

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E
AMBIENTAL**

MARINA GADENS BERTON ZAIKA

**PARÂMETROS DE TRATABILIDADE EM SISTEMAS DE ALAGADOS
CONSTRUÍDOS APLICADO AO REUSO DE RESÍDUOS DE DESSALINIZAÇÃO**

**PONTA GROSSA
2018**

MARINA GADENS BERTON ZAIKA

**PARÂMETROS DE TRATABILIDADE EM SISTEMAS DE ALAGADOS
CONSTRUÍDOS APLICADOS AO REUSO DE RESÍDUOS DE DESSALINIZAÇÃO**

Dissertação apresentada para a obtenção do título de mestre na Universidade Estadual de Ponta Grossa, Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental, área de Concentração Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Marcos Rogério Széliga.

Co-orientadora: Dra. Ana Carolina Barbosa Kummer

**PONTA GROSSA
2018**

Ficha Catalográfica
Elaborada pelo Setor de Tratamento da Informação BICEN/UEPG

Zaika, Marina Gadens Berton
221 Parâmetros de tratabilidade em sistemas
de Alagados construídos aplicados ao reuso
de resíduos de dessalinização/ Marina
Gadens Berton Zaika. Ponta Grossa, 2018.
118f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia
Sanitária e Ambiental - Área de
Concentração: Saneamento Ambiental e
Recursos Hídricos), Universidade Estadual
de Ponta Grossa.

Orientador: Prof. Dr. Marcos Rogério
Széliga.

Coorientadora: Profª Drª Ana Carolina
Barbosa Kummer.

1.Tratamento de efluente. 2.Concentrado
salino. 3.Alagados construídos. 4.Capim-
elefante (Pennisetum purpureum). 5.Reúso.
I.Széliga, Marcos Rogério. II. Kummer,
Ana Carolina Barbosa. III. Universidade
Estadual de Ponta Grossa. Mestrado em
Engenharia Sanitária e Ambiental. IV. T.

CDD: 628.3

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

Título da Dissertação: **"PARÂMETROS DE TRALABILIDADE EM SISTEMAS DE ALAGADOS CONSTRUÍDOS APLICADO AO REÚSO DE RESÍDUOS DE DESSALINAÇÃO"**

Nome: **Marina Gadens Berton Zaika**

Orientador: **Prof. Dr. Marcos Rogério Szeliga**

Aprovado pela Comissão Examinadora:



Professor Dr. Marcos Rogério Szeliga
Universidade Estadual de Ponta Grossa - UEPG



Professora Dra. Giovana Katie Wiecheteck
Universidade Estadual de Ponta Grossa - UEPG



Professora Dra. Luiza Campos
University College London - UCL

Ponta Grossa, 10 de abril de 2018.

Dedico a Deus e a minha família que sempre estiveram ao meu lado.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus que me deu força, saúde e perseverança para realizar este trabalho.

A Fundação Capes e Fundação Araucária pela concessão da bolsa de estudos durante o primeiro ano do Mestrado.

Ao meu orientador professor Dr. Marcos Rogério Szeliga e a minha co-orientadora Dra. Ana Carolina Barbosa Kummer pela oportunidade, apoio, por compartilharem os seus conhecimentos para a realização deste estudo, pela boa vontade, demonstração de grandeza de caráter, pela participação nas montagens do sistema, plantio das mudas, e análises químicas das amostras, análises estatísticas.

Ao meu esposo Willian Roger Zaika que foi fundamental no desenvolvimento do experimento, colaborando com a montagem dos sistemas e coleta das mudas de capim-elefante, além de sua paciência com minhas crises de estresses.

A professora Dra. Giovana Wiecheteck, pela cooperação com o projeto, incentivo e reconhecimento de sua inserção no contexto dos estudos de dessalinização desenvolvidos pela Universidade Estadual de Ponta Grossa, University of North Texas, University College London e Sanepar.

Aos professores Dr. Miguel Acevedo e Dr. Gabriel Carranza, da University of North Texas e a Dra. Luiza Campos da University College London, que com a indicação da professora Dra. Giovana Wiecheteck, me aceitaram em seu grupo de pesquisa compartilharam seus conhecimentos.

Agradeço ao US State Department e British Council pelo apoio financeiro, na compra de materiais e aparelhos básicos, para o desenvolvimento da pesquisa.

A meus amigos Guilherme Sandaka, Tatiane Bovarti, Ana Carolina M. Rodrigues, Gustavo Simoneli, que me ajudaram na montagem dos sistemas, nas análises laboratoriais e sempre estiveram ao meu lado me apoiando.

Aos laboratoristas Cícero Wislei Fernandes Guerellus, Karollyne Ternoski, a Meiryellen Cristina de Paula Vargas e Dra. Mariele Jungles pela ajuda nas análises no laboratório de Saneamento. A Bruna Cherobim Delfrate pelas avaliações biométricas das plantas dos sistemas de alagados construídos.

Aos meus pais e a todos aqueles que acreditaram em mim.

Muito obrigado.

RESUMO

A pesquisa teve como objetivo a avaliação dos parâmetros de tratabilidade, designados assim, como as variáveis, fatores, configurações hidráulicas e de operação, que por hipótese, potencialmente oferecessem influência no processo de melhoria da qualidade da água residuária (concentrado salino) decorrente da dessalinização por ultrafiltração e osmose reversa, através da aplicação de Sistemas Alagados Construídos, cultivados com capim-elefante (*Pennisetum purpureum*, Schum.). Os estudos foram conduzidos em escala de bancada, dentro de uma estufa agrícola semi-climatizada. Foram confeccionadas doze unidades experimentais, e estabelecidos quatro configurações de tratamento com três repetições cada, operadas e monitoradas durante cinco meses, variando em função da operação do sistema, se de fluxo contínuo ou de regime estático, e também no tempo de detenção hidráulica de três ou quatro dias. Amostras de água foram coletadas na entrada e na saída de cada unidade, e foram analisados em laboratório para a caracterização físico-química e monitoramento dos parâmetros: pH, alcalinidade, oxigênio dissolvido, turbidez, salinidade, dureza, cálcio, cloretos, sulfatos, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais e demanda química de oxigênio. Os resultados foram submetidos à análise de variância e teste de Tukey, em nível de 95% de confiança, utilizando-se o programa estatístico SISVAR. Os sistemas que foram submetidos ao regime estático, com tempo de detenção hidráulica de quatro dias, nas três primeiras semanas de operação, mostraram ser mais eficientes na remoção média de salinidade (53,1%), dureza (69,2%), cálcio (66,7%), cloreto (44,5%), condutividade elétrica (40,7%) e sólidos dissolvidos totais (86,7%). A planta conseguiu absorver 0,25% do íon sódio pelas suas raízes para a sua nutrição, segundo resultados de ensaio de microscopia eletrônica.

PALAVRAS-CHAVE: Tratamento de efluente, concentrado salino; alagados construídos; capim- elefante (*Pennisetum purpureum*); reúso, sustentabilidade.

ABSTRACT

The aim of this research was to evaluate the treatability parameters, which were defined as variables, factors, hydraulic and operating configurations, which, by hypothesis, could potentially influence the process of improving the quality of wastewater (brine) resulting from desalination by ultrafiltration and reverse osmosis, through the application of Constructed Flooded Systems, cultivated with elephantgrass (*Pennisetum purpureum*, Schum.). The studies were conducted on bench scale, within a semi-heated agricultural greenhouse. Twelve experimental units were established, and four treatment configurations were established with three replicates each, operated and monitored for five months, varying according to the operation of the system, whether continuous or static, and also in the hydraulic holding time of three or four days. Samples of water were collected at the entrance and exit of each unit, and were analyzed in the laboratory for the physico-chemical characterization and monitoring of parameters: pH, alkalinity, dissolved oxygen, turbidity, salinity, hardness, calcium, chlorides, sulfates, conductivity total dissolved solids and chemical oxygen demand. The results were submitted to analysis of variance and Tukey's test, at a 95% confidence level, using the statistical program SISVAR. The systems that were submitted to the static regime, with hydraulic detention time of four days, during the first three weeks of operation, showed to be more efficient in the average removal of salinity (53.1%), hardness (69.2%), calcium (66.7%), chloride (44.5%), electrical conductivity (40.7%) and total dissolved solids (86.7%). The plant was able to absorb 0.25% of the sodium ion by its roots for its nutrition, according to results of the electron microscopy.

KEYWORDS: Effluent treatment, brine; wetlands; Elephant grass (*Pennisetum purpureum*); reuse, sustainability.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1	- Foto do capim elefante	35
Figura 2	- Corte esquemático dos sistemas de alagados construídos em escala de bancada	41
Figura 3	- Sistemas de alagados construídos instalados na área experimental.....	42
Figura 4	- Fluxo do sistema horizontal	43
Figura 5	- Fluxo do sistema vertical	44
Figura 6	- Fotos das fases de plantio das mudas no experimento.....	45
Figura 7	- Distribuição do efluente nos sacs- sequência do tratamento	47
Figura 8	- Diagrama de posicionamento dos componentes na bancada de ensaios.....	50
Figura 9	- Variação dos valores médios do ph nos efluentes dos sacs, avaliados durante doze semanas de monitoramento	56
Figura 10	- Variação dos valores médios de oxigênio dissolvido nos efluentes dos SACs, avaliados durante doze semanas de monitoramento.....	58
Figura 11	- Eficiência média de remoção de OD, entre os tratamentos a cada semana de operação dos SACs	60
Figura 12	- Variação dos valores médios de turbidez nos efluentes dos SACs, avaliados durante doze semanas de monitoramento	61
Figura 13	- Eficiência média de remoção de turbidez (%) entre os tratamentos	63
Figura 14	- Variação dos valores médios de alcalinidade nos efluentes dos SACs, avaliados durante doze semanas de monitoramento	64
Figura 15	- Aumento de alcalinidade (%) dos efluentes, entre os tratamentos, com relação ao afluente	65
Figura 16	- Variação dos valores médios de salinidade em psu nos efluentes dos SACs, avaliados durante doze semanas de monitoramento	66
Figura 17	- Eficiência média de remoção de salinidade, entre os tratamentos a cada semana de operação dos SACs	68
Figura 18	- Variação dos valores médios de dureza em mg.L ⁻¹ de CaCO ₃ nos efluentes dos SACs, avaliados durante doze semanas de monitoramento	69
Figura 19	- Eficiência média de remoção de dureza, entre os tratamentos a cada semana de operação dos SACs	70

Figura 20	- Variação dos valores médios de cálcio nos efluentes dos SACs, avaliados durante doze semanas de monitoramento	71
Figura 21	- Eficiência média de remoção de cálcio, entre os tratamentos em cada semana de operação dos SACs	73
Figura 22	- Variação dos valores médios de cloretos nos efluentes dos SACs, avaliados durante doze semanas de monitoramento	73
Figura 23	- Eficiência média de remoção de cloreto, entre os tratamentos a cada semana de operação dos SACs	75
Figura 24	- Variação dos valores médios de sulfato nos efluentes dos sacs, avaliados durante doze semanas de monitoramento	76
Figura 25	- Eficiência média de remoção de sulfato, entre os tratamentos em cada semana de operação dos SACs	78
Figura 26	- Variação dos valores médios de condutividade elétrica nos efluentes dos SACs, avaliados durante doze semanas de monitoramento	78
Figura 27	- Eficiência média de remoção de CE, entre os tratamentos a cada semana de operação dos SACs	80
Figura 28	- Eficiência média de remoção de condutividade elétrica (%) entre os tratamentos	81
Figura 29	- Variação dos valores médios sólidos dissolvidos totais em mg.L^{-1} nos efluentes dos SACs, avaliados durante doze semanas de monitoramento	82
Figura 30	- Eficiência média de remoção de SDT, entre os tratamentos a cada semana de operação dos SACs	83
Figura 31	- Variação dos valores médios de DQO nos efluentes dos SACs, avaliados durante doze semanas de monitoramento	84
Figura 32	- Eficiência média de remoção de DQO, entre os tratamentos a cada semana de operação dos SACs	86
Figura 33	- Vista geral dos 12 SACs em escala de bancada no dia 17 de abril de 2017	87
Figura 34	- Vista dos 12 SACs vegetados no dia 4 de agosto de 2017	87
Figura 35	- Leito do SAC T1R2 (tratamento T1 repetição R2) ao longo do tempo, cultivado com capim-elefante	88
Figura 36	- Taxa de crescimento semanal relativo para altura de plantas	89
Figura 37	- Imagem de microscopia eletrônica da raiz do capim-elefante virgem	91

Figura 38	-	Peso percentual dos elementos químicos detectados na microscopia eletrônica para raiz virgem.....	91
Figura 39	-	Imagem de microscopia eletrônica da raiz do capim-elefante que foi cultivada no SAC T1R3 (tratamento T1 repetição 3)	92
Figura 40	-	Imagem de microscopia eletrônica da raiz do capim-elefante que foi cultivada no SAC T2R2 (tratamento T2 repetição 2)	92
Figura 41	-	Imagem de microscopia eletrônica da raiz do capim-elefante que foi cultivada no SAC T3R2 (tratamento T3 repetição 2)	93
Figura 42	-	Imagem de microscopia eletrônica da raiz do capim-elefante que foi cultivada no SAC T4R2 (tratamento T2 repetição 2)	94
Figura 43	-	Peso percentual dos elementos químicos (média dos tratamentos T1, T2, T3 e T4) detectados na microscopia eletrônica para as raízes que passaram pelos sistemas de alagados construídos	94
Figura 44	-	Peso percentual dos elementos químicos (média dos tratamentos T1, T2, T3 e T4) detectados na microscopia eletrônica para as raízes que passaram pelos sistemas de alagados construídos	95

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	- Características dos concentrados gerados por processo de separação por membranas	26
Tabela 2	- Tratamentos estudados	40
Tabela 3	- Características do rejeito salino	46
Tabela 4	- Parâmetros físico-químicos analisados no rejeito salino que abastece o sistema e após a passagem pelos SACs	48
Tabela 5	- Parâmetros analisados e suas frequências	48
Tabela 6	- Resultados da caracterização do afluente usado na alimentação dos sistemas	53
Tabela 7	- Temperatura e Umidade relativa do ar na estufa nas semanas de monitoramento dos SACs	55
Tabela 8	- Análise de variância para a variável pH ao longo das 12 semanas de operação	57
Tabela 9	- Médias de pH em função dos tratamentos empregados	57
Tabela 10	- Médias de pH em função das semanas de monitoramento	57
Tabela 11	- Análise de variância para a variável OD ao longo das 12 semanas de operação	59
Tabela 12	- Médias de OD em função dos tratamentos empregados	59
Tabela 13	- Médias de OD em função das semanas de monitoramento	60
Tabela 14	- Análise de variância para a variável turbidez ao longo das 12 semanas de operação	62
Tabela 15	- Médias de turbidez em função dos tratamentos empregados	62
Tabela 16	- Médias de turbidez em função das semanas de monitoramento	62
Tabela 17	- Análise de variância para a variável alcalinidade ao longo das 12 semanas de operação	64
Tabela 18	- Médias de alcalinidade em função dos tratamentos empregados	64
Tabela 19	- Médias de alcalinidade em função das semanas de monitoramento	65
Tabela 20	- Análise de variância para a variável salinidade ao longo das 12 semanas de operação	67

Tabela 21 - Médias de salinidade em função dos tratamentos empregados	67
Tabela 22 - Médias de salinidade em função das semanas de monitoramento	67
Tabela 23 - Análise de variância para a variável Dureza ao longo das 12 semanas de operação	69
Tabela 24 - Médias de dureza em função dos tratamentos empregados	69
Tabela 25 - Médias de Dureza em função das semanas de monitoramento.....	70
Tabela 26 - Análise de variância para a variável cálcio ao longo das 12 semanas de operação	72
Tabela 27 - Médias de cálcio em função dos tratamentos empregados	72
Tabela 28 - Médias de cálcio em função das semanas de monitoramento.....	72
Tabela 29 - Análise de variância para a variável cloretos ao longo das 12 semanas de operação	74
Tabela 30 - Médias de cloretos em função dos tratamentos empregados	74
Tabela 31 - Médias de cloretos em função das semanas de monitoramento	74
Tabela 32 - Análise de variância para a variável sulfato ao longo das 12 semanas de operação	76
Tabela 33 - Médias de sulfatos em função dos tratamentos empregados	77
Tabela 34 - Médias de sulfatos em função das semanas de monitoramento.....	77
Tabela 35 - Análise de variância para a variável CE ao longo das 12 semanas de operação	79
Tabela 36 - Médias de CE em função dos tratamentos empregados.....	79
Tabela 37 - Médias de CE em função das semanas de monitoramento	80
Tabela 38 - Análise de variância para a variável SDT ao longo das 12 semanas de operação	82
Tabela 39 - Médias de SDT em função dos tratamentos empregados	82
Tabela 40 - Médias de SDT em função das semanas de monitoramento.....	83
Tabela 41 - Análise de variância para a variável DQO ao longo das 12 semanas de operação	85
Tabela 42 - Médias de DQO em função dos tratamentos empregados	85

Tabela 43 - Médias de DQO em função das semanas de monitoramento	85
Tabela 44 - Comparativo da eficiência de remoção entre os tratamentos testados (T1, T2, T3 e T4) durante a terceira semana de operação	97

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação (1).....	24
Equação (2).....	36

LISTA DE SIGLAS

Al	Alumínio
CE	Condutividade Elétrica
Cl	Cloro
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DAE	Dias após a emergência
DAP	Dias após o plantio
DAT	Dias após o transplante
DBC _r	Delineamento em Blocos Casualizados com Repetições
DQO	Demanda química de Oxigênio
ETA	Estação de Tratamento de Água
K	Potássio
MEV	Microscopia eletrônica de varredura
MF	Microfiltração
N	Nitrogênio
NF	Nanofiltração
NTU	<i>Nephelometric Turbidity Unity</i>
O	Oxigênio
OD	Oxigênio Dissolvido
OR	Osmose Reversa
P	Fósforo
PAD	Programa Água Doce
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
PEBD	Polietileno Transparente de Baixa Densidade
pH	Potencial hidrogeniônico
PSU	<i>Practical Salinity Unit</i> - Unidade de Salinidade Prática
PVC	Policloreto de Vinila.
R1	Repetição 1
R2	Repetição 2
R3	Repetição 3
R4	Repetição 4
SACs	Sistemas de Alagados Construídos
SANEPAR	Companhia de Saneamento do Paraná
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
Si	Silício
T1	Tratamento 1
T2	Tratamento 2
T3	Tratamento 3
T4	Tratamento 4
TDH	Tempo de Detenção Hidráulico
UEPG	Universidade Estadual de Ponta Grossa
UF	Ultrafiltração
WHO	World Health Organization

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	17
1.1	OBJETIVO GERAL	18
1.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	19
2.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	20
2.1	A IMPORTÂNCIA DA ÁGUA E SITUAÇÃO NO PLANETA	20
2.2	DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA NO BRASIL.....	20
2.3	A ESCASSEZ E DESPERDÍCIO DE ÁGUA NO MUNDO	21
2.4	DESSALINIZAÇÃO COMO ALTERNATIVA DE TRATAMENTO DE ÁGUA	22
2.5	DESSALINIZAÇÃO POR ULTRAFILTRAÇÃO E OSMOSE REVERSA.....	23
2.6	REJEITO SALINO	24
2.6.1.	Composição química do rejeito salino	25
2.6.2.	Principais métodos para destinação do rejeito salino e princípios básicos de funcionamento	26
2.6.3	Destino do rejeito salino no mundo.....	28
2.6.4	Destino do rejeito salino no Brasil	29
2.7	ÁREAS ALAGADAS NATURAIS.....	30
2.8	SISTEMAS DE ALAGADOS CONSTRUÍDOS	30
2.8.1	Classificação dos sistemas de alagados construídos pelo seu escoamento	32
2.8.2	Material filtrante.....	34
2.8.3	Espécie Vegetal	34
2.8.4	A espécie vegetal da pesquisa: capim-elefante	35
2.8.5	Tempo de detenção hidráulico (TDH)	36
2.9	USOS DA ÁGUA E REQUISITOS DE QUALIDADE.....	37
2.9.1.	Indicadores físicos de qualidade da água	37
2.9.2	Indicadores químicos de qualidade da água	38
2.9.3	Qualidade da água segundo a Resolução CONAMA 357/2005	39
3.	METODOLOGIA	40
3.1	LOCALIZAÇÃO DO EXPERIMENTO	40
3.2	O SISTEMA DE TRATAMENTO AVALIADO	40
3.2.1	Composição do sistema.....	41
3.2.2	Parâmetros de operação do sistema.....	41
3.3	IMPLANTAÇÃO DO SISTEMA.....	44
3.4	ESCOLHA DA ESPÉCIE	45
3.5	ORIGEM E CARACTERÍSTICAS DO REJEITO SALINO	46
3.6	DESCRIÇÃO DO TRATAMENTO E OPERAÇÃO	46

3.7	AMOSTRAGEM E ANÁLISES LABORATORIAIS	47
3.7.1	Análise na água - afluentes e efluentes	47
3.7.2	Análise nas plantas	48
3.7.3	Microscopia eletrônica de varredura	48
3.8	MEDIÇÕES MICROMETEROLÓGICAS.....	49
3.9	ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS.....	49
3.9.1	Interpretação dos dados	50
3.9.2	ANOVA	51
3.9.3	SISVAR e Teste de Tukey	51
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
4.1	CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE	53
4.2	CONDIÇÃO DO AMBIENTE – TEMPERATURA E UMIDADE RELATIVA DO AR.....	54
4.3	DESEMPENHO DOS SACs - CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES	55
4.3.1	Potencial hidrogeniônico (pH)	56
4.3.2	Oxigênio dissolvido (OD)	58
4.3.3	Turbidez	61
4.3.4	Alcalinidade	64
4.3.5	Salinidade	66
4.3.6	Dureza	68
4.3.7	Cálcio	71
4.3.8	Cloretos	73
4.3.9	Sulfato	76
4.3.10	Condutividade elétrica (CE).....	78
4.3.11	Sólidos dissolvidos totais (SDT)	81
4.3.12	Demanda química de oxigênio (DQO).....	84
4.4	ADAPTAÇÃO E DESENVOLVIMENTO DAS VEGETAÇÕES	86
4.5	CARACTERIZAÇÃO DE AMOSTRAS DE CAPIM-ELEFANTE POR MICROSCOPIA ELETRÔNICA.	90
4.6	COMPARAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO ENTRE OS RESULTADOS DOS SACS DOS TRATAMENTOS T1, T2, T3 E T4.....	90
5	CONCLUSÃO	99
6	RECOMENDAÇÕES PARA FUTUROS TRABALHOS	101
	REFERÊNCIAS	103
	APÊNDICE A – CALENDÁRIO DE MONITORAMENTO DOS SACs.....	103
	APÊNDICE B - Resultados da qualidade da água do afluente e efluentes.....	105

1. INTRODUÇÃO

Ao longo do tempo, o crescimento populacional aliado aos usos múltiplos da água pelo homem vem contribuindo para o processo de degradação dos recursos hídricos o que provocou a redução de disponibilidade de água doce e causou inúmeros problemas de escassez em muitas regiões e países (PASSOLONGO *et al.*, 2001).

Neste contexto, faz-se necessário ampliar os conhecimentos às novas tecnologias que surgem para garantir a disponibilidade de água potável, principalmente em regiões que naturalmente sofrem com a escassez da mesma (MORILLO *et al.*, 2014).

A dessalinização de água é vista como uma das alternativas para solucionar o problema de abastecimento de água no mundo. Muitos países contam com unidades dessalinizadoras para garantir o acesso da população à água potável, como é o caso da Arábia Saudita, Israel, Emirados Árabes, Estados Unidos e Austrália. No Brasil é muito usada nos navios da Marinha (BRASIL, 2013), além de ser muito fomentada em regiões áridas e semiáridas, promovendo o tratamento de águas salobras de poços para o abastecimento de pequenas comunidades (EMBRAPA, 2017).

A dessalinização consiste em um processo físico-químico de retirada de sais da água, tornando-a doce (JIBRIL, IBRAHIM, 2001). Essa conversão da água salina em doce pode ser realizada por diferentes métodos, entre eles a osmose reversa, que é o mais conhecido e utilizado no Brasil (NUNES, DIAS e LIMA, 2012). Do processo de tratamento é gerado o permeado (água com concentração reduzida de minerais) e água residuária, denominada de rejeito salino, que possui concentração elevada de sais e com alto poder poluente. O descarte desse resíduo é um dos grandes dilemas da dessalinização, considerado como um problema ambiental (SOARES *et al.*, 2006).

Dentre as alternativas para descarte do rejeito salino, destacam-se: despejo no mar (EINAV, HARUSSI e PERRY, 2002), injeção em poços de grande profundidade (TORQUEMADA e LIZASO, 2009), sistemas de esgoto sanitário (MICKEY, 2004), sistemas hidropônicos ou de irrigação (SOARES, *et al.*, 2006), bacias de evaporação, redução de volume do rejeito por plantas aquáticas e bacias de percolação (PORTO *et al.*, 2001).

No Brasil, em geral, o rejeito não recebe qualquer tratamento, mesmo assim é despejado no solo por meio de irrigação e disposição oceânica, o que provoca acúmulo de sais nas camadas superficiais do terreno, e acarreta em impactos negativos ao ambiente (SOUSA NETO *et al.*, 2011). Por isso, muitas pesquisas buscam alternativas de tratamento para o rejeito salino de maneira a amenizar os efeitos adversos causados ao ambiente pelo descarte

inadequado desse resíduo. Como alternativa, surge o reúso agrícola, que visa o aproveitamento sustentável do concentrado salino (PORTO *et al.*, 2001).

O presente estudo faz parte do projeto *Implementing and monitoring a sustainable desalination pilot plant* que vem sendo desenvolvido na região de Praia de Leste, no litoral do Paraná, tendo como parceiros a Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), a *University of North Texas*, a *University College London* e a Universidade Estadual de Ponta Grossa.

A estação piloto de dessalinização por meio de ultrafiltração e osmose reversa, instalada em Praia de Leste, busca resolver o problema do tratamento da água salobra, à qual é resultante da intrusão de água do mar no Rio das Pombas, manancial de abastecimento. E para complementar o ciclo físico operacional da instalação piloto em termos de sustentabilidade foi proposto o gerenciamento do resíduo salino através de sistemas de alagados construídos (SACs) para o reúso do efluente final em atividades de aquicultura e irrigação.

Os sistemas de alagados construídos (do inglês *constructed wetlands*) trata-se de um processo natural, que aproveita os recursos disponíveis como a vegetação da própria região, não depende de máquina e não utiliza produtos químicos, não exige mão de obra especializada, é econômico, de fácil gerenciamento, pode ser incorporado à paisagem local e possui elevada eficiência de tratamento (ZANELA, 2008).

A simplicidade construtiva e operacional e elevada eficiência dos SACs pode ser de grande contribuição na melhoria das condições dos recursos hídricos e ambientais no Brasil. Estudos sobre sistemas de alagados construídos indicam que esta ecotecnologia permite a produção de águas de reúso e biomassa vegetal que pode ser comercializado gerando receita para o proprietário do sistema. Essa abordagem sobre a questão sanitária tem potencial de reverter a visão atual da sociedade sobre saneamento para uma visão em que os efluentes e resíduos transformam-se em matéria prima e recurso financeiro (QUEGE, ALMEIDA e UCKER, 2013). Outro grande fator de influência é o aspecto visual do sistema (SALATI, 2000) que pode ser concebido como uma obra de arte do paisagismo e ícone de marketing ambiental.

1.1 OBJETIVO GERAL

A presente pesquisa teve como objetivo geral avaliar os parâmetros de tratabilidade em sistemas de alagados construídos, cultivados com capim-elefante (*Pennisetum purpureum*, Schum.), aplicado ao reúso de resíduo salino de dessalinização por ultrafiltração e osmose reversa.

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Para alcançar o objetivo, essa pesquisa foi fundamentada nos seguintes itens:

- Instalar e monitorar sistemas de alagados construídos, vegetados com o capim-elefante (*Pennisetum purpureum*, Schum.), em escala de bancada, variando os tempos de detenção hidráulica (de três ou quatro dias) e bem como os regimes de operação (fluxo contínuo ou regime estático);
- Avaliar o efeito do tempo de detenção hidráulica e do regime de operação na eficiência do tratamento.
- Estudar a eficiência dos SACs por meio da caracterização físico-química da solução salina, tanto afluente quanto efluente;
- Relacionar a qualidade do efluente com a Resolução CONAMA 357/2005 para estabelecer os limites de aplicação, destino e reuso do efluente tratado.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 A IMPORTÂNCIA DA ÁGUA E SITUAÇÃO NO PLANETA

O ser humano depende da água para a sobrevivência, além de usar a água para suas funções vitais como todas as outras espécies de organismos vivos, utiliza os recursos hídricos para muitas atividades, como: produção de energia, navegação, lazer, recreação, produção de alimentos, desenvolvimento industrial, agrícola e econômico. A água é um elemento representativo de valores sociais e culturais, pode até ser motivo de guerra ou de solidariedade social entre os povos.

A quantidade de água na Terra é praticamente invariável há mais de 500 milhões de anos. Aproximadamente 75% da crosta terrestre é composta por água, o equivalente a 1,4 trilhões de km² de água distribuídos entre oceanos, rios, lagos, lençóis freáticos e aquíferos. No entanto, nem toda essa água está disponível para consumo humano. Deste total, 97,5% é água salgada e os 2,5% restantes, água doce (UNESCO-IHE, 2011).

A água doce é pouca, se comparada à água salgada, e o seu consumo cresce mais rápido do que o aumento da população devido ao seu uso crescente pelas indústrias e pela irrigação, sem contar com o desperdício. O consumo global está, atualmente, em torno de 4,5 trilhões de metros cúbicos por ano (PERONA, 2011).

Enquanto o uso da água cresce, seus mananciais continuam invariáveis em quantidade. O desequilíbrio entre demanda e oferta de água doce aumenta com o passar dos anos e preocupa vários países. A indústria, e a ciência já se encontram mobilizadas para combater o problema através de programas de combate ao desperdício, preservação das fontes hídricas e da natureza (CEPEA, 2017). Como também o governo, por meio das legislações dos recursos hídricos, reutilização das águas servidas e exploração do subsolo.

2.2 DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA NO BRASIL

O Brasil possui uma disponibilidade hídrica estimada em 35.732 m³. hab⁻¹.ano⁻¹, sendo considerado um país “rico em água”. Além disso, em relação ao potencial hídrico mundial, o Brasil possui em seu território 12% da água doce do mundo, sendo que 80% desse total encontra-se em rios da Amazônia (ANA, 2018). Isto significa que a distribuição natural desse recurso não é equilibrada, pois a região norte, representa apenas 5% da população brasileira. E as regiões próximas ao Oceano Atlântico possuem mais de 45% da população, e, no entanto, menos de 3% dos recursos hídricos do país (ANA, 2018).

A maior bacia hidrográfica do mundo é a da Bacia Amazônica, que abrange uma área de drenagem da ordem de 6.112.000 km², ocupando cerca de 42% da superfície do território brasileiro, se estendendo além da fronteira da Venezuela à Bolívia (Relatório ANNEL, 2007).

O Brasil, conta com reservas de águas subterrâneas, o aquífero Guarani distribuído através do país e o aquífero Alter do Chão na região norte do país. Mesmo com a abundância de reserva de água subterrânea, parte dessa água em algumas regiões apresenta grande salinidade, sendo desta forma imprópria para consumo (MACHADO, 2013).

2.3 A ESCASSEZ DE ÁGUA NO MUNDO

As preocupações com as condições ambientais, abrangem segmentos da esfera política, econômica e social, no tempo em que os problemas ambientais exigem reflexões sobre o uso dos recursos da natureza em todos os países, obrigando a repensar a questão da água, juntamente com os famosos erres: reduzir, reusar, reciclar, respeitar, que podem fazer uma enorme diferença em termos de custos e preservação ambiental.

A visão do Conselho Mundial da Água, criado em 1996 por entidades e cientistas do setor e sediado na França, é de que o crescimento populacional associado à industrialização e a crescente urbanização, provoca um aumento na demanda por água potável, sendo uma das mais sérias ameaças ao desenvolvimento e à paz no planeta.

De acordo com um levantamento global da Unicef e da World Health Organization (WHO), um terço da população mundial vive em países que sofrem com a falta d'água.

A Organização das Nações Unidas (ONU) estima que quando a população no planeta Terra chegar a 10 bilhões de habitantes, 45% deles não poderão contar com a porção mínima individual de água para necessidades básicas. Pois, ainda segundo a ONU, cada pessoa requer 50 litros diários de água, para beber, cozinhar, tomar banho e outras necessidades.

Mesmo com a realidade desses números, alguns especialistas consideram que a “ameaça iminente de escassez” é um equívoco. Como é o caso do geólogo Pedro Jacobi. Ele diz que “apesar de termos a impressão de que a água está desaparecendo, a quantidade de água na Terra é praticamente invariável há centenas de milhões de anos. O que muda é a sua distribuição e seu estado. A água somente passa a ser perdida para o consumo basicamente graças à poluição e à contaminação. São estes fatores que irão inviabilizar a reutilização, causando uma redução do volume de água aproveitável da Terra”.

A água está presente em quase todos os ambientes conhecidos, como na superfície, na atmosfera, nos aquíferos subterrâneos, nos seres vivos. Portanto, existem alternativas para

solucionar o abastecimento de água no mundo, entre elas destacam-se: a dessalinização das águas do mar e de aquíferos subterrâneos com salinidade elevada, captação das águas da chuva e tratamento de águas servidas, um exemplo é a planta de tratamento de água servida de Silicon Valley, na Califórnia, que através de microfiltragens sucessivas e de filtros de osmose reversa com desinfecção por ultravioleta a planta transforma a água poluída e os esgotos em água potável 100% pura (ARCHIBOLD, 2007).

Para Pedro Jacobi o valor pela água potável deverá crescer consideravelmente, pois existem países carentes que terão que valer-se de tecnologias caras ou importar água de países ricos. O Brasil, ainda segundo Jacobi, não deverá ter problema de falta de água se os governantes investiram adequadamente no gerenciamento, armazenagem, tratamento e distribuição das águas, assim como, evitar a poluição das águas deve ser considerada prioridade.

2.4 DESSALINIZAÇÃO COMO ALTERNATIVA DE TRATAMENTO DE ÁGUA

A dessalinização é um processo físico-químico de retirada de sais da água, para a produção de água doce (GREENLEE, 2009). Este processo ocorre desde o período das navegações, começando a ser utilizado em terra em meados do século XVIII nos EUA, Golfo Árabe e Caribe (SOUZA, 2006).

O processo de dessalinização é desenvolvido em instalações altamente dispendiosas de se manter, isto porque usam o processo de osmose reversa, em que grandes quantidades de energia são necessárias para bombear a água do mar através de finas membranas que filtram os sais dissolvidos (FREITAS, 2011). Apesar do alto custo, é uma tecnologia reconhecida como a que oferece a opção de processo mais efetivo atualmente disponível.

De sistemas de pequeno a grande porte, os sistemas de osmose podem ser utilizados tanto com água salobra como água do mar. Ao passar pelas membranas de osmose reversa, o fluxo divide-se em duas correntes compreendendo água purificada (permeado) e uma água com alta concentração de sais (rejeito salino) (SOUZA, 2006).

Para Fernandes *et al.* (2015) o processo de dessalinização pode ser uma solução dos problemas de abastecimento de água, mas o desenvolvimento do método em países subdesenvolvidos ainda deve ser aprimorado, bem como a reutilização do subproduto, água de rejeito, de maior salinidade que tem um poder altamente poluente e destrutivo para o meio ambiente.

Muitos países situados nos continentes Americano, Asiático e Europeu fazem uso das tecnologias de dessalinização da água do mar, responsável por grande parte da água potável disponível para a população local.

Em 1988, a Arábia Saudita construiu uma das maiores estações de dessalinização do mundo, onde água potável custava 4 vezes o valor do petróleo (SOUZA, 2006).

Em 2010, Israel inaugurou a maior usina de dessalinização por osmose reversa do mundo, na cidade de Hadera. Ela capta água do mar mediterrâneo e a torna potável, a usina chega a produzir 127 milhões de metros cúbicos de água por ano, o suficiente para abastecer um sexto da população israelense (ISRAEL 21, 2010).

No Brasil, foi a Petrobrás que iniciou o uso deste processo em virtude da necessidade de água potável para as plataformas marítimas (FREITAS, 2011).

O Governo Federal, por meio do Ministério do Meio Ambiente em parceria com instituições federais, estaduais, municipais e sociedade civil, criou em 2004 o Programa Água Doce (PAD), com objetivo de estabelecer uma política pública permanente de acesso à água de qualidade para o consumo humano, com cuidados técnicos, ambientais e sociais na implantação, recuperação e gestão de sistemas de dessalinização de águas salobras e salinas em 170 municípios do semiárido brasileiro (BRASIL, 2018).

2.5 DESSALINIZAÇÃO POR ULTRAFILTRAÇÃO E OSMOSE REVERSA

O sistema de ultrafiltração tem sido utilizado com maior frequência como um sistema de pré-tratamento em sistemas de dessalinização por osmose reversa, para água de captação superficial e de reuso (KRUGER, 2009). Para Fritzmann, *et al.* (2007) a ultrafiltração tem eficiência na remoção de partículas em suspensão e coloides da água do mar.

Na dessalinização por osmose reversa a água se move da condição de máximo potencial para a condição de mínimo potencial, procurando o estado de estabilização (LIBARDI, 2005).

Quando uma solução diluída é posta em contato com uma solução concentrada, ocorre a circulação dos íons em direção à solução diluída e à movimentação de água pura em direção à solução mais concentrada. A este fenômeno se dá o nome de difusão (SOARES *et al.*, 2006).

Quando a difusão é feita por meio de membrana semipermeável, a que admite passar a água, mas não os solutos, chama-se de osmose a saída da água pura em direção à água com elevada concentração de sais (SOARES *et al.*, 2006).

Para evitar a osmose é necessário ser aplicada uma pressão osmótica, a qual, é quantificada como a diferença de nível entre as duas soluções após se alcançar o equilíbrio (JUAN, 2000).

Para um processo de dessalinização, a intenção é aumentar o volume da água pura, portanto deve-se aplicar uma pressão a mais, superior à pressão osmótica, que seja capaz de superar o potencial osmótico da solução mais concentrada, fazendo sair dela água pura em direção à solução menos concentrada, neste caso a água pura se movimenta no sentido contrário ao natural, por isso o nome osmose reversa (SOARES *et al.*, 2006).

Para qualificar e quantificar as águas puras e rejeito pode-se utilizar a Equação 1 que determina o percentual de recuperação de água potável (%R), ou seja, quanto de água potável (Vp) se produz a partir de dado volume de água na alimentação do sistema (Va) (SOARES *et al.*, 2006).

$$\%R = \frac{Vp}{Va} * 100 \quad (1)$$

2.6 REJEITO SALINO

A tecnologia de membranas, trouxe inúmeras vantagens com relação aos processos convencionais de tratamento de água, como a redução do uso de produtos químicos se comparada à ETAs de clarificação por processos físico-químicos ou à desmineralização por troca iônica e a melhora da qualidade do produto final por meio da aplicação do conceito das múltiplas barreiras (PEIG e RAMOS, 2010).

Presume-se que a capacidade atual instalada de dessalinização no mundo seja superior aos 32 bilhões de litros por dia (WATSON, MORIN e HENTHORNE, 2003). Para Peig e Ramos (2010) este uso crescente de equipamentos de dessalinização de água salobra ou salgada por osmose reversa, pode chegar a volumes significativos devendo ser destinada de acordo com a legislação local vigente ou reaproveitada, para evitar riscos ambientais, pois quanto maior a eficiência de conversão da água bruta em água tratada, mais concentrado torna-se o rejeito ao mesmo tempo em que seu volume diminui.

Em determinados lugares, o rejeito pode chegar a 60% do volume original tornando seu descarte um problema ambiental, já que o mesmo pode causar danos ao meio ambiente (VALE e AZEVEDO, 2013), como por exemplo, a contaminação do solo e da água, tornando-os impróprios para determinadas atividades.

Em geral, nos países desenvolvidos, parte do rejeito é transportado para os oceanos que apresentam grande poder de diluição, ou são injetados em poços de grande profundidade (ANDERS *et al.*, 2013).

Segundo a resolução CONAMA n° 357, padrões de lançamento de efluentes em corpos d'água são estabelecidos baseados em concentrações de diferentes poluentes. Quanto mais eficiente o processo de separação por membranas, menor o volume de concentrado gerado, porém maior o teor de sólidos, eventualmente ultrapassando os limites da portaria. Todavia, surge a necessidade de ser disponibilizado de forma ambientalmente correta, pois quase sempre os cursos d'água e o solo são os principais meios para sua deposição. Então, outras alternativas estão sendo estudadas, como: bacias de evaporação; redução de volume do rejeito por plantas aquáticas; bacias de percolação e irrigação de plantas (BEZERRA, *et al.*, 2014).

Caracterizando corretamente o rejeito salino, torna-se possível encontrar uma destinação, tratamento ou reaproveitamento do mesmo.

2.6.1. Caracterização do rejeito salino

Para Peig e Ramos (2010) existe uma grande diversidade de aplicações e processos de membranas, e cada uma apresenta características exclusivas e específicas sendo praticamente impossível o estabelecimento de uma solução única e genérica, aplicável em qualquer caso. Mesmo assim, é possível separar os processos de membranas com base na fonte de origem, tecnologia adotada e à porcentagem de recuperação apontando diferentes alternativas de manejo, destinação ou tratamento para cada grupo.

O processo de dessalinização por membranas para tratamento de água podem ser divididos em dois grupos, os que removem sólidos em suspensão e coloides da água (microfiltração - MF, ultrafiltração - UF), e os que são capazes de remover compostos dissolvidos na água (osmose reversa - OR e a nanofiltração – NF). O primeiro grupo produz um volume de concentrado de acordo com o regime de operação, podendo ser intermitente em função de operações de retrolavagem ou contínuo no caso de operação com fluxo tangencial. Para o segundo grupo, sua aplicação é voltada para a dessalinização de água do mar, remoção de metais pesados, abrandamento, produção de água ultra-pura e para alimentação de sistemas de vapor (PEIG e RAMOS, 2010).

O rejeito salino pode ser caracterizado por sólidos dissolvidos totais (STD) e tem quantidades mínimas de produtos químicos adicionados ao processo. Em geral, a qualidade da água bruta determina a qualidade final do concentrado (AHAMED *et al.*, 2000).

A Tabela 1, relaciona os principais processos de separação por membranas com as fontes de água, a recuperação e frações de sólidos. Foi elaborada com base em recuperação usualmente utilizados em projetos de estações de tratamento, com finalidade de potabilidade, de acordo com a base de dados de sistemas instalados fornecidos pela Perenne Equipamentos e Sistemas de Água S/A para Peig e Ramos, (2010), e resultados da pesquisa de Juliano Penteado de Almeida (2017) para a mistura da água do mar com a água do Rio das Pombas em Praia de Leste - PR.

Tabela 1- Características dos concentrados gerados por processo de separação por membranas

Origem da água	Processo	Y	Sólidos Dissolvidos mg.L ⁻¹		Sólidos Suspensos mg.L ⁻¹	
			Alimentação	Concentrado	Alimentação	Concentrado
Mar	OR ¹	45%	36.000	64.800	0	0
Rio	UF/MF	95%	100	100	100	2000
Água salobra	OR ¹	80%	2.000	1.000	0	0
Mar+rio*	OR ¹	75%	1.491	5.192	0	0

* Mistura da água do Mar com a água do Rio das Pombas (DE ALMEIDA, 2017).

¹ Requer pré-tratamento por ultrafiltração.

Legenda: Y= recuperação de água.

Fonte: Adaptado de PEIG e RAMOS, 2010.

2.6.2. Principais métodos para destinação do rejeito salino e princípios básicos de funcionamento

O rejeito salino proveniente do dessalinizador, por osmose reversa, tem restrições de uso para diversas finalidades, como derramamentos em cursos d'água e no solo sem qualquer avaliação. Mas são várias as opções de descarte do rejeito, sendo necessário examinar as configurações locais (terra, compatibilidade das águas receptoras e distância), e as configurações regionais (leis estaduais, geologia, geografia e clima), assim como o volume de concentrado, os custos envolvidos e a opinião pública (MICKEY, 2004).

A emissão em águas marítimas é o método mais usado para destinação do rejeito da dessalinização. Porém este retorno ao mar pode prejudicar o funcionamento do ecossistema, em virtude da fragilidade do meio pelo poder de diluição dos oceanos. Mesmo que os custos desta destinação sejam relativamente baixos, deve-se atentar para o impacto sobre a vida aquática do ambiente marinho receptor (MICKEY, 2004).

A sua disposição direta nos solos provoca salinização, contribuindo na intensificação do processo de desertificação. Mas para Soares *et al.* (2006) é possível o lançamento do rejeito ao meio ambiente, desde que de forma correta, pois as áreas afetadas pelo despejo do rejeito podem ser manejadas com uso de culturas tolerantes a solos salinos.

As plantas com tolerância ao estresse salino funcionam como um dessalinizador biológico do solo (VALE e AZEVEDO, 2013). As halófitas, por exemplo, são plantas com capacidade de suportar altos níveis de salinidade do complexo solo-água e de acumular significativas quantidades de sais em seus tecidos. Dentre as halófitas, destaca-se a erva-sal (*Atriplex numulária*) (PORTO *et al.*, 2001).

De maneira semelhante, o capim-elefante (*Pennisetum purpureum*), é uma gramínea que apresenta tolerância moderada à salinidade, quando comparado com outras gramíneas forrageiras, além da grande capacidade de extração de nutrientes, com denso sistema radicular, e pouco susceptível a pragas e doenças (DANTAS, 2004).

A destinação do rejeito pela irrigação é aplicada para culturas ou na vegetação, mediante aspersores ou por superfície, em substituição à água de melhor qualidade. Contudo o manejo impróprio do solo pode causar um aumento da salinidade. As áreas irrigadas podem se tornar improdutivas, devido à má qualidade das águas de irrigação. Os limites de salinidade são determinados em função dos tipos de cultura, solo e clima. A irrigação com águas contendo sais dissolvidos em concentrações superiores a 2 kg.m^{-3} causam quedas consideráveis na produção agrícola (SOARES *et al.*, 2006).

Os critérios a serem adotados segundo Mickley *et al.* (1993) para o uso da irrigação por rejeito salino são: seleção do local, tratamento de pré-aplicação, taxas de carregamento hidráulico, requisitos de terra, técnicas de seleção de vegetação e controle de escoamento superficial.

As lagoas de evaporação no descarte do rejeito salino, são desenvolvidas para concentrar o efluente recebido e reduzir seu volume por evaporação. Ao projetar lagoas de evaporação, a seleção do local adequado é muito importante, pois as lagoas sem revestimento, localizadas em solos leves, podem vazar, resultando no movimento de sais para as águas subterrâneas, provocando a contaminação dos aquíferos de água potável. Há necessidade de revestimentos impermeáveis na sua execução como camadas compactadas de argila ou membranas sintéticas como PVC ou *Hypalon* (MICKLEY *et al.*, 1993). As bacias de evaporação, ao concentrar os resíduos salinos, também oferecem uma oportunidade para desenvolver medidas de recuperação de recursos como a criação de camarão, colheita de sal, ligação a tanques solares para geração de eletricidade (AHAMED *et al.*, 2000).

A utilização do rejeito na atividade de piscicultura com espécies de tilápia pode ser uma alternativa viável para a destinação do rejeito proveniente do processo de dessalinização. Algumas espécies e linhagens de tilápia são eurialinas, podendo ser cultivadas tanto em água doce como em água salobra ou salgada (KUBITZA, 2005).

O esgoto é outra opção de descarte do rejeito da dessalinização de águas salobras, entretanto esta destinação depende do volume e da composição do rejeito, pois pode prejudicar o tratamento do esgoto (MICKEY, 2004). Além disso, o rejeito salino pode sobrecarregar a capacidade existente do sistema de esgoto, assim como, a emissão do efluente (esgoto + rejeito), pode apenas deslocar o problema para longe do local de sua produção, motivo pelo qual os usuários a jusante são relutantes em aceitar o rejeito, até mesmo após sua diluição (GLENN, THOMPSON e MIYAMOTO, 1998).

Poços de injeção profunda também são usados para injetar resíduos líquidos em formações rochosas subsuperficiais porosas (profundidades variando de 330 – 2.600m) (AHAMED *et al.*, 2000). A seleção do local é o passo mais importante no desenvolvimento de um poço de injeção, e depende de condições geológicas e hidrogeológicas. Esses poços, por exemplo, não podem ser localizados em áreas vulneráveis a terremotos ou regiões com recursos minerais.

A minimização dos resíduos é uma outra abordagem em que o objetivo é produzir menos concentrado (geralmente através de técnicas de recuperação da membrana) ou reduzir os concentradores antes da eliminação final. Esta abordagem normalmente não é muito econômica, dada a necessidade de um pré-tratamento extenso e da área de membrana aumentada. Embora o volume do rejeito seja reduzido, a concentração de vários minerais e produtos químicos aumenta. Essa alta concentração pode criar problemas com a eliminação, uma vez que muitos regulamentos de eliminação são baseados em concentrações, e não em volume (AHAMED *et al.*, 2000).

Uma outra alternativa para redução do rejeito é a secagem em evaporadores ou tanques de solarização sob condições controladas (DA ROCHA, 2008). Este processo nada mais é do que uma tecnologia de cristalização de sais, podendo ser produzidos diversos tipos de sais, tais como gesso, cloreto de sódio, hidróxido de magnésio, cloreto de cálcio, carbonato de cálcio e sulfato de sódio. Algumas análises foram feitas com os sais obtidos deste processo e os mesmos foram considerados de alta qualidade, estando na demanda de várias indústrias (AHMED *et al.*, 2000).

2.6.3 Destino do rejeito salino no mundo

Estima-se que do total de rejeito salino produzido dos processos de dessalinização, nos EUA, 2% dispõe o rejeito direto na terra, 2% em tanques de evaporação, 17% injetado em poços

profundos, 31% é lançado direto na rede de esgoto e 41 % é eliminado nas águas superficiais (MICKEY, 2004).

Em Israel, na região de Neveg, a insolação e a disponibilidade de terra a preços razoáveis, habilitam o uso de tanques de evaporação, contudo, é imprescindível projetar o sistema de osmose reversa com fração de recuperação do produto mais alta possível, para reduzir o requerimento de terra e os custos na geração do rejeito (SOARES *et al.*, 2006).

A Região de Murray da Austrália inclui mais de 150 bacias para eliminação evaporativa de grandes volumes de água subterrânea e drenagem superficial salina. No entanto, algumas das bacias são bacias naturais (isto é, sem camada protetora). A maioria das bacias construídas são pequenas (não excedendo alguns hectares) (AHAMED *et al.*, 2000).

2.6.4 Destino do rejeito salino no Brasil

O crescente uso de equipamentos de dessalinização de água salobra pelo processo de osmose reversa no Brasil, principalmente na região semiárida, contribuiu para a produção de rejeito, que em muitos casos, não recebe qualquer tratamento, mesmo assim, é despejado no solo por meio de irrigação, propiciando alto acúmulo de sais nas camadas superficiais do terreno, podendo trazer, sérios problemas ambientais para as comunidades que se beneficiam dessa tecnologia (PORTO *et al.*, 2001).

Grande parte do rejeito, no Brasil, é utilizado, em diferentes concentrações de salinidade, para a produção de mudas frutíferas e plantas halófitas de alta resistência em ambientes salinos, que funcionam como um dessalinizador biológico do solo (VALE e AZEVEDO, 2013).

Estudos estão sendo realizados, principalmente na região Nordeste do Brasil, sobre a destinação mais adequada e viável do rejeito salino proveniente do processo de dessalinização por osmose reversa, como cultivo de tilápias, camarões em viveiros; produção de hortaliças orgânicas, irrigação em sistemas hidropônicos (SOARES *et al.*, 2006). Assim, procurando também o fortalecimento na agricultura familiar da localidade onde está a planta de dessalinização, proporcionando assim, segurança alimentar e ganhos socioambientais para os agricultores.

2.7 ÁREAS ALAGADAS NATURAIS

Para Kadlec (2009), sistemas de alagados ou *wetlands* são áreas de terra que durante maior parte do ano ficam úmidas, pela sua posição e localização na topografia do local. Normalmente são conhecidos como banhados, pântanos, brejos ou mangues. *Wetland* na língua inglesa quer dizer terras alagadas.

As regiões com áreas alagadas estão entre os ecossistemas mais produtivos existentes na Terra e têm a capacidade de transformar poluentes comuns, que ocorrem em águas residuárias, em nutrientes essenciais ou em produtos inofensivos utilizados para uma produtividade biológica adicional. Estas transformações são conduzidas por energias naturais (sol, vento, solo), plantas e animais, portanto, o tratamento que utiliza este sistema não necessita de substâncias químicas a mais (KADLEC *et al.*, 2000).

No Brasil os primeiros estudos foram realizados a partir de observações feitas nas áreas alagadas amazônicas. Identificou-se nestes estudos que as características das águas, que cobriam os lagos existentes ao longo do Rio Solimões no período de cheias, apresentavam mudanças ao saírem dos lagos nos períodos de cheia (SALATI, 2000).

O Brasil é considerado o quarto país do mundo em superfície de áreas alagadas. Cerca de 400 km² ou 6,3% do território nacional é recoberto por áreas alagadas naturais, sendo as mais conhecidas: o Pantanal Matogrossense, a região Amazônica, as áreas inundadas formadas pelo Rio Araguaia e pelo rio Paraguai, além dos manguezais nas regiões costeiras (BECCATO, 2004).

2.8 SISTEMAS DE ALAGADOS CONSTRUÍDOS

Sistemas de alagados contruídos (SACs) são ecossistemas artificiais que utilizam os princípios básicos de modificação da qualidade da água das várzeas naturais, como a autodepuração que ocorre naturalmente em manguezais e brejos. Como exemplo, pode-se citar a utilização de vegetais da própria região, fitorremediantes, que dispostos em leitos, tem suas raízes percorridas pelo afluente ao sistema, procurando-se obter esse tratamento natural (ALENCAR *et al.*, 2012).

É uma técnica que exige pouca mecanização e mão de obra especializada; é econômico, de fácil gerenciamento e pode ser incorporado à paisagem local (ZANELA, 2008).

Para Sezerino *et al.* (2015), o processo de tratamento por este sistema recebeu no Brasil diversas denominações, como: *wetlands* construídos, zona de raízes, filtros plantados com

macrófitas, sistemas alagados construídos, leitos cultivados, banhados construídos, biofiltros com macrófitas, entre outros.

Este processo foi empregado primeiramente na Alemanha por Käthe Seidel do Instituto Max Planck em 1950, desenvolvidos para a remoção de fenol e na redução da carga orgânica de efluente de laticínio (KADLEC e KNIGHT, 1996). Tal trabalho levou ao desenvolvimento de um projeto denominado Processo do Instituto Max Planck ou Sistema Seidel, com valas retangulares revestidas de concreto e parcialmente preenchidas com cascalho.

No Brasil, as primeiras experiências com a utilização dos *wetlands* foram para melhoria da qualidade da água e no controle da poluição, em meados de 1980 pelos pesquisadores Salati e Rodrigues, intensificando-se a partir do ano 2000 com aplicações para o tratamento de diferentes águas residuárias, distribuídas ao longo de todo o território nacional, sob diferentes formas e arranjos, com diferentes materiais filtrantes e macrófitas empregadas (SEZERINO *et al.*, 2015).

A eficiência de remoção de um sistema de alagado construído está relacionada com a porcentagem de nutrientes e elementos químicos absorvidos, transformados ou decompostos pelo ecossistema dos alagados. A aplicação do termo de eficiência de remoção foi aplicada na 7ª Conferência Internacional de Sistemas de Alagados no Controle da Poluição das águas realizado na Flórida em 2000 (ANJOS, 2003).

Um estudo apontou a existência de mais de seis mil unidades de alagados construídos para o tratamento de resíduos domésticos na Europa, e mais de mil para o tratamento de efluentes domésticos e industriais na América do Norte. Ainda na pesquisa, no Brasil, na África, na Ásia e na Austrália, o número destes sistemas vem crescendo principalmente para o tratamento de águas residuais (KADLEC *et al.*, 2000).

Os tipos de efluentes que os sistemas de alagados construídos podem tratar são: esgotos domésticos (níveis preliminar, primário, secundário e terciário), efluentes industriais e agroindustriais, líquidos percolados de aterros sanitários, efluente de drenagem ácida de mina, águas de drenagem pluvial, águas subterrâneas, águas para reúso, efluentes da indústria de suinocultura, indústrias de papel e laticínios (IWA, 2000).

Para Zanella (2008), existem classificações para diferenciar os tipos de sistemas de alagados construídos conforme os seguintes parâmetros: nível de água, tipo de leito, sentido do escoamento hidráulico e espécie de vegetação utilizada.

Em 2006, um estudo realizado na Universidade Federal de Viçosa por ABRAHÃO, utilizando SACs de escoamento subsuperficial cultivados forrageiras (capim tifton-85 e napier),

conseguiu uma remoção de DBO média mínima de 78,5 % e máxima de 96,3 %. No mesmo estudo foi verificada uma remoção média de 50 a 70% de nitrogênio total pelos leitos vegetados.

Alencar, et. al. (2012) publicaram um estudo citando a utilização do Capim *Brachiaria arrecta*, para o tratamento do resíduo líquido oriundo do processamento industrial da mandioca, a manipueira. O estudo mostrou reduções da salinidade e condutividade elétrica na ordem de 55,55% e 43% respectivamente.

Stefanakis e Tsihrintzis (2012) estudaram os efeitos do carregamento, período de descanso, temperatura, meios porosos, vegetação e aeração sobre o desempenho dos alagados construídos de fluxo vertical em escala piloto, para tratamento de água residuária sintética similar ao esgoto doméstico, em dez sistemas de alagados construídos com composições diferentes, tanto a espécie vegetal quanto ao material dos leitos filtrantes. As unidades como um todo mostraram ser bastante eficientes na remoção de matéria orgânica (DBO5 e DQO) e nitrogênio, com valor médio superior de 78% e inferior de 58%.

Em busca de um melhoramento no efluente antes do descarte, o uso de sistemas de alagados construídos para tratamento de rejeito salino proveniente de dessalinização por osmose reversa, pode preparar o resíduo servindo como pré-tratamento antes de destiná-lo à irrigação (ALENCAR, CEZAR, *et al.*, 2012).

2.8.1 Classificação dos sistemas de alagados construídos pelo seu escoamento

Os sistemas de alagados construídos podem ser projetados de diferentes modos hidráulicos, Kadlec e Wallace (2009) dividem as possibilidades de construção de acordo com o fluxo. Sendo de escoamento superficial e de escoamento subsuperficial. Os sistemas com fluxo superficial simulam lagoas do tipo pântano, com vegetações variadas, e as que utilizam fluxo subsuperficial, o efluente cruza, horizontalmente ou verticalmente, um leito filtrante cultivado com macrófitas.

Em sistemas de SAC de fluxo superficial, o efluente tem seu fluxo acima da superfície, passando entre as folhas e caules das plantas usadas no tratamento (MONNARINO, 2003). Neste modelo, a introdução de oxigênio é muito maior em consequência da exposição do efluente líquido ao meio atmosférico, também beneficiando a exposição aos raios ultravioleta, gerando, maior inativação de patógenos (no caso de se utilizar esgoto). O ponto negativo é a exposição do efluente ao meio ambiente, já que o mesmo fica visível e livre, podendo proliferar vetores (MONTEIRO, 2009).

Nos sistemas de fluxo subsuperficial, o efluente passa pelas camadas filtrantes, sem fluxo acima da superfície. O efluente escoar então, verticalmente ou horizontalmente por gravidade, a areia, ou outro tipo de solo hidráulico, age como meio filtrante e soma-se ao cultivo de vegetação, que proporcionará a zona de raízes, atuantes no tratamento (KADLEC e WALLACE, 2009).

O acesso do efluente (quando se utiliza esgoto) pelo meio filtrante, faz com que ele entre em contato com bactérias facultativas e com as raízes das plantas, onde através da formação do biofilme nas raízes das plantas ocorre a depuração da matéria orgânica o que promove a nitrificação/desnitrificação (MAIER, 2007).

Para os sistemas de fluxo subsuperficial horizontal, o efluente entra pelo leito britado e segue dentro do sistema por uma declividade caracterizada no fundo do sistema, (SEZERINO *et al.*, 2004). Durante o fluxo, o efluente percorre por zonas aeróbias e anóxicas. A zona aeróbia é quando o efluente está em contato com o sistema radicular das plantas, pois elas transportam oxigênio e fazem a convecção e difusão do oxigênio atmosférico. Já nas zonas anaeróbias e anóxicas ocorre a depuração por processos físicos, químicos e a degradação microbiológica (COOPER *et al.*, 1996).

Para os sistemas de fluxo subsuperficial vertical, o efluente entra pela parte superior, e segue pela parte inferior do SAC, geralmente são construídos em superfícies planas. Os SACs com fluxo vertical demanda grande deslocamento de oxigênio atmosférico para camadas filtrantes, sendo suficiente a oxidação da amônia e a degradação da matéria orgânica (COOPER *et al.*, 1996).

Por conseguinte, o desenho de sistemas híbridos (combinação de sistemas de fluxo vertical e horizontal) têm sido propostos para explorar as áreas anóxicas dentro do sistema horizontal por desnitrificação. Da mesma maneira que a recirculação dos efluentes tratados também tem sido avaliada para uma possível configuração de desnitrificação (STEFANAKIS e TSIHRINTZIS, 2012).

Ainda não foram identificadas pesquisas de tratamento de rejeito salino, proveniente da dessalinização de água salobra por ultrafiltração seguida de osmose reversa, através de sistemas de alagados construídos.

2.8.2 Material filtrante

Dentre as funções dos materiais filtrantes, em sistemas de alagados construídos, destacam-se o suporte à vegetação e a capacidade de manter as condições hidráulicas para que o processo de tratamento ocorra.

Os SACs são compostos por materiais filtrantes constituídos por camadas superpostas de brita, pedrisco e areia (devido à necessidade de utilização de materiais com elevada condutividade hidráulica). A areia é a última camada a ser instalada, pois tem como função a fixação da vegetação e possuem um ótimo fluxo, porém pouca capacidade adsorbtiva, auxiliando na respiração (trocas gasosas) dentro dos sistemas (SEZERINO, 2006).

As dimensões dos leitos filtrantes, bem como a espessura das camadas, variam de acordo com efluente a ser tratado e da eficiência que se deseja atingir.

A ação depuradora da camada filtrante se dá através de sua função como filtro mecânico, filtro físico-químico e filtro biológico. A filtração mecânica depende fundamentalmente da estrutura granulométrica das rochas e de sua composição química, a filtração físico-química retém os cátions e ânions. Esta ação está intimamente ligada à capacidade de troca catiônica do solo. E a ação filtro-biológico se dá pelas raízes da planta instalada no sistema (SALATI, SALATI FILHO e SALATI, 2009).

2.8.3 Espécie Vegetal

As plantas são fundamentais para o funcionamento dos sistemas de alagados construídos, pois, além de proporcionar a característica visual do sistema, fornecem superfície para crescimento de microrganismos e adesão do biofilme, atuando na retirada de nutrientes do efluente (KONNERUP et al., 2008).

De maneira geral, a seleção da vegetação a ser cultivada está relacionada com a tolerância da planta quanto a ambientes saturados de rejeito salino (efluente), seu potencial de crescimento, à profundidade da zona de raízes e à altura da planta, assim como o tipo de sistema escolhido, fluxo superficial ou subsuperficial (BRIX e ARIAS, 2005).

As plantas normalmente utilizadas no sistema de fluxo superficial são aquelas mais adaptadas a ambientes aquáticos, como o aguapé - *Eichhornia crassipes* (planta aquática flutuante) e a taboa - *Typha domingensis* (planta aquática emergente). Entretanto, para sistemas com fluxo subsuperficial podem ser utilizadas espécies vegetais “marginais” ou de talude, como

o bambu, capim-elefante, sorgo, que produzem biomassa de valor econômico (QUEGE, ALMEIDA e UCKER, 2013).

2.8.4 Capim-elefante

A espécie vegetal utilizada na pesquisa para composição dos sistemas de alagados construídos é o capim-elefante (*Pennisetum purpureum*), originário do continente Africano, e introduzido no Brasil em 1920 (RODRIGUES, MONTEIRO e RODRIGUES, 2001). O capim-elefante adaptou-se muito bem às condições de clima e solo de quase todo o Brasil. Com a utilização desta forrageira em pastejo direto, é cultivado em praticamente todas as regiões tropicais e subtropicais do mundo (SANTOS *et al.*, 2005). A Figura 1 mostra a espécie vegetal escolhida para compor os sistemas.

Figura 1-Foto do capim elefante



Fonte: <http://meioambiente.culturamix.com/desenvolvimento-sustentavel/energia-do-capim-elefante>. Acesso dia 15 de agosto de 2016.

O capim-elefante pertencente à família *Graminae*, subfamília *Panicoideae*, gênero *Pennisetum*, espécie *Pennisetum purpureum*, Schum (PEREIRA *et al.*, 2001). A variedade roxa, é uma monocotiledônea, de raiz fasciculada, folha paralelinérvea com inserções alternas, altura de planta em crescimento livre, atingindo até 3,5 metros (SARAIVA e KONIG, 2013).

É uma das gramíneas forrageiras mais utilizadas no Brasil, de alto potencial produtivo com grande aplicabilidade na pecuária como alimento para o gado na forma de corte, de pastejo, na silagem e no feno, e como biomassa para fins energéticos (RODRIGUES, MONTEIRO e RODRIGUES, 2001).

O capim-elefante utilizados para fins energéticos a partir da queima da biomassa é uma alternativa para a produção de energia renovável, pois possui capacidade de acumular de

matéria seca e percentual de fibra elevado, semelhante à cana-de-açúcar (QUESADA *et al.*, 2000).

Outra alternativa de produção de energia é de substituir o carvão mineral, usado em pelotas de minério de ferro, por carvão derivado de biomassa seca de capim-elefante (QUESADA, 2001).

Muniz *et al.* (2015) citado por Delfrate (2017) apontam, ainda, o capim como fonte alternativa de matéria-prima para a produção de etanol de segunda geração, uma vez que políticas mundiais têm apontado para a necessidade de produção de combustíveis utilizando produtos da fotossíntese.

2.8.5 Tempo de detenção hidráulica (TDH)

A hidráulica do sistema é considerada a variável mais importante no planejamento dos sistemas de alagados construídos, permitindo resposta às condições químicas e biológicas no tratamento do efluente (MITSCH e GOSSELINK, 2000).

O tempo de detenção hidráulica do sistema de alagados construídos está diretamente relacionado com a eficácia do tratamento, a relação entre o tamanho da área alagada com o tempo de detenção da água é determinante no dimensionamento.

O tempo de detenção hidráulica é baseado na porosidade do meio suporte (METCALF e EDDY, 1991) conforme a Equação 2:

$$t' = \frac{L*W*\alpha*d}{Q} \quad (2)$$

Onde:

t' = tempo de detenção hidráulica (dias)

L = comprimento do SAC (m)

W = largura do SAC (m)

Q = vazão do efluente ($m^3.dias^{-1}$)

α = porosidade do meio suporte

d = profundidade do SAC (m)

Ou seja, o volume contido no tanque deve ser multiplicado pela porosidade do meio suporte utilizado, para se obter um dimensionamento adequado de alagados construídos (KADLEC e WALLACE, 2009). Os valores do TDH refletem diretamente nas dimensões dos

SACs, uma vez que a utilização de valores mais reduzidos proporciona menores áreas para sua implantação.

2.9 USOS DA ÁGUA E REQUISITOS DE QUALIDADE

Para caracterizar uma água são verificados diversos parâmetros, que representam as suas propriedades físicas, químicas e biológicas.

Os principais indicadores de qualidade da água são separados sob os aspectos físicos, químicos e biológicos. As condições de qualidade da água para os diferentes usos dependem dos riscos associados à sua composição (BRASIL, 2005). Os perigos são às condições que podem resultar em efeitos adversos aos organismos vivos ou ao meio ambiente. Estes devem ser avaliados e gerenciados, geralmente através de padrões de qualidade.

Os teores máximos de impurezas permitidos na água são definidos em razão dos seus usos e fixados por entidades públicas, para garantir que a água a ser aproveitada para um determinado fim não contenha impurezas que venham a prejudicá-lo (SILVA *et al.*, 2011).

Cada uso da água implica em diferentes padrões de qualidade, isto é, requer um conjunto diferente de variáveis indicadoras da qualidade. De tal modo, os padrões de potabilidade são diferentes dos de balneabilidade, que são diferentes a água de irrigação ou destinadas ao uso industrial.

2.9.1. Indicadores físicos de qualidade da água

A turbidez (NTU) é a presença de matéria em suspensão na água como argila, silte, substâncias orgânicas finamente divididas, organismos microscópicos e outras partículas (VON SPERLING, 1996). Quanto menor a turbidez da água, mais eficaz será o processo de desinfecção (RICHTER e AZEVEDO 2002).

A temperatura é a medida de intensidade de calor, influi em algumas propriedades da água (densidade, viscosidade, oxigênio dissolvido), com reflexos sobre a vida aquática. A temperatura pode variar em função da energia solar e fontes antropogênicas como despejos industriais (VON SPERLING, 1996).

Os sólidos totais estão relacionados aos diversos tipos de materiais presentes na água, podem estar em suspensão ou dissolvidos. Os sólidos dissolvidos são devidos a presença de sais inorgânicos e pequenas quantidades de matéria orgânica dissolvida na água, como por

exemplo sódio, cálcio, magnésio, carbonato, cloreto sulfato e nitrato (DI BERNARDO, DANTAS e VOLTAN, 2011).

2.9.2 Indicadores químicos de qualidade da água

Dentre os diversos indicadores químicos de qualidade da água, destacam-se: a condutividade elétrica, a alcalinidade, a dureza total, o pH, cloreto, sulfato, oxigênio dissolvido (OD) e demanda química de oxigênio (DQO).

A condutividade elétrica ($\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$) mede a capacidade da água de conduzir corrente elétrica. Apresenta relação direta com as espécies iônicas dissolvidas. Ou seja, quanto maior a quantidade de íons dissolvidos maior a condutividade elétrica (DI BERNARDO e SABOGAL PAZ, 2008).

A alcalinidade mede a capacidade da água de neutralizar os ácidos (VON SPERLING, 1996).

A dureza total resulta da presença, de sais alcalinos terrosos (cálcio e magnésio), ou de outros metais bivalentes, em menor intensidade. É a soma de cátions polivalentes presentes na água e expressa em termos de quantidade equivalente de CaCO_3 (DI BERNARDO, DANTAS e VOLTAN, 2011). Classificação das águas, em termos de dureza (em CaCO_3): < 50 $\text{mg}.\text{L}^{-1} \text{CaCO}_3$ – água mole; entre 50 e 150 $\text{mg}.\text{L}^{-1} \text{CaCO}_3$ – água com dureza moderada; entre 150 e 300 $\text{mg}.\text{L}^{-1} \text{CaCO}_3$ – água dura; 300 $\text{mg}.\text{L}^{-1} \text{CaCO}_3$ – água muito dura.

O pH (potencial hidrogeniônico) representa o equilíbrio entre íons H^+ e os íons OH^- , varia de 0 a 14. Indica se uma água é ácida (pH inferior a 7), neutra (pH igual a 7) ou alcalina (pH maior do que 7) (VON SPERLING, 1996).

Os cloretos provêm da dissolução de minerais ou intrusão de águas do mar. Mede-se cloreto em $\text{mg} \text{ de } \text{Cl}^-\text{.L}^{-1}$ (LIBÂNIO, 2005).

Os sulfatos além de estarem relacionados à dureza, altas concentrações de sulfatos causam efeitos laxativos mais acentuado que outros sais (DI BERNARDO, DANTAS e VOLTAN, 2011).

O oxigênio dissolvido (OD) é indispensável aos organismos aeróbios, a água, em condições normais, contém oxigênio dissolvido, cujo teor de saturação depende da altitude e da temperatura, águas com baixos teores de oxigênio dissolvido indicam que recebem matéria orgânica (VON SPERLING, 1996).

Demanda química de oxigênio (DQO) é a quantidade de oxigênio necessária à oxidação da matéria orgânica, através de um agente químico (VON SPERLING, 1996).

2.9.3 Qualidade da água segundo a Resolução CONAMA 357/2005

A Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) considera que a saúde e o bem-estar humano, bem como o equilíbrio ecológico aquático, não devem ser afetados pela deterioração da qualidade das águas. Esta Resolução, no Art. 1º dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Define sobre classe de qualidade como um conjunto de condições e padrões de qualidade de água necessários ao atendimento dos usos preponderantes, atuais ou futuros.

Também resolve no Art. 2 as classes das águas em doces, salobras e salinas dependendo da concentração de sais, sendo águas doces: águas com salinidade igual ou inferior a 0,5 PSU; águas salobras: águas com salinidade superior a 0,5 PSU e inferior a 30PSU; águas salinas: águas com salinidade igual ou superior a 30 P.

Para a presente pesquisa é necessário que a qualidade do efluente dos SACs se enquadre nas condições de usos das águas salobras da classe 1:

Classe 1: águas que podem ser destinadas: à recreação de contato primário, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000; à proteção das comunidades aquáticas; à aquicultura e à atividade de pesca; ao abastecimento para consumo humano após tratamento convencional ou avançado; e à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película, e à irrigação de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto. Os padrões de qualidade das águas determinados nesta Resolução estabelecem limites individuais para cada substância em cada classe.

Em grande parte das aplicações, a legislação atual Brasileira permite o descarte do rejeito salino em corpos de superfície ou a injeção em poços, porém, cada vez mais, órgãos públicos têm despertado interesse para os custos da água e disposição voltando-se para aplicações de reuso direto ao mesmo tempo em que tem descartado alternativas de pós-tratamento em função dos custos envolvidos. Com base nas características da água de alimentação e nas condições do processo, a concentração e volume de rejeito salino gerado em processos de dessalinização de água salobra permite a avaliação de soluções de reuso antes da implantação do projeto (PEIG e RAMOS, 2010).

3. METODOLOGIA

3.1 LOCALIZAÇÃO DO EXPERIMENTO

O experimento foi instalado e conduzido em escala de bancada, em uma estufa agrícola, pertencente ao Setor de Ciências Agrárias e de Tecnologia da Universidade Estadual de Ponta Grossa – UEPG, Ponta Grossa –PR, situado entre as coordenadas geográficas 25°09' de latitude Sul e 50°16' de longitude Oeste, com altitude de 975 m acima do nível do mar.

O clima do município, de acordo com a classificação climática de Köppen, é do tipo Cfb, com temperatura média anual entre 17 e 18,5°C e precipitação média anual de 1600 a 1800mm (IAPAR, 2000).

A estufa agrícola utilizada é do modelo “teto em arco”, no formato de parábola invertida, com pé direito de 3 m. A cobertura e o cortinamento lateral são de filme agroplástico de polietileno transparente de baixa densidade (PEBD), com espessura de 150 micra, que permite a passagem de luz solar para o crescimento e desenvolvimento das plantas.

A estufa é do tipo semiclimatizada com um sistema de exaustão de ar, que controla a temperatura interna em no máximo 30°C.

3.2 O SISTEMA DE TRATAMENTO AVALIADO

Foram estabelecidas quatro configurações dos SACs para tratabilidade do rejeito salino, totalizando doze unidades experimentais, monitoradas durante cinco meses, com igual condição de preenchimento, variando em função do tipo de operação do sistema e do tempo de detenção hidráulica, conforme a Tabela 2.

Tabela 2-Tratamentos estudados

Tratamento	Repetições	Parâmetro de operação do sistema	Tempo de Detenção Hidráulica	Período seco
1	3 SACs	Fluxo contínuo	3 dias	4 dias
2	3 SACs	Estático	3 dias	4 dias
3	3 SACs	Fluxo contínuo	4 dias	3 dias
4	3 SACs	Estático	4 dias	3 dias

Fonte: A autora.

Os SACs foram construídos a partir de caixas d'água de polietileno com capacidade para 100 L. Cada unidade possui seção transversal circular medindo 73 cm de diâmetro superior, 54 cm de diâmetro da base e 41 cm de altura.

3.2.1 Composição do sistema

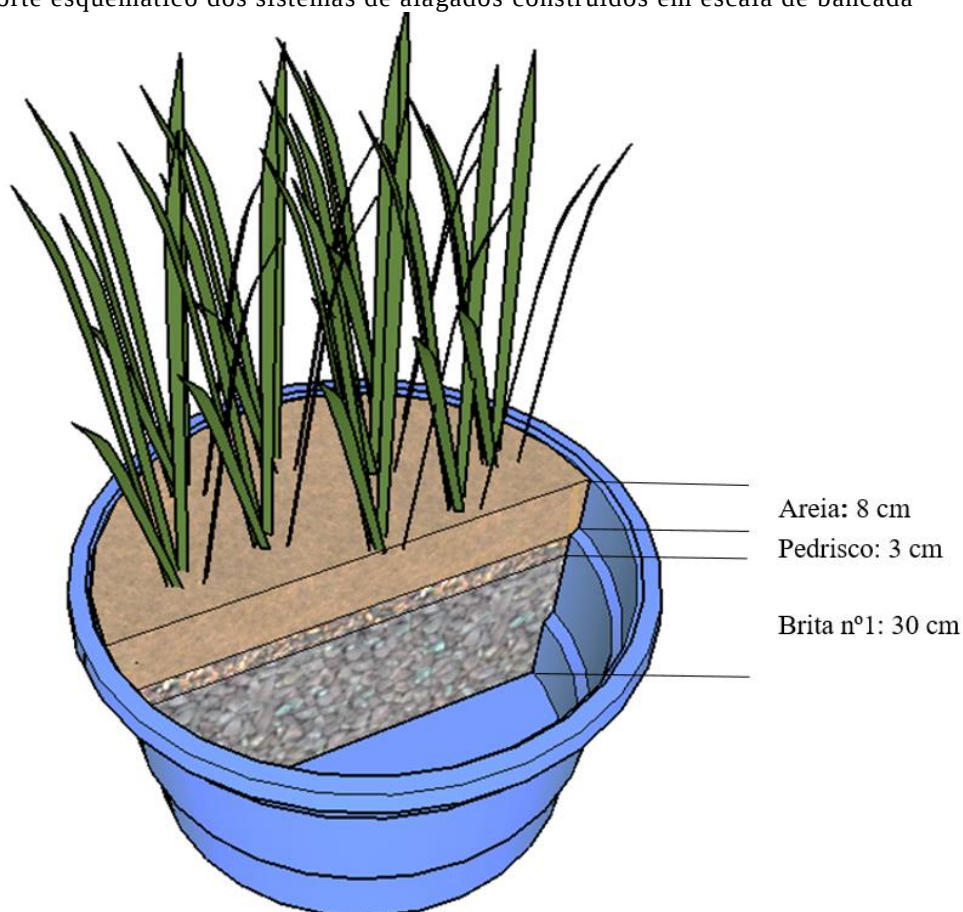
Como meio suporte para o preenchimento do leito filtrante de cada sistema de alagado construído foi utilizado brita nº1 com diâmetro entre 11 à 20 mm (base), pedrisco com diâmetro entre 6,3 à 11 mm (sub-base) e areia grossa com diâmetro entre 2 à 4 mm (superfície), em camadas superpostas de 30, 3 e 8 cm respectivamente.

O volume de vazios do leito britado, de cada sistema de alagado construído, foi determinado com auxílio de uma proveta graduada, resultando um valor útil médio de 30L.

O Capim-elefante da variedade roxa (*Pennisetum purpureum*, Schum) foi a espécie vegetal empregada nos SACs do experimento.

O corte esquemático do sistema pode ser visualizado na Figura 2.

Figura 2-Corte esquemático dos sistemas de alagados construídos em escala de bancada



Fonte: A autora.

3.2.2 Parâmetros de operação do sistema

A Figura 3 apresenta a disposição dos sistemas de alagados construídos instalados na área experimental.

Figura 3-Sistemas de alagados construídos instalados na área experimental



Fonte: A autora.

A distribuição dos afluentes foi realizada em um ponto central sobre a zona de entrada de cada SAC por meio de mangueiras plásticas de $\frac{1}{2}$ polegada, ligadas a reservatórios de bombonas PEAD – 30 L, locados acima dos leitos (Figuras 4 e 5). O rejeito salino escoava por gravidade até atingir os leitos, sendo a diferença de nível entre os SACs e os reservatórios de distribuição de aproximadamente 1 metro de altura. Os SACs eram alimentados de forma subsuperficial.

As vazões para abastecimento dos SACs eram controladas no início e no final de cada dia nos períodos de tempo de detenção hidráulica (TDH) e foram diferenciadas em cada sistema.

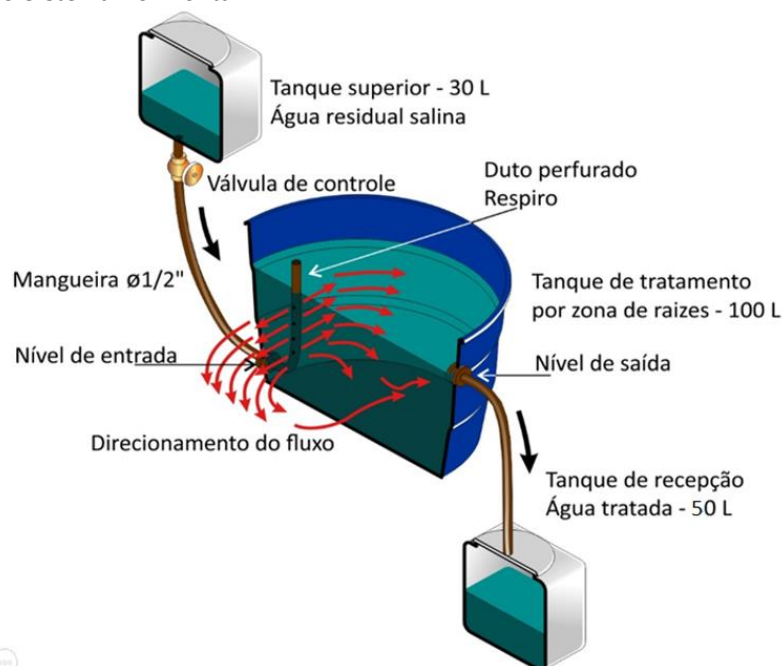
Para as unidades experimentais que trabalharam em regime dinâmico (T1 e T3) o sistema de drenagem do efluente tratado foi constituído por torneiras plásticas de $\frac{1}{2}$ polegada, adaptadas a uma altura de 32 cm acima da base de cada leito, mantendo-se assim o nível d'água neste nível. Já as unidades experimentais que operaram em regime estático (T2 e T4) tinham torneiras plásticas de $\frac{1}{2}$ polegada, adaptadas na base da caixa d'água para drenarem o efluente tratado.

Para o esgotamento do efluente tratado, foram adaptados reservatórios de 50 litros a jusante de cada torneira de controle de nível conforme as Figuras 4 e 5.

Dois dos quatro tratamentos (T1 e T3) foram operados em regime dinâmico, ou seja, o método empregado na operação destes SACs foi realizado por meio de uma adaptação da operação por bateladas, onde o rejeito salino ao ser aplicado na zona de entrada dos leitos expulsava o efluente tratado para os reservatórios a jusante dos sistemas, sem haver

esvaziamento das unidades experimentais durante o TDH. Para o tratamento do tipo T1 o TDH adotado foi de 3 dias, e o tratamento do tipo T3 o TDH adotado foi de 4 dias. Os leitos dos sistemas trabalharam em fluxo subsuperficial com escoamento horizontal, conforme demonstrado na Figura 4.

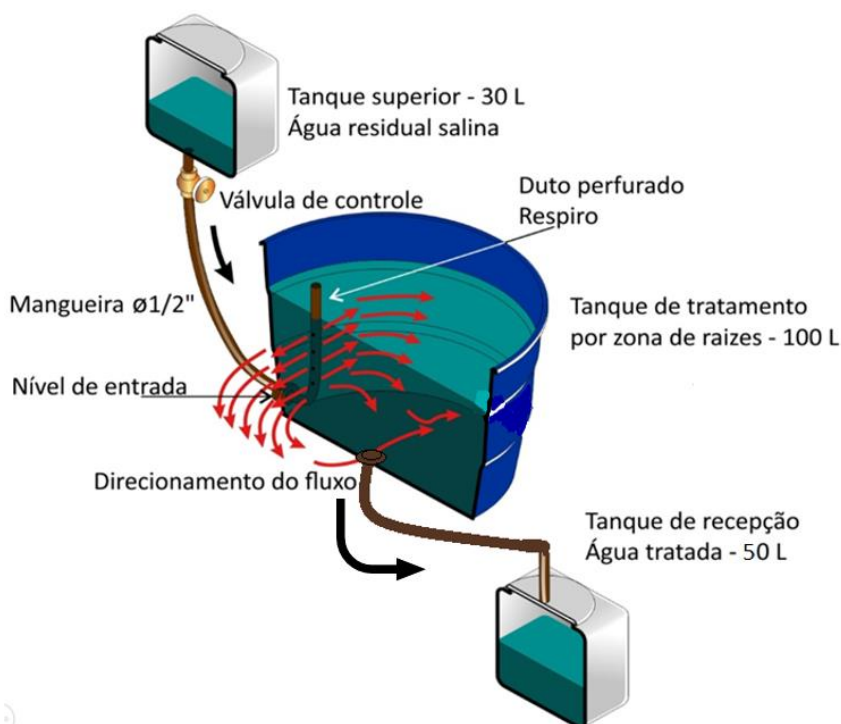
Figura 4-Fluxo do sistema horizontal



Fonte: KUMMER, WIECHIETECK e SZÉLIGA, 2016.

Os outros dois, dos quatro tratamentos (T2 e T4) foram operados em regime estático, ou seja, os leitos dos sistemas eram preenchidos com o rejeito salino até atingir a altura da camada dos pedriscos, chegando ao nível de 32 cm (região onde estão as raízes do capim-elefante), o rejeito salino ficava em repouso nas unidades do tratamento do tipo T2 e do tratamento do tipo T4 em TDH de 3 e 4 dias respectivamente. O escoamento do efluente tratado drenado era vertical, conforme demonstrado na Figura 5.

Figura 5-Fluxo do sistema vertical



Fonte: KUMMER, WIECHIETECK e SZÉLIGA, 2016, adaptado pela autora.

3.3 IMPLANTAÇÃO DO SISTEMA

As doze unidades foram construídas no início do mês de março de 2017.

Após serem construídos, os SACs foram preenchidos com os meios suportes. Durante quinze dias consecutivos foi realizada a lavagem deste material, visando desobstruir os poros pelos materiais particulados (pó de pedra) existentes no meio da brita nº1. No período da lavagem tomou-se o cuidado para não compactar as camadas filtrantes e evitar alterações nos índices de vazios.

Após a lavagem do material, no dia 10 de abril, foi realizado o plantio, com um adensamento de 68 mudas por m². Os colmos utilizados como mudas (estacas), foram retirados de plantas de capim-elefante (*Pennisetum purpureum*, Schum) cultivar roxo, oriundas da região dos Campos Gerais, distrito de Guaragi, Ponta Grossa-PR. Os mesmos possuíam mais de 100 dias de idade, e apresentavam gemas laterais protuberantes, porém sem qualquer indício de brotação. Os colmos utilizados para a produção das mudas, estão representados na imagem da Figura 6 (b).

Figura 6-Fotos das fases de plantio das mudas no experimento



(a) Unidades preenchidos com os meios suportes.



(b) Colmos utilizados para a produção das mudas de capim-elefante roxo.



(c) Estabelecimento do capim-elefante no sistema.

Fonte: A autora.

Em seguida ao platío, os SACs foram saturados com água. Efetuaram-se adubações de cobertura, seguindo recomendações do Engenheiro Agrônomo Willian Roger Zaika, com a formulação 13:40:13 (N,P,K), avaliados a uma grama por planta por semana a fim de auxiliar o crescimento da planta e adaptação para o ambiente, visando também o crescimento e formação de biofilmes adaptados ao meio deste ecossistema construído. A adubação ocorreu até a quinta semana.

O plantio do capim-elefante ocorreu em duas etapas, em virtude da morte das espécies inicialmente cultivadas. Após replantio dos colmos (25/04/2017), deu-se continuidade no fornecimento de água e adubo até a quarta semana, sendo que a partir do dia 12 de maio de 2017, o rejeito salino foi introduzido no sistema e o mesmo passou a operar em bateladas com TDH de 3 e 4 dias. Os detalhes com as datas de abastecimento e coletas dos SACs estão no calendário do experimento no Apêndice A.

3.4 ESCOLHA DA ESPÉCIE

Na escolha da espécie cultivada adotou-se o seguinte critério:

- Vegetação com rápido desenvolvimento de biomassa e alto potencial de perfilhamento visando uma incorporação eficiente de nutrientes.
- Vegetação tolerante a ambientes saturados de rejeito salino.
- Vegetação ainda não utilizada em pesquisas no tratamento do rejeito salino em sistemas de alagados construídos.
- Vegetação comumente encontrada nas proximidades do experimento e a região costeira (local da produção do rejeito salino).

- Vegetação que possa ser utilizada para outros fins e de diversas maneiras após o tratamento.

3.5 ORIGEM E CARACTERÍSTICAS DO REJEITO SALINO

O rejeito salino utilizado no experimento é um subproduto da estação piloto de dessalinização por ultrafiltração e osmose reversa, instalada nas dependências da Estação de Tratamento de Água (ETA) pertencente à Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), situada em Praia de Leste, litoral do Paraná.

O rejeito salino era entregue semanalmente para uso da pesquisa, e acondicionado em um tanque de equalização, dentro da estufa agrícola da Universidade Estadual de Ponta Grossa. E a partir deste tanque eram feitas as coletas para a caracterização inicial do rejeito utilizado. Posteriormente, por meio destes testes, verificou-se variação nas características relativas à condutividade elétrica (CE) e sólidos dissolvidos totais (SDT). Por isso, optou-se por padronizar os valores de CE e SDT efetuando-se a correção com adição de água doce. Esta padronização está apresentada na Tabela 3.

Tabela 3- Características do rejeito salino

Parâmetros		Metodologia
Condutividade elétrica	3.500 $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$	Sonda Atlas Scientific K0.1
SDT	4.500 $\text{mg}.\text{L}^{-1}$	Sonda Aquaread ap-2000

Fonte: A autora.

3.6 DESCRIÇÃO DO TRATAMENTO E OPERAÇÃO

Como regra operacional adotou-se uma adaptação da operação em bateladas, utilizando o mesmo volume de rejeito.

Às sextas feiras, todos os reservatórios de alimentação (Figura 7(1)) eram abastecidos com o rejeito salino proveniente do tanque de equalização, em volume padronizado de 30 L cada.

Logo após, abria-se lentamente os registros dos reservatórios, permitindo o escoamento do efluente pelas mangueiras (2) por gravidade até os SACs indicados por (3).

Para os SACs referentes ao tratamento T1 e tratamento T3, na medida em que o rejeito salino ia ocupando o interior dos leitos, gradativamente o efluente tratado deslocava-se para os reservatórios de coleta (4). Para cada tratamento havia um controle na vazão de entrada em cada SAC, que estava diretamente ligado ao tempo de detenção hidráulica de cada tratamento. Posteriormente, iniciava-se o período seco dos sistemas.

Figura 7-Distribuição do efluente nos SACs- Sequência do tratamento



Fonte: A autora.

Para os SACs referentes ao Tratamento T2 e tratamento T4, o rejeito depois de ocupar o volume de vazios dos leitos, permanecia estático por dois dias em seu interior. Ao completar 72 horas (T2) e 96 horas (T4), iniciava-se o período seco de 4 dias e 3 dias respectivamente, a fim de auxiliar a oxidação dos sistemas. Portanto, toda sexta feira iniciava-se um novo ciclo.

3.7 AMOSTRAGEM E ANÁLISES LABORATORIAIS

3.7.1 Análise da água - afluente e efluentes

As coletas, o preparo e as análises laboratoriais das amostras seguiram as metodologias recomendadas no Standard Methods (APHA, 1998).

As amostras dos efluentes foram coletadas, no final do tempo de detenção hidráulica de cada tratamento, para monitoramento dos parâmetros físico-químicos, através do ponto de coleta (reservatório de descarga) de cada sistema. As amostras foram analisadas imediatamente após a coleta, para a determinação de 12 parâmetros, conforme a Tabela 4.

Tabela 4-Parâmetros físico-químicos analisados no rejeito salino que abastece o sistema e após a passagem pelos SACs

Parâmetros	Frequência da análise	Metodologia
pH	Semanal	SMEWW4500 H
OD	Semanal	Sonda Aquaread ap-2000
Turbidez	Semanal	Turbidímetro DM-TU - Digimed
Alcalinidade Total	Semanal	SMEWW2320 B
Salinidade	Semanal	Sonda Aquaread ap-2000
Dureza	Semanal	SMEWW2340 C EDTA
Cálcio	Semanal	SMEWW3500 Ca B EDTA
Cloretos	Semanal	SMEWW4500Cl- C
Sulfato	Semanal	SMEWW4500SO4 E
Condutividade Elétrica	Semanal	Sonda Atlas Scientific K0.1
SDT	Semanal	Sonda Aquaread ap-2000
DQO	Semanal	SMEWW5220 B

Fonte: A autora.

3.7.2 Análise nas plantas

Delfrate (2017) realizou as avaliações biométricas nas plantas, ao longo das doze semanas de operação dos SACs, que incluiu os parâmetros como: a altura das plantas (cm), o diâmetro dos colmos (cm), números de folhas e massa fresca (g) e seca das folhas (g). Delfrate (2017) também monitorou os parâmetros fotossíntese líquida (A , $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) e transpiração foliar (E , $\text{mmol H}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). A partir dos dados coletados, calculou a eficiência fisiológica do uso da água.

As frequências das análises realizadas para cada parâmetro avaliado da espécie vegetal nos SACs estão na Tabela 5.

Tabela 5-Parâmetros analisados e suas frequências

Parâmetro	Frequência de análise
Altura de planta	Semanal
Diâmetro de colmo	Semanal

Fonte: Delfrate, 2017.

3.7.3 Microscopia eletrônica de varredura (MEV)

Para verificação de acúmulo, no biofilme, de elementos químicos foi realizada uma análise nas raízes das plantas que estavam em contato direto com o rejeito salino através da

microscopia eletrônica de varredura (MEV). Este ensaio é utilizado para avaliar a morfologia dos materiais, sendo possível identificar elementos químicos presentes nas amostras, produzindo imagens de alta resolução e alta ampliação de detalhes.

As amostras das raízes foram preservadas para posterior recobrimento e visualização da estrutura no microscópio eletrônico, conforme orientações de Jungles (2011):

1)As amostras das raízes foram lavadas 3 vezes durante 10 minutos com um volume aproximado de 5 mL tampão fosfato 0,05 N a pH 7,4. Posteriormente, foi retirado o líquido sobrenadante do material.

2)As amostras das raízes foram fixadas e mergulhadas em 5 mL de uma solução de glutaraldeído a 3% em tampão fosfato durante 24 horas.

3)As amostras foram desidratadas empregando soluções de 5 mL de etanol de distintas concentrações, durante diferentes tempos: a 30% durante 15 minutos, a 50% durante meia hora, a 70% 24 horas e a 100% 3 vezes durante meia hora.

4) Por fim, as raízes foram colocadas, uma por vez, sobre placas especiais para o microscópio (KUNKEL, 2008). O microscópio eletrônico de varredura utilizado, foi um Philips XL30 e para o recobrimento foi utilizado uma Sputter Coater Bal-Tec SCD 005.

3.8 MEDIÇÕES MICROMETEROLÓGICAS

No decorrer de todo período experimental, diariamente foram registrados os dados de temperatura (°C) e umidade relativa do ar (URar, %), através de um termo higrômetro digital instalado na parte central do ambiente protegido.

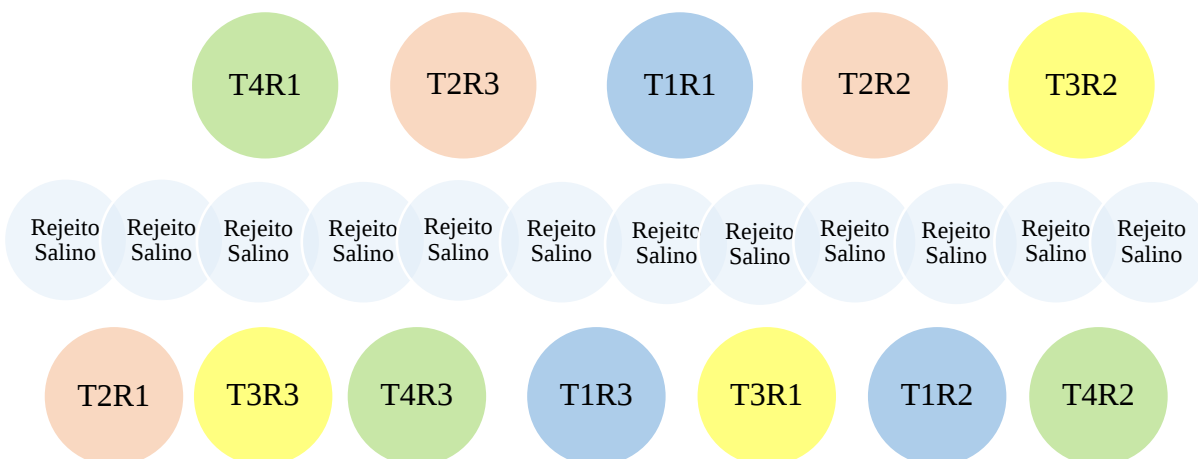
3.9 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS

A aleatorização torna possível a aplicação dos métodos estatísticos para a análise dos dados (modelos estatísticos exigem que o erro experimental seja aleatório e independente). A aleatorização permite ainda que os efeitos não-controláveis que afetam a variável resposta sejam balanceados entre todas as medidas.

A forma de designar os tratamentos às unidades experimentais foi por sorteio.

As unidades amostrais (SACs) foram sorteadas aleatoriamente quanto à sua disposição dentro da estufa. A Figura 8 apresenta o diagrama de posicionamento dos SACs e tanques de rejeito salino na bancada de ensaios.

Figura 8-Diagrama de posicionamento dos componentes na bancada de ensaios



Legenda: O “rejeito salino” refere-se aos reservatórios de alimentação do sistema. T1=tratamento 1, fluxo contínuo e TDH de 3 dias; T2= tratamento 2, regime estático e TDH de 3 dias; T3= tratamento 3, fluxo contínuo e TDH de 4 dias; T4= tratamento 4, regime estático e TDH de 4 dias. R1=repetição 1; R2=repetição 2; R3=repetição 3.

Fonte: A autora.

3.9.1 Interpretação dos dados

Para a análise estatística das variáveis pH, turbidez, salinidade e condutividade elétrica (CE) utilizou-se como repetição os valores de pH, turbidez, salinidade e CE medidos nos efluentes dos três SACs referentes a cada tratamento comparando com o resultado do afluente.

Para a análise estatística das variáveis alcalinidade, OD, dureza, cálcio, cloretos, sulfatos, sólidos dissolvidos totais e DQO, utilizou-se como repetição os valores equivalentes à concentração de cada parâmetro, nos efluentes dos três SACs referentes a cada tratamento, comparando como o resultado do afluente.

Para a avaliação dos resultados utilizou-se a metodologia estatística paramétrica, sendo o método do delineamento em blocos casualizados com repetições (DBCr) o escolhido, pois é um delineamento simples com controle local, e os blocos formados apresentam a menor variação do acaso dentro do bloco do que entre os blocos (LIRA JUNIOR, 2013).

O DBCr foi aplicado com quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) em 12 blocos (cada semana de operação) e com três repetições cada tratamento por bloco, perfazendo um total de 144 parcelas experimentais.

Por meio dos resultados obtidos a partir de cada DBCr, foi possível analisar estatisticamente o comportamento dos sistemas em relação às mudanças de pH, turbidez, salinidade e CE (comparando o afluente com o efluente de cada sistema) e comparar o desempenho na eficiência de remoção de alcalinidade, OD, dureza, cálcio, cloretos, sulfatos, sólidos dissolvidos totais e DQO, do afluente com o efluente de cada SAC.

Para comparar o desempenho entre SACs e o desempenho dos SACs durante cada semana de operação, utilizou-se a análise de variância (ANOVA, $p=0,05$) e o teste de Tukey ($p=0,05$).

O processamento dos dados e sua análise estatística, foi feito por meio do programa SISVAR (versão 5.6), desenvolvido na Universidade Federal de Lavras – MG.

Os resultados obtidos na análise das variáveis nos efluentes dos sistemas de tratamentos foram também comparados com as condições e padrões de qualidade da água para águas salobras classe 1 segundo a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005).

3.9.2 ANOVA

A análise de variância permite a comparação de qualquer número de médias, o método de indica a aceitação ou rejeição da hipótese de igualdade das médias. Caso a hipótese de nulidade for rejeitada, admite-se que, pelo menos, uma das médias é diferente das demais, havendo diferença significativa entre os tratamentos.

Portanto, foram realizados no trabalho, de acordo com a disponibilidade dos dados, duas análises de variância.

A primeira análise foi sobre os tratamentos T1, T2, T3, e T4 e variáveis limnológicas em comum como pH, turbidez, OD, alcalinidade, salinidade, dureza, cálcio, cloretos, sulfatos, CE, SDT e DQO. Para este conjunto de dados testou-se os tratamentos para verificar se havia diferença estatística entre os mesmos ($p<0,05$).

A segunda foi realizada sobre as semanas de operação dos sistemas nos quatro tratamentos e variáveis limnológicas em comum como pH, turbidez, OD, alcalinidade, salinidade, dureza, cálcio, cloretos, sulfatos, CE, SDT e DQO. Para este conjunto de dados, testou-se as semanas de monitoramento, para verificar se havia variabilidade entre elas, sob a condição de nível de significância de 5% ($p<0,05$).

3.9.3 SISVAR e Teste de Tukey

Os dados foram analisados através do programa estatístico SISVAR (FERREIRA, 2000), que possibilitou a observação dos comportamentos das variáveis limnológicas consideradas, em relação aos efluentes dos SACs.

O Teste de Tukey foi utilizado para verificar a possível existência de diferença entre as concentrações médias nos efluentes dos SACs. O Teste Tukey é baseado na amplitude total

estudentizada (*studentized range*) (GOMES, 1990). O conjunto de dados utilizado foi o mesmo da análise de variância.

Com a aplicação do SISVAR no Teste de Tukey, observou-se as variações, ao nível de 5% de significância, para cada parâmetro.

Visando a interpretação dos dados analisados, com utilização de planilha eletrônica, para cada sistema estudado, foram construídos gráficos que descrevem o comportamento da eficiência de cada sistema ao longo do tempo.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.2 CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE

Para caracterização do rejeito salino, proveniente do processo de ultrafiltração seguido de osmose reversa, realizaram-se doze amostragens no período de 12 de maio à 28 de julho, sendo coletada uma amostra por semana, com determinação dos parâmetros físicos e químicos.

Na Tabela 6 é apresentado os valores médios obtidos na caracterização físico-química do afluente (rejeito salino) no período de maio a julho de 2017.

Tabela 6-Resultados da caracterização do afluente usado na alimentação dos sistemas

Parâmetros	N	Afluente - Rejeito Salino			
		x	DP	Mín	Máx
pH	12	6,45	0,34	5,61	6,92
Oxigênio Dissolvido (mg .L ⁻¹)	12	9,29	0,65	8,34	10,6
Turbidez (NTU)	12	0,84	0,47	0,33	1,89
Alcalinidade (mg.L ⁻¹ de CaCO ₃)	12	10,48	2,51	7,6	15,12
Salinidade (PSU)	12	6,79	2,12	3,35	9,61
Dureza (mg.L ⁻¹ de CaCO ₃)	12	821,18	107,53	650	988,37
Cálcio (mg .L ⁻¹)	12	657,77	275,03	400	1262,6
Cloreto (mg .L ⁻¹ de Cl ⁻)	12	1602,34	388,6	1110,76	2175,3
Sulfato (mg .L ⁻¹)	12	164,5	43,21	111,95	250,75
Condutividade Elétrica (µS.cm ⁻¹)	12	3500	0	3500	3500
Sólidos Dissolvidos Totais (mg .L ⁻¹)	12	4500	0	4500	4500
DQO (mg .L ⁻¹ de O ₂)	12	35,44	3,21	30,27	39,92

Legenda: N: n° de amostras; x: média aritmética; DP: desvio padrão; Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo.
Fonte: A autora.

É possível notar que os valores de pH variaram de 5,61 a 6,92, ou seja, o parâmetro está próximo a neutralidade.

O valor médio do afluente, em termos de oxigênio dissolvido (OD) foi de 9,29mg.L⁻¹. A solubilidade dos gases aumenta com a diminuições da temperatura e aumento da salinidade no líquido, ou seja, águas salinas contém menos oxigênio, portanto este valor assemelha-se à concentração de águas naturais em torno de 8 mg.L⁻¹ (EMBRAPA, 2017).

A turbidez apresentou média de 0,84 NTU com valores variando entre 0,33 NTU e 1,89 NTU. Estes valores de turbidez indicam que o rejeito salino não é turvo, uma vez que houve remoção de sólidos suspensos na membrana utilizada no processo de ultrafiltração (DE ALMEIDA, 2017)

Os valores de alcalinidade no rejeito salino tiveram média de 10,48 mg.L⁻¹ de CaCO₃, isto significa que o afluente tem baixa capacidade tampão, sendo mais instável às variações de pH.

A salinidade apresentou média de 6,49 PSU com valores variando entre 3,35 PSU e 9,61 PSU. Estes valores de salinidade definem o rejeito salino como água salobra, segundo a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), pois está dentro dos limites estabelecidos superior a 0,5 PSU e inferior a 30 PSU.

O parâmetro dureza apresentou um valor médio de 821,18 mg.L⁻¹ de CaCO₃, segundo a Organização Mundial da Saúde, classifica como uma água muito dura, pois apresenta concentração em carbonato de cálcio superior a 180 mg.L⁻¹. Isto significa que o rejeito salino constitui uma fonte significativa de cálcio e magnésio (KATO, 1983). A concentração média de cálcio encontrada no rejeito salino foi de 657,77 mg.L⁻¹.

De acordo com os dados obtidos no processo analítico, foi quantificada uma concentração média de 1.602,34 mg.L⁻¹ de Cl⁻ de rejeito salino. Ou seja, os íons cloreto encontram-se em grande quantidade. Esta alta concentração de cloreto interfere na determinação da DQO e, não apresentam resultados confiáveis. Interferem também na determinação de nitratos (KATO, 1983).

A concentração de sulfato no rejeito salino teve uma média de 164,5 mg.L⁻¹ com valores variando entre 111,95 a 250,75 mg.L⁻¹. A concentração de sólidos dissolvidos totais manteve-se constante com 4.500 mg.L⁻¹, da mesma maneira que a condutividade elétrica se manteve constante com 3.500 µS.cm⁻¹, durante o período das doze semanas de operação dos sistemas.

As concentrações de matéria orgânica em termos de DQO variaram de 30,27 a 39,92 mg.L⁻¹ de O₂. Com valor médio de DQO encontrado no rejeito salino recebido para o experimento de 35,34 mg.L⁻¹ de O₂. O resultado mostra a quantidade de oxigênio que o rejeito salino consumiria da água, se fosse possível mineralizar toda a matéria orgânica. Altos valores de DQO podem indicar um alto potencial poluidor, reforçando a ideia de que o concentrado salino contém elementos potencialmente poluentes, necessitando de tratamento para posterior reuso.

4.3 CONDIÇÃO DO AMBIENTE – TEMPERATURA E UMIDADE RELATIVA DO AR.

No início do mês de junho de 2017, precisamente na quarta semana da operacionalização dos sistemas, houve uma queda brusca nas temperaturas, em virtude da frente fria associada a um forte sistema de baixa pressão atmosférica, que ajudaram a formar muitas nuvens carregadas sobre a região. As temperaturas nas madrugadas chegaram a ficar abaixo dos 5°C. A temperatura mínima registrada foi de -4° C, ocorrida no dia 19/07/2017 e a máxima,

25° C, ocorrida no dia 09/05/2017. Referente à umidade relativa, o valor máximo foi de 99% e o mínimo 65%.

A Tabela 7 apresenta as temperaturas médias semanais dentro da estufa agrícola, indica a temperatura mínima e máxima para cada semana.

Tabela 7-Temperatura e Umidade relativa do ar na estufa nas semanas de monitoramento dos SACs

Período de operação do sistema	T(°C)			Umidade %
	x	Min	Máx	
1ª semana 15/05 à 21/05	15,4	7,0	22,0	86,4
2ª semana 22/05 à 28/05	18,7	12,0	27,0	81,4
3ª semana 29/05 à 04/06	15,8	7,0	25,0	78,9
4ª semana 05/06 à 11/06	15,1	-1,0	25,0	84,8
5ª semana 12/06 à 18/06	14,9	3,0	25,0	90,0
6ª semana 19/06 à 25/06	14,8	9,0	22,0	88,0
7ª semana 26/06 à 02/07	14,9	5,0	24,0	78,6
8ª semana 03/07 à 09/07	13,4	7,0	20,0	80,0
9ª semana 10/07 à 16/07	16,3	7,0	25,0	71,1
10ª semana 17/07 à 23/07	16,3	-4,0	23,0	65,0
11ª semana 24/07 à 30/07	10,5	7,0	25,0	73,4
12ª semana 31/07 à 03/08	15,5	11,0	24,0	75,0

Legenda: Temperatura média semanal (x), temperatura mínima e máxima semanal.

Fonte: A autora (Dados fornecidos pelo micrometro instalado dentro da estufa).

4.4 DESEMPENHO DOS SACs - CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES

O período inicial dos sistemas de alagados construídos envolve o plantio e preenchimento dos leitos filtrantes, e é um momento em que os leitos filtrantes, as plantas e os microrganismos se adaptam às condições hidrológicas do sistema. Os alagados construídos, assim como todos os sistemas, são capazes de tolerar melhor as mudanças, se tiverem tempo para se estabilizar, e por isso, o rejeito salino foi introduzido no experimento após um mês de adaptação da planta ao novo habitat.

O rejeito salino, proveniente do tratamento por osmose reversa da mistura da água do Rio das Pombas com a água do mar, foram inseridos nos sistemas de alagados construídos no período de 12 de maio de 2017 à 3 de agosto de 2017.

As coletas foram realizadas todas as segundas e terças feiras entre os meses de maio a início de agosto de 2017.

Foram confeccionadas tabelas com apresentação dos parâmetros avaliados e seus respectivos resultados obtidos nos quatro tratamentos, com coletas semanais de amostras. Os resultados correspondem as variações de pH, oxigênio dissolvido, turbidez, alcalinidade, salinidade, dureza, cálcio, cloretos, sulfato, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais e

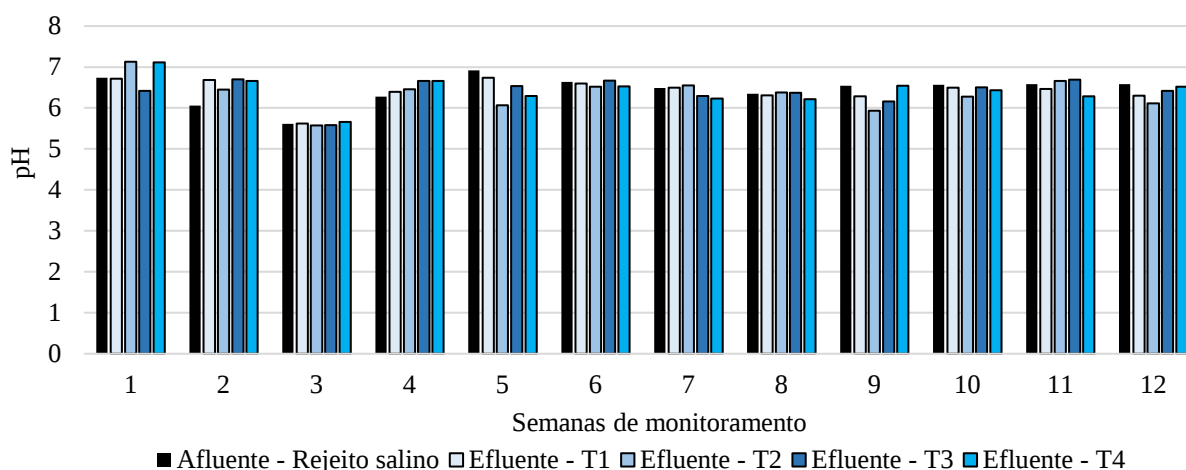
DQO nas amostras dos efluentes dos sistemas T1, T2, T3 e T4. Totalizaram-se doze amostras do afluente bruto (rejeito salino) e cento e quarenta e quatro amostras do efluente tratado (doze amostras semanais, sendo uma amostra por SAC).

As tabelas com os resultados da qualidade da água do afluente e efluentes encontram-se no apêndice B.

4.3.1 Potencial hidrogeniônico (pH)

Na Figura 9 são apresentadas as variações do potencial hidrogeniônico - teor de íons hidrônio livres por unidade de volume da solução, ao longo das doze semanas do experimento.

Figura 9-Variação dos valores médios do pH nos efluentes dos SACs, avaliados durante doze semanas de monitoramento



Fonte: A autora.

De maneira geral os valores de pH resultaram próximos à neutralidade, sendo maior no efluente do tratamento T4 que variou de 5,7 a 7,1 e no tratamento T2 que variou de 5,6 a 7,1. Segundo Prata, *et al.* (2013) faixas de pH próximas à neutralidade fornecem condições mais adequadas para degradação da matéria orgânica pelos microrganismos, consequentemente auxilia para o crescimento bacteriano. Isto pode ter influenciado na maior eficiência de remoção de OD nos sistemas com o tratamento T4 (27,8%) ao longo das semanas, com uma eficiência de redução máxima de 53,7% na sétima semana.

As análises realizadas na terceira semana de monitoramento do experimento apresentou valor médio de pH, entre os tratamentos, de 5,6. Este valor de pH, mais ácido do que as demais semanas, não causou efeito na redução de eficiência dos SACs, e provou que valores mais próximos à neutralidade no pH do afluente bruto auxiliam na eficácia destes sistemas.

Os resultados obtidos com a análise estatística SISVAR e Teste Tukey podem ser observados nas Tabelas 8, 9 e 10. Letras distintas indicam diferenças significativas pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$).

Tabela 8-Análise de variância para a variável pH ao longo das 12 semanas de operação

FV	GL (n-1)	Fc	Pr>Fc
Tratamento	3	1,02	0,3846 ^{ns}
Semanas	11	25,86	0,0000*
Tratamento*semanas	33	2,61	0,0001*
CV (%)	3,17		

Legenda: *Significativo ao nível de 5%; ^{ns} Não significativo ao nível de 5% de significância. FV= fator de variação. GL=graus de liberdade (n-1).

Fonte: A autora.

Tabela 9-Médias de pH em função dos tratamentos empregados

Tratamentos	pH	Resultado do teste
T1	6,42	A
T2	6,35	A
T3	6,40	A
T4	6,42	A
CV (%)	3,17	

Legenda: Médias seguidas pela mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey (5%).
Fonte: A autora.

De acordo com a análise de variância, não houve diferença significativa ($p > 0,05$) entre os tratamentos. Mesmo assim, essa ligeira acidificação do efluente deve-se ao fato de que as substâncias geradas dentro de cada sistema de alagados construídos liberam substâncias orgânicas e acabam sendo fontes naturais de acidificação (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Na Tabela 10, estão apresentadas as médias de pH pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$), em função das semanas de monitoramento.

Tabela 10-Médias de pH em função das semanas de monitoramento

Semanas	pH	Resultado do teste
1 ^a	6,84	A
2 ^a	6,22	AB
3 ^a	5,60	E
4 ^a	6,54	BC
5 ^o	6,40	BCD
6 ^a	6,57	ABC
7 ^a	6,39	BCD
8 ^a	6,31	CD
9 ^a	6,23	D
10 ^a	6,42	BCD
11 ^a	6,52	BC
12 ^a	6,33	CD

Legenda: Médias seguidas pela mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey (5%).
Fonte: A autora.

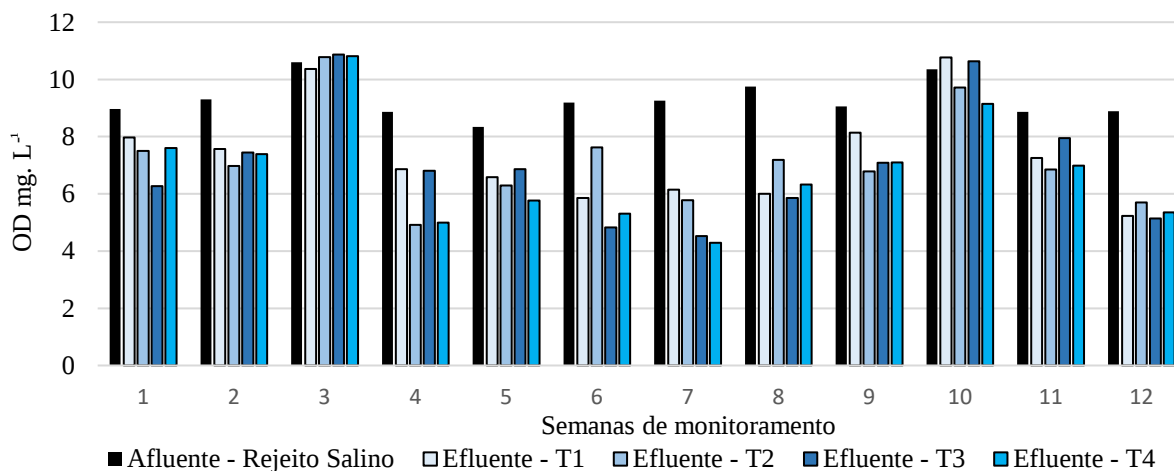
Houve diferença estatística significativa ($p < 0,05$) entre as semanas de operação dos SACs. A terceira semana diferiu estatisticamente das demais semanas, sendo a que apresentou a média do pH mais ácida entre os tratamentos.

Os valores encontrados para os efluentes tratados pelos doze sistemas situam-se dentro dos limites de 5 a 9 estabelecidos pela Resolução nº 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2005), que estabelece padrões de lançamento de efluentes em curso d'água em território nacional.

4.3.2 Oxigênio dissolvido (OD)

Os valores da concentração de oxigênio dissolvido dos efluentes obtidos nos pontos de coleta ao longo das doze semanas de operação dos SACs estão representados na Figura 10.

Figura 10-Variação dos valores médios de oxigênio dissolvido nos efluentes dos SACs, avaliados durante doze semanas de monitoramento



Fonte: A autora.

Entre os gases dissolvidos na água, o oxigênio é um dos mais importantes na dinâmica e caracterização de ecossistemas aquáticos e áreas alagadas. As principais fontes de oxigênio para a água são a atmosfera e a fotossíntese. No entanto, as perdas se devem ao consumo pela decomposição da matéria orgânica (oxidação), propagação para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos, como o ferro e o manganês (SARDINHA *et al.*, 2008).

Como pode ser observado na Figura 10, houve uma pequena variação dos valores de oxigênio dissolvido em todas os pontos de amostragem em relação as semanas de monitoramento (variação máxima de 6,5 mg.L⁻¹). Os maiores valores de oxigênio dissolvido foram obtidos na terceira semana de operação (média de 10,7 mg.L⁻¹) indicando a ocorrência de boa oxigenação nos SACs de todos os tratamentos.

Todas as semanas de monitoramento, com exceção da terceira semana, apresentaram remoção de oxigênio dissolvido, sendo a sétima semana a que apresentou a menor concentração de oxigênio dissolvido (média de 5,2 mg.L⁻¹), fato que pode ser atribuído a decomposição de matéria orgânica (por oxidação) oriunda das plantas de capim-elefante.

Os resultados obtidos com a análise estatística SISVAR e Teste Tukey podem ser observados nas Tabelas 11, 12 e 13. Letras distintas indicam diferenças significativas pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$).

Tabela 11-Análise de variância para a variável OD ao longo das 12 semanas de operação

FV	GL (n-1)	Fc	Pr>Fc
Tratamento	3	4,12	0,0085*
Semanas	11	56,45	0,0000*
Tratamento*semanas	33	2,21	0,0014*
CV (%)	11,21		

Legenda: *Significativo ao nível de 5%; ^{ns} Não significativo ao nível de 5% de significância. FV= fator de variação. GL=graus de liberdade (n-1).

Fonte: A autora.

Tabela 12-Médias de OD em função dos tratamentos empregados

Tratamentos	OD (mg.L⁻¹)	Resultado do teste
T1	7,39	B
T2	7,17	AB
T3	7,02	AB
T4	6,75	A
CV (%)	13,84	

Legenda: Médias seguidas pela mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey (5%).
Fonte: A autora.

Ao comparar os valores médios de OD para cada tratamento, pode-se afirmar, com um nível de significância de 5% que os SACs que operavam conforme tratamento T4 apresentaram, em seus efluentes, resultados que diferem estatisticamente dos efluentes dos SACs operados conforme tratamento T1.

Na Tabela 13, estão apresentadas as médias de OD pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$), em função das semanas de monitoramento.

Tabela 13-Médias de OD em função das semanas de monitoramento

Semanas	OD(mg.L ⁻¹)	Resultado do teste
1 ^a	7,33	C
2 ^a	7,34	C
3 ^a	10,7	D
4 ^a	5,89	AB
5 ^a	6,37	BC
6 ^a	5,90	AB
7 ^a	5,18	A
8 ^a	6,34	BC
9 ^a	7,27	C
10 ^a	10,06	D
11 ^o	7,26	C
12 ^a	5,35	AB

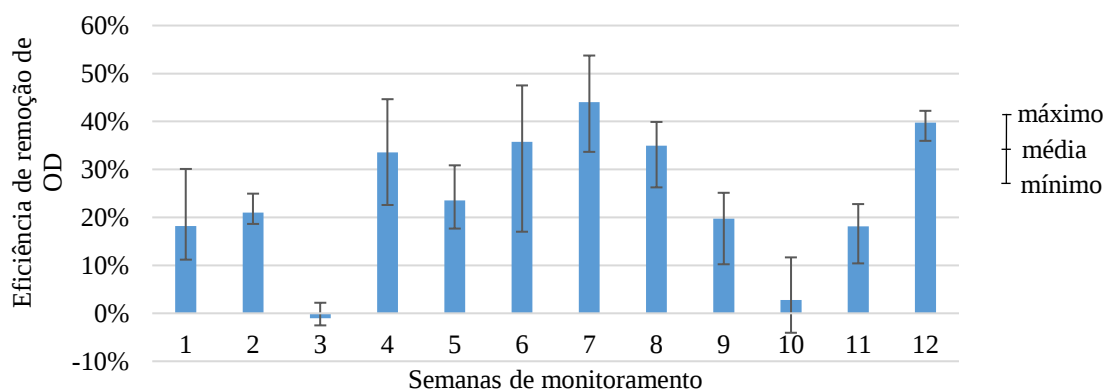
Legenda: Médias seguidas pela mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey (5%).

Fonte: A autora.

Houve diferença estatística significativa ($p < 0,05$) entre as semanas de operação dos SACs.

As eficiências médias de remoção de OD do rejeito salino nos efluentes analisados, durante o período de estudo, podem ser visualizadas na Figura 11.

Figura 11-Eficiência média de remoção de OD, entre os tratamentos a cada semana de operação dos SACs



Fonte: A autora.

No início de operação dos SACs foi observada uma queda da concentração de oxigênio dissolvido. Essa redução pode estar relacionada à decomposição da matéria orgânica e ao mau funcionamento dos SACs (pouco tempo no período seco), que teoricamente deveriam proporcionar uma maior oxigenação dos efluentes. A redução da concentração de oxigênio dissolvido após atravessar os sistemas de alagados construídos, também foi observada por Elias (2003) na estação de tratamento de água de Analândia.

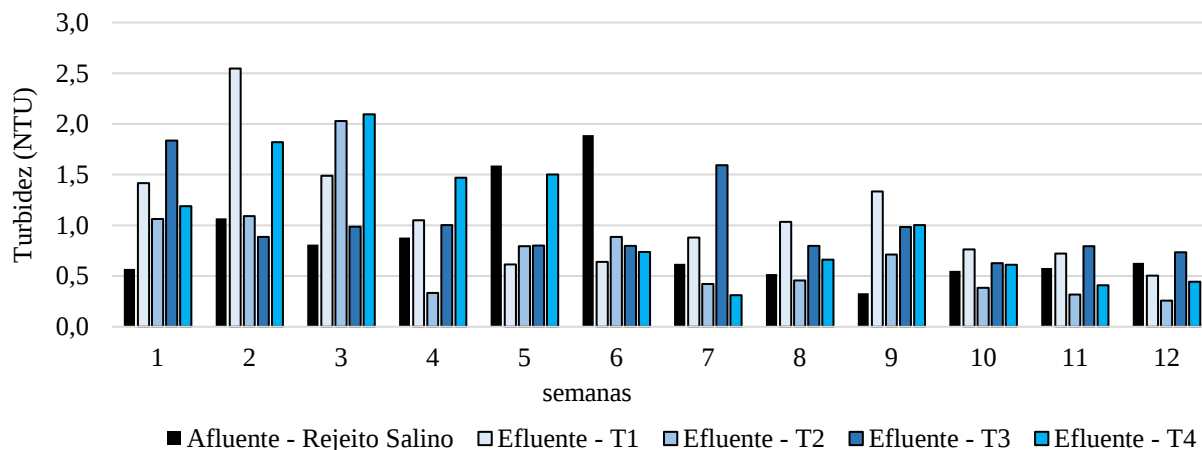
Para os efluentes de todos os SACs, as concentrações de oxigênio dissolvido medida nos pontos de entradas dos sistemas e saídas atenderam a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) apresentando valores acima de 5 mg.L^{-1} .

O tratamento T1 foi o tratamento com a maior média de OD ao longo das semanas de monitoramento, e a terceira semana foi a de maior média de OD entre os tratamentos, sendo os melhores resultados para concentração de OD.

4.3.3 Turbidez

A variação dos valores médios de turbidez nos efluentes dos SACs durante o período de monitoramento está representada na Figura 12.

Figura 12-Variação dos valores médios de turbidez nos efluentes dos SACs, avaliados durante doze semanas de monitoramento



Fonte: A autora.

O afluente variou de 0,52 NTU a 1,89 NTU, valores estes que se comparam ao máximo permitido para água potável de 1 a 5 NTU, ou seja, mesmo sendo um rejeito salino, com alta concentração de sais, não difere visualmente do permeado (água pura resultante do processo de dessalinização por ultrafiltração e osmose reversa).

Os SACs que operaram em fluxo contínuo (os do tratamento T1 e T2) apresentaram pouca variação entre os valores mínimo e máximo, de 0,26 a 2,55 NTU. A turbidez não foi removida devido à quantidade de sólidos suspensos e outros fatores em amostras pontuais. A variabilidade do sistema diminuiu ligeiramente nos SACs que operaram em regime estático (os do tratamento T3 e T4), com valores de mínimo e máximo de 0,31 a 2,09 NTU, com média de 0,99 e 1,02 NTU cada.

Os resultados obtidos com a análise estatística SISVAR e Teste Tukey podem ser observados nas Tabelas 14 e 15 e 16. Letras distintas indicam diferenças significativas pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$).

Tabela 14-Análise de variância para a variável turbidez ao longo das 12 semanas de operação

FV	GL (n-1)	Fc	Pr>Fc
Tratamento	3	1,89	0,1359 ^{ns}
Semanas	11	3,96	0,0001*
Tratamento*semanas	33	0,96	0,5334 ^{ns}
CV (%)	71,14		

Legenda: *Significativo ao nível de 5%; ^{ns} Não significativo ao nível de 5% de significância. FV= fator de variação. GL=graus de liberdade (n-1).

Fonte: A autora.

Tabela 15-Médias de turbidez em função dos tratamentos empregados

Tratamentos	Turbidez (NTU)	Resultado do teste
T1	1,08	A
T2	0,72	A
T3	0,98	A
T4	1,02	A
CV (%)	71,14	

Legenda: Médias seguidas pela mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey (5%).
Fonte: A autora.

De acordo com a análise de variância, não houve diferença significativa ($p > 0,05$) entre os tratamentos.

Na Tabela 16, estão apresentadas as médias de turbidez pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$), em função das semanas de monitoramento.

Tabela 16-Médias de turbidez em função das semanas de monitoramento

Semanas	Turbidez (NTU)	Resultado do teste
1^a	1,37	AB
2^a	1,58	B
3^a	1,65	B
4^a	0,96	AB
5^o	0,92	AB
6^a	0,76	AB
7^a	0,80	AB
8^a	0,73	AB
9^a	1,00	AB
10^a	0,59	A
11^a	0,56	A
12^a	0,48	A

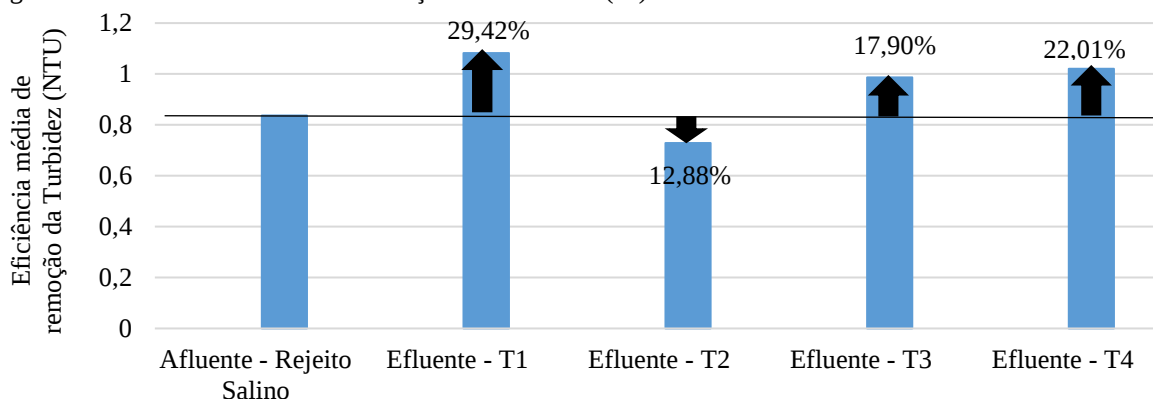
Legenda: Médias seguidas pela mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey (5%).
Fonte: A autora.

Analisando estatisticamente os valores médios de turbidez em função das semanas que ocorreram os tratamentos, houve diferença estatística significativa ($p < 0,05$).

A turbidez indica a presença de sólidos suspensos e fornece informações acerca da vulnerabilidade à contaminação por microrganismos (BRASIL, 2013). As últimas semanas de operação (da décima à décima segunda semana), como esperado, apresentaram valores médios de turbidez mais baixos comparados aos das três primeiras semanas, isso porque o material orgânico presente em cada sistema foi removido em maior quantidade no início da operação. E ao longo do experimento o material orgânico retido era lavado pelo efluente, diminuindo a sua concentração nos sistemas.

O gráfico de eficiência média de remoção de turbidez ao longo do sistema (Figura 13), indicou maior contribuição dos SACs que operaram em regime estático com quatro dias de TDH, removendo 12,88%. Para os demais SACs não houve remoção de turbidez, mas um acréscimo ocorrido pelo acúmulo ou arraste de sólidos no sistema. Este acréscimo da turbidez nos efluentes era esperado devido à presença de matéria orgânica dos sistemas de alagados construídos.

Figura 13-Eficiência média de remoção de turbidez (%) entre os tratamentos



Fonte: A autora.

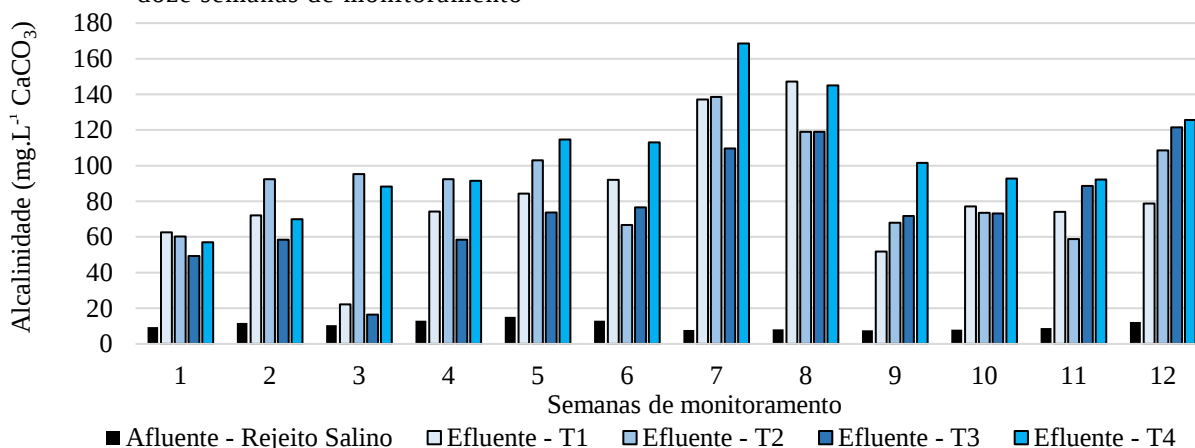
Pode-se dizer que houve influência das vegetações e do material das camadas filtrantes como areia, pedrisco e brita, nos SACs, sobre o controle deste parâmetro.

Os valores obtidos ao longo das análises de turbidez nos efluentes finais ficaram dentro do estabelecido para o padrão de qualidade de água. A Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005), determina uma turbidez de até 40 NTU para uma água de boa qualidade, água que pode ser utilizada para o consumo humano após tratamento, irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película, e irrigação de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto.

4.3.4 Alcalinidade

Como pode ser observado na Figura 14, apesar da oscilação da alcalinidade para um mesmo afluente em doze sistemas de alagados construídos diferentes, os valores médios de alcalinidade total dos efluentes tiveram uma tendência crescente ao longo do experimento. Ou seja, os valores médios de alcalinidade total, durante o experimento foram maiores nos efluentes quando comparados aos afluentes.

Figura 14-Variação dos valores médios de alcalinidade nos efluentes dos SACs, avaliados durante doze semanas de monitoramento



Fonte: A autora.

Os resultados obtidos com a análise estatística SISVAR e Teste Tukey podem ser observados nas Tabelas 17, 18 e 19. Letras distintas indicam diferenças significativas pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$).

Tabela 17- Análise de variância para a variável alcalinidade ao longo das 12 semanas de operação

FV	GL (n-1)	Fc	Pr>Fc
Tratamento	3	11,03	0,0000*
Semanas	11	19,11	0,0000*
Tratamento*semanas	33	2,31	0,0006*
CV (%)	23,92		

Legenda: *Significativo ao nível de 5%; ^{ns} Não significativo ao nível de 5% de significância. FV= fator de variação. GL=graus de liberdade (n-1).

Fonte: A autora.

Tabela 18-Médias de alcalinidade em função dos tratamentos empregados

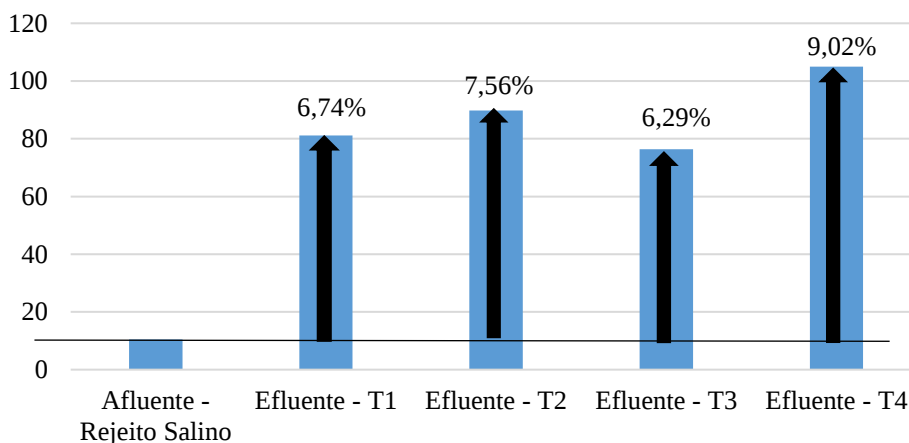
Tratamentos	Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	Resultado do teste
T1	86,38	AB
T2	89,73	B
T3	76,41	A
T4	105,01	C
CV (%)	23,92	

Legenda: Médias seguidas pela mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey (5%).
Fonte: A autora.

Os efluentes dos SACs operados conforme o tratamento T3 (fluxo contínuo e TDH de 4 dias) apresentaram valor médio de alcalinidade mais baixo se comparados aos demais tratamentos, isto porque os valores de pH estavam mais próximos da neutralidade. Já para os efluentes dos SACs operados conforme o tratamento T4 (fluxo estático e TDH de 4 dias), o valor médio de alcalinidade foi o mais alto, comparado aos outros tratamentos, devido à grande quantidade de material orgânico nos sistemas.

A Figura 15 mostra que houve aumento nos valores de alcalinidade total (AT) dos efluentes ao longo do experimento, observada diferença estatística entre as médias dos tratamentos, certamente porque cada leito dos sistemas de alagados construídos possuía abundância de material tampão, o que tornou os efluentes mais estáveis e resistentes às variações de pH.

Figura 15-Aumento de alcalinidade (%) dos efluentes, entre os tratamentos, com relação ao afluente



Fonte: A autora.

A Tabela 19, apresenta as médias de alcalinidade pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$), em função das semanas de monitoramento.

Tabela 19-Médias de alcalinidade em função das semanas de monitoramento

Semanas	Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	Resultado do teste
1 ^a	57,29	A
2 ^a	73,23	AB
3 ^a	55,54	A
4 ^o	79,18	AB
5 ^a	93,97	BC
6 ^a	87,15	BC
7 ^a	138,50	E
8 ^a	132,55	DE
9 ^a	73,25	AB
10 ^a	79,14	AB
11 ^a	78,46	AB
12 ^a	108,62	CD

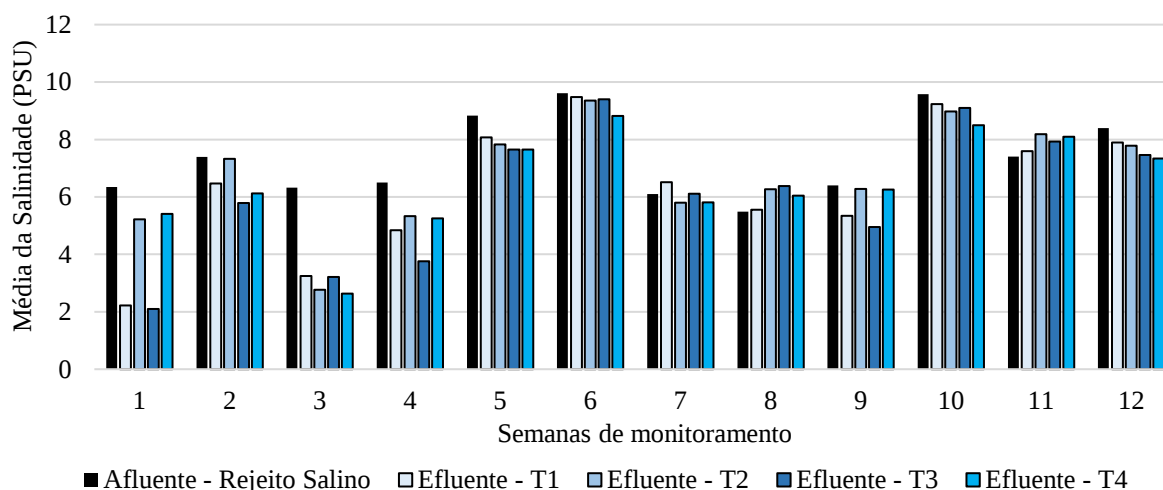
Legenda: Médias seguidas pela mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey 5%.
Fonte: A autora.

As primeiras três semanas de operação do experimento apresentaram as menores médias de alcalinidade nos efluentes que passaram pelos quatro tratamentos, isto comparado às demais semanas. Houve diferença significativa entre as semanas de operação. A variação entre o afluente e os efluentes nestas semanas foi baixa se comparada as demais semanas, e isto se deve ao fato de que as temperaturas estavam mais altas, favorecendo o desenvolvimento das plantas no processo de tratamento do rejeito salino.

4.3.5 Salinidade

Na Figura 16 são aprestadas as variações da salinidade nos efluentes de cada SAC, ao longo das doze semanas do experimento.

Figura 16-Variação dos valores médios de salinidade em PSU nos efluentes dos SACs, avaliados durante doze semanas de monitoramento



Fonte: A autora.

Nas quatro primeiras semanas de operação dos SACs, a redução do parâmetro salinidade foi muito eficiente, observa-se os valores médios de entrada e saída em torno de 6,6 PSU e 4,5 PSU, respectivamente. Este fato pode ser explicado pelo ciclo de vida das plantas mais jovens de capim-elefante e a demanda pela assimilação e crescimento das mesmas logo após o plantio inicial.

Os resultados obtidos com a análise estatística SISVAR e Teste Tukey podem ser observados nas Tabelas 20 e 21. Letras distintas indicam diferenças significativas pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$).

Tabela 20-Análise de variância para a variável salinidade ao longo das 12 semanas de operação

FV	GL (n-1)	Fc	Pr>Fc
Tratamento	3	3,85	0,0118*
Semanas	11	78,17	0,0000*
Tratamento*semanas	33	2,14	0,0022*
CV (%)	11,98		

Legenda: *Significativo ao nível de 5%; ^{ns} Não significativo ao nível de 5% de significância. FV= fator de variação. GL=graus de liberdade (n-1).

Fonte: A autora.

Tabela 21-Médias de salinidade em função dos tratamentos empregados

Tratamentos	Salinidade (PSU)	Resultado do teste
T1	6,37	AB
T2	6,75	B
T3	6,15	A
T4	6,49	AB
CV (%)	11,98	

Legenda: Médias seguidas pela mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey (5%).

Fonte: A autora.

Houve diferença significativa ($p < 0,05$) entre os tratamentos. O tratamento T3 diferiu estatisticamente do tratamento T2. O tratamento T3 (regime estático e TDH de 3 dias) foi o mais eficiente entre os tratamentos, pois apresentou maior média de remoção de salinidade nos seus efluentes. Portanto, é possível dizer que, a vegetação e as camadas filtrantes que compunham os leitos de cada tratamento, apresentaram influência sobre o controle deste parâmetro.

Tabela 22-Médias de salinidade em função das semanas de monitoramento

Semanas	Salinidade (PSU)	Resultado do teste
1^a	3,73	A
2^o	6,42	C
3^a	2,96	A
4^a	4,79	B
5^a	7,80	D
6^a	9,26	F
7^a	6,05	C
8^a	6,06	C
9^a	5,70	BC
10^a	8,95	EF
11^a	7,95	DE
12^a	7,62	D

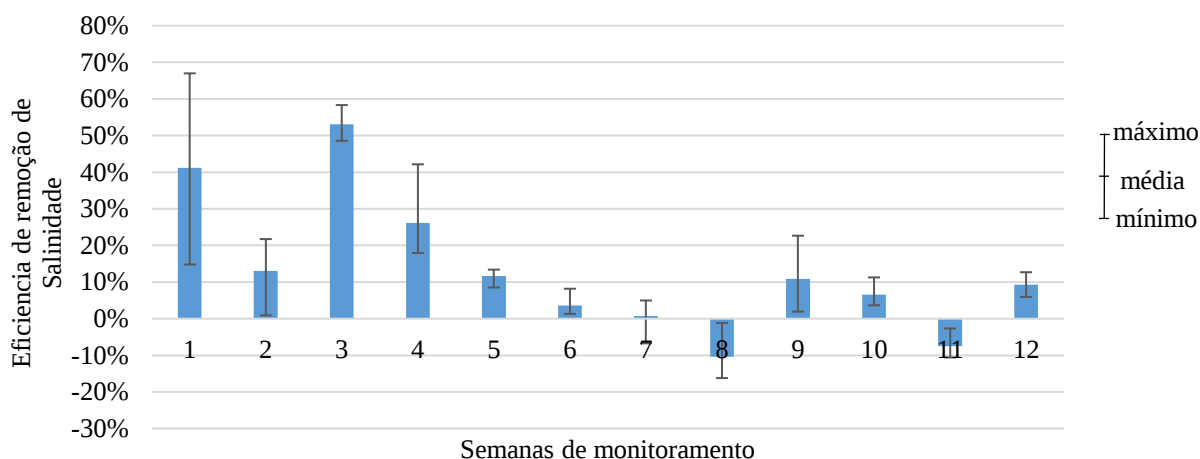
Legenda: Médias seguidas pela mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey (5%).

Fonte: A autora.

Para análise estatística entre as médias de salinidade em função das semanas que ocorreram os tratamentos, houve diferença estatística significativa ($p < 0,05$) conforme apresentado na Tabela 22.

As eficiências médias de remoção de salinidade do rejeito salino nos efluentes analisados, durante o período de estudo, podem ser visualizadas na Figura 17.

Figura 17-Eficiência média de remoção de salinidade, entre os tratamentos a cada semana de operação dos SACs



Fonte: A autora.

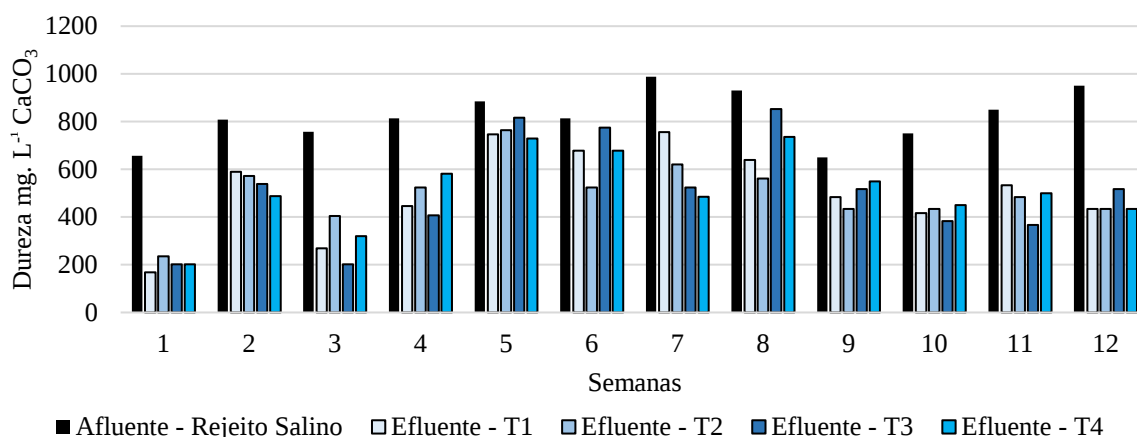
A remoção de salinidade ocorreu com maior eficiência na terceira (53,1%) e primeira (41,2%) semana de operação do experimento. Entre a quinta e décima segunda semana, houve uma perda considerável de eficiência de remoção deste parâmetro, com valor médio de entrada de 7,7 PSU e saída com valor médio de 7,4 PSU. Estes valores pouco significativos nas últimas semanas de operação, se explicam devido à acumulação da salinidade nos leitos, tendo em vista, que o capim-elefante produziu menor quantidade de biomassa, diminuiu a capacidade de absorção de nutrientes pelas raízes e contribuiu para o acúmulo deste no sistema.

Os efluentes se enquadram como água salobra pela Resolução nº 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2005), com salinidade superior a 0,5 PSU e inferior a 30 PSU.

4.3.6 Dureza

Os resultados de dureza total apresentados na Figura 18, mostram que o rejeito salino, antes de passar pelos SACs, apresentou valores altos de dureza chegando a ser considerado água muito dura, segundo a Organização Mundial da Saúde, por apresentar uma concentração em carbonato de cálcio superior a 180 mg.L⁻¹.

Figura 18-Variação dos valores médios de dureza em mg.L^{-1} de CaCO_3 nos efluentes dos SACs, avaliados durante doze semanas de monitoramento



Fonte: A autora.

O afluente variou de 650 a 988,37 mg.L^{-1} de CaCO_3 , valores estes que refletem a presença de sais de metais alcalinos terrosos, predominantemente cátions de cálcio e de magnésio

Os resultados obtidos com a análise estatística SISVAR e Teste Tukey podem ser observados nas Tabelas 23 e 24.

Tabela 23-Análise de variância para a variável Dureza ao longo das 12 semanas de operação

FV	GL (n-1)	Fc	Pr>Fc
Tratamento	3	0,15	0,9297 ^{ns}
Semanas	11	29,60	0,0000*
Tratamento*semanas	33	1,78	0,0160 ^{ns}
CV (%)	20,15		

Legenda: *Significativo ao nível de 5%; ^{ns} Não significativo ao nível de 5% de significância. FV= fator de variação. GL=graus de liberdade (n-1).

Fonte: A autora.

Tabela 24-Médias de dureza em função dos tratamentos empregados

Tratamentos	Dureza (mg.L^{-1} de CaCO_3)	Resultado do teste
T1	513,29	A
T2	499,00	A
T3	508,35	A
T4	512,76	A
CV (%)	20,15	

Legenda: Médias seguidas pela mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey (5%).

Fonte: A autora.

O tratamento T2 apresentou menor média para valores de dureza, enquanto nos efluentes que passaram pelo tratamento T1 apresentaram maior média de dureza. Mesmo assim, não houve diferença significativa ($p > 0,05$) entre os tratamentos.

A Tabela 25, apresenta as médias de dureza pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$), em função das semanas de monitoramento.

Tabela 25-Médias de Dureza em função das semanas de monitoramento

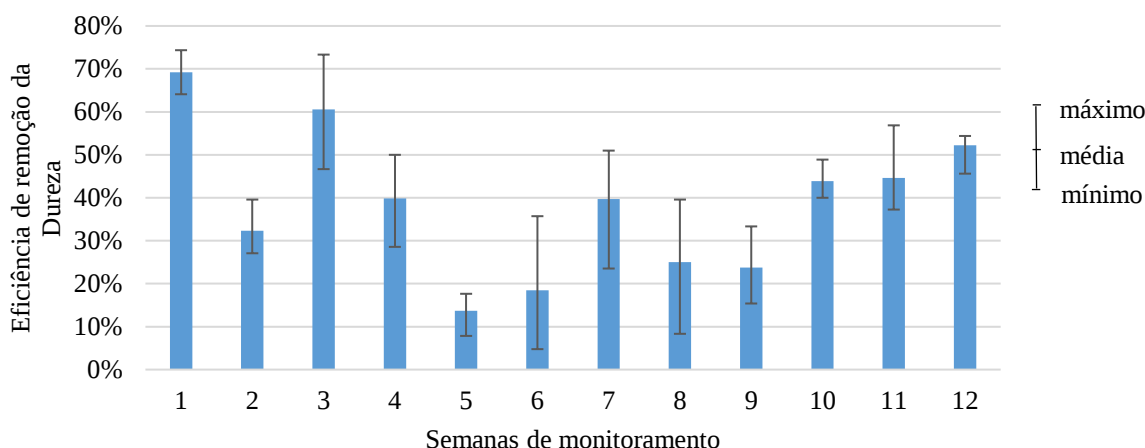
Semanas	Dureza (mg.L^{-1} de CaCO_3)	Resultado do teste
1 ^a	202,02	A
2 ^a	547,13	CDE
3 ^a	298,82	A
4 ^a	489,34	CD
5 ^o	763,88	G
6 ^a	663,75	EFG
7 ^a	595,93	DEF
8 ^a	697,67	FG
9 ^a	495,83	CD
10 ^a	420,83	BC
11 ^a	470,83	CD
12 ^a	454,16	C

Legenda: Médias seguidas pela mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey (5%).
Fonte: A autora

Analisando estatisticamente os valores médios da dureza em função das semanas que os tratamentos foram operados, houve diferença estatística significativa ($p < 0,05$).

As eficiências médias de remoção de dureza do rejeito salino nos efluentes analisados, durante o período de estudo, podem ser visualizadas na Figura 19.

Figura 19-Eficiência média de remoção de dureza, entre os tratamentos a cada semana de operação dos SACs



Fonte: A autora.

Ao longo dos períodos de monitoramento do experimento a maior eficiência de remoção nos SACs ocorreu na primeira semana de operação, com valor médio de 69,20% que

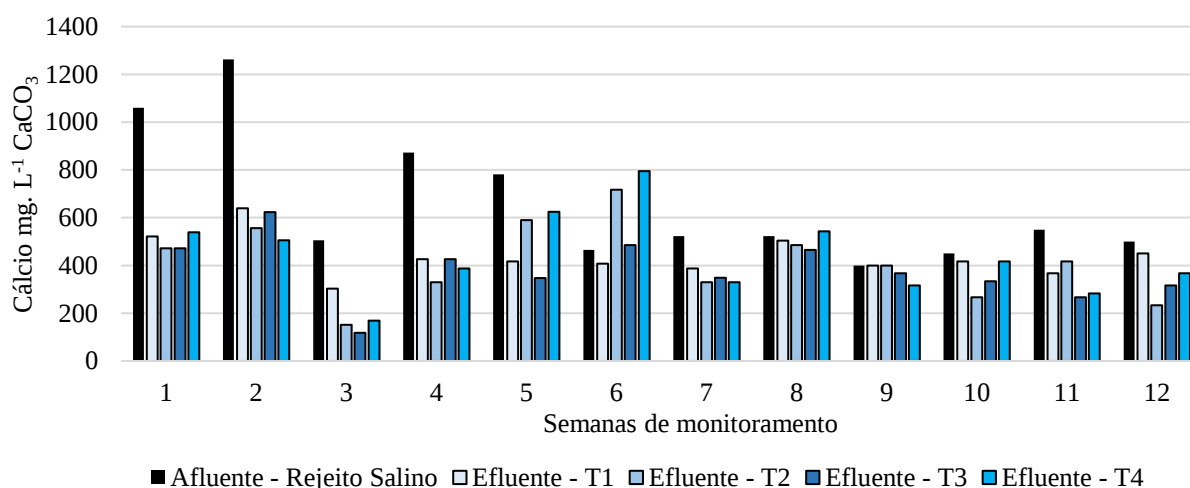
variou entre 64,1 e 74,4%. A terceira semana também mostrou ser eficiente na remoção de dureza do afluente com valor médio de 60,60% que variou entre 46,7% e 73,3%.

Essa redução possivelmente aconteceu pela assimilação dos íons de cálcio e magnésio pela microbiota e o capim elefante, uma vez que estes íons tem um importante papel nas reações de troca catiônica e na produtividade global (KADLEC, KNIGHT, *et al.*, 2000).

4.3.7 Cálcio

A variação dos valores médios de cálcio nos efluentes dos SACs durante o período de monitoramento está representada na Figura 20.

Figura 20-Variação dos valores médios de cálcio nos efluentes dos SACs, avaliados durante doze semanas de monitoramento



Fonte: A autora.

No decorrer das semanas, observou-se que o rejeito salino recebido para abastecer os SACs, apresentou uma diminuição gradativa na concentração de cálcio. Isto se justifica pelo processo de abrandamento que ocorreu durante a dessalinização por ultrafiltração e osmose reversa (DE ALMEIDA, 2017).

As amostras de efluentes, coletados dos SACs dos quatro tratamentos, apresentaram uma redução gradual nas concentrações de cálcio a partir da primeira semana de operação, chegando, na terceira semana, ao menor valor médio de concentração de cálcio para o tratamento T3 (fluxo contínuo e TDH de 4 dias) de 117,85 mg.L⁻¹ de CaCO₃.

Entre a sétima semana à décima segunda semana as concentrações de cálcio dos efluentes apresentaram valores praticamente estáveis e bem inferiores ao da sexta semana.

Os resultados obtidos com a análise estatística SISVAR e Teste Tukey podem ser observados nas Tabelas 26 e 27. Letras distintas indicam diferenças significativas pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$).

Tabela 26-Análise de variância para a variável cálcio ao longo das 12 semanas de operação

FV	GL (n-1)	Fc	Pr>Fc
Tratamento	3	3,81	0,0125 ^{ns}
Semanas	11	24,38	0,0000*
Tratamento*semanas	33	3,04	0,0000*
CV (%)	20,13		

Legenda: *Significativo ao nível de 5%; ^{ns} Não significativo ao nível de 5% de significância. FV= fator de variação. GL=graus de liberdade (n-1).

Fonte: A autora.

Tabela 27-Médias de cálcio em função dos tratamentos empregados

Tratamentos	Cálcio (mg.L⁻¹ de CaCO₃)	Resultado do teste
T1	436,62	B
T2	412,15	AB
T3	380,62	A
T4	439,56	B
CV (%)	20,15	

Legenda: Médias seguidas pela mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey (5%).
Fonte: A autora.

Pelo Teste de Tukey a 5%, houve diferença significativa ($p < 0,05$) entre os tratamentos.

O regime de operação e os tempos de detenção hidráulicas interferiram nos resultados.

Na tabela 28, estão apresentadas as médias de cálcio pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$), em função das semanas de monitoramento.

Tabela 28- Médias de cálcio em função das semanas de monitoramento

Semanas	Cálcio (mg.L⁻¹ de CaCO₃)	Resultado do teste
1^a	500,84	CD
2^a	580,80	D
3^a	185,18	A
4^o	392,44	BC
5^a	494,79	CD
6^a	600,77	D
7^a	348,83	B
8^a	499,03	CD
9^a	370,83	B
10^a	358,33	B
11^a	333,33	B
12^a	341,66	B

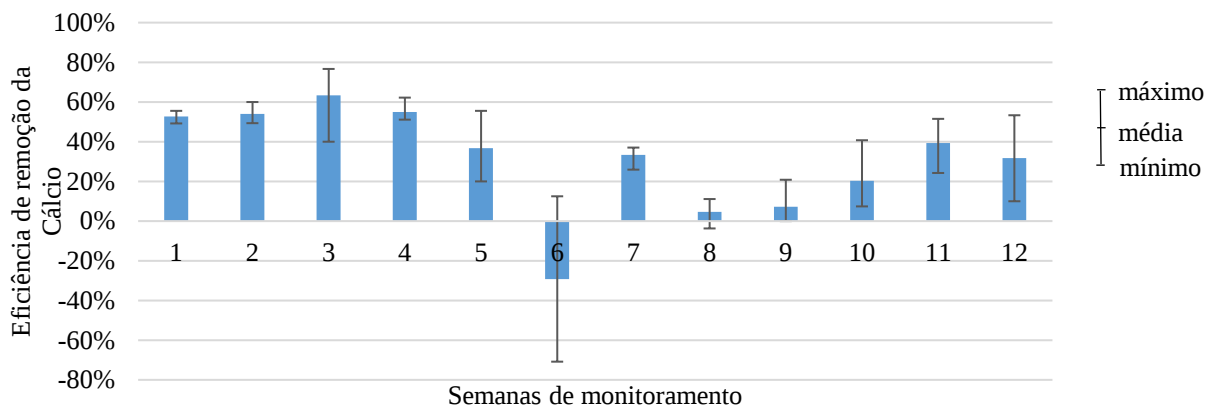
Legenda: Médias seguidas pela mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey (5%).
Fonte: A autora.

A partir do Teste de Tukey a 5%, houve diferença significativa ($p < 0,05$) entre as semanas que ocorreram os tratamentos.

O gráfico de eficiência média de remoção de cálcio ao longo do sistema (Figura 21), indicou uma remoção gradual da primeira à terceira semana, com eficiência máxima de

remoção na terceira semana (63,30%), com remoção máxima de 76,70% nos efluentes dos SACs do tratamento T3.

Figura 21-Eficiência média de remoção de cálcio, entre os tratamentos em cada semana de operação dos SACs



Fonte: A autora.

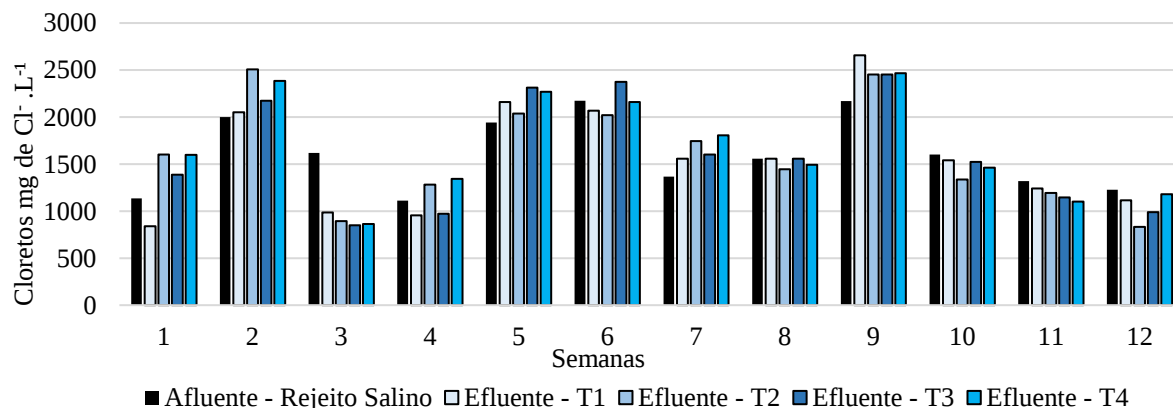
A partir da quarta semana houve uma instabilidade de eficiência de remoção de cálcio, variando para mais e para menos de semana a semana.

O aumento da concentração de cálcio que ocorreu na sexta semana, nos SACs dos tratamentos T2 e T4 (com 4 dias de TDH), foi observado no desenvolvimento do capim-elefante, por hipótese, presume-se elevação de rigidez da parede do caule, impondo resistência para o alongamento celular como apresentado por Delfrate (2017).

4.3.8 Cloretos

A variação dos valores de cloretos dos efluentes de cada um dos pontos de coleta ao longo das 12 semanas do experimento estão representadas na Figura 22.

Figura 22-Variação dos valores médios de cloretos nos efluentes dos SACs, avaliados durante doze semanas de monitoramento



Fonte: A autora.

Os valores médios na entrada do sistema variaram entre 1110,77 mg de $\text{Cl}^- \cdot \text{L}^{-1}$ (4ª semana) e 2175,25 mg de $\text{Cl}^- \cdot \text{L}^{-1}$ (6ª semana) e na saída do sistema os valores ficaram na faixa

de 833,08 mg de $\text{Cl}^- \cdot \text{L}^{-1}$ (12ª semana T2) a 2656,41 mg de $\text{Cl}^- \cdot \text{L}^{-1}$ (9ª semana T1). Os resultados obtidos com as análises estatísticas SISVAR e Teste de Tukey podem ser observados nas Tabelas 29 e 30.

Tabela 29-Análise de variância para a variável cloretos ao longo das 12 semanas de operação

FV	GL (n-1)	Fc	Pr>Fc
Tratamento	3	3,53	0,0177 ^{ns}
Semanas	11	152,79	0,0000*
Tratamento*semanas	33	3,42	0,0000*
CV (%)	9,43		

Legenda: *Significativo ao nível de 5%; ^{ns} Não significativo ao nível de 5% de significância. FV= fator de variação. GL=graus de liberdade (n-1).

Fonte: A autora.

Tabela 30- Médias de cloretos em função dos tratamentos empregados

Tratamentos	Cloretos ($\text{Cl}^- \cdot \text{L}^{-1}$)	Resultado do teste
T1	1560,67	A
T2	1612,52	AB
T3	1612,33	AB
T4	1677,19	B
CV (%)	9,43	

Legenda: Médias seguidas pela mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey (5%).
Fonte: A autora.

A maior concentração média de cloretos, durante as doze semanas de estudos, foi encontrada nos efluentes dos SACs do tratamento T4 e a menor nos efluentes dos SACs do tratamento T1. Portanto, com um nível de significância de 5%, pode-se afirmar que houve diferença significativa entre os tratamentos.

Na Tabela 31, estão apresentadas as médias de cloretos pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$), em função das semanas de monitoramento.

Tabela 31-Médias de cloretos em função das semanas de monitoramento

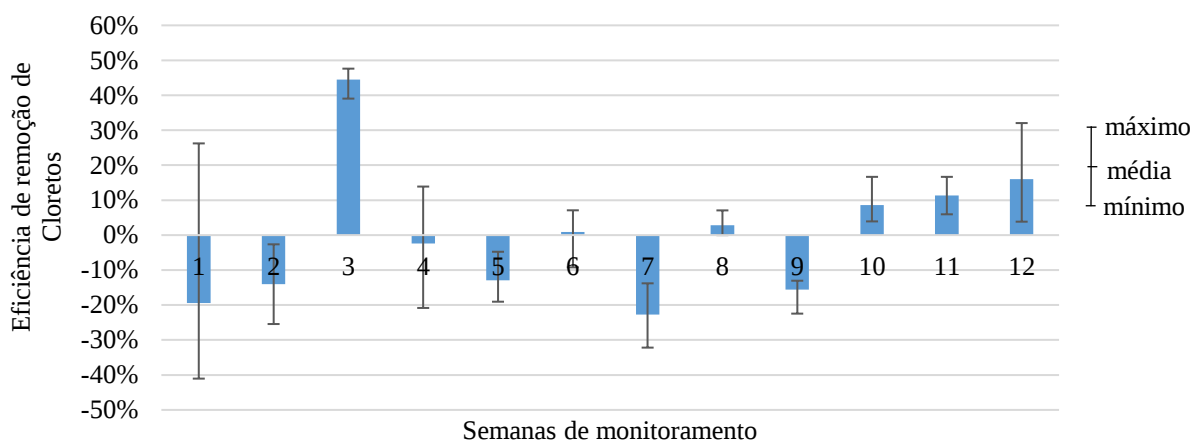
Semanas	Cloretos ($\text{Cl}^- \cdot \text{L}^{-1}$)	Resultado do teste
1 ^a	1357,03	CD
2 ^a	2279,99	F
3 ^a	898,64	A
4 ^a	1137,76	B
5 ^a	2194,53	F
6 ^a	2155,96	F
7 ^a	1677,93	E
8 ^o	1512,89	DE
9 ^a	2507,08	G
10 ^a	1465,74	D
11 ^a	1171,02	BC
12 ^a	1029,55	AB

Legenda: Médias seguidas pela mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey (5%).
Fonte: A autora.

A semana que a a menor concentração média de cloretos entre os tratamentos foi a terceira semana, enquanto a nona semana teve a maior concentração média de cloretos. Portanto, com um nível de significância de 5 %, pode-se afirmar que houve diferença significativa entre as semanas de operação dos sistemas.

As eficiências de remoção de cloretos do rejeito salino, durante o período de estudo, podem ser visualizadas na Figura 23.

Figura 23-Eficiência média de remoção de cloreto, entre os tratamentos a cada semana de operação dos SACs



Fonte: A autora.

Após a passagem do afluente pelos SACs houve uma redução da concentração de cloretos nos efluentes que foram coletados na terceira semana. A eficiência de remoção variou entre 39% (SACs do tratamento T1) e 47,6% (SACs do tratamento T3). A remoção pode ter ocorrido pela absorção dos íons pela microbiota e pelo capim elefante.

Com relação a 8ª, 10ª, 11ª e 12ª semanas apresentaram uma eficiência baixa de remoção, exceto a 8ª semana nos tratamentos T1 e T3, que não removeram cloreto do afluente. Para as outras semanas a eficiência foi negativa, com um acréscimo que variou entre 2,40% na quarta semana e 22,70% na sétima semana.

O aumento da concentração e íons cloreto ocorreu, provavelmente devido à morte e decomposição de algumas plantas de capim elefante nos sistemas de alagados construídos na 4ª, 5ª e 6ª semanas, com retorno dos cloretos.

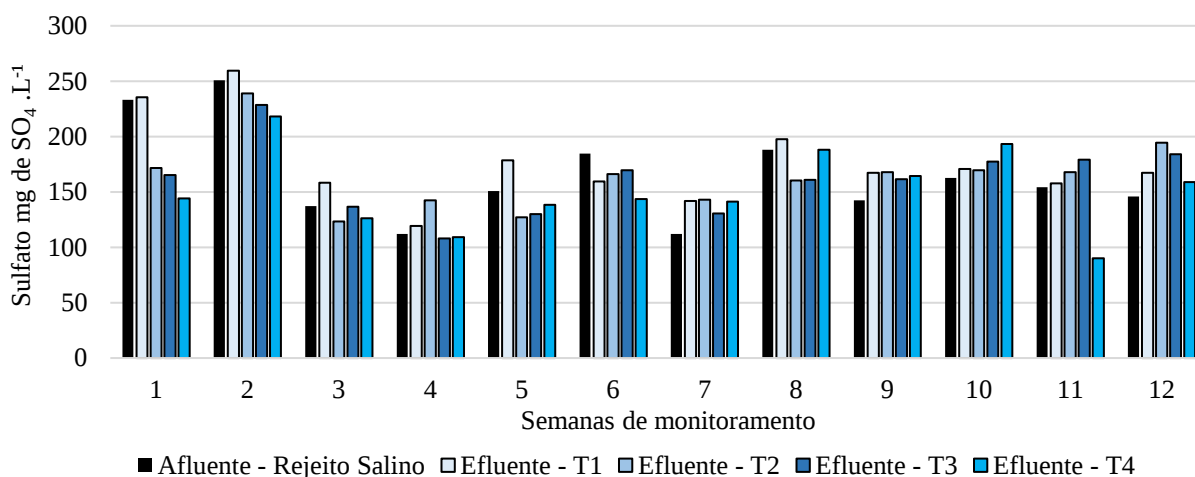
A alta concentração dos cloretos nos efluentes interferiu na determinação da DQO e, não apresentou resultados confiáveis, precisando repetir mais de duas vezes os ensaios. Esta mesma situação ocorreu para a determinação de nitratos.

4.3.9 Sulfato

Os valores da concentração de sulfato dos efluentes obtidos nos pontos de coleta ao longo das 12 semanas de operação dos SACs estão representados na Figura 24.

De maneira geral, observa-se que todas as semanas de coleta (com exceção da sexta semana), a concentração de sulfato medida na entrada dos sistemas de alagados construídos apresentou valores mais baixos do que os pontos de saída.

Figura 24-Variação dos valores médios de sulfato nos efluentes dos SACs, avaliados durante doze semanas de monitoramento



Fonte: A autora.

Os resultados obtidos com a análise estatística SISVAR e Teste Tukey podem ser observados nas Tabelas 32 e 33.

Tabela 32-Análise de variância para a variável sulfato ao longo das 12 semanas de operação

FV	GL (n-1)	Fc	Pr>Fc
Tratamento	3	3,79	0,0127 ^{ns}
Semanas	11	20,52	0,0000*
Tratamento*semanas	33	1,77	0,0162 ^{ns}
CV (%)	13,84		

Legenda: *Significativo ao nível de 5%; ^{ns} Não significativo ao nível de 5% de significância. FV= fator de variação. GL=graus de liberdade (n-1).

Fonte: A autora.

Ao se comparar os valores médios da concentração de sulfato nos efluentes que passaram pelos SACs dos tratamentos T4 e T3 verificou-se uma remoção, com eficiência significativa. O menor valor médio encontrado foi no tratamento T4 (159,78 mg de SO₄.L⁻¹).

Tabela 33-Médias de sulfatos em função dos tratamentos empregados

Tratamentos	Sulfatos (mg de SO ₄ .L ⁻¹)	Resultado do teste
T1	176,054	B
T2	164,32	AB
T3	160,97	A
T4	151,30	A
CV (%)	13,84	

Legenda: Médias seguidas pela mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey (5%).
Fonte: A autora.

Na Tabela 33, estão apresentadas as médias de sulfato pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$), em função das semanas de monitoramento.

Tabela 34-Médias de sulfatos em função das semanas de monitoramento

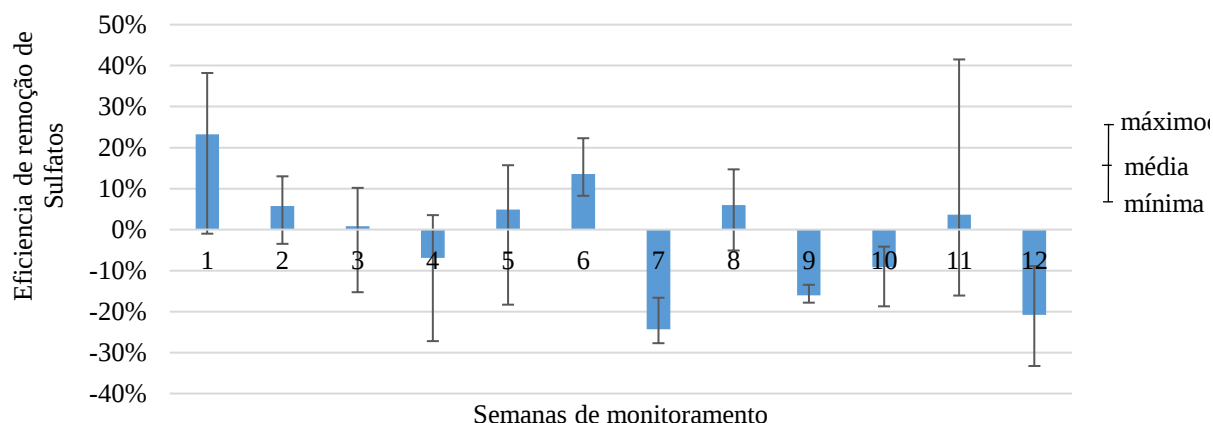
Semanas	Sulfatos (mg de SO ₄ .L ⁻¹)	Resultado do teste
1 ^a	179,12	D
2 ^a	236,33	E
3 ^a	135,91	AB
4 ^a	119,70	A
5 ^a	143,53	ABC
6 ^a	159,61	BCD
7 ^a	139,16	AB
8 ^a	176,82	D
9 ^a	165,25	BCD
10 ^a	177,66	D
11 ^o	148,68	ABC
12 ^a	176,11	D

Legenda: Médias seguidas pela mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey (5%).
Fonte: A autora.

A semana que conseguiu apresentar a menor concentração média de sulfato entre os tratamentos foi a quarta semana, enquanto a segunda semana teve a maior concentração média de sulfatos. Portanto, com um nível de significância de 5%, pode-se afirmar que houve diferença significativa entre as semanas de operação dos sistemas.

As eficiências de remoção de sulfatos do rejeito salino, durante o período de estudo, podem ser visualizadas na Figura 25.

Figura 25-Eficiência média de remoção de sulfato, entre os tratamentos em cada semana de operação dos SACs



Fonte: A autora.

Após a passagem do afluente pelos SACs houve uma redução da concentração de sulfatos nos efluentes que foram coletados na 1^a, 2^a, 3^a, 5^a, 6^a, 8^a e 11^a semanas. A eficiência de remoção foi maior na primeira semana com média de 23,2%.

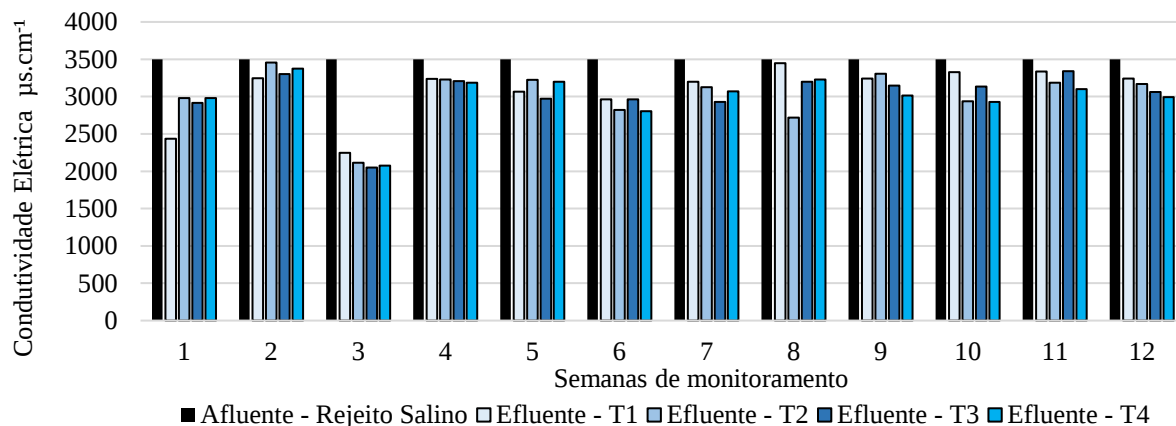
Com relação a 4^a, 7^a, 9^a, 10^a e 12^a semanas a eficiência foi negativa, com um acréscimo que variou entre 6,90% (na quarta semana) e 24,30% (na sétima semana).

O aumento da concentração de sulfato ocorreu, possivelmente, pela permanência do rejeito salino nos SACs, principalmente nos operados em regime estático (T3 e T4), os mesmos que apresentaram a concentração de OD mais baixo.

4.3.10 Condutividade elétrica (CE)

Na Figura 26 são apresentadas as variações de condutividade elétrica, ao longo das 12 semanas do experimento.

Figura 26-Variação dos valores médios de condutividade elétrica nos efluentes dos SACs, avaliados durante doze semanas de monitoramento



Fonte: A autora.

De maneira geral os valores de condutividade elétrica foram reduzidos ao longo do experimento em todos os tratamentos, possivelmente devido ao consumo dos nutrientes pela planta. Isso pode ter ocorrido devido à precipitação do afluente e a baixa evapotranspiração durante o período das coletas, provocada pelas baixas temperaturas, proporcionando a diminuição na concentração iônica no rejeito salino como sulfatos e cloretos.

Os resultados obtidos com a análise estatística SISVAR e Teste Tukey podem ser observados nas Tabelas 35 e 36.

Tabela 35-Análise de variância para a variável CE ao longo das 12 semanas de operação

FV	GL (n-1)	Fc	Pr>Fc
Tratamento	3	1,87	0,138 ^{ns}
Semanas	11	46,14	0,000*
Tratamento*semanas	33	2,85	0,000*
CV (%)	5,3		

Legenda: *Significativo ao nível de 5%; ^{ns} Não significativo ao nível de 5% de significância. FV= fator de variação. GL=graus de liberdade (n-1).

Fonte: A autora.

Tabela 36-Médias de CE em função dos tratamentos empregados

Tratamentos	CE ($\mu\text{s}.\text{cm}^{-1}$)	Resultado do teste
T1	3082,85	A
T2	3023,06	A
T3	3018,34	A
T4	2995,78	A
CV (%)	5,37	

Legenda: Médias seguidas pela mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey (5%).
Fonte: A autora.

Ao observar o comportamento do parâmetro de condutividade elétrica verificou-se que, as menores médias foram as dos efluentes que passaram pelo tratamento T4 e as maiores foram as dos efluentes que passaram pelo tratamento T1. No entanto, por este teste tratar os dados através da comparação dos valores médios, não foram observadas diferenças significativas entre os pontos de coleta.

Na Tabela 37, estão apresentadas as médias de CE pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$), em função das semanas de monitoramento.

Tabela 37-Médias de CE em função das semanas de monitoramento

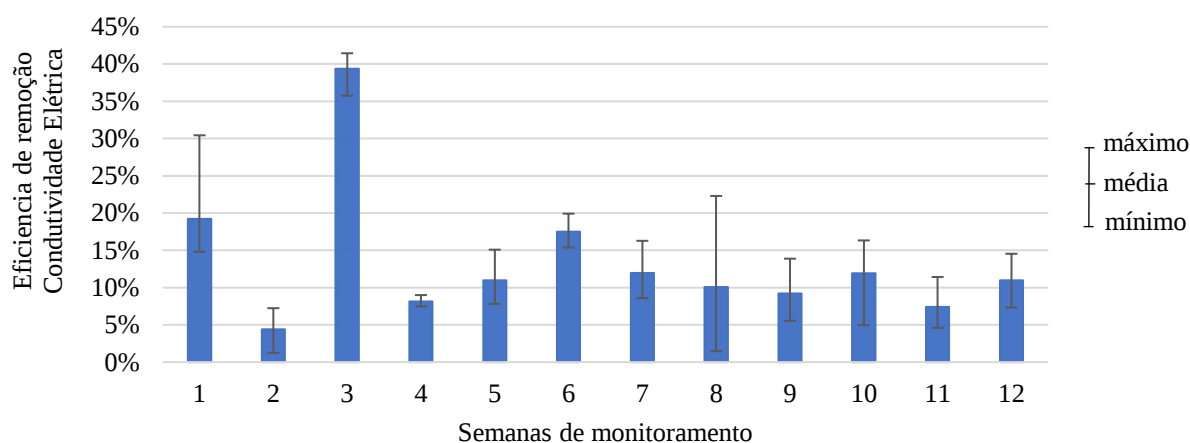
Semanas	CE ($\mu\text{s.cm}^{-1}$)	Resultado do teste
1 ^a	2827,50	B
2 ^a	3345,83	E
3 ^a	2121,82	A
4 ^a	3215,27	DE
5 ^o	3116,17	D
6 ^a	2887,35	BC
7 ^a	3081,63	CD
8 ^a	3147,95	DE
9 ^a	3177,82	DE
10 ^a	3082,00	CD
11 ^a	3240,58	DE
12 ^a	3116,16	D

Legenda: Médias seguidas pela mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey (5%).
Fonte: A autora.

A semana que apresentou a menor concentração média de condutividade elétrica entre os tratamentos foi a terceira semana. Portanto, com um nível de significância de 5%, pode-se afirmar que houve diferença significativa entre as semanas de operação dos sistemas.

As eficiências de remoção de condutividade elétrica do rejeito salino, durante o período de estudo, podem ser visualizadas na Figura 27.

Figura 27-Eficiência média de remoção de CE, entre os tratamentos a cada semana de operação dos SACs



Fonte: A autora.

Os SACs mostraram ser eficientes na remoção da condutividade elétrica em todas as semanas do experimento. A taxa de remoção variou na faixa de 4,4% (segunda semana) a 39,4% (terceira semana).

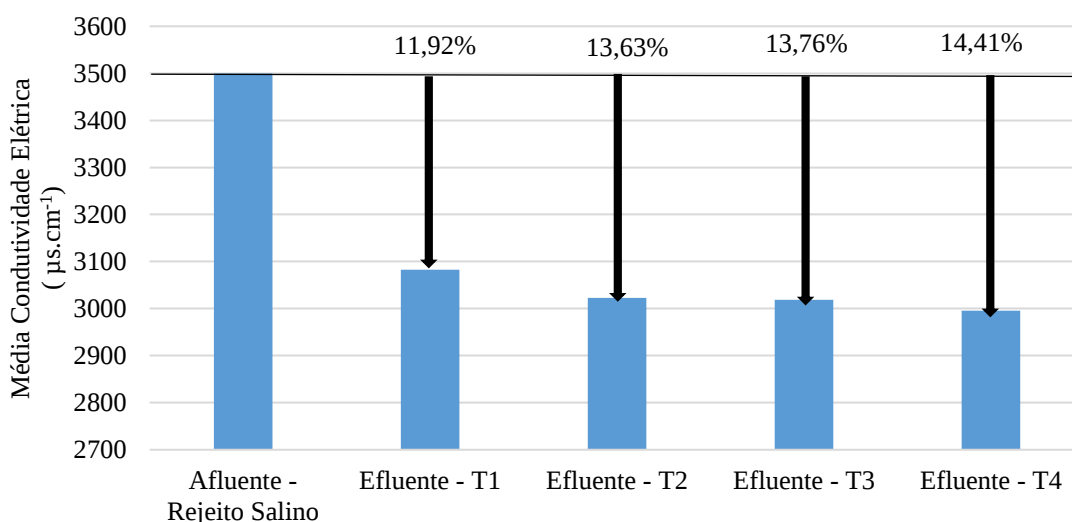
Como já foi observado anteriormente nos dados de alcalinidade (bicarbonatos), e dureza (cálcio e magnésio) e nos de cloretos, a concentração destes íons em sua maioria foram reduzidos após a passagem pelos SACs (exceto a alcalinidade e os cloretos).

A remoção pode ter ocorrido pela absorção dos íons pelas camadas filtrantes e o capim-elefante, como também pelos processos de adsorção e troca catiônica. As cargas positivas do íon na solução (cálcio, magnésio, potássio) se ligam aos ambientes carregados negativamente na superfície do material de adsorção, seja no meio filtrante ou nas próprias plantas (CUNHA, 2006).

Com relação às coletas realizadas nas primeiras três semanas, a condutividade elétrica apresentou tendência diferente das demais semanas, tendo maior eficiência de remoção. A partir da quarta semana os resultados foram menos satisfatórios, um fator a ser considerado é a solubilização de materiais orgânicos e de sólidos ao longo do sistema.

O gráfico de eficiência de condutividade elétrica (Figura 28) indica que a maior diminuição de condutividade elétrica ocorreu na terceira semana nos SACs do tratamento T4.

Figura 28-Eficiência média de remoção de condutividade elétrica (%) entre os tratamentos



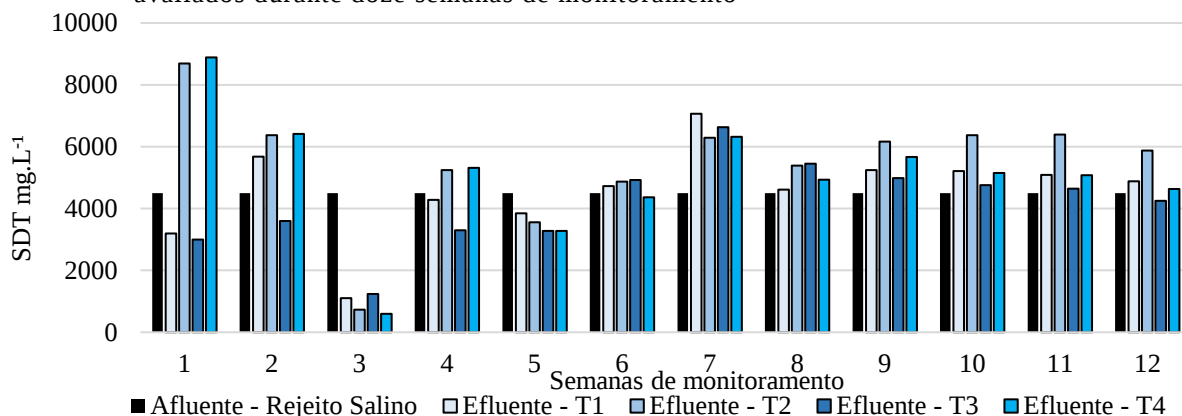
Fonte: A autora.

Este fato sugere a hipótese de que nas primeiras semanas os SACs tinham maior quantidades de nutrientes para o vegetal. E com a menor produção de biomassa nos últimos compartimentos diminuiu a capacidade de absorção do capim-elefante vindo a acumular.

4.3.11 Sólidos dissolvidos totais (SDT)

Na Figura 29 são apresentadas as variações de sólidos dissolvidos totais, ao longo das doze semanas do experimento.

Figura 29-Variação dos valores médios sólidos dissolvidos totais em mg.L^{-1} nos efluentes dos SACs, avaliados durante doze semanas de monitoramento



Fonte: A autora.

De maneira geral os valores médios encontrados em cada efluente, mostram um aumento da concentração de sólidos dissolvidos totais após a passagem pelos SACs ao longo das 12 semanas. Com exceção da terceira semana que teve uma redução considerável de sólidos dissolvidos totais.

Os resultados obtidos com a análise estatística SISVAR e Teste Tukey podem ser observados nas tabelas 38 e 39.

Tabela 38-Análise de variância para a variável SDT ao longo das 12 semanas de operação

FV	GL (n-1)	Fc	Pr>Fc
Tratamento	3	14,15	0,0000*
Semanas	11	29,90	0,0000*
Tratamento*semanas	33	3,84	0,0000*
CV (%)	18,99		

Legenda: *Significativo ao nível de 5%; ^{ns} Não significativo ao nível de 5% de significância. FV= fator de variação. GL=graus de liberdade (n-1).

Fonte: A autora.

Tabela 39-Médias de SDT em função dos tratamentos empregados

Tratamentos	SDT (mg.L^{-1})	Resultado do teste
T1	4578,19	AB
T2	5496,44	C
T3	4171,75	A
T4	5053,69	BC
CV (%)	18,99	

Legenda: Médias seguidas pela mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey (5%).
Fonte: A autora.

Ao observar o comportamento do parâmetro de sólidos dissolvidos totais foi possível verificar que os menores valores foram encontrados nas amostras dos efluentes que passaram pelo tratamento T3 e as maiores nos efluentes que passaram pelo tratamento T2. Segundo o teste estatístico há diferença significativa entre os tratamentos.

Na Tabela 40, estão apresentadas as médias de SDT pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$), em função das semanas de monitoramento.

Tabela 40-Médias de SDT em função das semanas de monitoramento

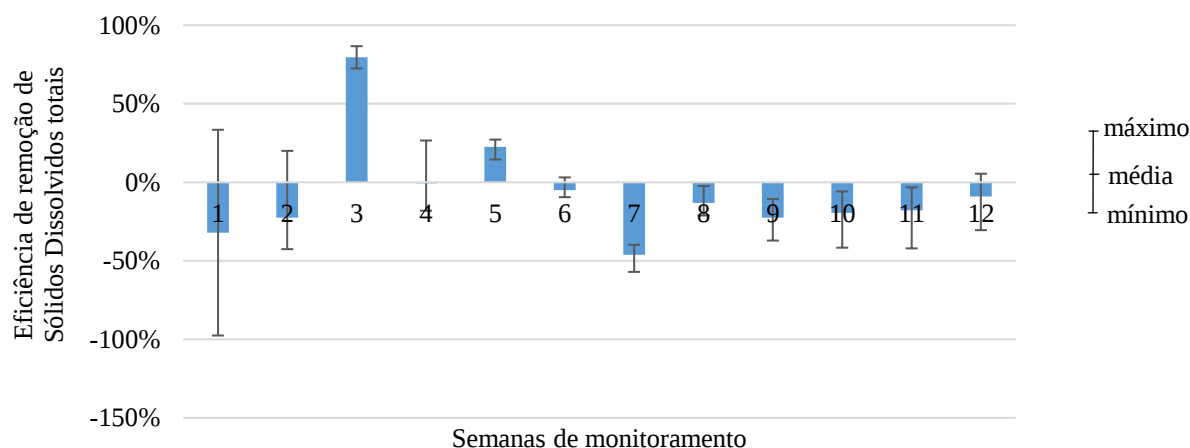
Semanas	SDT (mg.L ⁻¹)	Resultado do teste
1 ^a	5941,75	DE
2 ^a	5515,91	CDE
3 ^a	919,08	A
4 ^a	4535,75	BC
5 ^a	3489,91	B
6 ^a	4722,08	BCD
7 ^a	6577,25	E
8 ^a	5094,58	CD
9 ^a	5516,91	CDE
10 ^a	5376,16	CDE
11 ^o	5300,75	CD
12 ^a	4910,08	CD

Legenda: Médias seguidas pela mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey (5%).
Fonte: A autora.

A semana que apresentou a menor concentração média de sólidos dissolvidos totais entre os tratamentos foi a terceira semana. Enquanto que a maior média deste parâmetro foi observada na sétima semana de operação. Portanto, com um nível de significância de 5 %, pode-se afirmar que houve diferença significativa entre as semanas de operação dos sistemas.

As eficiências de remoção de sólidos dissolvidos totais do rejeito salino, durante o período de estudo, podem ser visualizadas na Figura 30.

Figura 30-Eficiência média de remoção de SDT, entre os tratamentos a cada semana de operação dos SACs



Fonte: A autora.

Os SACs mostraram ser eficientes na remoção de sólidos dissolvidos totais somente na terceira e quinta semanas. Sendo a terceira semana a mais eficiente com taxa de remoção média de 79,6%, na faixa de 72,50% (T3) a 86,70% (T4).

A remoção dos sólidos dissolvidos totais ocorre através da sedimentação, filtração pelas raízes das plantas e pelo substrato (KADLEC, KNIGHT, *et al.*, 2000) e decomposição dos sólidos suspensos, como já citado para a variável turbidez.

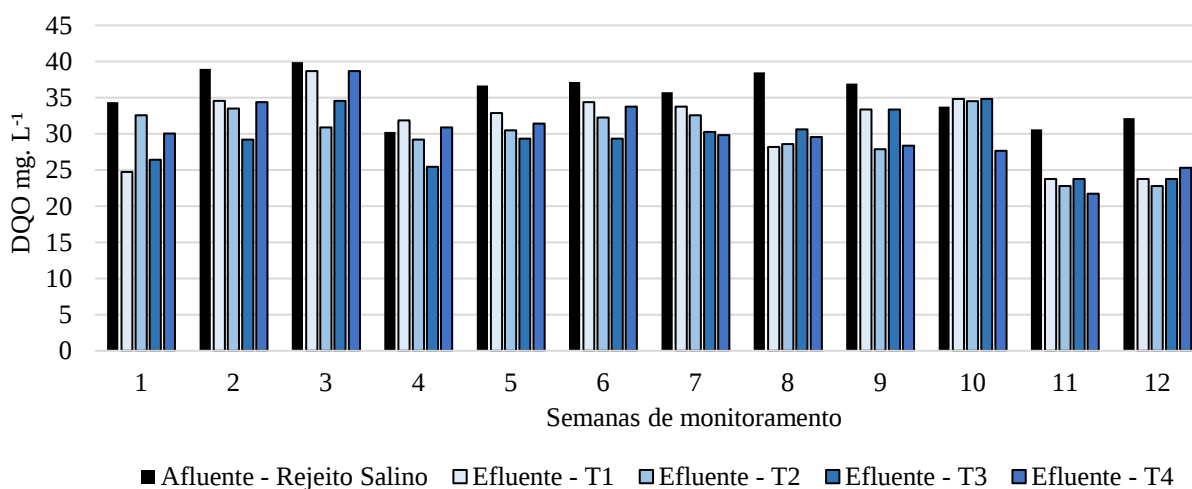
A ineficiência de remoção total dos sistemas foi aparente conforme apresentados nas figuras. Sólidos dissolvidos totais nada mais é que a soma de todos os constituintes químicos dissolvidos na água (DE ASSIS *et al.*, 2017). Deste modo, acredita-se que pelo fato do processo passar nos leitos dos sistemas de alagados construídos (brita, pedrisco, areia, raízes), a água que foi coletada nas mesmas deva possuir em maiores quantidades constituintes químicos dissolvidos e possivelmente esse processo possa ser o maior contribuinte para a concentração de SDT. Este fato também contribuiu para a elevação dos valores de pH e condutividade obtidos ao longo do experimento.

O tratamento de águas residuárias provenientes do escoamento rural da pecuária leiteira, com alagados construídos foi responsável pela remoção de 28 a 35% dos sólidos totais (KADLEC, KNIGHT, *et al.*, 2000). No entanto, os trabalhos envolvendo a eficiência de remoção de sólidos estão mais relacionados aos sólidos suspensos do que os totais.

4.3.12 Demanda química de oxigênio (DQO)

Os valores da DQO dos efluentes obtidos nos pontos de coleta ao longo das 12 semanas de operação dos SACs estão representados na Figura 31.

Figura 31-Variação dos valores médios de DQO nos efluentes dos SACs, avaliados durante doze semanas de monitoramento



Fonte: A autora.

A concentração de oxigênio dissolvido na entrada dos sistemas variou entre 30,27 mg. L⁻¹ (quarta semana de operação) e 39,92 mg. L⁻¹ (terceira semana de operação).

De maneira geral, observou-se que a medida que o afluente passa pelos SACs, a concentração de DQO diminui.

Os resultados obtidos com a análise estatística SISVAR e Teste Tukey podem ser observados nas Tabelas 41 e 42, letras distintas indicam diferenças significativas pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$).

Tabela 41-Análise de variância para a variável DQO ao longo das 12 semanas de operação

FV	GL (n-1)	Fc	Pr>Fc
Tratamento	3	0,83	0,4784 ^{ns}
Semanas	11	9,31	0,0000*
Tratamento*semanas	33	1,81	0,0135 ^{ns}
CV (%)	12,94		

Legenda: *Significativo ao nível de 5%; ^{ns} Não significativo ao nível de 5% de significância. FV= fator de variação. GL=graus de liberdade (n-1).

Fonte: A autora.

Tabela 42-Médias de DQO em função dos tratamentos empregados

Tratamentos	DQO (mg.L ⁻¹)	Resultado do teste
T1	31,08	A
T2	29,89	A
T3	29,75	A
T4	30,21	A
CV (%)	12,94	

Legenda: Médias seguidas pela mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey (5%).
Fonte: A autora.

Não houve diferença significativa entre os tratamentos a um nível de significância de 5%.

Na Tabela 43, estão apresentadas as médias de DQO pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$), em função das semanas de monitoramento.

Tabela 43-Médias de DQO em função das semanas de monitoramento

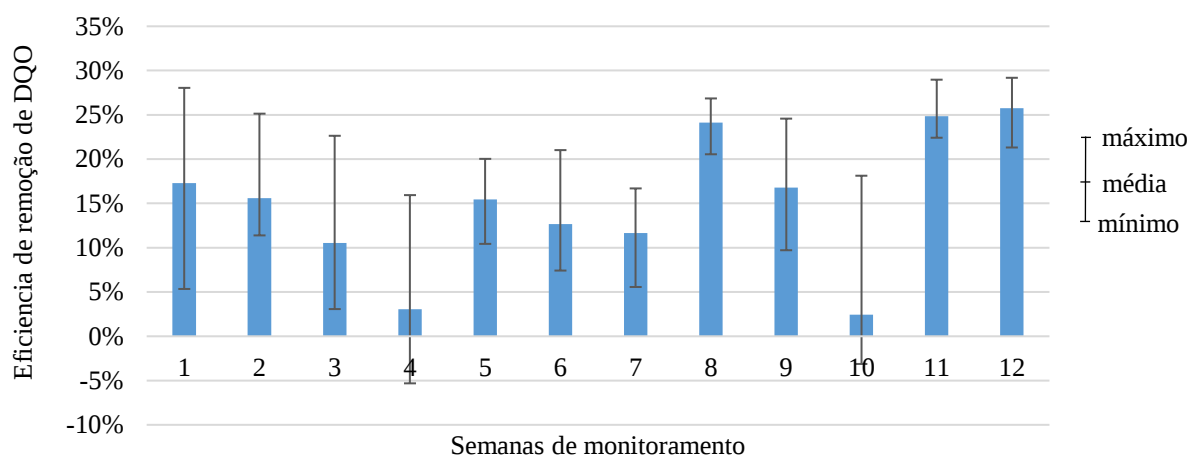
Semanas	DQO (mg.L ⁻¹)	Resultado do teste
1 ^a	28,65	BC
2 ^a	32,91	CD
3 ^a	35,70	D
4 ^a	29,23	BC
5 ^a	31,42	CD
6 ^a	32,45	CD
7 ^a	31,60	CD
8 ^a	29,23	ABC
9 ^a	30,74	CD
10 ^o	32,95	CD
11 ^a	23,01	A
12 ^a	23,90	A

Legenda: Médias seguidas pela mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey (5%).
Fonte: A autora.

A semana que conseguiu apresentar a menor concentração média de DQO entre os tratamentos foi a décima segunda semana, enquanto a terceira semana teve a maior concentração média de DQO. Portanto, com um nível de significância de 5%, pode-se afirmar que houve diferença significativa entre as semanas de operação dos sistemas.

As eficiências de remoção parcial de DQO do rejeito salino, durante o período de estudo, podem ser visualizadas na Figura 32.

Figura 32-Eficiência média de remoção de DQO, entre os tratamentos a cada semana de operação dos SACs



Fonte: A autora.

Os SACs apresentaram uma eficiência de remoção positiva da DQO para todas as semanas de coleta. A taxa de remoção variou na faixa de 2,4% (décima semana) a 25,70% (décima segunda semana). O tratamento que obteve maior eficiência de remoção de DQO foi o tratamento T3.

A temperatura média dos meses de monitoramento certamente influenciou nos índices de remoção de DQO, pois sabe-se que a temperatura atua diretamente no metabolismo dos microrganismos que compõe os SACs.

4.5 ADAPTAÇÃO E DESENVOLVIMENTO DAS VEGETAÇÕES.

A Figura 33 apresenta a vista geral dos doze SACs na primeira semana após o plantio.

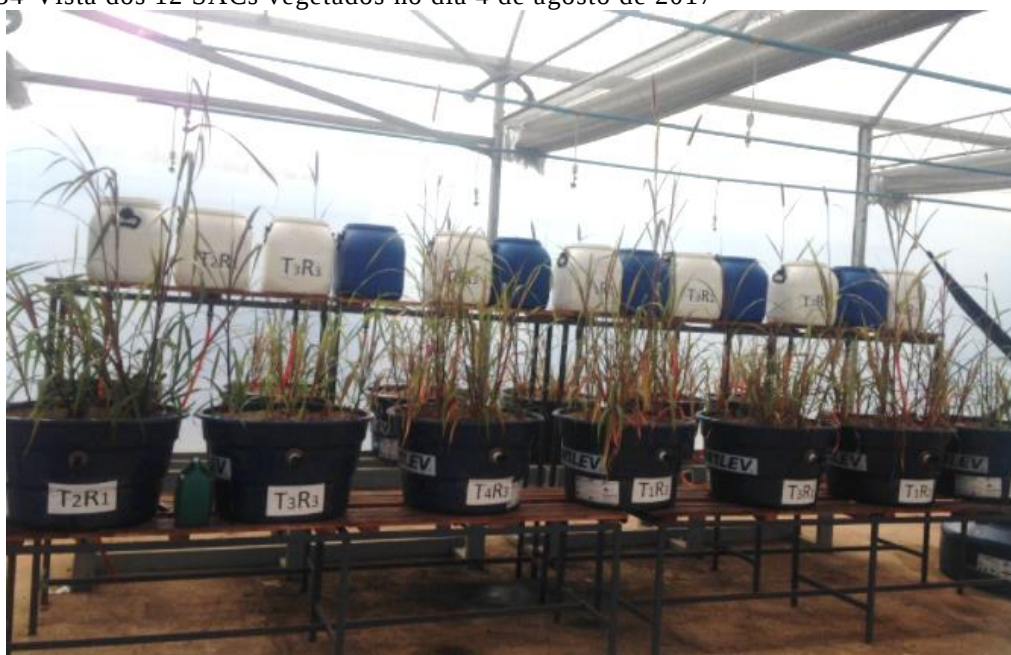
Figura 33-Vista geral dos 12 SACs em escala de bancada no dia 17 de abril de 2017



Fonte: A autora.

Na Figura 34 estão representados os SACs vegetados já em estado consolidado de desenvolvimento ao fim do experimento.

Figura 34-Vista dos 12 SACs vegetados no dia 4 de agosto de 2017



Fonte: A autora.

O capim-elefante *Pennisetum purpureum*, Schum não apresentou problemas de adaptação nos SACs, na forma como eles foram preparados e operados. Houve morte de algumas mudas após seu plantio, o que é comum. Após a morte das mudas foi feito o replantio, chegando cada indivíduo a produzir em média dois brotos vegetativos a partir das gemas do rizoma.

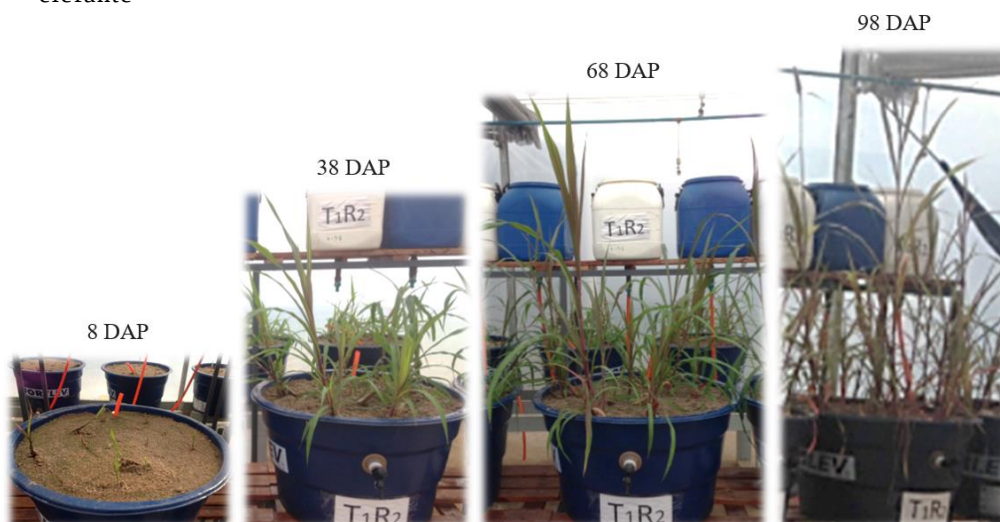
Inicialmente os indivíduos (brotos) se adaptaram bem às novas condições impostas (nos leitos dos SACs). Foi observado crescimento foliar e aumento do diâmetro do caule próximo ao substrato. A maior altura atingida pela vegetação foi de 95 cm nos SACs do tratamento T4, sendo que a maior parte das espécies atingiu uma altura de 88 cm no período de 60 dias após a emergência (DAE).

O crescimento das plantas com relação à altura mostrou resultados crescentes para os tratamentos no decorrer das semanas. As plantas forrageiras acumulam maior quantidade de matéria seca com o avanço da maturidade fisiológica, ganhando altura pelo alongamento do caule e folhas.

Vale e Azevedo, 2013 avaliaram a altura média (cm) das plantas de capim-elefante cv. roxo que foram irrigados com rejeito do dessalinizador, e obtiveram como resultado o valor de 109,7 cm em 60 DAE. Ao comparar este valor com o das plantas da presente pesquisa, pode-se observar um valor pouco abaixo à altura relatada, mas com resposta crescente no transpassar dos dias.

Na Figura 35 pode-se visualizar o desenvolvimento do *Pennisetum purpureum*, Schum nos leitos posicionados de forma crescente, da esquerda para direita de dias após o plantio (DAP).

Figura 35-Leito do SAC T1R2 (tratamento T1 repetição R2) ao longo do tempo, cultivado com capim-elefante



Fonte: A autora.

A partir da quarta semana dos sistemas em funcionamento, observou-se o “amarelamento” das vegetações. O amarelamento foi seguido de um desenvolvimento muito lento e ataque por pulgões, o que dificultou sua recuperação. Sendo assim, as plantas foram tratadas com borrifos de óleo mineral. Após o tratamento, a vegetação se estabeleceu sem haver novos problemas de adaptação.

Em termos gerais, as vegetações foram capazes de manterem-se vivas com as baixas temperaturas e sujeitas à alta salinidade do meio.

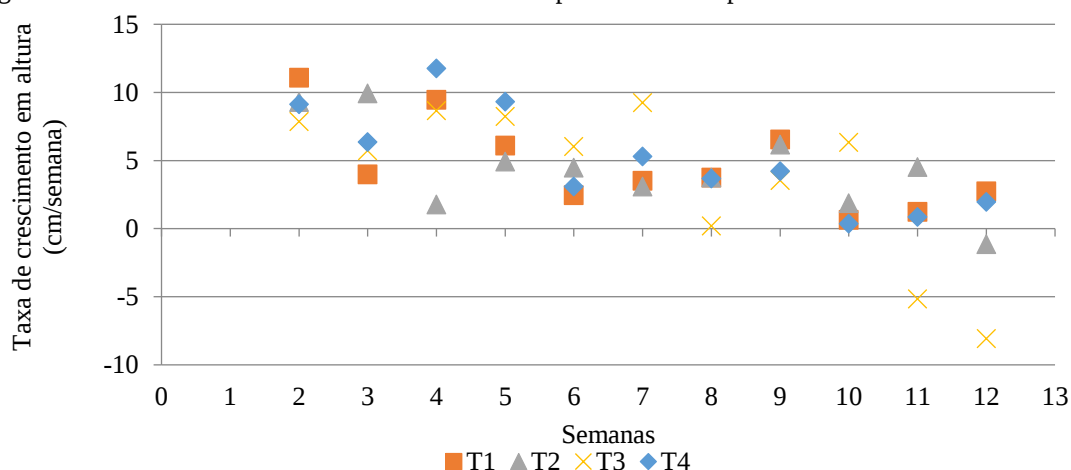
A taxa de crescimento das plantas foi afetada e apresentou variações adaptativas de resposta da planta conforme o efeito da salinidade, em que esta, causou mudanças nos processos fisiológicos como aumento da absorção de água, adequações de reações bioquímicas e deslocamento de energia do crescimento (AZEVEDO NETO e TABOSA, 2000).

As plantas apresentam estruturas, que visam suportar alto nível de estresse salino, em que desenvolve adaptações ao estresse osmótico e iônico (MELONI, GULOTTA, *et al.*, 2004). O estresse salino ao longo do experimento provocou decréscimo na taxa de crescimento o que refletiu diretamente na diminuição da absorção dos nutrientes e logo na redução do crescimento e do rendimento das plantas.

Para Delfrate (2017) a evolução do crescimento em altura das plantas e diâmetro do colmo, teve picos de maior desenvolvimento. Para o tratamento T1 tal aumento se deu na segunda semana, com 30 dias após a emergência (DAE), para o tratamento T2 na terceira semana dos intervalos de coletas, o tratamento T3 na sétima semana dos intervalos de coletas e o tratamento T4 na terceira semana dos intervalos de coletas.

Para a taxa de crescimento do diâmetro do colmo as médias mais acentuadas positivamente foram observadas na segunda e quarta semanas conforme a Figura 36 com 30 dias após o plantio (DAP) e 42 DAP, aproximadamente (DELFRATE, 2017).

Figura 36-Taxa de crescimento semanal relativo para altura de plantas



Legenda: T1= tratamento 1, fluxo contínuo e TDH de 3 dias; T2= tratamento 2, fluxo estático e TDH de 3 dias; T3= tratamento 3, fluxo contínuo e TDH de 4 dias; T4= tratamento 4, fluxo estático e TDH de 4 dias.

Fonte: Bruna Delfrate 2017.

Para Buxton e Fales (1994), é muito difícil as plantas crescerem em ambientes ideais, algumas vezes, experimentam estresses que modificam a sua morfologia e a taxa de

desenvolvimento, que limitam a produção e alteram a qualidade. Podendo-se assim explicar as flutuações de crescimento presentes na Figura 36.

4.6 CARACTERIZAÇÃO DE AMOSTRAS DE CAPIM-ELEFANTE POR MICROSCOPIA ELETRÔNICA.

Os mecanismos ou fatores determinantes na remoção dos parâmetros analisados anteriormente, nos sistemas de alagados construídos, incluem temperatura, retenção nas raízes das plantas e no biofilme, adsorção a matéria orgânica e radiação solar (KADLEC e KNIGHT, 1996).

O biofilme microbiano se desenvolve em toda a superfície disponível das plantas (KADLEC e KNIGHT, 1996). O rejeito salino, ao passar pelo sistema de alagados construídos, é tratado através dos processos de sedimentação, filtração, oxidação, redução, adsorção e precipitação (LUIZ FIA *et al.*, 2017).

Portanto, para verificação de acúmulo, no biofilme, de elementos químicos foi realizada uma análise nas raízes das plantas que estavam em contato direto com o rejeito salino.

Foram coletadas amostras de raiz de capim-elefante, cultivados nos sistemas de alagados construídos, sendo uma amostra de cada tratamento, escolhidos aleatoriamente, totalizando quatro amostras, para ensaios de microscopia eletrônica no estudo das estruturas superficiais das raízes das plantas.

Este ensaio é utilizado para avaliar a morfologia dos materiais, sendo possível identificar elementos químicos presentes nas amostras, produzindo imagens de alta resolução e alta ampliação de detalhes.

Uma amostra de raiz de uma planta (capim-elefante), que não foi submetida às condições de abastecimento do rejeito salino, foi utilizada como base (branco) para análise dos resultados (raiz virgem).

Os resultados das microestruturas foram revelados no microscópio eletrônico para as cinco amostras. A imagem da microestrutura da raiz da planta virgem está na Figura 37 e o detalhamento de sua composição química está na Figura 38.

Figura 37-Imagem de microscopia eletrônica da raiz do capim-elefante virgem



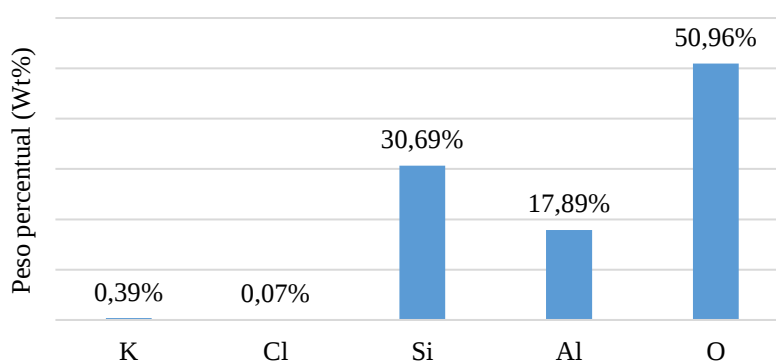
a) imagem externa da raiz

(b) seção longitudinal tangencial da raiz

Fonte: A autora.

A raiz é o órgão responsável pela absorção de água e sais minerais em solução, podendo desempenhar as funções de reserva de substâncias e de aeração. A imagem da raiz na Figura 37a apresenta a microestrutura típica de uma gramínea com a presença de pêlos absorventes, que são expansões tubulares das células e absorvem os nutrientes para planta. Já a imagem da Figura 37b expõe o corte longitudinal tangencial da raiz. Esta imagem mostra uma separação entre os sistemas de tecidos: a epiderme, o córtex e os tecidos vasculares. Os tecidos vasculares são os cilindros ocos preenchidos pela medula.

Figura 38-Peso percentual dos elementos químicos detectados na microscopia eletrônica para raiz virgem



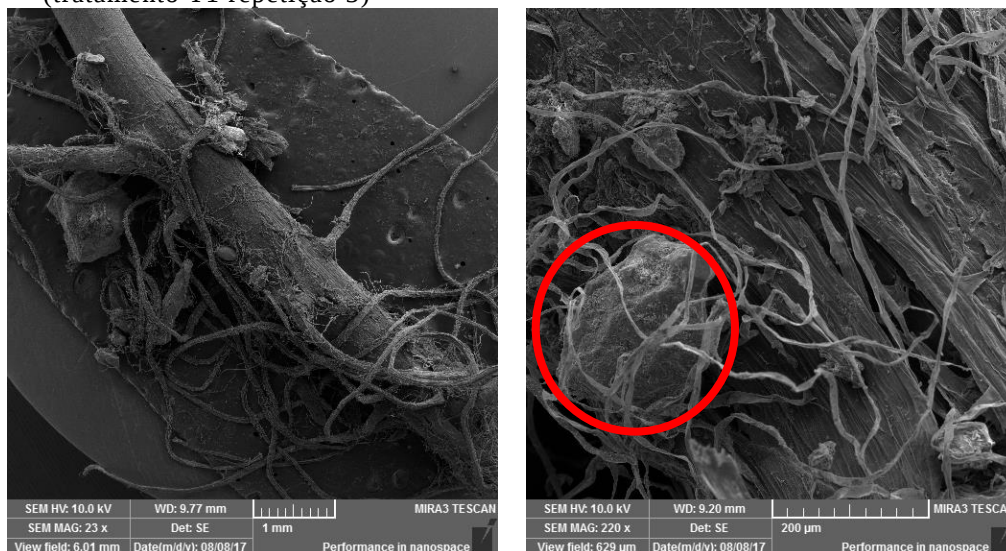
Fonte: A autora.

A microscopia eletrônica revelou que a “raiz virgem” possui na sua composição química em peso percentual: potássio (0,39%), cloro (0,07%), silício (30,69%), alumínio (17,89%) e oxigênio (50,96%).

As plantas de capim-elefante utilizadas para cultivo nos sistemas de alagados construídos foram testadas quanto ao poder de absorção pelas raízes dos parâmetros analisados.

Para cada tipo de tratamento foi coletada uma amostra de raiz para análise microscópica, conforme as Figuras 39, 40, 41 e 42.

Figura 39-Imagem de microscopia eletrônica da raiz do capim-elefante que foi cultivada no SAC T1R3 (tratamento T1 repetição 3)



Fonte: A autora.

As raízes do capim elefante que passaram pelo sistema de alagado construído do tratamento T1 (fluxo contínuo e TDH de 3 dias) apresentaram pêlos absorventes esparsos, comprimento maior e diâmetro menor que à “raiz virgem”, o que caracteriza um sistema mais aerado. Observou-se também, a presença de elementos químicos (circulado em vermelho) associados com outros cátions que não ficaram disponíveis para absorção das plantas e acabam se solidificando.

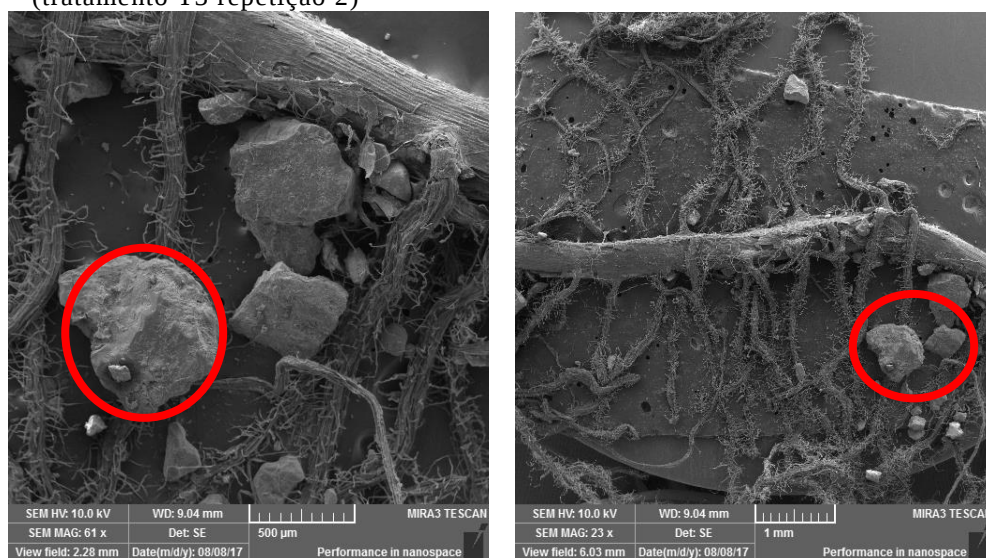
Figura 40-Imagem de microscopia eletrônica da raiz do capim-elefante que foi cultivada no SAC T2R2 (tratamento T2 repetição 2)



Fonte: A autora.

As raízes do capim elefante que passaram pelo sistema de alagado construído do tratamento T2 (fluxo contínuo e TDH de 4 dias) apresentaram comprimento menor, diâmetro maior, comparado à “raiz virgem”, pêlos absorventes em abundância, isto também caracteriza um sistema menos aerado. Observou-se além disso a presença de elementos protuberantes (circulado em vermelho) que representam elementos químicos que associados com outros cátions não ficam disponíveis para absorção das plantas e acabam se solidificando.

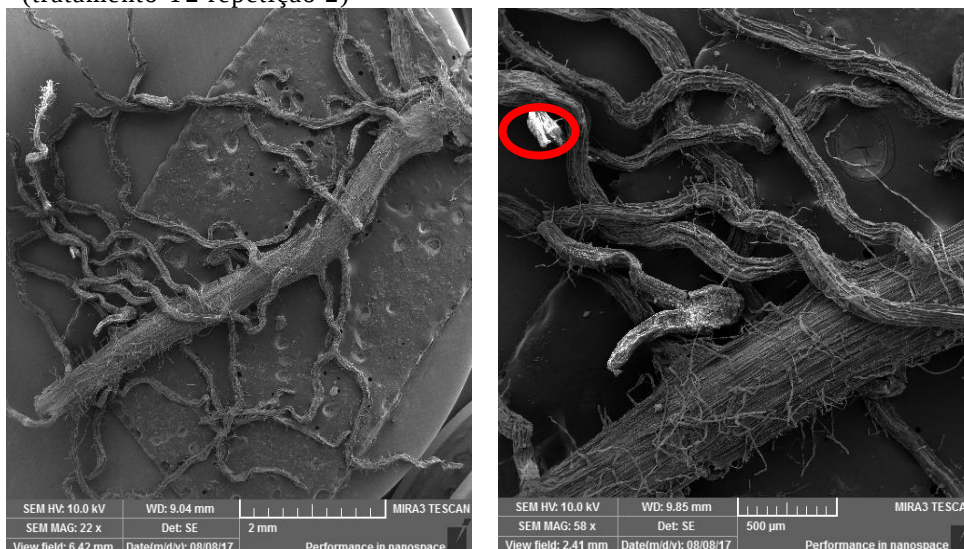
Figura 41-Imagem de microscopia eletrônica da raiz do capim-elefante que foi cultivada no SAC T3R2 (tratamento T3 repetição 2)



Fonte: A autora.

As raízes do capim elefante que passaram pelo sistema de alagado construído do tratamento T3 (regime estático e TDH de 3 dias) apresentaram comprimento menor, diâmetro maior comparado a “raiz virgem”, pêlos absorventes em abundância, também caracteriza um sistema menos aerado. Ao mesmo tempo, observou-se a presença de elementos protuberantes (circulado em vermelho) que representam elementos químicos associados com outros cátions não ficaram disponíveis para absorção das plantas e acabam se solidificando.

Figura 42-Imagem de microscopia eletrônica da raiz do capim-elefante que foi cultivada no SAC T4R2 (tratamento T2 repetição 2)

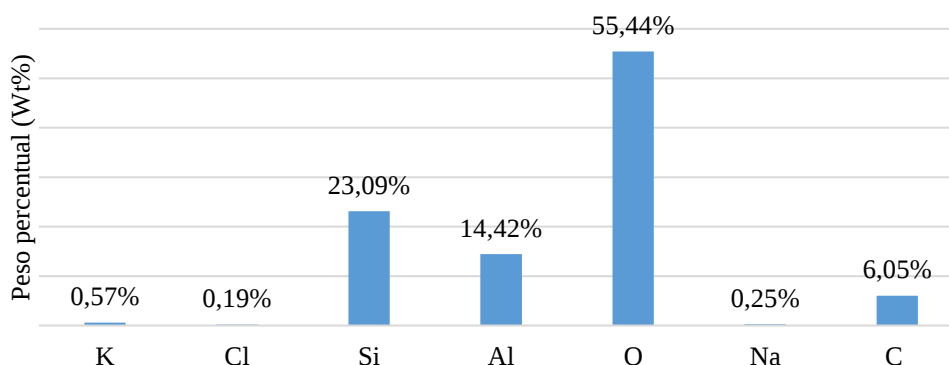


Fonte: A autora

As raízes do capim elefante que passaram pelo sistema de alagado construído do tratamento T4 (regime estático e TDH de 4 dias) apresentaram pêlos absorventes esparsos, comprimento maior e diâmetro menor que a “raiz virgem”, o que caracteriza um sistema mais aerado. Observou-se também, a presença de elementos químicos (circulado em vermelho) associados com outros cátions que não ficaram disponíveis para absorção das plantas e acabam se solidificando.

A composição química, relacionada pelo ensaio de microscopia eletrônica, das raízes das plantas de capim-elefante que passaram pelos tratamentos T1, T2, T3 e T4 estão relacionados na Figura 43 em peso percentual.

Figura 43-Peso percentual dos elementos químicos (média dos tratamentos T1, T2, T3 e T4) detectados na microscopia eletrônica para as raízes que passaram pelos sistemas de alagados construídos



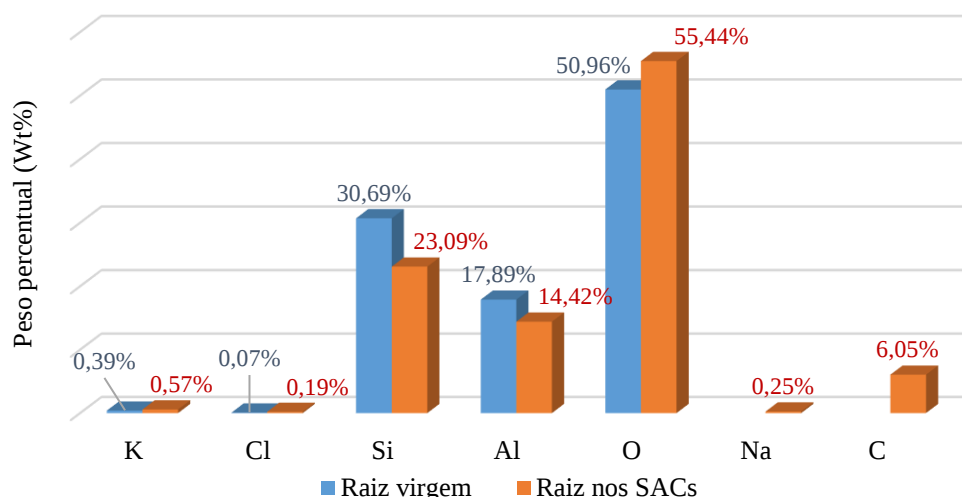
Fonte: A autora.

A microscopia eletrônica mostrou que a raiz, que passou pelos SACs do experimento estudado, possui na sua composição química em peso percentual: potássio (0,57%), cloro

(0,19%), silício (23,09%), alumínio (14,42%), oxigênio (55,44%), sódio (0,25%) e carbono (6,05%).

A comparação entre os resultados obtidos de microscopia eletrônica para as raízes de capim-elefante está apresentada na Figura 44.

Figura 44-Peso percentual dos elementos químicos (média dos tratamentos T1, T2, T3 e T4) detectados na microscopia eletrônica para as raízes que passaram pelos sistemas de alagados construídos



Fonte: A autora.

Observa-se que houve um aumento na composição química da estrutura da raiz de 0,18% de potássio (K). Este aumento é pouco significativo para planta, pois o potássio é responsável pelo crescimento e pela absorção de água, se o potássio está baixo as plantas não ficam saudáveis e tornam-se vulneráveis a doenças e parasitas. Além disso, sem potássio as plantas não conseguem fazer com que os nutrientes circulem corretamente. Possivelmente a falta de potássio pode ter influenciado no baixo desempenho de desenvolvimento da planta nos SACs, se comparadas em solos fertilizados.

Quanto ao cloro (Cl), houve um aumento de 0,12%. O cloro é um micronutriente essencial para as plantas, porém em pequenas quantidades. Tem grande poder de solubilidade, e participa da fotossíntese. Portanto, este aumento foi suficiente para o desenvolvimento das plantas.

Observa-se que houve uma redução na composição química da estrutura da raiz de 7,6% de silício (Si). O silício ajuda a tornar a planta mais resistente à ação de fungos e insetos, através da deposição de sílica na parede das células (DAYANANDAM, KAUFMAN e FRANKIN, 1983). Isto acontece pela associação da sílica com materiais da parede celular, tornando-a menos acessível às enzimas de degradação. Esta redução de silício pode ser uma das explicações para o aparecimento de pulgões em algumas plantas.

Houve uma redução de 3,47% de alumínio (Al) na composição química da raiz. O que foi muito importante, pois o alumínio causa sérios problemas para o desenvolvimento do sistema radicular das plantas, ele aparece em meios ácidos com pH abaixo de 6. É considerado tóxico às plantas quando a percentagem de saturação por alumínio passa de 15%. A neutralização do alumínio é feita através da adição de calcário.

Observa-se que houve um aumento na composição química da estrutura da raiz de 4,48% de oxigênio (O). Este aumento de concentração de oxigênio ocorreu devido aos períodos secos que os SACs foram submetidos. Os tratamentos que eram submetidos ao TDH de 3 dias tinham período seco de 4 dias, e os tratamentos de TDH de 4 dias tinham períodos secos de 3 dias.

O elemento sódio apareceu na análise com uma concentração de 0,25%, pode-se dizer que após a introdução do rejeito salino nos sistemas as raízes conseguiram absorver o íon sódio para a sua nutrição.

O elemento carbono apareceu na análise com uma concentração de 6,05%. Pode-se dizer que as raízes formaram biofiltros com auxílio de bactérias que realizam quimiossíntese e fabricam suas substâncias orgânicas a partir do CO₂. Assim as plantas são capazes de produzir compostos orgânicos como os açúcares, proteínas, lipídeos e ceras em geral.

Enfim, comparando os resultados obtidos da microscopia eletrônica entre as raízes das plantas de capim-elefante, é possível afirmar que suas raízes colaboraram na ação da filtragem biológica, pois, aumentaram a superfície de contato, o que estabilizou o meio suporte, liberando oxigênio, que facilitou na absorção de nutrientes e proporcionou a liberação de exsudatos radiculares importantes para as reações. Também aumentou a condutividade hidráulica no meio suporte.

4.7 COMPARAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO ENTRE OS RESULTADOS DOS SACs DOS TRATAMENTOS T1, T2, T3 E T4

A Tabela 44 mostra o comparativo da eficiência de remoção para os parâmetros amostrados entre os quatro tratamentos estudados, durante a terceira semana de operação.

A terceira semana foi a mais eficaz entre as semanas de operação, com um nível de significância de 5%. Por este motivo, foi a semana escolhida para comparar os valores de eficiência de remoção para os quatro tratamentos testados.

Para os parâmetros de turbidez, oxigênio dissolvido e alcalinidade, não houve eficiência de remoção e sim um aumento, por isso não estão discriminados na tabela 44.

Tabela 44-Comparativo da eficiência de remoção entre os tratamentos testados (T1, T2, T3 e T4) durante a terceira semana de operação

Parâmetro	Eficiência de Remoção (%)			
	T1	T2	T3	T4
Salinidade	48,6	56,3	49,2	58,3
Dureza	64,4	46,7	73,3	57,8
Cálcio	40	70	76,7	66,7
Cloreto	39	44,8	47,6	46,7
Sulfato	-15,3	10,2	0,4	8,1
CE	35,8	39,6	41,5	40,7
SDT	75,5	83,7	72,5	86,7
DQO	3,1	22,6	13,4	3,1

Fonte: A autora.

A remoção de salinidade ocorreu com maior eficiência no tratamento T4 (58,3%) que foi operado em regime estático com 4 dias de tempo de detenção hidráulica. Mas o tratamento T2 foi o segundo tratamento mais eficiente (56,3%), operado em regime estático com 3 dias de tempo de detenção hidráulica. Com isso, pode se afirmar que, para os sistemas de alagados construídos testados, a maior remoção de salinidade aconteceu nos sistemas trabalhados em regime estático.

A remoção de dureza ocorreu com maior eficiência no tratamento T3 (73,3%) que foi operado em regime dinâmico com 4 dias de tempo de detenção hidráulica. Mas o tratamento T1 foi o segundo tratamento mais eficiente (64,4%), operado em regime dinâmico com 3 dias de tempo de detenção hidráulica. Com isso, pode se afirmar que, para os sistemas de alagados construídos testados, a maior remoção de dureza aconteceu nos sistemas trabalhados em regime dinâmico.

A remoção de cálcio ocorreu com maior eficiência no tratamento T3 (76,7%) que foi operado em regime dinâmico com 4 dias de tempo de detenção hidráulica. Mas o tratamento T2 foi o segundo tratamento mais eficiente (70,0%), operado em regime estático com 3 dias de tempo de detenção hidráulica. E o T4 foi o terceiro tratamento mais eficiente (66,7%) operado em regime estático com 4 dias de tempo de detenção hidráulica. Com isso, pode se afirmar que, para os sistemas de alagados construídos testados, a maior remoção de cálcio aconteceu nos sistemas trabalhados em regime estático e com 4 dias de tempo de detenção hidráulica.

A remoção de cloreto ocorreu com maior eficiência no tratamento T3 (47,6%) que foi operado em regime dinâmico com 4 dias de tempo de detenção hidráulica. Mas o tratamento T4 foi o segundo tratamento mais eficiente (46,7%), operado em regime estático com 4 dias de tempo de detenção hidráulica. Com isso, pode se afirmar que, para os sistemas de alagados

construídos testados, a maior remoção de cloreto aconteceu nos sistemas trabalhados com tempo de detenção hidráulica de 4 dias.

A remoção de sulfato ocorreu com maior eficiência no tratamento T2 (10,2%) que foi operado em regime estático com 3 dias de tempo de detenção hidráulica. Mas o tratamento T4 foi o segundo tratamento mais eficiente (8,1%), operado em regime estático com 4 dias de tempo de detenção hidráulica. Com isso, pode se afirmar que, para os sistemas de alagados construídos testados, a maior remoção de sulfato aconteceu nos sistemas trabalhados em regime estático.

A remoção de condutividade elétrica ocorreu com maior eficiência no tratamento T3 (41,5%) que foi operado em regime dinâmico com 4 dias de tempo de detenção hidráulica. Mas o tratamento T4 foi o segundo tratamento mais eficiente (40,7%), operado em regime estático com 4 dias de tempo de detenção hidráulica. Com isso, pode se afirmar que, para os sistemas de alagados construídos testados, a maior remoção de condutividade elétrica aconteceu nos sistemas trabalhados com tempo de detenção hidráulica de 4 dias.

A remoção de sólidos dissolvidos totais ocorreu com maior eficiência no tratamento T4 (86,7%) que foi operado em regime estático com 4 dias de tempo de detenção hidráulica. Mas o tratamento T2 foi o segundo tratamento mais eficiente (83,7%), operado em regime estático com 3 dias de tempo de detenção hidráulica. Com isso, pode se afirmar que, para os sistemas de alagados construídos testados, a maior remoção de sólidos dissolvidos totais aconteceu nos sistemas trabalhados em regime estático.

A remoção de DQO ocorreu com maior eficiência no tratamento T2 (22,6%) que foi operado em regime estático com 3 dias de tempo de detenção hidráulica. Com isso, pode se afirmar que, para os sistemas de alagados construídos testados, a maior remoção de DQO aconteceu nos sistemas trabalhados em regime estático com três dias de tempo de detenção hidráulica.

5 CONCLUSÃO

A avaliação dos parâmetros de tratabilidade, designados assim, como as variáveis, fatores, configurações hidráulicas e de operação, que por hipótese, potencialmente oferecessem influência no processo de melhoria da qualidade da água residuária – concentrado salino – decorrente da dessalinização, por meio da aplicação de Sistemas Alagados Construídos, foi o objeto de estudo deste trabalho. O desenvolvimento prático para obtenção de embasamento para esta avaliação se caracterizou por focar as propriedades qualitativas do concentrado afluente, a ação da zona de raízes sobre esse concentrado com diferentes modos de operação, as propriedades do efluente e as respectivas respostas dos processos. Assim pode-se destacar, considerando-se estas repostas, as seguintes avaliações:

- De modo geral, os resultados obtidos durante o período de estudo, de abril a agosto de 2017, nas quatro diferentes formas de tratamento em sistemas de alagados construídos, indicaram o alcance de taxas de eficiência acima de 40% para diversas variáveis analisadas, em especial para os elementos químicos salinidade, dureza, cálcio, cloreto, condutividade elétrica e sólidos dissolvidos totais.
- Quando analisado o conjunto de dados como um todo foi observado uma diferença significativa entre as doze semanas de coleta, com um nível de significância de 5%. É importante salientar também, que, quando são analisadas as remoções nos pontos de coleta para cada variável, observa-se que as mesmas são diferentes entre as semanas.
- Os resultados obtidos neste trabalho, indicaram que os sistemas alagados construídos podem ser utilizados para o tratamento de rejeito salino, proveniente do processo de dessalinização por ultrafiltração e osmose reversa, com significativa e importante melhoria nos índices de qualidade da água até a terceira semana de operação.
- O tempo de retenção hidráulica de 4 dias e operação em regime estático, apresentou ter maior eficiência na remoção média da maioria das variáveis analisadas na pesquisa, como salinidade, cálcio, cloreto, sulfato, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais e DQO. Também foi mais eficaz para o desenvolvimento da planta, para que houvesse a depuração do rejeito salino.
- O capim-elefante utilizado nos tratamentos resultou seu melhor desenvolvimento foliar e desempenho no brotamento quando submetidos ao regime estático e quatro dias de TDH, pois as plantas raramente crescem em ambientes ideais, muitas vezes, experimentam flutuações e estresses que modificam a sua morfologia e a taxa de desenvolvimento, que limitam a produção e alteram a qualidade. Por este motivo, os sistemas de alagados construídos utilizados neste

estudo resultaram em maior eficiência nas três primeiras semanas de operação, sendo a terceira semana a mais eficaz, com um nível de significância de 5%. A partir da quarta semana, as plantas apresentaram características de que estavam saturadas e que necessitavam de outros nutrientes básicos para sua sobrevivência, trabalhando de forma mais lenta e menos eficiente.

- No geral, para a maior parte das variáveis analisadas, a água tratada se enquadrou dentro dos limites e padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 para águas salobras classe 1, águas que podem ser destinadas: à recreação de contato primário, à proteção das comunidades aquáticas; à aquicultura e à atividade de pesca; ao abastecimento para consumo humano após tratamento convencional ou avançado; à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película, e à irrigação de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto.

6 RECOMENDAÇÕES PARA FUTUROS TRABALHOS

Para um melhor funcionamento do sistema de alagados construídos aplicado ao tratamento de rejeito salino proveniente do processo de dessalinização por ultrafiltração e osmose reversa, algumas recomendações são sugeridas:

- Sugere-se mais ensaios para caracterização do efluente como por exemplo o sódio (Na), ferro (Fe), fosforo (P), alumínio (Al), potássio (K), manganês (Mn) e exames biológicos. Ensaios estes, que não puderam ser realizados durante o experimento.
- Trabalhar em sistemas de alagados construídos que operem em série, em regime estático e com 4 dias de TDH, e utilizar a mesma composição das camadas filtrantes e a mesma espécie de planta.
- Sugere-se manejo dos SACs com alternância do funcionamento das unidades. Isto significa alterar a forma de operação dos doze SACs. Opera-se, primeiramente, três SACs durante três semanas e após este período, passa a operar outros três SACs e assim suscetivelmente, completando um ciclo com os doze sistemas. Os três primeiros SACs utilizados só voltarão a ser operados após doze semanas. Este período de descanso será necessário para a recuperação dos sistemas, evita a colmatação das camadas filtrantes e permite a aeração nos leitos, pois o ar atmosférico é movido para dentro dos espaços vazios entre as britas oxigenando melhor cada SAC. Da mesma forma, que, durante este período será imprescindível verificar a necessidade de substituir as plantas mortas e a poda das demais.
- Sugere-se trabalhar com o mesmo sistema no período do verão. Através deste monitoramento será possível observar alterações na qualidade da água tratada nas diferentes estações do ano além de compreender o funcionamento do sistema.
- Sugere-se trabalhar com rejeito salino após passar por um pré-tratamento na criação de camarão e posteriormente abastecer os leitos dos sistemas de alagados construídos, para a verificação da qualidade do efluente gerado.
- Sugere-se variar a concentração do rejeito salino que abastecerá os leitos dos alagados construídos, em condutividade elétrica e sólidos dissolvidos totais para estudar o comportamento do sistema no papel de tratar e reciclar o rejeito salino, reutilizando-o para irrigação ou outros afins sem poluir o meio de despejo.
- Sugere-se trabalhar com outras plantas resistentes a alta concentração de sais, que tenham um ciclo rápido e possam ser aproveitadas para consumo humano ou animal, ou em

função de resultados de análises de metais absorvidos pela planta, destinadas para fins ornamentais ou de reflorestamento.

REFERÊNCIAS

ABRAHÃO, S. S. Tratamento de água residuária de laticínios em sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. **Dissertação de Mestrado em Engenharia Agrícola. Universidade Federal de Viçosa**, Viçosa -MG, 110 p., 2006.

AHAMED, M. et al. Use of evaporation ponds for brine disposal in desalination plants. **Desalination**, n. 130, p. 155-168, 2000.

ALENCAR, P. T. F. et al. Uso de sistema de wetland construído na redução de íons dissolvidos da manipueira biodigerida. **VII CONNEPI - Congresso Norte Nordeste de Pesquisa e Inovação**, Palmas, Tocantins , 2012.

ANA, A. N. D. Á., 2018. Disponível em: <<http://www3.ana.gov.br/>>. Acesso em: 25 fevereiro 2018.

ANDERS, C. R. et al. **Qualidade e impactos cauados pela destinação de rejeito da dessalinização da água salobra no Oeste de Portugal**. Workshop Internacional sobre água no semiárido brasileiro. Campina Grande- Paraíba: 2013.

ANJOS, J. A. S. A. Avaliação da eficiencia de uma zona alagadiça (wetland) no controle da poluição por metais pesados: o caso de Plumbum em Santo Amaro da Purificação/BA. **Tese de Doutorado. Escola Politécnica, Universiade de São Paulo**, São Carlos, 327 p., 2003.

APHA, A. W. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20ed. Washington: 1998.

ARCHIBOLD, R. C. The New York Times, 2007. Disponível em: <<http://noticias.terra.com.br/ciencia/interna/0,OI2105783-EI299,00-EUA+California+se+prepara+para+reciclar+esgotos.html>>. Acesso em: 2018.

AZEVEDO NETO, A. D.; TABOSA, J. N. Estresse salino em plântulas de milho: Parte I análise do crescimento. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.4, p.159-164, 2000. ISSN n.2.

BECCATO, M. A. B. Elaboração Participativa de uma proposta de reestauração do sistema de tratamento de esgoto da comunidade do Marujá - Parque Estadual da Ilha do Cardoso/SP. **Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universiade de São Carlos**, São Carlos, 292 p., 2004.

BEZERRA, E. B. N. et al. Impactos da destinação do rejeito da dessalinização de água subterrânea em uma comunidade de Juazeirinho-PB. **1º Congresso Internacional da diversidade do semiárido**, 2014.

BRASIL. **Ministério do Meio Ambiente**, 2018. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/agua/agua-doce>>. Acesso em: 25 fevereiro 2018.

BRASIL, M. D. M. A. **Resolução CONAMA 357/05**. Disponível em <http://www.mma.gov.br>, 2005.

BRASIL, V. S. P. J. C. **Água: Desafios da Sociedade**. Rio de Janeiro: Fundação Roberto Marinho, 2013.

BRIX, H.; ARIAS, C. A. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. **Ecol. Eng.** , p. 491-500, 2005.

BUXTON, D. R. . F. S. L. Plant environment and quality.. **Madison: American Society of Agronomy.** , n. Forage quality, evaluation and utilization. , p. 155-199, 1994.

CEPEA. Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada, 2017. Disponível em: <<https://www.cepea.esalq.usp.br/br/releases/leite-retro-2017-um-ano-marcado-pelo-desequilibrio-entre-oferta-e-demanda.aspx>>. Acesso em: 2018.

COOPER, P. F. et al. **Reed Bed sand constructed Wetlands for Wastewater Treatment**: Swindon: WRcplc, 1996. 184 p.

CUNHA, C. A. G. Análise da eficiência de um sistema combinado de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas. **Universidade de São Paulo - Escola de Engenharia de São Carlos**, São Carlos, 174 p., 2006.

DA ROCHA, T. S. Avaliação da qualidade das águas dos poços tubulares da Bacia do Rio do Peixe equipados com dessalinizadores, com vistas ao aproveitamento econômico dos sais de rejeito. **UFBA - Universidade Federal da Bahia**, Salvador - BA, n. Dissertação de mestrado profissional em gerenciamento e tecnologias ambientais no processo produtivo, p. 96, 2008.

DANTAS, J. A. Seleção e avaliação de clones de Pennisetum sob estresse salino, 2004.

DAYANANDAM, P.; KAUFMAN, P. B.; FRANKIN, C. I. Detection of silica in plants. **Amer. J. Bot.**, v. 70, p.1079-1084, 1983.

DE ALMEIDA, J. P. Eficiência de um sistema de dessalinização de água salobra utilizando ultrafiltração e osmose reversa, Ponta Grossa, p. 113, 2017.

DE ASSIS, D. M. S. et al. Avaliação dos parâmetros Físico-Químicos da água de abastecimento em diferentes bairros do Município de Salvaterra (Arquipélago do Marajó, PA. **Revista Virtual de Química**, v. 9, p. 15, jul. 2017. ISSN 4.

DELFRATE, B. C. Desenvolvimento e parâmetros fisiológicos de capim-elefante cultivado sobre rejeito salino em sistema alagado construído. **Trabalho de conclusão de curso de Engenharia Agronomica na UEPG**, Ponta Grossa, 2017.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. B.; VOLTAN, P. E. N. **Tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. São Carlos: LDiBe, 2011. 454 p. p.
DI BERNARDO, L.; SABOGAL PAZ, L. P. **Seleção de tecnologias de tratamento de água**. São Carlos: LDiBe, v.1., 2008. 878 p.

EINAV, R.; HARUSSI, K.; PERRY, D. The footprint of the dessalination processes on the environment. **Desalination**, p. 152: 141-154, 2002.

EMBRAPA, 2017. Disponível em: <<http://www.cnpma.embrapa.br/projetos/ecoagua/eco/oxigdiss.html>>.

FERNANDES, A. B. B. et al. O processo de dessalinização da água para consumo. **Atas de saúde Ambiental - ASA**, São Paulo, Online, v. 3, p. 38-43, Agosto 2015. ISSN 2.

FERREIRA, D. F. Análises estatísticas por meio do SISVAR para Windows versão 4.0. **In: Reunião anual da região brasileira da sociedade internacional de biometria**, 45, São Carlos: UFSCar, n. Anais, p. p. 255-258, jul. 2000.

FREITAS, T. D. N. Produção de água a bordo e navios e plataformas [TCC]. Rio de Janeiro: Universidade da Zona Oeste, 2011.

FRITZMANN, C. et al. State-of-the-art of reverse osmosis desalination. **Desalination**, p. p.1-76, 2007. ISSN n. 216.

GLENN, E. P.; THOMPSON, T. L.; MIYAMOTO, S. **Halophyte crops and a sand-bed solar concentrator to reduce and recycle industrial, desalination and agricultural brines**. Desalination Reserch and Development Program Report. ed. Tucson: United States Departament of the Interior, 1998. 78 p. ISBN 35.

GOMES, F. P. A comparação entre médias de tratamento na análise da variância. **Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" Universidade de São Paulo**, 1990.

GREENLEE, L. F. E. A. **Reverse Osmosis Desalination: Water sources, technology, and today's challenges**. 43. ed. [S.l.]: Water Research, 2009. 2317-2348 p.

IAPAR. Cartas Climáticas do Paraná: Precipitação média anual. **Instituto Agrônômico do Paraná**, 2000. Disponível em: <www.geografia.seed.pr.gov.br/modules/galeria/detalhe.php?foto=355eevento=5>. Acesso em: 10 set 2017.

ISRAEL 21, 2010. Disponível em: <<http://www.israel21c.org/201007018072/environment/quenching-your-thirst-with-the-sea>>. Acesso em: 2018.

IWA, I. W. A. **Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation**. London: Scientific and Technical Report., n.8, 2000. 156 p.

JACOBI, P. Portal do Geólogo, 2014. Disponível em: <<http://www.geologo.com.br/aguahisteria3.asp>>. Acesso em: 2018.

JIBRIL, B. E.-Y.; IBRAHIM, A. A. Chemical conversions of salt concentrates from desalination plants. **Desalination**, n. 139, p. 287-295, 2001.

JUAN, J. A. M. S. **Desalación de aguas salobres y de mar. Osmose inversa**. MADRI: Mundi-Prensa, 2000. 395p.

JUNGLES, M. K. **Desenvolvimento de grânulos aeróbios o trataemnto de esgoto sanitário em reatores operados em bateladas sequenciais (RBS)**. Florianópolis: Tese de doutorado em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, 2011.

KADLEC, R. H. et al. **Constructed Wetlands for Pollution Control: process, performace, design and operation - Sientific and Technical Report**, London, v. n.8, 156 p., 2000.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. **Treatment wetlands**. [S.l.]: Florida: Lewis Publishers, 1996. 893 p.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. **Treatment wetlands**. 2 ed. ed. USA: [s.n.], 2009.

KATO, M. T. "Cloretos". Curso Qualidade da Água, do Ar e do Solo. **Escola de Engenharia Mauá**, São Caetano do Sul/SP, 1983.

KATO, M. T. "Dureza". Curso Qualidade da Água, do Ar e do Solo. **Escola de Engenharia Mauá**, São Caetano do Sul/SP, 1983.

KONNERUP, D.; KOOTTATEP, T.; BRIX, H. Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with Canna and Heliconia. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 35, p. 248-257, 2009. ISSN 2.

KRUGER, R. Dessalination pre-treatment: Efficient ultrafiltration for seawater.. **Filtration e separation**, p.14-16, 2009.

KUBITZA, F. Tilápia em águas salobra e salgada: uma boa alternativa de cultivo para estuários e viveiros litorâneos. **Revista Panorama da Aquicultura** , Rio de Janeiro, v. 15, p. 14-18, 2005. ISSN 88.

KUMMER, A. C. B.; WIECHIETECK, G. K.; SZÉLIGA, M. R. **Sistema de alagados construídos aplicado ao tratamento e reúso do resíduo concentrado de dessalinização**. Em: Juliana Heloisa Pinê Américo-Pinheiro; Sandra Medina Benini; Maria Betânia Moreira Amador. (Org.). Recursos hídricos: gestão e sustentabilidade. 1ed.Tupã/SP. : Editora ANAP. 2016.v. 1, p. 160-173.

KUNKEL, D. C. P. J. 2. Observación de la estructura y composición superficial de sólidos. **Dennis Kunkel Microscopy , Inc. P. O. Box**, Kailua, Hawaii, p. 34-67, 2008.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas: Átomo: [s.n.], 2005. 444 p.

LIBARDI, P. L. **Dinâmica da água no solo**. Pracicaba: EDUSP, 2005. 344P p.

LIRA JUNIOR, M. A. Delineamento em blocos casualizados. **Material didático Estatística Aplicada à Agricultura**, 2013. Disponível em: <<http://lira.pro.br/wordpress/wp-content/uploads/2013/07/Delineamento-em-Blocos-Casualizados-DBC.pdf>>. Acesso em: 2018.

LUIZ FIA, F. R. et al. Efeito da vegetação em sistemas de alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 22, p. 9 303-311, 2017. ISSN 2.

MACHADO, R. P. Análise da viabilidade ambiental e economica da implntação de dispositivos de aproveitamento de águas pluviais, Santo André, 2013.

MAIER, C. **Qualidade de águas superficiais e tratamento de águas residuárias por meio de zonas de raízes em propriedades de agriculturoes familiares.** Dissertação de Mestrado Universidade Federal de Santa Maria UFSM, 2007. 96 p.

MELONI, D. A. et al. The effects of salt stress on growth, nitrate reduction ad proline and glycine betaine accumulation in *Prosopis alba*. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, v. v.16, p. p.39-46, 2004.

METCALF; EDDY. **INC. WASTEWATER engineering:** treatment, disposal, and reuse. 3 rd ed. New York: NJ: McGraw-Hill, 1991.

MICKEY, M. C. Desalination concentrate management and issues in the United States. **http://www.twdb.state.tx.us/Desalination/Desal/ proceedings/Mickey.pdf**, 2004.

MICKLEY, M. et al. Membrane concentration disposal. **American Water Works Association Researctch Foundation**, Denver, Colorado, 1993.

MITSCH, W. J.; GOSSELINK, J. G. **Wetlands**. 3ed. ed. New York: US: J. Wiley, 2000.

MONNARINO, F. C. **Uso de wetland sub-superficial no tratamento de efluente de estação de tratamento de chorume por lodos ativados.** Rio de Janeiro: (dissestação de mestrado) Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2003. 91p.

MONTEIRO, R. C. M. **Viabilidade técnica do emprego de "wetlands" para o trataento de água cinza para o reúso não potável.** São Paulo: Dissertação de Mestrado. Escola Politécnica da Cidade de São Paulo, 2009.

MORILLO, J. et al. Comparative study of brine management technologies for desalination plants. **Desalination**, Spain, v. 336, p. 32-49, 2014.

MUNIZ, A. R. C. . B. G. . D. S. L. Potencialidade do capim elefante para a produção de etanol de segunda geração.. **In: XI Congresso Brasileiro de Engenharia Química em Iniciação Científica. Anais.** , São Paulo: Blucher Chemical Engineering Proceeding, p. p. 499-504, 2015.

NUNES, R. L. C.; DIAS, N. S.; LIMA, M. V. S. Produção de mudas de Pinha utilizando água de rejeito salino. **IV WINOTEC - Workshop Internacional de Inovações Tecnológicas da Irrigação.**, Fortaleza, Maio 2012.

PASSOLONGO, F. H. et al. Hídricos, Desenvolvimento Sustentável dos Recursos. **Universidade Estadual Paulista - UNESP**, 2001.

PEIG, D. B.; RAMOS, M. P. **Aproveitamento e destino do consentrado de processos de separação por membranas.** XVI Congresso Brasileiro de águas subterrâneas e XVII Encontro Nacional de Perfuradores de Poços. São Paulo, 2010. p. 11.

PEREIRA, A. V. et al. Melhoramento de forrageiras tropicais. , Rondonópolis: Fundação Mato Grosso, p. 549-602, 2001.

PERONA, J. F. Eficiência do uso da água nas edificações. **Universidade Federal de Minas Gerais**, 2011.

PORTO, E. R. et al. Uso de rejeito da dessalinização de água salobra para irrigação da erva-sal (*Atriplex nummularia*). **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. v.5, n. n.1, p. p.111-114, 2001.

QUEGE, K. E.; ALMEIDA, R. A.; UCKER, F. E. Utilização de plantas de Bambu no tratamento de esgoto sanitário pelo Sistema de Alagados Construídos. **Rev. Elet. em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. v.10, n. n.10, p. p. 2069-2080, 2013.

QUESADA, D. M. Seleção de genótipos de capim elefante (*Pennisetum purpureum*, Schum.) para a alta produção de biomassa e eficiência da fixação biológica de nitrogênio (FBN). **Tese (Mestrado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro** , p. 140 p., 2001.

QUESADA, D. M. et al. Parâmetros Qualitativos de Genótipos de Capim Elefante (*Pennisetum purpureum*, Schum.) estudados para a produção de energia através da Biomassa.. **Embrapa**, v. 33, p. 28-29, 2000. ISSN 4.

Relatório ANNEL. Agência Nacional de Energia Elétrica (Brasil). Brasília, p. 103p. 2007.

RICHTER, C. A.; AZEVEDO NETTO, J. M. **Tratamento de água: tecnologia atualizada**. São Paulo: Edgard Blucher, 2002. 332 p.

RODRIGUES, L. R. A.; MONTEIRO, F. A.; RODRIGUES, T. J. D. Simpósio sobre manejo da pastagem. 2 ed. Piracicaba: FEALQ, 2001. Cap.17, p. 203-224.

SALATI, E. Utilização de Sistemas de Wetlands Construídas para Tratamento de águas. **Relatório técnico para o Programam de Pós Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental da EESC**, São Carlos, 36 p., 2000.

SALATI, E.; SALATI FILHO, E.; SALATI, E. **Utilização de sistemas de wetlands construídas para tratamento de águas**. Piracicaba - SP, 2009. 23 p.

SANTOS, A. V. et al. Efeito de água residuária tratada na produção e composição bromatológica do capim-elefante (*Pennisetum purpureum*, Schum.).. **Revista Científica de Produção Animal**, v. 7, p. 19-25, 2005. ISSN n. 2.

SARAIVA, V. M.; KONIG, A. Produtividade do capim-elefante-roxo irrigado com efluente doméstico tratado no semiárido potiguar e suas utilidades. **Revista Holos: Instituto Federal do Rio Grande do Norte**, v.1, p. 28-46, 2013. ISSN n.29.

SARDINHA, D. S. et al. Avaliação da qualidade da água e autodepuração do ribeirão do meio, Leme (SP). **Engenharia Sanitária Ambiental** , Rio de Janeiro, v. 13, Setembro 2008. ISSN 3.

SEZERINO, P. H. et al. **Redução de DQO e SS de efluentes da suinocultura em leito de areia-estudos preliminares para a aplicação de sistema tipo wetlands**. Natal : XI Simpósio Luso- Brasileiro de engenharia sanitária e ambiental, 2004.

SEZERINO, P. H. et al. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 20, p. 151-15, 2015. ISSN 1.

SILVA, I. N. et al. Qualidade de água na irrigação. **Agropecuária cinetífica no semi-árado**, v. 07, p. 01-15, 2011. ISSN 03.

SOARES, T. M. et al. Destinação de águas residuárias provenientes do processo de dessalinização por osmose reversa. **Revista brasileira de engenharia agrícola ambiental**, Campina Grande, v. 10, p. 730-737, 2006. ISSN 3.

SOUSA NETO, O. N. et al. Utilização do rejeito da dessalinização da água na produção de mudas de espécies da caatinga. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 24, p. 123-129, 2011. ISSN 4.

SOUZA, L. F. Dessalinização como fonte de alternativa de água potável. Norte Científico, 2006. p. 85-97.

STEFANAKIS, A. I.; TSIHRINTZIS, V. A. Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. **Chemical Engineering Journal**, p. 416-430, 2012.

TORQUEMADA, Y. F.; LIZASO, J. L. S. Mixing behavior of brine discharge from a SWOR desalination plant. **IDA World Congress**, 2009.

UNESCO-IHE. **Water footprint**, 2011. Disponível em: <<http://www.waterfootprint.org/Reports/Report50-NationalWaterFootprintsVol1.pdf>>. Acesso em: 09 Fevereiro 2016. National Water Footprint Accounts: The green, blue and grey water footprint of production and consumption.

VALE, M. B.; AZEVEDO, P. V. Avaliação da produtividade e qualidade do capim e do sorgo irrigados com água do lençol freático e do rejeito do dessalinizador. **Holos**, v. 3, n. 29, p. 181-195, 2013.

VON SPERLING, M. **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2.ed. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG: [s.n.], 1996. 243p.

WATSON, I. C.; MORIN, J.; HENTHORNE, L. **Dessalination and Water Purification Research and development program report**. Desalting Handbook for Planners. Denver: United States Department of the interior. 310p. 2003. (72).

WHO. World Health Organization, 2015. Disponível em: <<http://www.who.int/nutgrowthdb/estimates/en/>>. Acesso em: 2018.

ZANELA, L. Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: wetlands-construïdos utilizando brita e bambu como suporte., Campinas, 2008. 189 p.

APÊNDICE A – CALENDÁRIO DE MONITORAMENTO DOS SACs

	Domingo	Segunda Feira	Terça Feira	Quarta Feira	Quinta Feira	Sexta Feira	Sábado	
ABRIL		10 -Plantio das mudas de capim-elefante -Adubação 13:40:13	11	12	13	14	15	1ª
	16	17 -Adubação 13:40:13	18	19	20	21	22	2ª
	23	24 -Adubação 13:40:13	25 -Replante de mudas de capim-elefante	26	27	28	29	3ª
MAIO	30	01 -Adubação 13:40:13	02	03	04	05	06	4ª
	07	08	09	10	11	12 Introdução do rejeito salino nos SACs	13	5ª
	14	15 Coletas de amostras dos efluentes dos SACs dos T1 e T3	16 Coletas de amostras dos efluentes dos SACs dos T2 e T4	17	18	19 Introdução do rejeito salino nos SACs	20	6ª
	21	22 Coletas de amostras dos efluentes dos SACs dos T1 e T3	23 Coletas de amostras dos efluentes dos SACs dos T2 e T4	24	25	26 Introdução do rejeito salino nos SACs	27	7ª
JUNHO	28	29 Coletas de amostras dos efluentes dos SACs dos T1 e T3	30 Coletas de amostras dos efluentes dos SACs dos T2 e T4	31	01	02 Introdução do rejeito salino nos SACs	03	8ª
	04	05 Coletas de amostras dos efluentes dos SACs dos T1 e T3	06 Coletas de amostras dos efluentes dos SACs dos T2 e T4	07	08	09 Introdução do rejeito salino nos SACs	10	9ª
	11	12 Coletas de amostras dos efluentes dos SACs dos T1 e T3	13 Coletas de amostras dos efluentes dos SACs dos T2 e T4	14	15	16 Introdução do rejeito salino nos SACs	17	10ª
	18	19 Coletas de amostras dos efluentes dos SACs dos T1 e T3	20 Coletas de amostras dos efluentes dos SACs dos T2 e T4	21	22	23 Introdução do rejeito salino nos SACs	24	11ª
	25	26 Coletas de amostras dos efluentes dos SACs dos T1 e T3	27 Coletas de amostras dos efluentes dos SACs dos T2 e T4	28	29	30 Introdução do rejeito salino nos SACs	01	12ª
JULHO	02	03 Coletas de amostras dos efluentes dos SACs dos T1 e T3	04 Coletas de amostras dos efluentes dos SACs dos T2 e T4	05	06	07 Introdução do rejeito salino nos SACs	08	13ª
	09	10 Coletas de amostras dos efluentes dos SACs dos T1 e T3	11 Coletas de amostras dos efluentes dos SACs dos T2 e T4	12	13	14 Introdução do rejeito salino nos SACs	15	14ª
	16	17 Coletas de amostras dos efluentes dos SACs dos T1 e T3	18 Coletas de amostras dos efluentes dos SACs dos T2 e T4	19	20	21 Introdução do rejeito salino nos SACs	22	15ª
	23	24 Coletas de amostras dos efluentes dos SACs dos T1 e T3	25 Coletas de amostras dos efluentes dos SACs dos T2 e T4	26	27	28 Introdução do rejeito salino nos SACs	29	16ª
	30	31 Coletas de amostras dos efluentes dos SACs dos T1 e T3	01 Coletas de amostras dos efluentes dos SACs dos T2 e T4	02	03	04	05	17ª

APÊNDICE B - Resultados da qualidade da água do afluente e efluentes

pH												
Análises:	15/05 e 17/05	22/05 e 24/05	29/05 e 31/05	05/06 e 07/06	12/06 e 14/06	19/06 e 21/06	26/06 e 28/06	03/07 e 05/07	10/07 e 12/07	17/07 e 19/07	24/07 e 26/07	31/07 e 02/08
Semanas	1ª semana	2ª semana	3ª semana	4ª semana	5ª semana	6ª semana	7ª semana	8ª semana	9ª semana	10ª semana	11ª semana	12ª semana
Rejeito salino	6,74	6,06	5,61	6,28	6,92	6,64	6,49	6,35	6,54	6,57	6,58	6,58
T1R1	7,17	6,64	5,7	6,47	6,7	6,57	6,54	6,2	6,64	6,54	6,67	6,68
T1R2	6,52	6,67	5,57	6,49	6,76	6,67	6,54	6,17	6,17	6,54	6,14	6,18
T1R3	6,46	6,75	5,6	6,23	6,76	6,56	6,4	6,55	6,05	6,4	6,59	6,04
T3R1	6,59	6,88	5,59	6,71	6,84	6,72	6,54	6,42	6,38	6,54	6,85	6,37
T3R2	6,18	6,49	5,57	6,47	6,17	6,29	6,04	6,25	5,96	6,55	6,59	6,01
T3R3	6,49	6,72	5,58	6,8	6,59	6,99	6,29	6,44	6,15	6,42	6,63	6,88
T2R1	7,39	6,66	5,57	6,77	6,31	6,84	6,76	6,71	5,89	6,25	6,65	5,88
T2R2	7,03	6,35	5,57	6,29	5,83	6,32	6,46	6,16	5,84	6,29	6,64	5,94
T2R3	6,97	6,33	5,58	6,3	6,05	6,39	6,43	6,26	6,07	6,3	6,69	6,53
T4R1	7,11	6,59	5,58	6,47	6,19	6,49	6,26	6,18	6,58	6,47	6,12	6,54
T4R2	7,13	6,74	5,7	6,59	6,45	6,63	6,36	6,34	6,59	6,59	6,25	6,45
T4R3	7,09	6,65	5,7	6,91	6,24	6,47	6,08	6,13	6,45	6,24	6,48	6,57

Oxigênio Dissolvido (OD) mg. L ⁻¹												
Análises:	15/05 e 17/05	22/05 e 24/05	29/05 e 31/05	05/06 e 07/06	12/06 e 14/06	19/06 e 21/06	26/06 e 28/06	03/07 e 05/07	10/07 e 12/07	17/07 e 19/07	24/07 e 26/07	31/07 e 02/08
Semanas	1ª semana	2ª semana	3ª semana	4ª semana	5ª semana	6ª semana	7ª semana	8ª semana	9ª semana	10ª semana	11ª semana	12ª semana
Rejeito salino	8,97	9,3	10,6	8,87	8,34	9,19	9,26	9,75	9,06	10,35	8,87	8,89
T1R1	7,51	6,88	10,4	6,28	6,98	6,51	6,97	7,35	7,95	10,6	8,34	4,98
T1R2	7,16	7,5	10,6	6,08	6,44	5,84	4,94	5,44	7,31	10,9	6,28	5,15
T1R3	9,23	8,32	10,1	8,24	6,33	5,22	6,52	5,2	9,14	10,81	7,15	5,57
T3R1	6,92	7,79	11	6,79	5,68	4,82	5,09	5,09	7,54	10,9	8,02	5,16
T3R2	5,1	7,25	10,9	6,48	6,9	4,83	4,25	5,33	7,57	10,6	7,5	5,48
T3R3	6,79	7,3	10,7	7,15	8,02	4,82	4,23	7,16	6,15	10,4	8,32	4,77
T2R1	8,36	7,26	10,9	5,38	7,6	10,22	6,98	7,85	6,57	10,1	7,12	5,68
T2R2	7,23	7,57	10,7	4,83	5,78	7,5	5,57	7,1	7,2	10,8	6,28	6,46
T2R3	6,92	6,11	10,75	4,52	5,48	5,16	4,77	6,62	6,58	8,24	7,15	4,94
T4R1	7,12	7,18	10,73	5,38	6,21	5,21	4,2	6,43	8,37	10,22	6,51	5,86
T4R2	7,59	7,53	10,9	4,93	5,86	5,16	4,17	6,38	6,46	8,87	7,35	4,83
T4R3	8,1	7,44	10,8	4,68	5,23	5,55	4,48	6,17	6,45	8,34	7,1	5,38

Turbidez NTU												
Análises:	15/05 e 17/05	22/05 e 24/05	29/05 e 31/05	05/06 e 07/06	12/06 e 14/06	19/06 e 21/06	26/06 e 28/06	03/07 e 05/07	10/07 e 12/07	17/07 e 19/07	24/07 e 26/07	31/07 e 02/08
Semanas	1ª semana	2ª semana	3ª semana	4ª semana	5ª semana	6ª semana	7ª semana	8ª semana	9ª semana	10ª semana	11ª semana	12ª semana
Rejeito salino	0,57	1,07	0,81	0,88	1,59	1,89	0,62	0,52	0,33	0,55	0,58	0,63
T1R1	1,18	1,87	2,18	0,55	0,93	0,1	0,47	0,49	0,57	0,4	0,38	0,42
T1R2	0,76	3,37	0,45	2	0,13	0,2	0,28	0,33	0,83	0,2	0,21	0,2
T1R3	2,31	2,4	1,84	0,6	0,78	1,62	1,89	2,28	2,6	1,69	1,58	0,89
T3R1	1,19	0,31	0,43	0,47	0,16	0,38	0,61	0,28	0,72	0,3	0,58	0,47
T3R2	2,48	0,83	0,87	0,44	1,11	0,16	1,4	1,32	1,17	0,57	0,6	0,5
T3R3	1,84	1,52	1,66	2,1	1,13	1,85	2,77	0,79	1,06	1,01	1,2	1,23
T2R1	0,54	0,49	1,66	0,36	0,73	2,36	0,53	0,16	0,11	0,42	0,38	0,28
T2R2	1,08	0,46	2,4	0,1	0,24	0,1	0,29	0,44	0,27	0,28	0,22	0,25
T2R3	1,57	2,32	2,03	0,54	1,41	0,2	0,45	0,77	1,76	0,45	0,35	0,24
T4R1	1,32	2,85	2,08	2,09	2,1	0,47	0,17	0,19	1,12	0,15	0,13	0,11
T4R2	1,22	0,93	1,33	0,5	0,7	0,15	0,1	0,35	0,76	0,7	0,5	0,61
T4R3	1,03	1,68	2,87	1,82	1,7	1,59	0,66	1,45	1,13	0,98	0,6	0,61

Alcalinidade mg.L ⁻¹ CaCO ₃												
Análises:	15/05 e 17/05	22/05 e 24/05	29/05 e 31/05	05/06 e 07/06	12/06 e 14/06	19/06 e 21/06	26/06 e 28/06	03/07 e 05/07	10/07 e 12/07	17/07 e 19/07	24/07 e 26/07	31/07 e 02/08
Semanas	1ª semana	2ª semana	3ª semana	4ª semana	5ª semana	6ª semana	7ª semana	8ª semana	9ª semana	10ª semana	11ª semana	12ª semana
Rejeito salino	9,5	11,7	10,5	13,0	15,1	13,1	7,9	8,2	7,6	8,0	8,9	12,3
T1R1	48,0	49,9	16,0	74,4	78,4	80,1	119,2	112,4	57,5	58,5	46,0	90,8
T1R2	93,2	109,6	25,7	77,3	99,6	106,6	141,3	153,2	83,4	96,5	89,8	76,2
T1R3	46,5	57,1	25,1	71,1	75,1	89,5	151,0	175,8	14,3	76,4	86,8	69,5
T3R1	43,6	56,8	17,0	58,7	85,0	90,7	125,4	145,9	105,3	99,5	79,6	126,9
T3R2	61,6	70,1	19,5	59,2	89,0	77,5	103,1	112,8	54,1	63,1	89,9	160,3
T3R3	42,7	48,3	12,6	57,7	47,3	61,8	100,6	98,6	55,7	57,2	96,6	77,3
T2R1	50,2	72,0	79,7	85,2	99,5	19,3	161,2	145,4	70,8	65,5	66,5	100,9
T2R2	63,4	101,3	99,5	83,8	88,6	78,0	109,6	97,6	47,5	56,1	50,3	122,2
T2R3	67,4	104,1	106,7	108,3	121,1	102,8	145,1	113,9	85,9	99,0	59,5	102,5
T4R1	51,9	73,3	93,7	94,8	121,9	107,8	163,3	127,0	162,7	113,6	96,0	127,9
T4R2	68,1	67,3	88,0	89,5	110,2	107,8	170,8	164,3	69,6	76,6	89,9	88,6
T4R3	51,1	69,1	83,0	90,2	112,0	123,8	171,4	143,8	72,2	87,9	90,9	160,5

Salinidade PSU												
Análises:	15/05 e 17/05	22/05 e 24/05	29/05 e 31/05	05/06 e 07/06	12/06 e 14/06	19/06 e 21/06	26/06 e 28/06	03/07 e 05/07	10/07 e 12/07	17/07 e 19/07	24/07 e 26/07	31/07 e 02/08
Semanas	1ª semana	2ª semana	3ª semana	4ª semana	5ª semana	6ª semana	7ª semana	8ª semana	9ª semana	10ª semana	11ª semana	12ª semana
Rejeito salino	6,35	7,4	6,3	6,5	8,8	9,6	6,1	5,5	6,4	9,6	7,4	8,4
T1R1	4,82	6,2	2,74	5	7,8	7,67	5,78	5,67	6,44	7,56	7,35	7,6
T1R2	0,97	6,4	3,5	5,21	7,67	10,76	6,37	5,59	5,61	10,15	7,69	7,5
T1R3	0,86	6,81	3,51	4,31	8,76	10,02	7,38	5,4	3,98	9,98	7,75	8,6
T3R1	3,72	5,6	3,63	3,94	8,04	9,19	6,41	6,64	4,78	8,89	7,45	7,89
T3R2	1,37	5,85	3,11	3,7	8,05	9,7	6,42	6,63	6,41	9,25	7,7	7,5
T3R3	1,2	5,9	2,9	3,64	6,85	9,32	5,49	5,87	3,66	9,15	8,65	7
T2R1	5,51	7,24	3,15	5,3	7,4	8,03	6,33	6,83	6,09	7,89	8,15	7,1
T2R2	5,16	7,09	2,91	5,3	7,6	10,11	6,02	6,24	6,44	9,79	7,9	7,8
T2R3	5	7,64	2,23	5,4	8,5	9,91	5,04	5,72	6,3	9,25	8,5	8,45
T4R1	5,82	4,3	2,37	5,3	7,1	9	5,83	5,28	6,4	8,25	8,2	6,9
T4R2	4,51	6,88	2,94	5,37	8,24	9,29	6,17	6,52	5,86	9,1	8	8
T4R3	5,9	7,2	2,59	5,1	7,6	8,18	5,44	6,33	6,5	8,15	8,1	7,1

Dureza mg L ⁻¹ CaCO ₃												
Análises:	15/05 e 17/05	22/05 e 24/05	29/05 e 31/05	05/06 e 07/06	12/06 e 14/06	19/06 e 21/06	26/06 e 28/06	03/07 e 05/07	10/07 e 12/07	17/07 e 19/07	24/07 e 26/07	31/07 e 02/08
Semanas	1ª semana	2ª semana	3ª semana	4ª semana	5ª semana	6ª semana	7ª semana	8ª semana	9ª semana	10ª semana	11ª semana	12ª semana
Rejeito salino	656,6	808,1	757,6	814,0	885,4	814,0	988,4	930,2	650,0	750,0	850,0	950,0
T1R1	151,5	606,1	252,5	581,4	729,2	639,5	814,0	639,5	250,0	400,0	500,0	400,0
T1R2	252,5	454,5	202,0	465,1	677,1	581,4	988,4	581,4	500,0	450,0	550,0	400,0
T1R3	101,0	707,1	353,5	290,7	833,3	814,0	465,1	697,7	700,0	400,0	550,0	500,0
T3R1	202,0	757,6	252,5	290,7	833,3	755,8	523,3	872,1	500,0	350,0	400,0	550,0
T3R2	252,5	454,5	202,0	465,1	781,2	697,7	523,3	1046,5	550,0	400,0	350,0	500,0
T3R3	151,5	404,0	151,5	465,1	833,3	872,1	523,3	639,5	500,0	400,0	350,0	500,0
T2R1	202,0	505,1	303,0	523,3	729,2	523,3	814,0	523,3	550,0	500,0	450,0	450,0
T2R2	252,5	707,1	555,6	465,1	781,2	523,3	407,0	581,4	500,0	400,0	450,0	400,0
T2R3	252,5	505,1	353,5	581,4	781,2	523,3	639,5	581,4	250,0	400,0	550,0	450,0
T4R1	202,0	454,5	454,5	639,5	729,2	581,4	465,1	523,3	500,0	450,0	500,0	400,0
T4R2	202,0	454,5	303,0	581,4	781,2	697,7	581,4	872,1	650,0	450,0	500,0	450,0
T4R3	202,0	555,6	202,0	523,3	677,1	755,8	407,0	814,0	500,0	450,0	500,0	450,0

Cálcio mg .L ⁻¹ CaCO ₃												
Análises:	15/05 e 17/05	22/05 e 24/05	29/05 e 31/05	05/06 e 07/06	12/06 e 14/06	19/06 e 21/06	26/06 e 28/06	03/07 e 05/07	10/07 e 12/07	17/07 e 19/07	24/07 e 26/07	31/07 e 02/08
Semanas	1 ^a semana	2 ^a semana	3 ^a semana	4 ^a semana	5 ^a semana	6 ^a semana	7 ^a semana	8 ^a semana	9 ^a semana	10 ^a semana	11 ^a semana	12 ^a semana
Rejeito salino	1060,6	1262,6	505,1	872,1	781,2	465,1	523,3	523,3	400,0	450,0	550,0	500,0
T1R1	404,0	505,1	252,5	523,3	416,7	348,8	407,0	523,3	350,0	400,0	350,0	450,0
T1R2	505,1	808,1	202,0	407,0	364,6	407,0	290,7	465,1	400,0	450,0	350,0	450,0
T1R3	656,6	606,1	454,5	348,8	468,7	465,1	465,1	523,3	450,0	400,0	400,0	450,0
T3R1	505,1	757,6	151,5	407,0	312,5	581,4	407,0	407,0	600,0	350,0	300,0	350,0
T3R2	454,5	505,1	101,0	407,0	416,7	523,3	290,7	465,1	250,0	300,0	250,0	300,0
T3R3	454,5	606,1	101,0	465,1	312,5	348,8	348,8	523,3	250,0	350,0	250,0	300,0
T2R1	404,0	404,0	151,5	232,6	572,9	523,3	407,0	639,5	400,0	300,0	450,0	250,0
T2R2	454,5	757,6	151,5	348,8	468,7	755,8	290,7	348,8	350,0	250,0	400,0	200,0
T2R3	555,6	505,1	151,5	407,0	729,2	872,1	290,7	465,1	450,0	250,0	400,0	250,0
T4R1	454,5	505,1	151,5	407,0	572,9	697,7	348,8	581,4	300,0	400,0	250,0	400,0
T4R2	505,1	505,1	202,0	348,8	572,9	814,0	348,8	523,3	250,0	450,0	300,0	350,0
T4R3	656,6	505,1	151,5	407,0	729,2	872,1	290,7	523,3	400,0	400,0	300,0	350,0

Cloro mg de Cl ⁻ .L ⁻¹												
Análises:	15/05 e 17/05	22/05 e 24/05	29/05 e 31/05	05/06 e 07/06	12/06 e 14/06	19/06 e 21/06	26/06 e 28/06	03/07 e 05/07	10/07 e 12/07	17/07 e 19/07	24/07 e 26/07	31/07 e 02/08
Semanas	1 ^a semana	2 ^a semana	3 ^a semana	4 ^a semana	5 ^a semana	6 ^a semana	7 ^a semana	8 ^a semana	9 ^a semana	10 ^a semana	11 ^a semana	12 ^a semana
Rejeito salino	1136,5	1999,4	1619,9	1110,8	1943,8	2175,3	1367,5	1556,1	2169,1	1603,3	1320,3	1226,0
T1R1	741,9	1999,4	971,9	925,6	2360,4	1897,6	1461,8	1509,0	2546,4	1461,8	1226,0	1226,0
T1R2	952,3	2209,8	833,1	879,4	2175,3	2036,4	1461,8	1603,3	2782,2	1556,1	1226,0	1084,6
T1R3	820,8	1946,8	1157,0	1064,5	1943,8	2267,8	1744,7	1556,1	2640,7	1603,3	1273,2	1037,4
T3R1	1341,7	2157,2	879,4	1018,2	2175,3	2545,5	1744,7	1509,0	2216,3	1556,1	1178,9	990,3
T3R2	1520,6	1946,8	879,4	971,9	2360,4	2175,3	1603,3	1556,1	2404,9	1509,0	1131,7	990,3
T3R3	1304,9	2420,3	786,8	925,6	2406,7	2406,7	1461,8	1603,3	2735,0	1509,0	1131,7	990,3
T2R1	1720,5	2788,6	879,4	1434,7	2082,7	1990,1	1933,4	1414,7	2735,0	1320,3	1273,2	754,5
T2R2	1610,0	2788,6	971,9	1203,3	2082,7	2082,7	1556,1	1414,7	2404,9	1273,2	1131,7	848,8
T2R3	1478,5	1946,8	833,1	1203,3	1943,8	1990,1	1744,7	1509,0	2216,3	1414,7	1178,9	895,9
T4R1	1804,7	2209,8	786,8	1295,9	2360,4	1897,6	1650,4	1414,7	2404,9	1414,7	1084,6	1131,7
T4R2	1494,3	2209,8	925,6	1434,7	2314,1	2452,9	2027,7	1461,8	2546,4	1461,8	1131,7	1178,9
T4R3	1494,3	2736,0	879,4	1295,9	2129,0	2129,0	1744,7	1603,3	2452,1	1509,0	1084,6	1226,0

Sulfato mg de SO ₄ .L ⁻¹												
Análises:	15/05 e 17/05	22/05 e 24/05	29/05 e 31/05	05/06 e 07/06	12/06 e 14/06	19/06 e 21/06	26/06 e 28/06	03/07 e 05/07	10/07 e 12/07	17/07 e 19/07	24/07 e 26/07	31/07 e 02/08
Semanas	1 ^a semana	2 ^a semana	3 ^a semana	4 ^a semana	5 ^a semana	6 ^a semana	7 ^a semana	8 ^a semana	9 ^a semana	10 ^a semana	11 ^a semana	12 ^a semana
Rejeito salino	233,3	250,7	137,2	111,9	150,9	184,7	111,9	188,1	142,4	162,7	154,3	145,8
T1R1	173,9	240,3	159,9	113,6	154,3	140,7	130,6	154,3	176,3	171,2	162,7	171,2
T1R2	165,2	271,7	156,4	120,4	147,5	166,1	137,3	223,6	166,1	169,5	155,9	154,3
T1R3	367,8	266,5	158,2	123,8	233,8	171,2	157,6	215,2	159,3	171,2	154,3	176,3
T3R1	149,5	222,8	135,5	108,6	132,3	189,8	135,6	155,9	159,3	172,9	177,9	181,3
T3R2	179,1	222,8	139,0	108,6	127,2	144,1	125,5	150,9	159,3	176,3	176,3	184,7
T3R3	166,9	240,3	135,5	106,9	130,6	174,6	130,6	176,3	166,1	183,0	183,0	186,4
T2R1	182,6	226,3	123,3	110,3	125,5	198,3	176,3	154,3	172,9	162,7	167,8	194,9
T2R2	175,7	233,3	121,5	159,3	137,3	157,6	123,8	150,9	159,3	169,5	166,1	188,1
T2R3	156,4	257,7	123,3	157,6	118,7	142,4	128,9	176,3	171,2	176,3	169,5	200,0
T4R1	180,9	224,5	128,5	108,6	140,7	128,9	137,3	194,9	179,6	196,6	189,8	154,3
T4R2	147,7	194,9	125,0	106,9	139,0	154,3	139,0	166,1	155,9	189,8	201,6	162,7
T4R3	103,9	235,0	125,0	111,9	135,6	147,5	147,5	203,3	157,6	193,2	184,7	159,3

Condutividade Elétrica µS.cm ⁻¹												
Análises:	15/05 e 17/05	22/05 e 24/05	29/05 e 31/05	05/06 e 07/06	12/06 e 14/06	19/06 e 21/06	26/06 e 28/06	03/07 e 05/07	10/07 e 12/07	17/07 e 19/07	24/07 e 26/07	31/07 e 02/08
Semanas	1 ^a semana	2 ^a semana	3 ^a semana	4 ^a semana	5 ^a semana	6 ^a semana	7 ^a semana	8 ^a semana	9 ^a semana	10 ^a semana	11 ^a semana	12 ^a semana
Rejeito salino	3500	3500	3500	3500	3500	3500	3500	3500	3500	3500	3500	3500
T1R1	2165,8	3260	2282,6	3276	3042,9	2991,6	3201,8	3330,9	3336,3	3300	3289	3301
T1R2	2840,1	3290	2115,2	3248,01	3003,3	2991,6	3030,3	3299,4	3283,2	3480	3400	3328
T1R3	2297,9	3190	2347,8	3192,03	3150	2903,4	3366,3	3714,9	3110,4	3200	3321	3102
T3R1	2753,3	3290	2206,5	3214,35	2943	2991,6	2881,9	3267,9	3183,3	3225	3290	3200
T3R2	3136,2	3300	2115,2	3331,98	3063,6	2991,6	3010	3294	3150	3180	3326	3000
T3R3	2857,4	3320	1826	3079,8	2908,8	2903,4	2898,7	3029,4	3110,4	3001	3400	2980
T2R1	2998,5	3400	2267,4	3189,6	3138,3	2835	3398,5	3124,8	3313,8	3068	3180	3100
T2R2	3025	3490	2252	3177,9	3271,5	2878,2	2918,3	3006,9	3270,6	2850	3080	3400
T2R3	2921,5	3480	1826	3318,3	3269,7	2754	3061,1	2026,8	3333,6	2895	3300	3010
T4R1	3105	3430	1826	3255,3	3275,1	2787,3	3012,1	3168,9	2772	2700	3185	3028
T4R2	2813,3	3300	2282	3114,9	3126,6	2840,4	3110,8	3219,3	2987,1	2895	3009	3067
T4R3	3016,1	3400	2115,2	3185,1	3201,3	2780,1	3089,8	3292,2	3283,2	3190	3107	2878

Sólidos Dissolvidos Totais mg. L ⁻¹												
Análises:	15/05 e 17/05	22/05 e 24/05	29/05 e 31/05	05/06 e 07/06	12/06 e 14/06	19/06 e 21/06	26/06 e 28/06	03/07 e 05/07	10/07 e 12/07	17/07 e 19/07	24/07 e 26/07	31/07 e 02/08
Semanas	1 ^a semana	2 ^a semana	3 ^a semana	4 ^a semana	5 ^a semana	6 ^a semana	7 ^a semana	8 ^a semana	9 ^a semana	10 ^a semana	11 ^a semana	12 ^a semana
Rejeito salino	4500	4500	4500	4500	4500	4500	4500	4500	4500	4500	4500	4500
T1R1	6114	5875	696	3938	3829	3100	6300	4679	6115	6090	6015	5928
T1R2	1814	5225	1040	5247	3306	5500	6916	4601	5535	5583	5520	5018
T1R3	1648	5945	1578	3660	4404	5590	7984	4544	4085	3978	3725	3690
T3R1	4932	2225	1695	2777	3676	4700	6952	5711	4615	4398	4219	4012
T3R2	2229	4075	1129	3601	3693	5200	6969	5697	6514	6563	6370	5495
T3R3	1823	4495	893	3529	2463	4880	5970	4945	3812	3326	3345	3255
T2R1	8989	6095	1173	5019	3050	3547	6867	5944	6224	6305	6340	5699
T2R2	8611	6195	903	4915	3219	5580	6536	5441	6363	6457	6424	6017
T2R3	8471	6815	126	5800	4412	5490	5469	4783	5922	6358	6415	5898
T4R1	9311	6645	297	5815	2699	4500	6346	4271	6022	4423	4523	4210
T4R2	7956	6026	938	5409	3889	4870	6707	5095	4633	4579	4243	3890
T4R3	9403	6575	561	4719	3239	3708	5911	5424	6363	6454	6470	5809

Demanda Química de Oxigênio (DQO) mg. L ⁻¹												
Análises:	15/05 e 17/05	22/05 e 24/05	29/05 e 31/05	05/06 e 07/06	12/06 e 14/06	19/06 e 21/06	26/06 e 28/06	03/07 e 05/07	10/07 e 12/07	17/07 e 19/07	24/07 e 26/07	31/07 e 02/08
Semanas	1 ^a semana	2 ^a semana	3 ^a semana	4 ^a semana	5 ^a semana	6 ^a semana	7 ^a semana	8 ^a semana	9 ^a semana	10 ^a semana	11 ^a semana	12 ^a semana
Rejeito salino	34	39	40	30	37	37	36	39	37	34	31	32
T1R1	25	38	38	20	32	35	34	27	34	35	27	24
T1R2	24	33	39	32	28	35	34	29	34	35	24	24
T1R3	26	33	39	32	39	33	33	28	33	34	26	23
T3R1	27	28	38	31	29	28	29	32	24	31	24	23
T3R2	-	30	39	28	35	30	30	31	26	29	24	23
T3R3	61	29	27	28	29	29	31	29	25	30	24	27
T2R1	30	34	27	25	30	31	33	28	27	35	27	23
T2R2	26	33	27	19	35	33	33	29	28	34	27	24
T2R3	42	33	39	26	31	33	32	29	28	34	29	21
T4R1	-	35	38	34	32	34	31	30	27	28	24	22
T4R2	26	34	39	34	30	34	30	30	29	27	27	21
T4R3	34	34	39	24	31	33	29	29	29	27	24	22