

CENTRO UNIVERSITÁRIO UNIVATES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU*
MESTRADO EM AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO

**AVALIAÇÃO SAZONAL DO POTENCIAL DE BIODEGRADABILIDADE
E REMOÇÃO DE CARGAS EM EFLUENTE INDUSTRIAL VIA
WETLAND CONSTRUÍDO**

Jaqueline Fernandes Tonetto

Lajeado, novembro de 2015

Jaqueline Fernandes Tonetto

**AVALIAÇÃO SAZONAL DO POTENCIAL DE BIODEGRADABILIDADE
E REMOÇÃO DE CARGAS EM EFLUENTE INDUSTRIAL VIA
WETLAND CONSTRUÍDO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Desenvolvimento, do Centro Universitário UNIVATES, como parte da exigência para obtenção do grau de Mestre em Ambiente e Desenvolvimento na área de concentração Tecnologia e Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. Odorico Konrad

Lajeado, novembro de 2015

Jaqueline Fernandes Tonetto

**AVALIAÇÃO SAZONAL DO POTENCIAL DE BIODEGRADABILIDADE
E REMOÇÃO DE CARGAS EM EFLUENTE INDUSTRIAL VIA
WETLAND CONSTRUÍDO**

A banca examinadora abaixo aprova a dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Desenvolvimento, do Centro Universitário UNIVATES, como parte da exigência para a obtenção do grau de Mestre em Ambiente e Desenvolvimento, na área de concentração de Tecnologia e Ambiente.

Prof. Dr. Odorico Konrad - Orientador
Centro Universitário UNIVATES

Prof. Dr. Dangelma Maria Fernandes
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof. Dra. Lucélia Hoehne
Centro Universitário UNIVATES

Prof. Dra. Eniz Conceição Oliveira
Centro Universitário UNIVATES

Lajeado, novembro de 2015

AGRADECIMENTOS

AO MEU PAI GETULIO

“Por ser meu exemplo de fé, força e persistência. Te amo.”

Tia Cleninha,

“Tenho muito a agradecer pelo incentivo, apoio e tudo que me faz te considerar minha mãe. Muito obrigada!!”

Haroldo e Dani,

“Pelo carinho, apoio e convivência principalmente no decorrer destes últimos anos. Vocês são extremamente importantes em minha vida. Sem vocês não estaria aqui. Muito obrigada!!”,

Ao meu orientador Odorico

“Nesses anos de orientação e convívio tenho muito a agradecer por seus ensinamentos. Obrigada!!”

A equipe do Laboratório de Biorreatores da UNIVATES

“A todos os colegas, pelo agradável convívio, ajuda e incentivo”.

À UNIVATES, ao PPGAD e a Naturovos.

“Satyagraha”

*Mohandas Karamchand Gandhi,
Inspired from the writings of Thoreau.*

RESUMO

É evidente a necessidade de uma integração sistêmica entre tecnologia, economia e meio ambiente. Deste modo, gerir a maximização dos processos industriais contextualizada com uma a gestão ambiental funcional é uma alternativa que visa aproveitar plenamente os recursos hídricos. A indústria de alimentos é um setor extremamente produtivo que gera efluentes com elevadas concentrações de compostos orgânicos. Uma estratégia efetiva de atenuação poluidora e ciclagem destes compostos é através do polimento destes afluentes por *wetlands* construídos. Desta forma o objetivo deste estudo foi aplicar um sistema *wetland* construído sub-superficial de fluxo horizontal, para o polimento de efluente de indústria alimentícia, e avaliar a capacidade de biodegradabilidade de acordo com as condições climáticas e variações de carga orgânica do efluente. Para avaliação efetuou-se campanhas mensais de três dias consecutivos, em cada campanha, quantificou-se parâmetros físico-químicos, que posteriormente foram correlacionados com dados meteorológicos. Os valores de Demanda Bioquímica de Oxigênio e Demanda Química de Oxigênio apresentaram correlações com diferença significativa ($p < 0,05$) na primavera ($R^2=0,99$), no inverno ($R^2=0,99$) e no outono ($R^2=0,77$) e no verão ($R^2=0,32$). Na relação (entrada/ saída) de Cor Verdadeira, Sólidos Suspensos Totais e turbidez teve correlação significativa em ordem decrescente: verão ($p=0,0022$), inverno ($p=0,0084$), o outono ($p=0,0159$) e não significativa na primavera ($p=0,0589$). Concluiu-se que ocorreram variações significativas decorrente das mudanças de temperatura ambiente, porém, se tratando de variantes sazonais, estes efeitos são inferiores, considerando as influencias a curto prazo das concentrações dos efluentes.

Palavras-chave: Alagados construídos; Indústria alimentícia; Polimento de efluentes.

ABSTRACT

Clearly is the need for a systemic integration between technology, economy and environment. Thus, managing to maximize contextualized industrial processes with a functional environmental management is an alternative that aims to fully utilize water resources. The food industry is an extremely productive sector that generates wastewater with high concentrations of organic compounds. An effective strategy of pollution mitigation and cycling of these compounds is by polishing these tributaries for constructed wetlands. Thus, the aim of this study is to apply a wetland system constructed subsurface horizontal flow, for the food industry effluent polishing, and evaluate the ability of biodegradability according to the climatic conditions and organic load variations of the effluent. For evaluation were performed monthly campaigns of three consecutive days in each campaign, it was quantified physical-chemical parameters, which were correlated with meteorological data. The Biochemical Oxygen Deman and Chemical Oxygen Demand values showed correlations with significant difference ($p < 0.05$) in the Spring ($R^2 = 0.99$), in Winter ($R^2 = 0.99$) and Autumn ($R^2 = 0.77$) and Summer ($R^2 = 0.32$). In relation (input/output) of CV, TSS and turbidity had significant correlation in decreasing order: Summer ($p = 0.0022$), Winter ($p = 0.0084$), Autumn ($p = 0.0159$) and not significant in the Spring ($p = 0.0589$). It was concluded that there were significant variations resulting from ambient temperature changes, however, when it comes to seasonal variations, these effects are lower, considering the short-term influences of effluent concentrations.

Key words: Constructed wetlands; Effluent polishing; Food industry;

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Fluxograma processo da Estação de Tratamento de efluentes (ETE).....	30
Figura 2 - <i>Wetland</i> construído, subsuperficial com fluxo horizontal com dois tanques de armazenamento de fibra (10.000 litros) na entrada do sistema	31
Figura 3 - Lançamento do efluente de saída do <i>wetland</i> construído para o corpo hídrico receptor.	32
Figura 4 - Desenho esquemático das camadas estruturais do <i>wetland</i> construído...	33
Figura 5 - Plantas (macrófitas aquáticas emergentes) inseridas no sistema	33
Figura 6 - Pontos de coleta de entrada e saída.....	34
Figura 7 – Metodologia de armazenamento das amostras e equipamentos para as análises físico-químicas	35
Figura 8 - A) Estação meteorológica instalada no local de estudo.	36
Figura 9 – Crescimento da vegetação sob o <i>wetland</i> construído no decorrer do estudo	38
Figura 10 - Diagrama meteorológico da temperatura do município de Salvador do Sul	39
Figura 11 -Diagrama meteorológico da precipitação do município de Salvador do Sul	40
Figura 12 - Análise mensal de vazão do efluente de entrada do <i>wetland</i> construído	40
Figura 13 - Variações mensais da temperatura do efluente, temperatura ambiente e oxigênio dissolvido de novembro de 2013 a fevereiro de 2015.....	41
Figura 14 - Variação sazonal da Demanda Biológica de Oxigênio e Demanda Química de Oxigênio no sistema	44
Figura 15 - Potencial de biodegradabilidade da matéria orgânica presente no efluente	46
Figura 16 - Variação sazonal de NTK, Fósforo e oxigênio dissolvido de entrada e saída do sistema	47
Figura 17 - Variação sazonal de remoção dos parâmetros analisados	48

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Concentração de poluentes em efluentes provenientes de processos industriais de alimentos.	19
Tabela 2 - Parâmetros de lançamento de efluentes, exigidos pela Legislação.	25
Tabela 3 - Valores de tendência central e dispersão de entrada e saída dos parâmetros físico-químicos analisados nas diferentes estações do ano.....	42
Tabela 4 - Valores de tendência central e dispersão de entrada e saída dos parâmetros físico-químicos analisados nas diferentes estações do ano.....	43

LISTA DE SIGLAS

APHA –	<i>American Water Works Association e Water Environment Federation</i>
ANA -	Agência Nacional de Águas
°C -	Graus Celsius
C -	Carbono
CO ₂ -	Dióxido de Carbono
CONAMA -	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSEMA -	Conselho Estadual do Meio Ambiente
CV -	Cor Verdadeira
DBO -	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DP -	Desvio Padrão
DQO -	Demanda Química de Oxigênio
Ec –	Eletro condutividade
ETA	Estação de Tratamento de Água
FS -	Fluxo Superficial
FSS -	Fluxo Subsuperficial
H ₂ -	Hidrogênio
mg/L -	Miligrama/litro
N -	Nitrogênio
NTK -	Nitrogênio Total Kjeldahl
NTU -	Unidade Nefelométrica de Turbidez
P -	Fósforo
pH -	Potencial hidrogeniônico
RBA -	Reator Biológico Aerado
SST -	Sólidos Suspensos Totais
TA -	Temperatura Ambiente
TDH -	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB -	Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente
USB -	Universal Serial Bus

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
1.1 Objetivos	13
1.1.1 Objetivo Geral	13
1.1.2 Objetivos Específicos	13
2 REFERENCIAL TEÓRICO	14
2.1 Qualidade de recurso hídrico: um contexto social, ecológico e industrial.....	14
2.2 Efluentes industriais	18
2.2.1 Wetlands construídos	20
2.2.2 Reúso da água	26
3. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS.....	29
3.1 Caracterizações da área de estudo.....	29
3.2 <i>Wetland</i> construído.....	32
3.3 Metodologias de coleta.....	34
3.4 Análises Laboratoriais	35
3.5 Avaliações das condições climáticas.....	35
3.6 Análises dos dados	36
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	38
4.1 Histórico climático do município de Salvador do Sul	38
4.2 Geração de efluente pela de indústria pesquisada	40
4.3 Avaliações da temperatura e oxigênio dissolvido	41
4.4 Variações sazonais dos parâmetros físico-químicos	42
4.5 Variações sazonais da composição do efluente no sistema.....	44
5. CONCLUSÃO.....	50
5.1 Sugestões para trabalhos futuros.....	51
REFERÊNCIAS.....	52

1 INTRODUÇÃO

Wetland é um termo genérico utilizado para definir um universo de habitats úmidos, que são conhecidos sob diversas denominações tais como: banhados, pântanos, brejos, zonas alagadiças, manguezais e áreas similares, estando sujeitos a inundações periódicas ou permanentes, que mantêm o solo suficientemente saturado para o estabelecimento de plantas aquáticas e de solos hidromórficos (ANJOS, 2003).

Os *wetlands* construídos para tratamento de efluentes são sistemas desenvolvidos para utilizar processos naturais na remoção de poluentes (KIVAISI, 2001). Embora mecanicamente simples, são sistemas biologicamente complexos capazes de alcançar altos níveis de eficiência de tratamento (KADLEC; WALLACE, 2008) de efluentes industriais, efluentes domésticos, efluentes de atividades agrícolas, resíduos ácidos de mineração (IWA, 2000) e resíduos industriais diversos (SHUTES et al., 2001; PLATZER, 2000; HUSBAND; MARTIN; JOHNSON, 2000).

O potencial de fitorremediação dos *wetlands* decorre da capacidade de absorção dos nutrientes pelas plantas (CEBALLOS et al., 2001). Tais processos biológicos regulam as remoções de nitrogênio e fósforo do efluente por absorção direta, mineralização microbológica e transformações como desnitrificação e amonificação (USEPA, 2000). Estes mecanismos são complexos e os poluentes podem ser removidos pela combinação de processos físicos, químicos e biológicos, incluindo sedimentação, precipitação, adsorção das partículas no solo, assimilação pelas plantas e transformações biológicas (COSTA, 2004).

O dimensionamento desses sistemas ainda é caracterizado por uma parcela grande de empirismo e incertezas, portanto um valor fixo para a capacidade de

remoção de um determinado poluente pode ser sujeita a contestações variadas, por mais que sejam construídos com total controle da composição do substrato, do tipo de vegetação, tamanho da unidade, controle do tempo de retenção, etc. (LAUTENSCHLAGER, 2001).

A simplicidade de “design”, operação e manutenção tornam os *wetlands* construídos uma ótima alternativa tecnológica utilizada em várias partes do mundo desde 1985, independentemente do grau de desenvolvimento econômico dos países que adotam essa prática (KADLEC; WALLACE, 2008; LAUTENSCHLAGER, 2001).

No Brasil, registrou-se a existência de alguns *wetlands* construídos para o tratamento de efluentes (LAUTENSCHLAGER, 2001), sendo que as regiões tropicais apresentam clima favorável para um excelente desempenho destes (ZACARKIM, 2006).

O tratamento de efluentes determina características do líquido utilizado e descartado, de modo a atender os parâmetros de qualidade necessários para o lançamento no corpo receptor sem prejudicar seus múltiplos usos (LEME, 2008).

A legislação ambiental vigente no Brasil estabelece conceitos, padrões, normas e procedimentos para tratamento e lançamento de esgoto e efluentes nos corpos hídricos, por meio de vários instrumentos, entre os quais: a classificação dos corpos de água, o padrão de lançamento e o padrão do corpo receptor (LEME, 2008). E consequentemente permite aumentar o abastecimento de água, o uso eficiente dos recursos hídricos e redução de impacto de atividades humanas sobre o meio ambiente (ANDERSON et al., 2002; ANDERSON, 2003; FRIEDLER, 2002; USEPA, 1998).

O uso de *wetland* construído do tipo fluxo subsuperficial é muito empregado para o tratamento de efluentes que fluem horizontalmente ou verticalmente pela ação da gravidade, atravessando o substrato formado por elementos minerais, geralmente seixos, onde existe um biofilme de bactérias facultativas associado com as raízes das plantas (KADLEC; WALLACE, 2008).

O conhecimento das concentrações dos contaminantes é um fator de primeira importância para que se possa projetar *wetland* construído com respostas adequadas (KADLEC; WALLACE; KNIGHT, 1996).

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar a efetividade sazonal de um *wetland* construído em relação as condições climáticas e a capacidade de biodegradabilidade do efluente conforme as variações de carga introduzida ao sistema.

1.1.2 Objetivos Específicos

- a) Analisar a variação sazonal da concentração de poluentes do efluente proveniente de indústria produtora de alimentos derivados de ovos;
- b) Avaliar a eficiência sazonal do processo de polimento do efluente via *wetland* construído;
- c) Correlacionar a eficiência de operação do *wetland* construído com os dados climáticos obtidos através da estação meteorológica.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

O referencial teórico foi desenvolvido de forma a apresentar tópicos principais relacionados aos conhecimentos básicos necessários a abordagem da pesquisa. O primeiro tópico consiste de uma apresentação histórica de qualidade dos recursos hídricos em um contexto social, ecológico e industrial. O segundo tópico enfatiza a geração de efluentes pelos processos industriais. O terceiro tópico revisa conceitos e modelagens de *wetlands* construídos, assim como suas relações ecológicas. O quarto e último tópico contextualiza as potencialidades para o reúso da água com as questões econômicas, sociais e ecológicas.

2.1 Qualidades dos recursos hídricos: um contexto social, ecológico e industrial

A água, essencial ao surgimento e a manutenção da vida em nosso planeta, é indispensável para o desenvolvimento das atividades criadas pelo ser humano, e apresenta, por essa razão, valores econômicos, sociais e culturais (MORAN; MORGAN; WIERSMA, 1985). Em decorrência da sua forma de utilização, é notável na história das civilizações o progresso tecnológico na utilização da água para as mais diversas finalidades, tornando-se um dos principais fatores que mais influenciaram a qualidade de vida do homem (GRAÇA, 1985).

Historicamente, a água foi componente primordial para o desenvolvimento humano, já que o processo de colonização de grande parte do globo foi se

desenrolando às margens dos cursos d'água, como ocorreu no Brasil na época dos bandeirantes (MIERZWA, 2002).

Muito embora o nosso planeta tenha três quartos de sua superfície coberta pela água, deve-se considerar que apenas uma pequena parcela, referente à água doce, pode ser aproveitada na maior parte das atividades humanas. Mesmo assim o conceito de abundância de água, ainda hoje, é muito forte em alguns locais (MAYS, 1996; WRI, 2003).

O Brasil é um dos países que mais dispõe desse recurso, com aproximadamente 13% de toda a água doce do planeta (WRI, 2003). Contudo, uma análise mais detalhada da condição brasileira demonstra um cenário completamente diferente (MIERZWA; HESPANHOL, 2005).

Estudos conduzidos pela Agência Nacional de Águas - ANA, (2002) ressaltam que a distribuição dessa água não é uniforme, resultando em abundância em algumas regiões e escassez em outras. É importante ressaltar que a distribuição de água é variável no tempo e no espaço de acordo com as condições climáticas de cada região (MIERZWA; HESPANHOL, 2005).

Além disso, o consumo de água no mundo vem se elevando de maneira assustadora, principalmente devido ao aumento populacional (MAGOSSI; BONACELA, 2011) e das atividades industriais.

Até a década de 1990 constituía um consumo pouco significativo, tanto em termos de disponibilidade como sob o aspecto econômico (MIERZWA; HESPANHOL, 2005). Esses fatores associados ao uso exacerbado e desperdício podem levar a escassez deste recurso (DIAMOND, 2005).

A exploração de águas pelo uso industrial associado ao crescimento da população mundial, o aumento na expectativa de vida e a tendência à padronização do consumo têm aumentado indiscriminadamente a utilização deste recurso, que se refere essencialmente à água doce (AUMOND, 2007; MAGOSSI; BONACELA, 2011).

A primeira vez que se teve relação entre a má qualidade da água e os efeitos desta sobre a saúde humana, foi em 1854, quando o médico e sanitarista John Snow investigou o surgimento de uma epidemia de cólera em Londres, relacionada as águas

do rio Tâmbisa, altamente poluídas por esgotos (MEYBECK, CHAPMAN; HELMER, 1990).

Já na década de 70 do século XX, problemas foram relacionados ao aumento das concentrações de metais pesados nos sedimentos e águas dos rios e lagos, além do uso de milhares de compostos químicos sintéticos, que eram lançados no meio ambiente (MEYBECK, CHAPMAN; HELMER, 1990).

De acordo com a Organização Mundial da Saúde (2012), em 2014, 750 milhões de pessoas em todo o mundo utilizavam fontes de água que não atendiam os padrões de potabilidade. Atualmente, as fontes mais significantes de contaminação ou poluição das águas são decorrentes da população humana, indústria e práticas agrícolas (JAIN; SINGH, 2010). Estas atividades são mais prejudiciais na medida em que as águas utilizadas se tornam inadequadas para a reutilização ou reciclagem (YOU; CHENG; YAU, 2009).

Por muito tempo, a falta de conhecimento dos efeitos adversos de compostos produzidos e comercializados pelas indústrias que foram descartados nos cursos d'água, resultaram na poluição dos recursos hídricos, comprometendo sua utilização para diversas atividades humanas (MIERZWA, 2002).

Os poluentes podem incluir a presença de partículas em suspensão que pode ter uma série de efeitos prejudiciais sobre os recursos hídricos, incluindo impactos estéticos adversos, custos mais elevados de tratamento, diminuição dos recursos marinhos e degradação ambiental (BILOTTA et al., 2012).

Além de estratégias e mecanismos de controle da qualidade ambiental (MIERZWA, 2002), a governança dos recursos hídricos é de fundamental importância para a manutenção da água potável (GANI; SCRIMGEOUR, 2014). De modo que, para a humanidade, a proteção dos recursos hídricos é uma necessidade vital (VIEGAS, 2007).

Grigg (2011) observa que há necessidade de eficiência na gestão dos recursos hídricos, e na administração da distribuição da água, equilíbrio de utilização entre as necessidades econômicas e os ecossistemas. Neste contexto, também é evidente a necessidade de criação de tecnologias inovadoras, inclusive o aperfeiçoamento de

tecnologias nativas, para aproveitar plenamente os recursos hídricos limitados e protegê-los da poluição (VIEGAS, 2007).

Tigino (2011) argumenta que a necessidade de um quadro jurídico para o cuidado da água pode garantir o direito à água potável. De modo a evitar a escassez generalizada, a destruição gradual e ao agravamento da poluição dos recursos hídricos em muitas regiões do mundo (VIEGAS, 2007).

Os sistemas industriais são lineares, enquanto as atividades comerciais extraem recursos, os transformam em produtos e em resíduos, e os vendem aos consumidores que descartam resíduos. Os lucros privados são obtidos com os custos públicos, em detrimento do meio ambiente e da qualidade geral da vida, a expensas das gerações futuras (CAPRA, 1996).

Esta prática social de visão reducionista tornou-se uma lei, devido à rápida expansão tecnológica que ofuscou, em parte, nossas reflexões relacionadas ao meio-ambiente (JAPIASSU, 1975). Portanto há necessidade de reconhecer o caráter multidimensional do desenvolvimento dos recursos hídricos no contexto do desenvolvimento socioeconômico (VIEGAS, 2007).

Com a aproximação do fim do século as preocupações com o meio ambiente adquiriram suprema importância, expressados por uma série de problemas globais que se encontram danificando a biosfera e a vida humana de uma maneira alarmante (CAPRA, 1996). O sublime ideal de objetividade científica passou a instrumento do poder humano sobre as coisas e o mundo, posicionando-se contra o espírito ecológico (JAPIASSU, 1975).

Segundo Diamond, (2005), práticas insustentáveis fluíram para a deterioração ambiental. Os avanços sociais, conseguidos isoladamente, ainda carecem de um modelo ecológico integrador, e para que esses avanços ainda circunscritos às várias áreas do conhecimento possam somar esforços, é necessária uma abordagem sistêmica, uma nova alfabetização ecológica (CAPRA, 1996).

Capra, (1996), Souza e Buckeridge (2004) sugerem a concepção de uma abordagem sistêmica de percepção do mundo, como uma rede de relações e conexões em contínuo processo de proteção ambiental. O todo traz uma percepção

de que o mundo não é uma coleção de objetos, e os sistemas complexos não podem ser compreendidos pelas propriedades de suas partes, mas como uma rede de relações (CAPRA, 1996; MATURANA; VARELA, 1997; SOUZA; BUCKERIDGE, 2004).

Desde então, os cientistas perceberam que os problemas ambientais não podem ser entendidos isoladamente, por terem um caráter sistêmico: interligados e interdependentes (CAPRA, 1996; AUMOND, 2007). Portanto, é necessário equilibrar o desenvolvimento social e econômico com a preservação dos recursos naturais, de modo a planejar e gerenciar integradamente o ambiente (FERRIGO, 2014).

2.2 Efluentes industriais

De acordo com a pesquisa pela FICCI (2011), a demanda de água para o setor industrial tende a aumentar proporcionalmente ao crescimento industrial e populacional.

Dado que a água é o solvente universal (TOMMASO, 2011), uma das questões mais relevantes do processo industrial é o alto consumo de água nos processos produtivos e para limpeza (SCHRÖDER et al., 2007), tornando os efluentes industriais as principais fontes de muitos poluentes no ambiente (PETROVIĆ; GONZALEZ; BARCELÓ, 2003; RATOLA et al., 2012).

Os efluentes industriais têm sido considerados como a principal fonte de poluição para o ecossistema aquático (CHAN et al., 2003; LAH et al., 2004; SMOLDERS; BERVOETS; BLUST, 2004). Decorrente disso, muitos estudos têm focado o tratamento de águas residuais industriais (SINGH, 2003; LIU, 2014; WONG, 2006).

Compostos contidos em efluentes industriais têm atraído a atenção de estudos devido à sua remoção incompleta em processos convencionais de tratamento e seus possíveis efeitos tóxicos combinados (CHOU; LIU; LIN, 2014) ou que contenham substâncias orgânicas e inorgânicas potencialmente tóxicos para biota aquática

(GOMEZ; CONTENTO; CARSEN, 2001).

A preocupação em relação aos efluentes gerados nos processos industriais são de grande importância, por incorporarem diversas substâncias prejudiciais ao homem e ao meio ambiente, os quais muitas vezes são descartados dos processos de origem, sem cuidados necessários (MIERZA, 2002).

Apesar do significativo progresso das últimas décadas, em relação ao tratamento de efluentes industriais, as condições químicas e ecológicas adequadas dos corpos receptores ainda são difíceis de alcançar (STALTER; DUTT; ESCHER, 2013). Tal fato, traz uma necessidade de identificar, caracterizar e avaliar compostos tóxicos em uma diversidade de efluentes industriais, com o propósito de definir os níveis aceitáveis de descarga (FANG et al., 2012).

A indústria de alimentos é um setor extremamente produtivo em todo o mundo, e produz uma grande quantidade de resíduos em seus processos (TOMMASO, 2011) nos quais as concentrações de compostos orgânicos, geralmente são muito elevadas (VYMAZAL, 2014).

A Tabela 1 mostra alguns exemplos de concentrações de poluentes de diversos tipos de efluentes provenientes de processos industriais de alimentos (VYMAZAL, 2014).

Tabela 1 - Concentração de poluentes em efluentes provenientes de processos industriais de alimentos.

Origem do efluente	* DBO₅	*DQO	*NTK	*Fósforo
Cervejaria	500-64.000	75-80.000	67-216	17-216
Laticínios	1400-50.000	2000-95.000	14-5600	8-540
Processamento de alimento	270-8000	500-10000	-	-
Refrigerante	770	1400-33.000	54	2,5
Usina de açúcar	4.000-7000	3500-10.000	53	4,8
Vinícola	500-40.000	50-45.000	-	5-77

* mg/L; DBO: Demanda Biológica de Oxigênio; DQO: Demanda Química de Oxigênio; NTK: Nitrogênio Total Kjeldhal. Fonte: adaptado de Vymazal (2014).

O descarte de efluentes sem tratamento adequado pode ter efeito adverso sobre os corpos d'água que os recebem (KIM et al., 2008). Portanto os tratamentos primários de águas residuais requerem principalmente a remoção de contaminantes (RENAULT et al., 2009; WANG et al., 2013). Diante disso, surge uma necessidade de métodos de tratamentos combinados, análises químicas e bioensaios para avaliar a toxicidade de diferentes tipos de afluentes (FANG et al., 2012), assim como seus efeitos ecológicos (BURGESS et al., 1995).

Tommaso, (2011) concluiu que o desenvolvimento de uma gestão ambiental funcional nos processos e operações é a principal ferramenta para mitigar o impacto ambiental causado pelos efluentes da indústria alimentícia.

2.2.1 *Wetlands* construídos

Os *wetlands*, ou áreas alagadas, constituem um tipo de ecossistema que passa significativa parte, ou toda parte do tempo, coberto por água a pouca profundidade (MITSCH; GOSELINK, 1993). Estas áreas estão entre os ecossistemas com maior índice de riqueza biológica do planeta.

Além disso, as zonas alagadas têm maior taxa de atividades biológica, o que lhe permite a capacidade de transformar muitos dos poluentes presentes em diversos tipos efluentes convencionais, em nutrientes essenciais que pode ser utilizado na produtividade biológica (KADLEC; WALLACE, 2008).

A utilização de *Wetlands* construídos com a finalidade de polimento de efluente é muito recente (KADLEC; WALLACE, 2008). A disseminação mundial desta tecnologia teve origem com pesquisas realizadas no Instituto Max Planck, na Alemanha Ocidental, a partir de 1952 (BASTIAN; HAMMER, 1993) e foi acelerando em todo o mundo desde 1985 (KADLEC; WALLACE, 2008).

Os sistemas *wetlands* construídos vêm sendo utilizado por países

desenvolvidos como alternativa tecnológica para o tratamento de esgotos e na promoção do saneamento rural (SEZERINO, 2006). No Brasil, esta tecnologia ainda é recente e está ganhando espaços nas áreas da Tecnologia Ambiental, principalmente em universidades (SILVEIRA, 2010). A aplicação desta tecnologia no país pode ter potencial uma vez que o clima tropical favorece o melhor desempenho dos microrganismos responsáveis pela despoluição de efluentes (SILVA, 2007).

O uso de *wetland* construído visam imitar o funcionamento dos banhados ou alagados naturais, em relação às suas propriedades de degradação de matéria orgânica de ciclagem de nutrientes (MOTTA MARQUES, 1999).

Portando, são artificialmente projetados para utilizar plantas macrófitas em substratos que criem condições para que os processos biológicos, químicos e físicos (SOUZA et al., 2004) possam ser empregados no tratamento de efluentes e no controle da poluição (KADLEC; WALLACE; KNIGHT, 1996).

O uso de *wetlands* construídos para efluentes industriais tem sido descrito por Vymazal e Kröpfelová (2008), Kadlec e Wallace (2008), cuja utilização destes, atualmente tem sido cada vez mais abrangente. Existem pelo menos 138 instalações destes sistemas em 33 países, aplicados ao tratamento de um total de 26 diferentes tipos de efluentes industriais (VYMAZAL, 2014).

Os *wetlands* construídos podem ser projetados em diferentes formas, mas os três critérios mais importantes são hidrologia (superficial e subsuperficial), crescimento macrofíticos (emergente, submerso e flutuante) e tipo de fluxo (horizontal e vertical) (VYMAZAL, 2004; VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008; VYMAZAL, 2014). Cada projeto apresenta vantagens e desvantagens específicas para diversos tipos de aplicações (LAUTENSCHLAGER, 2001), podem ainda, ser combinados ou híbridos, de modo a alcançar maior eficiência (VYMAZAL, 2004; VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008).

Como as tecnologias dos *wetlands* construídos tendem a evoluir, inúmeros estudos são desenvolvidos para entender melhor a aplicabilidade e eficiência, a curto e longo prazo do tratamento, variabilidade (KADLEC; WALLACE, 2008) e dimensionamento desses sistemas (LAUTENSCHLAGER, 2001)

Lautenschlager (2001) avaliou a eficiência de *wetlands* construídos através de estudos de modelagem matemática, e recomenda que se estabeleça um plano de monitoramento para coleta de informações como: velocidade do vento, coeficiente de troca de energia superficial, temperatura, radiação solar, evaporação, vazão, carga hidráulica e oxigênio dissolvido.

Tais fatores controlam os demais processos físicos, químicos e biológicos, incluindo sedimentação, precipitação, adsorção das partículas no solo, assimilação pelas plantas e transformações biológicas (COSTA, 2004). Com exceção da sedimentação, todos os demais processos são considerados químicos e biológicos, devido especialmente à microflora e microfauna aderida aos sedimentos e as macrófitas (BRIX, 1994; MITSCH; GOSSELINK, 2007; FAULWETTER et al., 2009).

Dentre os mecanismos que promovem o polimento dos efluentes, destacam-se a decantação, a absorção pelas plantas de eventuais substâncias tóxicas produzidas pelas plantas e liberadas através de suas raízes, nitrificação e desnitrificação, predação, competição (COSTA et al., 2003), decomposição dos microrganismos que atuam sobre a matéria orgânica biodegradável, consumindo a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) disponível (KADLEC; WALLACE; KNIGHT, 1996).

Vários estudos ressaltam a formação de colônias de microrganismos aderidos junto aos tecidos das macrófitas (PHILIPPI; SEZERINO, 2004) de forma simbiótica, servindo de porte para estudos científicos (NAIME; GARCIA, 2005; ANDRADE; TAVARES; MAHLER, 2007). As plantas por meio da fotossíntese, liberam a maior parte do oxigênio utilizado pelas bactérias aeróbias na degradação da matéria orgânica e as bactérias, por sua vez, liberam pela respiração o CO₂ que é empregado pelas algas e plantas (ANDRADE; TAVARES; MAHLER, 2007).

A formação de colônias de microrganismos aderidos junto aos tecidos das plantas, são constituídos por bactérias, protozoários e fungos micorrizos (PHILIPPI; SEZERINO, 2004) e aumentam a absorção de água e elementos inorgânicos pela planta (ANDRADE; TAVARES; MAHLER, 2007). Tal fato potencializa a capacidade das macrófitas de sobreviver em ambientes saturados de água e confere resistência a regimes eutrofizados (MATTOS; LUCRÉCIO, 2012).

Outro ponto importante que deve ser abordado na etapa de dimensionamento,

em função do estabelecimento das macrófitas aquáticas, são as condições climáticas e a evapotranspiração, que gera perda de água, diminuindo o volume de água contida no sistema (MOTTA MARQUES, 1999).

Segundo Kadlec (2005) a absorção de nutrientes pelas plantas em *wetlands* construídos é dependente do clima. Muitos estudos envolvendo o tratamento de efluentes via *wetlands* construídos se concentraram em regiões temperadas (MOSHIRI, 1993; VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008) tropicais e subtropicais (NAHLIK; MITSCH, 2006). Como tal, os efeitos da estação e temperatura na remoção de nutrientes permanecem incertas nestes sistemas, tanto em áreas tropicais quanto em subtropicais devido à falta de temperaturas frias do inverno (KADLEC; WALLACE, 2008).

A nitrificação e desnitrificação são os principais mecanismos de remoção de nitrogênio em *wetlands* construídos, que pode remover 60 - 90 % do nitrogênio total (LIN et al., 2002, FAULWETTER et al., 2009; DONG; REDDY, 2012). A temperatura ótima para a ação dos microrganismos nitrificantes varia de 28°C a 36°C, mas diminui consideravelmente em condições de temperatura da água inferior a 10°C, e é inibida abaixo de 5°C (COOKSON et al., 2002; XIE; ZHANG, 2003).

Além do efeito da temperatura, taxas de nitrificação e desnitrificação são ainda influenciadas pelo pH, carbono e nitrogênio disponível, oxidação-redução (redox), oxigênio dissolvido, e da comunidade microbiana (VYMAZAL, 2007; KADLEC; WALLACE, 2008; LEE; FLETCHER, 2009; DING; WANG; YAN, 2012). Tais processos estão relacionados aos organismos microbianos e podem sofrer influência significativa com a variação da temperatura (ATLAS; BARTHA, 1998).

Há uma diversidade de estudos em escala real e laboratorial mostrando que os *wetlands* construídos possuem grande capacidade de remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Fósforo (P), Sólidos Suspensos Totais (SST) e Turbidez. Tais processos decorrentes de diferentes condições climáticas e valores de Eletrocondutividade Elétrica, Potencial Hidrogeniônico, Oxigênio Dissolvido, Temperatura e Tempo de Detenção Hidráulica (TDH).

Segundo Brasil et al. (2005), o tratamento de águas residuais em *wetlands*

construídos tem mostrado eficiência na remoção de matéria orgânica, representada pela DBO, Sólidos Suspensos Totais (SST), Fósforo e Coliformes Termotolerantes.

Na República Tcheca, estudos desenvolvidos com *wetlands* construídos evidenciaram eficiência de remoção de 81 % de DQO e 89 % de DBO_{total}, em *wetlands* construídos utilizando esgoto doméstico (VYMAZAL, 2004).

No Brasil, Souza et al. (2004) obtiveram redução de DQO entre 70 e 86 % em efluente de reator Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente (UASB) com TDH de 7 a 10 dias, valores superiores a Valentim, (2003) com remoções de 48 % a 77 % na DQO utilizando tempo de detenção hidráulica de 1 a 6 dias, e de 76 % a 84 % na DQO, utilizando de 3 a 6 horas. Zanella (2008): obteve reduções de 79,2 % e 72,9 % para DQO e DBO₅, respectivamente.

Ainda no Brasil, *wetlands* construídos cultivados com taboa (*Typha domingensis*), no tratamento de esgoto doméstico e tempo de detenção hidráulica de 1,9 a 3,8 dias, obtiveram, remoções de 86 % e 96 % na DQO (Brasil; Matos; Soares, 2007). Apesar das diferenças de composição dos efluentes e tempo de detenção hidráulica, os valores de remoção de carga são semelhantes.

Valentim (2003) obteve remoções entre 40 % e 81 % nos Sólidos Suspensos Totais (SST), com tempo de detenção hidráulica de 1 a 6 dias. Brasil; Matos; Soares, (2007), com tempo de detenção hidráulica de 1,9 a 3,8 dias, obtiveram 91 % nos SST e de 80 % e 86 % na turbidez no tratamento de esgoto doméstico. Ainda utilizando esgoto doméstico, Vymazal (2004) evidenciou eficiência de 91 % na remoção de SST.

Os fatores de carga dos poluentes estabelecem exigências de área superficial que podem inviabilizar a aplicação dos alagados construídos. Para atenuação deste problema, surge a estratégia de integrar processos que possam reduzir por pré-tratamento os fatores de carga e complementar, como o polimento.

As exigências legais e normativas tendem a crescer na legislação ambiental, como a Resolução 129/2006 do Conselho Estadual de Meio Ambiente (CONSEMA) do Estado do Rio Grande do Sul.

No Brasil, os padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos são estabelecidos pela Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011, do Conselho Nacional

do Meio Ambiente (CONAMA) que estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes em águas superficiais. Em seu capítulo IV Artigo 24, estabelece que:

“Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água, após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis”.

Para o Estado do Rio Grande do Sul, é aplicada a Resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente – CONSEMA nº 128/2006, que regulamenta os critérios e padrões de emissão para toxicidade de efluentes lançados em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul.

Na Tabela 2, podem ser visualizados os valores de parâmetros de lançamento exigidos pela legislação.

Tabela 2 - Parâmetros de lançamento de efluentes, exigidos pela Legislação

Parâmetro	Padrão de emissão
DBO ₅	≤ 180mg/L
DQO	330mg/L
Nitrogênio Total Kjeldahl	≤ 20 mg/L
Fósforo	≤ 4 mg/L
Temperatura	≤ 40°C
pH	Entre 6,0 e 9,0
Sólidos Totais	500 mg/L
Turbidez	≤ 100 NTU
Oxigênio Dissolvido	≥ 5 mg/L de O ₂

DBO- Demanda Biológica de Oxigênio; DQO- Demanda Química de Oxigênio; pH- potencial hidrogeniônico. Fonte: Adaptado das resoluções CONSEMA nº 128/2006 e CONAMA nº 430/2011.

Diante disso, tratando-se da saúde pública, qualidade do meio ambiente, proteção de mananciais e saúde da população humana (NETTO; RICHTER, 1991), alguns trabalhos estão sendo desenvolvidos na busca de tecnologias capazes de minimizar a toxicidade dos efluentes (CUNHA, 2006; HERNANDO et al., 2005).

De qualquer forma, as medidas de saneamento, que consistem na prevenção da poluição dos mananciais, satisfazem a ambos os aspectos: a proteção da flora e fauna dos mananciais (NETTO; RICHTER, 1991).

2.2.2 Reúso da água

Aumento de escassez, do custo da água, associado aos regulamentos e as novas políticas ambientais, têm estimulado o desenvolvimento significativo de programas de reciclagem e reutilização da água ao longo dos últimos anos (VAJNHANDL; VALH, 2014) tornando ferramentas essenciais para suprir as necessidades de abastecimento de água (DEAN; LUND, 1981; PAGELLA; GALLI; FAVERI, 2000).

No contexto de uma gestão sustentável da água, a reutilização parece ser uma alternativa confiável e econômica (DEAN; LUND, 1981; PAGELLA; GALLI; FAVERI, 2000) e estratégica para a conservação de recursos hídricos, principalmente em áreas que sofrem de escassez (KIVAISI, 2001).

A escassez de água em períodos de seca é o principal motivo de incentivo ao reúso de água em alguns países (CASANI; ROUHANY; KNOCHEL, 2005), apesar de ainda ser uma prática incomum (VAJNHANDL; VALH, 2014), alguns setores como a irrigação agrícola (ANGELAKIS et al., 1999), produção leiteira (SARKAR, 2006) indústria têxtil (VISVANATHAN; ASANO, 2009), indústria metal-mecânica (OENNING, 2006), indústria de galvanoplastia, papel, torres de refrigeração (VAJNHANDL; VALH, 2014), já reutilizam a águas residuais.

O grau de reúso de água adotado na indústria difere muito entre os diversos setores industriais e é fortemente dependente de situações específicas, tais como as aplicações da água, tipos de processos, os locais e escalas em que a água já foi utilizada (VAJNHANDL; VALH, 2014).

A água é amplamente utilizada na indústria de alimentos (PORETTI, 1990), e está envolvida em muitos métodos e operações, por exemplo, imersão, lavagem,

enxágue, aquecimento, pasteurização, refrigeração, matéria-prima, limpeza geral, saneamento e fins de desinfecção (CASANI; ROUHANY; KNOCHEL, 2005).

Um estudo com reutilização de água realizado na Holanda concluiu que em alguns setores de indústria alimentícia é possível reduzir o uso de água de 20% a 50 % (HIDDINK et al., 1999). Na região europeia a principais atividades que se aplica a reutilização de águas residuais municipais são a agricultura e áreas urbanas (BIXIO et al., 2006; BIXIO et al., 2008).

Segundo Brissaud (2008), na maioria dos países do Mediterrâneo, até um período recente, não havia regulamentos nem orientações para a reutilização de água. Por outro lado, alguns países como a França, Tunísia, Espanha adotaram um conjunto de critérios de qualidade de água com base nas orientações da Organização Mundial da Saúde, enquanto a Itália e Israel elaboraram seus regulamentos semelhantes aos Critérios para Reciclagem de Água da Califórnia.

A China está enfrentando problemas graves em relação a água, incluindo escassez e poluição. Neste contexto, a criação de um recurso alternativo de água, assim como a redução das descargas de efluentes tem sido reconhecida como uma parte integrante da gestão da água com incentivos governamentais, servindo inclusive como exemplo para outros países (YI, 2011).

No Brasil, a legislação estabelece limites máximos de impureza para cada destino específico da água, de modo que não existem normas e padrões específicos para regulamentar e direcionar o reúso de águas residuais (ALMEIDA, 2011).

Alguns limites, conhecidos como padrões de qualidade, foram estabelecidos em 1986 pela Resolução no 20 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). A Lei nº 9.433, conhecida como Lei das Águas, apresenta fundamentação legal para a racionalização do uso da água e requisitos jurídicos para o reúso de água.

O potencial para a reciclagem e reutilização segura da água que atenda os padrões de qualidade depende diretamente do tipo de processo utilizado na desinfecção (GÓMEZ et al., 2006). Porém estes processos ainda são questionados devido à formação de subprodutos no processo de desinfecção, alguns conhecidos como cancerígenos (LIBERTI et al., 2003).

Nos últimos anos, a luz ultravioleta tem sido cada vez mais utilizada como um desinfetante, principalmente contra a ação de bactérias, sem a formação de subprodutos tóxicos, porém, cloração ainda é o método mais utilizado para inativar microrganismos patogênicos na água e águas residuais (HIJNEN; BEERENDONK, E.F.; MEDEMA, 2006).

Nesse contexto, a utilização de soluções alternativas que facilitem a prática do reúso é interessante, quando apresentam-se efetivas e saudáveis ao consumo de água para diversos fins. De qualquer forma, esta prática, depende principalmente de incentivos econômicos governamentais às indústrias e aos órgãos administrativos (ALMEIDA, 2011).

3. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Este estudo se classifica como quali-quantitativo e explicativo, com método experimental.

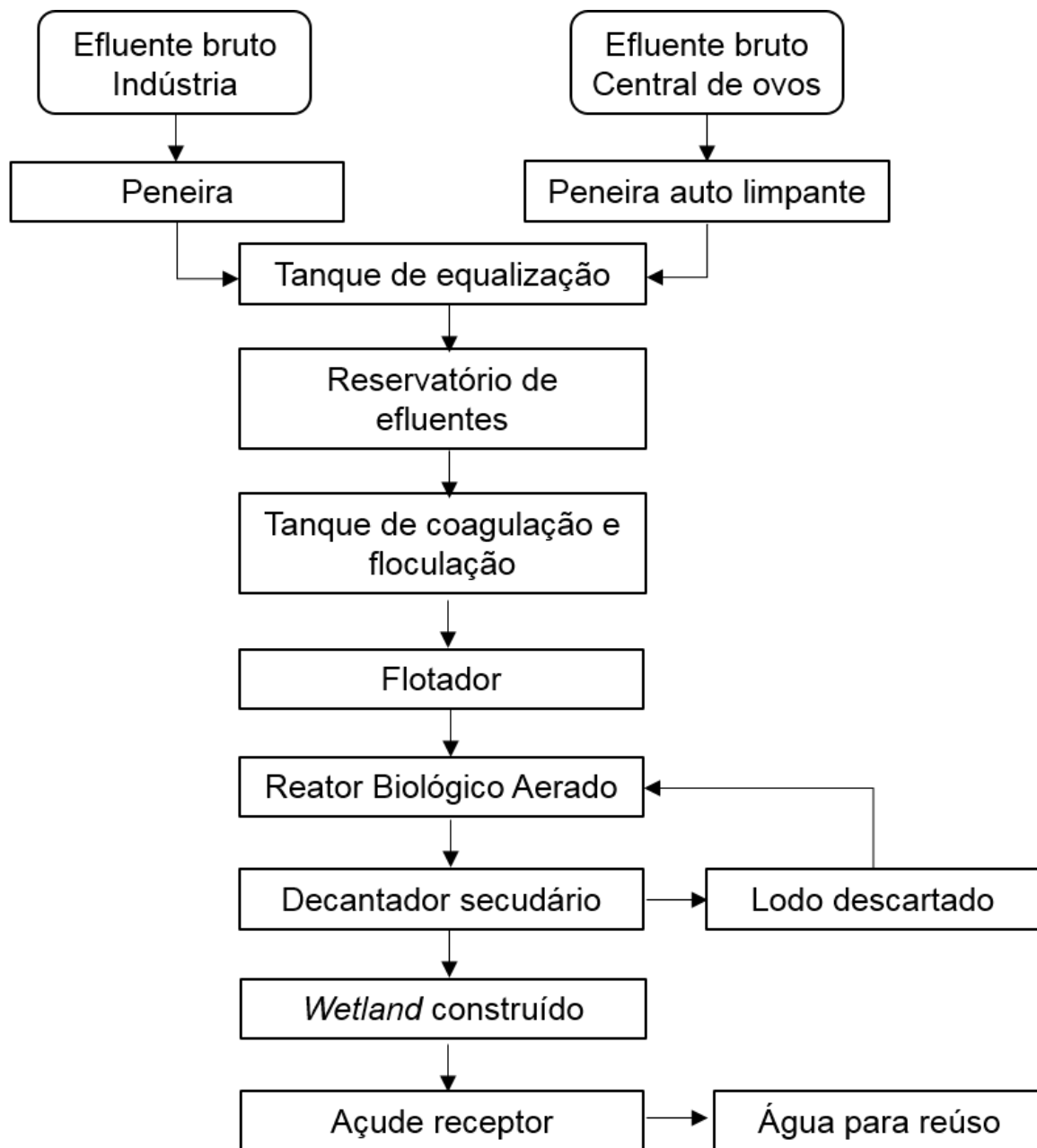
A avaliação da efetividade sazonal do *wetland* construído subsuperficial de fluxo horizontal, iniciou quando o sistema completou 30 dias de operação e efetuou-se campanhas mensais de três dias consecutivos. Em cada campanha, quantificou-se parâmetros físico-químicos antes e após o processo de polimento, os quais serão apresentados no decorrer do trabalho.

3.1 Caracterizações da área de estudo

A área de estudo localiza-se no município de Salvador do Sul, no estado do Rio Grande do Sul, situado a 243 metros de altitude com Latitude 29° 26' 12" sul, Longitude 51° 29' 27" Oeste. O município possui clima subtropical úmido, com inverno frio e verão quente, composto de diversos microclimas, estando sujeito a ocorrência de geadas no período de maio a setembro, e maior incidência de chuvas em setembro (EMBRAPA, 2013).

O sistema de polimento via *wetland* construído está inserido na estação de tratamento de efluentes (ETE) da indústria produtora de alimentos derivados de ovos que contempla etapas de tratamentos convencionais (físico e químico) com remoção significativa de material sólido orgânico, conforme detalhado na Figura 1.

Figura 1- Fluxograma processo da Estação de Tratamento de efluentes (ETE)



Fonte: Autora

No processo esquematizado na Figura 1, o efluente industrial segue por dutos de escoamento por gravidade até a etapa de peneiramento para retirada do material grosseiro (fragmentos de cascas e membranas de ovos); segue por gravidade para o

tanque de equalização juntamente com o efluente industrial, onde realiza-se o ajuste de pH.

As próximas etapas caracterizam o tratamento primário, através do processo de coagulação e flotação. A partir desta etapa, o lodo é acondicionado em reservatório para posterior destinação ao processo de centrifugação ou remessa para tratamento externo junto a uma usina de compostagem.

A fração de efluente clarificado obtido no processo de flotação é bombeado para o Reator Biológico Aerado e posteriormente, para o decantador secundário. Após, o efluente finalmente segue para dois tanques de armazenamento com volume total de 10.000 litros para facilitar a passagem do efluente pelo *wetland* construído (FIGURA 2).

Figura 2 - *Wetland* construído, subsuperficial com fluxo horizontal com dois tanques de armazenamento de fibra (10.000 litros) na entrada do sistema



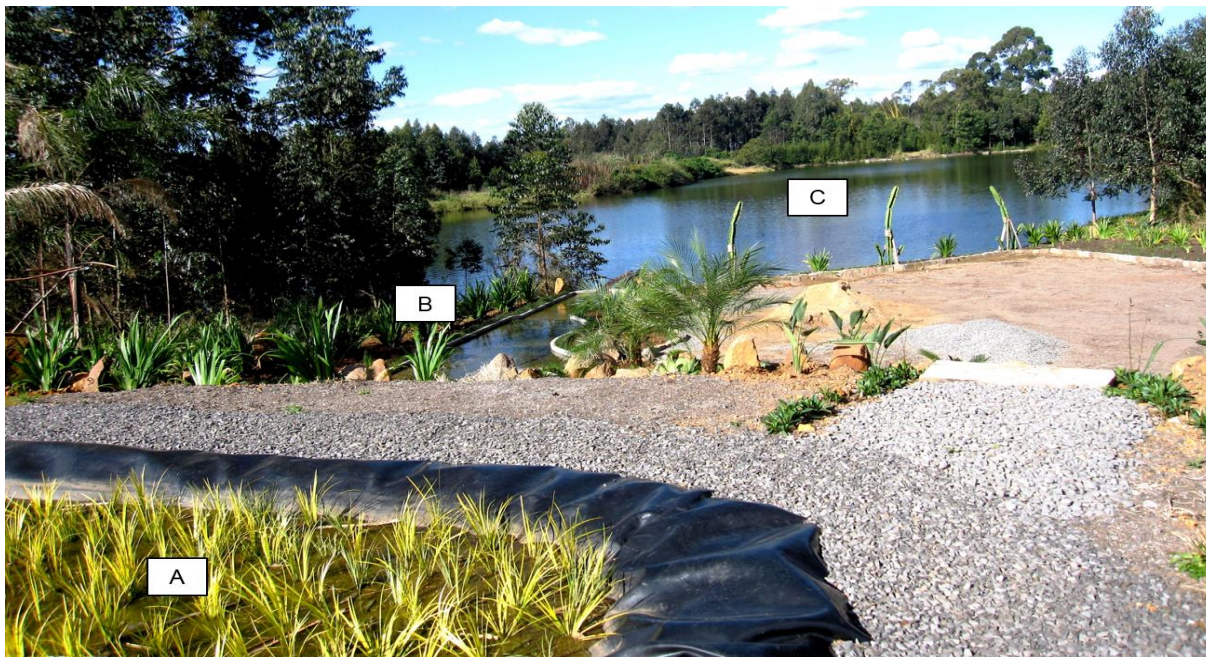
Fonte: Autora

Após o processo de polimento o efluente é lançado em um corpo hídrico receptor, que consiste de uma barragem artificial localizada na propriedade da empresa (FIGURA 3).

O monitoramento dos padrões deste efluente foi realizado de acordo com a Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, que dispõe sobre os padrões de lançamento de efluentes em corpos

hídricos.

Figura 3 - Lançamento do efluente de saída do *wetland* construído para o corpo hídrico receptor.

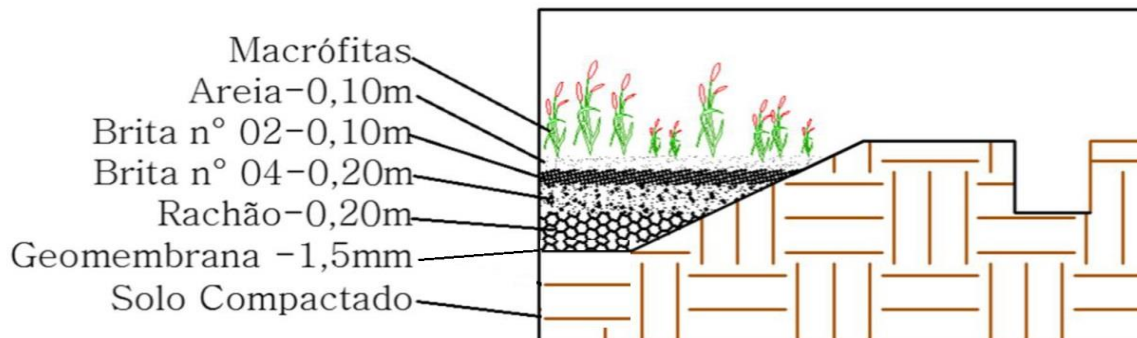


A) *Wetland* construído; B) Canal de ligação; C) Corpo hídrico receptor. Fonte: Autora.

3.2 *Wetland* construído

O *wetland* construído neste estudo possui as seguintes medidas: 50 m de comprimento por 18 m de largura, área total de 900 m² e volume útil de 150m³. O conjunto do material poroso é composto de areia (0,1 m), brita nº 02 (0,10 m), brita nº 04 (0,20 m), rachão (0,20 m), geomembrana impermeável (1,5 mm) e solo compactado (FIGURA 4).

Figura 4 - Desenho esquemático das camadas estruturais do *wetland* construído



Fonte: Autora.

As macrófitas aquáticas emergentes inseridas no sistema foram: taboa (*Typha domingensis*), copo de leite (*Zantedeschia aethiopica* Spreng), papiro (*Cyperus papyrus*) e pândano-amarelo (*Pandanus baptisti*) (FIGURA 5).

Figura 5 - Plantas (macrófitas aquáticas emergentes) inseridas no sistema



A) Papiro (*Cyperus papyrus*); B) Pândano amarelo (*Pandanus baptisti*) C) Copo-de-leite (*Zantedeschia aethiopica* Spreng); D) Taboa (*Typha domingensis*). Fonte: Autora.

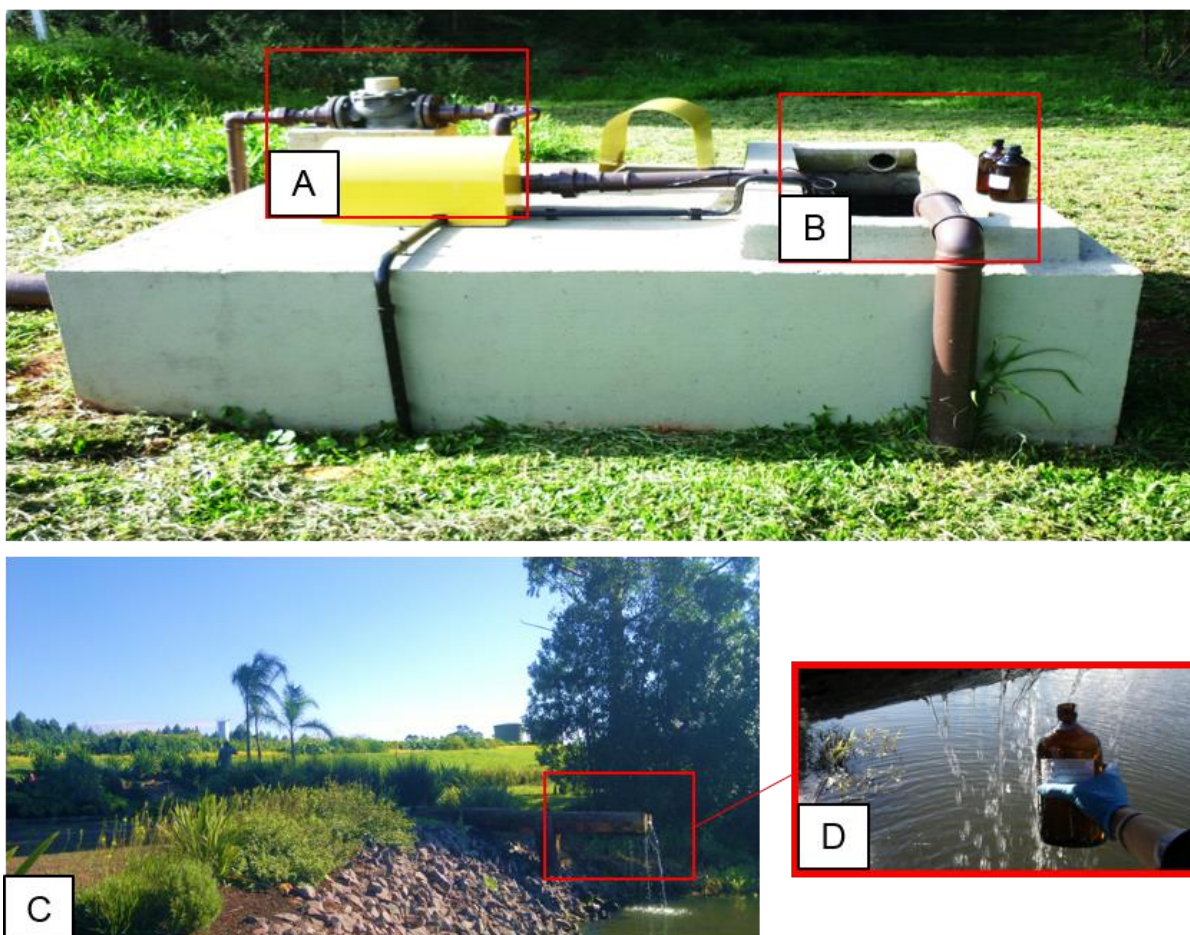
Foi escolhida como espécie predominante a *Typha domingensis*, por ser uma planta que apresenta elevado potencial de fitorremediação, tolerância a ambientes impactados e alta produção de biomassa por consequência do rápido crescimento vegetativo. Esta espécie, foi podada a cada seis meses, para manter ativa as taxas de crescimento, metabólicas e alocação de biomassa e nutrientes.

3.3 Metodologias de coleta

A Figura 6 apresenta os pontos de coleta, na qual, no item B está evidenciado a entrada do sistema, juntamente com o hidrômetro (A), pelo qual foi quantificada a vazão em m³. A saída do efluente do sistema, ou ponto de lançamento do efluente para o corpo hídrico receptor está representada pelo item C da Figura 6.

A metodologia de coleta e preservação das amostras procederam de acordo com a *American Public Health Association, American Water Works Association e Water Environment Federation* (APHA, 2005).

Figura 6 - Pontos de coleta de entrada e saída



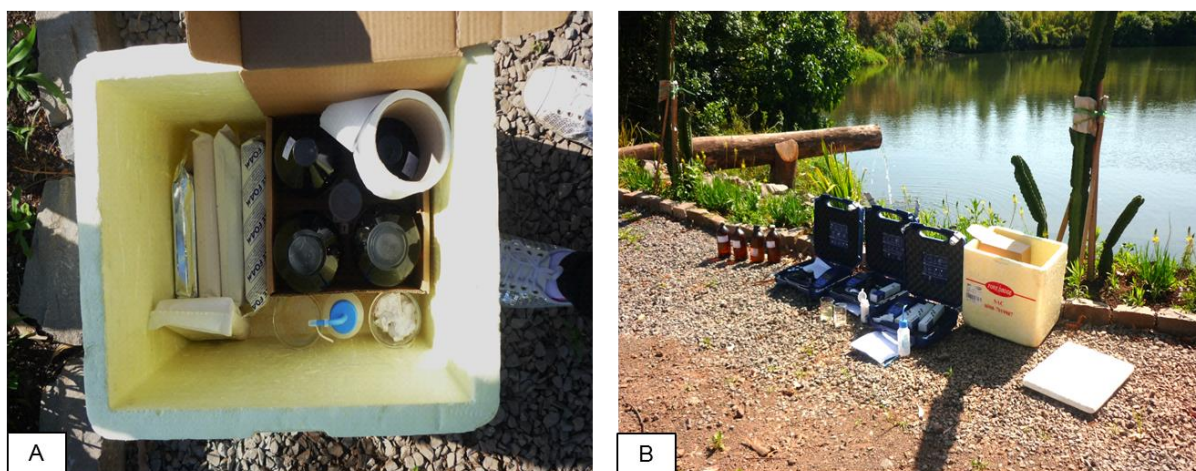
A) Hidrômetro; B) Ponto de coleta de entrada; C) Ponto de lançamento D) Coleta do efluente em frascos de vidro âmbar com capacidade de 1 litro no ponto de lançamento; Fonte: Autora.

As amostras de entrada e saída foram coletadas em frascos de vidro âmbar com capacidade de 1 litro (FIGURA 6 – B e D) e armazenadas sob refrigeração com

temperatura aproximada de 15°C, em uma caixa de isopor contendo gelo (FIGURA 7 - A).

No momento da coleta (*in loco*) foram mensurados os parâmetros: Oxigênio Dissolvido (OD), pH, turbidez e temperaturas ambiente dos efluentes (FIGURA 7 - B).

Figura 7 – Metodologia de armazenamento das amostras e equipamentos para as análises físico-químicas



A) Caixa de isopor contendo gelo para armazenamento das amostras; B) Equipamentos para análises físico-químicas *in loco*. Fonte: Autora.

3.4 Análises Laboratoriais

A quantificação dos parâmetros físico-químicos foi realizada nos Laboratório de Tratamento de águas e Efluentes e Laboratório Unianálises da UNIVATES.

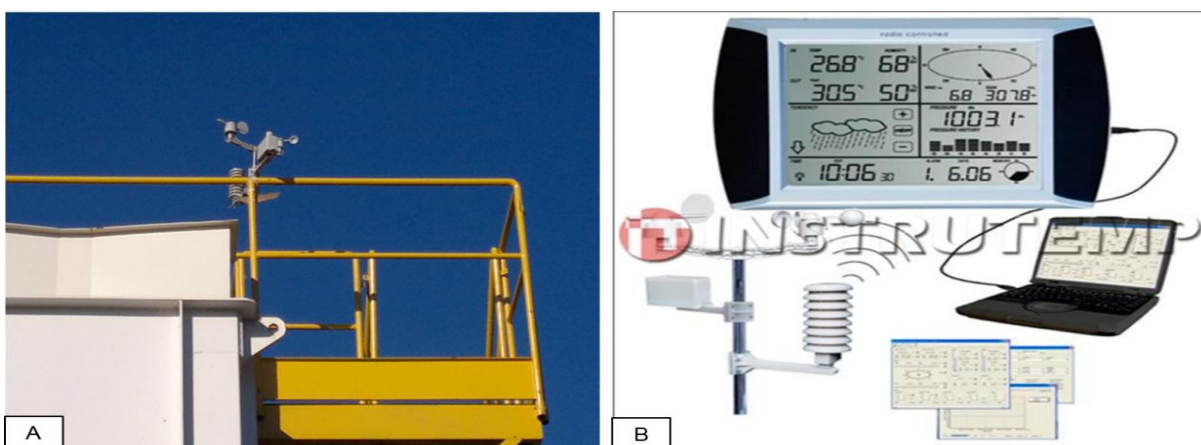
Os parâmetros quantificados, seguiram de acordo com as respectivas metodologias: Cor verdadeira (CV) – Colorímetro; Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) - Oxitop; Eletro condutividade (Ec) – Condutivímetro; Potencial Hidrogeniônico (pH) – pHmetro; Oxigênio Dissolvido (OD) – Oxímetro; Temperatura (°C) – Termômetro; Turbidez – Turbidímetro. Já os demais parâmetros, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Fósforo total (P), Sólidos Suspensos Totais (SST), seguiram de acordo com *Standard Methods 22st*.

3.5 Avaliações das condições climáticas

Os dados meteorológicos foram provenientes de estação meteorológica da

marca *Instrutemp*® Modelo: ITWH-1080, que forneceu valores diários de temperatura, radiação solar, precipitação e vento (FIGURA 8). Os registros dos dados obtidos através da estação meteorológica, foram adquiridos por interface USB e *software Windows* (FIGURA 8 - B).

Figura 8 - A) Estação meteorológica instalada no local de estudo.



A) Estação meteorológica; B) Console para o armazenamento dos dados. Fonte: A: Autora; B: Instrutemp.

Além dos dados locais da estação meteorológica, também obteve-se o arquivo de histórico (de 10 anos) das condições climáticas passadas para o município de Salvador do Sul através do site *Meteoblue*.

3.6 Análises dos dados

Para avaliar a eficiência sazonal do sistema durante o período de monitoramento, os dados obtidos foram submetidos a tratamento estatístico através de média, desvio padrão, porcentagem de remoção e correlação linear.

Aplicou-se correlação de Pearson (R^2), a fim de avaliar o grau de correlação linear entre:

- Temperatura do afluente x teor de oxigênio dissolvido;

- Parâmetros físico-químicos x sazonalidade;
- Potencial de biodegradabilidade do efluente x sazonalidade.

As diferenças estatisticamente significantes foram determinadas pelo valor de $p < 0,05$.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir dos resultados obtidos através de análises e monitoramento foi possível avaliar a eficiência do *wetland* construído como método de polimento final de efluentes de acordo com as variações de temperatura.

De novembro de 2013 a fevereiro de 2015 foram realizadas campanhas mensais de três dias, totalizando 48 dias de monitoramento. Sendo que os 16 meses de avaliação foram enquadrados nas quatro estações do ano.

Na Figura 9 evidencia-se o desenvolvimento do *wetland* construído, mostrando o sistema no início da pesquisa, com 30 dias de funcionamento e no final do estudo, em fevereiro de 2015.

Figura 9 – Crescimento da vegetação sob o *wetland* construído no decorrer do estudo



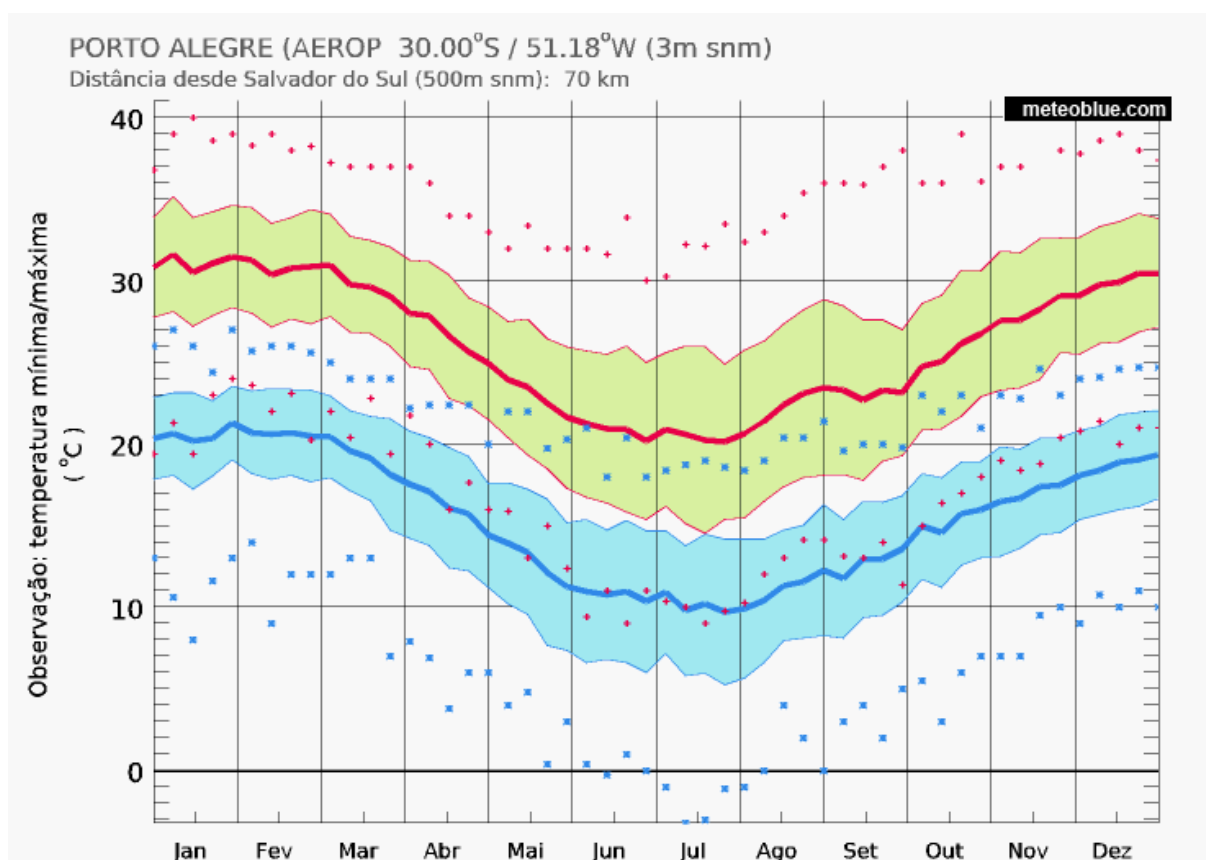
A) Novembro de 2013; B) Fevereiro de 2015. Fonte: Autora.

4.1 Histórico climático do município de Salvador do Sul

A temperatura do efluente, condiciona as das reações químicas e a eliminação de contaminantes, por esse motivo, analisou-se o clima do local estudado, principalmente as variações de temperatura.

Nas Figuras 10 e 11 tem-se diagramas meteorológicos, que representam simulações do arquivo de histórico anual das condições climáticas do município de Salvador do Sul-RS. Na média histórica do comportamento climático observa-se a variação média da temperatura anual (EMBRAPA, 2013).

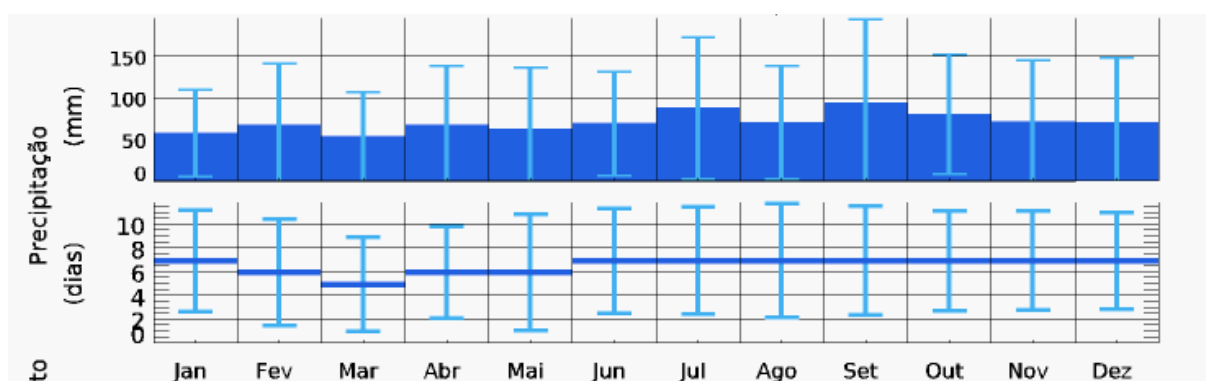
Figura 10 - Diagrama meteorológico da temperatura do município de Salvador do Sul



O diagrama mostra as temperaturas médias, máximas (vermelho) e mínimas (azul). Os valores extremos são representados pelos sinais + e *. Fonte: Meteoblue.

A precipitação pluviométrica é distribuída por todos os meses, não caracteriza meses muito secos e muito chuvosos, a umidade e a velocidade do vento se mantêm constante em todos os meses do ano. Com variações climáticas pode-se observar estações do ano bem definidas (EMBRAPA, 2013).

Figura 11 -Diagrama meteorológico da precipitação do município de Salvador do Sul

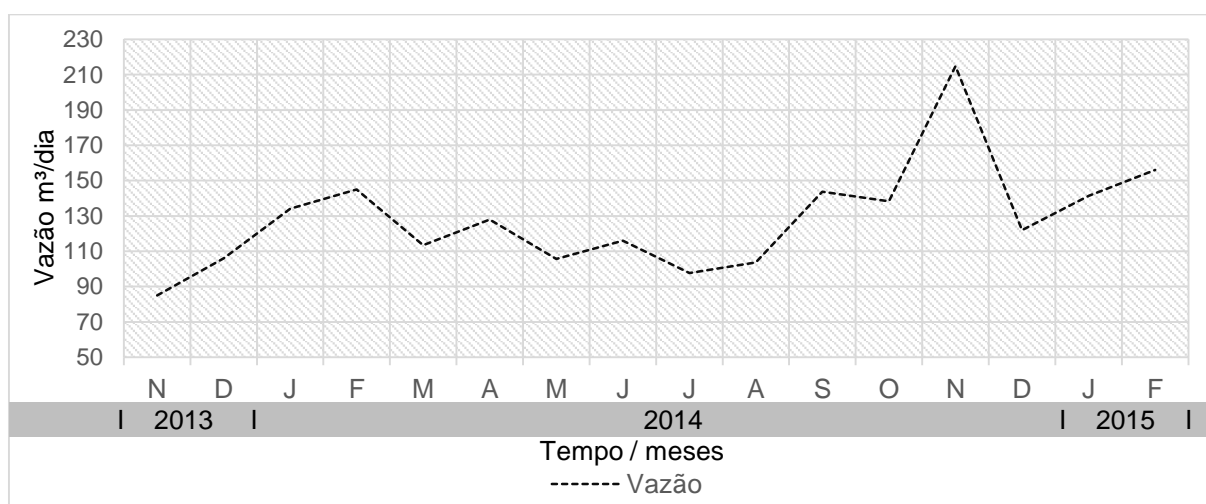


O primeiro diagrama mostra a quantidade de precipitação (em mm), com a variação de dois terços de todos os anos. O segundo diagrama mostra o número de dias em cada mês com precipitação. As barras indicam a variação de dois terços ao longo dos anos. Fonte: Meteoblue.

4.2 Geração de efluente pela indústria

Os detalhes relacionados a vazão do efluente na entrada do *wetland* construído, compõem os valores dispostos na Figura 12. De novembro de 2013 a fevereiro de 2015, notou-se variações significativas na vazão do efluente, apresentando em média $128,15 \pm 30,43 \text{ m}^3/\text{dia}$, com máxima de $214,67 \text{ m}^3/\text{dia}$ no mês de novembro de 2014 e mínima de $85 \text{ m}^3/\text{dia}$ em novembro de 2013.

Figura 12 - Valores mensais de vazão do efluente de entrada do *wetland* construído

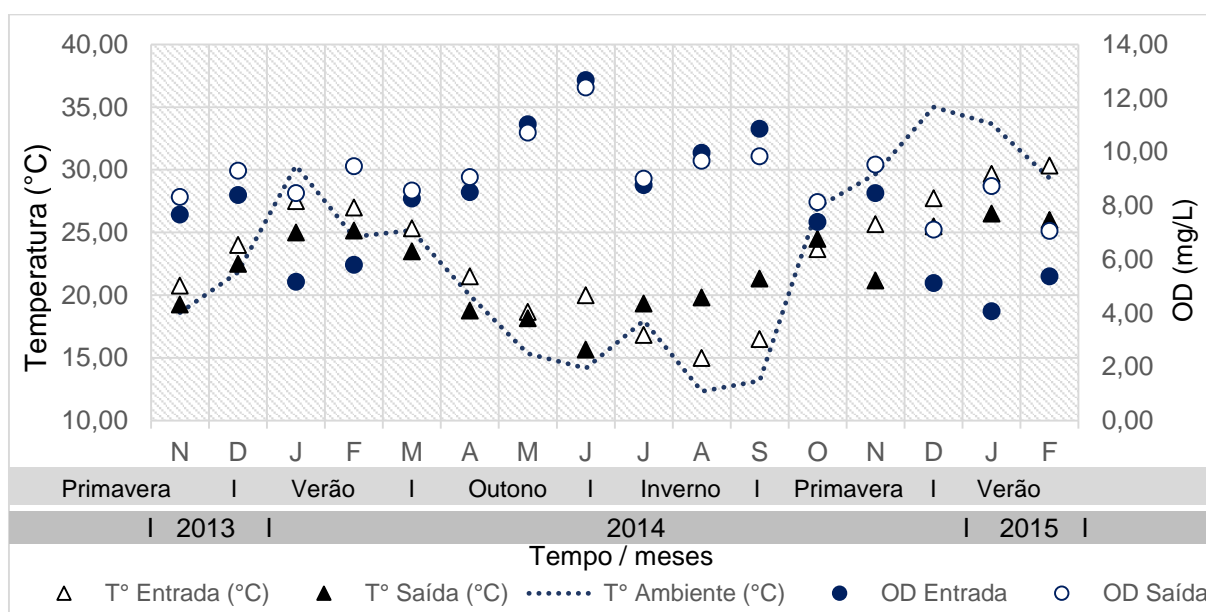


Com base nestes resultados, nota-se as oscilações quantitativas e qualitativas da composição do efluente, decorrentes da demanda do processo industrial ou da ineficiência de algum sistema de tratamento anterior ao *wetland* construído.

4.3 Avaliações da temperatura e oxigênio dissolvido

Os dados sazonais da temperatura ambiente nos dias de amostragens, e suas influências em relação a temperatura do efluente e oxigênio dissolvido no sistema estão dispostos na Figura 13.

Figura 13 - Variações mensais da temperatura do efluente, temperatura ambiente e oxigênio dissolvido de novembro de 2013 a fevereiro de 2015



Tempo dado em meses. T°- Temperatura; OD- Oxigênio Dissolvido.

Nos dias de monitoramento, a temperatura ambiente, foi em média $22,88 \pm 7,67$ °C com máxima de 37 °C, com dias mais quentes nos meses de dezembro e janeiro, e mínimas de 10 °C, com dias mais frios nos meses de junho, agosto e setembro.

Em relação a temperatura do efluente, o sistema apresentou variação de $22,46 \pm 4,64$ °C na entrada e $21,55 \pm 3,28$ °C na saída.

Decorrente das mudanças de temperatura ambiente, janeiro apresentou os menores valores de OD de entrada, com média de 4,6 mg/L e temperatura do efluente de 29 °C. Este comportamento foi semelhante ao obtido por Konrad et al. (2013) com 3,9 mg/L no mês de fevereiro com o efluente a uma temperatura de 25 °C.

O valor máximo de OD no efluente, foi em junho, com 12,7 mg/L na entrada e 12,4 mg/L na saída com temperatura do efluente a 22 °C.

Os dados mostraram que a relação entre a temperatura do efluente e os teores de OD foram inversos tanto na entrada ($r = -70,96\%$; $p = 0,0001$) quanto na saída do sistema ($r = -48,13$; $p = 0,0006$), desta forma demonstrando influência direta da temperatura em relação ao OD.

4.4 Variações sazonais dos parâmetros físico-químicos

Os resultados referentes aos valores de Ec e pH estão dispostos na Tabela 3.

Tabela 3 - Valores de tendência central e dispersão de entrada e saída dos parâmetros físico-químicos analisados nas diferentes estações do ano

Período	Ec (mS/cm)		pH	
	Entrada	Saída *(% %)	Entrada	Saída
Verão	1,91	1,77 (-7,61)	7,60	7,47
Outono	1,64	1,54 (-6,25)	6,36	7,09
Inverno	1,87	1,78 (-4,77)	7,38	7,05
Primavera	1,94	1,85 (-4,71)	6,84	6,92

Valores dados em média de entrada e saída. *(% %) = Diferença em porcentagem dos valores de saída em relação a entrada. Ec- eletrocondutividade; pH- potencial hidrogeniônico.

Em todas as estações, verificou-se diferença de Ec após o efluente passar pelo polimento, sendo o evento mais expressivo observado no verão com 7,61 %. Fato que pode estar relacionado a maior taxa fitometabólica, pelo maior aporte de nutrientes assimilados em períodos mais quentes (KADLEC; WALLACE, 2008).

Os valores de Ec foram maiores na estação da primavera, em acordo com as temperaturas mais elevadas, dados também comprovados por Salviato, (2013). Considerando as maiores diferenças de entrada e saída nas estações do verão (7,61 %) e outono (6,25 %) em condições semelhantes de temperatura, Konrad et al. (2013), apresentou taxa de diminuição de 7,24 % deste parâmetro em efluente de vinícola.

O pH do efluente apresentou tendência a neutralização na passagem pelo leite, com valores médios mais próximos a neutro no outono e no inverno. Em estudo

realizado com tratamento de esgoto doméstico foi observado que, o pH pouco se alterou nas coletas de entradas e saídas do sistema variando entre 6,56 e 7,54 (LOHMANN, 2011).

Observa-se na Tabela 4, os valores de entrada e saída dos parâmetros dependentes dos processos de sedimentação, filtração, precipitação e co-precipitação. Em ambos os períodos, nota-se que os valores de CV, SST e turbidez foram menores na saída. Esta relação (entrada/ saída) teve correlação significativa em ordem decrescente: verão ($p=0,0022$), inverno ($p=0,0084$), o outono ($p=0,0159$) e não significativa na primavera ($p=0,0589$).

Tabela 4 – Médias de entrada e saída dos parâmetros físico-químicos analisados nas diferentes estações do ano

Período	CV (mg/L Pt/Co) Média		SST (mg/L) Média		Turbidez (NTU) Média		p
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	
Verão	73,60	37,67	21,00	7,25	33,21	5,63	0,0022
Outono	75,50	28,75	31,75	8,50	48,80	4,18	0,0159
Inverno	24,07	21,56	40,67	14,67	7,30	2,60	0,0084
Primavera	107,13	80,54	29,33	12,00	26,94	18,96	0,0589

Valores dados em média de entrada e saída do sistema; CV-cor verdadeira; SST- Sólidos suspensos totais; Correlação significativa ($p<0,05$).

Em relação a CV, a primavera a apresentou maiores valores, seguido do outono, verão e inverno, de acordo com os respectivos valores de entrada 107,13 mg/L Pt/Co; 75,50 mg/L Pt/Co; 73,60 mg/L Pt/Co e 24,07 mg/L Pt/Co e saída 80,54 mg/L Pt/Co; 28,75 mg/L Pt/Co; 37,67 mg/L Pt/Co e 21,56 mg/L Pt/Co.

Os SSTs apresentaram valores mais altos de entrada e saída no inverno com 40,67 mg/L e 14,67 mg/L respectivamente. A situação foi também observada no verão, com 21 mg/L na entrada e 7,25 mg/L na saída. A quantidade de SST seguiu oscilações, conforme disponibilidade de nutrientes no sedimento, pela carga recebida pelo efluente.

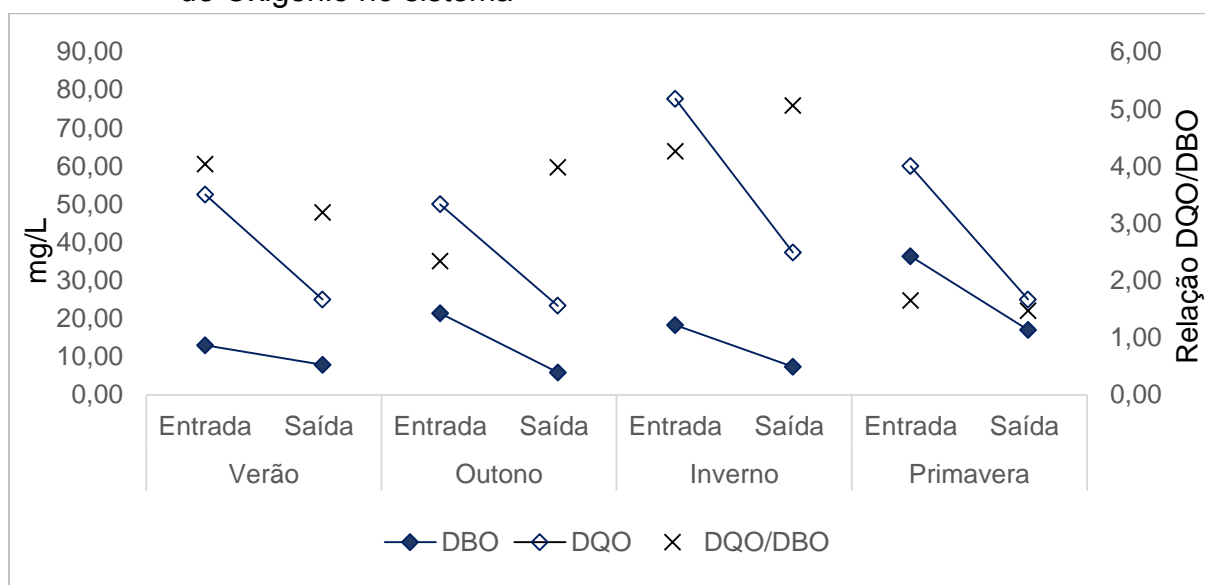
A turbidez teve médias de 48,80 NTU no outono, seguido do verão 33,21 NTU e estes mesmos períodos apresentaram 4,18 NTU e 5,63 NTU na saída do sistema.

Este parâmetro apresentou menores valores tanto de entrada quanto de saída no inverno com 7,30 NTU e 2,60 NTU.

4.5 Variações sazonais da composição do efluente no sistema

Na Figura 14, observa-se os valores médios de concentração de DBO e DQO de entrada e saída do sistema. Na primavera, valores de DBO apresentaram maiores variações tanto de entrada ($36,33 \pm 40,90$ mg/L) quanto na saída do sistema ($17,01 \pm 18,39$ mg/L).

Figura 14 - Variação sazonal da Demanda Biológica de Oxigênio e Demanda Química de Oxigênio no sistema



*DBO₅- Demanda Biológica de Oxigênio; DQO- Demanda Química de Oxigênio.

Estes valores de DBO, gerados pela indústria de processamento de ovos, são inferiores se comparados a outros tipos de efluentes provenientes de processos industriais provenientes de alimentos, como cervejarias (500 a 64.000 mg/L) (HERRMANN; JANKE, 2001) e laticínios (1400 a 50.000 mg/L) (DEMIREL et al., 2005), ambos derivados de processamentos de origem predominantemente orgânica.

No outono e no inverno os valores de entrada foram próximos com $18,25 \pm$

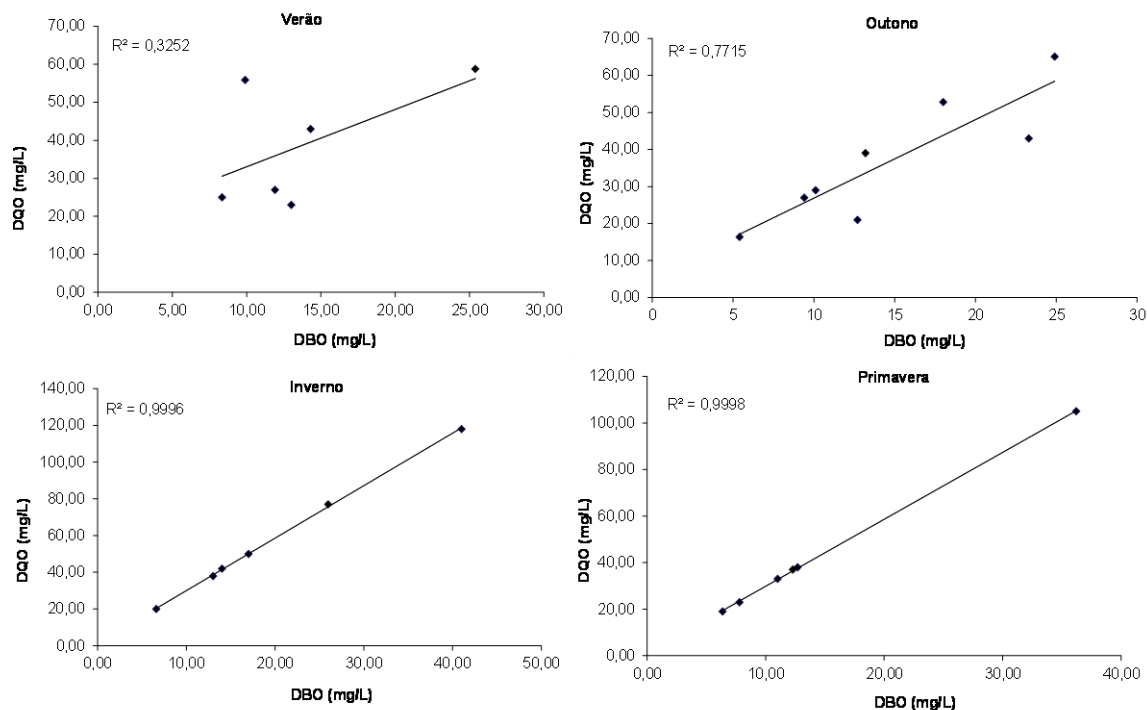
14,32mg/L e $21,39 \pm 27,63$ respectivamente, enquanto em relação a saída os valores foram mais semelhantes entre o verão ($7,84 \pm 6,78$ mg/L) e o inverno ($7,38 \pm 8,15$ mg/L). Mburu et al., (2013) encontraram valores superiores de entrada (74 mg/L) e saída (35 mg/L) para DBO utilizando *wetland* construído de fluxo subsuperficial para tratamento de afluente doméstico em clima tropical.

Em relação a quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente a matéria orgânica, representada pela DQO, em ordem decrescente as concentrações de entrada foi inverno, seguido da primavera, verão e outono com $77,67 \pm 40$ mg/L, $60 \pm 38,97$ mg/L, $52,57 \pm 8,41$ mg/L e $49,98 \pm 11,63$ mg/L, respectivamente. Já na saída do sistema nesta mesma sequência das estações os respectivos valores foram $37,33 \pm 15,53$ mg/L, $25 \pm 7,21$ mg/L, 25 ± 2 mg/L, $23,35 \pm 5,75$ mg/L.

Segundo Akrotos et al., (2008) a remoção de DQO em *wetlands* construídos de fluxo de subsuperfície horizontal tem relação direta com a remoção de DBO, representando o comportamento de biodegradabilidade do efluente. No presente estudo, a relação DQO/DBO, na entrada do sistema teve pico de 4,26 no inverno, 4,04 no verão, 2,34 no outono e 1,65 na primavera. Na saída do sistema tem-se o valor mais alto de 5,06 no inverno, seguido de 3,98 no outono, 3,19 no verão e 1,47 na primavera. Segundo Metcalf e Eddy, (2003) estes dois parâmetros, são amplamente considerados para ser correlacionados com a relação $DQO/DBO = 1,8$.

A Figura 15 mostra o comportamento detalhado da variação sazonal da biodegradabilidade do efluente. Os valores de DBO e DQO apresentaram correlações com diferença significativa ($p < 0,05$) na primavera ($R^2 = 0,99$), no inverno ($R^2 = 0,99$) e no outono ($R^2 = 0,77$) e no verão ($R^2 = 0,32$). Para esta relação, Akrotos et al., (2008) relataram coeficientes de $R^2 = 0,52$ a $0,68$ em dois anos de experimento utilizando *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial em escala piloto.

Figura 15 - Potencial de biodegradabilidade da matéria orgânica presente no efluente

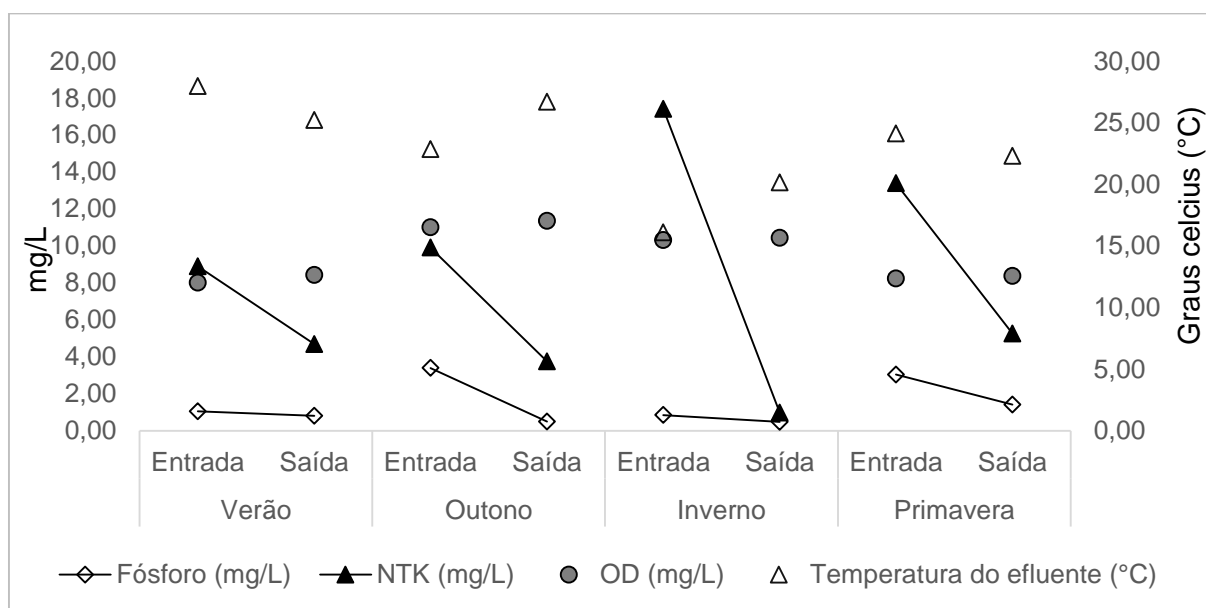


Correlação paramétrica de Pearson (R^2) entre a DBO: Demanda Biológica de Oxigênio; DQO: Demanda Química de Oxigênio. Correlação significativa ($R^2=1$).

Relacionando os dados apresentados pela Figura 14 e a relação DQO/DBO da Figura 15 pode-se inferir que, no verão o sistema apresentou a maior relação de DQO/DBO de entrada (3,7), sendo indicativo de baixa biodegradabilidade, porém nesta mesma estação, apresentou o menor valor de saída (2,3). Por outro lado, as médias da relação DQO/DBO no inverno e na primavera tiveram comportamentos de entrada e saída semelhantes apresentando valores de 2,6 e 3,0, respectivamente

Na Figura 16, a variação de composição dos parâmetros fósforo e NTK e a relação com a temperatura do efluente, indicam que o inverno marcou o período que o sistema apresentou menores cargas de fósforo, com média de 0,85 mg/L na entrada e 0,48 mg/L na saída do sistema. No outono e na primavera este parâmetro apresentou as maiores médias de entrada 3,40 mg/L e 3,04 mg/L, respectivamente.

Figura 16 - Variação sazonal de NTK, Fósforo e oxigênio dissolvido de entrada e saída do sistema



*NTK- Nitrogênio Total Kjeldhal; OD- Oxigênio dissolvido.

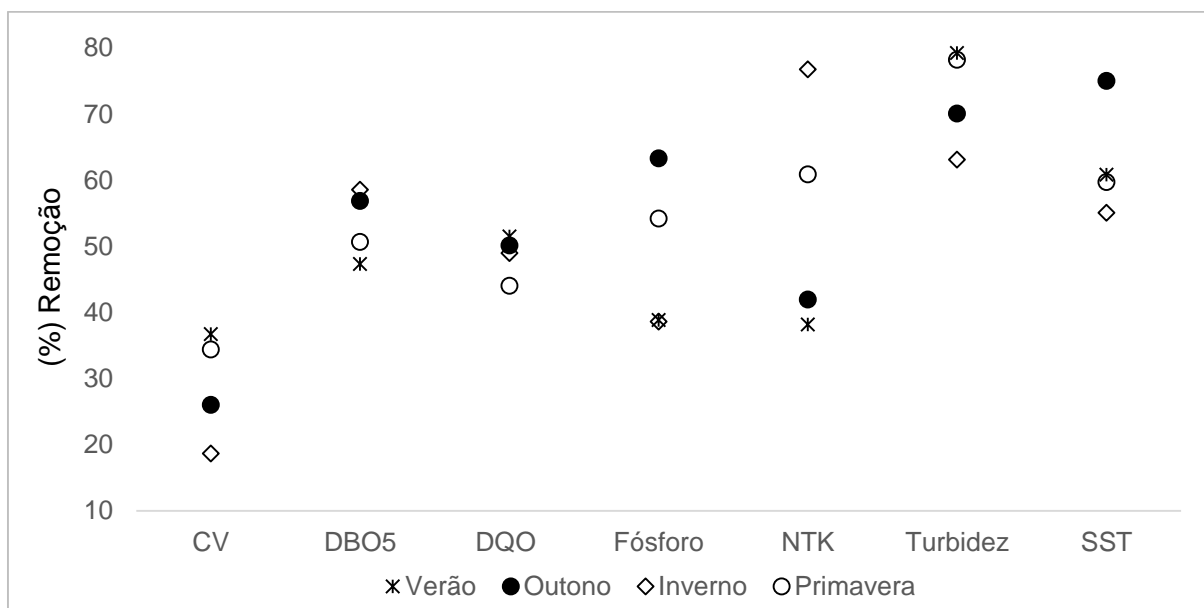
As cargas de NTK de entrada foram em média maiores no inverno (17,41 mg/L) e na primavera (13,39 mg/L), sendo que nestas respectivas estações os valores de saída foram em média 0,97 mg/L e 5,25 mg/L.

Ao contrário do comportamento descrito por Li et al., (2014) e Bialowiec et al. (2012), a relação da temperatura do efluente com o NTK ($R^2=0,06$) e com oxigênio dissolvido ($R^2=0,03$) não foi significativa. Ambos os autores descreveram influência significativa de oxigênio dissolvido na taxa de nitrificação em *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial.

Reddy e Patrick (1984), indicam que, com a temperatura do efluente inferior a 15 °C ocorre redução na taxa de crescimento das bactérias nitrificantes, limitando assim, a o processo de desnitrificação.

Os comportamentos sazonais de remoção estão expostos na Figura 17. De modo geral, cabe salientar que, ambos são diretamente influenciados pela variação de sobrecarga de matéria orgânica introduzida no sistema.

Figura 17 - Variação sazonal de remoção dos parâmetros analisados



*CV- Cor verdadeira; DBO₅- Demanda Biológica de Oxigênio; DQO- Demanda Química de Oxigênio
NTK- Nitrogênio Total Kjeldhal; SST- Sólidos suspensos totais.

Observa-se que, o parâmetro que apresentou maiores porcentagens de remoção foi turbidez, com 79,24 % no verão, seguido de 78,20 % na primavera, 70,09 % no outono e 63,10 % no inverno. Os resultados de eficiência na remoção da turbidez são superiores aos descritos por Souza (2003), o qual teve remoção de 60 % utilizando apenas *Typha sp.*, e inferiores a Brasil et al. (2005), que obteve taxa de remoção de 86 %.

Os SST apresentaram valores semelhantes a turbidez, com remoção máxima de 75% no outono e mínima 63,10 % no inverno, valor semelhante ao obtido por Leto et al., (2013) com 64,3 % de remoção utilizando *Typha latifolia* com o efluente apresentando temperatura média de 21,6 °C.

A remoção de 36,72 % de CV obtida no verão foi semelhante aos resultados de Konrad et al., (2015), o qual obteve 39,12 % de remoção deste parâmetro em efluente de vinícola neste mesmo período. A porcentagem mínima para este parâmetro foi de 26,04 na estação do inverno.

Em relação a eficiência de remoção das cargas inorgânicas, o fósforo apresentou maior porcentagem de remoção no outono (63,28 %), sendo que o inverso ocorreu no inverno (38,86%), já o NTK apresentou valores de 76,75 % no inverno e 38,20 % no verão.

A média anual de remoção destes parâmetros foi de 48,74 % de fosforo e 54,45 % de NTK. Ambas as remoções foram muito semelhantes aos resultados de Leto et al., (2013) em dois anos de monitoramento deste mesmo sistema obteve 47,9 % de remoção de fósforo e 51,6 % de NTK. Segundo Kadlec e Wallace (2008) a remoção de NTK e fosforo é diretamente proporcional a temperatura do efluente, sendo mais eficiente de 20 a 25 °C (SUTTON et al., 1975) apresenta influência direta nas taxas de atividade microbiana (PHIPPS; CRUMPTON, 1994).

Em pesquisa realizada por Maehlum e Jenssen (2003), com nove *wetlands* construídos na Noruega, foi observado que não houve diferença significativa na eficiência em temperaturas do efluente abaixo de 4 °C e acima de 11 °C, nos parâmetros Fósforo, NTK, DQO, DBO₇ e SST.

A remoção de DBO₅ foi maior no inverno (58,58 %), seguido do outono (56,87 %), primavera (50,68 %) e verão (47,32 %). Resultados semelhantes foram relatados por Dahab et al. (2001), o qual, não observou mudanças sazonais na remoção deste parâmetro em temperaturas de 17,7 °C no verão e 10,1 °C no inverno.

A eficiência da remoção da matéria carbonácea, expressa como DQO, também teve valores próximos nas diferentes estações, apresentou maior porcentagem de remoção no verão (51,48 %). Zust e Schönborn (2003), não constataram influência da temperatura do afluente na eficiência de remoção de DQO em *wetlands* construídos situados a uma altitude de 730 m, com temperatura média anual de 8,4 °C.

5. CONCLUSÃO

- Os parâmetros analisados apresentaram diferenças sazonais significativas em relação a entrada e saída do efluente pelo sistema, mostrando-aw uma tecnologia ambientalmente adequada e economicamente interessante para ser aplicada como complemento ao tratamento dos efluentes gerados pela empresa produtora de alimentos derivados de ovos.
- Os resultados das análises realizadas demonstraram que o efluente de saída (pós-*wetland*) esteve enquadrado de acordo com os padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos estabelecidos pela Resolução n° 430 de 13 de maio de 2011, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA e Resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente – CONSEMA n° 128/2006.
- De modo geral, nos parâmetros analisados de entrada e saída, ocorreram variações significativas decorrente das mudanças de temperatura ambiente, porém, se tratando de variantes sazonais, estes efeitos são inferiores, considerando as influencias a curto prazo das concentrações dos efluentes.
- Caracterizar o efluente a ser tratado é de fundamental para adequar o método de tratamento preliminar através da associação de filtros e vegetação, pois o *wetland* não suporta afluentes com cargas muito concentradas de contaminantes.
- O descarte das podas das plantas tem viabilidade para alguns fins, como por exemplo, compostagem ou biomassa.
- No contexto de gestão sustentável, analisando a qualidade do efluente pós-polimento via *wetland* construído, pode-se afirmar que, há viabilidade deste afluente

para reutilização com fins menos nobres. Ou até mesmo, integrar ao processo final (pós-polimento), uma estação de tratamento de água (ETA), seguindo padrões que viabilizem sua reutilização no processo produtivo industrial, visando assim, o manejo do recurso hídrico em ciclo fechado.

5.1 Sugestões para trabalhos futuros

- Avaliar a eficiência sazonal no polimento do efluente no sistema *wetland* construído baseado na carga
- Calcular a evapotranspiração do efluente no *wetland* construído

REFERÊNCIAS

AKRATOS, C. S.; PAPASPYROS, J. N.E; TSIHRINTZIS V. A. An artificial neural network model and design equations for BOD and COD removal prediction in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Chemical Engineering Journal**, n.143, p. 96–110, 2008.

ALMEIDA, R, G de. Aspectos legais para a água de reúso. **Vértices**, v. 13, n. 2, p. 31-43. 2011.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Regiões Hidrográficas do Brasil. Caracterização geral e aspectos prioritários. **ANA**, 2002.

ANDERSON J.; ADIN, A.; CROOK, J.; DAVIS C.; HULTQUIST R.; JIMENE, C. B. Climbing the ladder: a step by step approach to international guidelines for water recycling. **Water Sci. Technol.** V. 43, n.10, p.1–8, 2002.

ANDERSON J. The environmental benefits of water recycling and reuse. **Water Supply**. V. 3, n.4, p.1–10, 2003.

ANDRADE, J. C. M.; TAVARES, S. R. L.; MAHLER, C. F. Fitorremediação - O uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental. **Oficina de Textos**. p.176. 2007.

ANGELAKIS, A.N.; MARECOS DO MONTE, M.H.F.; BONToux, L.; ASANO, T. The status of wastewater reuse practice in the Mediterranean basin: need for guidelines **Water Res.**, v. 33, n.10, p. 2201–2217. 1999.

ANJOS, J. A.S. A. **Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (Wetland) no controle de poluição por metais pesados**. 2003. 238f. Tese (Doutorado)- Engenharia Mineral, Universidade de São Paulo – USP, São Paulo, 2003.

APHA; AWWA; WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. ed. Washington: American Public Health Association, 2005.

ATLAS R.M.; BARTHA, R. **Microbial Ecology: Fundamentals and Applications**. 4ed., California: Benjamin/Cummings Publishing Company 1998.

AUMOND, J. J. **Adoção de uma nova abordagem para a recuperação de área degradada pela mineração**. 2007.266f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

BASTIAN, R. K.; HAMMER, D.A. **The use of constructed wetlands for wastewater treatment and recycling**. In: Moshiri, G.A. (ed.) *Constructed wetlands for water quality improvement*. Florida: Boca Raton, 1993.

BIALOWIEC, A.; DAVIES,L.; ALBUQUERQUE, A.; RANDERSON, P. F.; The influence of plants on nitrogen removal from landfill leachate in discontinuous batch shallow constructed wetland with recirculating subsurface horizontal flow. **Ecological**

Engineering. v.40, 44–52. 2012.

BILOTTA, G.S.; BURNSIDE, N.G.; CHEEK, L.; DUNBAR, M.J.; GROVE, M.K.; HARRISON, C.; PEACOCK, C.; DAVY-BOWKER, J. Developing environment specific water quality guidelines for suspended particulate matter. **Water Research**. v.46, p. 2324–2332, 2012.

BIXIO, D., THOEYE, C., KONING, J., JOKSIMOVIC, D.; SAVIC, D.; WINTGENS, T. MELIN, T. Wastewater reuse in Europe. **Desalination**, v.187, p. 89–101, 2006.

BIXIO, D.; THOEYE, C.; WINTGENS, T.; RAVAZZINI, A.; MISKA, V.; MUSTON, M.; CHIKUREL, H.; AHARONI, A.; JOKSIMOVIC, D.; MELIN, T. Water reclamation and reuse: Implementation and management issues. **Desalination**, v. 218, p.13–23. 2008.

BURGESS, R. M.; HO, K. T.; TAGLIABUE, M. D.; KUHN, A.; COMELEO, R.; COMELEO, P.; MODICA, G.; MORRISON; G. E. Toxicity characterization of an industrial and a municipal effluent discharging to the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**. v.30, p. 524–535, 1995.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.9, p.133-137, 2005.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A. Plantio e desempenho fenológico da taboa (*thypha sp.*) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.12, n.3, p.266-272, 2007.

BRISSAUD, F. Criteria for water recycling and reuse in the Mediterranean countries. **Desalination** v. 218, p. 24–33, 2008.

BRIX, H. Functions os macrophytes in constructed wetlands. **Watres Science Technology**, v.29, n.4, p. 71-8, 1994.

CAPRA, Fritjof. **A teia da vida**: uma nova compreensão científica dos sistemas vivos. São Paulo: Cutrix, 1996.

CASANI, S.; ROUHANY, M.; KNOCHEL, S. A discussion paper on challenges and limitations to water reuse and hygiene in the food industry. **Water Research**. v. 39, n. 6, p.1134–1146, 2005.

CEBALLOS, B.S.O.; OLIVEIRA, H.;MEIRA, S. M.B.S.; KONING, A.; GUIMARÃES, A. O.; SOUZA, Jr T. River water quality improvement by natural and constructed wetland systems in the tropical semi-arid region of northeastern Brazil. **Water Science Technology**, v.44. n.11/12, p. 599-605. 2001.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Qualidade das águas Interiores no Estado de São Paulo - Série Relatórios, 2009.

CÓDIGO DE ÁGUAS. Decreto n° 24.643, de 10 de julho de 1934. **Diário Oficial da União**. Disponível em: <http://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1930->

1939/decreto-24643-10-julho-1934-498122-norma-pe.html Acesso em: 25 set. 2014

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução n° 430, de 13 de maio de 2011. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes.** Disponível em:

<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 12 set. de 2014.

CONSEMA – CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE - Resolução n° 128/2006. **Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul.** Disponível em:

https://www.univates.br/unianalises/media/imagens/Anexo_IV_61957_3.pdf Acesso em: 10 set. de 2014

_____ Resolução n° 129/2006. **Dispõe sobre a definição de Critérios e Padrões de Emissão para Toxicidade de Efluentes Líquidos lançados em Águas superficiais do Rio Grande do Sul.** Disponível em:

http://www.sema.rs.gov.br/upload/Resolu%C3%A7%C3%A3o%20CONSEMA%20n%C2%BA%20129_2006%2020Dispoe%20sobre%20a%20defini%C3%A7%C3%A3o%20crit%20e%20padroes%20emissao%20toxic%20efluent%20liqu%20lan%C3%A7ados%20nas%20aguas%20superf%20RS.pdf Acesso em: 10 set. de 2014

COOKSON, W.R.; CORNFORTH, I.S.; ROWARTH, J.S. Winter soil temperature (2–15°C) effects on nitrogen transformations in clover green manure amended or unamended soils; a laboratory and field study. **Soil Biol. Biochem.** v. 34, p. 1401-1415, 2002.

COSTA, L. L.; CEBALLOS, B. S. O.; MEIRA, C. M. B. S.; CAVALCANTI M. L. F. Eficiência de Wetlands construídos com dez dias de retenção hidráulica na remoção de colifagenos e bacteriófagos. **Revista de Biologia e Ciências da Terra.** v.3, n.1, p.104-112, 2003.

COSTA, S. M. S. P. da. **Avaliação do potencial de plantas nativas do Brasil no tratamento de esgoto doméstico e efluentes industriais em wetlands construídos.** 2004.119f. Tese (Doutorado) - Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2004.

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

CHAN, Y.K.; WONG, C.K.; HSIEH, D.P.H.; NG, S.P.; LAU, T.K.; WONG, P.K. Application of a toxicity identification evaluation for a sample of effluent discharged from a dyeing factory in Hong Kong; **Environmental Toxicology.**, v.18, p. 312–316, 2003.

CHOU, P-H.; LIU, T-C; LIN, Y-L. Monitoring of xenobiotic ligands for human estrogen receptor and aryl hydrocarbon receptor in industrial wastewater effluents. **Journal of Hazardous Materials.** v. 277, p.13–19, 2014.

DAHAB MF, SURAMPALLI RY, LIU W. Performance modeling of subsurface-flow constructed wetlands systems. **Wat Sci Tech** v 44, n.11–12, p.231–5. 2001.

DEAN, R.B.; LUND, E. **Water Reuse: Problems and Solutions**. Academic Press, New York.1981.

DEMIREL, B.; YENIGUM, O.; ONAY, T.T. Anaerobic treatment of dairy wastewater: a review. **Process Biochemistry**, 40, p. 2583–2595, 2005.

DIAMOND, J. **Colapse: how societies choose to fail ou succeed** . 5. ed. São Paulo: RCB, 2005.

DING, X. S.; WANG,Y.; YAN D. Effects of dissolved oxygen and influent COD/N ratios on nitrogen removal in horizontal subsurface flow constructed wetland. **Ecological Engineering**, v.46, p.107–111, 2012.

DONG, X.; REDDY G.B. Ammonia-oxidizing bacterial community and nitrification rates in constructed wetlands treating swine wastewater. **Ecological Engineering**, v.40, p.189–197, 2012.

DORNELAS, F. L.; DE PAOLI, A. C.; VON SPERLING, M. **Avaliação de wetlands subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 25., 2009, Recife. Anais da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), 2009.

EMBRAPA UVA E VINHO. **Sistemas de Produção**. 4, 2013. Disponível em: <<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Uva/UvasViniferasRegioesClimaTemperado/pragas.htm>>. Acesso em 15 de novembro de 2015.

FANG, Y-X; YING, G-G; ZHANG, L-J; ZHAO, J-L; SU, H-C ; YANG,B. LIU, S. Use of TIE techniques to characterize industrial effluents in the Pearl River Delta region. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.76, n.1, p.143–152, 2012.

FAULWETTER, J.L.; GAGNON, V.; SUNDBERG,C.; CHAZARENC,F.;BURR, M.D.; BRISSON,J.; CAMPER, A.K.; STEIN, O.R. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: a review. **Ecological Engineering**, v.35, p. 987–1004, 2009.

FICCI - **Water Mission Water risk in Indian Industry Survey**, Disponível em: <http://www.ficci.com/sector-surveys.asp?secid=42.html>: Acesso em: 04 nov. 2014

FERRIGO, S. **Análise de Consistência dos Parâmetros do Modelo Swat Obtidos por Calibração Automática** – Estudo de Caso da Bacia do Lago Descoberto. 2014.164f. Dissertação (Mestrado) - Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Universidade de Brasília, Brasília/DF. 2014.

FRIEDLER E. Water reuse — an integral part of water resources management: Israel as a case study. **Water Policy**, v.3, p.29–39, 2002.

GANI, A.; SCRIMGEOUR, F. Modeling governance and water pollution using the institutional ecological economic framework. **Economic Modelling**, v. 42, p.363-372,

2014.

GOMEZ, C.E.; CONTENTO, L.; CARSEN, A.E. Toxicity tests to assess pollutants removal during wastewater treatment and the quality of receiving waters in Argentina. **Environmental Toxicology**, v.16, p. 217–224, 2001.

GÓMEZ, M.; DE LA RUA, A.; GARRÁLON, G.; PLAZA, F.; HONTORIA, E.; GÓMEZ, M.A. Urban wastewater disinfection by filtration technologies **Desalination**, v.190, p.16–28, 2006.

GRAÇA, M. E. A. **Formulação de modelo para avaliação das condições determinantes da necessidade de ventilação secundária em sistemas prediais de coleta de esgotos sanitários**. 1985. 357p. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1985.

GRIGG, N.S. Governança da água: a partir de negócios para estratégias eficazes **Água Int.**, v.36, n.7, p. 799-81, 2011.

HERNANDO, M. D.; FERNANDÉZ-ALBA, A. R.; TAULER, R.; BARCELÓ, D. Toxicity assays applied to wastewater treatment. **Talanta**, n. 65, p. 358-366, 2005.

HERRMANN, A.P.; JANKE, H.D. Cofermentation of rutin and hesperidin during two-stage anaerobic pre-treatment of high-loaded brewery wastewater. **Water Research**, v. 35, p. 2583–2588. 2001.

HIJNEN, W.A.M.; BEERENDONK, E.F.; MEDEMA, G.J. Inactivation credit of UV radiation for viruses, bacteria and protozoan (oo)cysts in water: a review. **Water Research**, v. 40, p. 3–22, 2006.

HIDDINK, J., SCHENKEL, A., BUITELAAR, R.M., REKSWINKEL, E. Case study on closed water cycles in the food industry, Phase two. Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment. Report No. 99.001 (in Dutch). 1999.

HUSBAND, J. D.; MARTIN, C. D.; JOHNSON, K. D. **A review of constructed wetlands treatment technology for industrial wastewater treatment**. In: Proceeding 7th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control. Lake Buena Vista, Florida, USA, p. 1261-1270, 2000.

IWA – International Water Association. 2000. **Constructed Wetlands for Pollution Control**. Processes, Performance, Design and Operation. IWA Publishing, London. 156p. 2000.

JAIN, S.K.; SINGH, U.P. Water crisis. **Comp. Soc. Welf**. v.26, n. 2–3, p. 215–237, 2010.

JAPIASSU, H. **O Mito da Neutralidade Científica**. Rio de Janeiro: Imago, 1975.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D.; KNIGHT, R.L. **Treatment Wetlands**. Florida: Boca Raton, 1996.

KADLEC, R. H., Phosphorus removal in emergent free surface wetlands. **Journal of Environmental Science and Health**, v.40, p.1293–1306, 2005.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment Wetlands**. 2. ed. Florida: Boca Raton, 2008.

KIM, E.; JUN, Y-R; JO, H-J; SHIM, S-B; JUNG, J. Toxicity identification in metal plating effluent: Implications in establishing effluent discharge limits using bioassays in Korea. **Marine Pollution Bulletin**. v. 57, n 6–12, p. 637–644, 2008.

KIVAISI, A. K. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. **Ecological Engineering**, v.16, p. 545-560, 2001.

KONRAD, O.; LUMI, M.; SECCHI, F.J.; BRIETZKE, D.T.; SALVIATO, L.F. Eficiência no polimento do efluente de vinícola utilizando o sistema de “wetland” construído. *Revista Engenharia Ambiental*, v.10, n.3, p. 78-187, 2013.

KONRAD, O; TONETTO, F.J.; SIQUEIRA, L. M.; HASAN, C.; GALLINA, P. R. Avaliação da eficiência de wetland construído para tratamento de afluente proveniente de vinícola. *Rev. Bras. Vitic. Enol.*, n.7, p.10-17, 2015.

LAH, B.; GORJANC, G.; NEKREP, F.V.; MARINSEK-LOGAR, R. Comet assay assessment of wastewater genotoxicity using yeast cells *Bulletin of Environmental Contamination Toxicology*, v. 72, p. 607–616, 2004.

LAUTENSCHLAGER, S.R. **Modelagem do desempenho de wetlands construídas**. 2001. 90p. Tese (Mestrado) - Engenharia Hidráulica e Sanitária, Universidade de São Paulo – USP, São Paulo. 2001.

LEE, C.G.T.D. FLETCHER, G. S. Nitrogen removal in constructed wetland systems **Eng. Life Sci.**, v. 9, p. 11–22, 2009.

LEME, E. J. A. **Manual prático de tratamento de águas residuárias**. São Carlos: UFSCar, 2008.

LETO, C.; TUTTOLOMONDO, T.; LA BELLA, S.; LEONE, R.; LICATA, M. Effects of plant species in a horizontal subsurface flow constructed wetland – phytoremediation of treated urban wastewater with *Cyperus alternifolius* L. and *Typha latifolia* L. in the West of Sicily (Italy). **Ecological Engineering** v.61, p.282–291. 2013.

LI, F.; LU, L.; ZHENG X.; HAO NGO, H.; LIANG, S.; GUO, W.; ZHANG, X. Enhanced nitrogen removal in constructed wetlands: Effects of dissolved oxygen and step-feeding. **Bioresource Technology**. v.169, p. 395–402, 2014.

LIBERTI, L.; NOTARNICOLA, M.; PETRUZZELLI, D. Advanced treatment for municipal wastewater reuse in agriculture. UV disinfection: parasite removal and by-product formation. **Desalination**, v.152, p. 315–324, 2003.

LIN, Y.F.; JING, S.R.; LEE, D.Y.; WANG, T.W. Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. **Aquaculture**, v. 209, p. 169–184. 2002.

LIU, H.; YANG, X.; ZHANG, Y.; ZHU, H.; YAO, J. Flocculation characteristics of polyacrylamide grafted cellulose from *Phyllostachys heterocycla*: An efficient and

eco-friendly flocculant. **Water Research**, v.59, p.165–171, 2014.

MAEHLUM T, JENSSEN PD. **Design and performance of integrated subsurface flow wetlands in a cold climate**. In: Mander Ü, Jenssen P, editors. *Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climates*. Southampton, UK: WIT Press; p. 69–86, 2003.

MAGOSSI, L.R.; BONACELLA, P.H. **Poluição das águas**. São Paulo: Moderna, 2011.

MATTOS, T. T.; LUCRÉCIO, V. N. **Avaliação do comportamento hidrodinâmico de um wetland construído de fluxo horizontal**. Universidade do Espírito Santo. 2012.

MATURANA, H.; VARELA, F. **De máquinas e seres vivos. Autopoiese, a Organização do Vivo**. Porto Alegre: Artes Médicas, 138 p. 1997.

MAYS, L.W. **Water resources**; In: *Water resources handbook*. New York: McGraw-Hill, 1996.

MBURU, N.; ROUSSEAU, D.P.L.; VAN BRUGGEN, J.J.A.; THUMBI, G.; LLORENS, E.; GARCÍA, J.; LENS P.N.L. Reactive transport simulation in a tropical horizontal subsurface flow constructed wetland treating domestic wastewater. **Science of the Total Environment** v.449, p. 309–319. 2013.

METCALF; EDDY, Inc., em: G. Tchobanoglous, FL Burton, DH Stensel (Eds.), **Águas Residuais Engenharia: Tratamento e re-uso**, 4 ed, MacGraw-Hill, New York, 2003.

MEYBECK, M.; CHAPMAN, D, HELMER, R. *Global Freshwater Quality- A first Assentment*, GEMS: Global Environmental Monitoring System, World Health Organization, United Nations Environment Programme, 306p. 1990.

MIERZWA, J.C. **O uso racional e o reúso como ferramentas para o gerenciamento de águas e efluentes na indústria**– Estudo de caso da KODAK Brasileira. 2002.367f. Tese (Doutorado) – Engenharia Hidráulica e Sanitária. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

MIERZWA, J.C.; HESPANHOL, I. **Água na Indústria: Uso racional e reúso**. São Paulo: Oficina de Textos, 2005.

MITSCH, W.J.; GOSELINK, J.G. **Wetland**. 2.ed. New York: Van Nostrand Reinhold, 1993.

MITSCH, W.J.; GOSELINK, J.G. **Wetlands**. 4 ed. New Jersey: John Wiley & Sons, 2007.

MORAN, J.M.; MORGAN, D.M.; WIERSMA, J.H. **Introduction to environmental science**. 2.ed. New York: W.H. Freeman and Company, 1985.

MOSHIRI, G.A. **Constructed Wetlands for Water Quality Improvement**, Florida: Boca Raton, 1993.

MOTTA MARQUES. **Terras Úmidas Construídas de Fluxo Subsuperficial**. In: Campos, J. R., Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo. Rio de Janeiro: ABES/PROSAB, 409 - 435, 1999.

NAHLIK, A.M., MITSCH W.J. Tropical treatment wetlands dominated by free-floating macrophytes for water quality improvement in Costa Rica. **Ecological Engineering**, v. 28, p. 246-257, 2006.

NAIME, R.; GARCIA, C. A. Utilização de enraizadas no tratamento de efluentes agroindustriais. **Estudos Tecnológicos**, n. 2, p. 9-20, 2005.

NETTO, J. M. A.; RICHTER, C. A. **Tratamento de água**. 1ed. São Paulo: Edgar Blücher LTDA, 1991.

OENNING Jr, A. **Avaliação de tecnologias avançadas para o reúso de água em indústria metal-mecânica**. 2006. 223f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Curitiba, 2006.

OMS- Organização Mundial de Saúde. Os custos globais e os benefícios de Abastecimento de Água Potável e intervenções de saneamento para alcançar o ODM Alvo e Cobertura Universal. 2014.

PAGELLA, C.; GALLI, R.; FAVERI, D.M. Water reuse in industrial food processing. **J. Food Technol. Africa**, v.5, n1, p. 25–29, 2000.

PETROVIĆ, M.; GONZALEZ, S.; BARCELÓ, D. Analysis and removal of emerging contaminants in wastewater and drinking water. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 22, n.10, p. 685–696, 2003.

PORETTI, M. Quality control of water as a raw material in the food industry. **Food Control**, v.1, n.2, p. 79–83, 1990.

PHIPPS, R.G.; CRUMPTON, W.G. Fatores que afetam a perda de nitrogênio em áreas úmidas experimentais com diferentes cargas hidrológicas. **Ecol. Eng.**, v.3, p. 399-408. 1994.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. Florianópolis: Editora do Autor, 2004.

PLATZER, C. Development of reed bed systems – a European Perspective. In: Proceeding 7th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control. Lake Buena Vista, Florida, USA, p. 23-28, 2000.

RATOLA, N.; CINCINELLI, A.; ALVES, A.; KATSOYIANNIS, A. Occurrence of organic microcontaminants in the wastewater treatment process. A mini review. **Journal of Hazardous Materials**. v.239–240, p.1–18, 2012.

REDDY, K.R.; PATRICK, W.H. Transformações de nitrogênio e perda de solos alagados e sedimentos. **CRC Crit. Rev. Environ. Controle**, v.13, pp. 273-309. 1984.

RENAULT, F.; SANCEY, B.; BADOT, P.M.; CRINI, G. Chitosan for coagulation/flocculation processes – An eco-friendly approach. **European Polymer Journal**. v.45, p. 1337–1348, 2009.

SALVIATO, L.F.K.; **Avaliação de um *Wetland* construído para o polimento de efluentes gerados por uma vinícola na região da Serra Gaúcha.** (Monografia de Graduação) 94 f. Centro Universitário UNIVATES, Lajeado, 2013.

SARKAR, B.; CHAKRABARTI, P.P.; VIJAYKUMAR, A.; KALE, V. Wastewater treatment in dairy industries — possibility of reuse. **Desalination**. v. 195, n.1–3, p. 141–152, 2006.

SEZERINO, P. H.; **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical.** 2006. 171f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

SILVA, S. C. da. **Wetlands construídos de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos.** 2007.205f. Tese (Doutorado) - Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Universidade de Brasília-UNB, 2007.

SILVEIRA, D. **Estudos Fenológicos da macrófita *Hymenachne grumosa* (Magnoliophyta- Poaceae) na aplicação de Wetlands construídos para o tratamento de efluentes secundários de campus universitário.** 2010. 103 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul, 2010.

SINGH, R. P.; NAYAK, B. R.; BISWAL, D. R.; TRIPATHY, T.; BANIK, K. Toxicity-based criteria for the evaluation of textile wastewater treatment efficiency. **Environmental Toxicology and Chemistry**. v. 20, n.4, p. 839–845, 2003.

SOUZA, A. L. **Estudo experimental e numérico do processo de remoção de poluentes nos leitos cultivados.** 2003. 141 f. Tese (Doutorado) - Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

SOUZA, J. T.; VAN HAANDEL, A.; LIMA, E. P. C.; HENRIQUE, I. N. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 9, n. 4, p. 285-290, 2004.

SOUZA, Gustavo M.; BUCKERIDGE, Marcos S. Sistemas complexos: novas formas de ver a Botânica. **Revista Brasil Botânica**, v. 27, n. 3, p. 407-419, 2004.

SUTTON, P.M.; MURPHY, K.L.; DAWSON, R.N. Baixa temperatura de desnitrificação biológica de águas residuais J. **Pollut água. Controle Fed.**, v.47, p. 122-134. 1975.

WRI (World resources institute). World resources Decisions for Earth: Balance, Voice and Power. Washington DC, 2003.

SCHRÖDER, P., NAVARRO-AVINO, J.; AZAIZEH, H.; GOLDBIRSH, A.G.;

DIGREGORIO, S.; KOMIVES, T.; LANGERGRABER, G.; LENZ, A.; MAESTRI, E.; MEMON, A.R.; RANALLI, A.; SEBASTIANI, L.; SMRCEK, S.; VANEK, T.; VUILLEUMIER, S.; WISSING, F. 2007. Using phytoremediation technologies to upgrade waste water treatment in Europe. **Environmental Science Pollution**. v.14, p.490- 497, 2007.

SHUTES, R.B.E.; REVITT, D. M.; SCHOLLES, L. N.L.; FORSHAM, M.; WINTER, B. An experimental constructed wetlands systems for treatment of high way runoff in UK. **Water Science and Tecnology**, v 44, n.11/12, p. 571-578, 2001.

SMOLDERS, R.; BERVOETS, L.; BLUST, R. In situ and laboratory bioassays to evaluate the impact of effluent discharges on receiving aquatic ecosystems **Environmental Pollution**, v. 132, p. 231–243. 2004.

STALTER, D.; DUTT, M.; ESCHER, B. I. Headspace-Free Setup of *in Vitro* Bioassays for the Evaluation of Volatile Disinfection By-Products. **Chemical Research in Toxicology**. v.26, n.11, p. 1605–1614, 2013.

TOMMASO, G. Effluents from the food industry. Hygienic Design of Food Factories, p. 606-622, 2011.

TIGINO, M. The right to water and sanitation in post-conflict peacebuilding. **Water International**, v.36, n.2, p. 242-249, 2011.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. Water recycling and reuse: the environmental benefits; 1998. EPA/909/F-98/001. 1998.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. Manual for Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. EPA/625/R-99/ 010, Cincinnati, 166p. 2000.

WANG, J.P.; YUAN, S.J.; WANG, Y.; YU. H.Q. . Synthesis, characterization and application of a novel starch-based flocculant with high flocculation and dewatering properties. **Water Research**. v. 47, p. 2643–2648, 2013.

WONG, S.S.; TENG, T.T.; AHMAD, A.L.; ZUHAIRI, A.; NAJAFPOUR, G. Treatment of pulp and paper mill wastewater by polyacrylamide (PAM) in polymer induced flocculation. **Journal of Hazardous Materials**. Volume 135, Issues 1–3, Pages 378–388. 2006.

VAJNHANDL, S.; VALH, J. V. The status of water reuse in European textile sector. **Journal of Environmental Management**. v.141, p. 29–35, 2014.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados ("constructed wetland") para o tratamento de esgoto:** contribuições para concepção e operação. 2003.210f. Tese(Doutorado) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP, Campinas, 2003.

VIEGAS, E.C. **Gestão de recursos hídricos:** uma análise a partir dos princípios ambientais. 2007. 144f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação Stricto Sensu em Direito, Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul. 2007.

- VISVANATHAN, C. ASANO, T. The potential for industrial wastewater reuse S. Vigneswaran (Ed.), *Wastewater Recycle, Reuse, and Reclamation*, EOLSS, e-book, pp. 299–317. 2009.
- VYMAZAL, J. Removal of phosphorus in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow in the Czech Republic. **Water, Air, Soil Pollut.**, v.4, p.657–670, 2004.
- VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science Total Environmental**, v.380, p. 48–65, 2007.
- VYMAZAL, J.; KRÖPFLOVÁ, L. **Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow**. Holanda Springer Netherlands, 2008.
- VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. **Environmental Science and Technology**, v.45, n.1, p. 65-69, 2011.
- VYMAZAL, J. Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. **Ecological Engineering**. v.73 , p.724-751, 2014.
- XIE, X., ZHANG, W. Temperature effect on aerobic denitrification and nitrification. **Journal of Environmental Sciences.**, v.15, p. 669–673, 2003.
- YI, L.; JIAO, W.; CHEN, X.; CHEN, W. An overview of reclaimed water reuse in China. **Journal of Environmental Sciences**. v. 23, n.10, p. 1585–1593, 2011.
- YOU, S.; CHENG, S.; YAU, H. The impact of textile industry on China's environment. **Int. J. Fash. Des. Technol. Educ.**, v.2, n.1, p. 33–43, 2009.
- ZACARKIM, C. E. **Uso do sistema wetland construído no pós-tratamento de efluente de curtume**. 2006.77p. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-graduação em Agronomia, Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Marechal Cândido Rondon, 2006.
- ZÜST B, SCHÖNBORN A. **Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climates: planted soil filter Schattweid — 13 years' experience**. In: Mander Ü, Jenssen P, editors. *Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climates*. Southampton, UK: WIT Press; 2003. p. 53–68.