da Pós-graduação do mestrado em agronomia pelos ensinamentos.
- Aos amigos que fiz durante as disciplinas cursadas, entre eles, Isabela Rigolin, Thadeu Spósito e Wellington Guerra, pela amizade e ajuda em diversos momentos deste percurso.
- À minha madrinha pelo auxílio para que passasse de forma tranquila por esse período.
- À minha prima pelas dicas com as traduções realizadas.
- A todos que contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho.

RESUMO

Potencial de remoção de nutrientes de efluente doméstico por plantas aquáticas flutuantes

O trabalho objetivou estudar o potencial de três espécies de plantas aquáticas denominadas de *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia auriculata* na remoção de elementos químicos do efluente, na estação de tratamento de esgoto doméstico (ETE) do distrito de Montalvão, Presidente Prudente/SP. Os tratamentos utilizaram o efluente distribuídos em caixas plásticas de 250 dm³ da seguinte forma: **(T1)** = Efluente bruto sem a presença de plantas aquáticas (testemunha); **(T2)** = Efluente bruto com a presença de aguapé (*Eichhornia crassipes*); **(T3)** = Efluente bruto com a presença de alface d'água (*Pistia stratiotes*); **(T4)** = Efluente bruto com a presença de *Salvinia auriculata*. As coletas semanais de efluente foram realizadas mensalmente durante três meses (abril, maio e junho de 2013), caracterizando os três ciclos de experimentação. Após a coleta as amostras foram encaminhadas ao laboratório de análise química de tecido vegetal da UNOESTE/Campus II, para a determinação da Ce (condutividade elétrica - $\mu\text{S cm}^{-1}$), além das concentrações disponíveis de NH_4^+ , NO_3^- , P, S, K e Na. Ao final de cada ciclo, após vinte e oito dias da instalação do experimento, as plantas foram coletadas e encaminhadas ao mesmo laboratório onde foram determinados os teores de NH_4^+ , NO_3^- , P, S, K, Na (mg L^{-1}) e massa da matéria seca vegetal. Constatou-se que a remoção de elementos químicos pelas plantas estudadas foi diferenciado para cada espécie, entre os períodos de coleta e ciclos de avaliação; houve remoção de NH_4 e de P pelas plantas em relação à testemunha, com redução mais expressiva de NH_4 proporcionada pela *S. auriculata* e de P pela *E. crassipes*, durante os ciclos de avaliação; a *P. stratiotes* apresentou maior taxa de remoção de K, Na e S em quase todos os ciclos; a absorção dos elementos proporcionou redução da Ce no efluente na presença de *P. stratiotes* nos três ciclos de avaliação; a *P. stratiotes* e a *S. auriculata* apresentaram maior teor de K no 1º ciclo de avaliação; a *S. auriculata* e *P. stratiotes* foram capazes de absorver mais S que a *E. crassipes* durante os ciclos de avaliação; as plantas aquáticas estudadas, principalmente a *P. stratiotes*, podem ser aliadas no polimento de efluente de esgoto de ETE tratado.

Palavras-chave: Poluição Hídrica, Remediação, Macrófitas Aquáticas, Absorção, Polimento de Efluente.

ABSTRACT

Potential for nutrient removal from wastewater by floating aquatic plants

The study investigated the action of three species of aquatic plants called *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* and *Salvinia auriculata* in removing chemicals from the effluent in the treatment of domestic sewage (ETE) station, district of Montalvão, Presidente Prudente / SP. The treatments used effluent distributed in a box of 250 dm³ as follows : (T1) = Raw wastewater without the presence of aquatic plants (control), (T2) = Raw wastewater with *Eichhornia crassipes*, (T3) = Raw wastewater with the presence of *Pistia stratiotes*, (T4) = Raw wastewater with the presence of *Salvinia auriculata*. The weekly samples of effluent were collected monthly for three months (April, May and June 2013), featuring the three phases of experimentation. After collecting the samples were sent to the analytical chemistry laboratory of plant tissue UNOESTE / Campus II, for the determination of Ec (electrical conductivity - $\mu\text{S cm}^{-1}$), in addition to the available concentrations of NH_4^+ , NO_3^- , P, S, K and Na. At the end of each cycle, after twenty-eight days of the experiment, the plants were collected and sent to the same laboratory where it was determined the contents of NH_4^+ , NO_3^- , P, S, K, Na (mg L^{-1}) and mass of plant dry matter. It was found that the removal of chemical elements by plants studied was different for each species, between periods of collection and evaluation cycles, there was removal of NH_4 and P by plants compared to control, with more significant reduction of NH_4 provided by *S. auriculata* and P by *E. crassipes* during the evaluation cycles; *P. stratiotes* showed higher removal rate K, Na, and S in almost all cycles; absorption elements provided a reduction of Ec in the effluent in the presence of *P. stratiotes* in the three evaluation cycles; *P. stratiotes* and *S. auriculata* showed higher content of K in the first cycle of evaluation, a *S. auriculata* and *P. stratiotes* were able to absorb more S than *E. crassipes* during evaluation cycles, the studied aquatic plants, mainly *P. stratiotes*, can be allies for polishing sewage wastewater treated.

Keywords: Water Pollution, Remediation, Aquatic Macrophytes, Absorption, Waste Polishment.

LISTA DE SIGLAS

μS - micro Simens

$^{\circ}\text{C}$ - Graus Celsius

ANA - Agência Nacional de Águas

Ce - Condutividade Elétrica

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

cm - centímetro

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

DIC - Delineamento Inteiramente Casualizado

DQO - Demanda Química de Oxigênio

ETE - Estação de Tratamento de Esgoto

g - gramas

ha - hectare

K - Potássio

Kg - Kilograma

L - litro

mg - miligramas

mL - mililitro

mm - milímetro

MMA - Ministério do Meio Ambiente

Na - Sódio

NH_4^+ - Nitrogênio amoniacal

NO_3^- - Nitrogênio nitrato

NO_2^- - Nitrogênio nitrito

ns - não significativo

NTK - Nitrogênio Total Kjeldahl

OD - Oxigênio Dissolvido

P - Fósforo

pH - Potencial Hidrogeônico

PNSB - Pesquisa Nacional de Saneamento Básico

S - Enxofre

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

SP - São Paulo

STD - Sólido Total Disponível

T1 - Tratamento 1

T2 - Tratamento 2

T3 - Tratamento 3

T4 - Tratamento 4

LISTA DE FIGURAS

| | | |
|-------------|---|----|
| FIGURA 1 - | Distribuição das formas de nitrogênio no esgoto doméstico bruto. | 25 |
| FIGURA 2 - | Distribuição das formas de fósforo no esgoto doméstico bruto..... | 26 |
| FIGURA 3 - | Desenhos de Katia Sendra Tavares..... | 42 |
| FIGURA 4 - | <i>Eichhornia crassipes</i> | 42 |
| FIGURA 5 - | Flor da <i>Eichhornia crassipes</i> | 42 |
| FIGURA 6 - | Raiz da <i>Eichhornia crassipes</i> | 42 |
| FIGURA 7 - | Desenhos de Katia Tavares..... | 44 |
| FIGURA 8 - | <i>Pistia stratiotes</i> | 44 |
| FIGURA 9 - | <i>Pistia stratiotes</i> – estolões..... | 44 |
| FIGURA 10 - | <i>Pistia stratiotes</i> | 44 |
| FIGURA 11 - | Desenhos de Katia Tavares..... | 46 |
| FIGURA 12 - | <i>Salvinia auriculata</i> | 46 |
| FIGURA 13 - | <i>Salvinia auriculata</i> | 46 |
| FIGURA 14 - | <i>Salvinia auriculata</i> | 46 |
| FIGURA 15 - | Localização da área experimental..... | 49 |
| FIGURA 16 - | Distribuição das caixas na área..... | 51 |
| FIGURA 17 - | 17A - <i>E. crassipes</i> / 17B - <i>P. stratiotes</i> / 17C - <i>S. auriculata</i> | 51 |
| FIGURA 18 - | Condutímetro digital..... | 54 |
| FIGURA 19 - | Destilador Kjeldahl..... | 54 |
| FIGURA 20 - | Espectrofotômetro UV-VIS..... | 54 |
| FIGURA 21 - | Absorção atômica..... | 54 |
| FIGURA 22 - | Lavagem plantas em água..... | 55 |
| FIGURA 23 - | Pré-secagem plantas..... | 55 |
| FIGURA 24 - | Acondicionamento plantas..... | 55 |
| FIGURA 25 - | Moagem plantas..... | 55 |
| FIGURA 26 - | (A) Concentração de NH_4^+ disponível, em mg L^{-1} , no 1º ciclo, (B) no 2º ciclo e (C) no 3º ciclo de avaliação, nos tratamentos com efluente da ETE – Distrito Montalvão / Pres. Prudente / SP, em quatro períodos de coleta. UNOESTE, 2013. Ajustes significativos ($0,01 < p < 0,05$), ns = não significativos..... | 59 |
| FIGURA 27 - | (A) Concentração de NO_3^- disponível, em mg L^{-1} , no 1º ciclo, (B) no 2º ciclo e (C) no 3º ciclo de avaliação, nos tratamentos com | |

| | | |
|-------------|--|----|
| | efluente da ETE – Distrito Montalvão / Pres. Prudente / SP, em quatro períodos de coleta. UNOESTE, 2013. Ajustes significativos ($0,01 < p < 0,05$), ns = não significativos..... | 62 |
| FIGURA 28 - | (A) Concentração de P disponível, em mg L^{-1} , no 1º ciclo, (B) no 2º ciclo e (C) no 3º ciclo de avaliação, nos tratamentos com efluente da ETE – Distrito Montalvão / Pres. Prudente / SP, em quatro períodos de coleta. UNOESTE, 2013. Ajustes significativos ($0,01 < p < 0,05$), ns = não significativos..... | 67 |
| FIGURA 29 | (A) Concentração de K disponível, em mg L^{-1} , no 1º ciclo, (B) no 2º ciclo e (C) no 3º ciclo de avaliação, nos tratamentos com efluente da ETE – Distrito Montalvão / Pres. Prudente / SP, em quatro períodos de coleta. UNOESTE, 2013. Ajustes significativos ($0,01 < p < 0,05$), ns = não significativos..... | 71 |
| FIGURA 30 | (A) Concentração de S disponível, em mg L^{-1} , no 1º ciclo, (B) no 2º ciclo e (C) no 3º ciclo de avaliação, nos tratamentos com efluente da ETE – Distrito Montalvão / Pres. Prudente / SP, em quatro períodos de coleta. UNOESTE, 2013. Ajustes significativos ($0,01 < p < 0,05$), ns = não significativos..... | 76 |
| FIGURA 31 | (A) Concentração de Na disponível, em mg L^{-1} , no 1º ciclo, (B) no 2º ciclo e (C) no 3º ciclo de avaliação, nos tratamentos com efluente da ETE – Distrito Montalvão / Pres. Prudente / SP, em quatro períodos de coleta. UNOESTE, 2013. Ajustes significativos ($0,01 < p < 0,05$), ns = não significativos..... | 79 |
| FIGURA 32 | (A) Valores de C_e , em $\mu\text{S cm}^{-1}$, no 1º ciclo, (B) no 2º ciclo e (C) no 3º ciclo de avaliação, nos tratamentos com efluente da ETE – Distrito Montalvão / Pres. Prudente / SP, em quatro períodos de coleta. UNOESTE, 2013. Ajustes significativos ($0,01 < p < 0,05$), ns = não significativos..... | 84 |

LISTA DE TABELAS

| | | |
|------------|---|----|
| TABELA 1 - | Impactos ambientais ocasionados por alteração nos parâmetros de qualidade das águas..... | 29 |
| TABELA 2 - | Faixas de valores de fósforo total para principais graus de trofia..... | 31 |
| TABELA 3 - | Das condições e padrões de qualidades das águas doces de classe..... | 33 |
| TABELA 4 - | Das condições e padrões de lançamento de efluentes..... | 34 |
| TABELA 5 - | Valores de F da análise de variância, calculados pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para NH_4^+ , NO_3^- , P, K, S e Na dos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de <i>E. crassipes</i> , <i>P. stratiotes</i> e <i>S. auriculata</i> . UNOESTE, 2013..... | 57 |
| TABELA 6 - | Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para NH_4^+ no 1º ciclo (Abril) dos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de <i>E. crassipes</i> , <i>P. stratiotes</i> e <i>S. auriculata</i> , nos 4 períodos de coleta. UNOESTE, 2013.... | 60 |
| TABELA 7 - | Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para NH_4^+ no 2º ciclo (Maio) e 3º ciclo (Junho) dos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de <i>E. crassipes</i> , <i>P. stratiotes</i> e <i>S. auriculata</i> . UNOESTE, 2013... | 61 |
| TABELA 8 - | Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para NO_3^- no 2º ciclo (Maio) e 3º ciclo (Junho) dos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de <i>E. crassipes</i> , <i>P. stratiotes</i> e <i>S. auriculata</i> . UNOESTE, 2013... | 64 |
| TABELA 9 - | Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para P no 1º ciclo (Abril) dos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. | |

| | | |
|-------------|--|----|
| | Prudente / SP, na presença de <i>E.crassipes</i> , <i>P.stratiotes</i> e <i>S.auriculata</i> , nos 4 períodos de coleta. UNOESTE, 2013..... | 69 |
| TABELA 10 - | Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para P no 2º ciclo (Maio) dos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de <i>E.crassipes</i> , <i>P.stratiotes</i> e <i>S.auriculata</i> . UNOESTE, 2013..... | 70 |
| TABELA 11 - | Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para P no 3º ciclo (Junho) dos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de <i>E.crassipes</i> , <i>P.stratiotes</i> e <i>S.auriculata</i> , nos 4 períodos de coleta. UNOESTE, 2013..... | 70 |
| TABELA 12 - | Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para K no 1º ciclo (Abril) dos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de <i>E.crassipes</i> , <i>P.stratiotes</i> e <i>S.auriculata</i> , nos 4 períodos de coleta. UNOESTE, 2013..... | 74 |
| TABELA 13 - | Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para K no 2º ciclo (Maio) dos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de <i>E.crassipes</i> , <i>P.stratiotes</i> e <i>S.auriculata</i> , nos 4 períodos de coleta. UNOESTE, 2013..... | 74 |
| TABELA 14 - | Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para K no 3º ciclo (Junho) dos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de <i>E.crassipes</i> , <i>P.stratiotes</i> e <i>S.auriculata</i> , nos 4 períodos de coleta. UNOESTE, 2013..... | 75 |
| TABELA 15 - | Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para S no 1º ciclo (Abril) dos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de <i>E.crassipes</i> , <i>P.stratiotes</i> e <i>S.auriculata</i> . UNOESTE, 2013..... | 77 |
| TABELA 16 - | Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de | |

| | | |
|-------------|---|----|
| | probabilidade, para S no 2 ^o ciclo (Maio) dos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de <i>E.crassipes</i> , <i>P.stratiotes</i> e <i>S.auriculata</i> , nos 4 períodos de coleta. UNOESTE, 2013..... | 77 |
| TABELA 17 - | Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para S no 3 ^o ciclo (Junho) dos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de <i>E.crassipes</i> , <i>P.stratiotes</i> e <i>S.auriculata</i> , nos 4 períodos de coleta. UNOESTE, 2013..... | 78 |
| TABELA 18 - | Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para Na no 1 ^o ciclo (Abril) dos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de <i>E.crassipes</i> , <i>P.stratiotes</i> e <i>S.auriculata</i> , nos 4 períodos de coleta. UNOESTE, 2013..... | 81 |
| TABELA 19 - | Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para Na no 2 ^o ciclo (Maio) dos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de <i>E.crassipes</i> , <i>P.stratiotes</i> e <i>S.auriculata</i> , nos 4 períodos de coleta. UNOESTE, 2013..... | 81 |
| TABELA 20 - | Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para Na no 3 ^o ciclo (Junho) dos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de <i>E.crassipes</i> , <i>P.stratiotes</i> e <i>S.auriculata</i> , nos 4 períodos de coleta. UNOESTE, 2013..... | 82 |
| TABELA 21 - | Valores de F da análise de variância, calculados pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para a Ce dos tratamentos com efluente da ETE - Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de <i>E. crassipes</i> , <i>P. stratiotes</i> e <i>S. auriculata</i> , nos 4 períodos de coleta. UNOESTE, 2013..... | 82 |
| TABELA 22 - | Médias calculados pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para Ce no 1 ^o ciclo (Abril) dos tratamentos com efluente da ETE - Distrito de Montalvão / Pres. | |

| | | |
|-------------|---|----|
| | Prudente / SP, na presença de <i>E. crassipes</i> , <i>P. stratiotes</i> e <i>S. auriculata</i> , nos 4 períodos de coleta. UNOESTE, 2013.... | 85 |
| TABELA 23 - | Médias calculados pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para Ce no 2º ciclo (Maio) dos tratamentos com efluente da ETE - Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de <i>E. crassipes</i> , <i>P. stratiotes</i> e <i>S. auriculata</i> . UNOESTE, 2013..... | 86 |
| TABELA 24 - | Médias calculados pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para Ce no 3º ciclo (Junho) dos tratamentos com efluente da ETE - Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de <i>E. crassipes</i> , <i>P. stratiotes</i> e <i>S. auriculata</i> , nos 4 períodos de coleta. UNOESTE, 2013.... | 86 |
| TABELA 25 - | Valores de F da análise de variância, calculados pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para os elementos NH_4^+ , NO_3^- , P, K, S, Na e MMS dos tratamentos com efluente da ETE - Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de <i>E. crassipes</i> , <i>P. stratiotes</i> e <i>S. auriculata</i> . UNOESTE, 2013..... | 87 |
| TABELA 26 - | Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para NH_4^+ do tecido vegetal dos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de <i>E. crassipes</i> , <i>P. stratiotes</i> e <i>S. auriculata</i> . UNOESTE, 2013..... | 88 |
| TABELA 27 - | Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para NH_4^+ do tecido vegetal das plantas aquáticas nos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, nos três ciclos de coleta. UNOESTE, 2013..... | 88 |
| TABELA 28 - | Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para NO_3^- no tecido vegetal dos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de <i>E. crassipes</i> , <i>P. stratiotes</i> e <i>S. auriculata</i> . UNOESTE, 2013..... | 89 |

- TABELA 29 - Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para NO_3^- no tecido vegetal dos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, nos três ciclos de coleta. UNOESTE, 2013.. 89
- TABELA 30 - Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para P no tecido vegetal dos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata* nos três ciclos de coleta. UNOESTE, 2013..... 90
- TABELA 31 - Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para K no tecido vegetal dos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata* nos três ciclos de coleta. UNOESTE, 2013..... 91
- TABELA 32 - Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para S no tecido vegetal dos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata* nos três ciclos de coleta. UNOESTE, 2013..... 93
- TABELA 33 - Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para Na no tecido vegetal dos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata* nos três ciclos de coleta. UNOESTE, 2013..... 93
- TABELA 34 - Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para MMS do tecido vegetal dos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata* nos três ciclos de coleta. UNOESTE, 2013..... 95

SUMÁRIO

| | |
|--|----|
| 1 INTRODUÇÃO | 19 |
| 2 REVISÃO DE LITERATURA | 21 |
| 2.1 Panorama de Geração de Esgoto Sanitário no Brasil | 21 |
| 2.2 Poluição dos Recursos Hídricos..... | 22 |
| 2.2.1 Excesso de elementos químicos nos copos d'água (receptores)..... | 24 |
| 2.2.2 Consequências da poluição das águas para a sociedade..... | 28 |
| 2.2.3 Eutrofização dos corpos hídricos | 30 |
| 2.3 Legislação, Condições e Padrões de Lançamento de Efluentes..... | 32 |
| 2.4 Sistemas de Tratamento de Efluente Doméstico | 34 |
| 2.4.1 Tratamento convencional de efluentes..... | 35 |
| 2.4.2 Tratamento alternativo de efluentes | 36 |
| 2.4.2.1 Técnicas de remediação | 37 |
| 2.5 Caracterização das Macrófitas Aquáticas | 38 |
| 2.5.1 <i>Eicchornia crassipes</i> (Mart.) Solms (Aguapé) | 41 |
| 2.5.2 <i>Pistia stratiotes</i> L.(Alface d'água) | 43 |
| 2.5.3 <i>Salvinia auriculata</i> Aublet (Salvinia) | 45 |
| 2.5.4 Possibilidade para uso de biomassa produzida de macrófitas aquáticas..... | 47 |
| 3 MATERIAL E MÉTODOS | 49 |
| 3.1 Localização da Área Experimental | 49 |
| 3.2 Definição dos Tratamentos..... | 50 |
| 3.3 Delineamento Experimental | 51 |
| 3.4 Parâmetros Avaliados | 53 |
| 3.4.1 Análises físico-química e química do efluente..... | 53 |
| 3.4.2 Análise química do tecido vegetal das plantas aquáticas..... | 54 |
| 3.4.3 Análise estatística dos dados | 56 |
| 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO..... | 57 |
| 4.1 Análise Química do Efluente | 57 |
| 4.1.1 Análise nitrogênio amoniacal (NH_4^+), nitrato (NO_3^-), fósforo (P), potássio (K), enxofre (S) e sódio (Na) disponíveis no efluente..... | 57 |
| 4.2 Análise Físico-Química do Efluente - Condutividade Elétrica (Ce)..... | 82 |
| 4.3 Análise Química do Tecido Vegetal | 87 |
| 4.3.1 Quantificação de nitrogênio amoniacal (NH_4^+), nitrato (NO_3^-), fósforo (P), potássio (K), enxofre (S), sódio (Na) e massa da matéria seca (MMS) | 87 |
| 5 CONCLUSÕES | 97 |
| REFERÊNCIAS..... | 98 |

1 INTRODUÇÃO

O estado das águas reflete as condições do ambiente e do modo de vida dos seres humanos, se há ou não saúde e qualidade de vida. O acesso à água tratada é uma das formas de prevenção a doenças de veiculação hídrica. A interferência humana no represamento de corpos d'água, no aporte de esgotos de origem doméstica e industrial tem causado a eutrofização dos recursos hídricos, havendo desequilíbrio do ambiente aquático, com consequências desastrosas para a qualidade e quantidade de água e comprometimento da fauna e flora associadas a estes mananciais (MOURA E MELO; FRANCO; MATALLO, 2013).

Com a crescente urbanização e aumento populacional, a quantidade de esgotos produzidos passou a ser superior à capacidade de depuração pela natureza, surgindo à necessidade de ampliação e melhoria dos sistemas de saneamento com sistemas mais eficientes tanto de tratamento quanto de pós-tratamento a fim de diminuir a carga orgânica lançada em corpos hídricos (BAIRD, 2002).

Com o intuito de reduzir os efeitos negativos causados ao meio ambiente proveniente de efluentes gerais, e domésticos em particular, pesquisadores têm se dedicado ao estudo de processos de recuperação de efluentes utilizando métodos alternativos que sejam econômicos e tecnologicamente mais adequados para o tratamento do esgoto a fim de contribuir com a qualidade ambiental. Sistemas conhecidos como wetlands, baseados na introdução de macrófitas aquáticas em leito filtrante, tem contribuído para tratamento de efluentes de pequenas comunidades (SALATI; FILHO; SALATI, 2009).

Um método que pode ser eficiente e de baixo custo para o pós-tratamento de efluentes utiliza-se de plantas aquáticas com o propósito de remover, degradar ou isolar substâncias tóxicas do ambiente. A utilização dessas plantas fitorremediadoras, como as macrófitas aquáticas, para realizar a remoção de nutrientes e poluentes que possam causar diversos problemas ao ambiente em geral e ao homem, em particular, justifica-se além de sua elevada capacidade de absorção de nutrientes e seu rápido crescimento, também por oferecer facilidade de retirada e aproveitamento da biomassa (POMPÊO, 1996).

O presente trabalho de pesquisa objetivou estudar o potencial de três espécies de plantas aquáticas flutuantes denominadas de *Eichhornia crassipes*,

Pistia stratiotes e *Salvinia auriculata* no polimento do efluente de um sistema de tratamento de esgoto sanitário doméstico urbano, em função do tempo de permanência e da taxa de remoção dos elementos N em suas frações NO_3^- e NH_4^+ , P, K, S, Na, e Ce, bem como da produção da massa da matéria seca vegetal.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Panorama de Geração de Esgoto Sanitário no Brasil

Enquanto a população urbana mundial apresentava acelerado crescimento, o setor de saneamento básico atingia grandes déficits, transformando-se em um dos principais problemas ambientais brasileiros (BRASIL, 2009). O serviço de esgotamento sanitário apesar de ser direito assegurado pela Lei do Saneamento Básico, no qual a legislação federal prevê a universalização dos serviços de abastecimento de água e tratamento da rede de esgoto para garantir a saúde dos brasileiros, ainda encontra-se com muitas carências no sistema de coleta, tratamento e disposição adequada de esgoto (SNIS, 2013).

Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – PNSB (BRASIL; IBGE, 2008), pouco mais da metade dos municípios brasileiros (55,2%) tinham serviço de esgotamento sanitário por rede coletora. Esses dados se referem apenas à existência do serviço, não considerando a extensão da rede, a qualidade do atendimento, o número dos domicílios atendidos, ou se o esgoto teve algum tipo de tratamento após coletado.

Pelos dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS (2013), o Distrito Federal foi a única unidade da federação com índice de atendimento urbano com rede coletora de esgotos maior que 90% (97,0%). Muito próximo deste valor situou-se o estado de São Paulo, com 89,8% de esgoto coletado.

A Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - PNSB (BRASIL; IBGE, 2008), mostrou ainda, que nos municípios com população entre 100 e 500 mil habitantes, o serviço de coleta de esgoto aconteceu em 90% deles e naqueles com população abaixo de 50 mil habitantes esta coleta foi abaixo da média nacional de 55,2%.

Para obter-se condições sanitárias adequadas, não basta que o esgoto seja adequadamente coletado é necessário que também seja tratado. A região Sudeste, no qual 95,1% dos municípios possuíam coleta de esgoto, menos da metade desses (48,4%) o trataram. O estado de São Paulo aparece com índices de 40 a 70% de seu esgoto com algum tipo de tratamento (BRASIL; IBGE, 2008).

O esgoto sanitário, composto por 99% de água e 1% de material sólido, é tratado nas estações de tratamento de esgoto para remoção desses 1% de material sólido, para posteriormente ser lançado ao corpo hídrico. A forma mais utilizada para medir a quantidade de matéria orgânica no esgoto é determinada pela DBO (demanda bioquímica de oxigênio) que é um parâmetro importante no controle das eficiências das estações de tratamento de esgoto (BRASIL, 2009).

Na legislação do Estado de São Paulo, no Decreto Estadual n.º 8468, a DBO de cinco dias é padrão de emissão de esgotos diretamente nos corpos d'água, sendo exigidos uma DBO máxima de 60 mg/L ou uma eficiência global mínima do processo de tratamento igual a 80%. Pela Resolução Conama n.º 430/2011 a DBO₅ máxima é de 120 mg/L, sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO, ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.

É tradicional no Brasil a adoção de uma contribuição “per capita” de DBO_{5,20} de 54 g.hab⁻¹.dia⁻¹ (CETESB, 2013). A carga orgânica total do país é de 6.389 t DBO_{5,20}/dia, sendo a região sudeste do Brasil contribuinte com 35% do total do país, ou seja, 2.179 t DBO_{5,20}/dia (BRASIL, 2005).

2.2 Poluição dos Recursos Hídricos

A poluição das águas pode ser definida como a introdução no meio aquático de qualquer substância ou de formas de energia que venha a alterar as propriedades físicas, químicas ou biológicas do corpo d'água de modo que prejudique os legítimos usos que dele são feitos, e podendo afetar as espécies animais e vegetais que tenham contato com ele (VON SPERLING, 1996). De maneira geral a poluição promove desequilíbrio ecológico causado pela emissão de substâncias tóxicas no ambiente, que ultrapassam a capacidade de autodepuração do sistema.

No caso dos recursos hídricos, eles têm a capacidade de diluir e assimilar esgotos e resíduos mediante processos físicos, químicos e biológicos, que proporcionam sua autodepuração. Entretanto, essa capacidade é limitada em face da quantidade e qualidade dos corpos d'água (SETTI et al., 2000).

Durante séculos os rios foram receptores dos esgotos das cidades e dos efluentes das indústrias que contêm grande quantidade de produtos tóxicos e metais pesados, resultando em contaminação de muitos ambientes aquáticos. Em trabalhos recentes Martins e Froehner (2008) relatam que o lançamento de esgotos sanitários é uma das formas mais comuns de poluição das águas, gerando impactos, como contaminação microbiológica, alteração da biodiversidade, aporte de matéria orgânica, trazendo como consequências a eutrofização, deposição de resíduos nos mananciais e várias enfermidades.

A vida no meio aquático depende, por exemplo, da quantidade de oxigênio dissolvido na água, de modo que o excesso de material orgânico e tóxico pode acarretar na redução de níveis de oxigênio impossibilitando o ciclo biológico natural do ecossistema (BORSOI; TORRES, 1997).

De acordo com Boudou e Ribeyre (1989) (apud BAIO, 2009) os poluentes nos recursos hídricos podem gerar efeitos tóxicos simplesmente por sua presença ou por meio de processos de degradação, os quais liberam compostos que assimilados pelos organismos, poderão interferir em seus processos fisiológicos, influenciando os aspectos reprodutivos, sobrevivência e conseqüentemente, alterando a estrutura da população. A presença de poluentes nas águas superficiais provoca danos aos ecossistemas aquáticos e leva à formação de um ambiente insalubre com perdas significativas à qualidade de vida humana.

Diversas são as fontes de poluição que contaminam os recursos hídricos. Efluentes agrícolas, industriais, comerciais e residenciais, dejetos humanos e animais, agrotóxicos e fertilizantes sem técnicas de manejo adequadas e inúmeros subprodutos provenientes de ações antrópicas são lançados constantemente em reservatórios naturais, porém existem basicamente duas formas em que fontes de poluentes podem atingir um corpo d'água de forma pontual e de forma difusa (VON SPERLING, 1996).

Quando a carga poluidora é carregada pelo escoamento superficial de áreas urbanas ou agrícolas ou pela deposição atmosférica de poeira e gases nos corpos d'água trata-se de uma poluição difusa, espalhando-se por toda uma área sendo difícil de identificar e tratar. Carga difusa gerada quer no meio urbano ou rural estão entre as maiores fontes poluidoras das águas superficiais (OLIVEIRA, 2009). No caso de descarga de efluentes a partir de indústrias e de estações de tratamento de esgoto tem-se a poluição pontual, que são bem localizadas, fáceis de identificar e

monitorar. Por qualquer fonte que seja a poluição causada nos recursos hídricos trará consequências ambientais de variadas proporções devendo ser controlada.

Segundo Pereira (2004), cada uma das fontes de poluição citadas determina certo grau de poluição no corpo hídrico atingido, que é mensurado pelas características físicas, químicas e biológicas das impurezas existentes, que, por sua vez, são identificadas por parâmetros de qualidade das águas (físicos, químicos e biológicos). A poluição química pode ocorrer por poluentes biodegradáveis ou persistentes; a poluição física ocorre por poluição térmica (água aquecida) e por resíduos sólidos (sólidos suspensos, coloidais e dissolvidos); e na poluição biológica a água pode ser infectada por organismos patogênicos, existentes nos esgotos, podendo conter bactérias, vírus, protozoários e vermes (PEREIRA, 2004).

2.2.1 Excesso de elementos químicos nos corpos d'água (receptores)

O nitrogênio (N), considerado essencial para a vida de todas as espécies, pode ser introduzido no meio aquático por processos naturais ou antrópico. Neste último caso, é um dos elementos que pode estar presente em águas residuárias e, que causa sérios danos ambientais quando liberados frequentemente nos corpos d'água (ESTEVES, 1998). Ainda de acordo com o autor, o N por participar na formação de proteínas, um dos componentes básicos da biomassa, pode ser considerado um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos. Em baixas concentrações pode ser fator limitante na produção primária desses ecossistemas.

Este elemento pode ser encontrado em várias formas e estado de oxidação como: nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amônia (NH_3^+), íon amônio (NH_4^+), óxido nitroso (N_2O), nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico dissolvido e nitrogênio orgânico particulado. Porém, é na forma do íon amônio, em grandes concentrações, que pode se tornar um problema ambiental, pois influencia a dinâmica de oxigênio dissolvido e pode se oxidar em amônia (livre e gasoso) podendo ser altamente tóxica para as populações de peixes do ambiente em que se encontra. Na forma nitrito também pode ser extremamente tóxica à maioria dos organismos aquáticos se estiver em altas concentrações (ESTEVES, 1998). Na forma de nitrato está

associado às doenças causadas pela formação da metahemoglobina (RESENDE, 2002).

No esgoto bruto o nitrogênio orgânico e a amônia são as formas predominantes, e constituem o Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e são determinados em laboratório pelo método Kjeldahl. As demais formas de nitrogênio são normalmente de menor importância no esgoto afluente à estação de tratamento (VON SPERLING et al., 2009). A distribuição do nitrogênio no esgoto bruto doméstico, conforme Von Sperling et al. (2009) pode ser ilustrada na Figura 1.

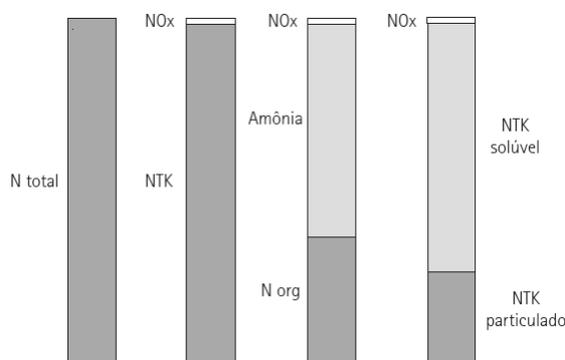


Figura 1. Distribuição das formas de N no esgoto doméstico bruto

Fonte: adaptado de VON SPERLING (2005)

Em estações de tratamento de esgoto, o nitrogênio é indispensável para o crescimento dos microrganismos. No processo de nitrificação (conversão de amônia a nitrito e do nitrito a nitrato) que pode ocorrer durante o tratamento do esgoto, o nitrogênio implica em consumo de oxigênio e alcalinidade, já na desnitrificação (conversão do nitrato em nitrogênio gasoso) o nitrogênio implica em economia de oxigênio e alcalinidade, quando realizado de forma controlada, ou ainda, deterioração da sedimentabilidade do lodo, quando não controlado (VON SPERLING et al., 2009).

Segundo Chernicharo (2001) a descarga de 1 kg de nitrogênio pode gerar a reconstrução de aproximadamente 20 kg de demanda química de oxigênio na forma de algas mortas. E no processo de nitrificação, onde se consome, cerca de 4 kg de oxigênio dissolvido nas águas, para cada 1 kg de amônia descarregada no corpo receptor.

Assim como o nitrogênio, o fósforo constitui-se em um dos principais nutrientes para os processos biológicos, ou seja, é um dos chamados macronutrientes, essencial para o crescimento dos microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica (VON SPERLING et al., 2009).

O lançamento de esgotos domésticos e industriais leva a um excessivo aporte de fósforo em rios e reservatórios, provocando eutrofização desses corpos receptores e contribuindo para a deterioração da qualidade dos recursos hídricos e para a inviabilização de seus usos configurando-se num importante problema ambiental e de saúde pública (PAGANINI; QUEVEDO, 2011).

O fósforo total no esgoto doméstico apresenta-se na forma inorgânica (polifosfato e ortofosfato), tendo nos detergentes sua principal fonte, e na forma orgânica (ligada a compostos orgânicos) de origem fisiológica. E ainda pode ser encontrado na forma solúvel ou particulado, como pode ser observado na Figura 2 (VON SPERLING et al., 2009).

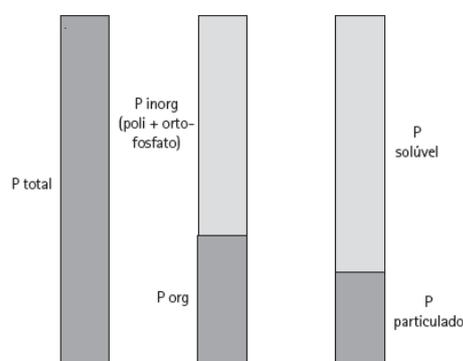


Figura 2. Distribuição das formas de P no esgoto doméstico bruto

Fonte: adaptado de VON SPERLING (2005)

O elemento potássio (K) é encontrado em baixas concentrações nas águas naturais, entretanto, sais de potássio acabam entrando nos corpos d'água pelas descargas industriais e de áreas agrícolas. É encontrado na forma iônica e os sais são altamente solúveis, sendo incorporado em estruturas minerais e acumulado pela biota aquática, pois é um elemento nutricional essencial. Apresentam concentrações menores que 10mg/L em águas naturais, sendo que valores de 100

mg/L podem indicar a ocorrência de fontes quentes e 25.000 mg L⁻¹ a ocorrência de salmouras (CETESB, 2009).

O potássio, ao lado do nitrogênio, é um dos elementos mais extraídos pelas plantas, em quantidades adequadas desempenha controle de turgidez celular, ativação de enzimas envolvidas na respiração e fotossíntese, regulam os processos de abertura e fechamento de estômatos, transporte de carboidratos, transpiração, resistência a seca, resistências às doenças, dentre outras funções (MALAVOLTA, 2006). Para Viana e Kiehl (2010), o potássio nas plantas estimula o aproveitamento de nitrogênio, possibilitando que sua absorção, assimilação, nutrição e, conseqüentemente a sua produtividade, sejam aumentadas. No processo de tratamento de esgoto, pela retirada de água, em que o elemento encontra solubilizado, ocorrem perdas significativas de potássio (PAGLIA et al., 2007).

O sódio é um dos elementos mais abundantes na terra e seus sais são altamente solúveis em água, encontrando-se na forma iônica Na⁺. O lançamento de esgotos domésticos e efluentes industriais são as principais fontes de concentração de sódio na água mas, muitas águas superficiais, incluindo aquelas que recebem efluentes, têm níveis bem abaixo de 50 mg L⁻¹. A concentração de sódio na água potável geralmente é menor que 20 mg L⁻¹. O hidróxido de sódio constituinte de detergentes e sabão apresenta alta solubilidade e tende a se concentrar em meio aquoso, podendo elevar o pH do meio (CETESB, 2009).

O S, bem como o N, está presente em todas as funções e processos que são parte da vida da planta: da absorção iônica aos papéis do RNA e DNA, inclusive controle hormonal para o crescimento e a diferenciação (PRATES; LAVRES JUNIOR; MORAES, 2006). As proteínas são os compostos nos quais a maior parte do enxofre incorpora-se (MALAVOLTA, 2006).

O sulfato é um dos íons mais abundantes na natureza, em águas naturais, a fonte de sulfato ocorre pela dissolução de solos e rochas. Nas águas para abastecimento público, o sulfato deve ser controlado porque provoca efeitos laxativos, sendo o padrão de potabilidade fixado em 250 mg L⁻¹ pela Portaria 518 do Ministério da Saúde.

A principal fonte de sulfeto em águas naturais é o lançamento de esgotos sanitários e de efluentes industriais que contenham sulfato, em condições anaeróbias. Nas águas naturais, o gás sulfídrico provoca a morte de peixes em concentrações na faixa de 1 a 6 mg L⁻¹, além do efeito indireto do consumo de

oxigênio ao se oxidar. Este fenômeno é conhecido por demanda imediata de oxigênio. Despejos com altas concentrações de sulfetos, lançados nos corpos d'água, provocam diminuição do oxigênio dissolvido devido sua ação redutora (PERPETUO, 2011).

O N e o S podem mostrar interação com outros elementos e entre eles. Sua presença ou suprimento pode provocar aumento (sinergismo) ou diminuição (inibição, antagonismo) no teor de outros elementos (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1997).

2.2.2 Consequências da poluição das águas para a sociedade

A poluição das águas ocasiona o impedimento da sobrevivência dos seres aquáticos, indica que seus usos foram prejudicados podendo atingir o homem, pois sendo bem insubstituível essencial para a vida, usada para consumo e alimentação, a água deve ter pureza e estar isenta de microrganismos patogênicos, causadores de inúmeras doenças como verminoses, cólera, esquistossomose, febre tifóide, hepatite, leptospirose, poliomielite, dentre outras (MASCARENHAS, 2008).

A poluição de um recurso hídrico além de trazer prejuízos para a saúde humana pode limitar o desenvolvimento econômico e agrícola de um país, e desequilibrar ecossistemas inteiros (BAIO, 2009). A alteração de um parâmetro no corpo d'água pode causar impactos diversos aos organismos vivos. A Tabela 1 destaca alguns deles.

Tabela 1. Impactos ambientais ocasionados por alteração nos parâmetros de qualidade das águas

| Parâmetros | Impactos Ambientais |
|--------------------|--|
| pH | Alterações bruscas do pH da água podem provocar o desaparecimento de alguns seres vivos presentes. |
| Temperatura | O aumento da temperatura da água de um rio pode ser devido ao despejo de efluentes industriais |
| OD | A quantidade de oxigênio dissolvido na água está diretamente ligada a capacidade do corpo d'água de manter a vida aquática. Os peixes necessitam de 5,0 mgL ⁻¹ de OD para sobreviverem. Esse parâmetro é um bom indicador para avaliar a eficiência |
| STD | Os sólidos totais dissolvidos representam a somatória dos minerais presentes na água |
| NTK | A concentração de Nitrogênio Total Kjeldahl mostra a contribuição orgânica e amoniacal deste nutriente na água e altos teores estão relacionados com o processo de eutrofização que ocorrem no corpo d'água |
| Nitrato | Nitrato estimula o desenvolvimento de plantas e organismos aquáticos. Quando ingerido em grandes quantidades pode provocar metaglobinemia (síndrome do bebê azul), deficiência enzimática e levar ao câncer de estômago |
| Nitrito | Aumento desse íon indica que os processos biológicos estão sendo influenciados por poluição orgânica. Altas quantidades são tóxicas para o ser humano podendo causar o câncer de estômago |
| Cobre | Após a ingestão de elevadas concentrações causa problemas hepáticos, renais, irritações no sistema nervoso central e nas mucosas |
| Ferro | Essencial para o ser humano, porém altas concentrações causam sabor e cor desagradáveis na água, além do aumento da sua dureza |
| Manganês | Altas concentrações influenciam nas propriedades organolépticas (cor e sabor) da água, além de manchar as roupas lavadas com água com excesso desse metal |
| Cromo | Cancerígeno na forma hexavalente |

Fonte: Adaptada de BAIO (2009)

2.2.3 Eutrofização dos corpos hídricos

A eutrofização é o enriquecimento do meio aquático com nutrientes, causando o crescimento excessivo de organismos e plantas aquáticas, interferindo nos usos do corpo d'água. Mesmo com tratamento, o lançamento de esgoto em corpos hídricos pode gerar poluição, como o problema de eutrofização causado pelo nitrogênio e fósforo presentes no esgoto bruto (VON SPERLING, 2009).

A eutrofização pode ser natural ou artificial. O processo natural é lento e contínuo, correspondendo ao envelhecimento natural do meio aquático, já o processo artificial é dinâmico ocorrendo modificações de quantidades e qualidades nas comunidades aquáticas, nas condições físicas e químicas do meio e no nível de produção do sistema, devido ao aporte de nutrientes pelas diferentes origens como efluentes domésticos, industriais, atividades agrícolas, entre outras (ESTEVEVES, 1998).

Para a avaliação da poluição hídrica o estudo do processo de eutrofização é de suma importância, pois está relacionado com a produção primária dos organismos vegetais (VON SPERLING, 1996). O nível de eutrofização está associado ao uso e ocupação do solo na área da bacia. A ocupação urbana traz uma série de consequências para o ambiente aquático, a deterioração maior é causada pelos esgotos, que contêm nitrogênio e fósforo em excesso e que podem levar a aumento da população de algas e outras plantas. Dependendo da capacidade de assimilação do corpo receptor, a eutrofização pode trazer vários efeitos indesejáveis, desde problemas estéticos e recreacionais, até mudanças da biodiversidade aquática, matanças de peixes, toxicidade das algas (VON SPERLING, 1996).

A principal consequência da eutrofização artificial é a quebra da estabilidade do ecossistema aquático, caracterizado pelo equilíbrio entre produção de matéria orgânica e o seu consumo e decomposição, no qual em situações de eutrofização o meio aquático passa a produzir mais que sua capacidade de consumir e decompor, causando grandes mudanças no metabolismo de todo ecossistema (ESTEVEVES, 1998).

Para classificar e caracterizar o estágio de eutrofização em que se encontra um ambiente aquático foi estabelecido faixas aproximadas de valores de fósforo total (VON SPERLING, 1996), como mostrado na Tabela 2.

Tabela 2. Faixas de valores de fósforo total para principais graus de trofia

| Classe de trofia | Concentração de fósforo total na represa (mg m⁻³) |
|--------------------------|---|
| Ultraoligotrófico | < 5 |
| Oligotrófico | 10 – 20 |
| Mesotrófico | 10 – 50 |
| Eutrófico | 25 – 100 |
| Hipereutrófico | > 100 |

Fonte: Adaptado de VON SPERLING (1996)

Quando um processo de eutrofização acontece, o corpo d'água atingido pode tornar-se inapropriado para o abastecimento, para a geração de energia e como área de lazer, trazendo implicações de caráter socioeconômico para a população. Por isso, a preocupação em tratar as fontes que dão origem ao problema é crescente e de grande importância. Quando se refere aos nutrientes provenientes de efluentes tratados, a deterioração do corpo d'água ocorre mais lentamente (ESTEVES, 1998).

Segundo Von Sperling et al. (2009) as principais fontes de nutrientes em corpos d'água estão associadas à drenagem pluvial urbana e, principalmente, ao lançamento de esgoto. As estratégias de controle podem ser medidas preventivas ou corretivas. As preventivas incluem estratégias de controle do esgoto pelo tratamento com remoção de nutrientes, exportação do esgoto para outra bacia hidrográfica seguido de tratamento convencional, infiltração do esgoto no terreno. Neste sentido o pós-tratamento através de plantas remediadoras contribui como um aliado a este controle, enfatizando a retirada do excesso de nutrientes pelo processo de fitorremediação.

2.3 Legislação, Condições e Padrões de Lançamento de Efluentes

O corpo hídrico é geralmente o destino final do esgoto sanitário, muitas vezes sem nenhum tratamento. Segundo Almeida, Pitaluga e Reis (2010) esse lançamento pode levar a inconvenientes, como mau odores, água potável com sabor, mortandade de comunidades aquáticas e ameaça a saúde pública. Sendo assim é necessário que os efluentes das estações de tratamento de esgoto, atendam as condições e padrões de qualidade de água estabelecidos para as respectivas classes, nas condições da vazão de referência, que a legislação do CONAMA (2005; 2011) estabelece.

A poluição das águas é, principalmente, fruto de um conjunto de atividades humanas e os poluentes alcançam águas superficiais e subterrâneas de formas diversas (MIRANDA et al., 2009). Neste contexto, tem-se observado a crescente necessidade de avaliar e monitorar as alterações ambientais e seus efeitos sobre os recursos hídricos, principalmente no que refere-se à presença de metais pesados e aos parâmetros físico-químicos. Assim, a legislação brasileira dispõe de inúmeras leis e resoluções para ajudar nesse controle.

A poluição das águas, quanto aos aspectos legais, é tratada dentro da Lei n. 9.433, de 8/1/97, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, que foi promulgada regulamentando, dessa forma, o art. 21, inciso XIX, da Constituição Federal.

Segundo Freitas (1997) para proteger águas doces tem-se a Lei n. 6.938, de 31/8/81, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente (art. 2º, inciso II) a qual entende como princípio a racionalização do uso da água e o Código Florestal, Lei n. 4.771, de 15/9/65. Este, no art. 2º, alíneas a, b e c protegem as florestas e formas de vegetação naturais situadas ao longo dos rios, cursos d' água, nascentes, lagos, lagoas ou reservatórios. A Resolução nº20, de 18/6/1986, do CONAMA, estabelece os níveis suportáveis de presença de elementos potencialmente prejudiciais nas águas.

Pela Resolução CONAMA 357/2005, Capítulo III das condições e padrões de qualidades das águas, destaca-se na seção II das águas doces de classe 2 as seguintes condições e padrões, conforme demonstra Tabela 3.

Tabela 3. Das condições e padrões de qualidades das águas doces de classe 2

| Parâmetros | Valores máximos |
|---|---------------------------|
| O.D. | ≥ 5 mg/L O ₂ |
| pH | Valores na faixa de 6 a 9 |
| Turbidez | Limite máximo 100 UNT |
| DBO ₅ 20°C | 5 mg/L O ₂ |
| Cor verdadeira | até 75 mg Pt/L; |
| Fósforo total (ambiente lântico) | 0,030 mg/L P |
| Fósforo total (ambiente intermediário, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários direto de ambiente lântico) | 0,050 mg/L P |

Fonte: Adaptado CONAMA 357/2005

No Brasil, a legislação que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes é a Resolução CONAMA 357/2005 complementada e alterada pela Resolução nº430 de 13 de maio de 2011, por esta lei cap.1 Art.4º parágrafo VII, esgotos sanitários é a denominação genérica para despejos líquidos residenciais, comerciais, águas de infiltração na rede coletora, os quais podem conter parcela de efluentes industriais e efluentes não domésticos.

A seção II, Art. 16 estabelece os padrões de lançamento de efluentes de qualquer fonte poluidora, conforme valores apresentados na Tabela 4.

Ainda pela Resolução CONAMA 430/2011, seção III, das condições e padrões para efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários, Art. 21, quanto a demanda bioquímica de oxigênio, o valor máximo deverá ser de 120 mg L⁻¹, sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO, ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.

Tabela 4. Das condições e padrões de lançamento de efluentes

| Parâmetros inorgânicos | Valores máximos |
|-------------------------------|---------------------------|
| Arsênio total | 0,5 mg/L As |
| Bário total | 5,0 mg/L Ba |
| Boro total | 5,0 mg/L B |
| Cádmio total | 0,2 mg/L Cd |
| Chumbo total | 0,5 mg/L Pb |
| Cobre dissolvido | 1,0mg/L Cu |
| Cromo hexavalente | 0,1 mg/L Cr ⁺⁶ |
| Cromo trivalente | 1,0 mg/L Cr ⁺³ |
| Ferro dissolvido | 15,0 mg/L Fe |
| Manganês dissolvido | 1,0 mg/L Mn |
| Níquel total | 2,0 mg/L Ni |
| Nitrogênio Amoniacal total | 20,0 mg/L N |
| Sulfeto | 1,0 mg/L S |
| Zinco total | 5,0 mg/L Zn |

Fonte: Adaptado CONAMA 430/2011

2.4 Sistemas de Tratamento de Efluente Doméstico

Os efluentes, ou esgotos domésticos, são provenientes de edificações com instalação sanitária, cozinha, lavanderia. Para Campos (1999) os esgotos sanitários são constituídos, geralmente, por 98% de água, além de conter contaminantes como sólidos suspensos, compostos orgânicos, nutrientes, metais, sólidos dissolvidos, sólidos grosseiros, compostos não biodegradáveis, organismos patogênicos e, eventualmente, substâncias tóxicas.

A presença de nitrogênio e fósforo juntamente com dióxido de carbono é a condição básica para o crescimento de microrganismos autótrofos, sendo a remoção dos nutrientes das águas residuárias uma importante medida para preservar a qualidade dos corpos hídricos receptores de efluentes de sistemas de tratamento (VAN HAANDEL; KATO; VON SPERLING, 2009).

2.4.1 Tratamento convencional de efluentes

O sistema de tratamento de efluentes, que serão lançados em corpos receptores, deve ser planejado de forma que se atenda à legislação ambiental respeitando os padrões de lançamento e classe de enquadramento dos cursos d'água.

Segundo Von Sperling (1996) a remoção dos poluentes no tratamento de forma a adequar o lançamento a uma qualidade desejada está associada aos conceitos de nível de tratamento e eficiência do tratamento. Existem vários sistemas como lagoas, lodos ativados, entre outros, utilizados nos diferentes níveis (preliminar, primário, secundário, terciário). A escolha de qual processo e sistema de tratamento será o mais adequado para determinado efluente deve considerar critérios técnicos e econômicos.

No tratamento preliminar ocorre à remoção de sólidos grosseiros, são utilizados grades, desarenadores e flotadores; no tratamento primário a remoção de sólidos sedimentáveis, e parte da matéria orgânica é realizada por mecanismos físicos de remoção de poluentes, pela sedimentação em decantadores. O tratamento secundário visa à remoção de sólidos em suspensão e de matéria orgânica e nutriente (nitrogênio e fósforo), pelos mecanismos biológicos, como lodos ativados e sistemas de lagoas, acelerando os mecanismos de degradação que naturalmente ocorrem nos corpos receptores. No tratamento terciário, que raramente é realizado no Brasil, ocorre a remoção de contaminantes remanescentes (poluentes tóxicos ou compostos não biodegradáveis) podendo utilizar entre outros, o carvão ativado (VON SPERLING, 1996).

A remoção biológica de nitrogênio em sistemas de tratamento ocorre pelos processos de nitrificação e desnitrificação, o resultado é a conversão de nitrogênio amoniacal em nitrogênio molecular. De acordo com van Haandel, Kato e von Sperling (2009) dependendo da proporção de NTK/DQO no afluente, e das condições operacionais e a temperatura do afluente, pode ser difícil remover todo o nitrogênio, sendo necessários outros procedimentos. Dependendo do processo de tratamento de esgotos, podem ocorrer reações de amonificação, assimilação de amônia; nitrificação e desnitrificação.

De acordo com Cavalcanti et al. (2001), no tratamento de esgoto, o uso de lagoas de estabilização tem como objetivo principal estabilizar, ou seja,

transformar em produtos mineralizados o material orgânico presente na água residuária a ser tratada. Para atingir este objetivo, utilizam-se processos de tratamento que se baseiam na atividade metabólica de microrganismos, particularmente bactérias e algas.

Os sistemas convencionais de tratamento biológico de esgoto, que visam à remoção de matéria orgânica, são resultantes de efluentes com elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo, o que dificulta o cumprimento da legislação Conama com relação aos teores desses nutrientes nos corpos d'água. Sendo assim, há necessidade de alternativas de tratamento de esgoto, complementando os sistemas usuais, na remoção de nitrogênio e fósforo (VON SPERLING et al., 2009).

As águas residuais, conforme o nível de poluição em que se encontram, devem ter tratamento, para remoção de poluentes, com tecnologia eficiente e boa relação custo-benefício. Os tratamentos alternativos, como o uso de plantas que extraem os nutrientes contidos nas águas residuais, são uma opção que vem sendo utilizada e tem demonstrado bons resultados.

2.4.2 Tratamento alternativo de efluentes

Uma alternativa de pós-tratamento para a remoção de nutrientes é realizada por sistemas contendo macrófitas aquáticas, plantas que apresentam intensa absorção de nutrientes (POMPÊO, 1996). A alta produção de biomassa de macrófitas flutuantes em águas com elevadas concentrações de N e P tem despertado o interesse de utilizá-las em sistemas de tratamento de efluentes. Segundo Pistori (2009) *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* são três espécies de macrófitas aquáticas flutuantes que apresentam taxas elevadas de crescimento e capacidade de absorver e estocar grandes quantidades de nutrientes em sua biomassa.

A utilização de plantas aquáticas como “agente purificador” justifica-se além de sua elevada capacidade de absorção de nutrientes e seu rápido crescimento, também por oferecer facilidade de retirada e aproveitamento da biomassa (POMPÊO, 1996).

O processo de remediação, que é o mecanismo responsável pela qualidade ambiental, realizado por ações de descontaminação de um ambiente,

pode ser realizado por meio de processos químicos e físicos, geralmente tem altos custos e pouca eficiência, gerando produtos secundários que necessitam de tratamento adicional. Uma alternativa de baixo custo e eficiente é o uso de organismos (microrganismos ou plantas) para atenuar ou remover um contaminante ambiental. Desta forma, quando as plantas representam o mecanismo da biorremediação temos a remediação natural ou a fitorremediação (ANDRADE; TAVARES; MAHLER, 2007).

2.4.2.1 Técnicas de remediação

O uso de plantas e seus microrganismos associados, para o tratamento de solo, água ou ar contaminado, recebem o nome de fitorremediação. Segundo Andrade, Tavares e Mahler (2007) a prática da utilização de plantas no processo de remediação de contaminantes, pode ter se desenvolvido pela observação de melhorias ambientais decorrentes da presença de plantas em locais contaminados, demonstrando potencial de utilização para este fim.

A fitorremediação de áreas poluídas é bastante útil para o meio ambiente devido à utilização de plantas específicas, no intuito de amenizar ou até mesmo despoluir totalmente áreas contaminadas. No processo de fitorremediação é necessária a utilização de plantas que possuam determinadas características como uma boa capacidade de absorção, sistema radicular profundo, acelerada taxa de crescimento, fácil colheita e principalmente que tenha grande resistência ao poluente (COUTINHO; BARBOSA, 2007). Caracteriza-se como tecnologia emergente com potencial para tratamento eficaz de larga escala de poluentes orgânicos e inorgânicos (ANDRADE; TAVARES; MAHLER, 2007).

Segundo Lamego e Vidal (2007) os poluentes orgânicos são aqueles gerados pelo homem e causam danos aos organismos por serem tóxicos e alguns carcinogênicos. Já os poluentes inorgânicos ocorrem como elementos naturais, e sua liberação no ambiente são promovidos por atividades antrópicas, como mineração, industrialização e agricultura. Esses poluentes não se degradam, mas podem ser fitorremediados via estabilização ou sequestro nos tecidos de plantas.

Dependendo do tipo de contaminante, a planta pode realizar sua remoção por diferentes mecanismos, como fitoextração, absorvendo o contaminante

do solo e armazenando-o em suas raízes ou outros tecidos; pela fitotransformação, no qual o contaminante é absorvido da água ou do solo pela planta que faz sua bioconversão para formas menos tóxicas; a fitovolatilização na qual a planta converte os contaminantes para formas voláteis, sendo liberados para atmosfera; a fitoestimulação que é um mecanismo indireto no qual a planta estimula a biodegradação microbiana através de exsudados radiculares favorecendo as condições ambientais para o desenvolvimento dos microrganismos; e a fitoestabilização pela qual a planta pode reduzir a mobilidade e a migração dos contaminantes pela imobilização, lignificação ou humidificação dos poluentes nos seus tecidos vegetais (ANDRADE; TAVARES; MAHLER, 2007).

Além dos métodos citados acima, segundo Lima, Reissmann e Taffarel (2005) muito tem sido pesquisado a respeito de plantas atenuadoras de processos poluidores de cursos d'água, sendo a ação denominada de fitodepuração, que resulta em melhoria da qualidade da água enquanto as plantas se desenvolvem; um método eficiente e de baixo custo de implantação.

2.5 Caracterização das Macrófitas Aquáticas

Segundo Pompêo e Moschini-Carlos (2003), a terminologia para descrever o conjunto de vegetais adaptados ao ambiente aquático é muito variada, sendo encontrados na literatura termos como hidrófitas, helófitas, euhidrófitas, limnófitas, plantas aquáticas, macrófitas, entre outros. O termo macrófitas aquáticas pode ser considerado de uso mais frequente. É a principal comunidade aquática produtora de biomassa, podendo interferir na dinâmica do ecossistema (ESTEVES, 1998).

As macrófitas podem ser encontradas nas margens e áreas de rios, lagos, reservatórios, podendo atingir mais de 10m de profundidade se a luz atingir o fundo do corpo d'água (POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, 2003).

Essas plantas têm capacidade de realizarem filtração, degradação e assimilação de poluentes minerais e orgânicos, retenção de nutrientes, como nitrogênio e fósforo. Normalmente se proliferam de forma indesejada causando problemas para rios, represas e lagos, tendo que ser controladas. Porém, algumas

espécies são utilizadas em sistemas de tratamento de efluentes na recuperação de ambientes degradados, apresentando eficientes resultados (PEDRALLI, 2003).

As macrófitas podem ser classificadas conforme sua forma de crescimento em: emersas, com folhas flutuantes, enraizadas, submersas livres e flutuantes, incluem vegetais desde macroalgas até angiosperma (ESTEVES, 1998). As do tipo emersas são plantas enraizadas no sedimento com folhas acima da lâmina de água, um exemplo é a *Typha*. As com folhas flutuantes são enraizadas com folhas que flutuam na lâmina d'água, como *Nymphoides*. As enraizadas são as plantas enraizadas crescendo submersas, como *Nitella*. As flutuantes se desenvolvem flutuando livremente no espelho d'água, como exemplo, a *Lemna*. As submersas livres são plantas com raízes pouco desenvolvidas, flutuando submersas em águas tranquilas como *Utricularia* (PÔMPEO, s.d.).

Segundo Pott e Pott (2003) a vegetação aquática é dinâmica, ajustando-se às alterações naturais decorrentes de ciclos hidrológicos, e a mudanças de origem antrópica. Na maioria das macrófitas aquáticas, as estruturas responsáveis pela redução da transpiração perdem sua função. Nas flutuantes, o turgor das células e o aerênquima assumem o principal papel na sua sustentação, 70% do volume destas plantas é ocupado por ar (ESTEVES, 1998). Outra adaptação anatômica importante é quanto a distribuição dos cloroplastos na epiderme superior que possibilita maximizar a radiação subaquática (ESTEVES, 1998).

Esteves (1998) destacou que em regiões tropicais as macrófitas aquáticas nascem, crescem e morrem em processo contínuo durante o ano, este fenômeno faz-se refletir nitidamente na dinâmica dos componentes químicos, observando-se, por exemplo, o equilíbrio entre o ganho e perda de nutrientes da comunidade. É esperado que no verão as macrófitas aquáticas possam apresentar maiores taxas de crescimento e de absorção de nitrogênio e fósforo (PETRUCIO; ESTEVES, 2000).

As plantas aquáticas são comuns à maioria dos corpos de água tropicais e constituem parte essencial de sua ecologia. As macrófitas ainda exercem influência na qualidade dos habitats, os detritos de plantas constituem importante fonte alimentar para invertebrados e muitas espécies de peixes neotropicais (AGOSTINHO; GOMES; JULIO JR, 2003). Também se constituem em importante

micro-habitat para muitos organismos, sendo local de desova, proteção, alimentação de várias espécies.

Para Henry-Silva e Camargo (2006) a ampla distribuição e a capacidade de colonizar novos ambientes, associadas às altas taxas de crescimento e à elevada capacidade de estocarem nutrientes, tornam esses vegetais potencialmente atrativos do ponto de vista econômico e as macrófitas aquáticas flutuantes vêm sendo utilizadas com êxito no tratamento de efluentes urbanos.

De acordo com Agostinho, Gomes e Julio JR (2003) as macrófitas fornecem, ainda, o substrato para o desenvolvimento de organismos utilizados na alimentação da maioria das espécies de peixes. A presença da vegetação em corpos de água é um dos principais fatores ligados à estruturação dos habitats ocupados pelas comunidades animais aquáticos. Entretanto, quando em excesso, as plantas aquáticas interferem na produtividade planctônica, na qualidade da água e na atividade de pesca, sendo o seu controle necessário.

Estas espécies podem crescer, em condições ótimas de luz e nutrientes, cerca de 5% ao dia com a potencialidade de cobrir grandes extensões do corpo hídrico causando inúmeros problemas ambientais. Pela mineralização de detritos presos na planta, o perífiton e a planta secretam nutrientes e matéria orgânica para a água, e a macrófita aquática senescente durante sua decomposição libera nutrientes (POMPÊO, 2003).

A composição dos sedimentos, turbidez das águas, disponibilidade de nutrientes e ação dos herbívoros, entre outros fatores, são determinantes para a distribuição e a abundância das macrófitas aquáticas. Nos ambientes aquáticos tropicais, em geral, as condições climáticas (elevadas temperatura e luminosidade) tendem a favorecer o crescimento desses organismos (BIANCHINI JUNIOR, 2003). Para estes autores, as plantas aquáticas apresentam ciclo de vida relativamente rápido, suas taxas de crescimento variam de acordo com as condições climáticas, concentrações de nutrientes, espaços livres entre as plantas e condições de mistura e turbulência. E ainda, a intensa proliferação de macrófitas aquáticas produz elevada quantidade de matéria orgânica que, quando se decompõe, libera nutrientes para o ambiente, aumentando, conseqüentemente, a velocidade do processo de fertilização das águas.

As macrófitas flutuantes são capazes de produzir grandes quantidades de biomassa, contribuindo para a diminuição de oxigênio no ambiente aquático e

para a formação de H₂S, gás nocivo à vida, um dos responsáveis pelos baixos valores de pH da água destes ambientes (ESTEVES, 1998). As macrófitas aquáticas têm sua produção ótima em ambientes com temperatura acima de 25 °C (WEIRICH, 2009).

Estudos mostram sistemas baseados em macrófitas aquáticas flutuantes, submersas ou emergentes, dependendo das características de cada planta ou do sistema de lagoa. Entre as espécies aquáticas, Andrade, Tavares e Mahler (2007) relata que há milhares de artigos referentes à *Eichhornia crassipes* (aguapé) aparecendo como “praga” ou como agente despoluidor de sistemas aquáticos. Conforme Esteves (1998) comenta, estudos de Jorga e colaboradores em 1979 mostram que um grama de biomassa seca de *E. crassipes* é capaz de absorver 0,67 mg de cádmio e 0,5 mg de níquel por kg de matéria seca.

Dentre as inúmeras espécies de macrófitas com ocorrência em águas brasileiras, muitas são excelentes bio-indicadoras da qualidade das águas (ESTEVES, 1998). Segundo Lima, Reissmann e Taffarel (2005) no Brasil as macrófitas aquáticas flutuantes mais estudadas são o aguapé (*Eichhornia crassipes*), a alface d’água (*Pistia stratiotes*) e a salvinia (*Salvinia auriculata*), todas consideradas espécies nativas.

2.5.1 *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (Aguapé)

Segundo Pott e Pott (2000) a *Eichhornia crassipes*, sendo *Eichhornia* uma homenagem ao ministro prussiano Eichhorn, e *crassipes*, do latim, significando pé gordo, relativo ao pecíolo inflado. É planta aquática flutuante livre, estolonífera, o hábito e o tamanho pode variar bastante, o pecíolo inchado pode desaparecer quando a planta está enraizada. Planta nativa da América do Sul Tropical, foi introduzida em quase todos os continentes, atualmente sendo planta cosmopolita conhecida com o nome popular de aguapé, jacinto d’água, camalote, rainha-dos-lagos, mururé, baronesa (POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, 2003).

Pertencente da família das *Pontederiaceae* é uma angiosperma com ciclo de vida perene. Planta herbácea com caule flutuante rastejante com folhas grandes e brilhantes apresenta inflorescências em forma de espiga, formando flores roxas e azuis com margem lisa e uma mancha amarela na pétala superior, conforme

pode ser observado nas Figuras 3, 4 e 5 (BORTOLOTTTO; GUARIM NETO, 2005). Não tolera geada e multiplica-se por mudas originadas dos estolões que a planta emite. Suas raízes são usadas como suporte para os ovos de peixes.



Figura 3. Desenhos Katia Tavares

Fonte: Tavares (2003)

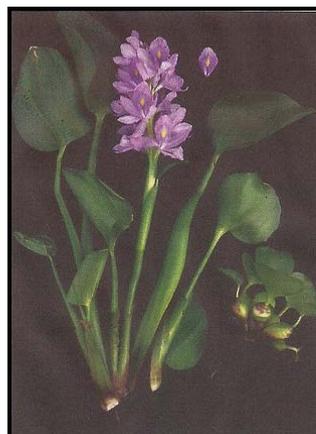


Figura 4. *Eichhornia crassipes*

Fonte: Pott e Pott (2000)



Figura 5. Flor da *Eichhornia crassipes*

Fonte: o autor (2013)



Figura 6. Raiz *Eichhornia crassipes*

Fonte: o autor (2013)

Sua altura é bastante variável, de 10 a 100 cm, não formam caules, mas talos cilíndricos de 1cm de espessura por 45 cm de comprimento, lisos, de coloração verde, estendem-se horizontalmente. Por eles originam-se a reprodução vegetativa, formando clones (KISSMANN, 1995). Ainda segundo Kissmann (1995) quanto ao sistema basal, os rizomas são inexpressivos, as raízes abundantes, na forma cônica, conforme pod-se observar na Figura 6. Raízes novas têm coloração

azulada, por conterem antocianinas. O que se denomina folhas, botanicamente são filódios, havendo os submersos, lineares e os aéreos, peciolados. Um novo filódio pode se formar a cada 3 dias, mas o número total permanece constante, pela morte dos mais velhos. Os pecíolos servem como boias de flutuação das plantas.

O aguapé é uma planta aquática flutuante que se desenvolve aceleradamente em regiões como lagoas e represas que são poluídas por esgotos e efluentes, mas que também possuem capacidade de fixar nos seus tecidos, nutrientes em quantidades superiores às necessidades de seu metabolismo, podendo ser utilizadas em sistemas de tratamento de efluentes com excesso de determinados nutrientes (POMPÊO, 1996). Além disso, os aguapés possuem sistema radicular longo que adsorve material particulado, criando ambiente propício às atividades de fungos e bactérias, proporcionando a diminuição de carga orgânica e adsorvendo elementos químicos minerais diminuindo as concentrações especialmente de nitrogênio e fósforo (ANDRADE; TAVARES; MAHLER, 2007).

Segundo Kissmann (1995), a reprodução principal é a vegetativa, ocorrendo brotamentos a partir de talos, com a movimentação da água os talos se rompem, deixando plantas separadas. Ainda conforme o autor há relato que a partir de duas plantas produziram-se 30 brotamentos em 23 dias. Ainda, vale ressaltar a elevada capacidade produtiva de biomassa desta planta, que chega a produzir 22,17g m⁻² de matéria seca, em estudos conduzidos no Brasil, nos meses mais quentes do ano, conforme relato de Greco (1996) (apud LIMA; REISSMANN; TAFFAREL, 2005). E ainda em monocultura, a espécie apresenta decréscimos de biomassa após o incremento máximo (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2005).

2.5.2 *Pistia stratiotes* L. (Alface d'água)

Segundo Kissmann (1997) (apud POTT; POTT 2000), pistia vem do grego: aquática e stratiotes é milefólio. Planta aquática flutuante livre, rosulada, estolonífera, de folha esponjosa, de tamanho variado conforme o ambiente, a flor ou inflorescência fica escondida (POTT; POTT, 2000).

A *Pistia stratiotes* L. é uma planta com brotamento lateral de estolões (ver Figura 9) que soltam regularmente, de espaço a espaço, raízes para baixo e folhas para cima (Figura 7). Possuem folhas espiraladas com pecíolo curto, lâmina

foliar abcordada, com tecido aerenquimatoso ao longo das nervuras paralelas na face interior, conforme descrevem Klein e Amaral (1988) (apud LIMA; REISSMANN; TAFFAREL, 2005) na Figura 8.



Figura 7. Desenhos Katia Tavares

Fonte: Tavares (2003)



Figura 8. *Pistia stratiotes*

Fonte: Pott e Pott (2000)



Figura 9. *Pistia stratiotes* – estolões

Fonte: do autor (2013)



Figura 10. *Pistia stratiotes*

Fonte: do autor (2013)

Conhecida popularmente por alface d'água, erva de Santa Luzia, camalotinho, orelha de onça, açude. Pertence à família Araceae, apresenta folha disposta em roseta e esponjosa, sua propagação é fácil e rápida (Figura 10). Tem preferência por água parada ou com pouca corrente. Sobrevive em solos úmidos, o teor de nutrientes da água influi na velocidade de crescimento bem como no tamanho final das plantas (KISSMANN, 1995).

Ainda segundo Kissmann (1995) a *Pistia stratiotes* L. tem grande valor ornamental, pode ser usada em piscicultura como sombra e para desova de peixes. Serve como alimento para caramujos, insetos, peixes e aves. Tem grande capacidade despoluidora de água de esgoto. É considerada infestante em lagos, reservatórios, podendo cobrir áreas extensas, causando uma série de problemas. Uma área coberta por essas plantas apresenta índices de evaporação bem mais altos do que em áreas livre, acelerando a perda de água em reservatórios. A fotossíntese dentro da água é diminuída pela massa das colônias que impedem à penetração de luz, e conseqüentemente a liberação de oxigênio fica comprometida (KISSMANN, 1995).

Esta macrófita é uma planta acaule, estolonífera, com folhas espiraladas em roseta com diâmetro entre 10-15 cm, podendo chegar a 25 cm em condições favoráveis (KISSMANN, 1995) valores entre 6,15 cm e 5,5 cm (CARVALHO et al., 2011), coloração verde-azulada na parte superior e verde-pálida na inferior. Seu sistema radicular é composto por raízes fibrosas, filamentosas, alcançando 50 cm de comprimento. Esta espécie de planta aquática flutuante é a única do gênero, não havendo dificuldade na identificação (KISSMANN, 1995).

A *P. stratiotes* foi constatada sensível a baixas temperaturas, pois quando submetida à temperatura de 15°C, apresentou menor crescimento assim como o amarelecimento e morte de folhas externas da roseta (CANCIAN; CAMARGO; SILVA, 2009). Ainda conforme o autor altas temperaturas também são desfavoráveis para a espécie, pois à 30°C embora o número de indivíduos tenha aumentado houve redução de biomassa em decorrência do tamanho reduzido dos brotos novos. Ficando constatado por este autor o maior número de indivíduos e maior ganho de massa nas condições de 25°C.

2.5.3 *Salvinia auriculata* Aublet (salvinia)

Segundo Dimitri (1972) (apud POTT; POTT, 2000), salvinia é uma homenagem ao professor italiano Salvini e, auriculata é relativo à folha, e vem do latim significando pequena orelha. Pode-se observar nas Figuras de 11 a 14 que a *Salvinia auriculata* é uma planta aquática flutuante livre, com pêlos unidos nas

extremidades, raízes saindo de uma estrutura em forma de “U”, esporocarpos com pedúnculo de um centímetro entre as raízes (POTT; POTT, 2000).



Figura 11. Desenhos Katia Tavares

Fonte: Tavares (2003)



Figura 12. *Salvinia auriculata*

Fonte: Pott; Pott (2000)



Figura 13. *Salvinia auriculata*

Fonte: o autor (2013)



Figura 14. *Salvinia auriculata*

Fonte: o autor (2013)

Salvinia é o único gênero da família Salviniaceae, ocorrem cerca de 12 espécies, conforme relata Kissmann (1995), e no complexo auriculata se situam as principais plantas infectantes. Segundo Klein e Amaral (1988) (apud LIMA; REISSMANN; TAFFAREL, 2005) a *Salvinia* é uma planta aquática flutuante pequena, podendo atingir 2,2 x 1,8 cm, de folhas pedunculares em verticilos de três. Duas destas folhas são verdes, inteiras e flutuantes, e a terceira intersecta,

penetrante na água, podendo ser confundida com raiz, por ser altamente dividida em filamentos semelhantes à raiz, onde se fixam os esporocarpos (SOUSA et al., 2001).

Segundo Saia e Bianchini Junior (1998), o potencial de crescimento dessas plantas pode ser exemplificado por meio de uma cultura suprida com água de reservatório eutrófico, na qual a *Salvinia auriculata* apresentou taxa de crescimento de biomassa de 9,8% ao dia.

Macrófita aquática da família Salvinaceae, com tricomas que repelem a água, não permitindo que a superfície superior de sua folha se molhe, suas raízes são adaptadas funcionando como esponja para segurar água e auxiliar na filtração de nutrientes. De fácil propagação ocorre tanto em lugares perturbados ou em corpos de água novos após a seca. É planta aquática flutuante livre de importância ornamental, para aquários, utilizada para purificação e oxigenação de água, porém sua decomposição diminui o oxigênio da água. Serve de abrigo para organismos aquáticos e para forrageira (KISSMANN, 1995).

As desvantagens dos tratamentos por fitorremediação são relativas ao tempo, já que o crescimento das plantas depende do clima, as concentrações dos contaminantes podem ser tóxicas às plantas e a aplicação se restringe as áreas de alcance das raízes (ANDRADE; TAVARES; MAHLER, 2007).

2.5.4 Possibilidades para uso da biomassa produzida de macrófitas aquáticas

Conforme Bortolotto e Guarim Neto (2005) ressalta, apesar dos problemas causados nos locais onde foram introduzidas macrófitas aquáticas, várias espécies têm sido aproveitadas para diversos fins, como alimentação animal, adubos para agricultura, produção de papel, controle de poluição da água e produção de energia, valor ornamental e ecológico, entre outros.

Pompêo (2009) destaca que a macrófita aquática não deve ser servida como dieta única, pois seu elevado teor de água pode causar diarreia nos animais, mas podem ser servidas complementando a ração diária.

Já o emprego das macrófitas como fertilizante é possível pela compostagem, desde que o material esteja isento de contaminação por metais pesados. A reciclagem da vegetação removida e posteriormente empregada como adubo agrícola, é regulada pelo Decreto Federal nº 4954/2004 (POMPÊO, 2009).

Outro emprego da biomassa de macrófitas aquáticas é para a produção de biogás, uma mistura de gases – principalmente metano – produzida por bactérias que digerem a matéria orgânica da macrófita em condições anaeróbicas. Este biogás pode ser empregado em diversas atividades rurais, atendendo com energia a demanda de inúmeros equipamentos (POMPÊO, 2009).

Segundo Schneider e Rubio (2003) verificaram o aproveitamento da biomassa seca de plantas aquáticas como adsorventes naturais para o controle da poluição hídrica, além da limpeza de efluentes.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização da Área Experimental

O experimento foi conduzido em área da estação de tratamento de esgoto - ETE, do Distrito de Montalvão, bacia de contribuição do Córrego da Anta, na região de Presidente Prudente/SP. A área está localizada a 430m de altitude e tem clima definido como Cwa, conforme classificação de Köppen. As coordenadas geográficas da ETE de Montalvão são: Latitude: 22°04'84"S e Longitude: 51°35'91"W.

O sistema de esgotos sanitários do distrito de Montalvão está concebido em duas sub-bacias de esgotamento, estando todo o caudal direcionado, via reversão, para a bacia de contribuição do Córrego da Anta, local onde está implantada a estação de tratamento de esgotos.

A rede coletora tem extensão total acima de 13.000 m, atendendo aproximadamente 96% da população por 627 ligações prediais. O emissário intermediário por gravidade conduz os esgotos sanitários coletados pela rede até a unidade de tratamento representada por uma lagoa facultativa. O sistema de tratamento dos esgotos é composto pelas seguintes unidades: sistema de gradeamento, caixa de areia, vertedor triangular, caixa de passagem, tubulação de entrada, lagoa facultativa e tubulação de saída. O lançamento do efluente da lagoa é realizado no Córrego da Anta, afluente do Córrego da Onça - Classe 2, tributário do Rio do Peixe (Figura 15).



Figura 15. Localização da área experimental

Fonte: adaptado do GOOGLE EARTH (2013)

3.2 Definição dos Tratamentos

Para a instalação do experimento foram utilizadas 20 caixas de policloreto de vinila (pvc) com capacidade para 250 dm³ (v/v), as quais armazenaram o efluente da ETE/SABESP, distrito de Montalvão.

As caixas foram distribuídas na área experimental (em torno da lagoa de tratamento) seguindo o delineamento estatístico escolhido e, inicialmente, enchidas com água. Este procedimento foi adotado para permitir a aclimatação das plantas ao novo ambiente, uma vez que, as mesmas foram coletadas em ambiente natural, mais especificamente, no manancial do rio Santo Anastácio, no município de Presidente Prudente/SP.

Nesta coleta foi realizada a padronização visual das plantas, pelo porte vegetativo, antes de serem inseridas nos recipientes. Os exemplares foram caracterizadas como plantas jovens, de tamanho uniforme, com sistema radicular estabelecido e parte aérea de aparência também uniforme. Esta padronização foi realizada levando-se em consideração as espécies separadamente. Após este procedimento, as mesmas foram inseridas nas caixas de pvc onde permaneceram, flutuando em água, durante 15 dias para aclimatação ambiental. Posteriormente, a água de cada recipiente foi substituída pelo efluente.

Na instalação do experimento o efluente bruto (em fase de tratamento) da ETE/SABESP, foi bombeado diretamente da lagoa de tratamento para as 20 caixas. Em seguida, foram adicionados os exemplares de aguapé (*Eichhornia crassipes*), alface d'água (*Pistia stratiotes*) e salvinia (*Salvinia auriculata*) em suas respectivas parcelas experimentais. A quantidade de plantas por caixa foi calculada para manter a ocupação de, aproximadamente, 80% das unidades experimentais, conforme relatos de Henry-Silva e Camargo (2008).

Anteriormente à instalação do experimento, realizou-se a caracterização química do efluente bruto em fase de tratamento da ETE. Os valores dos parâmetros obtidos foram: DQO (mg L⁻¹): 176 e DBO₅ 20 °C (mg L⁻¹): 50; Cor (hz): 190; turbidez (FTU): 186; elementos químicos disponíveis no efluente (mg L⁻¹): NH₄⁺: 22,32; NO₃⁻: 1,13; NO₂⁻: 0,76; P: 0,60; K: 13,1; Ca: 3,1; Mg: 2,5; S: 0,7; Na: 87,2; Cu: 0,2; Fe: 0,8; Mn: 0,1; Zn: 0,1; Cr: 4,4 e Pb: 1,7; pH: 8,3 e condutividade elétrica - Ce (µS cm⁻¹): 530.

Os tratamentos foram definidos da seguinte forma: **(T1)** = Efluente bruto sem a presença de plantas aquáticas (testemunha); **(T2)** = Efluente bruto com a presença de aguapé (*Eichhornia crassipes*); **(T3)** = Efluente bruto com a presença de alface d'água (*Pistia stratiotes*); **(T4)** = Efluente bruto com a presença de *Salvinia auriculata*.

3.3 Delineamento Experimental

O delineamento estatístico experimental seguiu o modelo inteiramente casualizado, em parcelas subdivididas, composto por quatro tratamentos, com cinco repetições, no qual as parcelas foram consideradas os tratamentos, associados à presença de plantas aquáticas no efluente e, as subparcelas, os quatro períodos de coletas semanais de dados de efluentes (aos 7, 14, 21 e 28 dias).

As coletas semanais de efluente foram realizadas durante três meses (abril, maio e junho de 2013), caracterizando assim os três ciclos de experimentação. Para isso, foram avaliadas semanalmente 20 parcelas, conforme demonstrado na Figura 16 e Figuras 17A, 17B, 17C. Já, as amostragens de tecido vegetal destinada à análise química foram realizadas nos três ciclos mensais (uma coleta a cada 28 dias) e, analisadas estatisticamente de maneira independente, em função dos ciclos. Após a realização de cada ciclo de coleta mensal, todas as plantas foram substituídas por outros exemplares, coletados no mesmo local, porém sem a substituição do efluente. Esta condição foi mantida para avaliação do tempo necessário para o polimento eficiente do efluente.



Figura 16. Distribuição das caixas na área

Fonte: o autor (2013)



Figura 17A. Detalhe: *E. crassipes*

Fonte: o autor (2013)



Figura 17B. Detalhe: *P. stratiotes*

Fonte: o autor (2013)



Figura 17C. Detalhe: *S. auriculata*

Fonte: o autor (2013)

Além disso, as plantas foram substituídas no tempo especificado, para se evitar que as mesmas ao entrar em final de ciclo pudessem liberar partes vegetativas no efluente, que ao entrar em decomposição, liberariam nutrientes para o efluente. Este fato poderia influenciar tanto da concentração do efluente, na avaliação do teor de nutrientes no tecido vegetal bem como na quantificação da massa da matéria seca das plantas.

Para a manutenção do nível de efluente durante o desenvolvimento da pesquisa, foi monitorada a taxa de evapotranspiração nos recipientes. Assim, foi estabelecida a reposição do nível da solução de cada caixa de pvc com o próprio efluente e, esta necessidade foi observada atentamente a cada cinco dias.

No mês de abril de 2013, ou seja, no 1º ciclo de desenvolvimento do experimento, não houve a necessidade de reposição do efluente em função da precipitação pluviométrica local, registrada por um pluviômetro instalado na ETE. Neste período foram anotados 165 mm de chuva. Durante o mês de maio de 2013, 2º ciclo de desenvolvimento do experimento, foi necessária a complementação do volume de efluente, em cada tratamento, até um nível determinado, aproximadamente a cada cinco dias, em função do elevado índice de evapotranspiração no local e a não ocorrência de chuva. No 3º ciclo, a precipitação pluviométrica voltou ocorrer com valores de 202 mm neste período e, portanto não houve necessidade de complementação do efluente.

3.4 Parâmetros Avaliados

3.4.1 Análises Físico-Química e Química do Efluente

As amostragens do efluente nos tratamentos foram realizadas semanalmente, a partir da instalação do experimento, durante 28 dias. Para isso, foram coletadas cinco amostras simples de cada recipiente, as quais foram misturadas para formar uma amostra composta e, que foi considerada como repetição. As amostras foram armazenadas em garrafas plásticas descartáveis com tampa lacre de 500 mL. Foram realizadas quatro amostragens mensais totalizando 20 amostras coletadas e, 240 amostras no conjunto de todas as coletas mensais (consideradas os ciclos de avaliação). As amostragens foram realizadas nos meses de abril, maio e junho de 2013.

Após a coleta das amostras, as mesmas foram encaminhadas ao laboratório de análise química de tecido vegetal da UNOESTE/Campus II, para a determinação dos parâmetros: condutividade elétrica - Ce ($\mu\text{S cm}^{-1}$) utilizando o condutivímetro digital de bancada, Hanna Instruments (Figura 18), concentração disponível de NH_4^+ e NO_3^- obtidas pelo método de destilação á vapor (as amostras foram filtradas em papel de filtro com filtração lenta e não foram digeridas) pelo método Kjeldahl (Figura 19); P e S (mg L^{-1}) através da espectrofotometria em UV-Vis, realizada no espectrofotômetro modelo Lambda XLS+, PerkinElmer (Figura 20); K e Na (mg L^{-1}) determinados pelo método de espectrofotometria de absorção atômica, em equipamento modelo AA200, PerkinElmer (Figura 21) de acordo com a Resolução CONAMA n° 430/2011, que estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes nos corpos d'água. As análises dos referidos parâmetros foram realizadas de acordo com os procedimentos descritos por Malavolta, Vitti e Oliveira (1997).

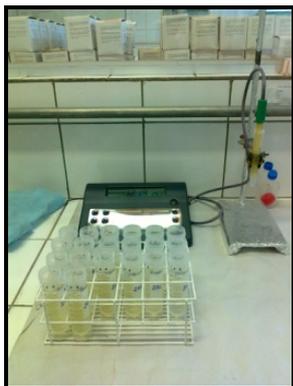


Figura 18. Condutivímetro digital

Fonte: o autor (2013)



Figura 19. Destilador Kjeldahl

Fonte: o autor (2013)



Figura 20. Espectrofotômetro de UV-Vis

Fonte: o autor (2013)



Figura 21. Absorção atômica

Fonte: o autor (2013)

3.4.2 Análise química do tecido vegetal das plantas aquáticas

Após vinte e oito dias da instalação do experimento, todas as plantas foram coletadas e as amostras foram destinadas à análise química de tecidos, no laboratório de análise de tecido vegetal/Campus II/UNOESTE. Foi coletada uma amostra/parcela para a análise dos elementos NH_4^+ , NO_3^- , P, K, S, Na e para a determinação da massa de matéria seca, de acordo com a metodologia descrita por Malavolta, Vitti e Oliveira (1997). Foram processadas, no total, 15 amostras em cada ciclo de avaliação mensal. No conjunto dos três ciclos de avaliação (abril, maio e junho/2013) foram coletadas e analisadas 45 amostras.

No laboratório, as plantas passaram pela limpeza com água corrente até eliminação do remanescente de qualquer sedimento presentes no tecido; em

seguida foram lavadas com detergente neutro e água de torneira e posteriormente com água deionizada (Figura 22). Em seguida, houve a pré-secagem das plantas em exposição na bancada por 24 horas (Figura 23). Na sequência, as mesmas foram acondicionadas em sacos de papel kraft (Figura 24) e destinadas à estufa de secagem com circulação forçada de ar, a 60°C por 72 h. Com esta etapa finalizada, as amostras foram pesadas em balança digital semi-analítica, com precisão de duas casas decimais, marca Shimadzu, para a obtenção da massa de matéria seca. Só então, as amostras foram levadas ao moinho tipo Willey (Figura 25) Com os procedimentos de preparo das amostras concluídos, as mesmas foram encaminhadas para extração e quantificação dos elementos NH_4^+ , NO_3^- , P, K, S e Na. Para a quantificação foram utilizados os mesmos equipamentos relatados na análise química do efluente.



Figura 22. Lavagem plantas em água

Fonte: o autor (2013)



Figura 23. Pré-secagem plantas

Fonte: o autor (2013)



Figura 24. Acondicionamento plantas

Fonte: o autor (2013)



Figura 25. Moagem plantas

Fonte: o autor (2013)

3.4.3 Análise estatística dos dados

Os resultados foram submetidos à análise de variância e ao teste de comparação de médias t, ao nível de 5% de probabilidade, para a comparação da eficiência das plantas quanto à extração dos elementos do efluente, bem como de cada ciclo de avaliação (GOMES, 1990). Para avaliar, de forma independente, o efeito das épocas de coleta semanal dentro de cada ciclo de avaliação, foram aplicados modelos matemáticos de regressão polinomial. O melhor modelo para o ajuste dos dados foi escolhido em função do grau de significância ($0,01 < p < 0,05$) do coeficiente de determinação (R^2) e associado ao padrão de crescimento vegetal.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Análise Química do Efluente

4.1.1 Análise de nitrogênio amoniacal (NH_4^+), nitrato (NO_3^-), fósforo (P), potássio (K), enxofre (S) e sódio (Na) disponíveis no efluente

Os valores do Teste F obtidos para a comparação de médias entre os tratamentos, pelo Teste de Tukey (Tabela 5) mostram diferença significativa entre as espécies vegetais, período de coleta e interação entre ambos.

Tabela 5. Valores de F da análise de variância, calculados pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para os elementos NH_4^+ , NO_3^- , P, K, S e Na dos tratamentos com efluente da ETE - Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata*. UNOESTE, 2013

| FV | Valores do Teste F | | | | | |
|-------------------------|--------------------|-----------------|---------|----------|---------|----------|
| | NH_4^+ | NO_3^- | P | K | S | Na |
| 1º ciclo (Abril) | | | | | | |
| Espécie de planta (A) | 1,72ns | - | 34,71** | 173,05** | 1,29ns | 11,63** |
| Período de coleta (B) | 102,23** | - | 61,45** | 44,37** | 18,27** | 461,75** |
| Interação (A)x(B) | 7,27** | - | 9,16** | 16,03** | 2,00ns | 4,07** |
| cv (%) (A) | 32,39 | - | 44,02 | 16,09 | 72,91 | 4,27 |
| cv (%) (B) | 34,44 | - | 27,86 | 10,23 | 70,94 | 2,94 |
| 2º ciclo (Maio) | | | | | | |
| Espécie de planta (A) | 1,96ns | 7,95** | 20,98** | 41,01** | 20,66** | 87,65** |
| Período de coleta (B) | 0,49ns | 17,69** | 23,20** | 52,38** | 0,45ns | 227,42** |
| Interação (A)x(B) | 1,08ns | 1,15ns | 1,45ns | 21,56** | 2,73* | 8,20** |
| cv (%) (A) | 131,11 | 28,12 | 56,25 | 32,00 | 60,72 | 4,71 |
| cv (%) (B) | 123,13 | 35,39 | 36,95 | 15,45 | 60,02 | 3,04 |
| 3º ciclo (Junho) | | | | | | |
| Espécie de planta (A) | 1,08ns | 1,03ns | 93,71** | 41,36** | 60,45** | 128,99** |
| Período de coleta (B) | 4,06* | 10,18** | 5,84** | 52,72** | 73,80** | 16,25** |
| Interação (A)x(B) | 1,72ns | 2,02ns | 6,24** | 4,62** | 8,76** | 4,09** |
| cv (%) (A) | 49,98 | 56,68 | 42,46 | 50,91 | 35,60 | 5,42 |
| cv (%) (B) | 41,81 | 47,12 | 32,44 | 15,69 | 37,03 | 5,22 |

** significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < .01$) * significativo ao nível de 5% de probabilidade ($.01 < p < .05$) ns não significativo ($p > .05$)

Para o elemento NH_4^+ verifica-se na Tabela 5 que houve interação significativa entre espécies vegetais e período de coleta do efluente apenas no 1º ciclo (Abril) avaliado.

Houve diminuição da concentração de NH_4^+ , em todos os tratamentos, no efluente durante o período de avaliação semanal, no 1º ciclo de coleta (Figura 26A), principalmente depois de 14 dias de manejo. A redução mais expressiva ocorreu na presença da *Salvinia auriculata* com 36,8% de eficiência de remoção de NH_4^+ , seguida da *Eichhornia crassipes* e da *Pistia stratiotes*, com 28,7 e 28,3% de eficiência, respectivamente, em relação ao tratamento testemunha.

As plantas aquáticas reduziram a concentração de NH_4^+ no 1º ciclo de avaliação, embora seja importante citar que houve efeito de diluição do efluente em virtude da ocorrência de chuvas no período, o que diminuiu ainda mais a concentração do elemento no efluente.

Nos 2º e 3º ciclos de avaliação (Figura 26B e 26C), mesmo com a substituição de todas as plantas, houve redução da concentração de NH_4^+ no efluente em todos os tratamentos. A macrófita *Pistia stratiotes* foi responsável pela redução de 28,6 e 6,2% na concentração de NH_4^+ no efluente, respectivamente.

A biomassa das plantas cultivadas em sistemas alagados construídos deve ser regularmente removida e substituída para assegurar elevada remoção de nutrientes do meio, pois o objetivo principal é a redução da carga poluente. Desta forma, quanto maior a produtividade das plantas maior a capacidade de remoção de poluentes das águas residuárias (EUSTÁQUIO JR. et al., 2010).

É importante salientar que, ao final de cada ciclo ocorreu a coleta e substituição das plantas aquáticas em cada tratamento, sem, contudo, realizar a substituição do efluente.

Nos dois últimos ciclos de avaliação (Figuras 26B e 26C) o tratamento sem plantas apresentou diminuição significativa da concentração de NH_4^+ , cujos valores estiveram próximos àqueles observados nos tratamentos com plantas. Provavelmente, a proximidade entre os valores esteve relacionada à baixa concentração de NH_4^+ no efluente na presença das espécies vegetais. Com a absorção do NH_4^+ no decorrer do tempo, houve redução na disponibilidade de N capaz de manter o desenvolvimento intenso das plantas, ocasionando, portanto, diminuição da atividade metabólica e, conseqüentemente, diminuição na absorção de N presente no efluente. Nos 2º e 3º ciclos, a diminuição da disponibilidade de N

para as plantas em solução proporcionou a estabilidade na absorção do elemento até os 28 dias de manejo na maioria dos tratamentos.

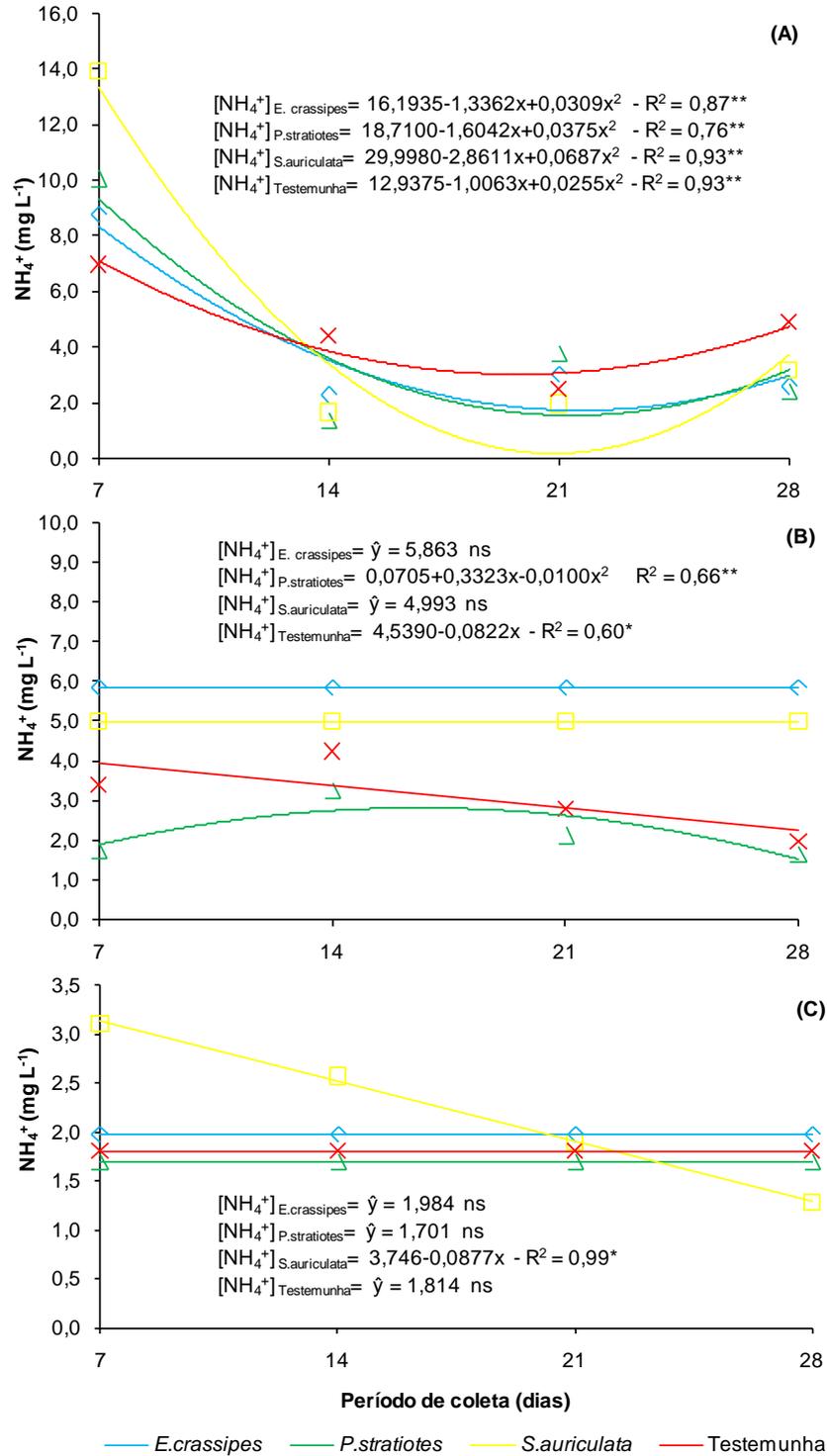


Figura 26. (A) Concentração de NH_4^+ disponível, em $mg L^{-1}$, no 1º ciclo, **(B)** no 2º ciclo e **(C)** no 3º ciclo de avaliação, nos tratamentos com efluente da ETE – Distrito

Montalvão / Pres. Prudente / SP, em quatro períodos de coleta. UNOESTE, 2013. Ajustes significativos ($0,01 < p < 0,05$), ns = não significativo

Na Tabela 6, nota-se que o elemento NH_4^+ é removido do efluente pelas três espécies vegetais de modo equilibrado durante o 1º ciclo (Abril), a partir do 2º período (14 dias), não apresentando diferença significativa entre elas.

Tabela 6. Médias calculados pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para o elemento NH_4^+ no 1º ciclo (Abril) dos tratamentos com efluente da ETE - Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata*, nos 4 períodos de coleta. UNOESTE, 2013

| Espécies (1º Ciclo) | Nitrogênio Amoniacal (NH_4^+) | | | |
|---------------------------------------|--|--------------------------------------|------------|------------|
| | 1º período | 2º período | 3º período | 4º período |
| | -----mg L ⁻¹ ----- | | | |
| <i>E. crassipes</i> | 8,78 bcA | 2,27 abB | 3,03 aB | 2,57 aB |
| <i>P. stratiotes</i> | 10,06 bA | 1,36 bB | 2,42 aB | 3,78 aB |
| <i>S. auriculata</i> | 13,92 aA | 1,66 bB | 1,97 aB | 3,18 aB |
| <i>Sem plantas</i> | 6,96 cA | 4,39 aAB | 2,50 aB | 4,92 aAB |
| dms coluna = 2,61 (letras minúsculas) | | dms linha = 2,67 (letras maiúsculas) | | |

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

Observando o 2º ciclo (Maio) e 3º ciclo (Junho) na Tabela 7, as espécies vegetais não apresentam diferença significativa entre si para o elemento NH_4^+ , porém a concentração de NH_4^+ diminuiu até o 3º ciclo de coleta das plantas, evidenciando a capacidade de remoção do elemento do efluente, por parte das macrófitas aquáticas estudadas.

O polimento no tratamento do efluente de esgoto doméstico realizado com plantas aquáticas pode contemplar não apenas espécies dos gêneros *Pistia*, *Salvinia* e *Eichhornia*, como as do estudo. Ucker, Almeida e Kemerich (2012), observaram eficiência de 83,8% na remoção do NH_4^+ total para os sistemas de tratamento de esgoto sanitário utilizando o capim vetiver (*Vetiveria zizanioides*), enquanto nos tratamentos sem plantas aquáticas a remoção de NH_4^+ foi em média

de 42,5%. A concentração de N com o capim vetiver atingiu o valor final de 3,8 mg L⁻¹ enquanto que no manejo sem plantas o valor foi de 9,3 mg L⁻¹. Considerando que, os efluentes de esgoto sanitários apresentam, em média, concentração de 50 mg L⁻¹ de N e 8,1 mg L⁻¹ de P (VON SPERLING, 2005) o sinergismo entre tratamento convencional e polimento final por plantas aquáticas proporciona resultados significativos ao sistema.

Tabela 7. Médias calculados pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para o elemento NH₄⁺ no 2º ciclo (Maio) e 3º ciclo (Junho) dos tratamentos com efluente da ETE - Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata*. UNOESTE, 2013

| Espécies | Nitrogênio Amoniacal (NH ₄ ⁺) | |
|----------------------|--|------------------|
| | 2º ciclo (Maio) | 3º ciclo (Junho) |
| | -----mg L ⁻¹ ----- | |
| <i>E. crassipes</i> | 5,86 a | 1,98 a |
| <i>P. stratiotes</i> | 2,19 a | 1,70 a |
| <i>S. auriculata</i> | 4,41 a | 2,21 a |
| <i>Sem plantas</i> | 3,10 a | 1,81 a |
| Dms | 4,62 | 0,87 |

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

Além do NH₄⁺, outras formas de N inorgânico como o NO₃⁻ têm importância no estudo de sistemas alagados com macrófitas. Todas as formas de nitrogênio são bioquimicamente convertíveis e são componentes do complexo ciclo do N, tanto em sistemas alagados naturais quanto construídos (MENDONÇA et al., 2012).

Neste contexto, a concentração de NO₃⁻ do efluente doméstico foi monitorada em todos os ciclos de experimentação, porém os valores do 1º ciclo de avaliação ficaram abaixo do limite de detecção do método analítico e não pôde ser apresentada. Nos 2º e 3º ciclos a concentração de NO₃⁻ foi menor que do NH₄⁺ em todos os tratamentos e, praticamente se manteve constante dos 7 aos 28 dias de coleta semanal no último ciclo mensal (Figuras 27B).

Houve diminuição da concentração de NO₃⁻ disponível no decorrer das coletas semanais, no 2º ciclo mensal (Figura 27A) em todos os tratamentos. No caso

dos ambientes aquáticos manejados com plantas, o fator absorção pelas raízes deve ser considerado. Porém, no ambiente sem plantas, a redução da concentração de NO_3^- pode ter ocorrido diante da reduzida disponibilidade de oxigênio no ambiente. Assim, pode ter surgido condição para a desnitrificação do NO_3^- a N elementar e, conseqüentemente perda deste para a atmosfera. Nos processos biológicos, em condições predominantemente anóxicas ocorre a oxidação do íon NH_4^+ a N com posterior volatilização do elemento (VAN DE GRAAF et al., 1996).

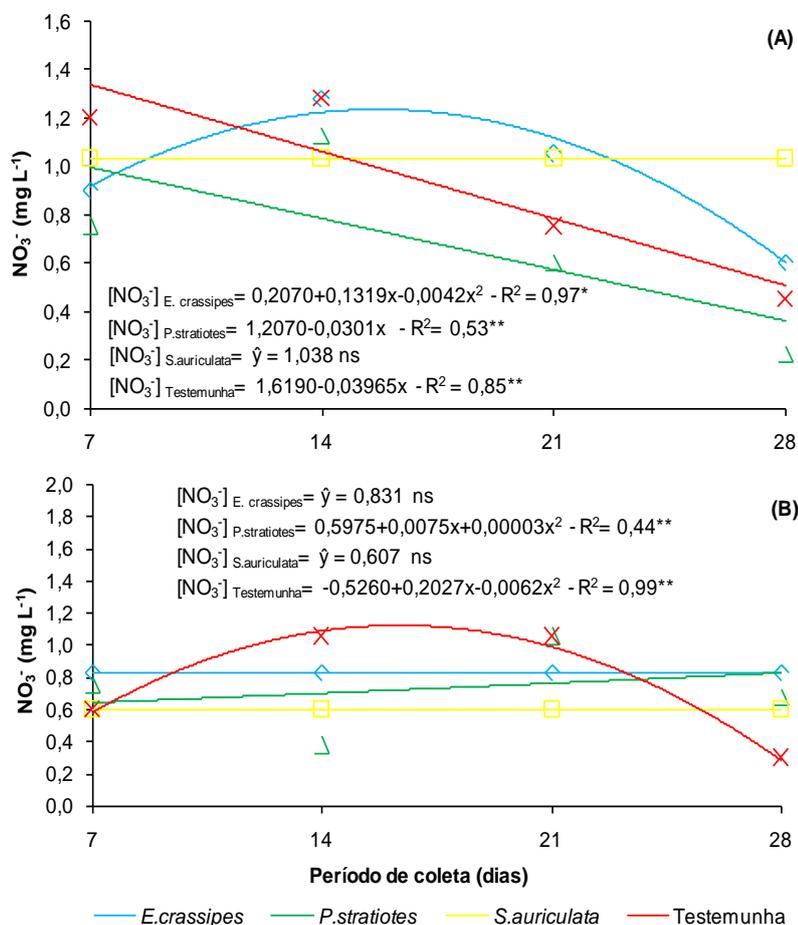


Figura 27. (A) Concentração de NO_3^- disponível, em mg L^{-1} , no 2º ciclo e **(B)** no 3º ciclo de avaliação, nos tratamentos com efluente da ETE – Distrito Montalvão / Pres. Prudente / SP, em quatro períodos de coleta. UNOESTE, 2013. Ajustes significativos ($0,01 < p < 0,05$), ns = não significativo

Os sistemas alagados vegetados também apresentam considerável capacidade de nitrificação e desnitrificação do N devido à presença de sítios

aeróbios proporcionados, por exemplo, pela transferência de oxigênio da planta para o meio aquoso anóxico, pelas raízes das espécies cultivadas (SEZERINO, 2006; ZANELLA, 2008). Neste caso, a eficiência na redução do NH_4^+ pode ser explicada pela transferência de oxigênio da atmosfera para o efluente através das raízes das plantas, sendo este oxigênio utilizado pelas bactérias nitrificantes para oxidar o NH_4^+ no processo de nitrificação (ABRANTES, 2009; MENDONÇA, 2010). Portanto, neste caso, pode-se considerar que a saída de NO_3^- do sistema pode ser quantificada pela análise química do tecido vegetal, mas uma parte não é quantificada em função da perda do N pela desnitrificação e volatilização para a atmosfera.

Mesmo assim, analisando as concentrações de NH_4^+ e NO_3^- no efluente indicaram que pode ter havido baixa taxa de nitrificação nos ambientes, pois os valores de NO_3^- dos tratamentos com plantas aquáticas foram próximos ao efluente sem vegetação (Figuras 27A e 27B). Job (1992) corroborou com estes resultados e, ainda, destacou a remoção de 90% de compostos nitrogenados em ambientes alagados na presença de plantas aquáticas, mesmo verificando baixas taxas de nitrificação nos ambientes devido à carência de oxigênio no substrato.

O tempo de permanência do NH_4^+ em solução também está associado à variação na taxa de nitrificação. Para Esteves (1998) as macrófitas *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Thypha sp.* absorvem quantitativamente mais NH_4^+ porque esta forma de N é energeticamente mais viável para o metabolismo celular, não havendo necessidade de sua transformação no tecido para ser incorporado aos esqueletos carbônicos da biomassa, como acontece no caso da absorção de NO_3^- , que precisa ser reduzido à NH_4^+ pela ação da enzima redutase do nitrato.

O tratamento com a espécie *Salvinia auriculata* não diferiu da testemunha nos dois ciclos avaliados. O mesmo comportamento de extração de nutrientes ocorreu com a espécie *Eichhornia crassipes* (Figura 27B). No 2º ciclo (Abril) o tratamento com a espécie *Pistia stratiotes* promoveu redução na concentração do elemento NO_3^- destacando-se dos demais tratamentos.

No tratamento testemunha (Figuras 27A e 27B) houve diminuição da concentração de NO_3^- no decorrer das épocas de coleta, nos dois ciclos. Deve-se considerar a atividade microbiológica que acontece constantemente no efluente, semelhante ao que ocorre na lagoa de tratamento, ocasionando o consumo de nutrientes do meio.

De acordo com a Tabela 5, o nitrato não apresentou interação significativa para nenhum dos ciclos avaliados, e conforme observa-se na Tabela 8 a *Pistia stratiotes* no 2º ciclo (Maio) diferiu das demais espécies, mostrando sua eficiência na extração do elemento, porém no 3º ciclo (Junho) não houve diferença significativa entre as espécies de planta para nenhum tratamento.

Tabela 8. Médias calculados pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para o elemento NO_3^- no 2º ciclo (Maio) e 3º ciclo (Junho) dos tratamentos com efluente da ETE - Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata*. UNOESTE, 2013

| Espécies | Nitrato (NO_3^-) | |
|----------------------|-------------------------------|------------------|
| | 2º ciclo (Maio) | 3º ciclo (Junho) |
| | -----mg L ⁻¹ ----- | |
| <i>E. crassipes</i> | 0,96 a | 0,83 a |
| <i>P. stratiotes</i> | 0,68 b | 0,72 a |
| <i>S. auriculata</i> | 1,06 a | 0,61 a |
| <i>Sem plantas</i> | 0,93 a | 0,76 a |
| Dms | 0,23 | 0,37 |

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

Nas últimas décadas as estações de tratamento de efluentes convencionais foram projetadas para remover primordialmente material orgânico biodegradável. Estas estações de tratamento são desprovidas de compartimentos que possam promover a remoção de N por mecanismos microbiológicos como nitrificação seguida de desnitrificação. Shutes (2001) e Mendonça et al. (2012) salientaram que o uso dos sistemas alagados para tratamentos de água residuárias além de proporcionar a remoção satisfatória da matéria orgânica biodegradável dos efluentes também apresenta considerável capacidade de remoção de nutrientes como N e P.

O transporte por águas é parte fundamental do ciclo do P, correspondendo à forma predominante com que o fosfato se move pelo meio ambiente. Além disso, seu comportamento em rios e reservatórios relaciona-se diretamente com o nível e intensidade das contribuições, sejam elas naturais ou artificiais. Em bacias mais desenvolvidas economicamente e com grande

concentração populacional, a presença do P nas águas está mais relacionada com as fontes artificiais ou antrópicas, que são aquelas decorrentes da atividade humana. Nesses locais, apesar de ocorrer o aporte de P por influência dos processos naturais, estima-se que as fontes artificiais sejam sensivelmente mais importantes e, dentre elas, destacam-se os esgotos domésticos, os efluentes industriais e o escoamento superficial de áreas cultivadas (VON SPERLING, 2005; PIVELI; KATO, 2005).

As Figuras 28A e 28B mostram o aumento na concentração de P no efluente nos dois primeiros ciclos em todos os tratamentos, até os 28 dias de coleta de amostras. Entretanto, na presença das macrófitas o efluente apresentou menor concentração de P comparado ao tratamento testemunha, evidenciando a potencialidade das espécies estudadas na assimilação deste nutriente. A redução da concentração de P se deve principalmente à sua assimilação pelas plantas, sendo parte convertida em material celular e parte precipitada sob diferentes formas químicas, dependendo do pH celular ou até mesmo nos vasos condutores (DINIZ et al., 2005).

De acordo com Gopal (1990), geralmente, a estrutura celular das macrófitas aquáticas flutuantes apresentam maior teor de N e P comparadas às plantas emergentes e submersas. A espécie flutuante *Salvinia auriculata*, por exemplo, em condições ambientais naturais, apresentou concentração de N e P superior à outras espécies no período e ambiente estudados.

Como discutido para o N, a retirada periódica do excesso de macrófitas é importante para manter o efeito de filtro, a eficiência de redução de componentes poluentes e para evitar que a decomposição do tecido vegetal, diante da senescência das plantas, contribua com o aumento das formas de N e P no meio (DINIZ et al., 2005).

Ao contrário do que ocorreu no 1º ciclo com o NH_4^+ , o P teve sua concentração aumentada no efluente. No início do período de avaliação (Figura 28A) a concentração de P pode ter sido diluída em função da precipitação pluviométrica ocorrida. Posteriormente, a precipitação cessou e, com a evapotranspiração local intensificada houve aumento da concentração de P no efluente (Figura 28A). Possivelmente, por haver concentração maior de NH_4^+ disponível em solução para a absorção em relação ao P, esta diluição foi menos acentuada para o N.

A redução da concentração de P deve-se principalmente à sua assimilação pelas plantas, sendo parte convertida em material celular e parte precipitada sob diferentes formas químicas no interior da planta (DINIZ et al., 2005). Almeida, Oliveira e Kliemann (2007) relataram que, em sistema do tipo zona de raízes, o tratamento com a taboa (*Typha angustifolia* L.) reduziu o teores de fosfato no efluente em 72%.

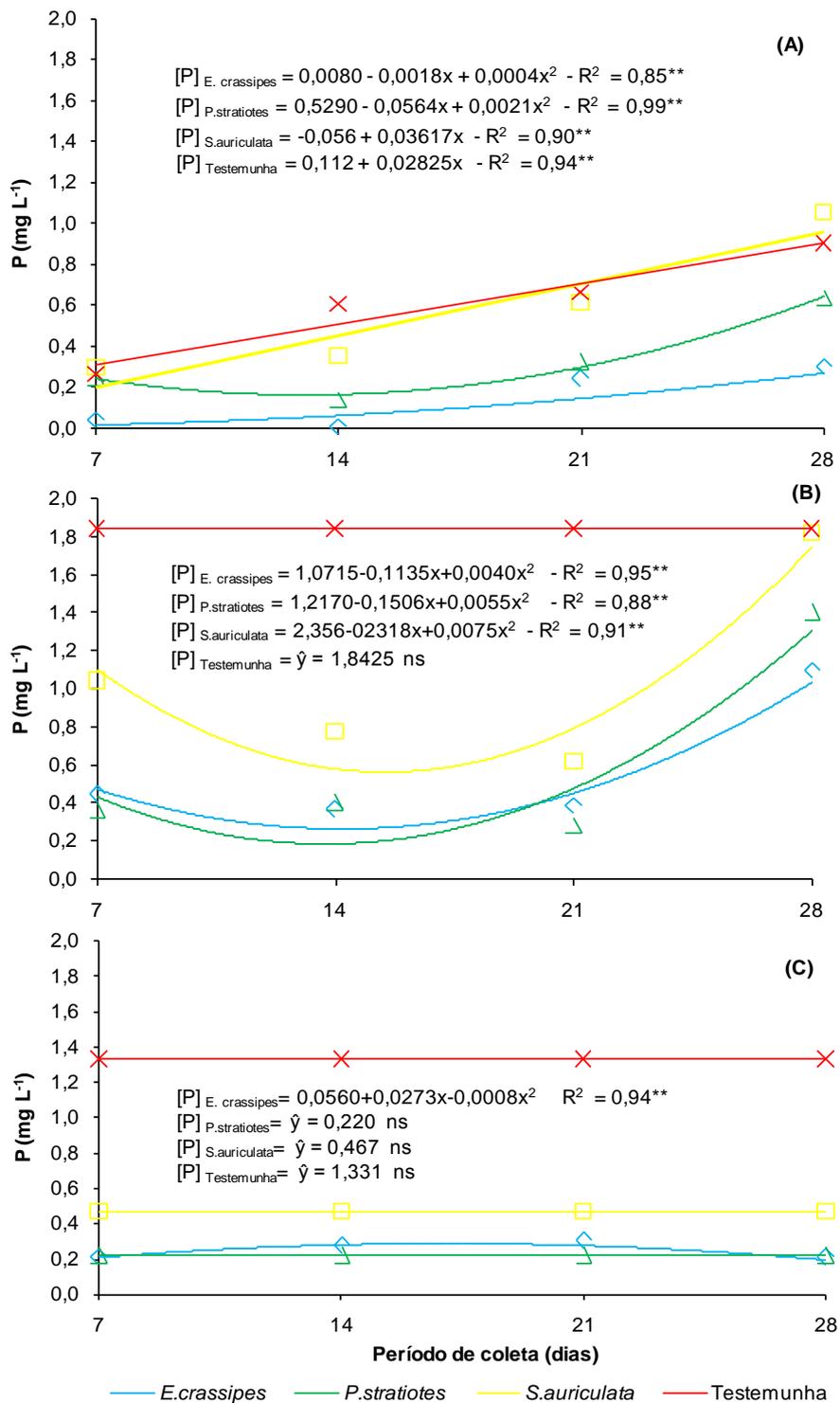


Figura 28. (A) Concentração de P disponível, em mg L^{-1} , no 1º ciclo, **(B)** no 2º ciclo e **(C)** no 3º ciclo de avaliação nos tratamentos com efluente da ETE – Distrito Montalvão / Pres. Prudente / SP, em quatro períodos de coleta. UNOESTE, 2013. Ajustes significativos ($0,01 < p < 0,05$), ns = não significativo

Ucker, Almeida e Kemerich (2012) verificaram que, após passagem do efluente pelo sistema de tratamento de esgoto pelo sistema alagado na presença do capim Vetiver, houve redução de 80,4% no teor de P total. Para os ambientes de manejo sem planta a redução média foi de 44,6%. Ainda segundo os autores, o valor médio obtido nas análises para o atributo P-total no esgoto afluente foi de $4,9 \text{ mg L}^{-1}$, valor este dentro das faixas de referência apresentadas por Von Sperling (2005) e Jordão e Pessoa (2011), que são de 3 a 9 mg L^{-1} e de 3 a 13 mg L^{-1} , respectivamente, para esgotos considerados domésticos. Os valores de P apresentados pelas Figuras 28A, 28B e 28C são menores que os citados por Ucker, Almeida e Kemerich (2012), Jordão e Pessoa (2011) e Von Sperling (2005), pois trata-se do teor de P disponível no efluente.

No 3º ciclo de avaliação (Figura 28C), já com outro lote de plantas inseridas nos tratamentos, a concentração de P no mesmo permaneceu constante no decorrer dos períodos de coletas semanais. As espécies *Eichhornia crassipes*, *Salvinia auriculata* e *Pistia stratiotes* proporcionaram redução mais expressiva na concentração de P do efluente comparado ao tratamento testemunha. Em cada início do período mensal de avaliação (Figuras 28A, 28B e 28C) a concentração de P disponível nos tratamentos com as macrófitas sempre iniciaram com os menores valores comparados à testemunha, indicando uma eficiência de 77,1, 65,1 e 37,5% para a *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia auriculata*, na remoção desse elemento pelas plantas. Henry-Silva e Camargo (2008) encontraram remoção do P total de 71,6% nos tratamentos com *Eichhornia crassipes* e 69,9% com *Pistia stratiotes*, corroborando os resultados obtidos no presente experimento.

O mecanismo de remoção de P consiste na absorção e incorporação do mesmo na biomassa das macrófitas. Entretanto, outros mecanismos como o de retenção do fósforo incluem processos físicos, químicos e biológicos, envolvendo fenômenos de precipitação, sedimentação e, principalmente, adsorção do P na superfície das raízes das plantas aquáticas (ARIAS; DEL BUBBA; BRIX, 2001).

Para Barbieri e Esteves (1991) o conhecimento sobre a composição química das macrófitas aquáticas é de grande importância porque informa sobre a capacidade de armazenamento de nutrientes, a disponibilidade para crescimento (GERLOFF; KROMBOLZ, 1966) e o valor nutricional das plantas (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2006). Avaliar o conjunto de nutrientes na biomassa de macrófitas aquáticas é importante para determinar a influência da absorção sobre o saldo de

nutrientes presentes no ambiente. Entretanto, para investigar o papel da importância das macrófitas em ecossistemas aquáticos, é necessário considerar a composição química desta comunidade em relação às condições locais (água ou sedimentos), porque a vegetação é parcialmente afetada por mudanças sazonais no ambiente (COSTA; HENRY, 2010).

A unidade experimental tratada com a espécie vegetal *Eichhornia crassipes* apresentou menor valor de P em seu efluente, com destaque para a 1ª quinzena (1º e 2º períodos), como observado na Tabela 9, juntamente com a *Pistia stratiotes* mostrou diferença significativa em relação ao tratamento com a *Salvinia auriculata*, no 1º ciclo (Abril) avaliado.

Tabela 9. Médias calculados pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para o elemento P no 1º ciclo (Abril) dos tratamentos com efluente da ETE - Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata*, nos 4 períodos de coleta. UNOESTE, 2013

| Espécies (1º Ciclo) | Fósforo (P) | | | |
|------------------------|-------------------------------|------------|------------|------------|
| | 1º período | 2º período | 3º período | 4º período |
| | -----mg L ⁻¹ ----- | | | |
| <i>E. crassipes</i> | 0,04 bB | 0,01 cB | 0,24 bA | 0,30 bA |
| <i>P. stratiotes</i> | 0,25 abA | 0,14 bcA | 0,32 bA | 0,30 bA |
| <i>S. auriculata</i> | 0,29 aC | 0,35 bc | 0,61 aB | 1,05 aA |
| <i>Sem plantas</i> | 0,26 aC | 0,60 aB | 0,66 aB | 0,90 aA |

dms coluna = 0,22 (letras minúsculas)

dms linha = 0,19 (letras maiúsculas)

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

No 2º ciclo (Maio) não houve interação significativa entre as espécies de plantas e período de coleta, e a significância apresentada ocorreu em relação ao tratamento com plantas e tratamento sem plantas, não sendo possível eleger uma espécie mais efetiva na remoção do P neste mês (Tabela 10).

No 3º ciclo (Junho) houve regularidade na absorção do fósforo pelas espécies vegetais durante os quatro períodos de coleta do efluente, sendo que todas espécies apresentaram significância em relação ao tratamento testemunha (sem plantas), mostrando que as três espécies de macrófitas podem ser eficientes na remoção deste elemento (Tabela 11).

Tabela 10. Médias calculados pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para o elemento P no 2º ciclo (Maio) dos tratamentos com efluente da ETE - Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata*. UNOESTE, 2013

| Espécies | Fósforo (P) |
|----------------------|-------------------------------|
| | 2º ciclo (Maio) |
| | -----mg L ⁻¹ ----- |
| <i>E. crassipes</i> | 0,57 b |
| <i>P. stratiotes</i> | 0,61 b |
| <i>S. auriculata</i> | 1,06 b |
| <i>Sem plantas</i> | 1,84 a |
| Dms | 0,52 |

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

Tabela 11. Médias calculados pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para o elemento P no 3º ciclo (Junho) dos tratamentos com efluente da ETE - Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata*, nos 4 períodos de coleta. UNOESTE, 2013

| Espécies (3º Ciclo) | Fósforo (P) | | | |
|------------------------|-------------------------------|------------|------------|------------|
| | 1º período | 2º período | 3º período | 4º período |
| | -----mg L ⁻¹ ----- | | | |
| <i>E. crassipes</i> | 0,21 bA | 0,27 bA | 0,30 bA | 0,21 bA |
| <i>P. stratiotes</i> | 0,21 bA | 0,24 bA | 0,22 bA | 0,21 bA |
| <i>S. auriculata</i> | 0,52 bA | 0,57 abA | 0,44 bA | 0,34 bA |
| <i>Sem plantas</i> | 1,72 aA | 0,88 aB | 1,59 aA | 1,13 aB |

dms coluna = 0,33 (letras minúsculas)

dms linha = 0,31 (letras maiúsculas)

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

As espécies *Pistia stratiotes* e *Salvinia auriculata* também proporcionaram redução na concentração de K no efluente nos três ciclos avaliados (Figura 29). No caso da *Pistia stratiotes* as taxas de remoção de K foram de 41,5%, 53,6% e 74,0%, nos 1º, 2º e 3º ciclos de avaliação, respectivamente, denotando que o K foi extraído do efluente gradativamente durante os ciclos de manejo.

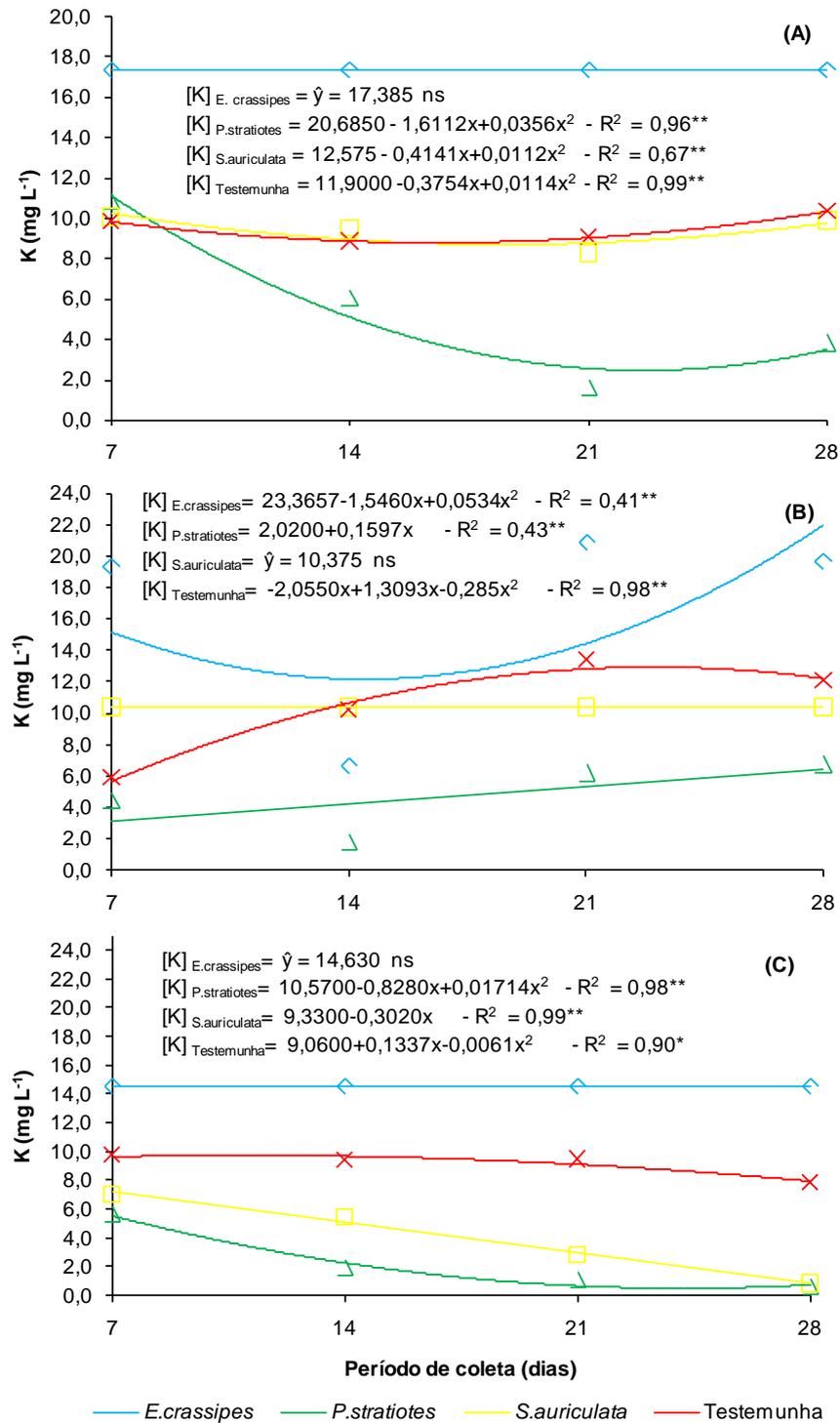


Figura 29. (A) Concentração de K disponível, em mg L^{-1} , no 1º ciclo, **(B)** no 2º ciclo e **(C)** no 3º ciclo de avaliação, nos tratamentos com efluente da ETE – Distrito Montalvão / Pres. Prudente / SP, em quatro períodos de coleta. UNOESTE, 2013. Ajustes significativos ($0,01 < p < 0,05$), ns = não significativo

Corroborando com os resultados obtidos nesta pesquisa, Brasil et al. (2005) também constataram taxa de remoção do K de 52,0% em sistemas alagados construídos, alimentados com efluente doméstico, cultivado com a macrófita *Typha* sp, com tempo de retenção hidráulica de 3,8 dias.

Os resultados apresentados na Figura 29 mostram que a remoção de K pela *Pistia stratiotes*, no 3º ciclo de avaliação, são superiores aos apresentados por Vymazal (2004), que obteve remoção média de 11,7%, utilizando as macrófitas *Phalaris arundinacea* e *Phragmites australis*, bem como aos obtidos por Brasil et al. (2005) com a *Typha* sp.

O efluente associado à presença da *Salvinia auriculata* apresentou concentração de K muito próximo ao tratamento testemunha, e praticamente constante nos dois primeiros ciclos, apresentando remoção de K no efluente de 55,8%, somente no último ciclo de avaliação (Figura 29C).

A *Eichhornia crassipes* não proporcionou remoção satisfatória de K dentro do contexto de polimento do efluente (Figura 29), mostrando, inclusive, resultados inferiores aos proporcionados pelo tratamento testemunha e pelas demais espécies estudadas. Provavelmente, a reposição do efluente para manter o nível adequado do mesmo, durante o manejo, ocasionou a entrada de K no sistema possibilitando aumento da concentração do elemento no efluente. E, mesmo com a possível absorção de K pelas plantas de *Eichhornia crassipes* não havia diminuição considerável do mesmo no efluente.

É importante destacar que, a reposição de efluente nos recipientes com *Eichhornia crassipes* foi mais intensa comparada com os demais tratamentos, diante da evaporação da água no ambiente, associada à intensa taxa de transpiração gerada por estas plantas. Segundo Holm et al. (1991) a superfície de um reservatório contendo plantas de *Eichhornia crassipes* pode apresentar taxa de evapotranspiração de duas a oito vezes maior do que a mesma superfície livre de plantas, proporcionando, portanto, diminuição intensa do volume de água do local. Corroborando com as informações acima, Lacerda, Lange e França (2012) também observaram taxa de redução média de 31,5% do volume da solução hidropônica, contendo 300 mg L⁻¹ de Na, durante o cultivo de *Eichhornia crassipes*, enquanto as plantas de capim vetiver e o grupo controle (sem plantas) proporcionaram redução 10,7% e 5,3%, respectivamente. Entretanto, utilizando solução contendo 1000 mg L⁻¹

de Na as diferenças foram menores chegando a 18,0% para o grupo de *Eichhornia crassipes*, 9,1% para o capim vetiver e 5,4% para o grupo controle.

Embora as plantas de *Eichhornia crassipes* tenham se desenvolvido no efluente, a estabilização da absorção de K durante as semanas de avaliação, nos 1º e 3º ciclos de coleta (Figuras 29A e 29C) também pode ser justificada pela possível diminuição na demanda de K diante da substituição deste pelo Na. Na presença de Na no efluente (Figura 31A), a *Eichhornia crassipes* pode ter encontrado condições para absorvê-lo diante da similaridade química com o K. Neste caso, pode ter ocorrido o efeito da ação das massas na absorção iônica, as concentrações significativas de Na presente no meio permitem que o mesmo possa competir com o K, diminuindo a absorção deste pela planta, provavelmente, devido à relação antagônica que ocorre entre íons de mesma carga (NIAZ; RASUL, 1998). Kissmann (1997) corroborou com estas informações e salientou que, dentre as estratégias adaptativas do aguapé encontra-se a tolerância à salinidade, embora possa ocorrer uma possível inibição de seu desenvolvimento na presença de concentrações elevadas de Na, na forma de NaCl, na água acima de 10.000 mg L⁻¹.

Durante os três ciclos de avaliação (Abril/Maio/Junho) verificou-se a interação significativa entre as espécies vegetais e o período de coleta das amostras de efluente para análise química. Nos 1º e 2º ciclos, considerando os períodos de coletas semanais, o polimento do efluente com a *Pistia stratiotes* mostrou-se mais eficiente na remoção do K, seguida da *Salvinia auriculata*, do tratamento sem plantas (testemunha) e da *Eichhornia crassipes* (Tabelas 12 e 13). A remoção proporcionada pela *Pistia stratiotes* foi significativa e maior nos 1º e 2º períodos de coleta.

Tabela 12. Médias calculados pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para o elemento K no 1º ciclo (Abril) dos tratamentos com efluente da ETE - Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata*, nos 4 períodos de coleta. UNOESTE, 2013

| Espécies (1º Ciclo) | Potássio (K) | | | |
|------------------------|-------------------------------|------------|------------|------------|
| | 1º período | 2º período | 3º período | 4º período |
| | -----mg L ⁻¹ ----- | | | |
| <i>E. crassipes</i> | 17,88 aA | 19,36 aA | 14,36 aB | 17,94 aA |
| <i>P. stratiotes</i> | 10,84 bA | 6,04 cB | 1,62 cD | 3,80 cC |
| <i>S. auriculata</i> | 10,04 bA | 9,50 bA | 8,24 bA | 9,88 bA |
| <i>Sem plantas</i> | 9,84 bA | 8,86 bA | 9,08 bA | 10,34 bA |

dms coluna = 2,10 (letras minúsculas)

dms linha = 1,80(letras maiúsculas)

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

Tabela 13. Médias calculados pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para o elemento K no 2º ciclo (Maio) dos tratamentos com efluente da ETE - Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata*, nos 4 períodos de coleta. UNOESTE, 2013

| Espécies (2º Ciclo) | Potássio (K) | | | |
|------------------------|-------------------------------|------------|------------|------------|
| | 1º período | 2º período | 3º período | 4º período |
| | -----mg L ⁻¹ ----- | | | |
| <i>E. crassipes</i> | 19,36 aA | 6,68 aB | 20,94 aA | 19,66 aA |
| <i>P. stratiotes</i> | 4,46 cAB | 1,86 bB | 6,20 cA | 6,74 cA |
| <i>S. auriculata</i> | 11,58 bA | 9,14 aA | 11,62 bA | 9,16 bcA |
| <i>Sem plantas</i> | 5,88 cC | 10,20 aB | 13,38 bA | 12,12 bAB |

dms coluna = 3,73 (letras minúsculas)

dms linha = 2,75(letras maiúsculas)

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

Já no 3º ciclo de avaliação, mesmo com a substituição das plantas, a *Pistia stratiotes* juntamente com a *Salvinia auriculata* também se destacaram na remoção expressiva do K do efluente em relação aos demais manejos (Tabela 14).

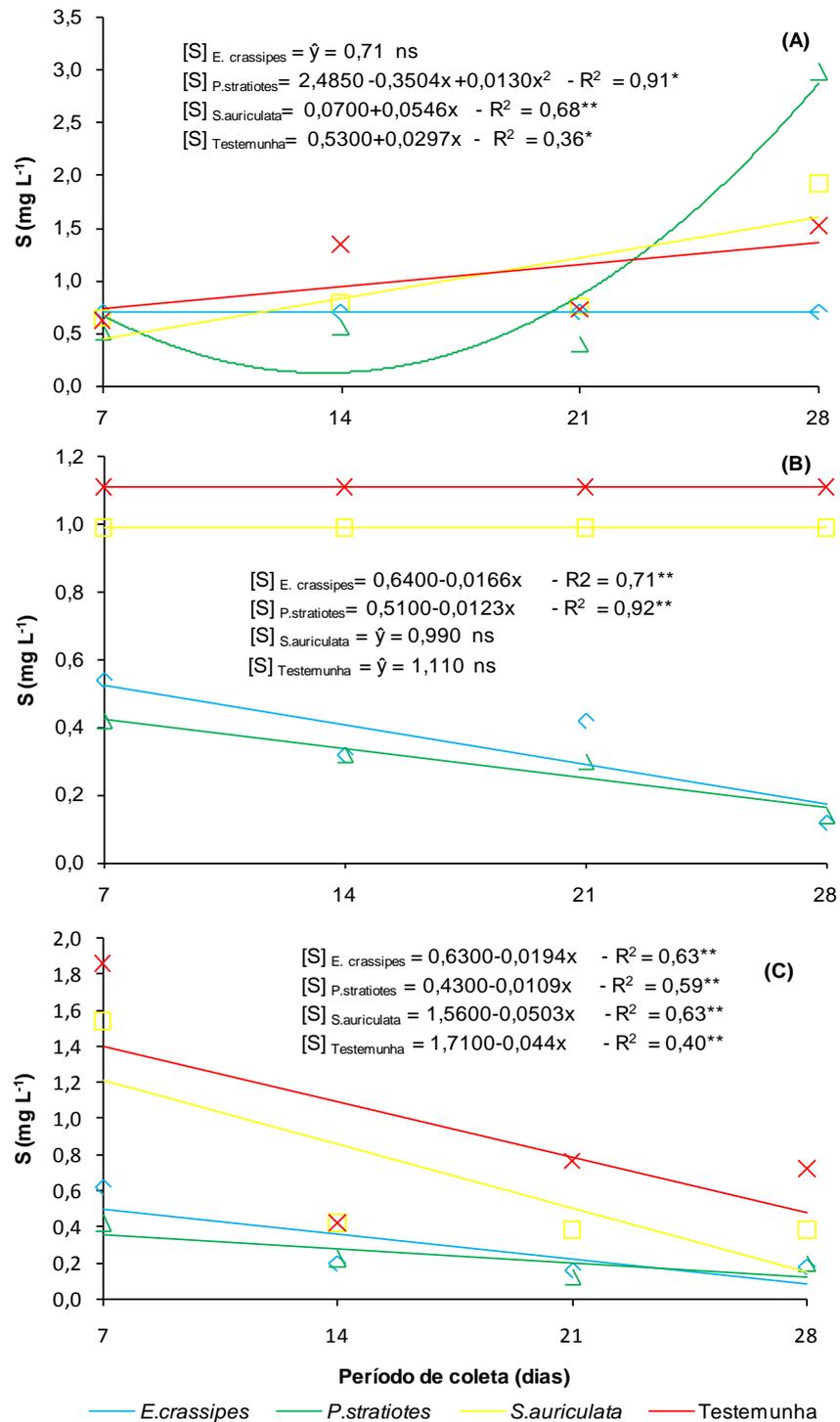


Figura 30. (A) Concentração de S disponível, em mg L^{-1} , no 1º ciclo, **(B)** no 2º ciclo e **(C)** no 3º ciclo de avaliação, nos tratamentos com efluente da ETE – Distrito Montalvão / Pres. Prudente / SP, em quatro períodos de coleta. UNOESTE, 2013. Ajustes significativos ($0,01 < p < 0,05$), ns = não significativo

As espécies vegetais não apresentaram diferença significativa entre si tampouco com a testemunha na extração de S durante os 1º ciclo avaliado (Tabela 15), porém a *Eichhornia crassipes* apresentou taxa de remoção de S de 68,5% e 69,0% nos 2º e 3º ciclos, respectivamente, enquanto a *Pistia stratiotes* apresentou remoção de 73,4% e 74,6% também nos 2º e 3º ciclos, respectivamente, em relação ao tratamento testemunha (Tabelas 16 e 17).

Tabela 15. Médias calculados pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para o elemento S no 1º ciclo (Abril) dos tratamentos com efluente da ETE - Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata*. UNOESTE, 2013

| Espécies | Enxofre (S) |
|-------------------------------|------------------|
| | 1º ciclo (Abril) |
| -----mg L ⁻¹ ----- | |
| <i>E.crassipes</i> | 0,71 a |
| <i>P.stratiotes</i> | 1,12 a |
| <i>S.auriculata</i> | 1,03 a |
| <i>Sem plantas</i> | 1,05 a |
| Dms | 0,64 |

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

Tabela 16. Médias calculados pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para os elementos S no 2º ciclo (Maio) dos tratamentos com efluente da ETE - Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata*, nos 4 períodos de coleta. UNOESTE, 2013

| Espécies (2º Ciclo) | Enxofre (S) | | | |
|---------------------------------------|-------------|------------|-------------------------------------|------------|
| | 1º período | 2º período | 3º período | 4º período |
| -----mg L ⁻¹ ----- | | | | |
| <i>E.crassipes</i> | 0,54 aA | 0,32 bA | 0,42 bA | 0,12 cA |
| <i>P.stratiotes</i> | 0,42 aA | 0,32 bA | 0,30 bA | 0,14 cA |
| <i>S.auriculata</i> | 0,92 aB | 0,68 abB | 0,72 abB | 1,64 aA |
| <i>Sem plantas</i> | 1,10 aA | 1,08 aA | 1,4 aA | 0,86 bA |
| dms coluna = 0,69 (letras minúsculas) | | | dms linha = 0,69(letras maiúsculas) | |

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

Tabela 17. Médias calculados pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para o elemento S no 3º ciclo (Junho) dos tratamentos com efluente da ETE - Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata*, nos 4 períodos de coleta. UNOESTE, 2013

| Espécies (3º Ciclo) | Enxofre (S) | | | |
|------------------------|-------------------------------|------------|------------|------------|
| | 1º período | 2º período | 3º período | 4º período |
| | -----mg L ⁻¹ ----- | | | |
| <i>E. crassipes</i> | 0,62 bA | 0,20 aB | 0,16 bB | 0,18 bB |
| <i>P. stratiotes</i> | 0,42 bA | 0,22 aA | 0,12 bA | 0,20 bA |
| <i>S. auriculata</i> | 1,54 aA | 0,42 aB | 0,38 bB | 0,38 bB |
| <i>Sem plantas</i> | 1,86 aA | 0,42 aC | 0,76 aB | 0,72 aBC |

dms coluna = 0,33 (letras minúsculas)

dms linha = 0,34 (letras maiúsculas)

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

Assim como foi observado para os demais elementos químicos estudados durante o 1º ciclo de avaliação, quando ocorreu a diluição do efluente em função da chuva, a concentração de Na também foi diluída (Figura 31A), embora as plantas aquáticas também tenham extraído o Na. Entretanto, após esse período, com a redução do índice de precipitação e com a reposição do efluente, para a manutenção do nível de solução do recipiente, houve aumento da concentração de Na no mesmo (Figura 31B), até que no último ciclo de avaliação, (Figura 31C) ocorreu a estabilização de sua concentração com valores abaixo dos 65 mg L⁻¹. Pode-se verificar o potencial de remoção de Na pelas espécies estudadas entre os ciclos avaliados (Figura 31).

Em todos os ciclos de avaliação a *Eichhornia crassipes* não superou o polimento proporcionado pelo tratamento testemunha, enquanto a *Pistia stratiotes* e a *Salvinia auriculata* demonstraram potencial de remoção do Na do efluente (Figura 31). Tal como foi citado para o elemento K, a reposição do efluente também proporcionou a entrada de Na nos recipientes, o que pode ter mascarado o real potencial de remoção do mesmo pela *Eichhornia crassipes* (Figura 31).

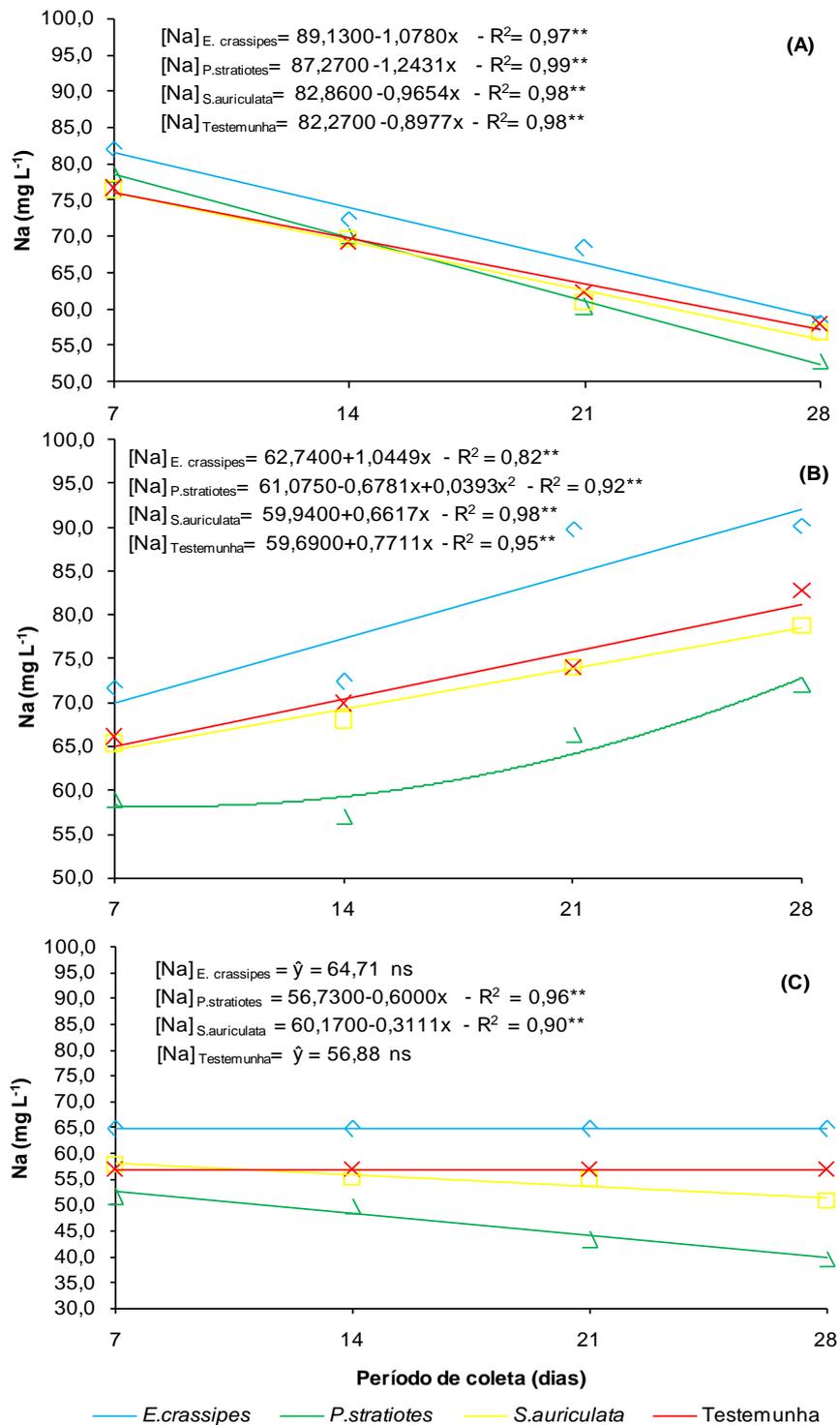


Figura 31. (A) Concentração de Na disponível, em mg L^{-1} , no 1º ciclo, **(B)** no 2º ciclo e **(C)** no 3º ciclo de avaliação, nos tratamentos com efluente da ETE – Distrito Montalvão / Pres. Prudente / SP, em quatro períodos de coleta. UNOESTE, 2013. Ajustes significativos ($0,01 < p < 0,05$), ns = não significativo

Kissmann (1997) destacou que dentre as estratégias adaptativas da *Eichhornia crassipes* encontra-se a tolerância à salinidade, com possível inibição de seu desenvolvimento na presença de concentrações de NaCl na água acima de 10.000 mg L⁻¹. Lacerda, Lange e França (2012) observaram que plantas de *Eichhornia crassipes* extraíram, em média, de 16,5% de Na de uma solução com nível de salinidade de 300 mg L⁻¹.

Como a *Eichhornia crassipes*, a *Tipha* sp. manejada por Brasil et al. (2005) e Vymazal (2004) as espécies *Phalaris arundinacea* e *Phragmites australis*, não conseguiram remover o Na nos sistemas alagados construídos. Para Brasil et al. (2005) fatores como a alta concentração de Na no efluente, sua elevada solubilidade, a baixa absorção do mesmo pelas plantas e a sua adsorção ineficiente pelo material orgânico, contribuíram para o insucesso do sistema de remoção.

O comportamento das espécies aquáticas estudadas mostrou que a concentração de Na encontradas nos tratamentos estão dentro de um limite aceitável para as plantas e, o resultado mais expressivo ocorreu no 3º ciclo de avaliação (Figura 31C), aos 28 dias, pois a *Pistia stratiotes* foi responsável pela eficiência de remoção de 18,7% na concentração de Na no efluente.

Nos três ciclos avaliados houve interação significativa entre as espécies vegetais e o período de coleta de efluente para análise do Na. Em quase todo o 1º ciclo de avaliação (Abril) não houve diferença significativa na remoção do Na do efluente entre as plantas, porém no 4º período de coleta semanal deste ciclo o polimento com a *Pistia stratiotes* mostrou-se mais eficiente (8,83%) que as demais espécies (Tabela 18). Este fato indicou que o tempo de permanência das plantas no ambiente é importante para a limpeza do efluente.

Tabela 18. Médias calculados pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para o elemento Na no 1º ciclo (Abril) dos tratamentos com efluente da ETE - Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata*, nos 4 períodos de coleta. UNOESTE, 2013

| Espécies (1º Ciclo) | Sódio (Na) | | | |
|------------------------|-------------------------------|------------|------------|------------|
| | 1º período | 2º período | 3º período | 4º período |
| | -----mg L ⁻¹ ----- | | | |
| <i>E. crassipes</i> | 82,06 aA | 72,48 aB | 68,42 aC | 58,22 aD |
| <i>P. stratiotes</i> | 78,64 abA | 70,14 aB | 60,40 bC | 52,88 bD |
| <i>S. auriculata</i> | 76,42 bA | 69,66 aB | 61,00 bC | 56,78 aD |
| <i>Sem plantas</i> | 76,68 bA | 69,18 aB | 62,38 bC | 58,00 aD |

dms coluna = 3,73 (letras minúsculas)

dms linha = 3,32(letras maiúsculas)

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

No decorrer de todo o 2º (Maio) e do 3º ciclos (junho), principalmente no 4º período de coleta, a eficiência de remoção da *Pistia stratiotes* foi destaque, apresentando eficiência de remoção de Na de 12,8% e 30,9%, respectivamente, em relação ao tratamento testemunha (Tabelas 19 e 20).

Tabela 19. Médias calculados pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para o elemento Na no 2º ciclo (Maio) dos tratamentos com efluente da ETE - Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata*, nos 4 períodos de coleta. UNOESTE, 2013

| Espécies (2º Ciclo) | Sódio (Na) | | | |
|------------------------|-------------------------------|------------|------------|------------|
| | 1º período | 2º período | 3º período | 4º período |
| | -----mg L ⁻¹ ----- | | | |
| <i>E. crassipes</i> | 71,66 aB | 72,38 aB | 89,84 aA | 90,22 aA |
| <i>P. stratiotes</i> | 59,00 cC | 57,04 cC | 66,40 cB | 72,14 cA |
| <i>S. auriculata</i> | 65,30 bC | 68,00 bC | 74,00 bB | 78,76 bA |
| <i>Sem plantas</i> | 66,10 bD | 69,90 abC | 74,02 bB | 82,72 bA |

dms coluna = 4,29 (letras minúsculas)

dms linha = 3,70(letras maiúsculas)

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

Tabela 20. Médias calculados pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para o elemento Na no 3º ciclo (junho) dos tratamentos com efluente da ETE - Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata*, nos 4 períodos de coleta. UNOESTE, 2013

| Espécies (3º Ciclo) | Sódio (Na) | | | |
|------------------------|---------------------------------------|------------|-------------------------------------|------------|
| | 1º período | 2º período | 3º período | 4º período |
| | -----mg L ⁻¹ ----- | | | |
| <i>E. crassipes</i> | 66,56 aA | 64,98 aAB | 66,16 aA | 61,14 aB |
| <i>P. stratiotes</i> | 51,62 cA | 49,86 cA | 43,26 cB | 39,64 cB |
| <i>S. auriculata</i> | 57,92 bA | 55,24 bAB | 55,00 bAB | 50,74 bB |
| <i>Sem plantas</i> | 58,06 bA | 55,04 bA | 57,04 bA | 57,38 aA |
| | dms coluna = 4,90 (letras minúsculas) | | dms linha = 4,89(letras maiúsculas) | |

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

4.2 Análise Físico-Química do Efluente - Condutividade Elétrica (Ce)

Tabela 21. Valores de F da análise de variância, calculados pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para a Ce dos tratamentos com efluente da ETE - Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata*. UNOESTE, 2013

| Fv | Valores do Teste F | | |
|-----------------------|-----------------------------|-----------------|------------------|
| | Condutividade Elétrica - Ce | | |
| | 1º ciclo (Abril) | 2º ciclo (Maio) | 3º ciclo (Junho) |
| Espécie de planta (A) | 137,28** | 52,78** | 78,13** |
| Período de coleta (B) | 683,35** | 34,53** | 60,65** |
| Interação (A)x(B) | 21,58** | 0,98ns | 2,81** |
| cv (%) (A) | 2,86 | 8,46 | 8,52 |
| cv (%) (B) | 2,47 | 8,36 | 5,46 |

** significativo ao nível de 1% de probabilidade (p<.01) * significativo ao nível de 5% de probabilidade (.01=<p<.05) ns não significativo (p>=.05)

A condutividade elétrica aumenta proporcionalmente diante do aumento da concentração de sais em um determinado meio (RIBEIRO; MAIA; MEDEIROS, 2005) e, isso é evidente quando se observa as figuras 31 e 32, as

quais demonstram que a variação na concentração de Na no efluente refletiu da mesma forma na alteração dos valores de Ce no efluente, respectivamente.

A capacidade da água de conduzir corrente elétrica depende da concentração dos íons catiônicos (cátions de sódio, magnésio, cálcio, ferro, alumínio e amônio) e aniônicos (sólidos que se dissolvem em água e caracterizados como sendo cloretos, sulfatos, nitratos e fosfatos) presentes na solução bem como da temperatura. Efluentes domésticos ou industriais apresentam altos índices de condutividade elétrica, devido à grande concentração de íons que se encontram dissolvidos na solução (HERMES; SOUZA SILVA, 2004).

Nos 1º e 3º ciclos de avaliação (Figuras 32A e 32C) observou-se que o tratamento testemunha proporcionou redução do valor de Ce, mas o destaque foi a *Pistia stratiotes* que apresentou a diminuição mais expressiva, reduzido a Ce de 300 $\mu\text{S cm}^{-1}$ para 191,08 $\mu\text{S cm}^{-1}$ no último período de coleta semanal (Figura 32C). Nas mesmas figuras também se observa que o efluente submetido à *Eichhornia crassipes* apresentou valor de Ce maior que o próprio tratamento testemunha. Como já citado anteriormente para o K e Na, este fato pode estar relacionado à reposição do efluente.

Em geral, Brasil et al. (2005) não encontraram diferença significativa na diminuição da Ce pela *Tipha sp.* Entretanto, apesar da variação entre 209 a 597 $\mu\text{S cm}^{-1}$, a Ce do efluente foi compatível com as condições consideradas adequadas para o desenvolvimento da *Tipha*, a qual apresenta problemas quando a Ce do meio superar 4000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (PEARSON, 2005).

Os valores obtidos em todos os tratamentos (Figura 32) são considerados satisfatórios, pois em águas naturais a condutividade elétrica se apresenta na faixa de 10 a 100 $\mu\text{S cm}^{-1}$ e, em ambientes poluídos por esgoto doméstico ou industrial, os valores de condutividade podem chegar a 1000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (BRIGANTE; ESPINDOLA, 2003). As plantas aquáticas retiraram do efluente quantidade significativa de íons, os quais poderiam se tornar problema caso atingissem os corpos hídricos.

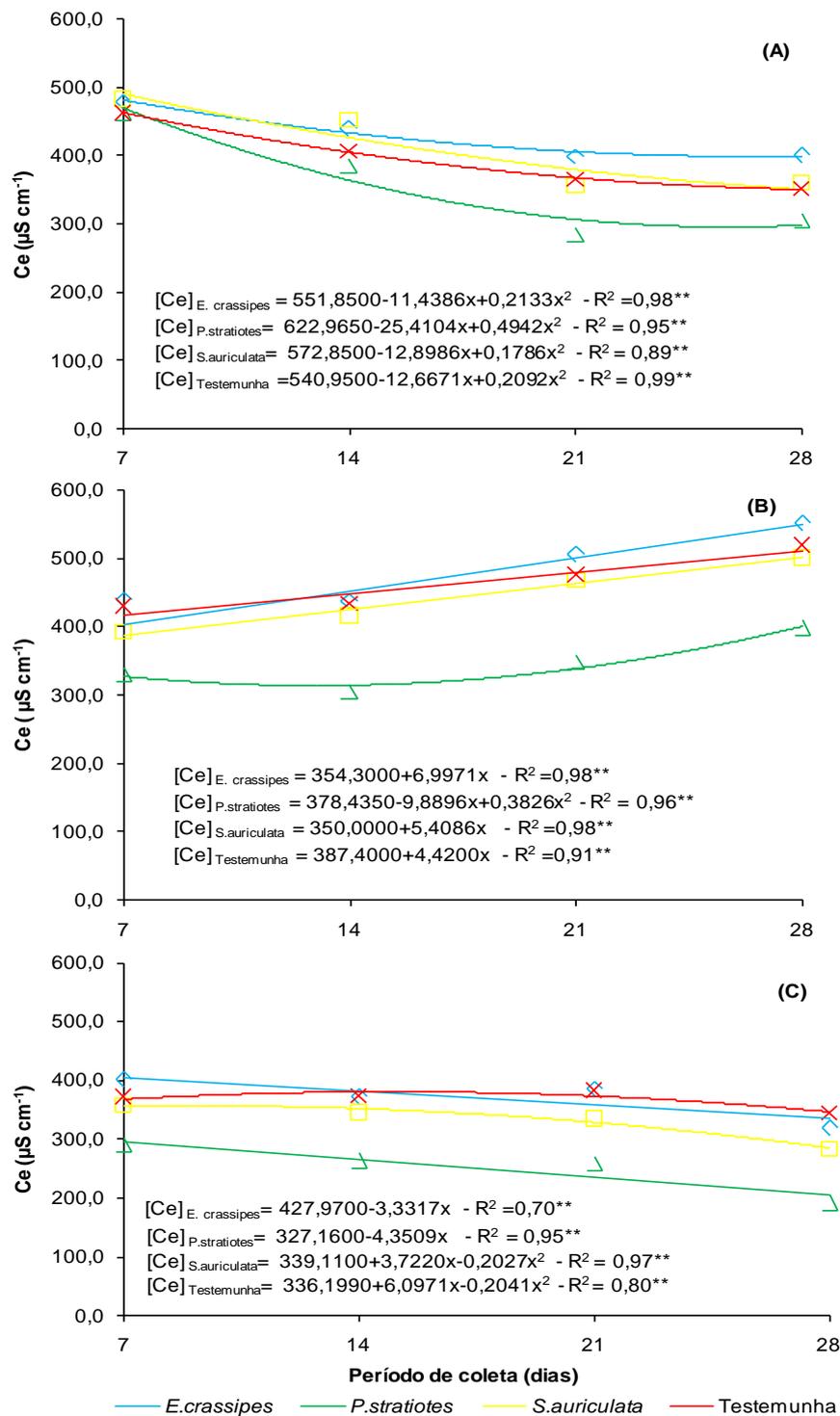


Figura 32. (A) Valores de Ce, em $\mu\text{S cm}^{-1}$, no 1º ciclo, **(B)** no 2º ciclo e **(C)** no 3º ciclo de avaliação, nos tratamentos com efluente da ETE – Distrito Montalvão / Pres. Prudente / SP, em quatro períodos de coleta. UNOESTE, 2013. Ajustes significativos ($p < 0,01 < 0,05$), ns = não significativo

No 1º ciclo (Abril) avaliado para a condutividade elétrica houve interação significativa entre as espécies de plantas e o período de coleta. O tratamento com a espécie *Pistia stratiotes* apresentou diferença significativa em relação aos outros tratamentos no 3º período de coleta (Tabela 22).

Tabela 22. Médias calculados pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para Ce no 1º ciclo (Abril) dos tratamentos com efluente da ETE - Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata*, nos 4 períodos de coleta. UNOESTE, 2013

| Espécies (1º Ciclo) | Condutividade Elétrica (Ce) | | | |
|------------------------|--------------------------------|------------|------------|------------|
| | 1º período | 2º período | 3º período | 4º período |
| | -----µS cm ⁻¹ ----- | | | |
| <i>E. crassipes</i> | 480,20 aA | 439,60 aB | 399,60 aC | 400,80 aC |
| <i>P. stratiotes</i> | 462,00 bA | 386,00 cB | 285,36 cD | 306,22 cC |
| <i>S. auriculata</i> | 483,20 aA | 451,60 aB | 356,40 bC | 359,80 bC |
| <i>Sem plantas</i> | 462,00 bA | 406,20 bB | 365,60 bC | 350,80 bC |

dms coluna = 17,18 (letras minúsculas)

dms linha = 16,63 (letras maiúsculas)

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

Observando a Tabela 23 e 24, a espécie *Pistia stratiotes*, novamente aparece como o tratamento mais eficiente para a diminuição da condutividade elétrica no efluente de esgoto avaliado. Na Tabela 23 com diferença significativa entre as espécies e na Tabela 24, quando é avaliado o 3º ciclo, a partir do 3º período nota-se que a *Pistia stratiotes* diferiu das demais espécies, mostrando a sua eficiência em diminuir Ce no efluente.

Tabela 23. Médias calculados pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para Ce no 2º ciclo (Maio) dos tratamentos com efluente da ETE - Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata*. UNOESTE, 2013

| Espécies | (Ce) |
|----------------------|-----------------------------------|
| | 2º ciclo (Abril) |
| | ----- $\mu\text{S cm}^{-1}$ ----- |
| <i>E. crassipes</i> | 476,75 a |
| <i>P. stratiotes</i> | 345,95 b |
| <i>S. auriculata</i> | 444,65 a |
| <i>Sem plantas</i> | 464,75 a |
| Dms | 33,19 |

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

Tabela 24. Médias calculados pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para Ce no 3º ciclo (Junho) dos tratamentos com efluente da ETE - Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata*, nos 4 períodos de coleta. UNOESTE, 2013

| Espécies (3º Ciclo) | Condutividade Elétrica (Ce) | | | |
|--|-----------------------------------|---------------------------------------|------------|-------------|
| | 1º período | 2º período | 3º período | 4º período |
| | ----- $\mu\text{S cm}^{-1}$ ----- | | | |
| <i>E. crassipes</i> | 401,00 aA | 372,40 aA | 386,80 aA | 318,4600 aB |
| <i>P. stratiotes</i> | 291,40 cA | 262,60 bAB | 259,00 cB | 191,0800 cC |
| <i>S. auriculata</i> | 357,40 bA | 345,00 aA | 334,40 bA | 282,28 bB |
| <i>Sem plantas</i> | 371,80 abAB | 372,80 aAB | 383,00 aA | 344,00 aB |
| dms coluna = 35,22 (letras minúsculas) | | dms linha = 30,31 (letras maiúsculas) | | |

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

4.3 Análise Química do Tecido Vegetal

4.3.1 Quantificação de nitrogênio amoniacal (NH_4^+), nitrato (NO_3^-), fósforo (P), potássio (K), enxofre (S), sódio (Na) e massa da matéria seca (MMS)

Os valores do Teste F obtidos para a comparação de médias entre os tratamentos, pelo Teste de Tukey (Tabela 25) mostram diferença significativa entre as espécies vegetais, período de coleta e interação entre ambos.

Tabela 25. Valores de F da análise de variância, calculados pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para os elementos NH_4^+ , NO_3^- , P, K, S, Na e MMS dos tratamentos com efluente da ETE - Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata*. UNOESTE, 2013

| FV | Valores do Teste F | | | | | | |
|-----------------------|--------------------|-----------------|---------|---------|---------|---------|----------|
| | NH_4^+ | NO_3^- | P | K | S | Na | MMS |
| Espécie de planta (A) | 13,04** | 0,15ns | 38,73** | 4,07* | 37,62** | 87,47** | 120,04** |
| Período de coleta (B) | 4,24* | 3,42* | 17,87** | 22,76** | 20,48** | 17,71** | 11,13** |
| Interação (A)x(B) | 2,24ns | 1,70ns | 3,49* | 4,15* | 10,64** | 20,78** | 4,56** |
| cv (%) (A) | 61,61 | 151,28 | 28,52 | 32,23 | 29,92 | 19,14 | 34,89 |
| cv (%) (B) | 57,15 | 107,98 | 23,28 | 32,96 | 24,00 | 18,81 | 34,09 |

** significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < .01$) * significativo ao nível de 5% de probabilidade ($.01 = p < .05$) ns não significativo ($p \geq .05$)

Houve diferença estatística significativa no teor de NH_4^+ entre a *Salvinia auriculata* e as espécies *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*, destacando que as últimas não apresentaram diferença entre si (Tabela 26). Estes resultados estão em concordância com dados apresentados na Figura 26A, visto que ocorreu diminuição na concentração de NH_4^+ no efluente na presença da *Salvinia auriculata*, a partir dos 14 dias de avaliação, do 1º ciclo de coleta mensal. Esta observação também é destacada na Tabela 27. Entretanto, ao mesmo tempo não foi observada diferença estatística entre as espécies com relação à absorção de NO_3^- (Tabela 28).

Tabela 26. Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para NH_4^+ do tecido vegetal dos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata*. UNOESTE, 2013

| Espécies | Médias (NH_4^+) |
|----------------------|--|
| | -----g kg ⁻¹ ----- |
| <i>E. crassipes</i> | 10,87 b |
| <i>P. stratiotes</i> | 18,53 b |
| <i>S. auriculata</i> | 35,00 a |
| dms | 12,87 |

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

A concentração de NH_4^+ diminuiu até o 3º ciclo de coleta das plantas. Mesmo realizando a coleta e a substituição das plantas em cada ciclo, o tempo pode ser considerado um fator importante para que ocorra diminuição da disponibilidade de NH_4^+ no efluente e, conseqüentemente, redução no teor no tecido vegetal (Tabela 27). Do 1º ao 3º ciclos houve diminuição significativa no teor de NH_4^+ no tecido vegetal, o que também pode ser verificado nas Figuras 26A, 26B e 26C para todas as espécies vegetais.

Tabela 27. Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para NH_4^+ do tecido vegetal das plantas aquáticas nos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, nos três ciclos de coleta. UNOESTE, 2013

| Ciclos Coleta | Médias (NH_4^+) |
|----------------------|--|
| | -----g kg ⁻¹ ----- |
| 1º ciclo (Abril) | 27,16 a |
| 2º ciclo (Maio) | 22,88 ab |
| 3º ciclo (Junho) | 14,35 b |
| dms | 11,18 |

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

Tabela 28. Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para NO_3^- no tecido vegetal dos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata*. UNOESTE, 2013.

| Espécies | Médias (NO_3^-) |
|----------------------|--|
| | -----g kg ⁻¹ ----- |
| <i>E. crassipes</i> | 2,23 a |
| <i>P. stratiotes</i> | 2,42 a |
| <i>S. auriculata</i> | 1,79 a |
| dms | 3,16 |

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

Tabela 29. Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para NO_3^- no tecido vegetal dos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, nos três ciclos de coleta UNOESTE, 2013

| Ciclos | Médias (NO_3^-) |
|------------------|--|
| | -----g kg ⁻¹ ----- |
| 1º ciclo (Abril) | 2,72 a |
| 2º ciclo (Maio) | 2,85 a |
| 3º ciclo (Junho) | 0,87 a |
| dms | 2,11 |

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

Os resultados apresentados na Tabela 30 mostram interação significativa para o P, nas amostras de tecido vegetal, entre as espécies e os ciclos de coletas mensais.

A *Salvinia auriculata* apresentou maior teor de P no tecido em relação às outras duas espécies no decorrer dos três ciclos de avaliação, diferindo significativamente da *Eichhornia crassipes*, a qual apresentou redução gradativa no teor do tecido entre os ciclos (Tabela 30).

Tabela 30. Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para P no tecido vegetal dos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata* nos três ciclos de coleta. UNOESTE, 2013

| Espécies | Teor de P | | |
|----------------------|-------------------------------|-----------------|------------------|
| | 1º ciclo (Abril) | 2º ciclo (Maio) | 3º ciclo (Junho) |
| | -----g kg ⁻¹ ----- | | |
| <i>E. crassipes</i> | 3,65 bA | 2,36 bAB | 1,09 cB |
| <i>P. stratiotes</i> | 5,36 aA | 2,87 bB | 3,13 bB |
| <i>S. auriculata</i> | 6,79 aA | 4,95 aB | 6,46 aA |

dms coluna = 1,58 (letras minúsculas)

dms linha = 1,50 (letras maiúsculas)

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

A tendência observada para o P também foi observada para o NH₄⁺, embora sem o grau de significância para o fator interação.

Portanto, assim como aconteceu para o NH₄⁺, a espécie *Salvinia auriculata* absorveu mais P que as demais, mostrando a potencialidade da remoção deste elemento do efluente. Petrucio e Esteves (2000) não observaram aumento na assimilação N e P entre a *Eichhornia crassipes* e a *Salvinia auriculata* mesmo quando altas concentrações de N e P foram observadas na água. Para esses autores a *Eichhornia crassipes* absorve N e P de forma mais eficiente do que *Salvinia auriculata* e, portanto tendeu a apresentar menor taxa de absorção. Este fato pode ser considerado benéfico para o ambiente, pois estes elementos, quando em excesso nos corpos hídricos, conduzem à sua eutrofização e, portanto, à poluição do mesmo (VON SPERLING, 2005). O aporte excessivo de P em rios e reservatórios, ocasionados principalmente pelo lançamento de esgotos domésticos e industriais, bem como pelo carreamento de solo e fertilizantes em áreas cultivadas, está relacionado com a eutrofização, situação que pode contribuir para a deterioração da qualidade dos recursos hídricos e para a inviabilização de seus usos, configurando-se em importante problema ambiental e de saúde pública (PAGANINI; QUEVEDO, 2011).

Da Silva e Esteves (1993) estudaram a composição química das principais espécies de macrófitas aquáticas e observaram que as concentrações de fósforo de *Eichhornia crassipes* e *Eichhornia azurea* foram diferenciadas diante da

qualidade dos corpos d'água. Segundo os autores, a variação intraespecífica pode ser relacionada a diferentes condições tróficas de cada ambiente, além da relação N/P do mesmo.

O estudo de plantas aquáticas em ambientes naturais gera informações para a melhor compreensão do seu estado nutricional. Costa e Henry (2010) avaliaram a presença de plantas aquáticas em lagoas laterais ao rio Paranapanema e observaram que a *Salvinia auriculata* apresentou o maior teor de N e P em seus tecidos comparada com as macrófitas *Eichhornia azurea* e *Cyperus esculentus*, corroborando, portanto com os resultados expressos na Tabela 30.

O teor de K pelas plantas de *Pistia stratiotes* e *Salvinia auriculata* não diferiram estatisticamente nos 1º e 3º ciclos, porém, diferiram entre os ciclos, apresentado maior absorção de K no 1º ciclo. O teor de K na *Eichhornia crassipes* não diferiu nos três ciclos avaliados e não apresentou diferença significativa entre as outras espécies no último ciclo (Tabela 31). Deve-se destacar que as plantas de todas as espécies foram substituídas a cada ciclo de avaliação e, mesmo assim, foi possível observar diferença no teor de K no tecido vegetal entre os ciclos.

Tabela 31. Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para K no tecido vegetal dos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata* nos três ciclos de coleta. UNOESTE, 2013

| Espécies | Teor de K | | |
|---------------------|-------------------------------|-----------------|------------------|
| | 1º ciclo (Abril) | 2º ciclo (Maio) | 3º ciclo (Junho) |
| | -----g kg ⁻¹ ----- | | |
| <i>E.crassipes</i> | 26,40 bA | 21,20 aA | 19,48 aA |
| <i>P.stratiotes</i> | 41,22 aA | 7,68 bB | 15,92 aB |
| <i>S.auriculata</i> | 39,42 aA | 24,08 aB | 23,60 aB |

dms coluna = 12,30 (letras minúsculas)

dms linha = 12,66 (letras maiúsculas)

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

Diante dos resultados de concentração de K no efluente (Figura 29), a *Pistia stratiotes* apresentou maior capacidade para diminuir a concentração de K no mesmo, principalmente nos 1º e 3º ciclos de avaliação. Este aspecto pode ser

verificado ao se analisar o teor deste nutriente na matéria seca vegetal nos mesmos ciclos, uma vez que os resultados também diferiram entre os dois ciclos avaliados (Tabela 31).

O S é importante para a produção de biomassa pela participação desse nutriente na síntese de aminoácidos (EPSTEIN; BLOOM, 2006) e, ao se analisar a Tabela 32, constata-se que a assimilação do S pelas espécies vegetais diferiu estatisticamente entre as mesmas, em todos os ciclos. Denota-se, entretanto, que os maiores teores de S estão associados às espécies *Pistia stratiotes* e *Salvinia auriculata*, nos 1º e 3º ciclos, respectivamente, indicando claramente o que também foi demonstrado pela análise química do efluente (Figura 30).

A ação das plantas aquáticas no polimento de efluentes, principalmente, nas estações que adotam o sistema anaeróbio de tratamento de esgoto, poderá ser importante, uma vez que dentre os impactos negativos do tratamento, encontram-se a proliferação de odores ofensivos, um dos principais motivos de reclamações das estações de tratamento de efluentes, pois causam grande desconforto para a população dos arredores destas instalações (SILVA, 2007). O cheiro desagradável das estações de tratamento de esgoto é proveniente da mistura complexa de moléculas com enxofre (H_2S e mercaptanas), nitrogenadas (NH_3 e aminas), fenóis, aldeídos, alcoóis e ácidos orgânicos (BELLI FILHO et al., 2001).

Na ausência de oxigênio e nitrato, o sulfato serve como fonte de oxigênio para a oxidação bioquímica produzida por bactérias anaeróbias, situação em que é reduzido a íon sulfeto. Os sulfatos são de grande importância, porque são indiretamente responsáveis por problemas sérios associados com a manipulação e tratamento de esgotos. Esses problemas são o odor e a corrosão devido à redução de sulfatos a sulfeto de hidrogênio em condições anaeróbias (SAWYER; McCARTY; PARKIN, 1994).

Tabela 32. Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para S no tecido vegetal dos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata* nos três ciclos de coleta. UNOESTE, 2013

| Espécies | Teor de S | | |
|---------------------|-------------------------------|-----------------|------------------|
| | 1º ciclo (Abril) | 2º ciclo (Maio) | 3º ciclo (Junho) |
| | -----g kg ⁻¹ ----- | | |
| <i>E.crassipes</i> | 2,20 cA | 1,14 bAB | 1,02 cB |
| <i>P.stratiotes</i> | 5,38 aA | 1,50 bC | 3,36 bB |
| <i>S.auriculata</i> | 4,06 bA | 3,88 aA | 4,86 aA |

dms coluna = 1,23 (letras minúsculas)

... dms linha = 1,15 (letras maiúsculas)

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

Pelas médias dos teores de Na no tecido apresentadas na Tabela 33 verificou-se que o polimento do efluente com a macrófita *Pistia stratiotes* diferiu significativamente dos demais tratamentos, em todos os ciclos de avaliação, embora tenha apresentado maior teor de Na no tecido nos 1º e 2º ciclos. A *Salvinia auriculata* absorveu mais Na apenas no último ciclo de avaliação.

Tabela 33. Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para Na no tecido vegetal dos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata* nos três ciclos de coleta. UNOESTE, 2013

| Espécies | Teor de Na | | |
|---------------------|-------------------------------|-----------------|------------------|
| | 1º ciclo (Abril) | 2º ciclo (Maio) | 3º ciclo (Junho) |
| | -----g kg ⁻¹ ----- | | |
| <i>E.crassipes</i> | 4,56 bA | 6,80 bA | 5,96 bA |
| <i>P.stratiotes</i> | 15,96 aA | 12,88 aB | 14,12 aAB |
| <i>S.auriculata</i> | 4,66 bB | 5,32 bB | 15,08 aA |

dms coluna = 2,77 (letras minúsculas)

dms linha = 2,82 (letras maiúsculas)

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

A *Pistia stratiotes* foi a macrófita aquática que se destacou na absorção de Na, mostrando ser potencialmente eficiente na remoção deste elemento. Estes

resultados são concordantes com aqueles apresentados pela Figura 31, onde as concentrações de Na no efluente são inferiores no tratamento com esta espécie.

Como comentado anteriormente, existe uma relação específica entre os elementos K-Na em uma solução e, estes resultados também podem evidenciar esta possível relação. Como observado por Rodrigues et al. (2012), a maioria das espécies vegetais responde de maneira similar em termos de antagonismo K-Na, uma vez que o K presente no meio pode ser capaz de reduzir as taxas de absorção do Na, e vice-versa, na parte aérea de plantas aquáticas, reduzindo, com isso, a sua possível toxidez.

O mecanismo de interação entre Na e K ainda não é totalmente esclarecido, porém as similaridades físico-químicas entre eles são preponderantes para esse processo (MAATHIUS; AMTMANN, 1999). Alta concentração de Na, especialmente nos solos sódicos, por exemplo, aliada à baixa concentração de K, poderá aumentar o transporte de Na, causando carência de K na planta. Por outro lado, evidências experimentais têm mostrado que níveis adequados de K no meio externo contribuem para atenuar a absorção e os efeitos tóxicos do Na nas plantas (MAATHIUS; AMTMANN, 1999; MUNNS, 2005). Dessa maneira, a nutrição adequada em K poderá favorecer o crescimento de plantas sob condições de salinidade, por meio de uma homeostase K/Na mais favorável (MUNNS; TESTER, 2008).

Dentro deste contexto, observou-se que o teor de Na do tecido apresentado pelas espécies vegetais (Tabela 33) é menor que o teor de K (Tabela 31), indicando que, provavelmente, a concentração de K no efluente foi suficiente para manter a absorção de K/Na equilibradas. Entretanto, a *Pistia stratiotes* apresentou condições para absorver quantidade significativamente maior de Na do efluente que as demais espécies.

As estratégias para manter níveis adequados de K e Na no citosol variam amplamente entre espécies e cultivares, e a relação K/Na tem sido utilizado como marcador fisiológico na seleção de plantas mais resistentes à salinidade (FLOWERS, 2004; ASHLEY; GRANT; GRABOV, 2006; MUNNS; TESTER, 2008).

Diante de todo o aspecto nutricional abordado, a tabela 34 mostra que apenas as plantas de *Eichhornia crassipes* apresentaram aumento significativo da massa de matéria seca (MMS) no decorrer dos ciclos de avaliação, enquanto este efeito não foi observado para a *Pistia stratiotes* tampouco para a *Salvinia auriculata*.

Além disso, ao se comparar a MMS entre as macrófitas, dentro de cada ciclo de avaliação, observou-se que a *Eichhornia crassipes* também se destacou significativamente em relação às demais espécies estudadas.

Tabela 34. Médias calculadas pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para MMS do tecido vegetal dos tratamentos com efluente da ETE – Distrito de Montalvão / Pres. Prudente / SP, na presença de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata* nos três ciclos de coleta. UNOESTE, 2013

| Espécies | Massa da Matéria Seca (MMS) | | |
|----------------------|-----------------------------|-----------------|------------------|
| | 1º ciclo (Abril) | 2º ciclo (Maio) | 3º ciclo (Junho) |
| <i>E. crassipes</i> | 169,68 aB | 302,48 aA | 280,59 aA |
| <i>P. stratiotes</i> | 55,89 bA | 52,87 bA | 114,08 bA |
| <i>S. auriculata</i> | 15,42 bA | 23,86 bA | 50,81 cA |

dms coluna = 62,83 (letras minúsculas)

dms linha = 63,72 (letras maiúsculas)

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

As plantas aquáticas são consideradas plantas de fácil dispersão e de rápida reprodução, porém, a *Eichhornia crassipes* apresenta notória capacidade de produção de biomassa, chegando a produzir 22,17 g m⁻² de massa seca, em estudos conduzidos no Brasil, nos meses mais quentes do ano (GRECO, 1996). Srivastava et al. (1994) relataram que em ambientes poluídos as plantas são capazes de produzir 40 kg ha⁻¹ de biomassa, enquanto em áreas não poluídas a quantificação estimada fica em torno de 17 kg ha⁻¹. Neste contexto, entende-se que os nutrientes absorvidos por estas plantas aquáticas são rapidamente convertidos em conteúdo exportável proporcionalmente à biomassa produzida. Além disso, também possuem capacidade de fixar nos seus tecidos, nutrientes em quantidades superiores às necessidades de seu metabolismo (POMPÊO, 1996).

A *Pistia stratiotes* e a *Salvinia auriculata* também apresentam crescimento e dispersão rápida no ambiente, destacando que em meio eutrófico a *Salvinia auriculata* pode apresentar uma taxa de crescimento de biomassa de 9,8% ao dia (SAIA; BIANCHINI JUNIOR, 1998).

A composição química do efluente conferiu condições específicas para que cada espécie se adaptasse e se desenvolvesse no ambiente. Entretanto, esta elevada capacidade extratora de nutrientes bem como a rápida produção de biomassa apresentada, por exemplo, pela *Eichhornia crassipes* pode colaborar para que os nutrientes absorvidos sejam diluídos no tecido vegetal, propiciando condições de diminuição dos teores dos elementos estudados nas condições desta pesquisa.

Por isso, para investigar o comportamento das plantas aquáticas em em um determinado ecossistema (natural ou construído), torna-se preponderante considerar a composição química do tecido das mesmas considerando-se, porém, as características do ambiente, porque a vegetação é parcialmente afetada por mudanças sazonais no ambiente (COSTA; HENRY, 2010). Avaliar o conjunto de nutrientes na biomassa e a própria biomassa destas plantas é importante para determinar a influência da absorção sobre o saldo de nutrientes presentes no ambiente.

5 CONCLUSÃO

Nas condições de desenvolvimento deste experimento conclui-se que:

- A remoção de elementos químicos pelas plantas aquáticas aconteceu de modo diferenciado para cada espécie, entre os períodos de coleta semanal e os ciclos de avaliação mensal;

- Houve redução expressiva de NH_4^+ proporcionada pela *Salvinia auriculata* e de P pela *Eichhornia crassipes*, durante os ciclos avaliados;

- A *Pistia stratiotes* apresentou maior taxa de remoção de K, Na e S em quase todos os ciclo de avaliação;

- A absorção dos elementos proporcionou redução da Ce no efluente na presença da *Pistia stratiotes* em todos os ciclos de avaliados;

- As plantas aquáticas estudadas, principalmente a *Pistia stratiotes*, podem ser aliadas no polimento de efluente de esgoto tratado de ETE. Porém, mais estudos são necessários para a obtenção de resultados mais conclusivos.

REFERÊNCIAS

- ABRANTES, L.L.M. **Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos utilizando *Typha angustifolia* e *Phragmites australis***. 2009. 140 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) - Escola de Engenharia Civil, Universidade Federal de Goiás, Goiânia.
- AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; JULIO JR, H.F. Relações entre macrófitas aquáticas e fauna de peixes. In: THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: EDUEM, 2003. cap. 13. p. 261-298.
- ALMEIDA, R.A.; OLIVEIRA, L.F.C.; KLIEMANN, H.J. Eficiência de espécies vegetais na purificação de esgoto sanitário. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v.37, n.1, p.1-9, 2007. Disponível em: <http://www.redalyc.org/pdf/2530/253020279002.pdf>. Acesso em: 11 nov. 2013.
- ALMEIDA, R.A.; PITALUGA, D.P.S.; REIS, R.P.A. Tratamento de esgoto doméstico por zona de raízes precedida de tanque séptico. **Revista Biociências, UNITAU**, v.16, n.1, 2010. Disponível em: www.periodicos.unitau.br. Acesso em: 18 mar. 2013.
- ANDRADE, J.C.M.; TAVARES, S.R.L.; MAHLER, C.F. **Fitorremediação: o uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental**. São Paulo: Oficina de Textos, 2007.
- ARIAS, C.A.; DEL BUBBA, M.; BRIX, H. Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. **Water Research**, v.35, n.5, p.1159-1168, 2001. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135400003687>. Acesso em: 10 dez. 2013.
- ASHLEY, M.K.; GRANT, M.; GRABOV, A. Plant responses to potassium deficiencies: A role for potassium transport proteins. **Journal of Experimental Botany**, v.57, n.2, p.425-436, 2006. Disponível em: <http://jxb.oxfordjournals.org/content/57/2/425.full.pdf+html>. Acesso em: 13 dez. 2013.
- BAIO, J.A.F. **Avaliação da contaminação nos principais corpos d'água do município de São Carlos/SP**. 2009. 111 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Instituto de Química, Universidade de São Carlos, USP.
- BAIRD, C. **Química ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2002.
- BARBIERI, R.; ESTEVES, F.A. The chemical composition of some aquatic macrophyte species and implications for the metabolism of a tropical lacustrine ecosystem Lobo Reservoir, São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, v.213, p.133-140, 1991.
- BELLI FILHO, P. et al. Tratamento de odores em sistemas de esgoto sanitários. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: PROSAB, 2001. Cap. 8, p. 455-940.

BIANCHINI JUNIOR, I. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: EDUEM, 2003. Cap. 4, p. 85-126.

BORSOI, Z.M.F.; TORRES, S.D.A. Apolítica de recursos hídricos no Brasil. **Revista do BNDES**, Rio de Janeiro, n.8, 1997. Disponível em: http://www.bndes.gov.br/SiteBNDES/export/sites/default/bndes_pt/Galerias/Arquivos/conhecimento/revista/rev806.pdf. Acesso em: 16 jan. 2012.

BORTOLOTTI, I.M.; GUARIM NETO, G. O uso do camalote, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, Pontederiaceae, para confecção de artesanato no Distrito de Albuquerque, Corumbá, MS, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** v.19, p. 331-337, 2005.

BRASIL. Agência Nacional de Águas. **Agência Nacional de Águas**. Brasília: ANA, 2005. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CEDOC/Catalogo/2005/AgenciaNacionalDeAguasFolder.pdf>. Acesso em: 20 set. 2013.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Programa Nacional de capacitação de gestores ambientais**: módulo específico licenciamento ambiental de estações de tratamento de esgoto e aterros sanitários. Brasília: MMA, 2009. 67p. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/dai_pnc/_publicacao/76_publicacao19042011110356.pdf

BRASIL. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico. IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Diretoria de Pesquisas. Coordenação de População e Indicadores Sociais. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf. Acesso em: 22 set. 2013.

BRASIL, M.S. et al. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, DEAg/UFCG, v.9, (supl.), p.133-137, 2005. Disponível em: <http://www.agriambi.com.br>. Acesso em: 02 jan. 2014.

BRIGANTE, J.; ESPINDOLA, E.L.G. **Limnologia fluvial** – um estudo no Rio Mogi-Guaçu. São Carlos: Rima, 2003.

CAMPOS, J.R. (coord.) **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. Disponível em: <http://www.finep.gov.br/prosab/livros/prosabcamposfinal.pdf>. Acesso em: 02 abr. 2012.

CANCIAN, L.F.; CAMARGO, A.F.M.; SILVA, G.H.G. Crescimento de *Pistia stratiotes* em diferentes condições de temperatura e fotoperíodo. **Acta botânica brasileira**, v.23, n.2, p.552-557, 2009. Disponível em: <http://acta.botanica.org.br/index.php/acta/article/viewFile/893/182>. Acesso em: 30 mar. 2013.

CARVALHO, L.B. et al. Estimativa da área foliar de plantas daninhas de ambiente aquático: *Pistia stratiotes*. **Planta daninha**, Viçosa, v. 29, n. 1, 2011. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-83582011000100008&lng=en&nrm=iso. Acesso em 30 mar. 2013.

CAVALCANTI, P.F.F. et al. Lagoas de polimento para pós-tratamento de esgotos digeridos - Parte 2: remoção de patógenos. In: CHERNICHARO, C.A.L. (Coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: FINEP, 2001. p.86-91.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Variáveis de qualidade das águas**. 2013. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/%C3%81guas-Superficiais/34-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade-das-%C3%81guas>. Acesso em: 20 dez 2013.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo**. Apêndice A - Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. Série Relatórios, Secretaria do Meio Ambiente, 2009. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/variaveis.pdf>. Acesso em: 20 dez. 2012.

CHERNICHARO, C.A.L. **Pós-tratamento de efluentes de reatores**. 1.ed. Belo Horizonte: PROSAB, 2001.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução N° 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. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama>. Acesso em: 16 jan. 2012.

CONAMA. 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 CONAMA. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiare.cfm?codegi=646>. Acesso em: 16 jan. 2012.

COSTA, M.L.R.; HENRY, R. Phosphorus, nitrogen, and carbon contents of macrophytes in lakes lateral to a tropical river (Paranapanema river, São Paulo, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.22, n.2, p.122-132, 2010. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S2179-975X2010000200002&script=sci_arttext. Acesso em: 10 out. 2013.

COUTINHO, H.D.; BARBOSA, A.R. Fitorremediação: considerações gerais e características de utilização. **Silva Lusitana**, Lisboa, v.15, n.1, jun. 2007. Disponível em http://www.scielo.gpeari.mctes.pt/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0870-63522007000100008&lng=pt&nrm=iso. Acesso em 30 mar. 2013.

DINIZ, C. R et al. Uso de macrófitas aquáticas como solução ecológica para melhoria da qualidade de água. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, supl., p.226-230, 2005.

EPSTEIN, E.; BLOOM, A. **Nutrição mineral de plantas: princípios e perspectivas**. 2. ed. Londrina: Planta, 2006.

ESTEVEES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

EUSTÁQUIO J.R. et al. Desempenho agrônômico da aveia-preta (*Avena strigosa* Schreb), cultivada em sistemas alagados construídos. **Revista Ambi-Água**, Taubaté, v.5, n.1, p.68-78, 2010. Disponível em: <http://www.redalyc.org/pdf/928/92812526007.pdf>. Acesso em: 20 nov. 2013.

FLOWERS, T.J. Improving crop salt tolerance. **Journal of Experimental Botany**, v. 55, n. 396, p. 307-319, 2004. Disponível em: <http://jxb.oxfordjournals.org/content/55/396/307.full.pdf+html>. Acesso em: 13 dez. 2013.

FREITAS, V. Poluição das águas. **Revista CEJ**, v. 1 n. 3, p. 12-20, set./dez. 1997. Disponível em: <http://www2.cjf.jus.br/ojs2/index.php/cej/article/viewArticle/110/153>. Acesso em: 26 dez. 2012.

GERLOFF, G.C.; KROMBOLZ, P.H. Tissue analyses as a measure of nutrient availability for the growth of angiosperm aquatic plants. **Limnology and Oceanography**, v.11, n.4, p.529-537, 1966. Disponível em: <http://www.chesapeake.org/SAV/literature/66Gerloff.pdf>. Acesso em: 20 nov. 2013.

GOMES, F.P. **Curso de estatística experimental**. São Paulo: Nobel, 1990.

GOPAL, B. Biology and ecology. In: PATTEN, B.C. (Ed.) **Wetlands and shallow continental water bodies**. The Hague: SBP Academic Publishers, 1990. v.1. 471p.

GRECO, M.K.B. **Determinação da produção de *Eichhorniacrassipes* (Mart.) Solms. na represa da Pampulha BH/MG, através do método tradicional e demográfico**. 1996. 72f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M. Interações ecológicas entre as macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* e *Pistia Stratiotes*. **Hoehnea** v.32 n.3 p.445-452, 2005. Disponível em: http://www.ibot.sp.gov.br/publicacoes/hoehnea/vol32/hoehnea_32%283%29_t_08.pdf. Acesso em: 03 mar. 2013.

HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M. Composição química de macrófitas aquáticas flutuantes utilizadas no tratamento de efluentes de aqüicultura. **Planta daninha**, Viçosa, v. 24, n. 1 p. 21-28, 2006. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-83582006000100003&lng=en&nrm=iso. Acesso em: 30 mar. 2013.

HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M. Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.37, n.2, p.181-188, 2008. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/rbz/v37n2/02.pdf>. Acesso em: 11 nov. 2013.

HERMES, L.C.; SOUZA SILVA, A. **Avaliação da qualidade das águas: manual prático**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2004.

HOLM, L.G. et al. **The world's worst weeds - distribution and embriology**. 2 ed. Malabar, Florida: Krieger Publishing Company, 1991.

JOB, G.D. **Treatment of medium strength industrial and agricultural effluents using reed bed treatment systems**. 1992 162 f. Thesis (Ph.D.) - University of Birmingham, Birmingham.

JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011.

KISSMANN, K.G. **Plantas infestantes e nocivas**. 1 ed. São Bernardo do Campo: BASF, 1995. Tomo. III.

KISSMANN, K.G.; GROTH, D. **Plantas infestantes e nocivas**. 2. ed. São Paulo: BASF, 1997. Tomo I.

LACERDA, L.P.; LANGE, L.C.; FRANÇA, M.G.C. Redução de salinidade em cultivo hidropônico de capim vetiver (*Vetiveriazizanioides*) e aguapé (*Eichhorniacrassipes*). **Revista Aidis de Ingenieria y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**, v. 5, n. 3, p. 1-10, 2012. Disponível em: <http://132.248.9.34/hevila/RevistaAIDISdeingenieriaycienciasambientales/2012/vol5/no3/1.pdf>. Acesso em: 12 dez. 2013.

LAMEGO, F.P; VIDAL, R.A. Fitorremediação: plantas como agentes de despoluição? **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v.17,n.0 p.9-18, 2007. Disponível em: <http://ojs.c3sl.ufpr.br/ojs/index.php/pesticidas/article/view/10662> Acesso em: 26 dez. 2012.

LIMA, M.R.; REISSMANN, C.B.; TAFFAREL, A.D. Fitorremediação com macrófitas aquáticas flutuantes. In: ANDREOLI, C.V.; CARNEIRO, C. (eds.). **Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados**. Curitiba: SANEPAR/FINEP, 2005.

MAATHIUS, F.J.M.; AMTMANN, A.K Nutrition and Na toxicity: Bases of cellular K/Na ratios. **Annals of Botany**, vol 84, n. 2, p.123- 133, 1999. Disponível em: <http://aob.oxfordjournals.org/content/84/2/123.full.pdf+html>. Acesso em: 17 dez. 2013.

MALAVOLTA, E. **Elemento de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres, 2006.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas – princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: POTAFOS,1997.

MARTINS, R.F.; FROEHNER, S. Avaliação da composição química de sedimentos do Rio Barigüi na região metropolitana de Curitiba. **Química Nova**. São Paulo, v. 31, n. 8, p. 2020-2026, Nov., 2008. Disponível em: <http://quimicanova.sbq.org.br/qn/qnol/2008/vol31n8/index.htm>. Acesso em: 09 jan. 2012.

MASCARENHAS, A. A poluição dos recursos hídricos e suas conseqüências para a vida humana. **Webartigos**, 2008. Disponível em: <http://www.webartigos.com/artigos/a-poluicao-dos-recursos-hidricos-e-suas-consequencias-para-a-vida-humana/10863>. Acesso em: 09 jan. 2012.

MENDONÇA, E.A. **Disposição de efluentes de estação de tratamento de esgoto industrial em solo vegetado com bambu**. 2010. 128 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia.

MENDONÇA, H.V. et al. Remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuárias de laticínios por sistemas alagados construídos operando em bateladas. **Revista Ambiente & Água**, v.7, n.2, p.75-87, 2012. Disponível em: <http://www.ambi-agua.net/seer/index.php/ambi-agua/article/view/805>. Acesso em: 21 nov. 2013.

MIRANDA, R.G. et al. Qualidade dos recursos hídricos da Amazônia - Rio Tapajós: avaliação de caso em relação aos elementos químicos e parâmetros físico-químicos. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, Universidade de Taubaté, v. 4, n. 2, p. 75-92, 2009. Disponível em: <http://redalyc.uaemex.mx/src/inicio/ArtPdfRed.jsp?iCve=92811747008>. Acesso em: 26 dez. 2011.

MOURA E MELO, M.A.M.; FRANCO, D.A.S.; MATALLO, M.B. Controle de macrófitas aquáticas. **Instituto Biológico - Comunicados Técnicos**. 2013. Disponível em: http://www.biologico.sp.gov.br/artigos_ok.php?id_artigo=72 Acesso em: 21 mar. 2013.

MUNNS, R. Genes and salt tolerance: Bringing them together. **New Phytologist**, v.167, n. 3, p. 645-663, 2005. Disponível em: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1469-8137.2005.01487.x/pdf>. Acesso em: 15 dez. 2013.

MUNNS, R.; TESTER, M. Mechanisms of salinity tolerance. **Annual. Review of Plant Biology**, v. 59, p. 651-681, 2008. Disponível em: <http://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev.arplant.59.032607.092911?journalCode=arplant>. Acesso em: 15 dez. 2013.

NIAZ, M.; RASUL, E. Aquatic macrophytes as biological indicators for pollution management studies. IV: Effects of salts present in factory effluent water on chemical and biochemical composition of *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes*. **Pakistan Journal of Biological Sciences**, v.1, n.3, p.332-334, 1998. Disponível em: <http://scialert.net/abstract/?doi=pjbs.1998.332.334>. Acesso em: 02 jan. 2014.

OLIVEIRA, C. As estruturas de controle e a redução das cargas difusas. **Revista de Ciências Exatas e Tecnologia**. Anhanguera, v. 4, n. 4, p. 39-57, 2009. Disponível em: <http://www.sare.unianhanguera.edu.br/index.php/rcect/article/view/1157/948>. Acesso em: 11 mar. 2012.

PAGANINI, W.S.; QUEVEDO, C.M.G. **A ferramenta de produção mais limpa e a gestão do fósforo no meio ambiente**. In: INTERNATIONAL WORKSHOP - ADVANCES IN CLEANER PRODUCTION, 3, "Cleaner production initiatives and challenges for a sustainable world". São Paulo, maio, 2011. Disponível em: http://www.advancesincleanerproduction.net/third/files/sesoes/4B/8/Quevedo_CMG%20-%20Paper%20-%204B8.pdf. Acesso em: 24 jun. 2013.

PAGLIA, E.C. et al. Doses de potássio na lixiviação do solo com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.11, n.1, p. 94-100, 2007. Disponível em: <http://www.agriambi.com.br>. Acesso em: 27 out. 2013.

PEARSON, K.E. **Salinity, sodicity and flooding tolerance of selected plant species of the Northern Cheyenne Reservation**. 2005. Information Highlight for the General Public. College of Agriculture / Montana State University. Disponível em: http://waterquality.montana.edu/docs/methane/cheyenne_highlight.shtml. Acesso em: 15 dez. 2013.

PEDRALLI, G. Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade da água: alternativas para usos múltiplos de reservatórios. In: THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: EDUEM, 2003. Cap. 8. p.171-188.

PEREIRA, R.S. Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos. **Revista Eletrônica de Recursos Hídricos**. Porto Alegre/RS: IPH – UFRGS, v.1, n.1 p. 20-36, jul/dez. 2004. Disponível em: <http://www.abrh.org.br/informacoes/rerh.pdf>. Acesso em: 02 mar. 2012.

PERPETUO, E.A. **Parâmetros de caracterização da qualidade das águas e efluentes industriais**. CEPEMA, USP. 74 p. 2011. Disponível em: <http://www.cepema.usp.br/wp-content/uploads/2011/06/8-Par%C3%A2metros-de-caracteriza%C3%A7%C3%A3o-da-qualidade-das-aguas-e-efluentes-industriais.pdf>. Acesso em: 02 jan. 2014.

PETRUCIO, M.M.; ESTEVES, F.A. Influence of photoperiod on the uptake of nitrogen and phosphorus in the water by *Eichhornia crassipes* and *Salvinia auriculata*. **Revista Brasileira de Biologia**, v.60, n.3, p. 373-379, 2000. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/rbbio/v60n3/3924.pdf>. Acesso em: 20 abr.2012.

PISTORI, R.E.T. **Crescimento das macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, *Pistia stratiotes* L. e *Salvinia molesta* (Mitchell) em diferentes concentrações de nutrientes**. 2009. 79 f. Tese (Doutorado) - Centro de Aqüicultura, Universidade Estadual Paulista, UNESP.

PIVELI, R.P.; KATO M.T. **Qualidade das águas e poluição**: aspectos físico-químicos. 1. ed. São Paulo: ABES, 2005.

POMPÊO, M.L.M. Hidroponia e as macrófitas aquáticas. In: SEMINÁRIO REGIONAL ECOLOGIA, 8, 1996. São Carlos. **Anais...** São Carlos, SP, 1996, p. 73-80. Disponível em: <<http://vivimarc.sites.uol.com.br/hidroponia.htm>>. Acesso em: 25 abr. 2012.

POMPÊO, M.L.M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. **Oecologia Australis**. América do Norte, v.12, n.3 p.406-424, 2009. Disponível em: <HTTP://www.oecologiaaustralis.org/ojs/index.php/oa/article/view/114/40>. Acesso em: 11jul. 2012.

POMPÊO, M.L.M.; MOSCHINI-CARLOS, V. **Macrófitas aquáticas e perifíton**: aspectos metodológicos e ecológicos. São Carlos: RiMa Editora - FAPESP, 2003. 134p.

POTT, V.J.; POTT, A. **Plantas aquáticas do Pantanal**. Brasília: Embrapa, 2000.

POTT, V.J.; POTT, A. Dinâmica da vegetação aquática do Pantanal. In: THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: EDUEM, 2003. Cap. 6. p.145-162.

PRATES, H.S.; LAVRES JUNIOR, J.; MORAES, M.F. **O enxofre com nutriente e agente de defesa contra pragas e doenças**. Informações Agrônômicas, n.115, 2006.

RESENDE, A.V. **Agricultura e qualidade da água**: contaminação da água por nitrato. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2002.

RIBEIRO, G.M.; MAIA, C.E.; MEDEIROS, J.F. Uso da regressão linear para estimativa da relação entre a condutividade elétrica e a composição iônica da água de irrigação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 09, n. 01, p. 15-22, 2005. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/rbeaa/v9n1/v9n1a03.pdf>. Acesso em: 16 jan. 2012.

RODRIGUES, C.R.F. et al. Transporte e distribuição de potássio atenuam os efeitos tóxicos do sódio em plantas jovens de pinhão-manso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.36, n.1, p. 223-232, jan/fev., 2012. Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=180222278023>. Acesso em: 02 jan. 2014.

SAIA, F.T.; BIANCHINI JUNIOR, I. Modelo do crescimento e senescência de *Salvinia auriculata* em condições de laboratório. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8., 1998, São Carlos. **Anais...** São Carlos: PPG-ERN. UFSCar, 1998. v. 3, p. 1331-1342.

SALATI, E.; FILHO, E.S.; SALATI, E. Utilização de sistemas de wetlands construídas para tratamento de águas. Piracicaba/S.P. 2009. Disponível em:

<http://www.ambiente.sp.gov.br/wp/pactodasaguas/files/2011/07/sistema-wetlands.pdf>. Acesso em 11 mar. 2012.

SAWYER, C.N.; McCARTY, P.L.; PARKIN, G.F. **Chemistry for environmental engineering**. 4. ed. New York. McGraw-Hill Book Company, 1994.

SCHNEIDER, I.A.H.; RUBIO, J. **Plantas aquáticas: adsorventes naturais para a melhoria da qualidade das águas**. XIX Prêmio Jovem Cientista – Água: Fonte de Vida, 2003. Disponível em: http://www.ufrgs.br/ltm/attachments/115_Ivo-Trabalho1.pdf. Acesso em: 02 abr. 2013.

SETTI, A.A. et al. **Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos**. 2. ed. Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica, Superintendência de Estudos e Informações Hidrológicas, 2000. Disponível em: http://www.comitepcj.sp.gov.br/download/livro_Introd-Gerenc-Rec-Hidr.pdf. Acesso em: 16 jan. 2012.

SEZERINO, P.H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. 2006. 176 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

SHUTES, R.B.E. Artificial wetlands and water quality improvement. **Environment International**, v.26, n.5/6, p.441-447, 2001.

SILVA, A.B. **Avaliação da produção de odor na estação de tratamento de esgoto Paranoá e seus problemas associados**. 2007. 132 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Brasília, Brasília.

SILVA, C.J.; ESTEVES, F.A. Biomass of three macrophytes in the Pantanal of the Mato Grosso, Brazil. **International Journal of Ecology and Management Sciences**, v.19, p.11-23, 1993.

SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2011**. Brasília: MCIDADES.SNSA, 2013. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/PaginaCarrega.php?EWRErterterTERTer=101>. Acesso em: 22 set. 2013

SOUSA, M.A. et al. Pteridófitas no Estado da Paraíba, Brasil: Salviniaceae. **Revista Nordestina de Biologia**. Paraíba, v.15, n.2, p. 11-16, 2001. Disponível em: <http://www.biblionline.ufpb.br/ojs/index.php/revnebio/article/view/2581>. Acesso em: 06 jun. 2013.

SRIVASTAV, R.K. et al. Treatment of chromium and nickel in wastewater by using aquatic plants. **Water Research**, v.28, n.7, p. 1631-1994, 1994. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0043135494902313>. Acesso em: 16 jun. 2013.

TAVARES, K.S. **A comunidade de macrófitas aquáticas em reservatórios do médio e baixo Rio Tietê (SP) e em lagoas da bacia do médio Rio Doce (MG)**.

2003. 123 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP.

UCKER, F.E.; ALMEIDA, R.A.; KEMERICH, P.D.C. Remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário em um sistema de alagados construídos utilizando o capim vetiver. **Revista Ambiente & Água**, v.7, n.3, p.87-98, 2012. Disponível em: <http://www.ambi-agua.net/seer/index.php/ambi-agua/article/view/925>. Acesso em: 21 nov. 2013.

VAN DE GRAAF, A.A. ET AL. Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing micro-organisms in a fluidized bed reactor. **Microbiology**, v.142, n.8, p.2187-2196, 1996. Disponível em: <http://mic.sgmjournals.org/content/142/8/2187.short>. Acesso em: 05 dez. 2013.

VAN HAANDEL, A.; KATO, M.; VON SPERLING, M. Remoção biológica de nitrogênio: aplicações para sistema de lodo ativado. In: MOTA, F.S.B.; VON SPERLING, M. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2009. cap. 6, p. 175.

VIANA, E.M.; KIEHL, J.C. Doses de nitrogênio e potássio no crescimento do trigo. **Bragantina**, v. 69, n. 4, p. 975-982, 2010. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/brag/v69n4/v69n4a24.pdf>. Acesso em: 27 out. 2013.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 1996.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005.

VON SPERLING, M. et al. Impacto dos nutrientes do esgoto lançado em corpos de água. In: MOTA, F.S.B.; VON SPERLING, M. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2009. Cap. 2, p. 26.

VYMAZAL, J. Removal of phosphorus via harvesting of emergent vegetation in constructed wetlands for wastewater treatment. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS, 6, AND INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 9, Avignon. **Proceedings...** Avignon: IWA/Astee, 2004.

WEIRICH, C.E. **Influencia da temperatura sobre plantas aquáticas em pós-tratamento de efluentes da suinocultura**. 2009. 60 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Marechal Cândido Rondon, PR.

ZANELLA, L. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: wetlands construídos utilizando brita e bambu como suporte**. 2008. 106 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.