

JOÃO FELIPE CARVALHO LANDIM

**CARACTERIZAÇÃO E ALTERNATIVAS PARA MELHORIA OPERACIONAL
DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DE UMA INDÚSTRIA
ALIMENTÍCIA**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Viçosa
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Civil, para obtenção do
título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2014

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

L257c
2014
Landim, João Felipe Carvalho, 1984-
Caracterização e alternativas para melhoria operacional da
estação de tratamento de efluentes de uma indústria alimentícia. /
João Felipe Carvalho Landim. – Viçosa, MG, 2014.
ix, 57f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui anexo.

Orientador: Ann Honor Mounter.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f.44-47.

1. Águas residuais. 2. Resíduos industriais. 3. Efluentes.
4. Anaeróbio. 5. Salgadinho. I. Universidade Federal de Viçosa.
Departamento de Engenharia Civil. Programa de Pós-graduação
em Engenharia Civil. II. Título.

CDD 22. ed. 628.35

JOÃO FELIPE CARVALHO LANDIM

**CARACTERIZAÇÃO E ALTERNATIVAS PARA MELHORIA OPERACIONAL
DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DE UMA INDÚSTRIA
ALIMENTÍCIA**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Viçosa
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Civil, para obtenção do
título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 21 de fevereiro de 2014.

Cláudio Mudado Silva

Frederico José Vieira Passos

Ann Honor Munteer
(Orientadora)

*“Faça o grande enquanto ainda é pequeno,
Faça o difícil enquanto ainda é fácil.
Desta forma o sábio sempre atinge a grandeza,
pois sempre procura a simplicidade...”*
Lao Tsé

A minha Família...

AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer a DEUS e toda minha família, pois sem a força destes dois não seria possível estar escrevendo este documento. A Deus agradeço pela saúde e a família agradeço o apoio, carinho e compreensão eterna.

A ABL Consulting, principalmente ao Alexandre Landim pelas oportunidades únicas, que me permitiram vivenciar várias realidades distintas e participar de grandes discussões de cunho ambiental, refletidas na vida profissional e pessoal; e a Marina Brandão pelo apoio durante todo o curso e pela divisão do volante nas BRs.

A minha orientadora Ann, por ter paciência, compreensão e por oferecer uma oportunidade única de aprendizado, a qual nunca imaginei possível realizar junto as rotinas de trabalho.

A Babi, pelo apoio, carinho, compreensão e pela contribuição na revisão dos textos e referências.

A equipe da Click, onde foi possível aprender e desenvolver os ensaios e coletas de campo, em específico ao Willian, Fabrício, Bruno, José Roberto, Rodrigo e Alessandro.

Aos profissionais, professores, técnicos e pesquisadores do laboratório de qualidade da água (LQA) e de engenharia sanitária (LESA), em especial Déborah, Elisa, Janderson, Jamille, Silvia e aos professores que permitiram minha permanência além dos horários “normais” de trabalho.

Aos republicanos moradores do alojamento 1932 e 1521, onde consegui pernoites e um local para chamar de casa em Viçosa.

Por fim agradeço a todos que possibilitaram a execução deste trabalho de maneira direta ou indireta, fica meu muito obrigado!

BIOGRAFIA

JOÃO FELIPE CARVALHO LANDIM, químico industrial pela Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP, 2009), filho de Adriane Carvalho de Oliveira e Alexandre Brandão Landim. Nasceu em Belo Horizonte e trabalha desde 2009 na empresa de gestão ambiental ABL Consulting, localizada em Ipatinga. É professor do curso técnico em Meio Ambiente da rede de ensino Doctum (2012 a 2014), ministrando as disciplinas de Recuperação de Áreas Degradadas, Técnicas de Controle da Poluição, Técnicas de Processos Industriais e Estatística Básica. No primeiro semestre de 2011 cursou disciplinas de pós-graduação na Universidade Federal de Viçosa (UFV) como aluno não vinculado, ingressou na área Sanitária e Ambiental do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil no segundo semestre de 2011, e defendeu sua dissertação em fevereiro de 2014.

SUMÁRIO

LISTA DE SIGLAS E ABREVIACÕES	vii
RESUMO	viii
ABSTRACT	ix
1. Introdução	1
2. Revisão Bibliográfica	3
2.1. A indústria de alimentos tipo “snacks” e seus efluentes.....	3
2.2. Hidrólise e oxidação de lipídeos.....	4
2.3. Tratamento de efluentes por processos biológicos anaeróbios	6
2.4. Legislação	11
3. Caracterização do Empreendimento.....	12
3.1. Processo produtivo	12
3.2. Aspectos legais	16
3.3. Implantação da ETE.....	16
4. Objetivos	21
5. Material e Métodos	22
5.1. Coleta e caracterização de efluentes	22
5.2. Avaliação de toxicidade	23
5.3. Ajuste de pH na ETE.....	24
5.4. Avaliação da aplicação de Biorooter®	25
5.5. Análises estatísticas.....	27
6. Resultados e Discussão	28
6.1. Caracterização dos efluentes.....	28
6.3. Ajuste de pH na ETE.....	33
6.3. Avaliação da aplicação de Biorooter®	38
7. Conclusões e Recomendações	43
8. Referências Bibliográficas.....	45
9. ANEXOS	49

LISTA DE SIGLAS E ABREVIações

BR	–	Biorooter®
CE(I) ₅₀	–	Concentração Efetiva Inicial Mediana
CIP	–	“Clean in place”, lavagem no local
DQO _s	–	Demanda Química de Oxigênio solúvel
DQO _t	–	Demanda Química de Oxigênio total
ETE	–	Estação de Tratamento de Efluentes
GVH	–	Gordura Vegetal Hidrogenada
MBAS	–	Substância Ativas ao Azul de Metileno, surfactantes
Ssed	–	Sólidos Sedimentáveis
SST	–	Sólidos Suspensos Totais
SSV	–	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	–	Sólidos Totais
STF	–	Sólidos Totais Fixos
STV	–	Sólidos Totais Voláteis
TDH	–	Tempo de Detenção Hidráulica
UT	–	Unidades Tóxicas

RESUMO

LANDIM, João Felipe Carvalho, M.Sc. Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2014. **Caracterização e alternativas para melhoria operacional da estação de tratamento de efluentes de uma indústria alimentícia.** Orientadora: Ann Honor Mounteer.

O cenário brasileiro apresenta o crescimento e desenvolvimento da indústria alimentícia, responsável pelo faturamento de mais de 350 bilhões de reais. Dentro da gama de produtos alimentícios encontram-se os salgadinhos tipo “snacks”. É fato que existe grande diversidade na produção de alimentos, portanto pode-se esperar que o mesmo ocorra com os efluentes líquidos. O presente trabalho teve por objetivo avaliar a operação de uma estação de tratamento de efluentes (ETE) em uma fábrica de “snacks” que recebe efluentes provenientes de duas correntes distintas, uma predominantemente sanitária, e outra originando da lavagem semanal, com características industriais. Amostras foram coletadas em quatro pontos da ETE da fábrica para caracterização físico-química e ecotoxicológica. Foram feitos estudos na fábrica para determinar a vazão e sua variação ao longo de uma semana de produção e a dose de carbonato de sódio necessária para neutralizar os efluentes na entrada do tratamento biológico, composto de um sistema fossa-filtro. Também foram realizados estudos no laboratório para avaliar o potencial do uso de um produto comercial contendo bactérias fermentativas para aumentar a eficiência de remoção de DQO dos efluentes. Os resultados encontrados apontam para a ineficiência da ETE e não atendimento aos padrões de lançamento de efluentes na legislação mineira. Os efluentes da fábrica são agudamente tóxicos e os que entram no sistema fossa-filtro são ácidos e não contém nutrientes suficientes para permitir o tratamento biológico. No laboratório, o tratamento anaeróbio do efluente sanitário por 96 horas, resultou em remoção de 58% da DQO e eliminação do efeito tóxico agudo. Quando o efluente sanitário foi tratado em conjunto com o efluente da lavagem, a remoção de DQO foi de 40%, e a toxicidade aguda não foi removida. A adição do produto comercial não aumentou a remoção de DQO nos dois efluentes.

ABSTRACT

LANDIM, João Felipe Carvalho, M.Sc. Universidade Federal de Viçosa, February, 2014. **Characterization and alternatives for operational improvement of a food industry wastewater treatment plant.** Adviser: Ann Honor Mounteer.

The Brazilian food industry has presented steady growth and development and is responsible for annual sales of over 350 billion reais. The wide range of food products includes snacks. The wide variety of products implies a variety of effluents of differing qualities. The objective of the present study was to operation of a snack factory wastewater treatment plant (WWTP) that receives two distinct flows, one sanitary and the other originating from weekly equipment cleaning, of a more industrial nature. Samples were collected at four points in the WWTP for physico-chemical and ecotoxicological evaluation. Studies were performed to determine effluent flow rates and their variation over one week[s production and the amount of sodium carbonate that would need to be used to neutralize the effluents at the entrance of the biological treatment, comprised of a septic tank and anaerobic filter. of efficiency in bench scale and characterization of industrial effluents. Laboratory studies were also carried to evaluate the potential for use of a commercial product containing fermentative bacteria for improving COD removal efficiencies. The results revealed the WWTP inefficiency and failure to meet state discharge limits for most parameters. The factory's effluents are acutely toxic and at the entrance of the septic tank they are acidic and lack sufficient nutrients to permit biological treatment. A COD removal efficiency of 58% and elimination of acute toxicity was achieved in a 96 hour anaerobic treatment of the sanitary wastewater in the laboratory. When the sanitary wastewater was mixed with the cleaning wastewater, COD removal was only 40% and toxicity was not eliminated. Addition of the commercial did not improve COD removal in either wastewater.

1. Introdução

Atualmente, as preocupações ambientais encontram-se disseminadas na sociedade, nas empresas, nos veículos de comunicação e na legislação, englobando as esferas jurídicas federal, estaduais e municipais. A grande importância deste conjunto de leis está na provável garantia de um meio ambiente saudável, despoluído, prazeroso e duradouro para as gerações futuras. Cobranças ambientais de cunho jurídico, que exigem reparação de danos ambientais e pagamento de pecúnia, podem exercer efeitos extremamente negativos em empresas públicas e privadas, e, eventualmente, culminar na paralisação das atividades, ou até mesmo em sua falência.

O mercado de produtos alimentícios apresenta crescimento notório no Brasil e grandes multinacionais possuem fábricas espalhadas em território nacional. Devido ao amplo conhecimento popular sobre a produção de salgadinhos, diversas pequenas e médias empresas se lançaram no mercado de “snacks”. Estas empresas de menor porte nem sempre possuem as condições técnicas e financeiras das multinacionais para garantir uma política e um programa de controle ambiental eficaz e duradouro.

A empresa em foco está localizada em Governador Valadares e produz salgadinhos tipo “snacks”, a base de milho e trigo, levando seus produtos a Minas Gerais, Espírito Santo e Bahia. Os principais tipos de efluentes gerados por este empreendimento são os efluentes sanitários (diários) e efluentes de lavagem dos pisos e equipamentos, que ocorrem em pequena escala todos os dias e em grandes volumes uma vez por semana (lavagem semanal).

O presente estudo avaliou a operação da estação de tratamento de efluentes (ETE) do tipo fossa-séptica com filtro biológico, recém-instalada nessa fábrica de alimentos. Este estudo abrangeu a caracterização físico-química e ecotoxicológica de 4 pontos de coleta, visando subsidiar o controle operacional da ETE, com o foco em aumentar a eficiência de tratamento por meio da bioaugmentação e conseqüentemente cumprir as condicionantes ambientais ligadas à licença de operação do empreendimento.

O objetivo geral deste trabalho foi à proposição de soluções práticas, visando a adequação da ETE de acordo com as características físico-químicas e biológicas analisadas em laboratório e em planta industrial. A partir de 4

pontos de coleta (A1, A2, A3 e A4) foi possível avaliar as diferentes características das linhas de efluentes e separá-las em efluente diário e semanal.

Pode-se constatar que nos 4 pontos amostrados os efluentes, tanto os diários, com características sanitárias, quanto os de lavagem semanal, não possuem satisfatória relação de DQO/N/P, necessitando de dosagens de nutrientes, bem como rigoroso ajuste de pH, melhor eficiência de remoção de óleos e graxas e realizar o controle da vazão, principalmente nos momentos de liberação do tanque de equalização (A1), onde são armazenados os efluentes da lavagem semanal. Pode-se constatar que durante o período de avaliação os efluentes apresentaram em todos os pontos toxicidade aguda para os organismos do tipo *Daphnia similis*.

2. Revisão Bibliográfica

2.1. A indústria de alimentos tipo “snacks” e seus efluentes

As indústrias alimentícias brasileiras faturaram cerca de 354 bilhões de reais ao longo do ano de 2012. Este valor está distribuído entre os vários gêneros existentes, entre eles tem-se: derivados da carne, beneficiamento de grãos, laticínios, derivados do trigo, indústria do cacau (chocolate), produção de “snacks” (4 bilhões de R\$/ano), gorduras e óleos entre diversas outras tipologias. Este cenário indica a grande importância do segmento na economia nacional e a diversidade destas tipologias industriais (ABIA, 2013).

O tratamento de efluentes das indústrias alimentícias é, na maioria das vezes, uma prática relativamente complexa. Cada indústria possui suas particularidades, existindo muitas variáveis envolvidas, que dificultam a padronização de processos de tratamento. Entre essas variáveis estão as diferentes matérias-primas, os diversos processos de produção, as condições climáticas e a disponibilidade de água. Assim, raramente, as soluções para tratamento de efluentes de indústrias alimentícias podem ser transplantadas integralmente de uma unidade industrial para outra (Parente, 2002).

Uma fato comum que as indústrias alimentícias possuem é que todas realizam procedimentos de limpeza dos equipamentos, pisos e maquinários, consumindo grandes quantidades de água e conseqüentemente gerando consideráveis vazões de efluentes. Estes procedimentos variam de acordo com cada empresa, podendo ocorrer de forma manual, por imersão, aspersão ou desenvolvida no local do equipamento (*Clean in place* – CIP).

Os efluentes destas indústrias tipicamente se caracterizam pela grande variação de pH, a grande presença de sólidos e, em alguns casos, forte coloração (Stulp, 2005). Águas residuárias provenientes das indústrias de fabricação de batatas chips apresentam altas concentrações de diversos compostos orgânicos, incluindo óleos e gorduras, carboidratos, proteínas, vitaminas, pectinas e açúcares, responsáveis pelas altas DQO e DBO (Koby et al., 2006). Características de efluentes de fábricas de salgadinhos tipo “snacks” reportadas na literatura estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Características de efluentes de fábricas de salgadinhos tipo “snacks”

Parâmetro	Fábrica*			
	A	B	C	D
pH	6,2-6,5	7,5		5,6
DQO, mg/l	2200-2800	8122	10000	9720
DBO, mg/l	1650-2150	1950	7000	487
Proteínas, mg/l	-	2880	-	-
Carboidratos, mg/l	-	19470	-	-
SST, mg/l		640		224
Turbidez, UNT	260-610	-	-	-
N-total, mg/l	-	460	-	-
P-total, mg/l	-	220	-	-
CE, mS/cm	1,9-2,4		-	-
Toxicidade aguda, UT	-	-	5-15	-

* A = Fábrica de batatas chips, Turquia (Koby, 2006)

B = Fábrica de batatas chips, Índia (Mishra, 2003)

C = Fábrica de salgadinhos tipo “snacks”, Portugal (Catarino et al., 2006)

D = Fábrica de doces do tipo “snacks”, Índia (Wael et al., 2013)

2.2. Hidrólise e oxidação de lipídeos

Óleos e gorduras fazem parte de um grupo de compostos denominados lipídeos, muito comuns em alimentos e utilizados na fritura de salgadinhos “snacks” (Vollhardt et al., 2004; Araújo, 2011). Os lipídeos, também chamados de triacilglicerídeos, são ésteres de glicerol que contêm três ácidos graxos. Cada ácido graxo pode conter diferentes números de átomos de carbono e diferentes graus de insaturação, perfazendo uma grande diversidade de moléculas na massa de triacilglicerol (Araújo, 2011).

Óleos e gorduras se deterioram em diferentes velocidades quando aquecidos, como o que ocorre no processo de fritura industrial. A deterioração pela oxidação progressiva em frituras envolve cinco estágios: período de indução, seguido pela formação de peróxido, decomposição, polimerização e degradação. Durante estes processos podem ocorrer a oxidação, ciclização, polimerização, degradação de compostos voláteis e hidrólise. A oxidação leva à degradação da estrutura, conferindo aspecto desagradável e até o surgimento de compostos tóxicos cancerígenos (Araújo, 2011).

Quando um alimento é aquecido no óleo, sua umidade é liberada na forma de vapor e, a água, um nucleofílico fraco, ataca as ligações ésteres do

triacilglicéide, formando ácidos carboxílicos livres (Araújo, 2011). O teor de ácidos graxos livres aumenta com o número de frituras, como consequência ocorre a diminuição de seu ponto de fumaça, que reflete a quantidade de ácidos graxos livres presentes na matriz lipídica. A Tabela 2 apresenta as principais alterações que ocorrem no óleo durante o processo de fritura (Araújo, 2011).

Tabela 2. Alterações de óleo/gordura durante a fritura (Araújo, 2011)

Alteração	Agente	Compostos Resultantes
Hidrólise	Umidade	Ácidos graxos Monoglicerídeos Diglicerídeos Glicerol Monômeros cíclicos, polímeros voláteis
Oxidação	Oxigênio	(Aldeídos, ácidos, hidrocarbonetos, cetonas, etc.)
Térmicas	Temperatura	Monômeros cíclicos, dímeros e polímeros

Os valores de acidez em óleos submetidos ao aquecimento contínuo, sem reposição, apresentam produtos ácidos provenientes da degradação do triglicerídeo e liberação de ácidos graxos livres, que aumentam o índice de acidez. A redução dos níveis de acidez, apresentados na Figura 10, ocorre devido à degradação dos óleos e gorduras durante o processo de aquecimento sem reposição. Estes testes foram realizados para a comparação dos índices de acidez entre óleo de soja e gordura vegetal hidrogenada (GVH) (Mogharbel et al., 2003).

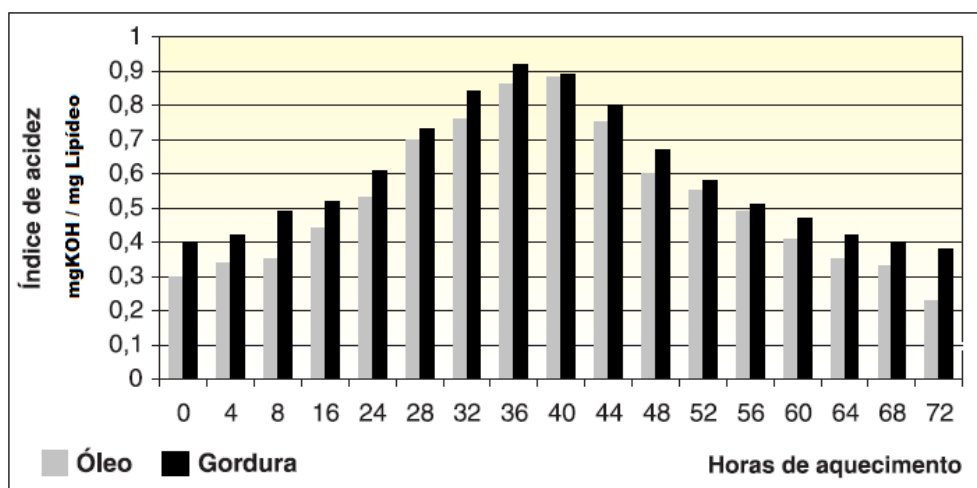


Figura 1. Comparação do Índice de acidez entre a gordura (GVH) e o óleo de soja, submetidos a aquecimento sem reposição (Mogharbel et al., 2003).

2.3. Tratamento de efluentes por processos biológicos anaeróbios

2.3.1 Degradação anaeróbia

A degradação anaeróbia requer a ação de diversos grupos distintos de microrganismos que convivem em simbiose e trabalham interativamente na conversão de matéria orgânica complexa em elementos mais simples, tais como metano (CH_4), gás carbônico (CO_2), água (H_2O), gás sulfídrico (H_2S) e amônia (NH_3). Além destes produtos da degradação anaeróbia, há também a formação de novas células ativas, que substituem aquelas que se encontram em fase de respiração endógena (Chernicharo, 2007; Sant'Anna, 2010).

A conversão da matéria orgânica complexa em metano ocorre em quatro etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (Figura 2) (Van Haandel e Lettinga, 1996; Chernicharo, 2007). Três grupos funcionais de microrganismos são essenciais para completar essa conversão, as bactérias fermentativas, as bactérias acetogênicas e as archeas metanogênicas.

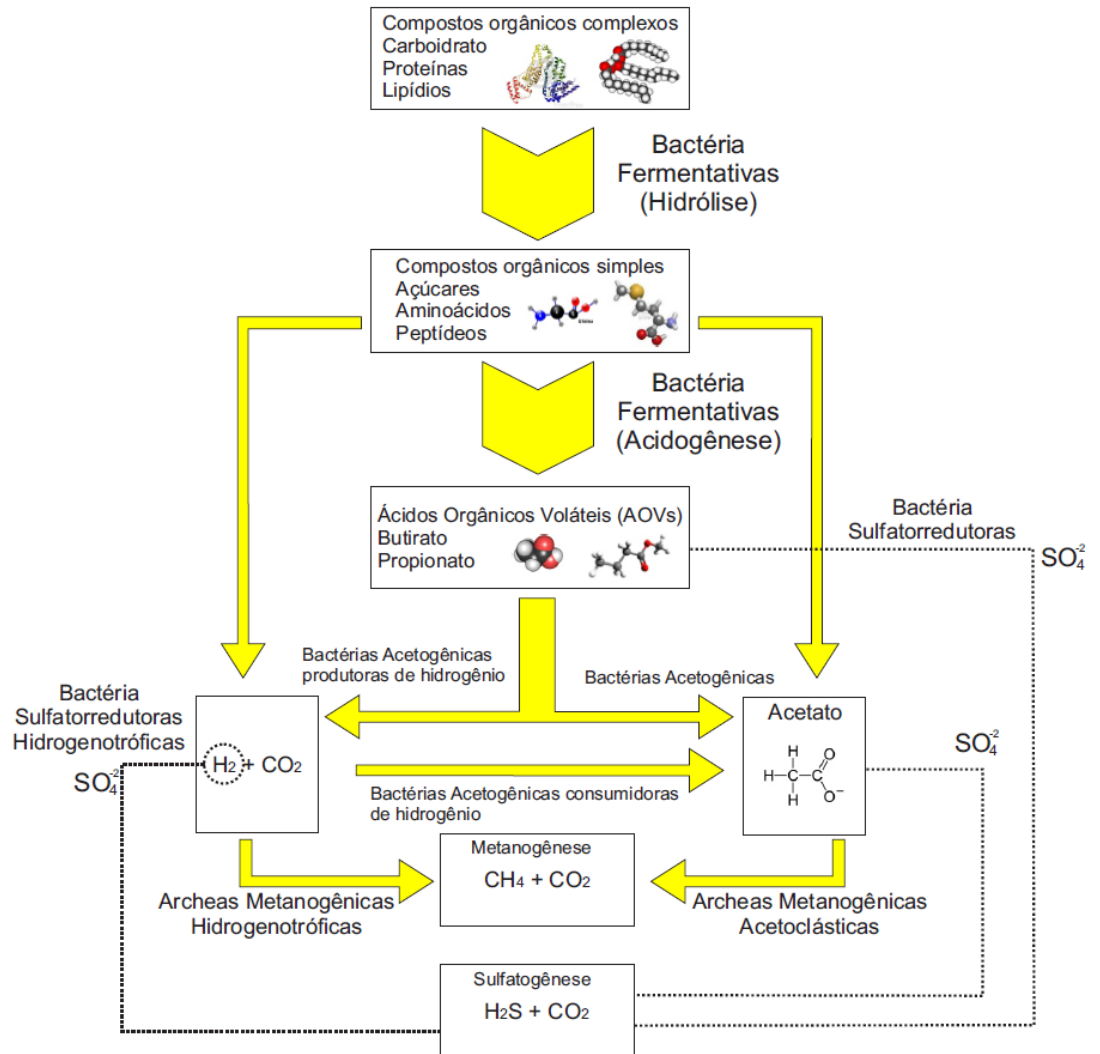


Figura 2. Etapas de conversão do substrato através do comensalismo de microrganismos anaeróbios (Van Haandel e Lettinga, 1996; Chernicharo, 2007).

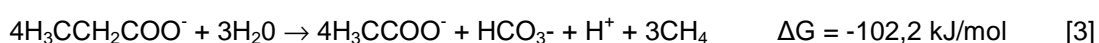
A etapa de hidrólise consiste na conversão de materiais particulados complexos (polímeros, lipídeos e proteínas) em partículas de menor tamanho, possibilitando sua assimilação pelas bactérias fermentativas (Figura 2). A hidrólise é possível devido à ação de exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas. Um exemplo é a exoenzima lipase, excretada por bactérias fermentativas e responsável pela clivagem da ligação éster dos triglicerídeos (lipídeos), permitindo sua decomposição e posterior assimilação (Van Haandel e Lettinga, 1996; Kirk, 2002; Araújo, 2011).

Durante a acidogênese, ou fermentação ácida, os produtos hidrolisados na etapa anterior são assimilados e metabolizados pelas bactérias

fermentativas, sendo excretados produtos mais simples como os ácidos orgânicos voláteis (AOVs – ácido fórmico, acético, propiônico, butírico, valérico, isovalérico, metilpentanóico e hexanóico) e os álcoois (Van Haandel e Lettinga et al., 1996; Santana, 2010).

As bactérias acetogênicas são responsáveis pela degradação dos produtos gerados na acidogênese e produzem acetato, hidrogênio e CO₂, que são os substratos para as archeas metanogênicas. A acetogênese é considerada a etapa crítica porque depende da relação sintrófica entre as bactérias acetogênicas e as archeas metanogênicas, dois grupos muito sensíveis às variações ambientais (pH, temperatura, disponibilidade de substrato) (Chernicharo, 2007; Santana, 2010).

As equações balanceadas [1] e [2] apresentam as duas etapas da reação global [3] de formação de metano e acetato a partir do substrato propionato. A primeira etapa [1], com energia livre de Gibbs positiva, e, portanto, termodinamicamente não-espontânea, só ocorre devido à sintrofia entre as bactérias acetogênicas e archeas metanogênicas, sendo necessário o consumo de hidrogênio pelas archeas metanogênicas hidrogenotróficas, o que desloca o equilíbrio da reação à direita (Santana, 2010).



De acordo com o tipo de substrato e do aceptor de elétrons presentes, podem ocorrer rotas distintas à metanogênese. A formação de gás sulfídrico, ou sulfetogênese (conversão de sulfato, SO₄²⁻; S⁺⁶ a sulfeto, H₂S; S²⁻), ocorre devido à presença de condições ideais para o crescimento das bactérias sulfatorredutoras (BSR), que incluem a presença de hidrogênio, substrato orgânico e o ânion sulfato como receptor de elétrons (SO₄²⁻) (Sant'Anna, 2010). Como muitos efluentes industriais apresentam altas cargas de matéria orgânica, e normalmente há presença de íons sulfato, espera-se uma competição por substrato (H₂, CO₂, acetato, formiato, metanol) entre as BSR e as archeas metanogênicas (Sant'Anna, 2010).

Os principais fatores que afetam o funcionamento do tratamento anaeróbio estão associados diretamente à capacidade de sobrevivência dos microrganismos mais sensíveis (acetogênicos e metanogênicos), sendo estes fatores a temperatura, o pH, a disponibilidade de nutrientes e a presença de substâncias tóxicas. Quando as condições fogem dos valores ótimos, ocorrerá redução ou cessão do crescimento das espécies mais sensíveis, culminando na perda de eficiência do processo. A Tabela 3 sumariza os valores ideais para as variáveis que afetam o funcionamento de um sistema anaeróbio, incidindo diretamente na taxa de crescimento microbiano e, conseqüentemente, na eficiência do sistema de tratamento (Chernicharo, 2007).

Tabela 3. Fatores que influenciam no crescimento de microrganismos anaeróbios

Parâmetro	Valor ótimo	Observações
pH	6,3 a 7,8	Redução na eficiência de remoção de DQO fora dessa faixa
Temperatura	30 a 40 °C	Manutenção das bactérias e archeas mesofílicas
Nutrientes	350DQO/5N/1P	Micronutrientes considerados essenciais Fe, Co, Ni, Zn
Toxicidade	Ausência	Evitar surfactantes e presença de metais pesados

Fonte: Chernicharo, 1997

Para manter a eficiência do tratamento biológico, é necessário assegurar a disponibilidade dos nutrientes inorgânicos em quantidades suficientes para garantir o crescimento de novas células microbianas. Caso não haja disponibilidade de nutrientes em quantidade satisfatória, haverá redução da eficiência de remoção do substrato, expresso na forma de DQO ou DBO. Os seguintes nutrientes são essenciais para o crescimento das archeas metanogênicas: nitrogênio, enxofre, fósforo, ferro, cobalto, níquel, molibdênio, selênio, e vitaminas B₂ B₁₂ (Chernicharo, 1997).

2.3.2 Sistema fossa-filtro e considerações sobre a NBR14605/2009

Apesar de existirem vários tipos de reatores anaeróbios, o sistema combinado composto do tanque séptico + filtro anaeróbio será o único abordado neste documento, no Brasil, estas unidades são projetadas de acordo com as normas NBR 7229 (Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos) e a NBR 13.969 (Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementares e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação).

O tanque séptico desempenha funções múltiplas de retenção de sólidos sedimentáveis e material flutuante e serve como unidade de tratamento primário antes do filtro anaeróbio. Os sólidos retidos são hidrolisados e digeridos no fundo do tanque, gerando um lodo estabilizado, que acumula entre os intervalos de limpeza. A fase líquida passa direta para o filtro. O tempo de detenção hidráulica (TDH) do tanque séptico é definido com base na vazão do esgoto, entre 0,5 e 1,0 dia.

O filtro anaeróbio de fluxo ascendente é um biorreator de leito fixo que promove a retenção de biomassa, por adesão a um suporte inerte, e por aprisionamento nos espaços intersticiais do leito (Chernicharo, 2007; Sant'Anna, 2010). O TDH do filtro anaeróbio deve ser definido com base na temperatura e vazão do esgoto, na faixa de 0,5 a 1,17 dias (NBR 13969, 1997).

Filtros anaeróbios têm sido utilizados no tratamento de efluentes industriais com cargas orgânicas volumétricas variando da ordem de 3 a 20 kgDQO/m³.d e têm apresentado eficiências de remoção de DQO na ordem de 60 a 85%. A Tabela 4 apresenta eficiências de remoção de DQO obtidas no tratamento de efluentes de indústrias alimentícias em filtros anaeróbios (Leme et al., 2010).

Uma das desvantagens do filtro anaeróbio é sua possível colmatação, o que pode levar à criação de caminhos preferenciais que podem ocasionar problemas operacionais e queda de eficiência no tratamento (Chernicharo, 2007; Sant'Anna, 2010). Para se obter êxito operacional de filtros no tratamento de efluentes industriais, procedimentos operacionais visando evitar a colmatação do filtro são considerados essenciais (Speece, 1994; Sant'Anna, 2010).

Tabela 4. Remoção de DQO em relação ao TDH de filtros anaeróbios (Leme et al., 2010)

Tipo de Despejo	DQO (mg/l)		Remoção (%)	TDH (h)
	Entrada	Saída		
Glicose	3000	204 a 1.105	63 a 93	9 a 72
Soro de leite	5000	250	95	-
Processamento do peixe	466	102	75	38,4
Indústria da carne	315 a 1848	136 a 553	64	24 a 48
Processamento de batatas	1358 a 2341	200 a 400	70 a 92	24

Os sistemas separadores de água e óleo são instrumentos fundamentais em qualquer atividade que envolva o risco de contaminação da água com óleos, graxas e gorduras. A ABNT publicou a série de normas técnicas sob o título geral de “Armazenamento de Líquidos Inflamáveis e Combustíveis – Sistemas de Drenagens Oleosas, contendo 8 partes que regulamentam os projetos e ensaios sobre a separação de óleo e água (SAO), sendo imprescindível sua consulta antes de se executar um projeto. Os valores de entrada e saída, bem como variações de pH e temperatura podem corroborar para ineficiência do sistema separador (NBR 14605, 2009).

O Anexo A da parte 7 da referida norma reporta que valores elevados de pH e quedas de temperatura corroboram para a redução da eficiência no tratamento de óleos misturados a água, porém cada tipo de efluente deverá ser estudado antes de serem dimensionados os componentes do sistema SAO (NBR 14605, 2009).

2.4. Legislação

A Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, também estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Em seu capítulo III, seção II, classifica as águas doces de acordo com os valores máximos de parâmetros orgânicos e inorgânicos, refletindo as principais finalidades para os diversos tipos de uso e

restringindo os limites máximos para os padrões de lançamento de poluentes, de acordo com cada classificação dos escoamentos superficiais.

Essa deliberação mineira estabelece que os valores limites para emissão de DQO não devem ultrapassar 180mg/l, ou que a ETE industrial tenha eficiência de remoção mínima de 75%. Em relação à emissão de DBO, estabelece que os valores limites não devem ultrapassar 60mg/l, ou que a ETE industrial tenha eficiência de remoção mínima de 85%. Nesta mesma normativa os valores para lançamento de óleos e graxas, apresentado no capítulo 5, artigo 29, são de 20mg/l para óleos minerais e de 50mg/l para óleos vegetais e gorduras animais.

O Decreto Estadual nº 44.844, de 2008, em conjunto a Lei Federal nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, foram criadas para listar e dispor sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente. Em específico, o Decreto Estadual nº 44.844 estabelece normas para licenciamento ambiental e autorização ambiental de funcionamento, tipifica e classifica infrações às normas de proteção ao meio ambiente e aos recursos hídricos, além de estabelecer procedimentos administrativos de fiscalização e aplicação das penalidades.

A Deliberação Normativa COPAM nº 74, de 09 de setembro de 2004, estabelece os critérios necessários à classificação de empreendimentos modificadores do ambiente de acordo com seu porte e potencial poluidor. Além desta classificação, determina as normas para indenização dos custos do processo de análise de autorização ou de licenciamento ambiental a nível estadual. No anexo único desta deliberação é possível visualizar o ábaco utilizado para a classificação, bem como a listagem de tipologias passíveis de licenciamento, com a determinação do porte e do potencial poluidor de cada uma.

3. Caracterização do Empreendimento

3.1. Processo produtivo

O empreendimento em estudo foi fundado no ano de 1990 e realiza a produção de salgadinhos do tipo “snacks” a base de trigo e milho. As linhas de produção passaram por diversas modificações, passando do nível manual até

os sistemas automatizados e contínuos dos dias atuais, na fabricação de pipoca doce, pimentinha, salgadinhos de milho diversos, batata frita e pururuca. Os produtos são distribuídos, principalmente, nos estados da Bahia, Espírito Santo e Minas Gerais.

Atualmente, a empresa conta com 91 funcionários locados na produção e administração. A jornada de trabalho totaliza 88h/semana, dividida em dois turnos, que seguem de segunda a sábado, sendo o último turno reservado para a limpeza geral dos equipamentos, pisos e depósitos. Aos domingos a fábrica não funciona, tendo suas atividades e geração de efluentes cessadas. As rotinas produtivas são intervaladas por procedimentos de limpeza que geram efluentes setoriais, e em conjunto a outras fontes geradoras criam uma vazão de efluente contínua.

A atividade de limpeza dos equipamentos locados na linha de produção ocorre em pequena escala ao longo da semana. A lavagem que acontece no fim de semana consome maiores quantidades de água e, conseqüentemente, gera maiores quantidades de efluentes. Nesta lavagem semanal todos os equipamentos, pisos e tetos do empreendimento são higienizados, incluindo o tacho de fritura (1.500 litros).

A lavagem executada no empreendimento ocorre de duas maneiras distintas: uma manual, onde os funcionários, com auxílio de bucha, sabão e água, fazem a limpeza dos equipamentos drenando a água de enxágüe para canaletas de coleta localizadas ao redor da área de produção, e a outra ocorre no tacho de fritura, onde um procedimento de CIP (*Clean in place*) com três estágios é aplicado ao tacho. A primeira lavagem utiliza apenas água, a segunda utiliza água quente (80°C) e 10 litros de soda cáustica (25%), a terceira utiliza água morna com a adição de 2 litros de vinagre (Ácido acético a 4,2%). As águas de lavagem do tacho de fritura são direcionadas a ETE, sendo considerada como lavagem semanal e estocadas no tanque de acúmulo (A1).

O empreendimento consome por ano cerca de 2.650m³ de água, 218m³ de gás liquefeito de petróleo (GLP), 720 toneladas de farinha de trigo, 1.800 toneladas de canjiquinha, 300 toneladas de canjicão, 576 toneladas de gordura vegetal hidrogenada e 190 toneladas de corante, aromatizantes e aditivos alimentares, tais como glutamato monosódico e fermento biológico. Estas matérias primas são convertidas em cerca de 4.390 toneladas de produtos. Em

relação aos produtos de limpeza consumidos, gastam-se anualmente 115 kg de soda cáustica, 200 kg de desinfetante e 180 kg de cloro, na forma de hipoclorito de sódio (água sanitária) conforme apresentado na Tabela 5 (Relatório Anual, 2012). A Figura 3 apresenta o fluxograma do processo produtivo, incluindo as entradas de matéria prima, insumos, linhas de produção, equipamentos instalados e expedição do produto final.

Tabela 5. Produtos de limpeza utilizados na empresa

Produto	pH	Princípio ativo	Aplicação
Sabão líquido	7,0 a 8,0	Detergente não iônico	Pisos e equipamentos
Desinfetante	7,0	Emulsionante óleo de eucalipto	Pisos e equipamentos
Cloro	7,0	Hipoclorito de sódio	Pisos
Soda cáustica líquida	14,0	NaOH (50%)	Limpeza da fritadeira
Vinagre	2,7	Ácido acético	Limpeza da fritadeira

Fonte: Embalagens e rótulos dos produtos

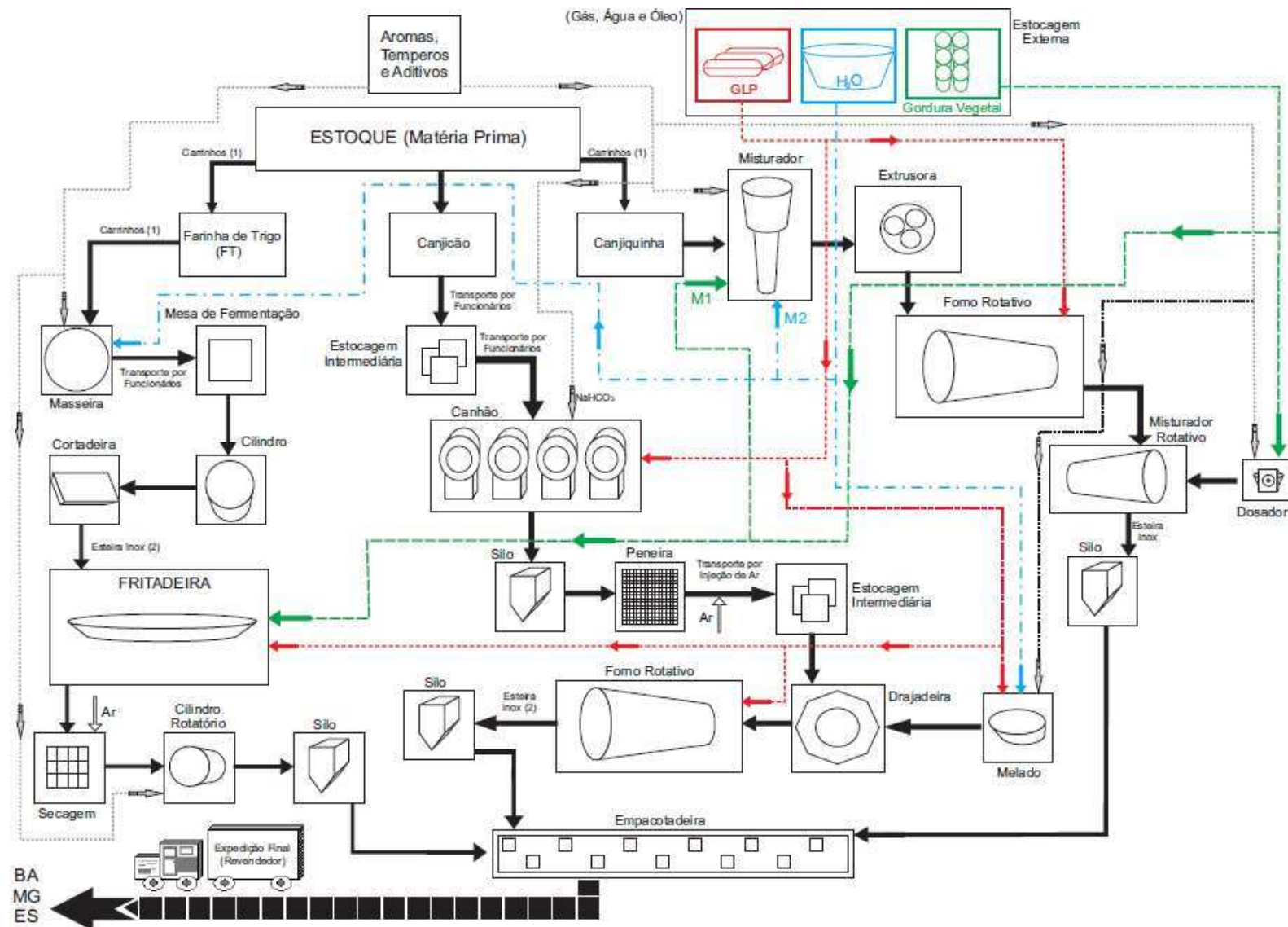


Figura 3. Fluxograma de produção geral do empreendimento.

3.2. Aspectos legais

De acordo com a Deliberação Normativa N°074/2004 a empresa enquadra-se como empreendimento classe 3, na tipologia genérica D-01-14-7 Fabricação de produtos alimentares não especificados ou não classificados (nova redação dada pela Deliberação Normativa COPAM n° 82/2005). Esta classificação sucedeu-se devido ao seu potencial poluidor ser médio e seu porte, na época, ser considerado médio. Com base nessa classificação, obteve, junto à superintendência de regularização ambiental, o certificado de Licença de Operação Corretiva (LOC) em 2011. Como parte do processo de obtenção de sua LOC, a fábrica ficou condicionada a construir uma ETE, devendo garantir as emissões líquidas dentro dos padrões e condições preconizados na legislação vigente.

O empreendimento despeja seus efluentes na rede coletora de esgotos disponível no distrito industrial, de responsabilidade do sistema de abastecimento autônomo do município (SAAE-GV). Porém, o referido município, com cerca de 240 mil habitantes, não possui sistema de tratamento de efluentes e lança seus esgotos *in natura* no rio Doce, que é enquadrado como classe II, de acordo com a DN COPAM CERH n° 01/2008 (ECOPLAN, 2010).

3.3. Implantação da ETE

Para guiar a concepção da ETE pelos empreendedores, apenas duas amostras simples de efluente bruto foram coletadas e encaminhadas para análise. Os resultados dessa amostragem pontual com baixíssima representatividade estão apresentados na Tabela 6. De acordo com estes resultados os efluentes foram diferenciados em duas linhas de geração, com vazões e características físico-químicas distintas. A primeira linha proporciona uma vazão diária, concentrando águas de lavagem de pisos e efluentes sanitários. A segunda linha representa o efluente gerado na ocasião de lavagem pesada da fábrica (semanal), principalmente a lavagem do tacho de fritura. Neste documento, a primeira linha é identificada como efluente diário e a segunda como efluente da lavagem pesada (semanal).

Tabela 6. Caracterização inicial dos efluentes para a concepção da ETE

Parâmetro	Unidade	Diário	Lavagem pesada
DBO _{5,20}	mg/l	1.860	329
DQO	mg/l	2.120	35.100
MBAS (surfactantes)	mg/l	67,7	19,4
Óleos e Graxas	mg/l	75	1.500
pH	-	5,8	12,2
Sólidos sedimentáveis	mg/l	0,8	7
Sólidos suspensos totais	mg/l	360	36.400

No ano de 2010, foi proposto um sistema de tratamento biológico anaeróbio de efluentes por um tanque séptico – filtro anaeróbio. A vazão considerada para o projeto foi de 220 L/h, com base nas contas de água disponíveis, apresentando o indicador de 58 litros de efluente por cada um dos 91 funcionários, ao longo de um dia de trabalho (Landim et al., 2009; Landim et al., 2010). As unidades, apresentadas na Figura 4, são: um tanque de acúmulo para receber os efluentes da lavagem pesada (A), uma caixa gradeada (B), uma caixa de chicanas (C), um tanque séptico (D-I), um filtro anaeróbio (D-II), um filtro de brita (F-III) e a saída de inspeção (F-IV). O tanque de acúmulo e a caixa com chicanas foram adaptados com sifões para funcionarem como caixas de retenção de gordura, porém as mesmas não foram dimensionadas e nenhum ensaio foi realizado de acordo com a NBR 14605. A Figura 5 apresenta o fluxograma geral das unidades que compõem a ETE. As dimensões das unidades que compõe a ETE e os TDH correspondentes à vazão de projeto são apresentados na Tabela 7.

O TDH do tanque de acúmulo não pôde ser calculado com exatidão, uma vez que funciona como um tanque pulmão, sendo esvaziado uma vez por semana ou a cada 15 dias. Para o presente estudo este valor foi estimado em seis dias (144h), pois a lavagem pesada ocorre no sábado e sua drenagem ocorre na sexta feira. Este TDH é importante para garantir o resfriamento do efluente da lavagem pesada que, devido aos procedimento de limpeza CIP, atingem temperaturas próximas a 80°C.



A – Tanque de acúmulo



B – Caixa gradeada



C – Caixa contendo chicanas



D – Fossa séptica (I) e filtro anaeróbio (II) após a instalação



E – Fossa séptica e filtro anaeróbio antes de instalação



F – Filtro de brita (III) e saída (IV) da ETE

Figura 4. Unidades que compõe a estação de tratamento de efluentes.

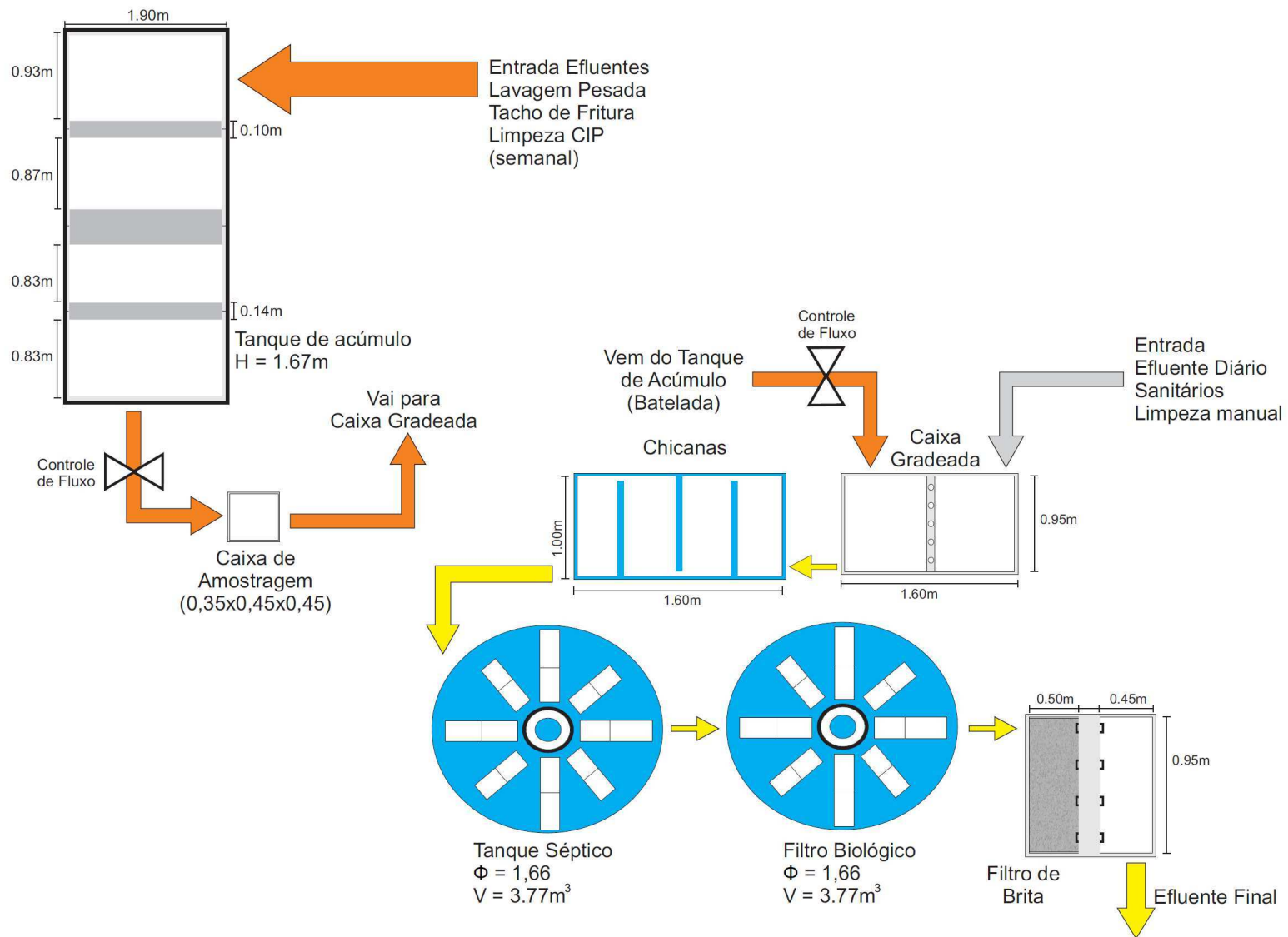


Figura 5. Fluxograma da estação de tratamento de efluentes.

Tabela 7. Dimensões e tempos de detenção hidráulica das unidades que compõe a ETE

Equipamento	Área (m²)	Profundidade (m)	Volume (m³)	Vazão (m³/h)	TDH (h)
Tanque de acúmulo	6,67	1,67	11,14	4,0	144,0
Caixa gradeada	1,52	0,63	0,96	0,22	4,4
Chicanas	1,90	1,00	1,90	0,22	8,6
Fossa séptica	-	-	3,77	0,22	17,1
Filtro anaeróbio	-	-	3,77	0,22	17,1
Caixa de saída	0,86	0,83	0,71	0,22	3,2

O tanque de acúmulo e as chicanas, como foram adaptados com sifões, realizam a retenção da gordura vegetal encaminhada pelas rotinas de lavagens manuais e pela CIP. Como estas unidades não foram projetadas adequadamente não existem sistemas de coleta para as emissões de óleo, sendo esta função realizada por um funcionário munido de uma caneca de alumínio, que recolhe o óleo e o armazena em um tambor, que posteriormente é encaminhada a gestão de resíduos do empreendimento. Esta atividade de recolhimento de óleo pelo funcionário ocorre sem frequência estipulada, corroborando para o aspecto desagradável e mau funcionamento destas unidades.

Na época da entrega da ETE, os fornecedores do sistema fossa - filtro recomendaram o uso do produto Biorooter® (Hidraulis, Belo Horizonte), uma mistura concentrada de bactérias não patogênicas, produtoras de enzimas hidrolíticas, dispersas em farelo de trigo (79% p/p) associado ao estabilizante cloreto de sódio (NaCl, 21% p/p), não sendo tóxica, nem corrosiva. A mistura possui pH ótimo entre 5 e 9,5 e temperatura de trabalho variando de 5 a 60 °C. As espécies bacterianas presentes incluem *Bacillus subtilis*, *B. licheniformis*, *B. amyloliquefaceans*, *B. polymyxa*, *Pseudomonas fluorescens* e *P. putida*, em quantidades superiores a $1,6 \times 10^8$ unidades formadoras de colônias por grama de produto (UFC/g) (Hidraulis, 2009).

4. Objetivos

O objetivo geral deste estudo foi a proposição de soluções práticas, visando à otimização e adequação da ETE aos aspectos legais vigentes. Como objetivos específicos têm-se:

- Realizar uma análise comparativa da eficiência da ETE com e sem a entrada do efluente da lavagem pesada nos efluentes diários;
- Avaliar a biodegradabilidade e a disponibilidade de nutrientes dos efluentes diários e da lavagem pesada, incluindo suas misturas;
- Avaliar a toxicidade do efluente tratado e dos efluentes brutos da lavagem pesada e dos efluentes diários;
- Avaliar, no laboratório, o impacto de um suplemento comercial, Biorooter[®] (BR), na eficiência de remoção da matéria orgânica.

5. Material e Métodos

5.1. Coleta e caracterização de efluentes

Amostras de efluente foram coletadas em quatro pontos da ETE (Figura 6):

A1: efluente da lavagem pesada semanal, armazenado no tanque de acúmulo;

A2: efluente diário, após o gradeamento;

A3: mistura dos efluentes A1 e A2, na entrada do sistema fossa-filtro;

A4: efluente final, na saída da ETE, após o filtro de brita.

As amostras foram analisadas em laboratório particular certificado para análises ambientais ou nos Laboratórios de Controle de Qualidade da Água (LCQA/ETA) e de Engenharia Sanitária e Ambiental (LESA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV).

As frequências e formas de coleta variaram de acordo com a especificidade das análises, sendo iniciadas em 2012 e finalizadas em 2014, conforme detalhado no Anexo desta dissertação. Amostras simples foram coletadas nos quatro pontos para as análises de exigência legal, na forma de condicionantes à licença ambiental, em laboratório particular e também para avaliação de toxicidade, disponibilidade de nutrientes e estudo de uso do suplemento microbiano nos laboratórios da UFV. Adicionalmente, amostras compostas foram coletadas diariamente, durante uma semana para o estudo mais detalhado da eficiência de remoção de DQO e avaliação da toxicidade. Estas amostras foram compostas de alíquotas de 100 ml coletadas em intervalos de uma hora, ao longo do dia de operação (07:00 às 18:00).

Os parâmetros que foram analisados seguindo métodos padronizados (APHA, 2005), sendo eles: pH (SMEWW 4500-H⁺ B), alcalinidade (SMEWW 2320 B), DBO_{5,20} (SMEWW 5210 B), DQO (SMEWW 5220 D), sólidos suspensos totais (SST - SMEWW 2540 D) e voláteis (SSV - SMEWW 2540 E), sólidos sedimentáveis (Ssed - SMEWW 2540 F), óleos e graxas (SMEWW 5520 D), surfactantes (SMEWW 5540 C), nitrogênio Kjeldahl total (SMEWW 4500-NH₃ B), fósforo total (SMEWW 4500-P D) e coliformes totais (SMEWW 9222 B).

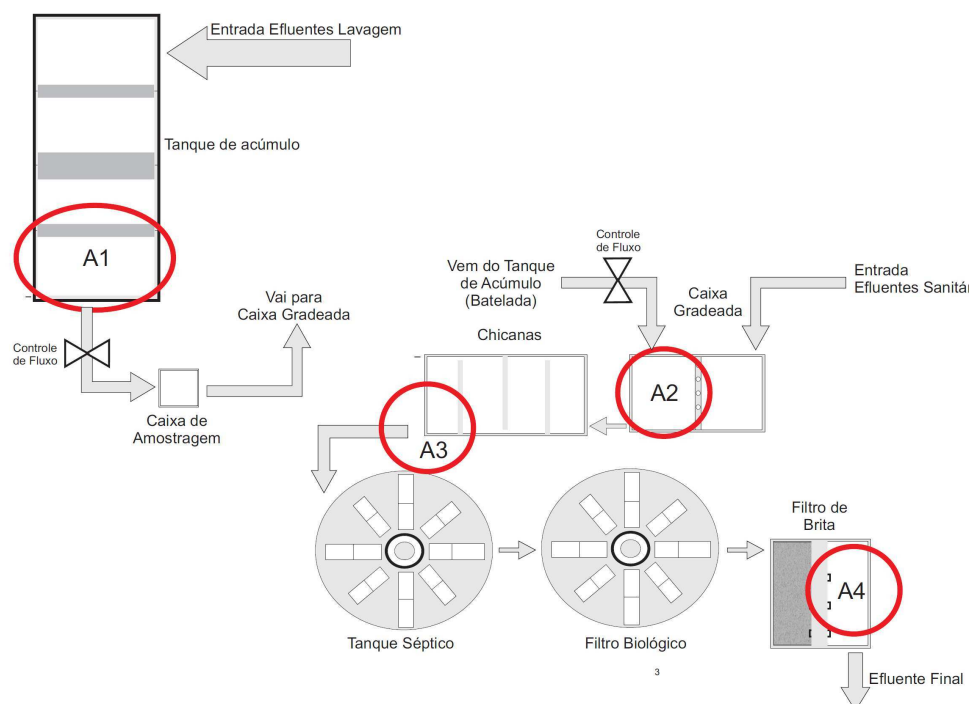


Figura 6. Pontos de coleta de amostras de efluentes.

A determinação da vazão da ETE foi feita através do método volumétrico e da análise das contas de água disponíveis, uma vez que o empreendimento não possui outros tipos de monitoramento de vazão. Para a determinação desta variável, pelo método volumétrico, foi utilizado um recipiente metálico graduado (volume máximo de 15L), e um cronômetro para determinar o tempo gasto em seu enchimento até 10 litros. O ponto escolhido para monitoramento da vazão foi o A4 e como esta medida pode apresentar grandes variações, foram feitas cinco medidas diárias, instantâneas e no mesmo horário (entre 14:00 e 15:00) ao longo da semana, para posteriormente ser obtida a média diária e média semanal. As avaliações de vazão foram feitas ao longo da semana operacional do empreendimento, considerando o período de segunda a sábado.

5.2. Avaliação de toxicidade

A toxicidade aguda foi avaliada por meio do ensaio da imobilização da *Daphnia similis*, de acordo com a NBR 12.713 (ABNT, 2009). Os ensaios foram executados no Laboratório de Ecotoxicologia Aquática da UFV, utilizando neonatos de *D. similis* com idade inferior a 24 horas. Os organismos foram

expostos às soluções-teste por 48 horas, sem alimentação, à temperatura de 22°C, e fotoperíodo de 12 horas luz. Nos ensaios qualitativos, as soluções-teste correspondiam à amostra sem diluição. Nos ensaios quantitativos, foram utilizadas cinco concentrações da amostra (100%, 50%, 25%, 12,5% e 6,25%). Para cada concentração testada, foram expostos 20 organismos-teste, divididos em quatro réplicas, cada uma contendo 10 ml da solução-teste e cinco neonatos. Controles negativos (organismos-teste em meio de cultivo, sem amostra) foram incluídos em todos os ensaios. Os resultados dos ensaios qualitativos foram expressos como “tóxicos” quando a proporção de imobilidade na amostra foi significativamente maior que no controle ou “não tóxicos” quando não houve diferença significativa ($\alpha = 0,05$). Nos ensaios qualitativos, a concentração efetiva inicial mediana, $CE(I)_{50}$, foi estimada com auxílio do programa *Trimmed Spearman-Kärber* (TSK), disponibilizado livremente pela USEPA (USEPA, 2002). A $CE(I)_{50}$ foi convertida em unidades tóxicas (UT), utilizando a equação [5] (ABNT, 2009):

$$UT = 100/CE(I)_{50} \quad [5]$$

onde: UT = unidades tóxicas

$CE(I)_{50}$ = concentração efetiva inicial mediana, %.

5.3. Ajuste de pH na ETE

Buscou-se otimizar a operação da ETE com base nos resultados obtidos em laboratório, principalmente, no que tange às condições ambientais e nutricionais para garantia de sobrevivência dos microrganismos anaeróbios.

A solução de correção de pH selecionada foi a barrilha (carbonato de sódio, Na_2CO_3), devido ao seu baixo custo, baixo risco e maior facilidade de aquisição e manejo. A etapa preliminar de laboratório consistiu na avaliação da quantidade de Na_2CO_3 necessária para neutralizar os efluentes coletados nos pontos A1, A3 e A4. Para tanto, foram preparadas soluções aquosas de carbonato de sódio a 4,11g/l e 60g/l e adicionadas alíquotas de 5,0ml e 0,5ml, respectivamente, a um volume de 100ml dos efluentes, com medição de pH após cada adição. Os pontos de equivalência das curvas de titulação assim

elaboradas foram determinados, de acordo com a reta paralela a abscissa, que cruza o eixo das ordenadas (pH) em 7.

Após definir as concentrações de trabalho da solução de Na_2CO_3 , o ajuste de pH teve início em escala industrial, sendo aplicado a solução nos pontos A1 e A2 de maneiras distintas. A correção de pH no ponto A1 foi realizada através da adição de carbonato de sódio sólido à fritadeira, com cerca de 1.000 litros de água, como uma etapa adicional ao procedimento de lavagem CIP, especificamente após a segunda etapa (água + NaOH). Já a correção de pH no ponto A2 foi realizada com o gotejamento da solução de NaOH estocada em uma bombona de 50 litros, onde o funcionário após a leitura de pH ajustava a vazão da solução de Na_2CO_3 , visando manter o pH no ponto A3 próximo de 7,0. O monitoramento do pH em todos os pontos (A1 a A4) foi realizado com auxílio de um pHmetro portátil (modelo HI-8424, Hanna Instruments). A massa de carbonato de sódio dosada em A1 foi calculada com base na equação 6.

$$M_{\text{Na}_2\text{CO}_3} = V_{\text{tanque}} \times \frac{V_{\text{Na}_2\text{CO}_3} \cdot C_{\text{Na}_2\text{CO}_3}}{V_{\text{efluente}}} \times \frac{10^3 \text{ l/m}^3}{10^3 \text{ g/kg}} \quad [6]$$

onde: $M_{\text{Na}_2\text{CO}_3}$ = massa de Na_2CO_3 a adicionar no tanque A1, kg

V_{tanque} = volume do tanque de acúmulo, m^3

$V_{\text{Na}_2\text{CO}_3}$ = volume de Na_2CO_3 adicionado até o ponto de equivalência, ml

$C_{\text{Na}_2\text{CO}_3}$ = concentração de Na_2CO_3 , mg/l

V_{efluente} = volume da amostra de efluente titulado, ml

5.4. Avaliação da aplicação de Biorooter® (BR)

Ensaio foram realizados no LESA e LCQA/ ETA para avaliar o impacto do Biorooter®, produto comercial contendo bactérias fermentativas hidrolíticas (BR), na eficiência de remoção de DQO. As soluções de BR foram preparadas, seguindo recomendação do fornecedor, pela adição da quantidade desejada do Biorooter® em pó a 35 ml de água destilada e 15 ml de efluente. Essas misturas foram deixadas em repouso por uma hora a temperatura ambiente, antes do uso.

Testes preliminares foram realizados para determinar a dose ótima e a efetividade do BR no tratamento anaeróbico do efluente A1. O pH do efluente foi ajustado para 6,5 pela adição de barrilha. Os testes foram realizados em frascos Erlenmeyer de 250 ml, contendo 100 ml do efluente neutralizado e 25 ml de lodo biológico (SST=1.051 mg/l) proveniente de uma indústria alimentícia (produtos cárneos). Foram adicionados 0 (controle); 0,5; 1,0 ou 2g de BR em 50 ml de solução (35 ml água + 15 ml efluente), em duplicata. Os frascos foram mantidos a 22°C por 24 horas. Nos ensaios anaeróbios, o conteúdo dos frascos foi mantido sob atmosfera de nitrogênio e nos aeróbios foi injetado ar através de uma bomba de aquário. A DQO total foi quantificada antes e após o período de incubação.

Após determinar a dose de BR, três ensaios foram conduzidos para avaliar diferentes formas e pontos de aplicação do produto, conforme descritos na Tabela 8.

Tabela 8. Detalhes dos ensaios realizados com Biorooter® (BR)

Ensaio	Tratamento	Descrição	Identificação
1	T1	Efluente da lavagem pesada (A1), sem ajuste de pH	A1 (pH<4)
	T2	Efluente da lavagem pesada (A1), com ajuste de pH e adição de BR	A1+BR (pH7)
	T3	Efluente da lavagem pesada (A1), com ajuste de pH	A1 (pH7)
	T4	Efluente da lavagem pesada (A1), sem ajuste de pH e adição de BR	A1+BR (pH<4)
2	T1	Efluente diário (A2), lodo e nutrientes	A2
	T2	Efluente diário (A2), lodo, nutrientes e BR	A2+BR
	T3	Mistura do efluente diário e da limpeza pesada na fábrica (A3), lodo e nutrientes	A3
	T4	Mistura do efluente diário e da limpeza pesada na fábrica (A3), lodo, nutrientes e BR	A3+BR
3	T1	Mistura do efluente da lavagem pesada (A1) e efluente diário (A2) (1:1), lodo e nutrientes	A1+A2
	T2	Efluente da lavagem pesada (A1) com adição de BR, seguido de mistura com efluente diário (A2) (1:1), lodo e nutrientes	(A1+BR)+A2

Os tratamentos foram realizados em triplicata em frascos Erlenmeyer de 250 ml, mantidos sob agitação constante e temperatura fixa de 30°C, contendo alíquotas de 100 ml das amostras de efluente da lavagem pesada (A1), efluente diário (A2), mistura de A1 e A2 na ETE (A3), ou mistura de A1 e A2 preparada no laboratório (1:1, v:v). A solução BR foi preparada conforme descrito anteriormente, utilizando 1g de Biorooter® em pó.

Nos ensaios 2 e 3, foram adicionados nitrogênio (na forma de NH₄Cl) e fósforo (na forma de KH₂PO₄) para se obter uma relação inicial de DQO/N/P igual a 350/N/P, e 10 ml de lodo biológico (23.000 mg SVT/l), proveniente do reator UASB da ETE-Violeira, na cidade de Viçosa.

Os resultados foram comparados com base na eficiência de remoção de DQO (total e solúvel) e de toxicidade aguda a *D. similis*. A DQO solúvel foi quantificada na amostra filtrada através membrana AP40 (Millipore, EUA) ou equivalente. Os valores de sólidos suspensos totais e pH também foram quantificados.

5.5. Análises estatísticas

Os resultados da remoção percentual média de DQO nos diferentes tratamentos com BR foram analisados por meio de análise de variância (ANOVA) de fator único, ao nível de 5% de probabilidade. Os resultados do monitoramento de DQO, vazão e toxicidade foram analisados pela análise de correlação linear de Pearson. As análises estatísticas foram realizadas utilizando as ferramentas da Microsoft Excel® (versão 2010) e tiveram o objetivo de confirmar a existência de diferenças significativas e correlações aceitáveis estatisticamente entre as variáveis avaliadas (DQO, UT e Vazão).

6. Resultados e Discussão

6.1. Caracterização dos efluentes

6.1.1. Características físico-químicas

A Tabela 9 apresenta os valores médios obtidos ao longo de todas as campanhas de amostragem (Tabela de coleta em anexo) iniciadas em 2012 e finalizadas em Janeiro de 2014. Os resultados foram elaborados pelo laboratório particular associado ao empreendimento e pelos laboratórios da UFV (LQCA/LESA), sendo estes resultados utilizados para compor a caracterização da estação de tratamento de efluentes considerando os pontos A1 a A4.

Tabela 9. Resultados médios da caracterização da ETE do empreendimento (2012 a 2014)

Parâmetro	Unidade	Ponto ¹				Padrão ² de lançamento
		A1	A2	A3	A4	
pH	-	3,6±0,5 ³	5,6±1,6	4,7±0,9	4,3±0,7	6-9
DBO _{5,20}	mg/l	4.660±1,2 ⁴	1.349±1,2	903±1,2	3.865±1,2	60
DQO	mg/l	29.076±1.520 ³	4.197±266	8.766±325	11.004±2,3 ⁴	180
Óleos e Graxas	mg/l	19.715±1,1 ⁴	1.439±1,1	206±1,1	167±1,1	20
Surfactantes (MBAS)	mg/l	7,3±0,50 ⁴	1,8±0,50	5,4±0,50	15,4±0,50	2
Ssed	mg/l	1,6±0,15 ⁴	2,5±0,15	< 0,3	< 0,3	ausente
SST	mg/l	20.835±4,6 ⁴	532±4,6	267±4,6	210±4,6	100
Coliformes Totais	NMP/100ml	< 10	2,4x10 ⁷	NA ⁵	1,3x10 ⁵	-
Fósforo Total	mg/l	5,47±0,03 ³	6,54±1,08	9,82±0,06	NA	-
Nitrogênio Kjeldahl	mg/l	7,04±1,53 ³	31,35±0,51	29,63±4,59	NA	-

¹ Pontos A1: Tanque de equalização; A2: Efluente Sanitário + Industrial; A3: Entrada Tanque séptico; A4: Lançamento final.

² DN COPAM/CERH 01/2008

³ Desvio padrão

⁴ Incerteza expandida, k = 2 e nível de confiança de 95%

⁵ NA = não analisado

Os efluentes em todos os pontos analisados apresentaram valor de pH inferior a 6,0. A acidez dos efluentes desta indústria de “snacks”, principalmente no ponto A1, se deve as rotinas de lavagem. Estudos feitos por Kobyá (2006) e Wael (2013) também encontraram valores de pH ácidos para efluentes brutos na produção de “snacks” tanto doces quanto salgados.

Os valores observados de DBO, DQO, óleos e graxas, surfactantes e SST no ponto A1 foram maiores que no ponto A2, refletindo a grande quantidade de compostos orgânicos e agentes sanitários presentes no efluente da lavagem semanal. Nesta lavagem ocorre a limpeza do tacho de fritura, gerando elevadas concentrações de gorduras, sólidos e surfactantes. O ponto A2 é composto, basicamente, por efluentes sanitários e de lavagens leves de piso e alguns equipamentos. Os valores obtidos para a relação DBO/DQO indicam que o efluente A2 possui maior fração biodegradável (DBO/DQO = 0,32) que o efluente A1 (DBO/DQO = 0,16), o que, aliado à maior presença de coliformes e nitrogênio indicam um efluente com características mais sanitárias em A2 e mais industriais em A1.

O efluente no ponto A3, que alimenta o sistema fossa-filtro, apresenta condições ambientais e nutricionais insuficientes ao tratamento biológico, com influência negativa direta na estabilidade do consórcio microbiano, impedindo o crescimento dos microrganismos anaeróbios essenciais ao processo biológico. Para o valor de DQO no ponto A3 (8.766mg/l), seriam necessários, aproximadamente, 125mg/l de N e 25mg/l de P, para manter a relação recomendada de DQO/N/P = 350/5/1 (Chernicharo, 2007). Os dois nutrientes estão em quantidades insuficientes, e a adição de nutrientes deveria ser implementada no controle operacional da ETE. Ademais, o pH ácido do efluente A3 é distante da faixa ótima (6,3 a 7,8) para manutenção das archeas metanogênicas (Chernicharo, 2007). Outro fato que influencia drasticamente a eficiência do tratamento anaeróbio é a presença de óleos e graxas acima de 62mg/l.

No efluente final A4, os parâmetros pH, DBO, DQO, SST, surfactantes, óleos e graxas estão acima dos limites estabelecidos na a DN conjunta COPAM CERH 01/2008, indicando a necessidade de revisão dos

procedimentos operacionais da ETE, principalmente aqueles ligados às condições ambientais dos reatores anaeróbios.

Os altos valores de DBO e DQO no ponto A4, comparados com os do ponto A3, sugerem que a estação de tratamento não suporta as cargas orgânicas aplicadas, bem como não foi projetada de maneira adequada a tratar os efluentes industriais. Devido a este fato a eficiência de tratamento observada não foi satisfatória, gerando apenas valores negativos, indicando necessidade de tratamentos complementares principalmente na remoção de gordura e melhor monitoramento das variáveis ambientais da ETE.

6.1.2. Toxicidade

Os resultados da análise qualitativa da toxicidade aguda dos efluentes A1, A3 e A4 estão apresentados na Tabela 102. Todos os pontos amostrados apresentavam toxicidade aguda a *D. similis*, e o ajuste do pH inicial à neutralidade não influenciou no resultado. Estes resultados são semelhantes ao encontrado por Catarino (2006), em seus estudos sobre efluentes de indústria de batatas fritas, onde organismos tipo *Daphina* e Microtox foram utilizados para a determinação da toxicidade do efluente em diferentes fases do processo.

Tabela 10. Resultados dos ensaios qualitativos de toxicidade aguda a *D. similis*

Amostra	Sem ajuste de pH		Com ajuste de pH	
	pH	Mortalidade, %	pH	Mortalidade, %
Controle	7,0	0	7,0	0
A1	3,2	100	7,0	100
A3	6,5	100	6,9	100
A4	4,8	100	7,0	100

Os resultados dos ensaios quantitativos de toxicidade, realizados apenas com o efluente final, A4, para determinação da CE(I)₅₀, são apresentados na Tabela 11. O ajuste de pH inicial do efluente à neutralidade reduziu a toxicidade em 3,3 unidades tóxicas (UT), mas não a eliminou. Os valores de UT encontrados foram semelhantes ao relatado por Catarino (2006) em seus estudos sobre recirculação de efluentes brutos de uma fábrica de

processamento de batatas, permitindo avaliar a influência da gordura e do amido no aumento da toxicidade e da DQO.

Tabela 11. Toxicidade aguda do efluente na saída da ETE (A4), expressa como CE(I)₅₀ e unidades tóxicas (UT)

Efluente A4	CE(I)₅₀, %	UT
Sem ajuste de pH	18,3	5,5
Com ajuste de pH	45,8	2,2

De acordo com os resultados positivos para a toxicidade aguda no efluente final, a toxicidade e DQO do efluente A4 foram monitoradas ao longo de uma semana produtiva. Os ensaios de toxicidade foram realizados após ajustar o pH do efluente a 7. Os resultados desse monitoramento estão apresentados na Tabela 12. Como pode ser observado, a toxicidade aguda aumentou com o aumento da DQO (coeficiente de correlação = 0,81). No entanto, não se pode afirmar que os efluentes com maiores DQOs são os mais tóxicos, e seria necessário realizar ensaios de toxicidade quantitativos de todos os efluentes para identificar as principais fontes de toxicidade na fábrica. No entanto, como os efluentes de lavagem carregam, em certos momentos, concentrações consideráveis de surfactantes (Tabela 9), pode-se esperar aumento da toxicidade devido ao aumento na concentração de surfactantes, conforme observado por Melo (2013), em suas avaliações com efluentes de indústria de cosméticos.

Tabela 12. Resultados do monitoramento de DQO e toxicidade aguda (UT) na saída da ETE (ponto A4) ao longo de uma semana produtiva

Dia da semana	DQO (mg/l)	Toxicidade aguda (UT)
5 ^a -feira	4.260	<1
6 ^a -feira	13.270	2,14
sábado	26.613	3,03
2 ^a -feira	18.994	1,41

O maior volume de efluentes gerados no empreendimento está associadas às rotinas de lavagem, em regime de batelada. Limpezas ocorrem durante toda a semana em pequena escala, sem frequência estipulada, mas a limpeza pesada ocorre aos sábados, quando é lavado o tacho de fritura. Visando entender melhor a relação entre a vazão de efluentes e os valores de toxicidade, foram levantadas as vazões ao longo de uma semana produtiva (Figura 7).

Apesar de terem sido feitos em épocas distintas, as variações diárias de vazão (Figura7) se assemelham às de DQO e toxicidade (Tabela 12), uma vez que em ambos existem um pico singular que destoa dos outros resultados semanais. Esse pico semanal pode se antecipar ou se atrasar em um dia, dependendo do dia em que o tanque de acúmulo A1 for esvaziado. Portanto, como todas as lavagens ocorrem em sistema de batelada sendo gerado de forma contínua apenas o efluente sanitário, espera-se que o aumento de vazão incremente a DQO e conseqüentemente eleve a toxicidade. Desta forma entende-se que é necessário um tanque de equalização não apenas aos efluentes industriais mais também para os efluentes diários, evitando picos de vazão.

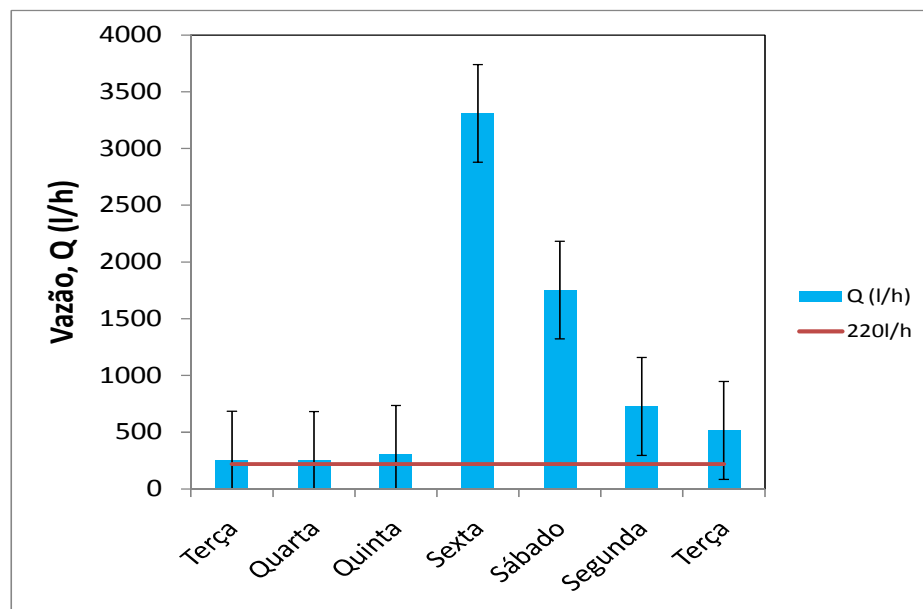


Figura 7. Vazão do efluente na saída da ETE (ponto A4) e sua variação ao longo da semana produtiva. (Barras de erro representam \pm um desvio padrão, $n = 5$).

6.3. Ajuste de pH na ETE

Uma vez que todos os efluentes coletados na ETE apresentaram pH ácido (Tabela 9), foi necessário implantar uma etapa de neutralização, antes da entrada do sistema fossa-filtro. A massa de Na_2CO_3 necessária para a neutralização dos efluentes A1, A3 e A4 foi calculada com base nas curvas de titulação com solução de barrilha (Figura 8). O ponto de equivalência obtido na curva de titulação representa a quantidade de base necessária para atingir a neutralidade, ou seja, todo o ácido e base presentes no meio estarão em partes iguais. Como o efluente desta indústria de alimentos contém diversas substâncias orgânicas dissolvidas, não foi possível obter uma curva semelhante à observada em soluções puras, e, portanto, foi escolhido o pH7 como o ponto de equivalência. A quantidade de Na_2CO_3 gasta para atingir o pH7 foi 42ml (0,17g) para A1, 4,0ml (0,016g) para A3, e 16,0ml (0,066g) para A4.

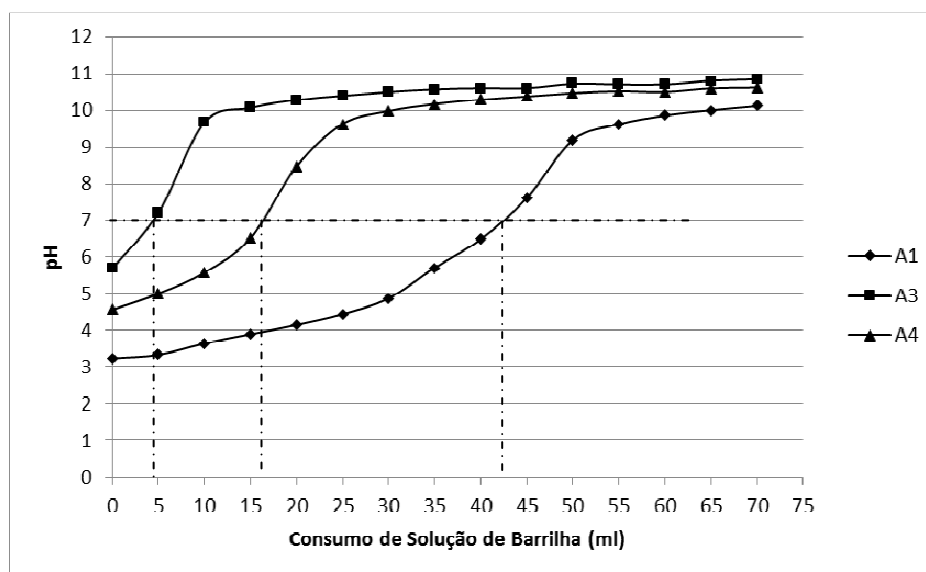


Figura 8. Curvas de titulação dos efluentes brutos A1, A3 e A4 com uma solução de 0,039 mol/l (4,11g/l) de Na_2CO_3 .

Uma segunda curva de titulação foi elaborada com uma solução de Na_2CO_3 mais concentrada (60g/l ou 0,567mol/l) apenas para o efluente A1, a fim de suprimir o efeito de alteração do pH causado pela diluição da solução de

barrilha (Figura 9). Foram gastos 9,5 ml, ou 0,57g de Na_2CO_3 , até o ponto de equivalência da alíquota de 100ml, valor maior do que encontrado na titulação com solução mais diluída.

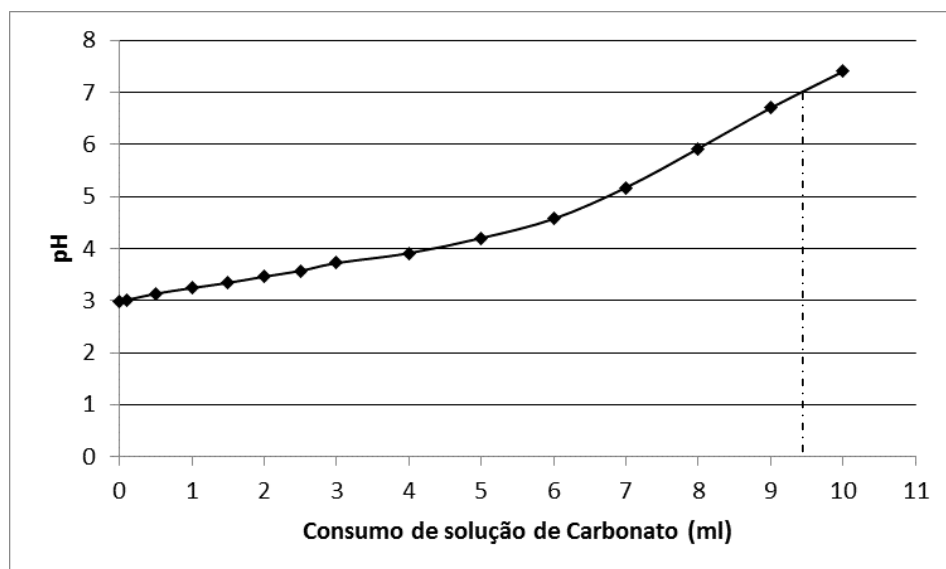


Figura 9. Curva de titulação de 100ml do efluente da lavagem pesada (A1) com uma solução de 0,567mol/l de Na_2CO_3 .

Com base nos resultados da titulação do efluente A1, a quantidade de Na_2CO_3 a ser aplicada para neutralizar os 12m^3 de efluente A1 armazenados no tanque A1 foi calculada (equação [6]):

$$\text{Na}_2\text{CO}_3 = 12\text{m}^3 \cdot \frac{0,57\text{gNa}_2\text{CO}_3}{100\text{ml}} \cdot \frac{10^3 \text{ ml / l}}{10^3 \text{ g / kg}} = 68,4\text{kg}$$

Dessa forma, foi sugerido que fossem dosados 70kg de barrilha sempre que houvesse o procedimento de limpeza CIP do tacho de fritura, ou seja todos os sábados. Também foi sugerido que o conteúdo do tanque fosse misturado manualmente, ou com o auxílio de uma bomba, uma vez que o mesmo não é munido de dispositivo de homogenização.

Para controle do pH do efluente diário, foram realizados testes com participação dos operadores da ETE, durante períodos em que o tanque de acúmulo (A1) não estava sendo esvaziado, para evitar a mistura do efluente da lavagem pesada com o diário. Foi preparada uma solução de 100g/l de barrilha e essa foi adicionada no ponto A2 e A3, visando ajustar o pH próximo a 7,0,

com auxílio de um pHmetro portátil. Resultados de um desses testes são apresentados na Figura 10. Observa-se que o pH dos efluentes A2 e A3 tendeu a retornar ao seu valor pH inicial, devido ao efeito tamponante e principalmente a limitação do controle. O pH na saída do filtro anaeróbio (A4) ficou abaixo de 5 durante todo o período do teste, evidência que não foram criadas condições propícias para o estabelecimento do consórcio microbiano necessário para realizar a degradação anaeróbia do efluente. Esses resultados demonstram a necessidade de se realizar o monitoramento e controle de pH contínuo da ETE, para garantir a operação eficiente do sistema fossa-filtro.

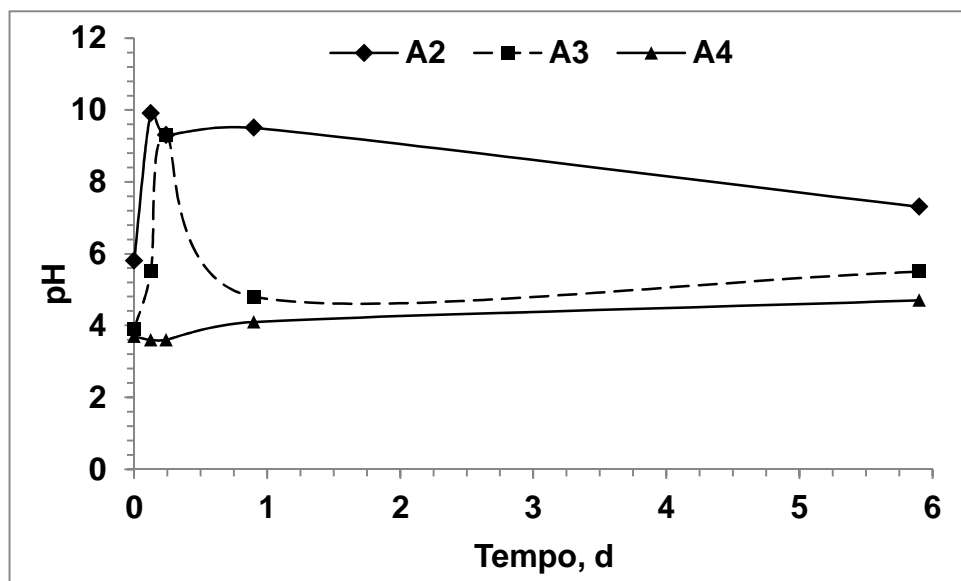


Figura 10. Variação do pH dos efluentes nos pontos A2, A3 e A4, após adição de uma solução saturada de barrilha no ponto A2.

Após executar os testes preliminares, foi implementado o ajuste de pH na rotina da ETE, com monitoramento do pH nos pontos A1, A2, A3 e A4, duas vezes por dia e ajuste da vazão da solução saturada de barrilha para manter o pH nos pontos A2 e A3 perto da neutralidade (pH 6,5 a 7,8). Os resultados do monitoramento de pH durante dois meses e meio de operação com essa nova rotina são apresentados na Figura 11.

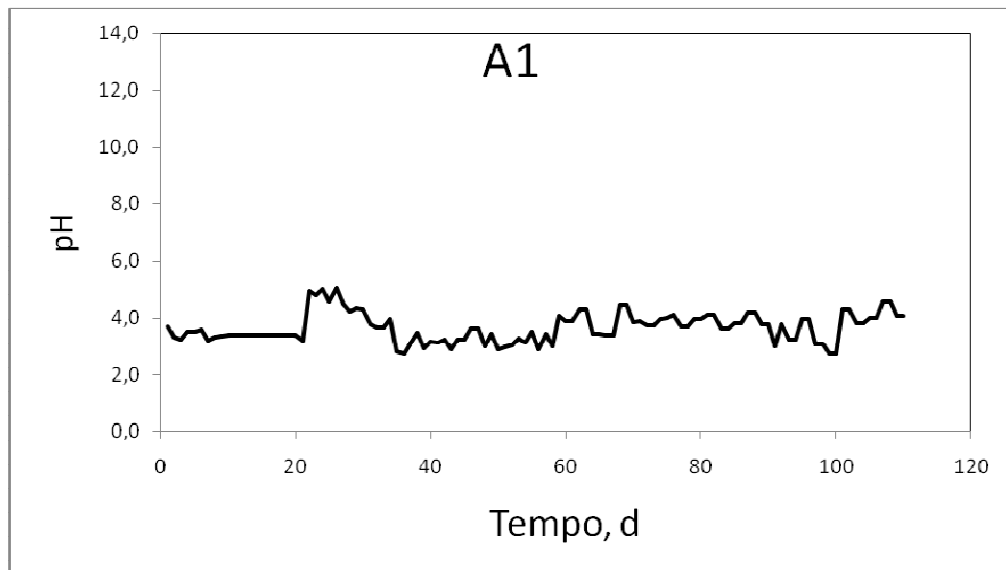


Figura 11. Monitoramento do pH do efluente da lavagem pesada (A1) ao longo de 110 dias, durante período de operação com adição de Na_2CO_3 .

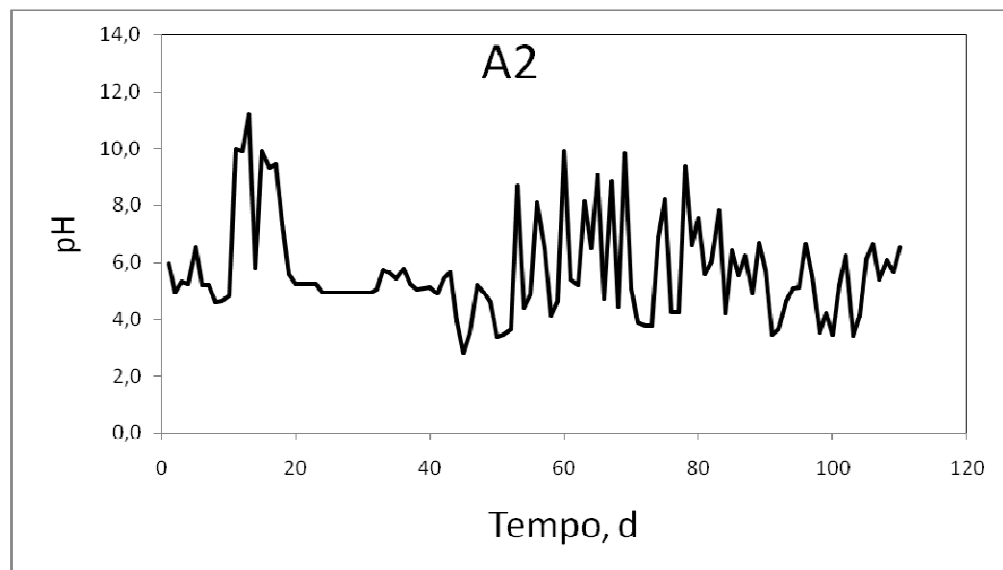


Figura 12. Monitoramento do pH do efluente diário (A2) ao longo de 110 dias, durante período de operação com correção de pH com gotejamento de solução Na_2CO_3 .

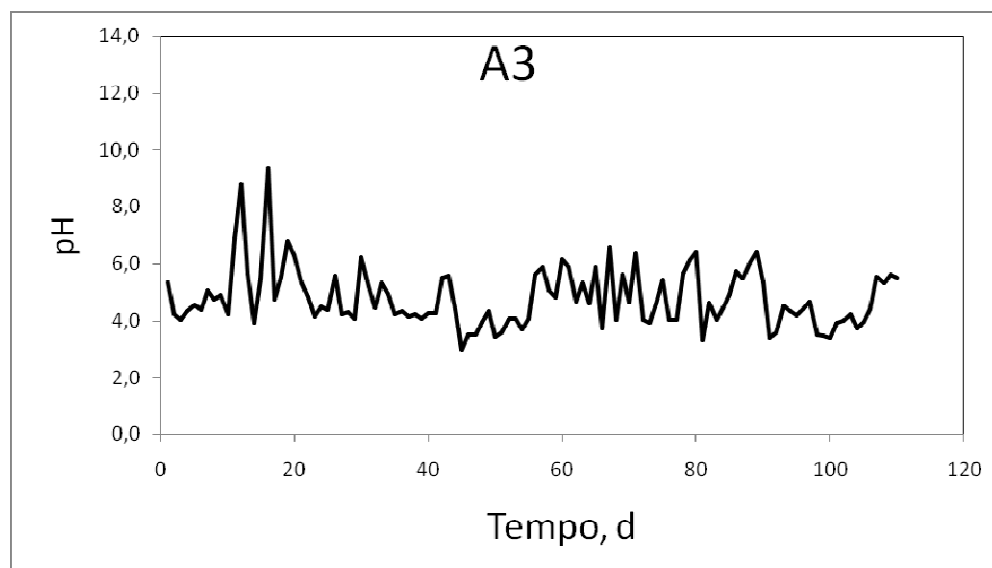


Figura 13. Monitoramento do pH na entrada do tanque séptico (A3), ao longo de 110 dias, durante período de operação com correção de pH em A2 e A1.

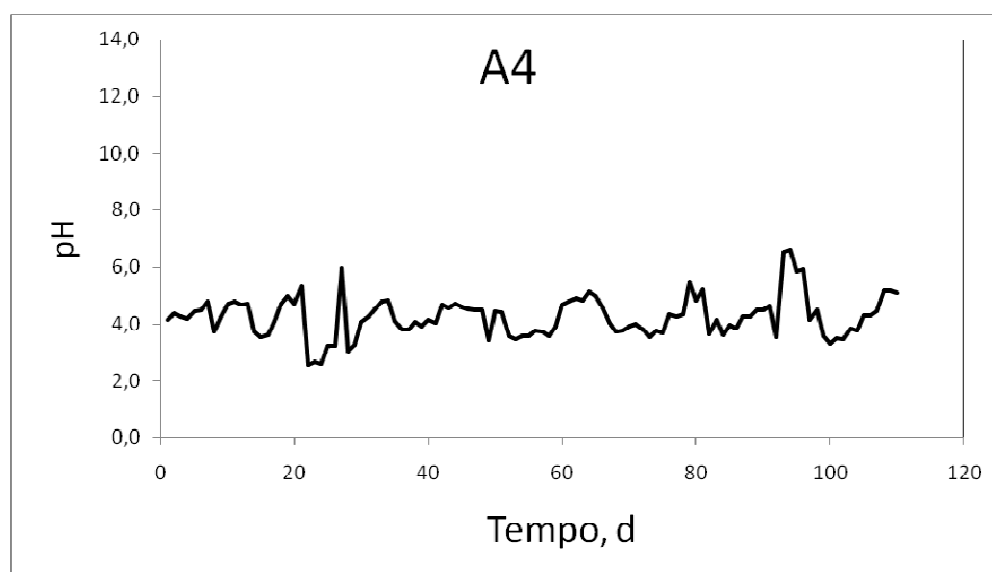


Figura 14. Monitoramento do pH no lançamento final (A4), ao longo de 110 dias, durante período de operação com correção de pH em A2 e A1.

Pode-se perceber o pH variou amplamente, em todos os pontos analisados, principalmente em A2 e A3, devido aos ajustes. O controle da vazão de barrilha e o monitoramento de pH ocorria apenas duas vezes por dia, nos horários aproximados de 13h e 17h, permitindo que em outros horários de funcionamento faltasse solução de correção nos pontos A2 e A3. A grande variação no pH do efluente A1 ocorreu devido ao não cumprimento da adição

de 70kg de barrilha nos dias de enchimento do tanque com o efluente da lavagem pesada. O baixo pH do efluente final, A4, reflete a desregulação do sistema como um todo, e enfatiza a necessidade de controle mais rígido de pH nos pontos A1, A2 e A3. Da forma que foi operada, não foi possível que houvesse funcionamento correto do sistema de tratamento biológico, uma vez que as arqueas metanogênicas necessitam de condições estáveis de pH, para aumentar sua taxa de crescimento e, conseqüentemente, aumentar a eficiência de remoção de matéria orgânica.

6.3. Avaliação da aplicação de Biorooter® (BR)

Dada a impossibilidade de programar testes com adição do Biorooter® na ETE, devido à falta de controle das condições operacionais, especificamente de pH, foram realizados testes laboratoriais para avaliar o potencial desse suplemento para aumentar a eficiência do tratamento e melhorar a qualidade do efluente final.

Um teste inicial foi realizado com o efluente da lavagem pesada (A1) para selecionar a dose de BR e comparar seu efeito em ambientes aeróbio e anaeróbio, os resultados são apresentados na Figura 15.

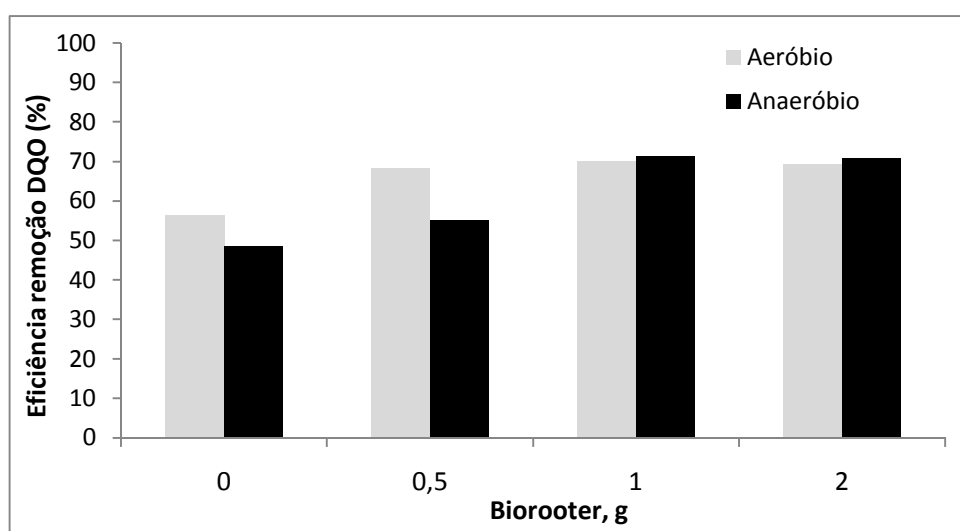


Figura 15. Eficiência de remoção de $DQO_{solúvel}$ do efluente A1 ($DQO_{inicial} = 38.761\text{mg/l}$; $pH_{inicial} = 6,5$), após 24 horas de incubação com adição de diferentes doses de Biorooter®, em ambiente aeróbio ou anaeróbio.

Não foram encontradas diferenças estatísticas significativas quando comparado o tratamento aeróbio e o tratamento anaeróbio, tão pouco entre as dosagens de BR. Porém a tendência mostrada na figura 15 indica que o aumento da dose de BR acima e 1g, não trouxe melhor remoção de DQO, tanto no ambiente aeróbio quanto no anaeróbio, portanto, essa foi a dose utilizada nos demais ensaios.

Após escolher a dose de BR, um segundo teste foi feito com efluente A1, suplementado com nutrientes ($DQO/N/P_{inicial} = 350/5/1$) e inoculado com lodo anaeróbio, visando avaliar sua tratabilidade por um processo biológico (Figura 16). Quando comparados as variáveis de 24h e 48h de exposição, com e sem BR, em ambiente aeróbio ou anaeróbio não foram identificadas diferenças estatísticas significativas, entretanto quando comparados os valores de eficiência obtida para o tratamento aeróbio em relação ao tratamento anaeróbio pode-se perceber diferenças estatísticas significativas, chegando a maior remoção de 40% após 48 horas em regime anaeróbio. A maior tratabilidade observada no ambiente anaeróbio se deve, provavelmente, ao fato de ter sido utilizado lodo coletado em reator anaeróbio de uma indústria alimentícia.

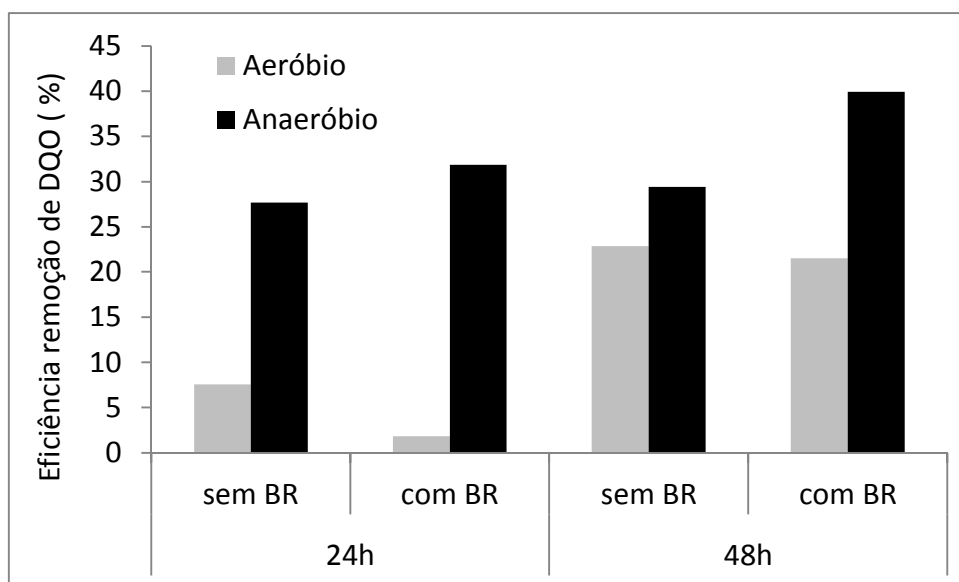


Figura 16. $DQO_{solúvel}$ do efluente A1 ($DQO_{inicial} = 21.515mg/l$; $pH_{inicial} = 6,4$), após incubação em ambiente aeróbio ou anaeróbio, sem e com 1g de Biorooter®.

Após verificar a influência da adição do BR, novos ensaios foram realizados para avaliar a forma e ponto de sua aplicação na ETE. No primeiro ensaio, foi simulada a aplicação no tanque A1, sem e com neutralização do efluente (Figura 17). A maior remoção de DQO (35%) foi obtida no tratamento realizado em pH7 independente da adição de BR, entretanto não foram encontradas diferenças significativas entre os resultados obtidos para esta avaliação. Por outro lado, em pH4, a adição do produto aumentou a concentração de DQO, provavelmente devido à contribuição do pó à DQO total do efluente, que não foi degradada nessa condição. Avaliações realizadas com misturas de efluente com e sem BR indicaram um incremento de 2.820mg/l na DQO das amostras com 100ml de efluentes tratadas com 1g de BR.

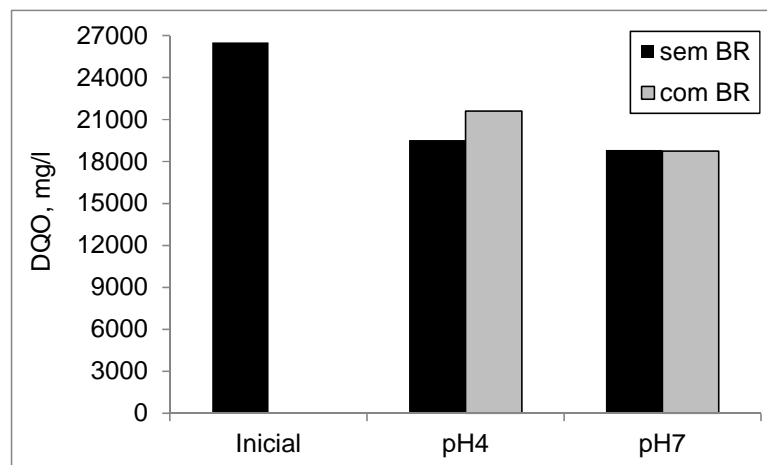


Figura 17. DQO_{total} do efluente A1 em pH4 (original) e 7 (neutralizado), após 48 horas de incubação a 30°C, sem e com adição de Biorooter®.

Um segundo ensaio foi realizado com o efluente diário (A2) e o efluente misto (A3, diário + lavagem pesada), com e sem adição do Biorooter® e os resultados se encontram na Tabela 13. Os tratamentos tiveram dois objetivos, avaliar a tratabilidade dos efluentes A2 e A3 e o potencial de remoção de DQO. Foi possível observar que o efluente A2 apresentou maior eficiência de remoção, tanto em 48h quanto em 96h. A adição de BR reduziu a eficiência de remoção de DQO, após 48 e 96 horas no A2 e após 96 horas no A3. (Os resultados da ANOVA se encontram no Anexo). Este fato pode ser explicado pelo incremento da DQO devido à adição de matéria orgânica solúvel (carboidratos e proteínas do farelo do trigo), contidos no BR.

A diferença média entre a DQO_{total} e DQO_{solúvel} foi de 11% no final dos tratamentos, indicando que a maior parte da matéria orgânica oxidável encontrava-se solúvel na matriz do efluente.

Tabela 13. Resultados do tratamento¹ do efluente diário (A2)², e misto (A3)³, com e sem adição do Biorooter®

Tratamento	Tempo, h	DQO (mg/l)		DQO removida (%)		SST (mg/l)	pH _f	Efeito tóxico
		Total	Solúvel	Total	Solúvel			
A2	48	2451	1975	46	52	110	6,2	Sim
	96	1910	1352	58	67	NA	5,8	Não
A2+BR	48	4045	3344	11	18	187	5,1	Sim
	96	3846	3368	15	17	NA	5,0	Sim
A3	48	10800	8570	25	29	193	7,8	Sim
	96	8809	9319	39	23	NA	6,8	Sim
A3+BR	48	12314	10848	15	10	293	7,7	Sim
	96	11637	10896	20	9	NA	6,5	Sim

¹ Tratamento a 30°C, após neutralização dos efluentes

² DQO_{total,inicial} = 4.532mg/l; DQO_{solúvel,inicial} = 4.078mg/l

³ DQO_{total,inicial} = 14.492mg/l; DQO_{solúvel,inicial} = 12.027mg/l

Os efluentes continuaram a apresentar efeito tóxico agudo após o tratamento, exceto o efluente diário, A2, após 96 horas de tratamento e sem a adição de Biorooter®. (Os resultados experimentos dos testes de toxicidade se encontram no Anexo). Isso sugere que o tratamento anaeróbio da forma proposta não seja capaz de remover a toxicidade associada ao efluente da lavagem pesada. O tanque A1 recebe todo o rejeito do tacho de fritura, com elevado teor de óleos e graxas, DQO e sólidos totais, podendo apresentar compostos orgânicos provenientes da degradação térmica da GVH que confirmam toxicidade ao efluente. Porém, para a análise mais detalhada da(s) substância(s) que confere(m) toxicidade ao efluente A1, devem ser elaboradas novas pesquisas, que fogem do escopo do presente estudo.

Pode-se observar que os tratamentos que receberam BR apresentaram maior teor de SST. Os pHs do efluente A2 caíram após o tratamento, enquanto que os do efluente A3 se mantiveram em torno de 7, o valor inicial, após neutralização. Essa acidificação do efluente A2 se deve, provavelmente, à sua menor alcalinidade.

O terceiro ensaio foi realizado para avaliar o efeito do tratamento do efluente da lavagem pesada (A1) antes de sua mistura com o efluente diário. Os resultados deste ensaio são apresentados na Tabela 14.

Os resultados mostrados nas Tabelas 13 e 14 reforçam que o ponto A3, no momento da amostragem, foi realmente uma mistura dos efluentes diário (A2) e da lavagem pesada (A1). A mistura na proporção de 1:1(v/v) entre A1 e A2 resultaram em valores de DQO muito próximos ao medido no A3. Neste mesmo experimento, pode-se perceber que o tratamento que recebeu a dose de BR (1g), apresentou menor eficiência de remoção de DQO. (Os resultados das ANOVAs se encontram no Anexo). A adição de 1g de BR em 100ml do efluente, resultou em aumento de 2.800mg/l de DQO total e 399 mg/l de DQO solúvel. Os valores de SST também aumentaram em todos os experimentos que receberam BR.

Tabela 14. Resultados do tratamento¹ do efluente misto, preparado no laboratório (A1+A2)², com e sem tratamento prévio do efluente da lavagem pesada (A1) com Biorooter®

Tratamento	DQO (mg/l)		DQO removida (%)		SST (mg/l)
	Total	Solúvel	Total	Solúvel	
A1+A2	10721	11103	29	15	477
(A1+BR)+A2	12489	11502	17	12	543

¹ Tratamento por 48h, a 30°C, após neutralização dos efluentes

² A1+A2: DQO_{total,inicial} = 15.039mg/l; DQO_{solúvel,inicial} = 13.007mg/l

(A1+BR) + A2: DQO_{total,inicial} = 17.859mg/l

Os resultados dos ensaios de bancada não mostraram nenhum benefício do uso do BR. A quantidade de BR aplicada nesses ensaios equivale a 120kg quando extrapoladas o volume real do tanque A1 com 12m³ de capacidade de armazenamento de efluente. Em escala industrial não é aconselhável a aplicação de BR devido ao incremento de DQO e sólidos que podem prejudicar a eficiência de tratamento da ETE.

7. Conclusões e Recomendações

Os resultados obtidos permitiram chegar as seguintes conclusões em relação aos objetivos propostos:

Devido ao mal funcionamento, falta de controle e de monitoramento da ETE industrial não foi possível observar eficiências de tratamento positivas, entretanto foi possível constatar que o sistema atual de tratamento não possui capacidade para tratar os efluentes sanitários (A2) e industriais (A1) em um mesmo tanque séptico, considerando uma mistura de 1:1. Portanto deve-se realizar a drenagem do efluente contido em A1 com vazão extremamente reduzida para o tratamento biológico. Uma outra opção seria encaminhar estas correntes a um outro sistema de tratamento, evitando desestabilizar o tratamento sanitário. De acordo com esta realidade o efluente final não atende os padrões de lançamento da legislação estadual, sendo que o efluente da lavagem pesada ainda contribui para o aumento da DQO e, conseqüentemente, à toxicidade do efluente final.

Os efluentes diários e da lavagem pesada apresentaram pH ácidos, que impedem o tratamento por qualquer processo biológico. Os ajustes de pH realizados pelos operadores da ETE foram insuficientes para resolver esse problema, indicando urgência na necessidade de maior controle da ETE.

Os teores de nitrogênio e fósforo nos efluentes foram insuficientes para a manutenção do processo biológico de tratamento. Os efluentes diários, predominantemente sanitários, apresentavam maior concentração de nutrientes que os da lavagem pesada, porém em quantidades insuficientes devido as concentrações iniciais de DQO. Os valores da relação DBO/DQO indicaram que os efluentes industriais (A1 – 0,16) apresentam menor fração biodegradável que os efluentes diários (A2 – 0,32) indicando maior dificuldade no tratamento dos efluentes industriais provenientes da lavagem pesada do final de semana.

Todos os efluentes, brutos e tratados, apresentaram toxicidade aguda, que se correlacionava com os aumentos de vazão e carga de DQO associados às lavagens pesadas. O tratamento biológico anaeróbico com TDH de 4 dias eliminou o efeito agudo do efluente diário, mas não do efluente industrial proveniente da lavagem pesada (A1).

A aplicação do BR não resultou em melhora significativa de remoção de DQO ou toxicidade. Em contra partida, foi possível observar que altas doses de BR levaram ao aumento de DQO (cerca de 2.800mg/l) e, conseqüentemente, à redução na eficiência de tratamento.

Como recomendações sugere-se:

Realizar o monitoramento e correção de pH de forma mais adequada, principalmente nos pontos A1 e A3.

Instalar um sistema de homogenização no tanque A1, para facilitar a solubilização do Na_2CO_3 .

Adequar os sistemas separadores de água e óleo de acordo com a NBR 14.605/2009, visando encaminhar os efluentes ao tratamento biológico com valores de óleos e graxas inferiores a 62mg/l e a emissão final com valores abaixo de 50mg/l, conforme preconizado na legislação.

Dosar Na_2CO_3 e nutrientes nas linhas de efluentes diários continuamente, visando adequá-los para o tratamento biológico anaeróbio.

Dosar nitrogênio e fósforo em quantidades suficientes para manter uma relação DQO/N/P adequada para o tratamento no sistema fossa-filtro.

Remover os sólidos que acumulam no sistema de tratamento, evitando seu acúmulo, que reduz o TDH e conseqüentemente a eficiência de tratamento. Em conjunto a remoção de sólidos, o sistema deve ficar sob monitoramento contínuo.

Os efluentes provenientes da lavagem pesada devem ser direcionados a outro tipo de tratamento. Estas linhas contêm altas concentrações de DQO e toxicidade, indicando maior recalcitrância que os efluentes diários, necessitando de tratamentos complementares como o físico-químico. Estas linhas de efluentes podão ser dosadas com vazão mínima cuidando para que não causem grande impacto na ETE atual.

Um tanque de acúmulo deverá ser construído para a linha de efluente diário (A2) evitando grandes variações de vazão conforme observado ao longo da semana produtiva do empreendimento.

Não utilizar o BR, pois não foi constatado nenhum ganho significativo na eficiência de tratamento quando testado em bancada, sendo possível perceber que dosagens de 1g de BR em 100ml de efluente aumentaram a DQO em 2.800mg/l.

8. Referências Bibliográficas

ABIA. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS DA ALIMENTAÇÃO; **Relatório anual 2012**, Disponível em: <<http://abia.org.br>>. Acesso em: 12 de dezembro 2013.

AQUINO, A. F; CHERMICHARO, C. A. L; FORESTI, E; SANTOS, M. L. F; MONTEGGIA, L. O; **Metodologias para a determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios**, Revista Engenharia Sanitária Ambiental, v 12, n 2, p 192 a 201, ano:2007.

ARAÚJO, J. M. A; **Química de Alimentos Teoria e Prática**. 5ª. ed; Viçosa, Ed. UFV. Ano: 2011, p. 09-192.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12713**: Ecotoxicologia aquática: toxicidade aguda: método de ensaio com *Daphnia* spp (Cladocera, Crustacea). Rio de Janeiro: 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969**: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro: 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 14605-7**: Armazenamento de líquidos inflamáveis e combustíveis – Sistemas de drenagens oleosas. Parte 7: Ensaio padrão para determinação do desempenho de separadores de água e óleo provenientes da drenagem superficial. Rio de Janeiro: 2009.

CATARINO, J; MENDONÇA, E; PICADO, A; ANSELMO, A; COSTA, J. N; PARTIDÁRIO, P; **Getting value from wastewater: by-products recovery in a potato chips industry**..Journal of Cleaner Production, n. 15, p. 927-931.

CHERNICHARRO, C, A, L; **Reatores Anaeróbios**, Isbn: 85-7041-130-8, v 5, 2ª ed, Belo Horizonte, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA; Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG. 2007.

CONSÓRCIO ECOPLAN-LUME; **Plano integrado de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Doce e planos de ações para as unidades de planejamento e gestão de recursos hídricos no âmbito da bacia do rio Doce.** Volume III, Relatório Final, Minas Gerais. Ano: 2010.

GOOGLE EARTH; **Coordenadas Geográficas, Perímetros e Áreas** – v 5.0.1, Ano: 2009.

KIRK, O; BORCHERT, T; FUGLSANG, C. C; **Industrial enzyme applications.** Curr. Opin. Biotechnol; v 13, n 4, p345-351. Ano: 2002.

KOBYA, M; HIZ, H; SENTURK, E; AYDINER, C; DEMIRBAS, E; **Treatment of potato chips manufacturing wastewater by electrocoagulation.** Turkey. The International Journal on the Science and Technology of Desalting and Water Purification, n. 190, p. 201-211, Ano: 2006.

LANDIM, A. B; **Relatório de Controle Ambiental (RCA) e Plano de Controle Ambiental (PCA), Nacional de Gás Butano Ltda. - Unidade de Armazenamento e Distribuição de GLP - Governador Valadares - MG,** Processo COPAM 20907/2009 SUPRAM-LM, Ano: 2009 (não publicado).

LANDIM, A. B; **Relatório de Controle Ambiental (RCA) e Plano de Controle Ambiental (PCA), Doce Rio Indústria e Comércio de Produtos Alimentícios Ltda. - Governador Valadares - MG,** Processo COPAM 10575/2009 SUPRAM-LM, Ano: 2010 (não publicado).

LEME, E. J. A; **Manual prático de tratamento de águas residuárias.** 1^a ed, São Carlos, Ed. EdUFSCar, capítulo 11, p. 333-334, 2010.

MARMITT, A; PIROTTA, L, V; SULP, S; **Aplicação de Fotólise Direta e UV/H₂O₂ a Efluente Sintético Contendo Diferentes Corantes Alimentícios,** Revista Química Nova, v 12, n 02, p109-123, Ano: 2005.

MELO, E. D. **Avaliação e identificação da toxicidade de efluentes líquidos de uma indústria de cosméticos.** 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Viçosa - UFV, 2012.

- MISHRA, B. K; ARORA, A; LATA; **Optimization of a biological process for treating potato chips industry wastewater using a mixed culture of *Aspergillus foetidus* and *Aspergillus niger***. Bioresource Technology, n. 94, p.9-12.
- MORGHARBEL, A. D. I; FREITAS, R. J. S; **Influência do aquecimento nos meios de fritura sobre o grau de acidez e índice de iodo**. Revista Brasil Alimentos, n 20, p. 35-37. Ano: 2003.
- PARENTE, A. H; SILVA, E. A. B; **Redução de Efluentes Líquidos na indústria Alimentícia**, Revista Química e Tecnologia, a 1, n 01, p 59-67, Ano: 2002.
- PEIXOTO, G; **Produção de Hidrogênio em Reatores anaeróbios de Leito Fixo e Fluxo Ascendente a Partir de Água Residuária de Indústria de Refrigerante**, Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, Ano: 2008.
- RELATÓRIO ANUAL DE ATIVIDADES, IBAMA**, Empreendimento Doce Rio Indústria e Comércio de produtos Alimentícios Ltda. Ano base: 2012.
- REVISTA ADITIVO & INGREDIENTES, **Artigo especial: Os corantes alimentícios**, Ed. insumos, p 29 a 31.
- RIOS, E. N. **Caracterização e comportamento de uma série de lagoas de polimento tratando esgotos sanitários**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Viçosa - UFV, 2007.
- ROCHA, M. A. G; FLORENCIO, L; KATO, M. T; **Avaliação e Comparação Entre Atividade Metanogênica Específica de Lodos de Esgotos Domésticos e industriais**, Trabalho Técnico, 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Ano: 2001.
- SANT'ANNA JR, G. L; **Tratamento Biológico de Efluentes: Fundamentos e Aplicações**. Rio de Janeiro, Ed. Interciência. Ano:2010.

- SANTOS, M. P; **Influência da temperatura na eficiência de tratamento de efluentes em reatores UASB**, Trabalho de diplomação em engenharia química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Ano: 2010.
- SPEECE, R. E; **Trace metals Key role in anaerobic treatment processes. In: Taller y Seminario Latinoamericano Tratamiento Anaerobic de Aguas Residuales**, Proceedings. Montevideo: Graphis Ltda. Juan C. Gomez, 1994, p.65-82.
- STULP, S; POCHMANN, S; MARMITT, S; **O Uso de Técnicas Eletroquímicas no Tratamento de efluentes de Indústria Alimentícia: Uma ferramenta para a Gestão Ambiental**, Revista Estudo & Debate, Lajeado, v 12, n 02, p109-123, Ano: 2005.
- VAN HAANDEL, A. C; LETTINGA, G; **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**, Campina Grande, Epgraf, Ano: 1994.
- VOLLHARDT, K. P. C; SCHORE, N. E; **Química Orgânica Estrutura e Função**, 4ª ed. Porto Alegre, Ed Bookman. Ano:2004, p.757 a 759.
- WAEL, Q; MANE, A. V; **Characterization and treatment of selected food industrial effluents by coagulation and adsorption techniques**. Water Resources and Industry, v. 4, p. 1-12. Ano: 2013.

9. ANEXOS

Tabela de detalhamento das coletas realizadas (2012 a 2014)

Data	Tipo	Foco da Análise	Volume	Pontos	Parâmetros	Laboratório
11/04/2012	Simples	Monitoramento e cumprimento de condicionantes	6 litros	A1 e A4	Coli. Totais, DBO, DQO, O+G, pH, Ssed, SST, Surfactantes	Particular
23/08/2012	Simples	Monitoramento e cumprimento de condicionantes	6 litros	A1 e A4	Coli. Totais, DBO, DQO, O+G, pH, Ssed, SST, Surfactantes	Particular
18/12/2012	Simples	Monitoramento e cumprimento de condicionantes	12 litros	A1, A2, A3 e A4	Coli. Totais, DBO, DQO, O+G, pH, Ssed, SST, Surfactantes, Alcalinidade, Fósforo total, Nitrogênio Kjeldahl, SSV.	Particular
25/03/2013	Simples	Avaliação de Toxicidade e montagem da curva de titulação	20 litros	A1, A3 e A4	DQO, pH e Toxicidade	UFV / LQCA / LESA
01/06/2013	Simples	Avaliação de eficiência do Biorooter	10 litros	A1	DQO, Nitrogênio Kjeldahl, Fósforo Total e pH	UFV / LQCA / LESA
27/06/2013	Simples	Monitoramento e cumprimento de condicionantes	9 litros	A1, A3 e A4	Coli. Totais, DBO, DQO, O+G, pH, Ssed, SST, Surfactantes, Alcalinidade, Fósforo total, Nitrogênio Kjeldahl, SSV.	Particular
01/08/2014 a 07/08/2014	Composta	Avaliação quantitativa de toxicidade	Coleta de 100ml / h ao longo de 8h em um dia de produção.	A4	UT e DQO	UFV / LQCA / LESA
19/12/2013	Simples	Monitoramento e cumprimento de condicionantes	9 litros	A1, A3 e A4	Coli. Totais, DBO, DQO, O+G, pH, Ssed, SST, Surfactantes	Particular
06/01/2014	Simples	Avaliação toxicidade e avaliação do Biorooter	15 Litros	A1, A3 e A4	UT, DQO, Nitrogênio Kjeldahl, Fósforo Total, SST, ST, STV e pH.	UFV / LQCA / LESA

Resultados dos testes de toxicidade aguda a *Daphnia similis*

1) Avaliação da CE(I)₅₀, com ajuste de pH, Julho de 2013

ECOTOX01 - A4 (sem ajuste de pH)					
Conc. (%) / Teste	1	2	3	4	pH
100	0	0	0	0	4,8
50	0	0	0	0	5,1
25	0	1	0	0	5,5
12,5	5	5	5	5	5,9
6,25	5	5	5	5	6,3
Θ interno	5	5	5	5	6,9
Θ externo	4	5	4	5	6,9

ECOTOX02 - A4 (pH Ajustado)					
Conc. (%) / Teste	1	2	3	4	pH
100	0	0	0	0	7,2
50	2	1	3	2	7,2
25	5	5	4	5	7,2
12,5	5	5	5	5	7,2
6,25	5	5	5	5	7,2
Θ interno	4	5	5	4	6,9
Θ externo	5	5	5	5	6,9

2) Ensaios toxicidade para determinação da CE(I)₅₀, agosto a outubro de 2013.

Quinta feira

Dia 01 - ECOTOX02 - A4 (amostragem composta)					
Conc. (%) / Teste	1	2	3	4	pH
100	5	2	3	1	7,1
50	5	5	5	5	7,1
25	5	5	5	5	7,1
12,5	5	5	5	5	7,1
6,25	5	5	5	5	7,1
Θ interno	5	5	5	5	7,0
Θ externo	5	5	5	5	7,0

Sexta feira

Dia 02 - ECOTOX02 - A4 (amostragem composta)					
Conc. (%) / Teste	1	2	3	4	pH
100	0	0	0	0	7,1
50	2	4	1	1	7,1
25	5	5	5	5	7,1
12,5	5	5	5	5	7,1
6,25	5	5	5	5	7,1

Sábado

Dia 03 - ECOTOX02 - A4 (amostragem composta)					
Conc. (%) / Teste	1	2	3	4	pH
100	0	0	0	0	7,1
50	0	0	0	0	7,1
25	5	4	5	4	7,1
12,5	5	5	5	5	7,1
6,25	5	5	5	5	7,1

Segunda feira

Dia 04 - ECOTOX02 - A4 (amostragem composta)					
Conc. (%) / Teste	1	2	3	4	pH
100	0	0	1	0	7,1
50	5	5	5	5	7,1
25	5	3	5	5	7,1
12,5	5	5	5	5	7,1
6,25	5	5	5	5	7,1
mesmo de D2	5	5	5	5	

Terça

Dia 05 - ECOTOX02 - A4 (amostragem composta)					
Conc. (%) / Teste	1	2	3	4	pH
100	0	0	0	0	7,1
50	0	0	0	0	7,1
25	0	0	0	0	7,1
12,5	0	0	0	0	7,1
6,25	0	0	0	0	7,1

3) Efluente brutos utilizados nos ensaios com BR

Efluente	1	2	3	4	Resultado
A1	0	0	0	0	Tóxico
A2	0	0	0	0	Tóxico
A3	0	0	0	0	Tóxico
e	5	5	5	5	Teste Válido

4) Resultados obtidos nos ensaios com BR

TDH trat.	Tratamento / repetição	1	2	3	4	Resultado
48h	E1_T2	0	0	0	0	Tóxico
48h	E1_T3	0	0	0	0	Tóxico
48h	E2_T1	0	0	0	0	Tóxico
48h	E2_T2	0	0	0	0	Tóxico
48h	E2_T3	0	0	0	0	Tóxico
48h	E2_T4	0	0	0	0	Tóxico
96h	E2_T1	5	5	5	5	Não Tóxico
96h	E2_T2	0	0	0	0	Tóxico
96h	E2_T3	0	0	0	0	Tóxico
96h	E2_T4	0	0	0	0	Tóxico
48h	E2_T1	0	0	0	0	Tóxico
48h	E2_T2	0	0	0	0	Tóxico
-	e1	5	5	5	5	teste válido
-	e2	5	5	3	5	teste válido
-	e3	5	5	5	5	teste válido

Resultados dos cálculos da vazão real da ETE

Data	Determinação Vazão (l/h)			
	Q (l/h)	Q (l/s)	Volume	segundos
Terça (05/11/13)	199	0,055	10	180,95
	284	0,079	10	126,91
	267	0,074	10	134,8
	270	0,075	10	133,26
	247	0,068	10	146,02
Quarta (06/11/13)	251	0,070	10	143,4
	275	0,076	10	130,97
	274	0,076	10	131,17
	264	0,073	10	136,5
	192	0,053	10	187,46
Quinta (07/11/13)	446	0,124	10	80,65
	341	0,095	10	105,47
	240	0,067	10	149,81
	282	0,078	10	127,65
	212	0,059	10	169,51
Sexta (08/11/13)	2980	0,828	10	12,08
	3217	0,894	10	11,19
	3681	1,022	10	9,78
	3670	1,019	10	9,81
	2998	0,833	10	12,01
Sábado	383	0,106	10	93,96015
	951	0,264	10	37,83555
	1655	0,460	10	21,746
	2448	0,680	10	14,7076
	3321	0,923	10	10,8398
Segunda (11/11/13)	159	0,044	10	226,41
	395	0,110	10	91,17
	687	0,191	10	52,4
	1016	0,282	10	35,44
	1378	0,383	10	26,12
Terça (12/11/13)	158	0,044	10	227,76
	403	0,112	10	89,25
	506	0,141	10	71,15
	775	0,215	10	46,47
	740	0,205	10	48,67
	1016		Média (l/h)	

Resultados experimentais de DQO_{total} e DQO_{solúvel} nos ensaios com BR

Efluentes brutos

Efluente	mg/l		
	Rep.1	Rep.2	Rep.3
A1	29624	27473	22454
A2	4468	4946	4181
A3	16366	15888	10139
A1 + Carb (pH = 7,0) (1)	31.775	27.951	26.517
A1BR+A2 (1)	17.253	17.970	18.353
A1+A2 (1)	14.529	14.911	15.676

Efluente	DQOs (mg/l)		
	Rep.1	Rep.2	Rep.3
A1 - 1	24.366	26.039	24.366
A2 - 1	4.396	4.325	4.325
A3 - 1	14.242	14.146	14.051

Ensaio com BR

Tratamento	DQOt (mg/l)		
	Rep.1	Rep.2	Rep.3
A1 (pH < 4)	21.020	23.410	23.171
A1+BR (pH7)	22.693	21.259	20.303
A1 (pH7)	19.347	18.153	19.586
A1+BR (pH < 4)	19.825	19.825	19.825
A2 - 1 (48h)	2.627	2.149	2.579
A2 + BR (48h)	4.108	4.108	3.917
A3 - 1 (48h)	10.800	10.466	11.135
A3+BR (48h)	12.856	12.808	11.278
A2 - 1 (96h)	2.053	2.005	1.671
A2 + (96h)	5.590	3.583	4.108
A3 - 1 (96h)	8.841	8.793	8.793
A3+BR (96h)	11.804	11.470	9.605
A1BR+A2	12.473	12.378	12.617
A1+A2	11.231	10.657	10.275
A1+BR (pH7)	10.013	17.875	18.162
A1 (pH7)	20.303	17.914	18.153
A2 (48h)	1.911	1.983	2.030
A2 + BR (48h)	3.392	3.200	3.439
A3 (48h)	8.506	8.028	9.175
A3+BR (48h)	11.135	11.135	10.275
A2 (96h)	1.527	1.432	1.097
A2 + BR (96h)	3.631	3.153	3.583
A3 - 1 (96h)	9.510	8.984	9.462
A3+BR (96h)	12.521	12.378	10.896
A1BR+A2	10.275	11.852	12.378
A1+A2	11.278	11.422	10.609

Resultados da ANOVA dos ensaios com BR

Anova: fator único

Aerobio x Anaerobio 24h

RESUMO

<i>Grupo</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>
Linha 1	3	91,43969	30,4799	104,2594
Linha 2	3	11,20962	3,73654	11,30214

ANOVA

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	1072,811	1	1072,811	18,56691	0,012557	7,708647
Dentro dos grupos	231,1231	4	57,78078			
Total	1303,934	5				
Total	1303,934	5				

Anova: fator único

Aerobio x Anaerobio 48h

RESUMO

<i>Grupo</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>
Linha 1	3	109,2714	36,42381	41,39551
Linha 2	3	65,93539	21,97846	46,3936

ANOVA

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	313,0021	1	313,0021	7,130773	0,055786	7,708647
Dentro dos grupos	175,5782	4	43,89456			
Total	488,5804	5				

Anova: fator único A2 e A2+BR (48h)

RESUMO

<i>Grupo</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>
Coluna 1	3	7354,325	2451,442	69305,93
Coluna 2	3	12134,29	4044,765	12185,66

ANOVA

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	3808018	1	3808018	93,45794	0,000641	7,708647
Dentro dos grupos	162983,2	4	40745,8			
Total	3971001	5				

Anova: fator único A3 e A3+BR (48h)

RESUMO

<i>Grupo</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>
Coluna 1	3	32401,37	10800,46	111955,7
Coluna 2	3	36942,34	12314,11	805015,1

ANOVA

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	3436736	1	3436736	7,495847	0,05202	7,708647
Dentro dos grupos	1833942	4	458485,4			
Total	5270678	5				

Anova: fator único A2 e A2+BR (96h)

RESUMO

<i>Grupo</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>
Coluna 1	3	5729,135	1909,712	43411,41
Coluna 2	3	13281,49	4427,162	1083762

ANOVA

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	9506336,839	1	9506337	16,86757	0,014768	7,708647
Dentro dos grupos	2254346,823	4	563586,7			
Total	11760683,66	5				

Anova: fator único A3 e A3+BR (96h)

RESUMO

<i>Grupo</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>
Coluna 1	3	26426,4	8808,801	761,6037
Coluna 2	3	32879,36	10959,79	1403636

ANOVA

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	6940113,319	1	6940113	9,883406	0,034721	7,708647
Dentro dos grupos	2808794,285	4	702198,6			
Total	9748907,603	5				

Anova: fator único A1+A2 e (A1+BR) + A2

RESUMO

<i>Grupo</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>
Coluna 1	3	1,181	0,393666667	0,0001363
Coluna 2	3	45116,0848	15038,69494	341198,44

ANOVA

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	3,39E+08	1	339225757,7	1988,4368	1,51E-06	7,70864742
Dentro dos grupos	682396,9	4	170599,2191			
Total	3,4E+08	5				