

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
CAMPUS LONDRINA
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

MARIANE LIBÓRIO CARDOSO

**TRATAMENTO DE EFLUENTE DE LATICÍNIO POR SISTEMA
ALAGADO CONSTRUÍDO HÍBRIDO**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

**LONDRINA
2015**

MARIANE LIBÓRIO CARDOSO

**TRATAMENTO DE EFLUENTE DE LATICÍNIO POR SISTEMA
ALAGADO CONSTRUÍDO HÍBRIDO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à disciplina Trabalho de Conclusão de Curso 2 do Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina, como requisito parcial para a obtenção do título de “Engenheiro Ambiental”.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Nagamine Costanzi

LONDRINA

2015



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Londrina
Coordenação de Engenharia Ambiental



TERMO DE APROVAÇÃO

Título da Monografia

Tratamento de efluente de laticínio por sistema alagado construído
híbrido

por

Mariane Libório Cardoso

Monografia apresentada no dia 18 de junho de 2015 ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho (aprovado, aprovado com restrições ou reprovado).

Prof. Dr. Orlando de Carvalho Junior
(UTFPR)

Profa. Dra. Edilaine Regina Pereira
(UTFPR)

Prof. Dr. Ricardo Nagamine Costanzi
(UTFPR)
Orientador

Profa. Dra. Ligia Flávia Antunes Batista
Responsável pelo TCC do Curso de Eng. Ambiental

"A Folha de Aprovação assinada encontra-se na Coordenação do Curso".

AGRADECIMENTOS

Palavras não são suficientes para agradecer às pessoas por essa conquista e superação. Primeiramente agradeço a Deus e a Mãe Três vezes admirável de Schoenstatt por serem meu apoio espiritual, minha força e motivo para acordar e seguir com fé e esperança todos os dias.

Aos meus pais José Carlos e Lucy, por sempre me dar o máximo de suporte, principalmente durante os cinco anos de graduação, pelo amor incondicional, carinho e principalmente pela paciência nos momentos de estresse e desânimo, essa conquista é muito mais de vocês do que minha. A minha querida irmã Caroline, por ser uma pessoa exemplar, por todo o apoio mesmo morando longe.

Ao meu orientador professor Dr. Ricardo Nagamine Costanzi, meus sinceros agradecimentos por ter sido um verdadeiro orientador, dando apoio, suporte teórico e prático para a execução desse trabalho. Agradeço também pelo exemplo de profissional que pude conhecer e pelo tempo em que esteve disponível na execução do trabalho e para sanar as dúvidas que surgiram ao longo do tempo.

Aos meus familiares, principalmente minhas queridas tias, que sempre se orgulharam e estiveram ao meu lado a cada conquista e que me incentivam a estudar e nunca desistir dos meus objetivos.

As minhas queridas amigas, tanto as do colégio, quanto as que conheci durante a graduação e que participaram de cada momento divertido, difícil, nos estudos, ou nas festas, sempre agüentando meu jeito desesperado e ansioso de ser.

Ao meu namorado que me motiva buscar o melhor a cada dia e por todo o crescimento que tenho ao seu lado.

A todos os professores que me acrescentaram algo ao longo da graduação e a Universidade Tecnológica Federal do Paraná por subsidiar esse trabalho, através dos laboratórios e dos recursos necessários.

A minha banca, professora Dra. Edilaine Regina Pereira e professor Dr. Orlando de Carvalho Junior.

A indústria de laticínios que forneceu o efluente para essa pesquisa agradeço pela disponibilidade.

EPÍGRAFE

“A tarefa não é tanto ver aquilo que ninguém viu, mas pensar o que ninguém ainda pensou sobre aquilo que todo mundo vê.” (Arthur Schopenhauer)

RESUMO

CARDOSO, Mariane L. Tratamento de Efluente de Laticínio por Sistema Alagado Construído Híbrido. 2015. 82 f. Trabalho de Conclusão de Curso para Graduação em Engenharia Ambiental – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2015.

A preocupação com os recursos hídricos é crescente devido à importância da qualidade das águas para seus diversos usos. Atualmente, uma das formas principais de degradação dos corpos d'água é o lançamento de efluentes sem tratamento adequado. Efluentes de laticínios podem ser considerados altamente poluentes, pois possuem carga elevada de matéria orgânica e nutrientes. Esse trabalho teve como finalidade avaliar um sistema alagado construído (SAC) híbrido para o tratamento de efluente de laticínio. O sistema foi constituído de um SAC de Fluxo Horizontal (com brita zero para a base e com *Cyperus papyrus* “Nanus”) seguido de um SAC de Fluxo vertical (areia média como base e *Heliconia psittacorum* como planta). A coleta de efluente foi realizada em uma indústria de laticínios localizada na cidade de Londrina – Paraná. Os parâmetros analisados foram: Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Total *Kjeldahl* (NTK), Fósforo Total (P-total), pH, Cor Aparente, Condutividade Elétrica, Turbidez, Série de Sólidos e Óleos e Graxas. Foram analisadas amostras do efluente bruto, após tratamento no SAC horizontal e do SAC vertical. Também foi avaliada a evapotranspiração para cada espécie e posteriormente comparada com a evapotranspiração potencial de Thornthwaite. Em comparação com o sistema de lodos ativados da Estação de Tratamento de Efluentes, o SAC híbrido removeu mais significativamente os nutrientes. O SAC híbrido foi eficaz na remoção de matéria orgânica e nutrientes, a remoção média de DQO foi de 89%, NTK e P-total 95% de remoção, 74% de remoção de Cor Aparente, 45% para turbidez e 13% de diminuição de condutividade elétrica. Para os parâmetros DQO, NTK, P-total, pH, Sólidos Totais não houve diferença estatística significativa de remoção entre o SAC horizontal e o SAC vertical portanto o SAC vertical não seria necessário para o tratamento proposto, pois a contribuição do SAC horizontal na remoção é maior, porém o SAC vertical é importante para diminuir a variabilidade das concentrações finais, o que justifica a existência de utilização de um sistema híbrido.

Palavras-chave: Tratamento de Efluentes. Sistema Alagado Construído Híbrido. Efluente de Laticínios. Remoção de Nutrientes.

ABSTRACT

CARDOSO, Mariane L. Tratamento de Efluente de Laticínio por Sistema Alagado Construído Híbrido. 2015. 82 f. Trabalho de Conclusão de Curso para Graduação em Engenharia Ambiental – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2015.

Concern over water resources is growing because of the importance of water quality for its various uses. Currently one of the main forms of degradation of water bodies is the discharge of effluents without proper treatment. Although it is of paramount importance to prevent pollution of water bodies treating industrial effluents. Dairy effluent is highly polluting, because they have high load of organic matter and nutrients. This work aimed to evaluate a hybrid constructed wetland system (CWS) consisted of a Horizontal subsurface flow (HSSF) wetlands (gravel zero and for the base and *Cyperus papyrus* "Nanus") followed by a Vertical flow (VF) wetlands (medium sand as base and *Heliconia psittacorum* as plant). The collection of effluent was carried out in a dairy industry located in Londrina, PR, Brazil. The parameters analyzed were: chemical oxygen demand (COD), total Kjeldahl nitrogen (TKN), total phosphorus (TP), pH, apparent color, electrical conductivity, turbidity, solids grade and oils and greases. Were analyzed samples of the raw effluent, after HSSF and VF treatment. It was also evaluated the evapotranspiration for each species and subsequently compared to potential evapotranspiration of Thornthwaite. The hybrid CWS, compared to the activated sludge system of effluent treatment plant ETP, removed significantly more nutrients. The hybrid CWS was effective in removing organic matter and nutrients. The average removal of COD was 89%, NKT and TP 95 % removal, 74% of color apparent removal, 45% for turbidity and 13 % decrease of electrical conductivity. There was no statistically significant difference for the parameters COD, NKT, TP, pH and total solids. Therefore, the VF CWS would not be necessary for the proposed treatment, as the contribution of HSSF CWS in removal is bigger. The importance of VF CWS is to reduce the variability of the final concentrations that justifies the use of a hybrid system.

Key-words: Wastewater Treatment. Hybrid Constructed Wetlands System. Dairy Effluent. Nutrient Removal.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Elementos básicos de um <i>wetland</i> de fluxo horizontal superficial ...	18
Figura 2 – Esquema <i>wetland</i> fluxo horizontal subsuperficial	19
Figura 3 – Arranjo típico de uma <i>wetland</i> construída de fluxo vertical	20
Figura 4 – Sistema <i>wetland</i> híbrido (HSSF + VF)	21
Figura 5 - <i>Typha dominguensis</i>	28
Figura 6 – <i>Hedychium coronarium</i>	28
Figura 7 – Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Londrina	30
Figura 8- Sistema Alagado Construído	31
Figura 9 – Esquema do Sistema Alagado Construído Híbrido e pontos de coleta do efluente.....	32
Figura 10 – Box plot da variação da concentração de DQO ao longo do sistema.....	41
Figura 11 – Gráfico de concentração de DQO nas amostras de entrada, intermediária e saída.....	42
Figura 12 – Gráfico da eficiência de remoção de DQO nas etapas do sistema.	43
Figura 13 – Box plot da variação da concentração de NTK ao longo do sistema.	44
Figura 14 – Gráfico da variação na concentração de NTK nas amostras de entrada, intermediária e saída.....	45
Figura 15 – Gráfico da eficiência de remoção de NTK nas etapas do sistema.	45
Figura 16 – Box plot da variação da concentração de P-total ao longo do sistema.....	46
Figura 17 – Gráfico da variação de concentração de P-total nas amostras de entrada, intermediária e saída.....	47
Figura 18 – Gráfico da eficiência de remoção de P-total nas etapas do sistema.	48
Figura 19 – Box plot concentração de Cor Aparente no sistema.	49
Figura 20 – Gráfico eficiência de remoção da cor aparente.....	50
Figura 21 – Box plot da concentração de turbidez ao longo do sistema.	51
Figura 22 – Gráfico de eficiência de remoção de turbidez no sistema.	52
Figura 23 – Gráfico de concentração de condutividade elétrica ao longo do sistema.....	53
Figura 24 – Eficiência de remoção de condutividade elétrica no SAC híbrido.	54
Figura 25 – Box plot de variação de pH no sistema.	55
Figura 26 – Box plot de concentração de sólidos totais no sistema	56
Figura 27 – Concentração de sólidos totais ao longo do sistema	57
Figura 28 – Eficiência de remoção de sólidos totais no sistema.....	58
Figura 29 – Box plot da concentração de sólidos fixos no sistema.	59
Figura 30 – Concentração de sólidos fixos no sistema.	60

Figura 31 – Eficiência de remoção de sólidos fixos no sistema.	61
Figura 32 – Box Plot da variação de concentração de Sólidos Voláteis.....	62
Figura 33 – Gráfico de concentração de sólidos voláteis no sistema.....	63
Figura 34 – Eficiência de remoção de sólidos voláteis.....	63
Figura 35 – Gráfico concentração de óleos e graxas no sistema.....	64
Figura 36- Diferença da Eficiência da Remoção de DQO no sistema.....	66
Figura 37 – Gráfico da diferença entre as médias de Condutividade Elétrica no sistema.....	68
Figura 38 – Gráfico da diferença entre a remoção de turbidez no sistema.	69

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
2 OBJETIVOS	13
2.1 OBJETIVO GERAL	13
2.2 OBJETIVO ESPECÍFICO	13
3 REFERENCIAL TEÓRICO	14
3.1 CARACTERIZAÇÕES FÍSICO-QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DO EFLUENTE DE LATICÍNIOS	14
3.2 SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS	15
3.3 TIPOS DE SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS	17
3.3.1 Fluxo Horizontal Superficial.....	17
3.3.2 Fluxo Horizontal Subsuperficial	18
3.3.3 Fluxo Vertical.....	20
3.4 SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS NA REMOÇÃO DE DBO _{5, 20}	21
3.5 SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS NA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO.....	22
3.5.1 Remoção de Nitrogênio.....	22
3.5.2 Remoção de fósforo	24
3.6 ESPÉCIES DE PLANTAS UTILIZADAS EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS.....	25
3.7 EVAPOTRANSPIRAÇÃO EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS .	28
4 MATERIAIS E MÉTODOS	30
4.1 LOCAL DO ESTUDO	30
4.2 DESCRIÇÃO DO SISTEMA	31
4.3 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE	33
4.4 DEFINIÇÃO DA CARGA	34
4.5 CÁLCULO DA EVAPOTRANSPIRAÇÃO	34
4.5.1 Evapotranspiração de cada espécie	34
4.5.2 Evapotranspiração potencial de Thornthwaite.....	35
4.6 PARÂMETROS PARA MONITORAMENTO DO EFLUENTE DO SISTEMA	36
4.6.1 Parâmetros analisados.....	36
4.7 ANÁLISE DE RESULTADOS.....	38
4.8 ANÁLISES ESTATÍSTICAS	38
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	39

5.1 COMPARAÇÃO ENTRE O SISTEMA ALAGADO CONSTRUÍDO HÍBRIDO E O SISTEMA DE LODOS ATIVADOS.....	39
5.2 REMOÇÃO DE DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO).....	40
5.3 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO (NTK).....	43
5.4 REMOÇÃO DE FÓSFORO (P-TOTAL).....	46
5.5 REMOÇÃO DE COR APARENTE E TURBIDEZ	49
5.6 COMPORTAMENTO CONDUTIVIDADE ELÉTRICA AO LONGO DO SISTEMA ALAGADO CONSTRUÍDO HÍBRIDO	53
5.7 VARIAÇÕES DO PH NO SISTEMA.....	54
5.8 REDUÇÃO DA SÉRIE DE SÓLIDOS AO LONGO DO SAC HÍBRIDO	56
5.9 ÓLEOS E GRAXAS NO SISTEMA.....	64
5.10 COMPARAÇÃO NA EVAPOTRANSPIRAÇÃO MEDIDA E CALCULADA POR TORNTHWATE	65
5.11 ANÁLISES ESTATÍSTICAS	66
6 CONCLUSÃO	70
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	71
APÊNDICES	83
APÊNDICE A.....	83

1 INTRODUÇÃO

Os recursos hídricos estão propensos a receber contaminações da maioria das atividades humanas, pois a água utilizada retorna ao meio ambiente na forma de efluente, muitas vezes contaminada com produtos químicos, altas cargas de matéria orgânica e nutrientes que podem causar a contaminação e eutrofização dos corpos hídricos (FILHO, 2004).

No Brasil as Resoluções CONAMA 357/05 e CONAMA 430/11, determinam parâmetros para o lançamento de efluentes em corpos hídricos e os parâmetros que classificam os corpos receptores.

Dentre os tipos de efluentes gerados, os efluentes industriais possuem características distintas com a sua carga poluidora variável, dependendo da atividade realizada. Assim, para cada atividade existe um tratamento específico que possui como fim a remoção de contaminantes do sistema hídrico e o enquadramento em legislações vigentes (GIORDANO, 2004).

Para Gomes (2006), as indústrias de laticínios encontram dificuldades para controlar a poluição que geram, pois seus efluentes possuem uma carga orgânica altamente poluidora e uma das indústrias que necessitam atenção especial e sistemas de tratamento mais confiáveis quanto a sua eficiência e com menor custo econômico.

Segundo o IBGE (2012), no Paraná foram produzidos cerca de 3.819.187.000 Litros de leite em 2011. O Estado é o terceiro maior produtor de derivados de leite do país, detendo 11,8% da produção Nacional no ano de 2011 (PARANÁ, 2012). Este fato atesta a importância da Indústria de Laticínios para o Estado e também, indica que a quantidade de efluentes líquidos gerados é muito alta.

As indústrias de laticínios se encaixam como potencialmente poluidoras conforme a lista do IBAMA (2013), por utilizarem água em demasia na produção de seus derivados e na limpeza de seus equipamentos. Além disso, a carga orgânica do seu efluente é muito alta, necessitando de

tratamento prévio antes de qualquer lançamento em corpos hídricos (POKRYWIECKI et al.,2013).

A geração de efluentes líquidos na indústria de laticínios é proveniente da produção de leite e das lavagens realizadas nas máquinas com produtos químicos e detergentes. A carga orgânica do efluente gerado é resultado da atividade no laticínio, como a produção de leite pasteurizado, desnatado, manteigas, leite em pó, bebidas lácteas (MAGNO; OLIVEIRA, 2008).

Desta forma, muitos tratamentos utilizados necessitam de tecnologias mais avançadas para remover eficientemente seus poluentes. Assim, o estudo de soluções viáveis para pequenas e grandes indústrias na adequação de seus efluentes é de suma importância. Para indústrias alimentícias, o estudo de sistemas alagados construídos (SACs) vem sendo pesquisado como opção de tratamento (ABRAHÃO, 2006).

As principais vantagens associadas a este tipo de sistema de tratamento são: a redução de odores provenientes do efluente, a necessidade de espaços menores quando comparado a tratamentos convencionais e menor custo na operação e manutenção desses sistemas. (WALLACE, 2010).

Diante disso, objetivou-se estudar a eficiência de um sistema híbrido de sistemas alagados construídos na remoção de matéria orgânica e nutrientes, como nitrogênio e fósforo, que são limitantes na eutrofização de corpos hídricos, de uma indústria de laticínios.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a eficiência de um sistema alagado construído (SAC) híbrido no tratamento de efluentes de indústria de laticínio visando remover matéria orgânica e nutrientes.

2.2 OBJETIVO ESPECÍFICO

- Aumentar a eficiência de remoção de fósforo e nitrogênio total do sistema de tratamento de efluentes em comparação ao sistema de tratamento de Lodos Ativados;
- Atender a legislação ambiental quanto a Resolução CONAMA 430/11 e CONAMA 357/05 quanto às concentrações de fósforo e nitrogênio;
- Comparar a evapotranspiração medida com a calculada por Thornthwaite;

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 CARACTERIZAÇÕES FÍSICO-QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DO EFLUENTE DE LATICÍNIOS

O leite é composto majoritariamente por uma fração úmida, que contém principalmente água e uma fração sólida contendo gordura, sais mineiras, proteína e açúcares. A grande porcentagem de gordura presente no leite, além de outros nutrientes propicia o crescimento de microrganismos que interagem como o ambiente e tem alta atividade biológica (CETESB, 2006).

De acordo com a CETESB (2006) o efluente que necessita de tratamento antes do lançamento em corpos hídricos é composto por:

- Óleos e graxas, pois o teor de gordura presente no leite e seus derivados podem ser considerados elevados.
- Concentrações elevadas de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, além dos nutrientes presentes no leite (proteínas solúveis, lactose, vitaminas e minerais) e produtos de limpeza utilizados em grande quantidade;
- Faixa de pH variando de 1,0 a 12,0 devido a produtos químicos usados no processo de limpeza, que podem ser ácidos ou alcalinos.

As características do efluente de uma indústria de laticínios variam e geralmente são “instáveis” quanto a sua composição, portanto valores encontrados em literaturas devem ser considerados como aproximados. Pois uma indústria comparada à outra apresenta variações na composição e vazão do efluente, quanto ao tamanho da indústria, no volume de leite produzido e na quantidade de água utilizada nas lavagens periódicas das máquinas e equipamentos (ABRAHÃO, 2006).

Vários são os danos causados ao corpo receptor se o efluente de laticínio for lançado *in natura*, devido a sua alta carga orgânica (SILVA, 2010), como: diminuição da concentração de oxigênio dissolvido devido à alta taxa de matéria orgânica do emissário, o que é letal para muitos peixes da fauna aquática; aumento da turbidez da água pelos sólidos em suspensão e eutrofização a jusante do lançamento pelas altas concentrações de nitrogênio e fósforo (POKRYWIECKI et al., 2013).

Segundo Gomes (2006) a matéria orgânica biodegradável do efluente de laticínio é um parâmetro muito importante a ser analisado, assim a $DBO_{5,20}$ será determinante para a escolha do tratamento. Os produtos utilizados na limpeza das máquinas também influenciarão na composição da matéria orgânica biodegradável ($DBO_{5,20}$) e na matéria orgânica recalcitrante inserida na Demanda Química de Oxigênio (DQO).

A solução mais adequada para tratar esse tipo de efluente é o tratamento biológico após o tratamento primário que possui como função a remoção de sólidos e gordura. O tratamento biológico irá remover as concentrações de $DBO_{5,20}$, DQO e nutrientes eutrofizantes (LEME, 2010; MENDONÇA et al., 2012).

Mendonça et al. (2012) ressaltam que a maioria dos tratamentos utilizados têm baixa eficiência na remoção de nitrogênio e fósforo. Assim, os sistemas alagados construídos são uma solução para remover tais nutrientes com eficácia (KADLEC; WALLACE, 2009).

3.2 SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS

Sistemas alagados, mais conhecidos como *Wetlands*, são zonas úmidas ou alagadiças que existem na natureza e servem como filtro para reter sólidos e nutrientes. Essas qualidades em um ambiente natural deram a ideia

de criar sistemas alagados construídos, que são utilizadas no tratamento de efluentes e auxiliam na remoção de matéria orgânica e absorção de alguns nutrientes que em excesso são prejudiciais para os corpos receptores (SALATI, 2006).

O baixo custo na sua construção, operação e manutenção vêm fazendo pequenas e grandes empresas se interessarem por esse tratamento, que pode ser utilizado em residências, indústrias e no tratamento de esgotos (USEPA, 2004; SHUTES, 2003; KADLEC; WALLACE, 2009).

Para Kadlec e Wallace (2009): “*Wetlands* têm propriedades que as tornam únicas entre os principais grupos de ecossistemas da Terra.” Os sistemas alagados construídos (SACs), são considerados sistemas eficientes, devido às interações que ocorrem entre as plantas, o substrato utilizado, o biofilme de microrganismos adsorvidos nas raízes, o vento, a luz solar e todas as demais influências que ocorrem no ambiente ao qual está inserido. Essas interações permitem que ocorram ciclos biogeoquímicos que reciclam nutrientes, a matéria orgânica passa a ser degradada interagindo com o biofilme microbiológico ou promove a estabilização de compostos (DE PAOLI & VON SPERLING, 2013; MATOS et al., 2010; MATOS, ABRAHÃO & PEREIRA, 2008).

Além de criar um ambiente agradável nesse tipo de tratamento de efluentes, pois melhora o aspecto da estação e pode ser utilizada como parque ou área de visitação nas empresas (MELO; LINDNER, 2013).

Segundo Tomaz (2009), o primeiro histórico de sistemas alagados no mundo foi datado em 1901 nos Estados Unidos, já no Brasil os primeiros estudos foram realizados por Salati nos anos 80. Conforme Salati, (2006) ressaltou, no Brasil sistemas alagados construídos são utilizadas como tratamento pré-tratamento de água, tratamento secundário ou terciário, para efluentes domésticos e industriais.

Os projetos de sistemas alagados construídos dependem do volume de efluente escolhido e da vazão que determinarão a detenção hidráulica do

sistema e as espécies utilizadas são escolhidas para se adaptarem a região do tratamento (TAVARES, 2013; KADLEC; WALLACE, 2009).

3.3 TIPOS DE SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS

De acordo com Salati, (2006) os sistemas alagados construídos podem ser classificados quanto ao tipo de planta do sistema (flutuante ou emergente, macrófitas fixas ou submersas) e quanto ao fluxo escolhido (horizontal superficial, horizontal subsuperficial ou fluxo vertical). A escolha do melhor tipo de SAC dependerá da característica do efluente que será tratado (VYZAMAL, 2010). A conversão de poluentes em um efluente tratado por sistemas alagados construídos ocorre por meio de combinações no ambiente ao qual o sistema está inserido, custos com construções são reduzidos e não há o uso de energia proveniente de combustíveis fósseis para seu funcionamento (KADLEC; WALLACE, 2009).

Vyzamal (2005) alega que os SACs não estão sendo apenas usados para tratar efluentes domésticos, mas são uma opção no tratamento de efluentes gerados pela agricultura e efluentes industriais, de águas pluviais e até mesmo do chorume gerado em vários tipos de aterro. Alguns desses efluentes precisam de mais de um sistema para que a eficiência do tratamento seja melhorada, devido à alta carga de matéria orgânica.

3.3.1 Fluxo Horizontal Superficial

Nos SACs de fluxo superficial horizontal (Figura 1) podem ocorrer processos como sedimentação, filtração, oxidação, redução, adsorção e precipitação, pois são os mais parecidos com sistemas alagados naturais.

Nesse fluxo são utilizadas majoritariamente plantas emergentes e o leito possui uma altura entre 0,6 a 0,9 metros (MOTA; VON SPERLING, 2009). Estas plantas são efetivas na remoção de matéria orgânica devido a alta atividade microbiológica desse sistema que é capaz de sedimentar partículas coloidais e filtrá-las.

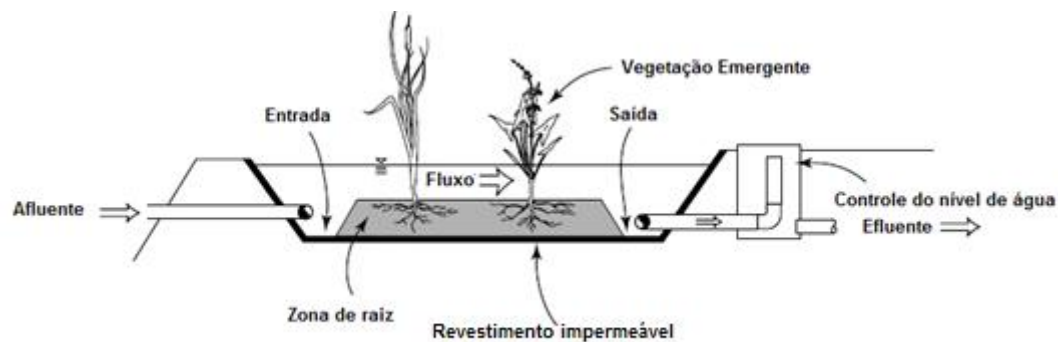


Figura 1 – Elementos básicos de um *wetland* de fluxo horizontal superficial
 Fonte: Kadlec; Wallace, 2009.

Nesses sistemas ocorre a transformação do nitrogênio por intermédio dos processos de nitrificação e desnitrificação (VYZAMAL, 2010), todavia o fluxo horizontal superficial tem desvantagens perante os SACs de fluxo horizontal subsuperficial e vertical, pois o efluente fica exposto a maior parte do tempo, o que gera odores e pode ser um ambiente propício para a aparição de vetores (KADLEC; WALLACE, 2009).

3.3.2 Fluxo Horizontal Subsuperficial

Sistemas alagados de fluxo horizontal subsuperficial (Figura 2), são utilizadas com espécies plantadas em substratos como brita cascalho,

pequenas pedras e como o fluxo de água fica abaixo dessa superfície com uma lâmina variando de 0,5 a 1 metro (MOTA; VON SPERLING, 2009), o risco de atrair insetos é bem menor do que no fluxo superficial. Esse tipo de sistema pode ser utilizado como tratamento primário, mas na maioria dos estudos é utilizado como tratamento secundário, pois os substratos filtrantes e as raízes promovem a remoção de sólidos e a degradação da matéria orgânica (KADLEC; WALLACE, 2009).

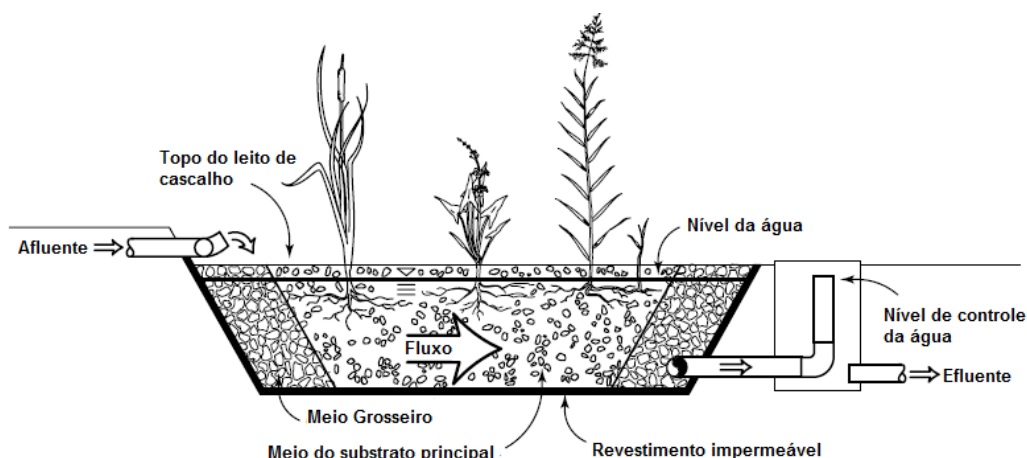


Figura 2 – Esquema *wetland* fluxo horizontal subsuperficial
Fonte: Kadlec; Wallace, 2009.

De Paoli e Von Sperling (2013) utilizaram *wetlands* construídos de fluxo horizontal subsuperficial após um reator UASB e avaliaram condições hidrodinâmicas de uma WP (*Wetland* plantada utilizando Taboa) e uma WNP (*Wetland* não plantada). Um traçador radioativo foi utilizado para calcular o tempo de detenção hidráulica para os dois sistemas e compará-los ao tempo de detenção hidráulica teórico ($(\text{porosidade} \times \text{volume}) / \text{vazão}$). Os resultados esperados eram tendenciosos para que fossem menores para o WP, porém comparando-se com o valor teórico de 1,47 dias, os resultados foram similares: 1,30 e 1,43 dias para a WP e WNP.

3.3.3 Fluxo Vertical

Outro tipo de fluxo é o vertical (Figura 3), pode ter como substrato areia e na maioria dos casos é utilizado com uma vazão de efluente intermitente (PLATZER et al., 2007), o que promove a entrada de oxigênio no sistema e reduz o risco de colmatção.

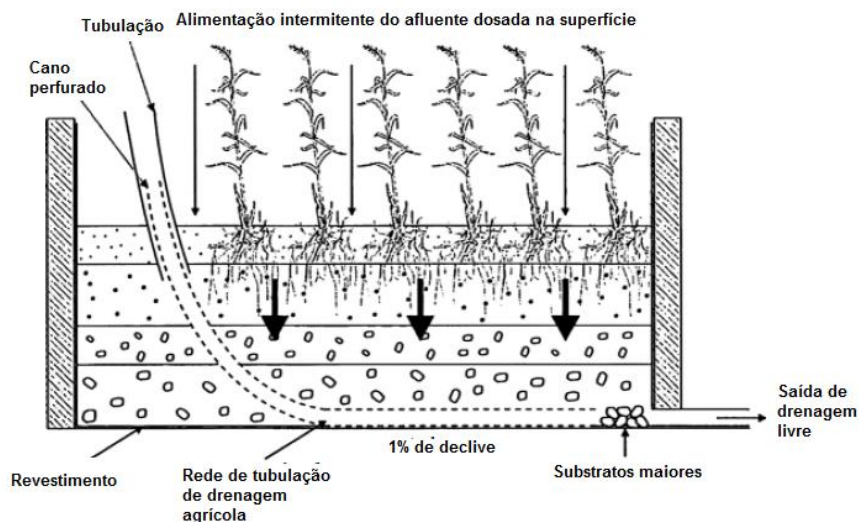


Figura 3 – Arranjo típico de uma *wetland* construída de fluxo vertical
Fonte: Kadlec; Wallace, 2009.

A implantação de SACs de fluxo vertical complementa processos que não ocorrem no tratamento de efluentes utilizando os outros dois fluxos, portanto é importante que esse sistema esteja interligado com um dos citados anteriormente (Figura 4). No fluxo vertical há a oxidação da amônia (KADLEC; WALLACE, 2009).

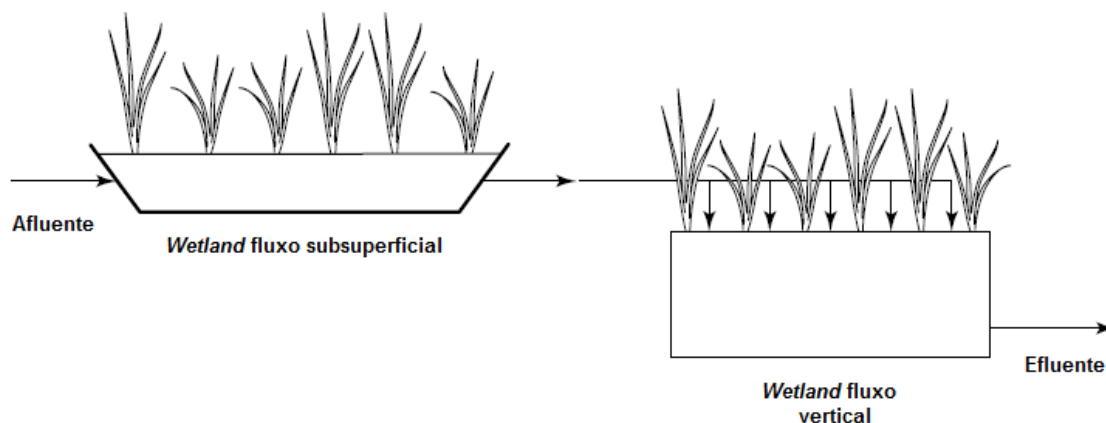


Figura 4 – Sistema *wetland* híbrido (HSSF + VF)
Fonte: Kadlec; Wallace, 2009.

Platzer et al. (2007) dimensionou uma *wetland* de fluxo vertical pelo método europeu, utilizou como substrato areia e verificou a adaptabilidade do método em climas brasileiros. Nesse modelo foram estimadas as concentrações reais de oxigênio consumidas em processos aeróbios como oxidação total de carga orgânica ($DBO_{5,20}$), oxidação total de nitrogênio, para o processo da convecção e para o processo de oxigênio obtido no sistema por difusão. Como o balanço de oxigênio foi considerado em quase 100%, verificou-se a eficiência do método de dimensionamento para fluxo vertical em condições climáticas brasileiras.

3.4 SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS NA REMOÇÃO DE $DBO_{5,20}$

A maioria dos estudos mostra que a remoção de $DBO_{5,20}$ por sistemas alagados construídos atinge uma eficiência satisfatória: remoção de 90% para águas cinza (BEGOSSO, 2009); remoção de 80% para efluentes domésticos (CALIJURI et al., 2009); 85% de remoção de $DBO_{5,20}$ no tratamento de efluente

de suinocultura (RAMOS, 2011); remoção de 98,97% no tratamento de efluentes de laticínios (SILVA, 2010); e Abrahão (2006) obteve uma eficiência média de 91,8% para $DBO_{5,20}$ para todos os sistemas alagados construídos avaliados. Isto representa uma eficiência relativamente alta na remoção e degradação de matéria orgânica.

3.5 SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS NA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO

3.5.1 Remoção de Nitrogênio

Vyzamal (2007) estudou a remoção de nitrogênio e fósforo pelos sistemas alagados construídos e os processos que ocorrem nas variadas formas desses nutrientes. O nitrogênio passa por processos biogeoquímicos complexos durante o tempo de detenção do efluente nos SACs (MOTA; VON SPERLING, 2009).

SACs de fluxos diferentes utilizados de forma combinada contribuem para a remoção eficaz do nitrogênio (VYZAMAL, 2005). As plantas e microrganismos são responsáveis pela absorção do nitrogênio em forma de nitrato e amônia, pois o nitrogênio nessa forma é essencial para o crescimento da planta.

De acordo Vyzamal (2007), no quadro 1 estão às modificações que podem ocorrer na forma orgânica e inorgânica do nitrogênio nos processos ocorridos nos diversos tipos de *Wetlands*.

Processo	Transformação
Volatilização	N-amônia (aq) → N-amônia (g)
Amonificação	N-orgânico → N-amônia → N-amônia → N-nitrito → N-nitrato
Nitrificação	N-amônia → N-nitrito → N-nitrato
Amonificação- Nitrato	N-nitrato → N-amônia
Desnitrificação	N-nitrato → N-nitrito → N ₂ gasoso, N ₂ O
Fixação de N ₂	N ₂ gasoso → N-amônia (N-orgânico)
Captação de Plantas/Microorganismos (assimilação)	Amônia-, nitrito-, N-nitrato → N-orgânico
Adsorção da amônia	
Nitrogênio orgânico Burial	
Oxidação Anaeróbia da Amônia	N-amônia → N ₂ gasoso

Quadro 1: Transformações do nitrogênio em *wetlands* construídos
Fonte: Vyzamal (2007)

A eficiência de remoção de compostos nitrogenados é variável em conformidade com o tipo de efluente e de SAC. Para remoção de nitrogênio de um efluente de laticínios, Mendonça et al. (2012) alcançaram uma eficiência variando entre 29,4 a 73,4%, já Silva (2010) atingiu 98,73% de remoção do nitrogênio total para o mesmo efluente industrial.

Ramos (2011) obteve remoção entre 36 a 48% de nitrogênio total do sistema operando no tratamento de água residuária da suinocultura, já Fia et al. (2010) obtiveram menores eficiências na remoção do nitrogênio total, de 7,9 a 34,3% no tratamento de águas do processamento dos frutos do cafeeiro. Calijuri et al. (2009) alcançaram até 60% de eficiência de remoção de nitrogênio total no tratamento de esgoto doméstico.

3.5.2 Remoção de fósforo

Em sistemas alagados construídos o fósforo pode ser removido por mecanismos bióticos e abióticos que ocorrem durante o transporte do efluente nos SACs (OLIVEIRA, 2006). A remoção de fósforo do efluente é de suma importância, pois é o nutriente limitante do crescimento de espécies eutrofizantes e seu limite na Resolução CONAMA 357/05 é de 0,02 mg/L.

O fósforo se apresenta em diversas formas durante o seu ciclo no ambiente, pode ser na forma de ortofosfatos, polifosfatos ou de fósforo orgânico. Em sistemas alagados construídos a remoção desse nutriente ocorre na forma de precipitação, adsorção e absorção pelas plantas (OLIVEIRA, 2006; VYZAMAL, 2007). Processos como sedimentação e precipitação também removem o fósforo do efluente nos SACs (MOTA; VON SPERLING, 2009).

Mendonça et al. (2012) obtiveram remoções de fósforo nos SACs tratando efluentes de laticínio de 19 a 34%, o que podem ser considerados significantes devido a dificuldade de remoção desse nutriente em sistemas biológicos convencionais de tratamento de efluentes. Por outro lado, Silva (2010) atingiu 96% de eficácia para remoção de fósforo em seus estudos para efluentes de laticínios em SACs com 5 dias de tempo de detenção hidráulica.

No tratamento de esgotos domésticos como pós-tratamento de um reator UASB Sousa et al. (2000) conseguiram obter um efluente final sem fósforo, ou seja, 100 % de eficiência; nos estudos feitos por Calijuri et al.,(2009) a remoção de fósforo chegou a 15% também como pós-tratamento de reatores UASB.

A eficiência de remoção do fósforo tem grande variação dependendo do estudo realizado, o que indica que no mesmo tipo de tratamento podem ocorrer diferenças de remoção. Deve-se levar em conta fatores como: espécie

e substratos utilizados, fase de crescimento da planta, pois o tamanho da planta influencia na sua capacidade de absorção.

O fósforo sendo incorporado na biomassa da planta, após certo tempo irá ser liberado novamente, ou seja, o tipo de fluxo do SAC, tempo de detenção hidráulica, dentre outros fatores podem influenciar no desempenho do sistema. (MOTA;VON SPERLING, 2009)

3.6 ESPÉCIES DE PLANTAS UTILIZADAS EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS

De acordo com Abrahão (2006) a escolha de espécies para sistemas alagados construídos é baseada principalmente em plantas aquáticas (macrófitas) que tenham capacidade de crescer em meios saturados e se desenvolver mesmo em situações críticas.

Leva-se em consideração também a facilidade de manutenção e o tempo de crescimento das espécies, estudos feitos por Matos et al. (2010), Matos et al. (2011) e Matos; Abrahão; Pereira (2008) que avaliaram o desempenho agrônômico das espécies forrageiras capim tifton 85 (*Cynodon* spp), capim elefante cv. Napier (*Pennisetum purpureum schum*), quanto à remoção de nutrientes como nitrogênio, fósforo, sódio e potássio.

A capacidade dessas espécies de se desenvolverem sob a introdução de diferentes cargas orgânicas aplicadas ao sistema foi avaliada. As espécies utilizadas apresentaram eficiência na remoção dos nutrientes em todas as cargas aplicadas, de 66 a 570 kg. DBO ha⁻¹.d⁻¹, e apresentaram grande produtividade de matéria seca, ou seja, uma boa opção para produzir ração animal como subproduto da biomassa retirada de sistemas alagados construídos.

Outro fator pontuado por Matos et al. (2010) é a que a capacidade de remoção de nutrientes pelas plantas varia com o seu crescimento, espécies recém assentadas têm maior facilidade em absorver macro e micronutrientes, porém quando já consolidadas podem liberar, principalmente fósforo para o sistema.

Alguns estudos podem ser destacados no Brasil:

- Mendonça et al. (2012) utilizou as espécies de macrófitas Taboa (*Typha dominguensis*) (Figura 5) e o Lírio do brejo (*Hedychium coronarium*) (Figura 6) no tratamento de efluentes de laticínios utilizando 6 sistemas alagados construídos de 115 L com substrato de brita 0 ou 20% de areia e 80% de brita 0. Os Sistemas de Alagados Construídos eram de fluxo horizontal e com aplicações intermitentes de carga. Nesse estudo foi obtida uma eficiência de 30 a 70 % de remoção de NTK nos 6 leitos, para Pt a eficiência alcançada foi menor, entre 18 a 50%, sendo que nos dois casos as eficiências mais baixas foram das duas caixas testemunhas (não plantada). Em uma análise global a macrófita Taboa (*Typha dominguensis*) adaptou-se melhor a carga do efluente e removeu os nutrientes com mais eficácia.
- No tratamento de efluentes domésticos foram utilizadas as espécies Taboa (*Typha sp.*) e Braquiária do brejo (*Brachiaria arrecta*) por Calijuri et al. 2009 em sistemas alagados construídos de fluxo horizontal como tratamento secundário de sistemas reatores UASB para tratar Efluentes da Violeira uma estação de tratamento de esgoto experimental em Viçosa (MG).
- O desempenho fenológico da espécie Taboa (*Typha sp.*) foi estudado por Brasil; Matos; Soares (2007) no tratamento de esgoto doméstico, já Chagas et al. (2011) utilizou Lírio amarelo (*Hemerocallis flava*) em sistemas alagados construídos para tratar

o efluente doméstico do condomínio Bosque Acamari na cidade de Viçosa (MG).

- Costa (2004) avaliou as espécies capim elefante (*Pennisetum purpureum*), *Brachiaria sp* e milheto forrageiro (*Pennisetum graucum*) no tratamento de esgoto doméstico e efluentes industriais. Sousa et al. (2000) utilizou a espécie *Juncus sp* na *wetland* como pós tratamento de um reator UASB para o tratamento de esgoto sanitário bruto da cidade de Campina Grande.
- Begosso, (2009) utilizou as plantas Papiros (*Cyperus papyrus nanus*) e Helicônia (*Heliconia psittacorum*) em um sistema híbrido de *wetlands* construídos, fluxo horizontal seguido de fluxo vertical, no tratamento de águas cinzas e avaliou sua performance na remoção de sólidos suspensos totais, DBO_{5,20}, DQO e turbidez.
- Fia et al. (2010) utilizou para o tratamento das águas do processamento dos frutos do cafeeiro 3 filtros anaeróbios e em seqüência dispostos em 6 sistemas de alagados construídos em escala piloto de fluxo subsuperficial horizontal, como vegetação utilizou-se duas espécies forrageiras: Azevém (*Lolium multiflorum*) e Aveia-preta (*Avena strigosa* Schreb). Esse teste foi realizado durante 55 dias no período do inverno e colheita dos frutos e em 5 amostragens foram avaliados parâmetros como: pH, nitrogênio total (N), potássio total (K) e fósforo total (P). As remoções de Nt foram consideradas boas, mas variaram de acordo com a carga aplicada, assim como a remoção de Pt e a remoção de Kt foi considerada relativamente baixa (14%).



Figura 5 - *Typha dominguensis*
Fonte: Flora Digital – UFRGS



Figura 6 – *Hedychium coronarium*
Fonte: Smithsonian Tropical Research Institute

3.7 EVAPOTRANSPIRAÇÃO EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS

No ciclo hidrológico o processo de retorno da água ocorre por meio da evaporação de água do solo e a transpiração da água pelas plantas, esses dois processos são conhecidos como evapotranspiração. A evapotranspiração é

influenciada pela incidência de luz solar, temperatura, pressão atmosférica a fase fenológica da planta. (GALLINA, 2010)

A evapotranspiração é um fator que influencia nos processos ocorridos nos SACs, pois interfere no balanço hídrico do sistema. Alcântara; Freitas & Santana (2012) avaliaram a influência da escolha do tipo de espécie em SACs na evapotranspiração do sistema, a menor taxa de evapotranspiração ocorreu no SAC testemunha (sem planta) com $3,2 \text{ mm.d}^{-1}$ e a maior taxa foi a do SAC plantado com a espécie taboa (*Typha latifolia*) com $21,1 \text{ mm.d}^{-1}$ de evapotranspiração.

O estudo realizado por Gallina (2010) propôs pelo cálculo da evapotranspiração um sistema alagado construído que diminuísse ou que nenhum efluente da vinícola precisasse ser descartado nos corpos hídricos. Os estudos foram satisfatórios e mostraram que a evapotranspiração em SACs é uma alternativa para minimizar impactos causados aos corpos hídricos.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 LOCAL DO ESTUDO

Um sistema de Alagados Construídos (SACs) em escala piloto será disposto na estufa da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – *Campus* Londrina (Figura 7), Latitude 23° 18' 25,5" e Longitude 51° 6' 56,4". O *Campus* está localizado na cidade de Londrina e de acordo com a classificação de Köppen o clima predominante da cidade é do tipo Cfa, ou seja, clima subtropical úmido, com chuvas em todas as estações, podendo ocorrer secas no período de inverno, com temperatura média anual variando de 16°C a 25,5°C. (LONDRINA, 2014)



Figura 7 – Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Londrina
Fonte: Google Maps (2014).

4.2 DESCRIÇÃO DO SISTEMA

O sistema de Alagados Construídos (Figura 8) em escala de bancada, foi composto por um tubo de PVC ($d= 0,10$ m e $h= 0,80$ m) como reservatório, com um CAP conectado para a alimentação do efluente no sistema, duas caixas de polipropileno de dimensões ($c =0,45$ m, $l = 0,30$ m e $h = 0,26$ m) (Figura 9). No SAC de fluxo subsuperficial horizontal foi utilizado como substrato brita nº zero em $0,20$ m da altura da caixa e um SAC de fluxo vertical preenchida com areia média até $0,20$ m, os tubos conectores de entrada e saída do sistema tem um diâmetro $d= 0,025$ m



Figura 8- Sistema Alagado Construído
Fonte: Autoria Própria.

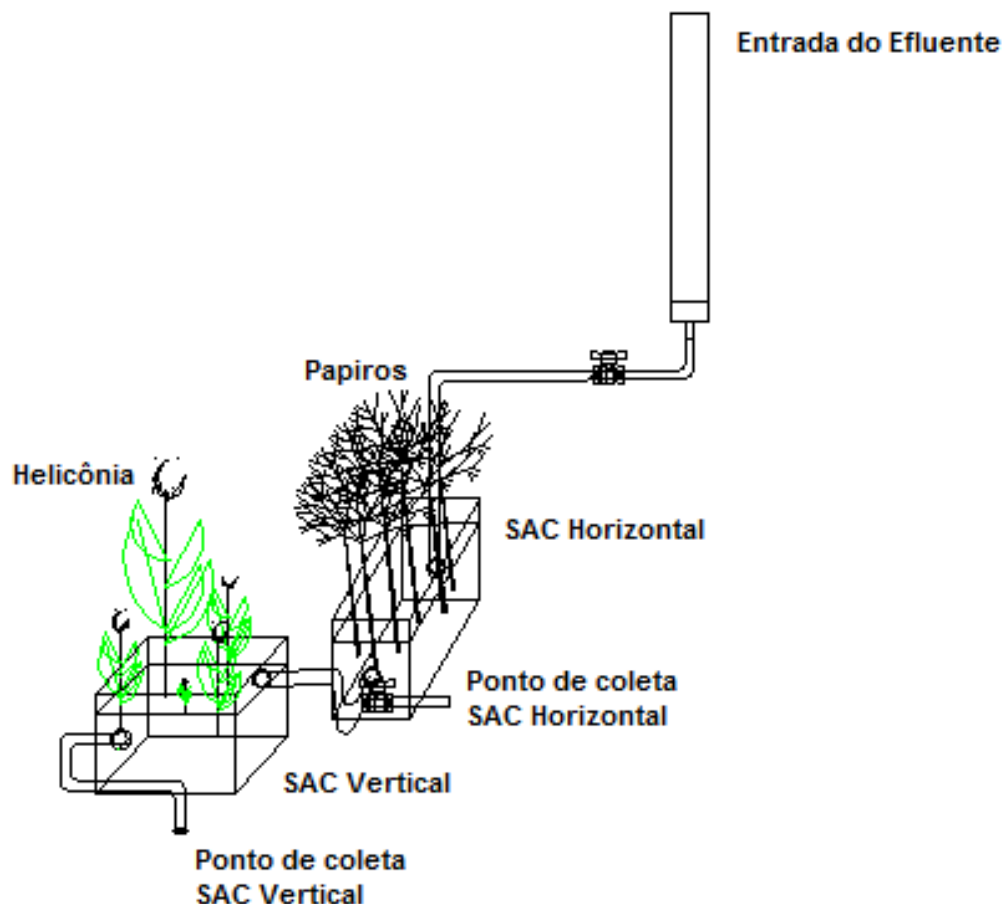


Figura 9 – Esquema do Sistema Alagado Construído Híbrido e pontos de coleta do efluente.

Fonte: Autoria Própria.

O SAC de fluxo horizontal com a espécie Papiros (*Cyperus papyrus nanus*) e no SAC de fluxo vertical a espécie Helicônia (*Heliconia psittacorum*) foi plantada, adaptado de Begosso (2009). As duas caixas foram envolvidas com papel alumínio para evitar a proliferação de algas e os sistemas foram ligados por tubulações.

4.3 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

O estudo foi realizado utilizando o efluente de uma indústria de laticínios da cidade de Londrina, Paraná. Nesse laticínio são produzidos, leite do tipo UHT, leite pasteurizado, bebida láctea pasteurizada, queijo tipo mussarela, leite em pó, soro de leite e leite concentrado.

O efluente foi composto por água e produtos químicos (ácidos e alcalinos) utilizados no procedimento de limpeza e desinfecção de superfície e equipamentos, conhecidos nas indústrias de laticínios como CIP (*Clean-in-place*) (FORNI, 2007), resíduos da produção de leite e de algum vazamento geralmente ocorrido, restos de plástico e papelão da indústria, carreados durante as CIPS, água e produtos sanitizantes, provenientes da lavagem dos caminhões e áreas externas. O descarte de soro não é realizado na ETE da indústria devido à alta carga orgânica desse resíduo.

Os SACs foram testados como tratamento secundário do efluente da Indústria de laticínios, o tratamento primário do efluente pode ser descrito por:

- Chegada do efluente à Estação de Tratamento de Efluentes (ETE);
- Gradeamento, para remover sólidos como plásticos e pedaços de papelão vindos da indústria;
- Tanque de equalização onde é regulado o pH do efluente para que o processo seguinte seja eficiente, o pH deve estar na faixa de 5,20- 5,50;
- Acréscimo de coagulante no floculador hidráulico
- No flotador há a adição de polímeros para que flocos de gordura sejam formados e com injeção de ar flutuem e sejam removidos por uma pá.

O efluente para o estudo possui parâmetros (tabela 1). As coletas foram realizadas semanalmente na saída do flotador da ETE da indústria e

armazenados em um recipiente plástico de 30L com acondicionamento em refrigerador do Laboratório de energia da UTFPR.

Tabela 1 – Características do efluente coletado

DBO _{5,20} (mg.L ⁻¹)	DQO (mg.L ⁻¹)	P-total (mg.L ⁻¹)	NTK (mg.L ⁻¹)	pH
500	1000	3	26	6,15

Fonte: Indústria de Laticínios

4.4 DEFINIÇÃO DA CARGA

O sistema foi abastecido de segunda a sexta com aproximadamente 8 L de efluente/dia respeitando a carga de DBO_{5,20}, o cálculo foi realizado baseado na carga que melhor se adaptou ao SAC tratando um efluente de laticínio realizado por Abrahão (2006) que avaliou como carga ótima a carga média de DBO_{5,20} do efluente do laticínio 6,6 kg DBO.dia⁻¹.

4.5 CÁLCULO DA EVAPOTRANSPIRAÇÃO

4.5.1 Evapotranspiração de cada espécie

A evapotranspiração das espécies foi calculada através do método do fitômetro, que consiste em inserir a planta em um vaso com o mesmo substrato utilizado nos SACs. A massa do vaso com o solo e a planta, foram medidos

com posterior cálculo da evapotranspiração, que foi realizado pela diferença de massa de água perdida na forma de evaporação e transpiração. (STUDART, 2003).

A área superficial de cada vaso foi estimada para calcular a evapotranspiração diária através da equação 1, dada em (mm.dia⁻¹) (ALCÂNTARA; FREITAS & SANTANA, 2012).

$$E_{to} = (VA / ASV) / 2 \quad (01)$$

onde:

VA é o volume aplicado nesse sistema; e

ASV é a área superficial do vaso.

4.5.2 Evapotranspiração potencial de Thornthwaite

A equação de THORNTHWAITE (equação 2) foi utilizada para comparar com a evapotranspiração de cada espécie com a evapotranspiração mensal, calculada através da temperatura média de cada mês. (COLLISCHONN e TASSI, 2008)

$$E = 16[(10.T)/I]^a \quad (02)$$

onde:

E é a evapotranspiração potencial em (mm.mês⁻¹).

T a temperatura média mensal em °C; e

a e I são coeficientes dados pelas equações 3 e 4:

$$I = \sum_{j=1}^{12} [T_j/5]^{1,514} \quad (03)$$

$$a = 6,75 \cdot 10^{-7} \cdot I^3 - 7,71 \cdot 10^{-5} \cdot I^2 + 1,729 \cdot 10^{-2} \cdot I + 0,49239 \quad (04)$$

onde:

j é cada um dos 12 meses do ano; e

T_j é a temperatura média de cada um dos 12 meses.

4.6 PARÂMETROS PARA MONITORAMENTO DO EFLUENTE DO SISTEMA

4.6.1 Parâmetros analisados

As análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento e no Laboratório de Tecnologias de Conversão de Energia da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – *Campus Londrina* de acordo com o *Standard Methods or The Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012) foram feitas análises semanais dos parâmetros presentes no quadro 2.

Análise	Referência	Interferências (continua)
pH	Método 4500-H ⁺ B	O eletrodo de vidro é relativamente livre de interferentes, apenas observar altas concentrações de sódio para pH>10. Corrigir pH em relação à temperatura.
Condutividade Elétrica (mS/cm)	Método 2510 B	Necessita de correção na temperatura.
Turbidez (UNT)	Método 2130 B	Passível de formação de condensados com amostras em temperaturas baixas. Evitar a demora para realizar a leitura devido a possibilidade de ocorrer sedimentação ou formar flocos na amostra.
Cor	Método 2120 C	
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	Método 2540 D	Prolongadas filtrações devido a colmatção dos filtros podem reter partículas menores que as definidas como sólidos suspensos.
Sólidos Suspensos Fixos e Voláteis (mg.L ⁻¹)	Método 2540 E	Resultados negativos de concentração podem ser obtidos pela perda de sólidos e pela presença de concentrações elevadas de sólidos fixos.
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO _{5,20}) (mg.L ⁻¹)	Método 5210 B	Principal interferente é o processo de Nitrificação e contaminantes.
Demanda Química de Oxigênio (DQO) (mg.L ⁻¹)	Método 5220 A	Passível de interferências com o Cloreto.
Nitrogênio Total <i>Kjeldahl</i> (NTK) (mg.L ⁻¹)	Método 4500-Norg B	Grandes concentrações de sais podem elevar a temperatura de digestão acima de 400°C, pode ocorrer pirólise do Nitrogênio. Neste caso adicionar mais ácido sulfúrico.
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	Método 4500-P A	Arsenatos reagem com o molibdato produzindo uma cor similar ao azul.

Quadro 2 – Metodologias de análise

Fonte: APHA (2012)

Foi utilizado um método de gravimetria por centrifugação para analisar óleos e graxas dos efluentes coletados baseado em (SUEHARA et al.(2005).

4.7 ANÁLISE DE RESULTADOS

Os resultados foram analisados na forma de média, desvio padrão, coeficiente de variação e eficiência de remoção (equação 5) com a comparação com a legislação, calculados através do *Microsoft Excel*, sendo: E_{global} a eficiência de remoção (%), $C_{ef.bruto}$ é a concentração do afluente ($mg.L^{-1}$) e C_{SACV} é a concentração do efluente de saída ($mg.L^{-1}$) e comparação dos parâmetros obtidos com a legislação. Foram analisadas a eficiência global do sistema, a eficiência de remoção do SAC horizontal e a eficiência relativa ao SAC vertical (equação 6).

$$E_{global} = \left(\frac{C_{ef.bruto} - C_{SACV}}{C_{ef.bruto}} \right) * 100 \quad (05)$$

$$E_{SACV} = (E_{global} - E_{SACH}) \quad (06)$$

4.8 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

As análises estatísticas foram realizadas pela Análise de Variância (ANOVA) pelo método de Kruskal-Wallis para dados não-paramétricos utilizando o teste de Dunn, com auxílio do *Software Bioestat 5.3*.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 COMPARAÇÃO ENTRE O SISTEMA ALAGADO CONSTRUÍDO HÍBRIDO E O SISTEMA DE LODOS ATIVADOS

Foram comparados os parâmetros da saída do SAC vertical (fim do sistema híbrido) e da saída dos Lodos Ativados na ETE da indústria (tabela 2). A demanda química de oxigênio teve melhor remoção no Sistema de Lodos ativados comparada a remoção do SAC híbrido, no entanto os demais parâmetros NTK, P-total e pH tiveram melhor remoção no SAC Híbrido, na ETE o sistema de lodos ativados é seguido de duas lagoas de polimento, que promovem a remoção dos nutrientes nitrogênio e fósforo.

Tabela 2 – Comparação entre as concentrações de saída do SAC e dos Lodos Ativados

Parâmetro	DQO (mg.L ⁻¹)	NTK (mg.L ⁻¹)	P-total (mg.L ⁻¹)	pH
SAC Híbrido	35,5±16,7	0,5±0,6	0,1±0,1	7,3±0,5
Lodos Ativados	29,8±18,7	19,5±13,3	1,8±0,9	8,1±0,2

Fonte: Indústria de laticínios.

Analisando a remoção de matéria orgânica o resultado foi satisfatório para ambos tratamentos no entanto, em questão de remoção de nutrientes o SAC híbrido removeu 39 vezes mais o nitrogênio total do efluente, e teve uma remoção 18 vezes maior para P-total, ou seja, isso indica a necessidade das

lagoas de polimento pós sistema de lodos ativados e indica uma nova opção para a empresa, que após o tratamento primário de flotação por ar dissolvido, pode-se estudar a implantação de um Sistema Alagado Construído Híbrido no lugar de um Sistema de lodos ativados seguido de lagoas de polimento.

Em comparação com os lodos ativados, o SAC híbrido é vantajoso, pois a empresa não precisará gastar com energia elétrica para os aeradores, a área da ETE seria reduzida, o custo de manutenção é menor, entre a vantagem de reduzir o odor gerado por uma possível diminuição de oxigênio dissolvido que ocasiona a anaerobiose do sistema de lodos ativados, além de utilizar plantas ornamentais que melhoram a paisagem da ETE e podas com grande intervalo de tempo.

5.2 REMOÇÃO DE DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)

A concentração de matéria orgânica medida na forma de Demanda Química de Oxigênio variou de 200 a 460 mg.L⁻¹ na entrada do sistema de SAC, dependendo das características operacionais em que foi gerado pelo efluente coletado na indústria de laticínios.

O efluente de laticínio possui uma variabilidade relativamente pequena na sua composição, com coeficiente de variação para a DQO igual a 27% e média de concentração de 375±100 mg.L⁻¹. Na Figura 10 podem ser observadas as variações de DQO para o efluente bruto (efluente de laticínio), SAC horizontal (SAC H) e SAC vertical (SAC V).

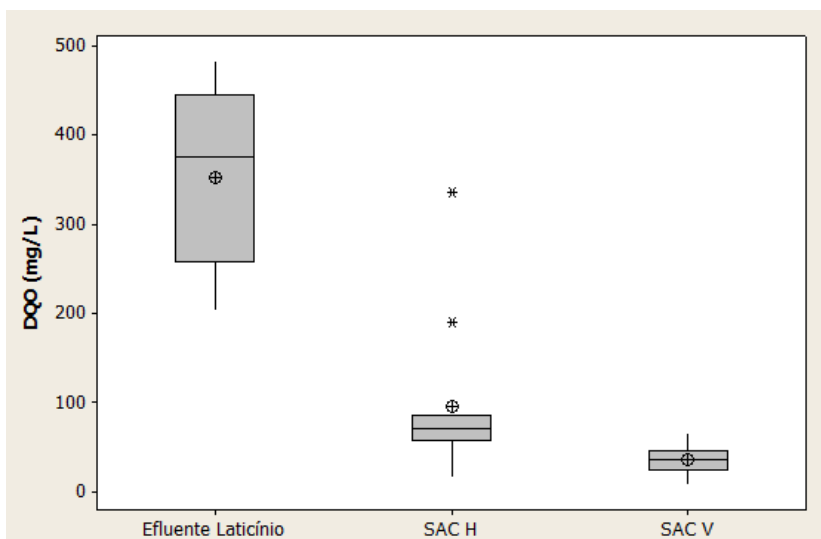


Figura 10 – Box plot da variação da concentração de DQO ao longo do sistema.
Fonte: Autoria Própria.

O sistema de fluxo horizontal apresentou variabilidade maior que a do efluente com coeficiente de variação igual a 123% e média igual a $70 \pm 86 \text{ mg.L}^{-1}$. Porém, em duas semanas amostrais, a concentração da amostra tratada no SAC horizontal extrapolou a sua variabilidade normal, provavelmente pelo arraste de material orgânico.

Nesses casos, o sistema de fluxo vertical regularizou e diminuiu a variabilidade das concentrações de DQO finais. O SAC vertical apresentou um coeficiente de variação para DQO muito menor do que o horizontal com coeficiente de variação igual a 45% e média igual $37 \pm 16 \text{ mg.L}^{-1}$.

Na Figura 11 podem ser observadas as variações de DQO ao longo do tempo para o efluente bruto (efluente de laticínio), SAC horizontal (SAC H) e SAC vertical (SAC V).

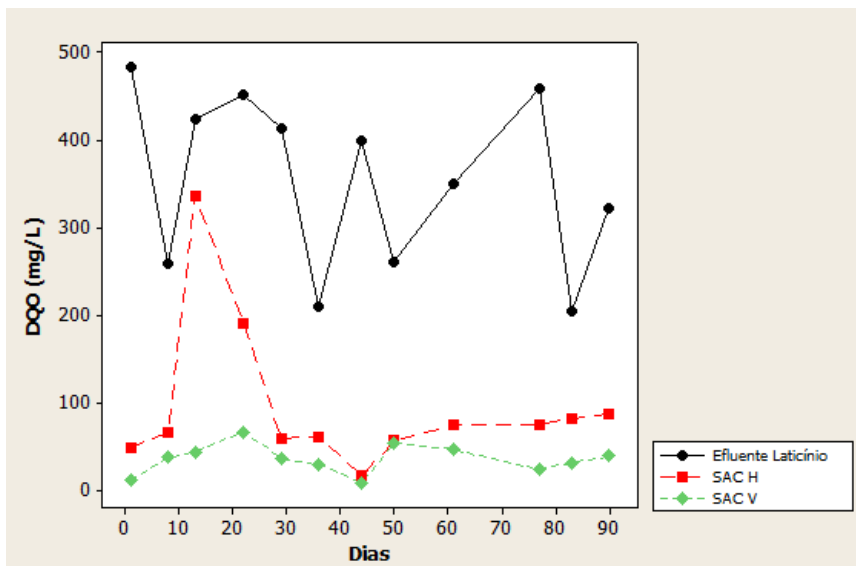


Figura 11 – Gráfico de concentração de DQO nas amostras de entrada, intermediária e saída.

Fonte: Autoria Própria.

Durante o período de tratamento, a eficiência de remoção do sistema apresentou valores de DQO menores que 67 mg.L^{-1} , porém entre os dias 15 e 30, o SAC de fluxo horizontal apresentou valores de DQO superiores a este valor, ressaltando a importância do sistema híbrido, ou seja, associado ao SAC vertical.

O SAC de fluxo vertical apresentou valores relativamente baixos de DQO, com o menor valor correspondente a 8 mg.L^{-1} . Nota-se que a remoção de DQO ocorre principalmente no primeiro SAC de fluxo horizontal. O SAC de fluxo vertical tem a função destacada como complemento para diminuição da variabilidade de DQO.

Na Figura 12 é expressa a eficiência global do sistema e a contribuição dos SACs horizontal (Ef. SAC H) e vertical (Ef. SAC V) para obtenção desta eficiência total. Observa-se que a eficiência global (Ef. Global) nos 90 dias variou entre 73,1 a 97,7%.

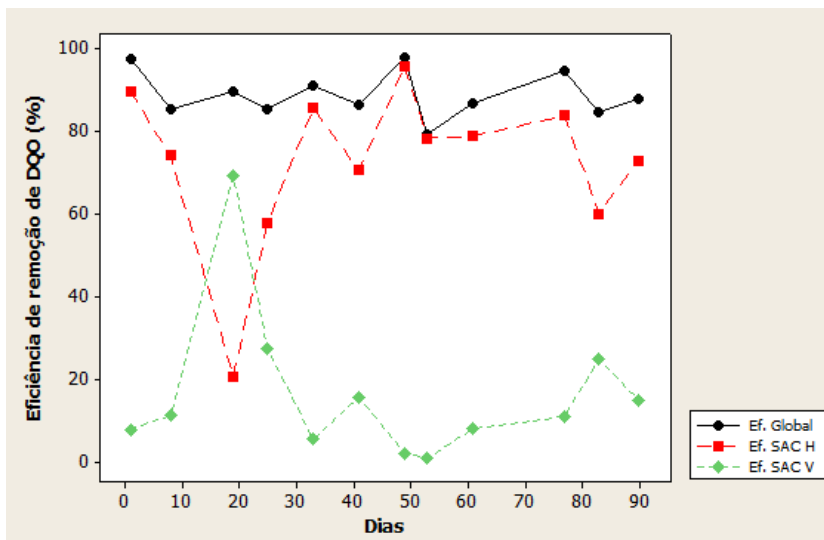


Figura 12 – Gráfico da eficiência de remoção de DQO nas etapas do sistema.
Fonte: Autoria Própria.

A contribuição global da eficiência do SAC horizontal para o sistema variou entre 20,5 a 96%, porém a maioria dos valores foi predominantemente maior que 60%. Em contrapartida, a contribuição do SAC vertical para a eficiência global apresentou valores entre 4,4 a 76,9%, sendo que a maioria dos valores permaneceu menor que 30%.

5.3 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO (NTK)

A Figura 13 representa a variação da concentração do NTK durante os 90 dias do experimento. O efluente de entrada apresentou baixa variabilidade com valor de 23% e concentrações entre 7 a 15 mg.L⁻¹. A concentração média de NTK foi de 11±10 mg.L⁻¹.

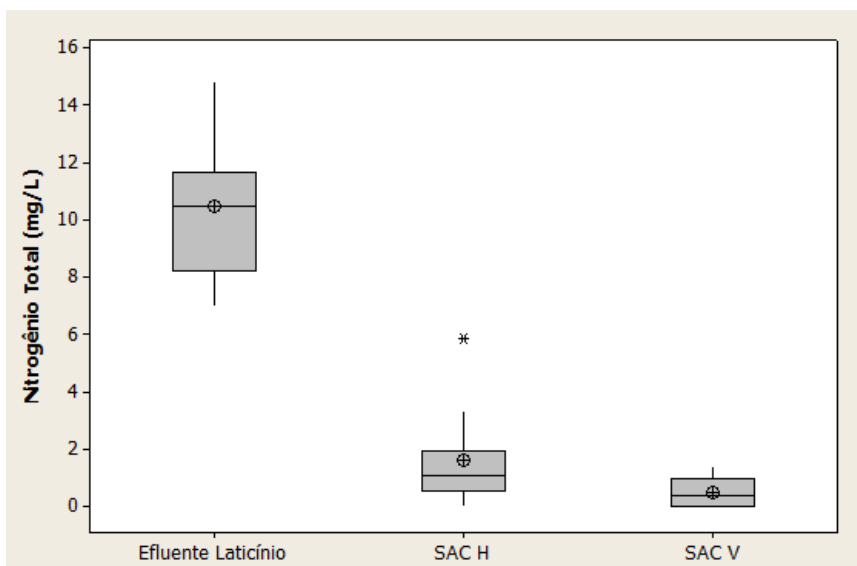


Figura 13 – Box plot da variação da concentração de NTK ao longo do sistema.
Fonte: Autoria Própria.

As amostras do efluente intermediário apresentaram um coeficiente de variação alto com valor de 144%, devido a uma amostra com concentração mais elevada de 6 mg.L^{-1} . Porém o valor médio de NTK no SAC horizontal foi de $1,12 \pm 1,62 \text{ mg.L}^{-1}$. O SAC de fluxo vertical apresentou valor de concentração médio de $0,42 \pm 0,55 \text{ mg.L}^{-1}$ com coeficiente de variação de 55%.

O *Box plot* da concentração de NTK ao longo do sistema de tratamento por SAC de fluxo horizontal e vertical indicam comportamento semelhante ao da DQO, ou seja, apresentam valores de máximo e mínimo distantes da média e no SAC horizontal existe um aumento da variabilidade.

A concentração de NTK do efluente da indústria de laticínios variou de acordo com as características do efluente coletado. Na Figura 14, observa-se que a remoção de NTK intermediária (SAC fluxo horizontal) e de saída (SAC fluxo vertical) variaram em conformidade com a concentração de entrada com elevações da concentração em alguns pontos de pico.

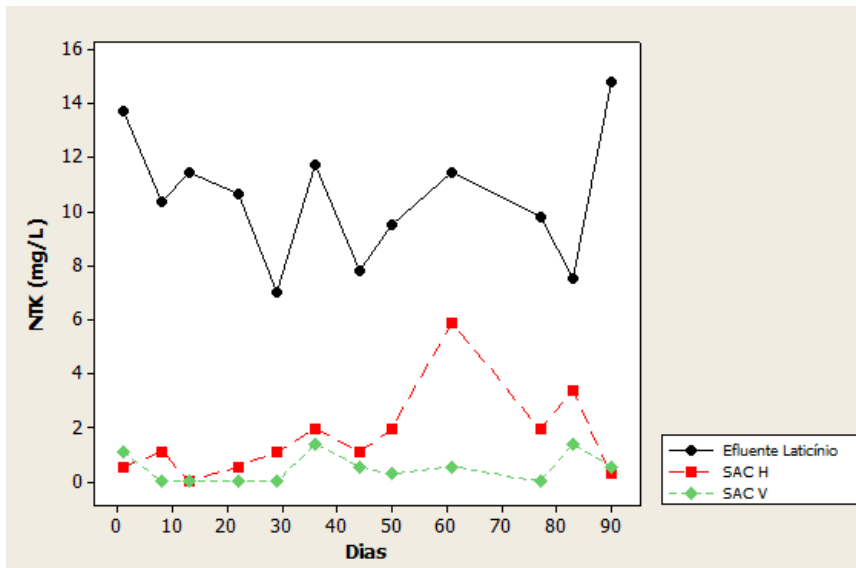


Figura 14 – Gráfico da variação na concentração de NTK nas amostras de entrada, intermediária e saída.

Fonte: Autoria Própria.

A eficiência do SAC híbrido conectado em série pode ser considerada elevada para a remoção de NTK, com a eficiência global variando de 81,5 a 100% (Figura 15).

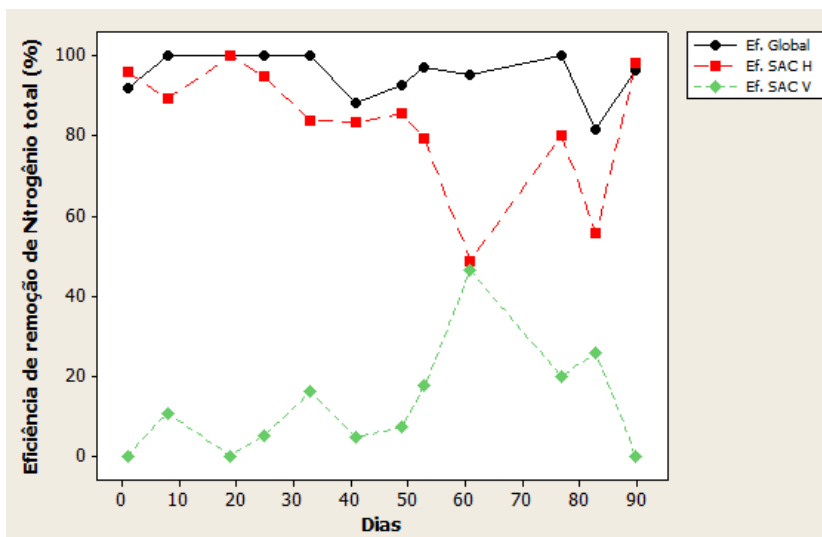


Figura 15 – Gráfico da eficiência de remoção de NTK nas etapas do sistema.

Fonte: Autoria Própria.

Mendonça *et al.* (2012) retrata uma remoção menor para um sistema de fluxo horizontal tratando efluente de laticínio, com a eficiência entre 46 a 79%. Já Silva (2010) obteve uma eficiência de remoção de NTK similar ao sistema híbrido estudado, com um sistema de fluxo subsuperficial horizontal e eficiência de 88,56%.

Novamente a eficiência de remoção do SAC de fluxo horizontal foi maior que a do SAC vertical.

5.4 REMOÇÃO DE FÓSFORO (P-TOTAL)

No efluente de laticínio as concentrações de P-total tiveram grande variação (Figura 16). As concentrações de P-total na entrada variaram de 0,75 a 6,10 mg.L⁻¹, sendo a concentração média de 3,06±1,46 mg.L⁻¹. O coeficiente de variação na entrada foi relativamente mais baixo com valor de 48%, mas apresentou alta dispersão dos dados.

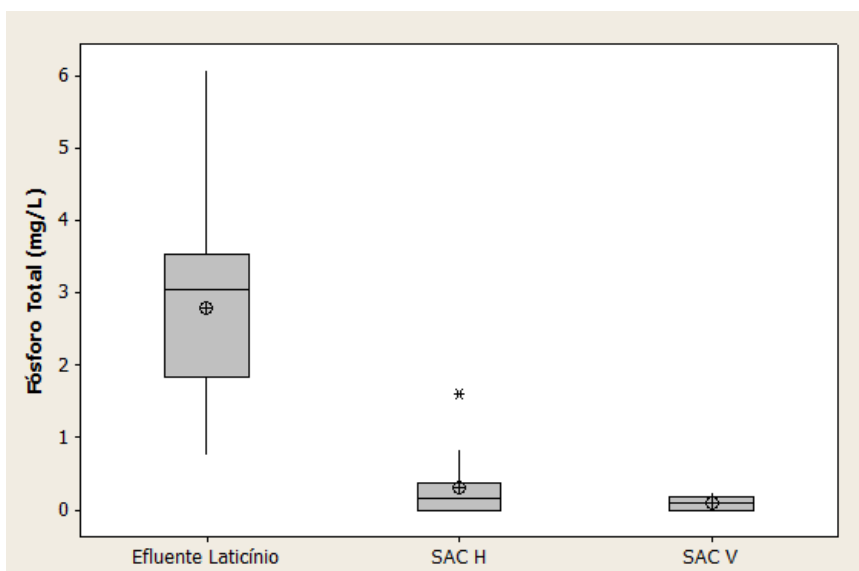


Figura 16 – *Box plot* da variação da concentração de P-total ao longo do sistema.
Fonte: Autoria Própria.

No SAC horizontal a concentração variou de 0 a 1,61 mg.L⁻¹ e a variabilidade desse ponto do sistema foi de 149%. A concentração média foi de 0,16±0,48 mg.L⁻¹.

Na saída do SAC vertical a concentração teve uma variação menor comparada ao SAC horizontal, de 0 a 0,26 mg.L⁻¹, com o valor médio de 0,1±0,1 mg.L⁻¹. O coeficiente de variação nesse ponto para P-total foi de 102%.

A variação na concentração de P-total no sistema ocorreu de forma similar a DQO e ao NTK.

Os valores de concentração de P-total no efluente de laticínios alcançaram valores de até 6 mg.L⁻¹ (Figura 17). Porém, como nutriente limitante da eutrofização de corpos hídricos, sua remoção é de suma importância no tratamento de efluentes.

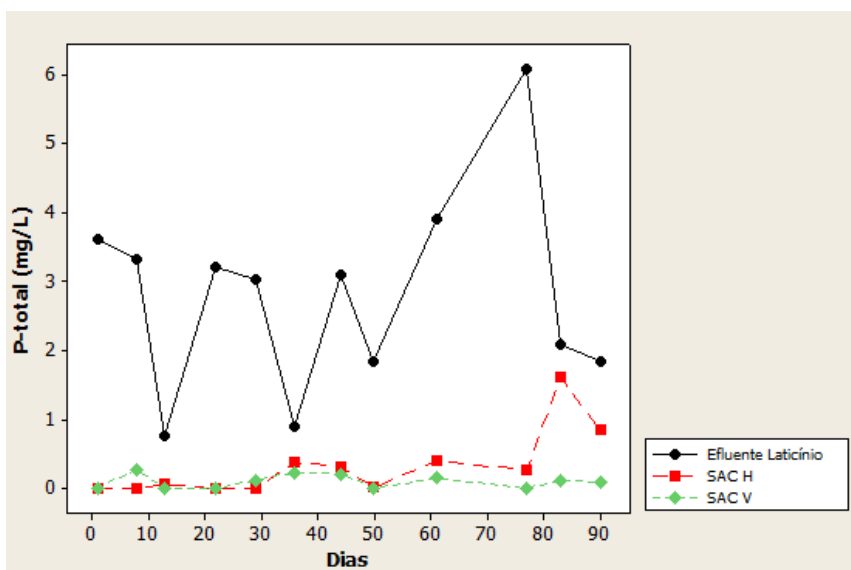


Figura 17 – Gráfico da variação de concentração de P-total nas amostras de entrada, intermediária e saída.

Fonte: Autoria própria.

Assim, o SAC de fluxo horizontal e vertical removeram significativamente o P-total presente neste tipo de efluente visando atender

padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005) que determina uma concentração de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ de fósforo total para ambientes lóticos como padrão de qualidade de corpos hídricos.

A indústria descarta os efluentes tratados no ribeirão Cambé, onde a diluição associada a vazão é de aproximadamente 25 vezes maior que a vazão do efluente descartado. Desta forma, não haveria problemas com a concentração de P-total descartada, desconsiderando outras contribuições a montante do lançamento.

A remoção de P-total apresentado na Figura 18 indica que a melhor eficiência de remoção prevaleceu no SAC horizontal, com a eficiência global de até 100% quando considerado o SAC híbrido. Mendonça et al. (2012) apresentou eficiência média na remoção do fósforo de 34,3% em um SAC horizontal subsuperficial tratando o mesmo tipo efluente.

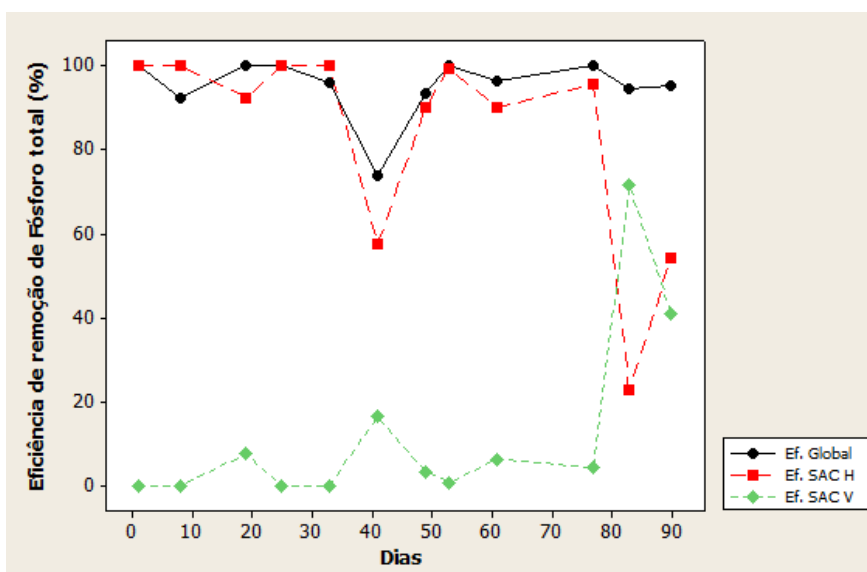


Figura 18 – Gráfico da eficiência de remoção de P-total nas etapas do sistema.
Fonte: Autores.

A remoção de nutrientes e de matéria orgânica do efluente de laticínio tratado por sistema alagado construído de fluxo horizontal seguido de um fluxo vertical apresentou resultados de remoção de DQO e nutrientes elevadas durante os 90 dias em que o experimento foi operado. Este sistema alcançou eficiências máximas próximas a 100% nas remoções de DQO, NTK e P-total.

5.5 REMOÇÃO DE COR APARENTE E TURBIDEZ

O *box plot* da Cor Aparente (Figura 19) indica grande variação no efluente bruto de 61%, com alta dispersão dos dados, devido a grande diferença na composição do efluente ao longo das semanas. O valor mínimo e máximo de entrada foram concentrações distantes da média com variação entre 70 a 425 mgPtCo.L⁻¹.

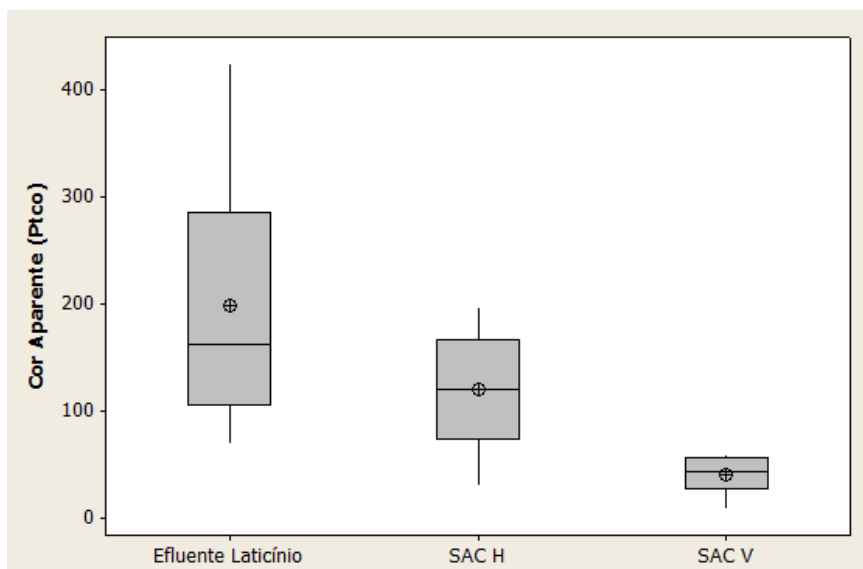


Figura 19 – Box plot concentração de Cor Aparente no sistema.
Fonte: Autoria Própria.

No SAC horizontal o efluente coletado apresentou um coeficiente de variação de 45% com as concentrações variando de 31 a 198 mgPtCo.L⁻¹ e a média de 120±54 mgPtCo.L⁻¹.

O SAC vertical diminuiu a variabilidade do sistema global para 40% com diminuição da dispersão dos dados e com média de 41±16 mgPtCo.L⁻¹, sendo o valor máximo encontrado de 59 mgPtCo.L⁻¹ e o mínimo de 9 mgPtCo.L⁻¹.

A resolução CONAMA 357/05 determina que a cor aparente deve estar abaixo de 75 mgPtCo.L⁻¹, ou seja, o efluente atende a norma para esse parâmetro mesmo sem a diluição do efluente.

Para a cor aparente a eficiência global do sistema (Figura 20) foi satisfatória, com valor médio de 74%. O SAC Horizontal não teve uma boa contribuição na remoção, média de 17%, já a eficiência entre o SAC horizontal e o vertical foi de 47%, ou seja, para cor aparente o SAC vertical teve maior contribuição na diminuição da cor ao longo do sistema.

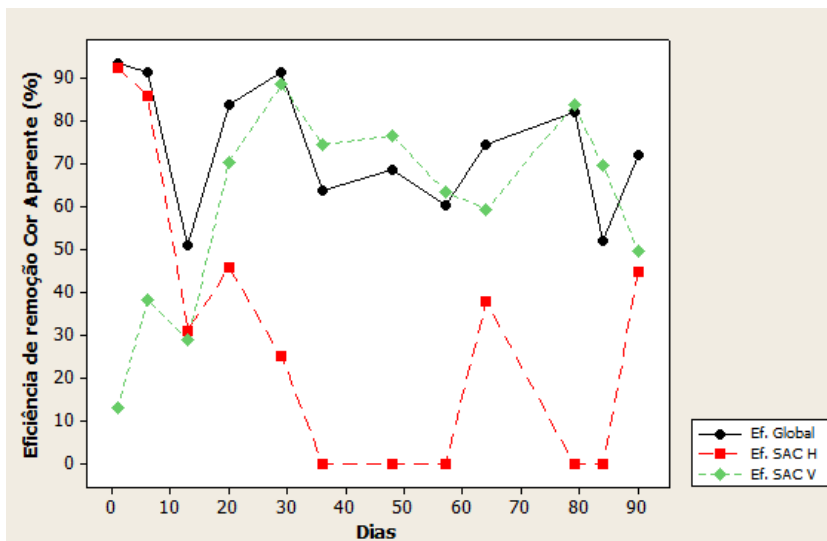


Figura 20 – Gráfico eficiência de remoção da cor aparente.
Fonte: Autoria Própria.

A turbidez apresentou um comportamento distinto (*Figura 21*), comparado aos outros parâmetros analisados. O efluente de entrada apresentou três valores de turbidez com valores extremos. Desta forma, o coeficiente de variação denota que os valores de turbidez de entrada são heterogêneos variando de 6 a 55 NTU, sendo a turbidez média de entrada 21 ± 12 NTU.

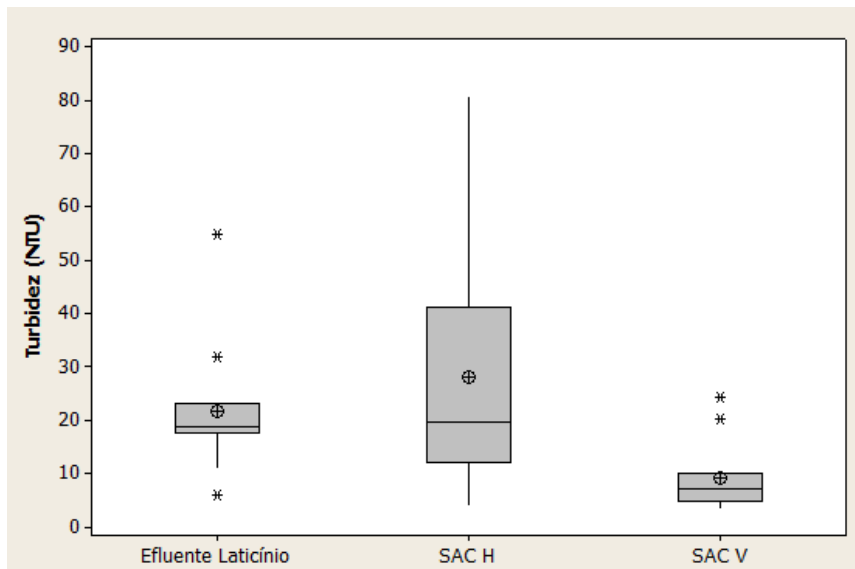


Figura 21 – Box plot da concentração de turbidez ao longo do sistema.
Fonte: Autoria Própria.

O SAC horizontal apresentou um coeficiente de variação relativamente alto para a variável turbidez com 81% com uma amplitude relativamente grande entre o valor mínimo e máximo, de 4 a 81 NTU.

A turbidez pode não ter sido removida devido ao excesso de sólidos suspensos e outros fatores em amostras pontuais. A variabilidade do sistema diminuiu ligeiramente no SAC vertical, com valores de 72% com amplitude associada a valores mínimo e máximo de 4 a 24 NTU, com média de 9 ± 7 NTU.

O gráfico de eficiência de remoção de turbidez (Figura 22) ao longo do sistema indicou maior contribuição do SAC vertical com 32,9% de remoção. A eficiência global do sistema foi de 55% e o SAC horizontal contribuiu com 23,1% desta remoção. Porém nos últimos dois dias de análise não houve remoção de turbidez, mas um acréscimo que pode ter ocorrido devido ao acúmulo ou arraste de sólidos no sistema.

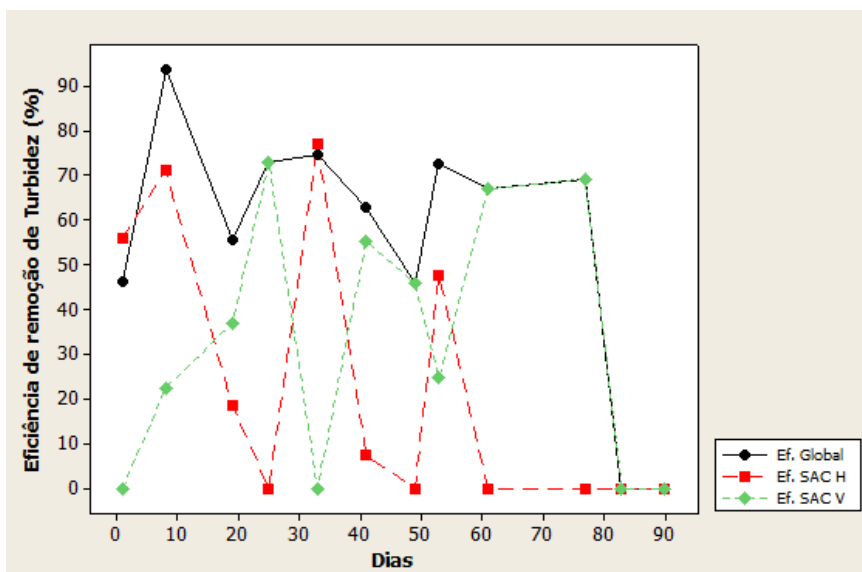


Figura 22 – Gráfico de eficiência de remoção de turbidez no sistema.
Fonte: Autoria Própria.

A turbidez está presente nos parâmetros de qualidade dos corpos hídricos da Resolução CONAMA 357/05, que determina para rios classe 2 uma turbidez de até 100 NTU. Os valores obtidos ao longo das análises de turbidez no efluente final ficaram abaixo do estabelecido para o padrão de qualidade do corpo hídrico. Portanto, para turbidez, os valores estão enquadrados na classe do rio mesmo sem considerar a diluição do efluente tratado.

5.6 COMPORTAMENTO CONDUTIVIDADE ELÉTRICA AO LONGO DO SISTEMA ALAGADO CONSTRUÍDO HÍBRIDO

A condutividade elétrica ao longo do sistema híbrido (Figura 23) manteve-se alta devido ao excesso de sais do efluente de laticínio. Na entrada a condutividade média do efluente foi de 2287 ± 248 mS/cm com um coeficiente de variação de 11% indicando que os valores de condutividade permaneceram homogêneos no efluente de laticínio, com valores entre 2050 a 2960 mS/cm.

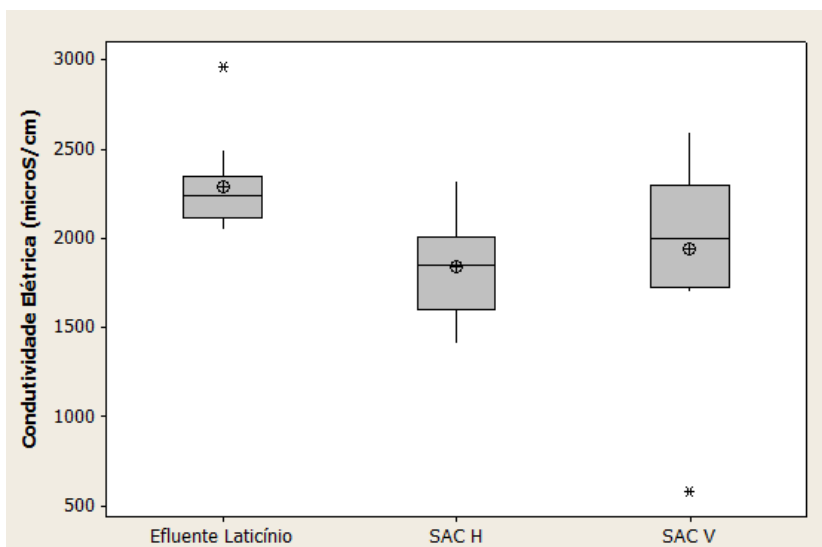


Figura 23 – Gráfico de concentração de condutividade elétrica ao longo do sistema.
Fonte: Autoria Própria.

No efluente intermediário ocorreu uma variabilidade maior acima de 15%, portanto as amostras semanais tiveram média dispersão, de 1413 a 2320 mS/cm e um valor médio de 1842 ± 280 mS/cm.

Os resultados para o SAC vertical foram menos satisfatórios que o anterior, pois o coeficiente de variação foi de 27% e variaram de 584 a 2601 mS/cm, ou seja, a média para a condutividade elétrica na saída foi mais alta

que no efluente intermediário coletado, 1941 ± 519 mS/cm. Esse fato pode ter ocorrido devido ao tipo de substrato do SAC vertical, pois a areia pode ter acumulado mais sais no sistema. Outro 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 24) indica que a maior diminuição de condutividade elétrica ocorreu no SAC horizontal, pois no SAC vertical na maioria dos dias ocorreu um aumento da condutividade elétrica comparada ao efluente coletado após o SAC horizontal. A eficiência de remoção global variou de 0 a 75% no decorrer das análises, com maior participação do SAC horizontal (0 a 49%). Já o SAC vertical não obteve eficiência de remoção positiva na maioria das análises, contribuindo em apenas um ponto amostral, com 54% de remoção.

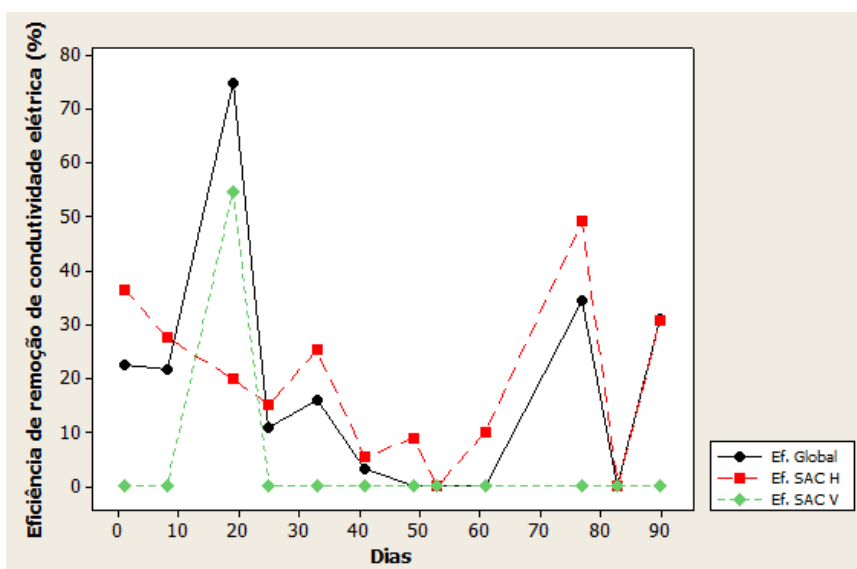


Figura 24 – Eficiência de remoção de condutividade elétrica no SAC híbrido.
Fonte: Autoria Própria.

5.7 VARIAÇÕES DO pH NO SISTEMA

A modificação de pH no sistema (Figura 25) pode ser considerada satisfatória, pois o efluente de laticínio no ponto coletado apresenta valores de pH considerados ácidos, entre 4,22 a 6,36, ou seja, em algumas semanas o efluente não se enquadraria na Resolução CONAMA 430/11 para lançamento de efluentes em corpos hídricos. A média de entrada foi de $5,43 \pm 0,58$ e o coeficiente de variação foi de 10%.

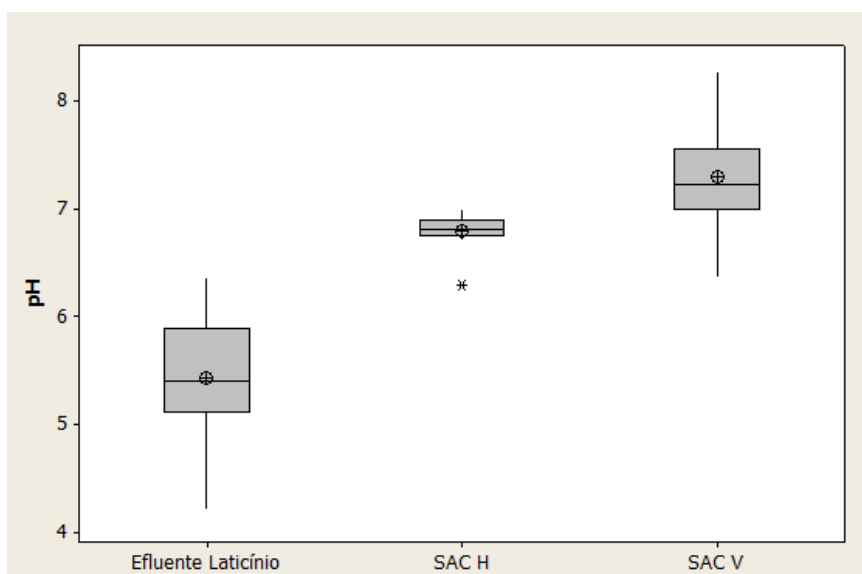


Figura 25 – Box plot de variação de pH no sistema.
Fonte: Autoria Própria.

No efluente coletado na saída do SAC horizontal a variabilidade do pH foi menor que 3% com mínimo de 6,29 e máximo de 7,00, valor médio de $6,79 \pm 0,18$.

A variação do sistema aumentou do SAC horizontal para o vertical, com variação de 7%, os valores apresentaram dispersão entre 6,36 a 8,27 e a média de $7,29 \pm 0,53$. Na saída do sistema híbrido o pH ficou bem próximo

do neutro, o que é importante para garantir que o efluente seja lançado dentro dos padrões da legislação. Pode-se observar que mesmo que ocorra alguma falha no SAC horizontal, o SAC vertical tem possibilidade de controle do pH para apresentar valores dentro dos padrões de qualidade.

Os valores de pH determinados para o lançamento de efluentes em corpos hídricos pela Resolução CONAMA 430 estão entre 5 a 9, portanto o efluente de saída encontra-se em conformidade com a resolução, sendo sua média aproximadamente 7,00.

5.8 REDUÇÃO DA SÉRIE DE SÓLIDOS AO LONGO DO SAC HÍBRIDO

O *Box Plot* (Figura 26) da concentração de Sólidos totais indica uma variação de 21% com o mínimo de 1712 mg.L^{-1} e máximo de 4044 mg.L^{-1} , sendo a média de concentração $2578 \pm 564 \text{ mg.L}^{-1}$.

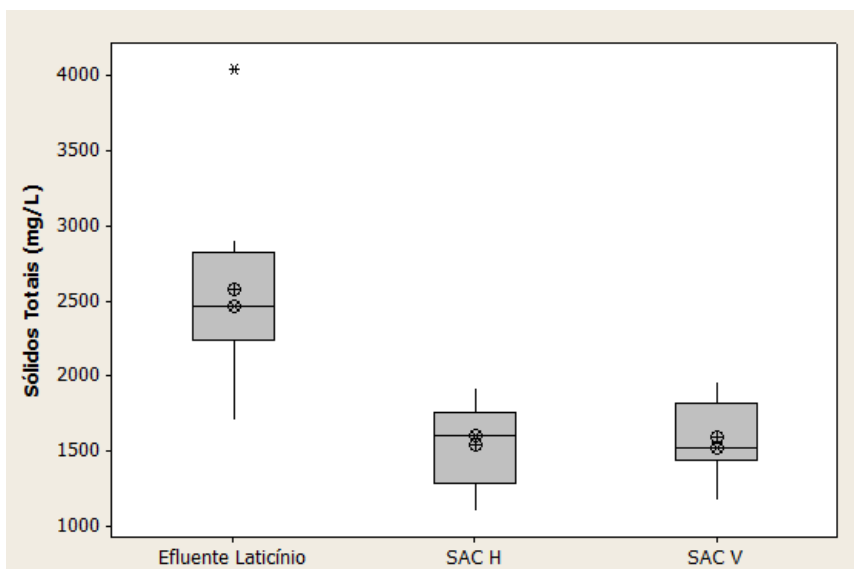


Figura 26 – Box plot de concentração de sólidos totais no sistema
Fonte: Autoria Própria.

Na saída do SAC horizontal o coeficiente de variação caiu para 16% com a dispersão dos dados de 1104 a 1920 mg.L⁻¹, e a média de sólidos totais no efluente intermediário de 1547±262 mg.L⁻¹.

Na saída do sistema a variação caiu para 14%, ou seja, o sistema obteve valores mais homogêneos, com valores variando de 1172 a 1962 mg.L⁻¹, o valor médio de concentração foi de 1592±233 mg.L⁻¹, houve um acréscimo na concentração de sólidos totais na saída do sistema, o que está associado a variável de condutividade elétrica.

A Figura 27 indica que houve decaimento na concentração de sólidos ao longo do sistema, onde há maior concentração de sólidos totais no efluente de entrada. Porém as concentrações do efluente coletado no SAC horizontal e do efluente coletado no SAC vertical variaram e nem sempre o efluente de saída teve menor concentração que o efluente intermediário.

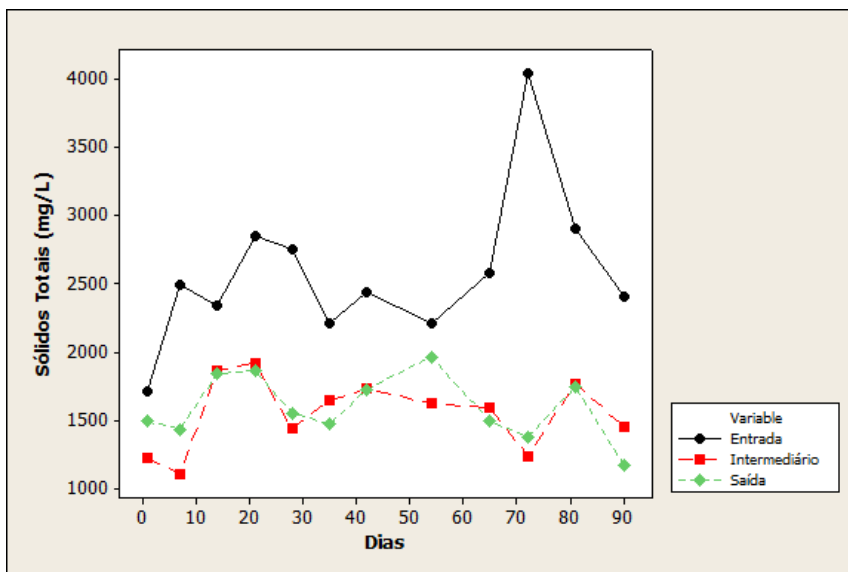


Figura 27 – Concentração de sólidos totais ao longo do sistema
Fonte: Autoria Própria.

A eficiência global do sistema para remoção de sólidos totais (Figura 28) variou de 11 a 66%, porém o gráfico mostra que o SAC vertical quase não contribuiu para a remoção de sólidos, pois em algumas análises houve acréscimo de concentração no efluente final. Por esse motivo a eficiência do SAC horizontal foi maior que a eficiência global de 20 a 69%. A contribuição do SAC vertical teve um baixo percentual de remoção variando de 0 a 11%.

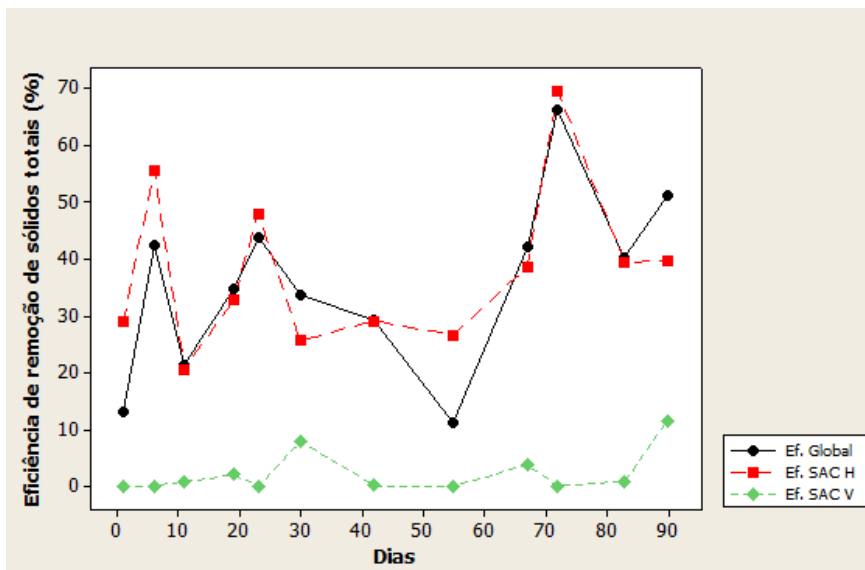


Figura 28 – Eficiência de remoção de sólidos totais no sistema.
Fonte: Autoria Própria.

A variação da concentração de sólidos fixos no sistema (Figura 29) foi de 16 % no efluente de entrada, 19 % na saída do SAC horizontal e diminuiu para 13% na saída do SAC vertical.

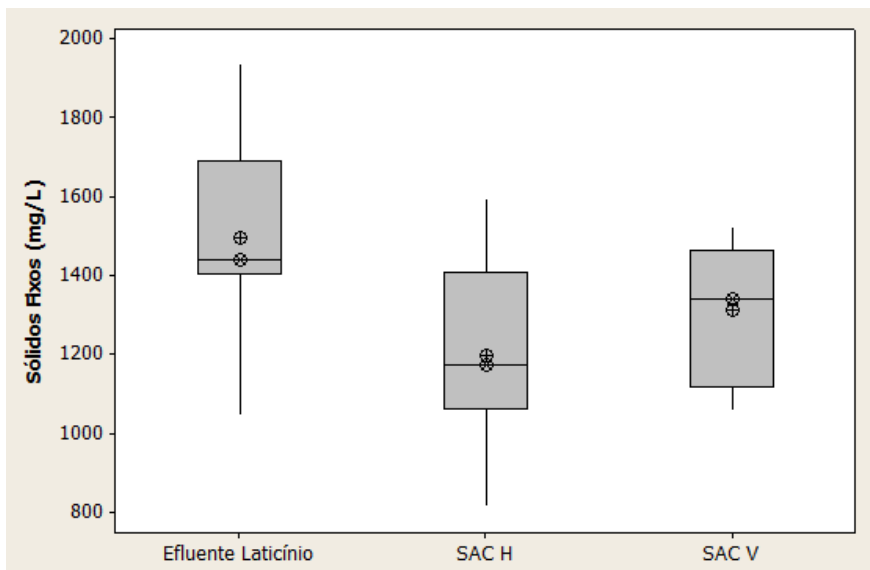


Figura 29 – Box plot da concentração de sólidos fixos no sistema.
Fonte: Autoria Própria.

Na entrada as concentrações variaram de 1048 a 1940 mg.L⁻¹ com média de 1499±242 mg.L⁻¹. Os valores obtidos no efluente coletado no ponto intermediário variaram de 816 a 1596 mg.L⁻¹ e seu valor médio foi de 1197±238 mg.L⁻¹. No SAC vertical os valores de saída variaram entre 1060 a 1524 mg.L⁻¹, o valor médio de saída foi maior que a concentração de sólidos fixos do efluente intermediário (1313±172 mg.L⁻¹), fato que pode ser explicado pelo aumento de sólidos totais na saída do sistema, justificando o aumento da composição de sólidos fixos.

A Figura 30 confirma que na maioria das análises o efluente de saída tem concentrações maiores de sólidos fixos, comparado ao efluente intermediário, em alguns pontos há um acréscimo comparado ao efluente de entrada.

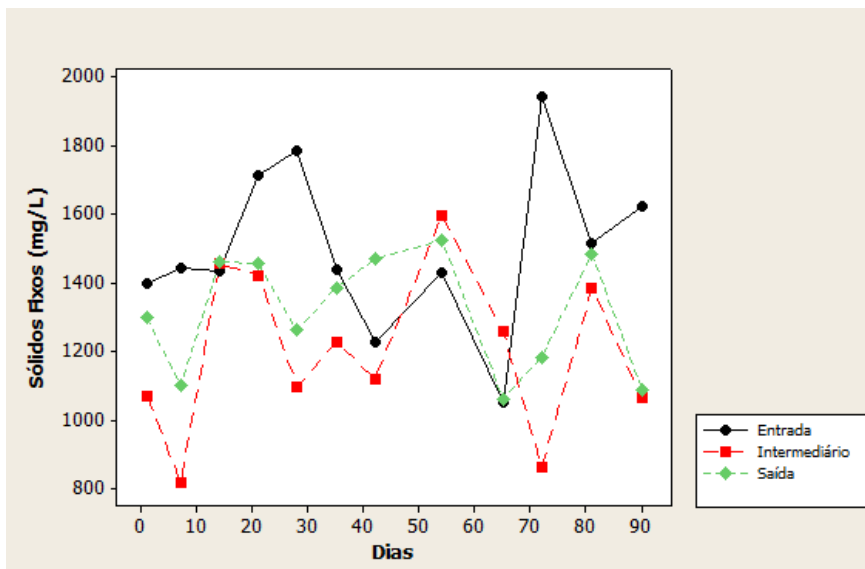


Figura 30 – Concentração de sólidos fixos no sistema.
Fonte: Autoria Própria.

O gráfico de eficiência de remoção (Figura 31) indica que não há nenhuma contribuição do SAC vertical na remoção de sólidos fixos do sistema, ou seja, o SAC horizontal teve um desempenho melhor comparado ao SAC vertical. A eficiência global do sistema foi menor que a eficiência calculada para o efluente intermediário com médias de 13 e 20%, respectivamente.

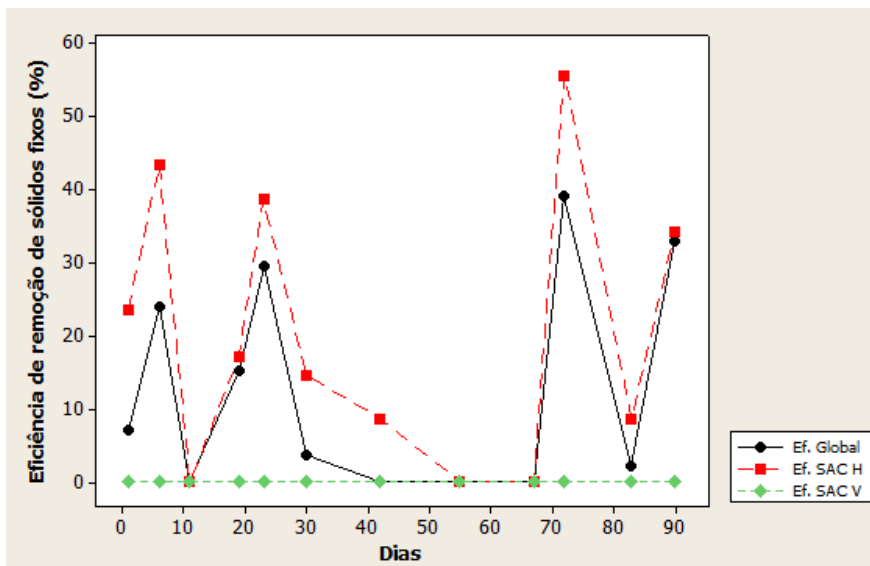


Figura 31 – Eficiência de remoção de sólidos fixos no sistema.
Fonte: Autoria Própria.

A concentração de sólidos voláteis (Figura 32) diminuiu ao longo do sistema, porém sua variabilidade aumentou. No efluente de entrada o coeficiente de variação foi de 42% com valores entre 316 a 2104 mg.L^{-1} e média de $1079 \pm 455 \text{ mg.L}^{-1}$.

No ponto de coleta do SAC horizontal a variabilidade caiu para 29%, média dispersão dos dados, com valores de 152 a 610 mg.L^{-1} e média de $385 \pm 111 \text{ mg.L}^{-1}$. No final do sistema a variação aumentou para 54 %, porém os valores de concentração diminuíram comparados a concentração do SAC horizontal, variando de 24 a 430 mg.L^{-1} e com média de $245 \pm 134 \text{ mg.L}^{-1}$.

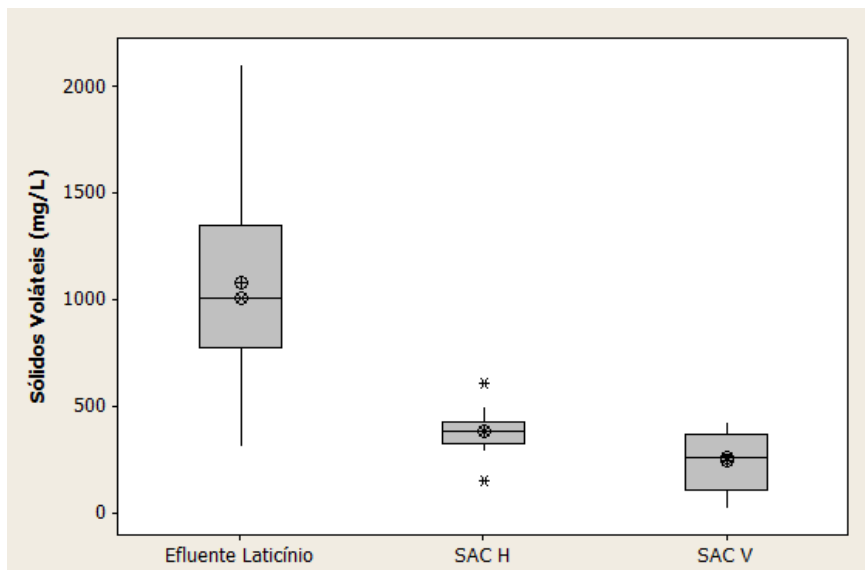


Figura 32 – Box Plot da variação de concentração de Sólidos Voláteis.
Fonte: Autoria Própria.

A Figura 33 evidencia que a concentração de sólidos voláteis diminuiu ao longo do sistema. Sólidos voláteis têm uma relação com os sólidos fixos e em um sistema de tratamento biológico é normal que a redução de sólidos voláteis seja maior, indicando a degradação da matéria orgânica.

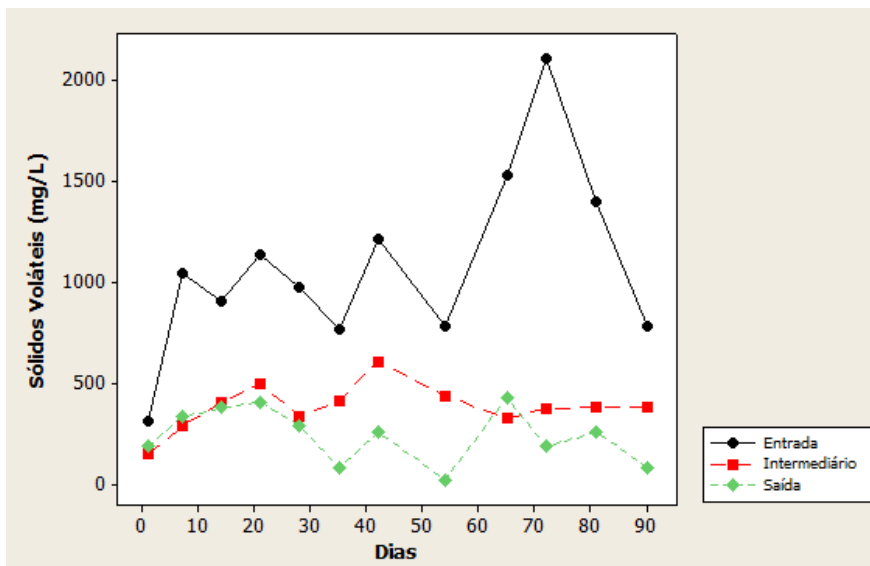


Figura 33 – Gráfico de concentração de sólidos voláteis no sistema.
Fonte: Autoria Própria.

A eficiência (Figura 34) de remoção global dos sólidos voláteis variou de 39 a 97 % e a média de eficiência global foi alta com valor de 75%. A contribuição do SAC horizontal apresentou valores entre 44 a 82% e o SAC vertical contribuiu com até 53% de remoção.

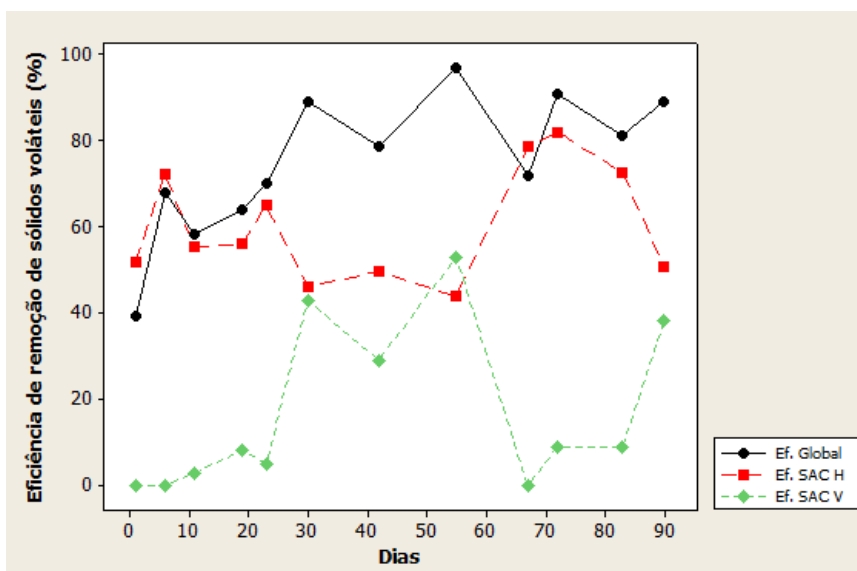


Figura 34 – Eficiência de remoção de sólidos voláteis.
Fonte: Autoria Própria.

5.9 ÓLEOS E GRAXAS NO SISTEMA

O método de análise de óleos e graxas não mostrou muita regularidade nos resultados e alguns indícios indicaram a não confiabilidade do método, pois foi realizada a validação do método por uma quantidade conhecida de óleo, porém o resultado não foi adequado. Na Figura 35 estão os valores obtidos nesta análise.

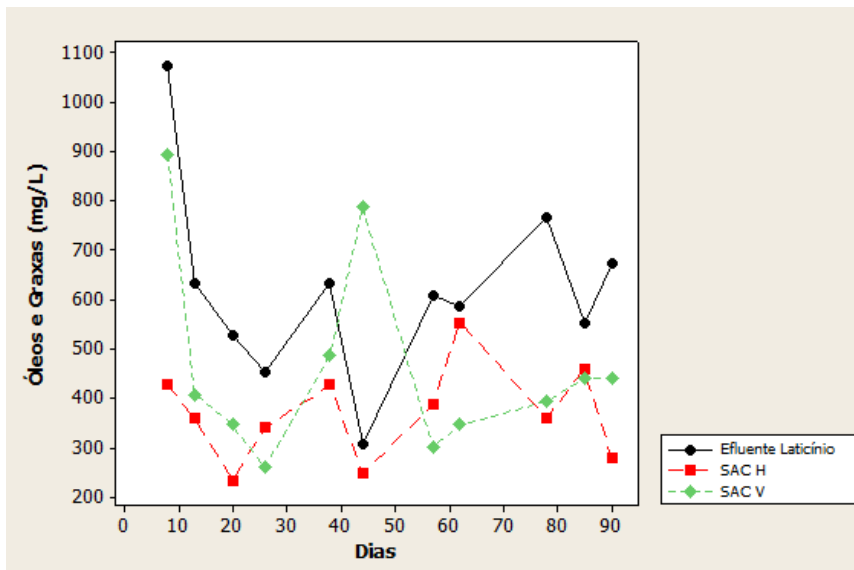


Figura 35 – Gráfico concentração de óleos e graxas no sistema.
Fonte: Autoria Própria.

O gráfico de dispersão não apresenta regularidade dos dados. Comparado com os valores obtidos na saída do flotador da ETE estão 10 vezes abaixo da concentração obtida nas análises de laboratório credenciado, ou seja, esse método não tem uma boa detecção para concentrações de óleos e graxas na faixa de trabalho.

Os valores apresentaram alta variação, tanto no efluente bruto, quando para os SACs horizontal e vertical. No efluente bruto a concentração

variou de 307 a 1073 mg.L⁻¹ e média foi de 619±192 mg.L⁻¹, o efluente de entrada teve uma variação dos dados de 31%.

No SAC horizontal a concentração variou de 233 a 553 mg.L⁻¹ e o coeficiente de variação diminuiu para 26%, indicando média dispersão dos dados e uma média de concentração de 370±96 mg.L⁻¹.

O SAC vertical apresentou valores mais dispersos com uma variação de 43%, entre 260 a 893 mg.L⁻¹, e uma média maior que a do SAC horizontal de 464±199 mg.L⁻¹, isso pode ter ocorrido devido ao acúmulo de óleos e graxas na areia, sendo carregada posteriormente de forma pontual com aumento da concentração de saída.

Para a resolução CONAMA 430/11 o limite de óleos e graxas no efluente a ser lançado é de 50 mg.L⁻¹, a saída do SAC vertical apresenta concentração 9 vezes maior, mas como o método não foi seguro, não pode-se afirmar que esse valor está correto para a variável óleos e graxas.

5.10 COMPARAÇÃO NA EVAPOTRANSPIRAÇÃO MEDIDA E CALCULADA POR TORNTHWATE

A evapotranspiração medida foi realizada 20 dias após o fim do experimento, portanto houve a necessidade de comparação com a evapotranspiração potencial de Torntwhaite, mesmo que essa fórmula empírica leve em consideração apenas a temperatura média mensal.

A evapotranspiração potencial média de Torntwhaite foi de 5,69±1,01 mm.d⁻¹, já a evapotranspiração medida na espécie *Cyperus Papyrus Nanus* foi de 2,03±0,82 mm.d⁻¹ e para a *Heliconia psittacorum* a evapotranspiração medida foi de 1,99±0,73 mm.d⁻¹.

5.11 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Para verificar a diferença entre a remoção da DQO, NTK, P-total, pH, Cor Aparente, Turbidez, Condutividade elétrica e série de sólidos, aplicou-se a análise de variância pelo teste de Kruskal-Wallis, pois a maioria das médias eram desiguais o que indica a necessidade de teste não-paramétrico. Na Figura 36 apresenta-se a comparação entre as médias da DQO, sendo que 1 representa o efluente da indústria de laticínio, 2 o SAC de fluxo horizontal e 3 o SAC de fluxo vertical.

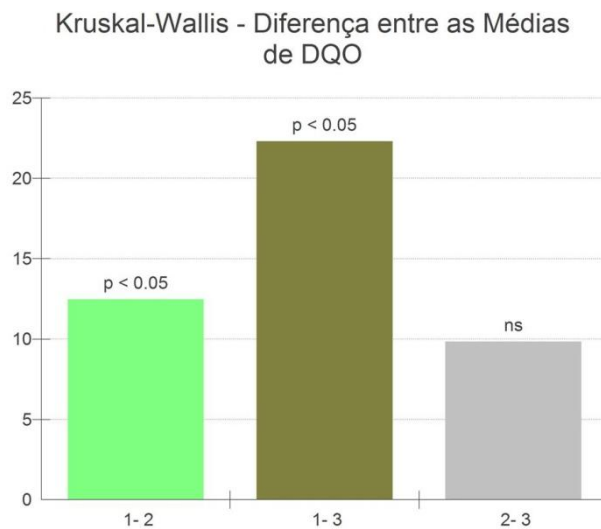


Figura 36 – Diferença da Eficiência da Remoção de DQO no sistema.
Fonte: Autoria própria.

Entre 1 e 2 e 1 e 3, o valor de p é menor que 0,05, ou seja, existe diferença significativa entre as concentrações das amostras de DQO. Já a comparação entre 2 e 3 indica que não há diferença significativa nas amostras

coletadas no ponto intermediário (SAC de fluxo horizontal) e na saída do sistema (SAC de fluxo vertical). Nesse caso, estatisticamente, o fluxo vertical seria desnecessário para o sistema global. As análises estatísticas indicaram que não houve diferença significativa entre as remoções de NTK (Apêndice A1), P-total (Apêndice A2), pH (Apêndice A3), Sólidos Totais (Apêndice A4) e Sólidos Voláteis (Apêndice A5) entre o SAC de fluxo horizontal e o SAC de fluxo vertical.

Ou seja, o SAC horizontal que utiliza brita zero como substrato e onde foi cultivada a espécie *Cyperus papyrus nanus*, foi responsável por remover a maioria dos contaminantes do efluente e seu papel no tratamento global foi predominante. Já o SAC de fluxo vertical, composto de areia com a espécie *Heliconia psittacorum* apresentou valores de remoção auxiliar não significativa.

A Figura 37 representa o comportamento da condutividade elétrica ao longo do sistema e indica que há apenas diferença significativa entre o efluente de entrada e o efluente coletado no SAC horizontal, ou seja, o efluente coletado na saída do SAC vertical não difere significativamente do efluente bruto, esse fato ocorre pelo aumento da Condutividade Elétrica entre o SAC horizontal e o SAC vertical.

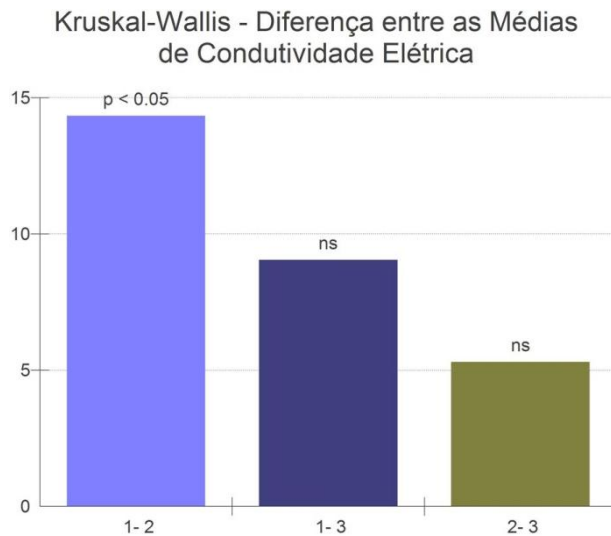


Figura 37 – Gráfico da diferença entre as médias de Condutividade Elétrica no sistema.
Fonte: Autoria própria.

A concentração de óleos e graxas (Apêndice A6) teve diferenças significativas entre o efluente bruto e o SAC horizontal, não houve diferenças significativas entre a entrada do efluente e o SAC vertical, pois houve um aumento na concentração de óleos e graxas na saída do sistema, mas não houve diferença significativa entre o efluente de saída do SAC horizontal e o efluente de saída do SAC vertical, mesmo o SAC horizontal apresentando valores de concentração menores.

Os sólidos fixos também tiveram um comportamento semelhante a condutividade elétrica (Apêndice A7), portanto houve diferença significativa entre 1 e 2, as demais comparações não diferiram significativamente.

No caso da remoção de turbidez a Figura 38 indica que não há diferença significativa entre o efluente de entrada e o efluente analisado na saída do SAC intermediário, porém há diferença significativa entre 1 e 3 e 2 e 3, ou seja, a concentração final na saída do SAC vertical difere

significativamente do SAC horizontal e do efluente de laticínio. Para a turbidez a remoção foi mais significativa no SAC vertical.

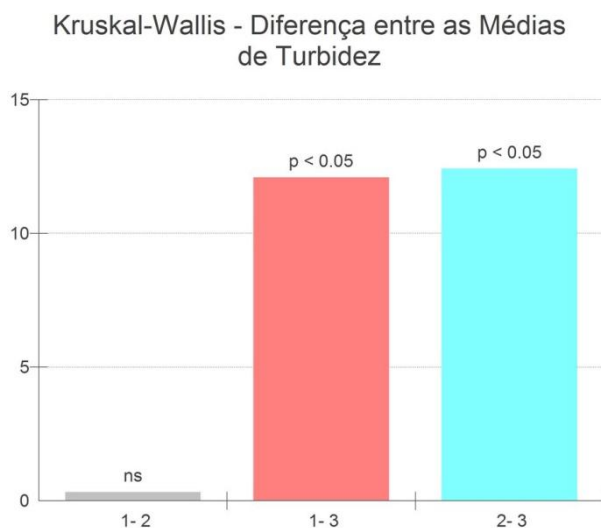


Figura 38 – Gráfico da diferença entre a remoção de turbidez no sistema.
Fonte: Autoria própria.

Com a cor aparente (Apêndice A8) o comportamento de remoção é o mesmo comparado a turbidez, o SAC vertical tem uma concentração de cor aparente diferente do efluente de entrada e do efluente na saída do SAC horizontal.

Porém, ao avaliar as variações do sistema, observa-se que a presença do SAC vertical é importante como fator de segurança e confiabilidade do SAC híbrido, pois a variação dos valores de DQO, NTK e P-total no SAC vertical são menores que no SAC horizontal. Desta forma, valores extremos pontuais no SAC horizontal podem ser regularizados e minimizados no SAC vertical.

6 CONCLUSÃO

Ao final deste trabalho concluiu-se que:

- Em comparação com o sistema de lodos ativados, o SAC híbrido teve melhor remoção na concentração dos nutrientes nitrogênio e fósforo;
- As espécies *Cyperus papyrus* *Nanus* e *Heliconia psittacorum* se adaptaram a carga do efluente estipulada;
- Foram atendidos os parâmetros estipulados nas resoluções CONAMA 357/05 e CONAMA 430/11;
- Foi comprovada a importância do SAC vertical no sistema para diminuir a variabilidade dos dados e regularizar possíveis problemas do SAC horizontal.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAHÃO, Sérgio S. **Tratamento de água residuária de laticínios em sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras**. 2006. 110f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

ALCÂNTARA, Sérgio F.; FREITAS, Wallisson S.; SANTANA, Rodrigo N. Influência da espécie cultivada na evapotranspiração em sistemas wetlands construídos para tratamento de águas residuárias de suinocultura. In: 1º Seminário de Iniciação Científica e 1ª mostra de Trabalhos Científicos do IFNMG. IFNMG, Salinas, Janeiro, 2012.

AMERICAN Public Health Association. **Standard Methods For The Examination of Water and Wastewater**. 22 ed. Washington: APHA, 2012.

BEGOSSO, Larissa. **Determinação de parâmetros de projeto e critérios para dimensionamento e configuração de wetlands construídas para tratamento de água cinza**. 2009. 43f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2009.

BRASIL. Resolução CONAMA Nº 357 de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Poder Executivo, Brasília, DF, 18 mar. 2005. Nº 053, p. 58-63.

BRASIL. Resolução CONAMA Nº 430 de 13 de maio de 2011. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Poder Executivo, Brasília, DF, 16 mai. 2011. Nº 92 p. 89.

CALIJURI, Maria L.; BASTOS, Rafael K. X.; MAGALHÃES, Tiago B.; CAPELETE, Bruna C.; DIAS, Edgard H. O. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/*wetlands* construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Viçosa, Mg, v.14, n.3, p. 421-430, jul/set 2009.

CETESB. **Produtos Lácteos**. Guia Técnico Ambiental da Indústria de Produtos Lácteos - Série P+L. São Paulo, 2006. 95 p.

CHERNICARO, Carlos A. L. **Reatores anaeróbios**. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

COLLISCHONN, Walter; TASSI, Rutinéia. **Introduzindo Hidrologia**. IPH UFRGS, 2008.

COSTANZI, Ricardo N.; TAKEUSHI, Akikazu; FURLAN, Natália; AQUINO, Noelle F.; HÉRNANDEZ, Ricardo. Reúso de águas cinzas para irrigação de mudas de *ixora coccínea*. In: XXXI CONGRESSO INTERAMERICANO AIDIS, 2008, Santiago, Chile.

DE PAOLI, André C.; Von SPERLING, Marcos. Avaliação das condições hidrodinâmicas de wetlands construídos de escoamento horizontal subsuperficial (unidades plantada e não plantada). **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais (GESTA)**, v. 1, n. 2, p. 213-222, 2013.

FIA, Ronaldo; MATOS, Antonio T.; LAMBERT, Túlio F. ; FIA, Fátima R. L.; MATOS, Mateus P. Tratamento das águas do processamento dos frutos do cafeeiro em filtro anaeróbio seguido por sistema alagado construído: ii - remoção de nutrientes e compostos fenólicos. Artigo Técnico. **Eng. Agrícola**, Jaboticabal, v.30, n.6, p.1203-1213, nov./dez. 2010.

FILHO, Bruno C.; NETO, Cícero O. A.; MELO, Hênio N. S.; SOUSA, José T.; NOUR, Edson A. A.; FIGUEIREDO, Roberto F. **2 Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios por Sistemas de Aplicação no Solo**, 2001. Disponível em: < <http://www.finep.gov.br/prosab/livros/ProsabCarlos/Cap-2.pdf> >. Acesso em 08 de setembro de 2014. Acesso em: 15 de outubro de 2014.

FILHO, José D. **Saneamento Ambiental: Doença, Saúde e o Saneamento da água**. São Cristóvão: Editora UFS; Aracaju, 2004. 332p

FLORA DIGITAL. UFRGS. Disponível em: <
http://www.ufrgs.br/fitoecologia/florars/open_sp.php?img=5247 >. Acesso em
12 de Maio de 2015.

FORNI, Renato. **Projeto mecânico de um sistema de higienização CIP (Cleaning in Place)**. 2007. 114f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Curso de Engenharia Mecânica. Universidade de São Paulo Escola Politécnica, São Paulo, 2007.

GALLINA, Pedro R. **Cálculo de evapotranspiração através do sistema *Wetland* Construído: Estudo de caso vinícola Gheller de Guaporé – RS**. 2010. 79f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Curso de Engenharia Ambiental. Centro Universitário UNIVATES, Lajeado, 2010.

GIORDANO, Gandhi. **Tratamento e controle de efluentes industriais**. Apostila de Curso. Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente/UERJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2004. Disponível em: <
<http://72.29.69.19/~nead/disci/gesamb/doc/mod7/2.pdf> >. Acesso em: 12 de Setembro de 2014.

GOMES, André L. **Análise técnico-econômica de filtro anaeróbio utilizado para o tratamento de efluentes líquidos de uma indústria de laticínios: estudo de caso**. 2006. 117f. Dissertação (mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia, Belo Horizonte, 2006.

IBAMA. **Tabela de atividades potencialmente poluidoras e utilizadoras de recursos ambientais**. Disponível em:
<https://servicos.ibama.gov.br/phocadownload/manual/tabela_de_atividades_d_o_ctf_app.pdf >. Acesso em: 30 de Setembro de 2014.

KADLEC, Robert H.; WALLACE, Scott D. **Treatment Wetlands**. 2. Ed., 2009.

LEME, Edson J. A. **Manual prático de tratamento de águas residuárias**. São Carlos: EdUFSCar, 2010. 595 p.

MAGNO, Paulo S. L.; OLIVEIRA, Josafá R. Tratamento de efluentes através de lagoas de estabilização: comparação entre eficiência teórica e eficiência real. In: XV CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 2008, Natal, RN, **Anais...Brasil**. Disponível em: < <http://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/download/21951/14320> >. Acesso em: 20 de Setembro de 2014.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agrônômico de capim tifton 85 (*cynodon spp*) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. **Revista Ambi-Água**, Taubaté, v. 3, n. 1, p 43-53, 2008.

MATOS, Antonio T.; ABRAHÃO, Sérgio S.; LO MONACO, Paola A. V.; SARMENTO, Antover P.; MATOS, Mateus P. Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, UAEA/UFMG, Campina Grande, PB v.14, n.12, p.1311–1317, 2010.

MATOS, Antonio T.; ABRAHÃO, Sérgio S.; PEREIRA, Odilon G. Desempenho agrônômico de capim napier (*pennisetum purpureum*) cultivado em sistemas alagados construídos. **Engenharia na agricultura**, Viçosa - MG, v.19, n.5, 469-477 p, setembro / outubro. 2011.

MELO, Josué F; LINDNER, Elfride A. Dimensionamento comparativo entre sistemas de lagoas e de zonas de raízes para o tratamento de esgoto de pequena comunidade. **Iniciação Científica CESUMAR**, v. 15, n. 1, p. 33-44, jan./jun. 2013. Disponível em: < <http://editora.unoesc.edu.br/index.php/acet/article/view/2709> >. Acesso em: 01 de Setembro de 2014.

MENDONÇA, H. V.; RIBEIRO, C. B. M.; BORGES, A. C.; BASTOS, R. R. Remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuárias de laticínios por sistemas alagados construídos operando em bateladas. **Revista Ambi-Água**, Taubaté, v. 7, n. 2, p. 75-87, 2012.

MOTA, Francisco S. B.; VON SPERLING, Marcos. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. PROSAB 5. Rio de Janeiro: ABES, 2009. Disponível em: < www.finep.gov.br/prosab/livros/prosab5_tema%202.pdf >.

Acesso em: 01 de Setembro de 2014.

OLIVEIRA, Celso L. B. **Dynamics phosphorus removal of wastewater treatment in constructed wetlands**. 2005. 115f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. Campinas, FEAGRI, UNICAMP, 2005.

PARANÁ. Secretaria de Estado da Agricultura e do Abastecimento. Departamento de Economia Rural. **Cultura – Análise de Conjuntura Agropecuária**. Paraná, 2012.

PLATZER, Christoph; SENF, Christian; HOFFMANN, Heike; CARDIA, Wesley; COSTA, Rejane H. R. Dimensionamento de wetland de fluxo vertical com nitrificação – Adaptação de modelo europeu para as condições climáticas do Brasil. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais eletrônicos...** Belo Horizonte/MG, 2007. Disponível em: < <http://www.rotaria.net/peru3/rotaria/files/ponencias/DIMENSIONAMENTO%20WETLAND%20DE%20FLUXO%20VERTICAL%20-%20CLIMA%20BRASIL.pdf> >. Acesso em: 01 de Setembro de 2014.

POKRYWIECKI, Ticiane S., GUMY, Mariane P.; TONIAL, Ivane B.; POKRYWIECKI, Juan C. Avaliação do processo de tratamento de efluentes de laticínios. **Revista Acadêmica Ciências Agrárias e Ambientais**, Curitiba, v. 11, Supl. 1, p. S155-S161, 2013.

LONDRINA. Prefeitura Municipal de Londrina. **Dados Geográficos**. Disponível em: < http://www.londrina.pr.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=40&Itemid=58 >. Acesso em 09 de Novembro de 2014.

RAMOS, Nilton F. S. **Tratamento de águas residuárias de suínocultura em sistemas alagados construídos: Desempenho e modelagem hidráulica-cinética**. 2011. 98p. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2011.

SALATI, Eneas. **Controle de qualidade da água através de sistemas wetlands construídos**. Fundação Brasileira para o Desenvolvimento

Sustentável. Rio de Janeiro, 2006. Disponível em: <
www.fbds.org.br/.../Controle_Qualid_Agua_Wetlands_ES_out06.pdf >. Acesso em: 29 de Setembro de 2014.

SCHNEIDER, Vania E.; PERESIN, Denise; TRENTIN, Andréia C.; BORTOLIN, Taison A.; SAMBUICHIL, Regina H. R. **Diagnóstico dos Resíduos Orgânicos do Setor Agrossilvopastoril e Agroindústrias Associadas. Relatório de Pesquisa.** Brasília, 2012.

SHUTES, Brian. The use of constructed wetlands for wastewater treatment. **Wetlands International** - Malaysia Office 3A31, Block A, Kelana Centre Point Jalan SS7/19, 47301 Petaling Jaya , 2003, Selangor, Malaysia.

SILVA, A. C. F. M. **Tratamento de resíduos líquidos de laticínios em Reator Anaeróbio Compartimentado seguido de Leitos Cultivados.** 2010. 166p. Tese (Doutorado) FEAGRI, Faculdade de Engenharia Agrícola, UNICAMP, Campinas/SP, 2010.

SMITHSONIAN TROPICAL RESEARCH INSTITUTE. *Hedychium coronarium*. Disponível em: <
<http://biogeodb.stri.si.edu/bioinformatics/dfm/metas/view/31852> >. Acesso em: 12 de maio de 2015.

SOUSA, José T.; HAANDEL, Adrianus C.; COSENTINO, Paulo R. da S.; GUIMARÃES, Adriana V. A. Pós-Tratamento de efluente de reator Uasb utilizando sistemas "Wetlands" Construídos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v.4, n.1, p.87-91, 2000.

STUDART, TMC. Capítulo 7: evaporação e evapotranspiração: hidrologia, 2003. **CD-ROM**. Notas de Aula. Disponível em: <
http://www.barramentos.ufc.br/Hometiciana/Arquivos/Graduacao/Apostila_Hidrologia_grad/Cap_7_Evaporacao_e_Evapotranspiracao.pdf >. Acesso em: 10 de Novembro de 2014.

SUEHARA, Ken-ichiro; KAWAMOTO, Yoshihiro; FUJII, Eiko; KOHDA, Jiro; NAKANO, Yasuhisa; YANO, Takuo. Biological Treatment of Wastewater Discharged from Biodiesel Fuel Production Plant with Alkali-Catalyzed

Transesterification. **Journal Of Bioscience And Bioengineering**. Vol. 100, No. 4, 437–442, Japan, 2005.

TAVARES, Silvio R. L. **Remediação De Solos E Águas Contaminadas Por Metais Pesados: Conceitos Básicos & Fundamentos**. 1. ed. Rio de Janeiro, RJ: 2013

TOMAZ, Plínio. **Curso de Manejo de águas pluviais: Cap.59 - Wetland construída para melhoria da qualidade das águas pluviais**. Disponível em: < http://www.pliniotomaz.com.br/downloads/capitulo59_wetland.pdf >. Acesso em: 10 de novembro de 2014.

USEPA – United States Environmental Protection Agency.(2004) **Constructed treatment wetlands**. EPA 843-F-03-013.

Universidade Tecnológica Federal do Paraná. 2014. **Google Maps. Google**. Disponível em: < <https://www.google.com.br/maps/place/Universidade+Tecnol%C3%B3gica+Federal+do+Paran%C3%A1/@-23.30768,-51.114681,17z/data=!3m1!4b1!4m2!3m1!1s0x94eb43920e4a47c1:0xbf1ab2760984b043> >. Acesso em: 08 de Novembro de 2014.

VON SPERLING, Marcos. **Lagoas de estabilização**. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 2006.

VON SPERLING, Marcos. **Lodos Ativados**. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 2009.

VYZAMAL, Jan. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. **Ecological Engineering**. p.478–490, Durham, USA, 2005.

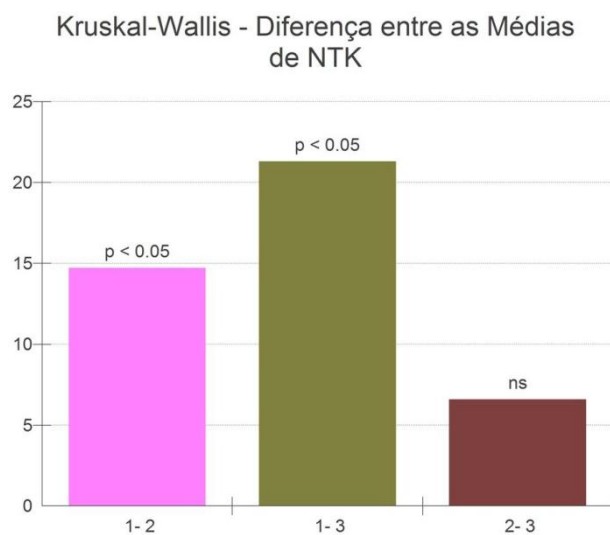
VYZAMAL, Jan. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**. p.48–65, Praha, Czech Republic, 2007.

VYZAMAL, Jan. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. **Water**. v.2, p.530-549, Prague, Czech Republic, 2010.

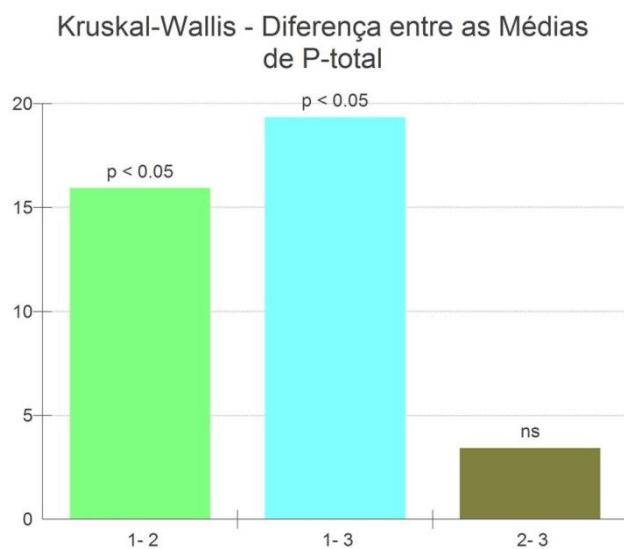
WALLACE, Scott D. Application of Constructed Wetlands for Industrial Wastewater Treatment. In: 12th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control: Venice, **Anais eletrônicos...** Italy, 2010. Disponível em: <
http://naturallywallace.com/docs/53_Application%20Of%20Industrial%20WW%20Treatment.pdf >. Acesso em: 20 de Outubro de 2014.

APÊNDICES

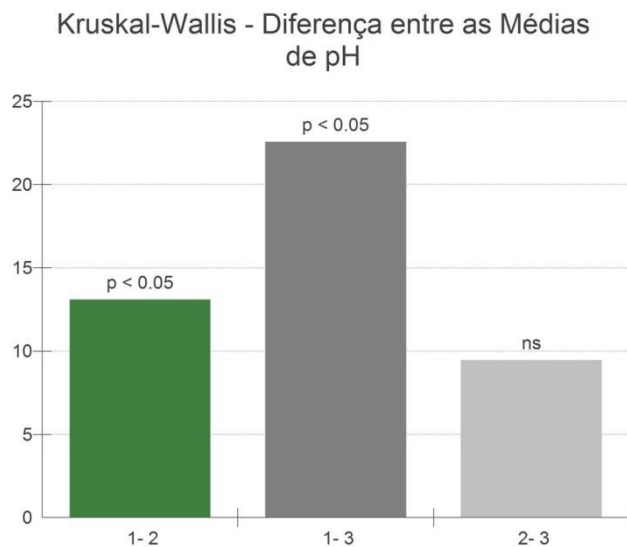
APÊNDICE A



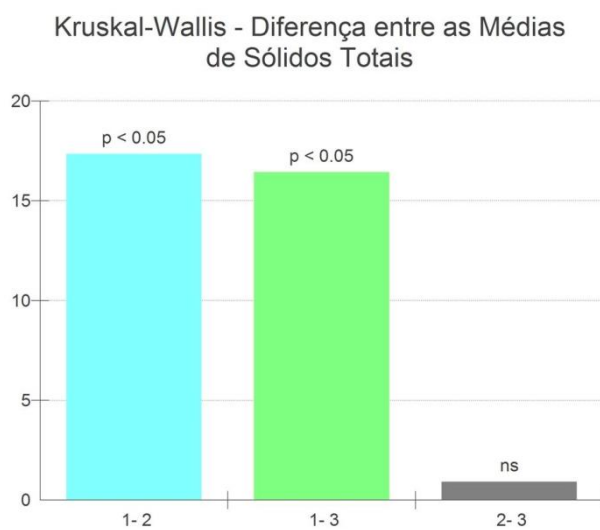
Apêndice A1 – Gráfico de diferenças nas médias de remoção de NTK.
Fonte: Autoria Própria.



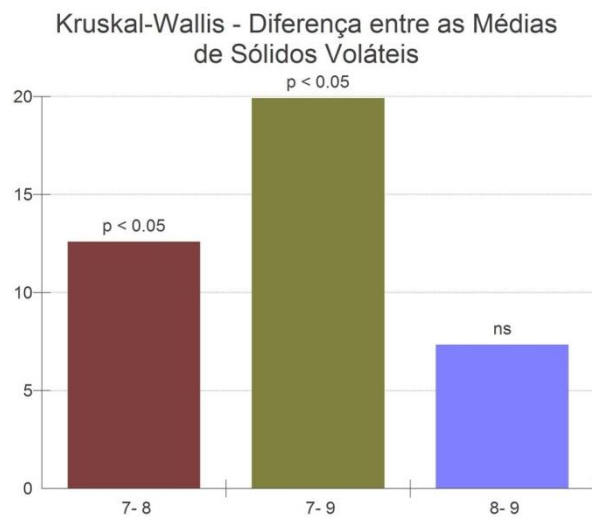
**Apêndice A2 – Gráfico de diferença de remoção de P-total no sistema.
Fonte: Autoria Própria.**



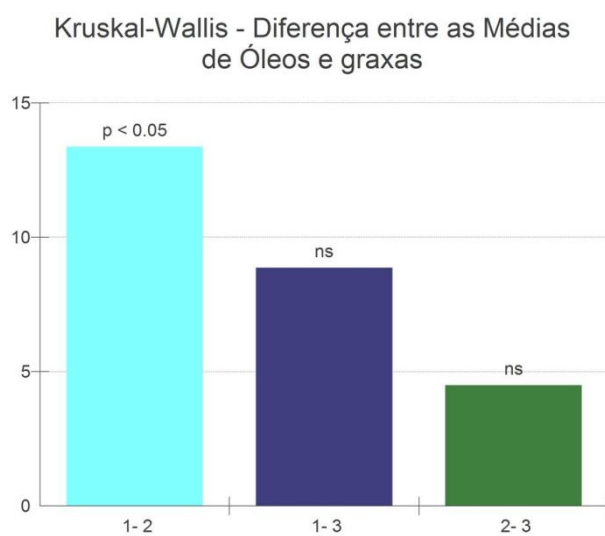
**Apêndice A3 – Gráfico de Diferenças entra a remoção de pH no sistema.
Fonte: Autoria Própria.**



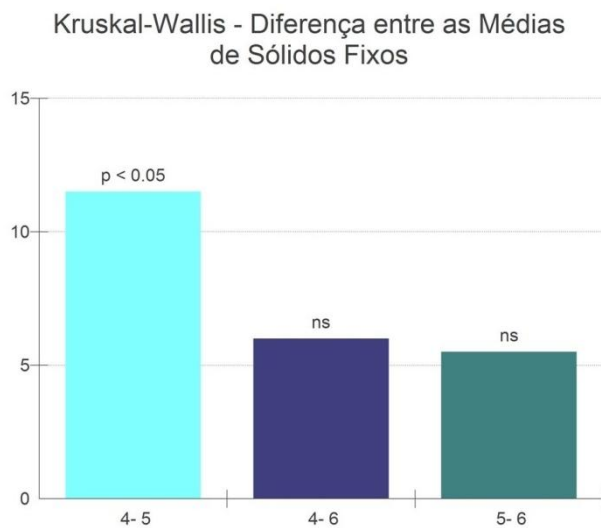
**Apêndice A4 - Gráfico de Diferenças entra a remoção de Sólidos Totais no sistema.
Fonte: Autoria Própria.**



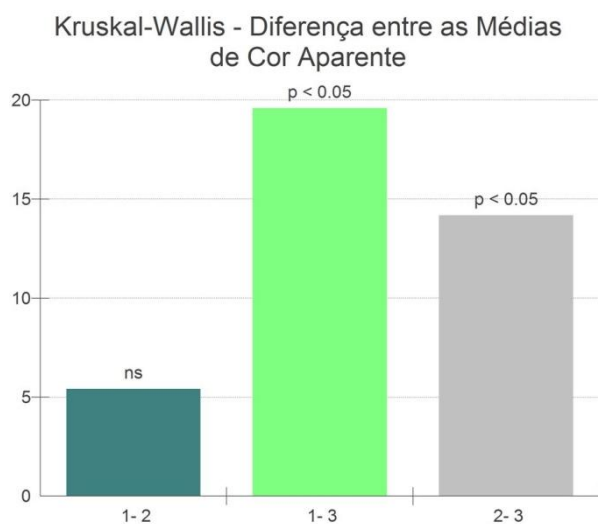
**Apêndice A5 - Gráfico de Diferenças entra a remoção de Sólidos Voláteis no sistema.
Fonte: Autoria Própria.**



**Apêndice A6 – Gráfico de diferença de remoção de óleos e graxas no sistema.
Fonte: Autoria própria.**



**Apêndice A7 - Gráfico de diferenças entra a remoção de Sólidos Fixos no sistema.
Fonte: Autoria Própria.**



**Apêndice A8 - Gráfico de diferenças entra a remoção de Cor Aparente no sistema.
Fonte: Autoria Própria.**