



Serviço Público Federal
Ministério da Educação
Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais



INGRID CECILIA WALKER

ALTERNATIVA DE PÓS-TRATAMENTO EM EFLUENTE DE CURTUME:
LAGOA DE POLIMENTO COM CHICANAS

CAMPO GRANDE - MS

DEZEMBRO/2022



Serviço Público Federal
Ministério da Educação
Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais



INGRID CECILIA WALKER

ALTERNATIVA DE PÓS-TRATAMENTO EM EFLUENTE DE CURTUME:
LAGOA DE POLIMENTO COM CHICANAS

Dissertação apresentada para obtenção do grau de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais da Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, área de concentração: *Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos*.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Nobuyoshi Ide

Aprovado em:

Banca Examinadora

Prof. Dr. Carlos Nobuyoshi Ide
Presidente

Prof. Dr. William Marcos da Silva
Universidade Federal de Mato Grosso do
Sul (UFMS)

Prof. Dr. Jonas de Souza Correa
Universidade Estácio de Sá

Campo Grande, MS
DEZEMBRO/2022

Walker, Ingrid Cecilia

Alternativa de pós-tratamento em efluente de curtume: Lagoa de Polimento com Chicanas. Ingrid Cecilia Walker. – Campo Grande, MS, 2022.

Dissertação (Mestrado) – Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, 2022.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Nobuyoshi Ide

1. Efluente Industrial, 2. Tratamento biológico, 3. Algas

DEDICATÓRIA

Aos meus professores, pais e irmã.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Professor Doutor Carlos Nobuyoshi Ide, pela oportunidade dessa orientação, confiança e companheirismo.

Agradeço à equipe do Laboratório de Qualidade Ambiental LAQUA/UFMS, em nome de Marcelo Campos, Nathalia Sandim e Sinome pelo profissionalismo e, principalmente, pelo auxílio prestado por vocês.

Às minhas amigas Danielle Amorim, Marjuli Morishigue e Hellen Louyse que contribuíram tecnicamente para a finalização dessa dissertação.

À minha irmã e mãe, pela compreensão e paciência, pelo incentivo e por sempre acreditarem em mim e no meu potencial.

À Induspan – Indústria de e Comércio de Couros Pantanal, em nome do Sr. Edson Antônio de Freitas, que concedeu a estrutura necessária para realização deste trabalho, e aos funcionários da empresa que auxiliaram desde à montagem da Lagoa até explicações sobre o funcionamento do sistema.

Por fim, agradeço à Deus e à sua mão divina por ter cuidado de cada parte deste projeto para torná-lo realidade.

RESUMO

As atividades industriais podem gerar impactos ambientais de baixo, médio e grande intensidade no meio ambiente. As Plantas de Curtume geram resíduos líquidos que, caso não seja realizado tratamento adequado, podem se enquadrar como alto potencial poluidor. No sentido de analisar como se comportaria um tratamento terciário biológico, como pós-tratamento de efluente de curtume, foi implantada uma lagoa de polimento com chicanas em uma Planta localizada na área rural de Campo Grande/MS. Devido à alta concentração de agentes inibidores ao crescimento das algas, para a ativação do florescimento das mesmas foi realizada diluição do efluente. Após a adaptação das algas, foram realizados testes em diferentes tempos de detenção hidráulica, com duração de 5, 10 e 15 dias, com efluente bruto, e controlando a vazão de entrada. Foi, então, observado que o TDH de melhor eficiência para remoção de matéria orgânica, foi o de 10 dias, apresentando 70,86% de remoção da $DBO_{5,20}$ solúvel, 49,49% de remoção de DQO total e 66,90% de remoção de COT. Dessa maneira, apontando como possível, biologicamente, o refinamento desse tratamento, caso se torne necessário para a indústria a melhoria de padrões do lançamento do efluente no corpo receptor.

1. Efluente Industrial, 2. Tratamento biológico, 3. Algas

ABSTRACT

Industrial activities can generate low, medium and high intensity environmental impacts on the environment. The Tannery Plants generate liquid waste that, if not properly treated, can be classified as a high polluting potential. In order to analyze how a tertiary biological treatment would behave, such as post-treatment of tannery effluent, a polishing pond with baffles was implemented in a Plant located in the rural area of Campo Grande/MS. Due to the high concentration of agents that inhibit algae growth, dilution of the effluent was performed to activate their flowering. After the adaptation of the algae, tests were carried out at different times of hydraulic detention, lasting 5, 10 and 15 days, with raw effluent, and controlling the inlet flow. It was then observed that the TDH with the best efficiency for the removal of organic matter was that of 10 days, presenting 70.86% of removal of soluble BOD_{5,20}, 49.49% of total COD removal and 66.90% of TOC removal. In this way, pointing out that the refinement of this treatment is biologically possible, in case it becomes necessary for the industry to improve the standards of effluent release in the receiving body.

1. Industrial effluent, 2. Biological treatment, 3. Algae

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	12
2. OBJETIVO.....	14
2.1. OBJETIVO GERAL.....	14
2.2. OBJETIVO ESPECÍFICO.....	14
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	15
3.1 Tratamento de efluentes em curtumes.....	15
3.2 Lodos Ativados.....	18
3.3 Princípios sobre lagoas de estabilização.....	20
3.4 Lagoas de Polimento.....	22
3.4.1 Remoção de matéria orgânica.....	24
3.4.2 Remoção de nutrientes.....	24
3.4.1 Remoção de organismos patogênicos.....	25
4. METODOLOGIA.....	26
4.1. ÁREA DE ESTUDO.....	26
4.2. ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES.....	28
4.2.1. Características da unidade piloto.....	29
4.2.2. Aspectos operacionais.....	30
4.2.3. Monitoramento da Lagoa de Polimento.....	30
4.2.4. Aclimação das algas.....	30
4.2.5. Parâmetros analisados.....	33
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	35
5.1 Adaptação de Algas.....	35
5.2 Eficiência do Tratamento.....	37
5.3 Remoção de matéria orgânica e sólidos.....	39
5.4 Remoção de nitrogênio.....	45
5.5 Remoção de fósforo.....	46

5.6 Remoção de Coliformes	47
5.7 Análise de Metais Pesados.....	48
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	50
7. REFERÊNCIAS	51

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1: Etapas de curtimento do couro.....	16
Figura 3.2: Relação simbiótica entre algas e bactérias.....	23
Figura 4.1: Localização do Curtume	26
Figura 4.2: Córregos pertencentes ao perímetro urbano de Campo Grande	27
Figura 4.3: Etapas da estação de tratamento de esgoto	28
Figura 4.5: Fluxograma do procedimento de adaptação das algas	31
Figura 4.6: Teste de bancada: Diluição 1:10	32
Figura 4.7: Teste de bancada: Diluição 1:4	32
Figura 4.8: Teste de bancada. Diluição 1:2	32
Figura 4.9: Protocolo de adaptação das algas no modelo de Lagoa de Polimento com Chicanas	33
Figura 5.1: Gráfico de variação do pH da lagoa durante o dia.....	36
Figura 5.5: Concentração dos (a) sólidos totais, (b) sólidos dissolvidos totais e (c) sólidos suspensos totais afluente e (d) sólidos totais, (e) sólidos dissolvidos totais e (f) sólidos suspensos totais efluente da lagoa de polimento durante a Fase 1.	43
Figura 5.6: Concentração dos (a) sólidos totais, (b) sólidos dissolvidos totais e (c) sólidos suspensos totais afluente e (d) sólidos totais, (e) sólidos dissolvidos totais e (f) sólidos suspensos totais efluente da lagoa de polimento durante a Fase 2.	44
Figura 5.7: Concentração dos (a) sólidos totais, (b) sólidos dissolvidos totais e (c) sólidos suspensos totais afluente e (d) sólidos totais, (e) sólidos dissolvidos totais e (f) sólidos suspensos totais efluente da lagoa de polimento durante a Fase 3.	44
Figura 5.8: Gráfico de eficiência de remoção de nitrogênio total	45
Figura 5.9: Gráfico da eficiência de remoção de amônia	46
Figura 5.10: Gráfico de eficiência remoção de fosfato total	47

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 Características típicas de efluentes gerados devido ao processo de fabricação do couro.	17
Tabela 4.1: Dimensões da unidade piloto	29
Tabela 4.2. Aspectos operacionais	30
Tabela 4.3: Parâmetros analisados	34
Tabela 5.1: Parâmetros de monitoramento de florescimento de algas	35
Tabela 5.2: Parâmetros e concentrações de entrada e saída da Lagoa, na Fase 1 do experimento (Tempo de detenção hidráulica de 5 dias)	37
Tabela 5.3: Parâmetros e concentrações de entrada e saída da Lagoa na Fase 2 do experimento (Tempo de detenção hidráulica de 10 dias)	38
Tabela 5.4: Parâmetros e concentrações de entrada e saída da Lagoa na Fase 3 do experimento (Tempo de detenção hidráulica de 15 dias)	39
Tabela 5.5: Eficiência de remoção de carga poluidora	40
Tabela 5.6: Eficiência de remoção de DQO	41
Tabela 5.7 Comparativo de entradas no sistema	42
Tabela 5.8: Relação Clorofila- <i>a</i> e SSV	43
Tabela 5.9 Concentrações de Nitrogênio total, em diferentes fases do experimento	45
Tabela 5.10: Concentrações afluente e efluente de fosfato, em diferentes fases do experimento.	46
Tabela 5.11: Performance de remoção de coliformes na Lagoa de Polimento	47
Tabela 5.12: Concentração de metais pesados no efluente	48

1. INTRODUÇÃO

No Brasil, a pecuária bovina exerce papel importante na economia brasileira desde o período colonial. Mesmo diante das mudanças na produção agrícola, com o avanço da agricultura empresarial e a expansão de novos cultivos, a pecuária continuou sendo a atividade que ocupa a maior área dos estabelecimentos agropecuários do país (TEIXEIRA & HESPANOL, 2014).

O reaproveitamento dos resíduos gerados após os cortes da carne animal, para a indústria alimentícia, segue desde a utilização dos ossos na produção de ração de animais e aves até a utilização de glândulas e mucosas para medicamentos, perfumaria e laticínios (PROCREARE, 2017).

Outra forma de reaproveitamento é o couro. Ao total, existiam, em 2019, 244 plantas curtidoras, sendo o couro brasileiro exportado para oitenta países, entre eles: China; Itália e Estados Unidos (CICB, 2019).

Tais informações reforçam a importância desse setor frente à economia brasileira. Porém, também, é fato que o processo de fabricação do couro, assim como a maioria das atividades industriais, possui alto potencial poluidor e geram grandes impactos ambientais.

Nesse sentido, o papel da indústria e dos desenvolvedores de tecnologias ambientais é trazer inovações para o setor, que sejam economicamente atraentes e que minimizem os impactos das ações de sua operação no meio ambiente.

Verifica-se, no processo da indústria de couro, que o curtimento é uma metodologia consolidada, sendo ainda, constantemente estudado, com objetivo de implementar melhorias e aprimorar a produção. Conforme CETESB (2015) são apresentadas formas e vantagens de se adotar o reuso da água em processos, opções para realizar uso racional da energia e reduzir o uso de tensoativos, sendo possível, além de mitigar os impactos no meio ambiente, reduzir os custos operacionais.

Mesmo adotando metodologias de Produção Mais Limpa “P+L” quando o reuso não for possível, devido a qualidade da água, as mesmas deverão ser destinadas ao descarte.

O destino correto destes resíduos líquidos é um sistema de tratamento de efluentes, podendo ser centralizado (estação de tratamento de efluentes municipal), sujeito a análise da recepção pela concessionária de esgoto, ou descentralizado, com estação de tratamento de efluentes própria.

As plantas curtidoras que destinam o efluente em estações de tratamento próprias devem seguir os parâmetros e normas definidas pela Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011) de lançamento de efluentes e, caso exista, deverão seguir normas e parâmetros definidos por legislação ambiental estadual ou municipal, além de atender condicionantes de licença ambiental.

Ainda, conforme concluíram, DURAI & RAJASIMMAN (2011), processos físicos/químicos combinados com processos biológicos são a melhor opção para o tratamento de efluente de curtumes. Por exemplo, a eficiência de remoção de DBO_5 em no processo biológico por lodos ativados, varia entre 80 e 90% para efluentes de curtume (HAYDAR *et.al.*, 2007).

Visando de aprimorar o tratamento existente, por lodo ativado, em um Curtume localizado na zona rural de Campo Grande/MS, foi pesquisado uma unidade de pós-tratamento utilizando uma Lagoa de Polimento com chicanas, em escala piloto, para avaliar a eficiência de remoção de poluentes do efluente final oriundo do decantador secundário do sistema em operação no curtume.

2. OBJETIVO

2.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar a eficiência de remoção de poluentes no sistema de Lagoa de Polimento com chicanas, como pós-tratamento de efluente tratado de um curtume.

2.2. OBJETIVO ESPECÍFICO

- Adaptar algas para as características do efluente de curtume pesquisado;
- Avaliar a remoção de matéria orgânica e sólidos, nitrogênio, fósforo e coliformes.
- Avaliar a eficiência de remoção de metais na entrada e saída do tratamento.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste item serão trazidos à explanação: concepção sobre o tratamento de efluentes de curtumes, apresentando suas características gerais e opções de tratamento; Características gerais do sistema de tratamento efluente por Lodos Ativados (implantado no local de estudo, como tratamento secundário); e princípios sobre Lagoas de Estabilização, com foco no tratamento escolhido como opção de tratamento terciário Estação de Tratamento de Efluente (ETE) em questão.

3.1 Tratamento de efluentes em curtumes

Para compreender o processo de tratamento de efluentes em curtumes é necessário conhecer as etapas do processo de fabricação industrial, pois são determinantes para a assimilar as peculiaridades e índices de parâmetros encontrados nesse esgoto e, conseqüentemente, definir tipos de tratamento indicados.

O processo produtivo da cadeia do couro inicia-se após o abate bovino, onde ocorre separação da pele do animal. Para evitar putrefação da pele, impedindo o desenvolvimento de bactérias, ela deve ser mantida em conservação. Devido ao custo-benefício, a maioria das plantas curtidoras utilizam em seu processo o sal comum, entretanto, os curtumes podem valer-se de inseticidas ou biocidas como piretrum, permetrin que é um derivado sintético do piretrum, sílico-fluoreto de sódio, bórax, para-diclorobenzeno (RAO, 2003). E, ainda, caso não haja necessidade de transporte entre unidade de abate e unidade de curtume, a pele é mantida fresca e logo inicia-se a manipulação.

O esquema de produção é composto basicamente de três fases: ribeira; curtimento; e acabamento. De acordo com CETESB (2015), a descrição de cada macro etapa do processo de fabricação do couro é a seguinte:

Preparo das peles: Classificadas de acordo com o peso e por vezes, dos tipos de couros a serem produzidos no processo.

Ribeira: Esta macro etapa tem por finalidades a limpeza e a eliminação das diferentes partes e substâncias das peles que não irão constituir os produtos finais - os couros - bem como preparar sua matriz de fibras colagênicas (estrutura proteica a ser mantida), para reagir adequadamente com os produtos químicos das etapas seguintes. Contempla a fase do pré-remolho até a lavagem após descalcinação e purga ou até píquel, realizado antes do curtimento.

Curtimento: O curtimento é um processo que consiste na transformação das peles, pré-tratadas na ribeira, em materiais estáveis e imputrescíveis, ou seja, a transformação das peles em couros. Pode ser classificado em três tipos principais: mineral, vegetal e sintético. No

mineral: o Cromo é o método de curtimento; no vegetal: taninos, contidos em extratos vegetais e o sintético: curtentes orgânicos (resinas, taninos sintéticos, por exemplo).

Acabamento: O acabamento pode ser subdividido em três etapas: acabamento molhado, pré-acabamento e acabamento final. Visam complementar o curtimento principal anterior, bem como conferir a base de algumas propriedades físicas e mecânicas desejáveis aos couros, como cor básica, resistência à tração, impermeabilidade, maciez, flexibilidade, toque e elasticidade.

As etapas apresentadas sintetizam a ocorrência dos processos para fabricação do couro. Na Figura 3.1 é apresentada a sequência das etapas de forma detalhada. As etapas destacadas com círculo azul inserido, representam as fases em que há uso de água como produto do processo ocorrido. O processo é de baixa complexidade, entretanto requer minuciosa atenção e mão de obra qualificada nas fábricas.

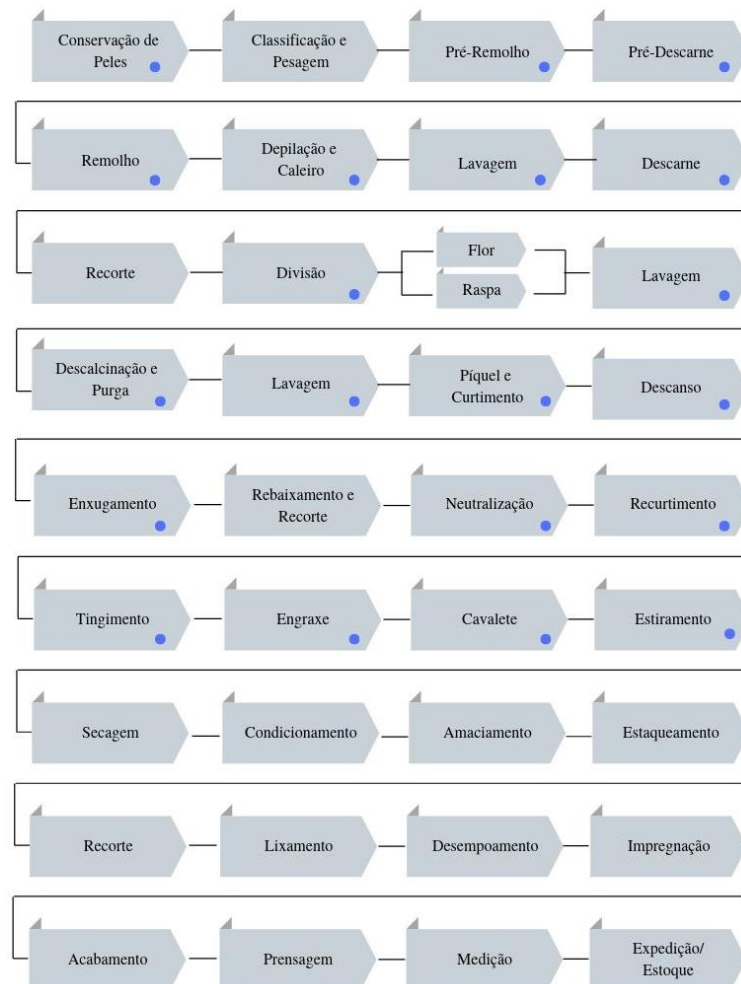


Figura 3.1: Etapas de curtimento do couro

FONTE: Cetesb (2015), Adaptado pelo Autor

Conforme demonstrado, a água é um dos insumos mais utilizados em uma indústria de curtume. Dessa forma, quantificar a demanda e realizar análise qualitativa torna-se básico para definir o tratamento mais indicado a esse efluente. Além disso, grande demanda de quantidade de água, por conta da lavagem nas diversas fases do curtimento, explicam por que o processo é estudado por diferentes áreas de gestão. Segundo CETESB (2015), numa indústria de curtume, o consumo de água varia entre 12 e 37 metros cúbicos por tonelada de pele salgada ($\text{m}^3 \cdot \text{t}^{-1}_{\text{pele salgada}}$), sendo o menor valor representado pelas empresas que adotam o reuso em seus processos.

A recirculação de água é empregada em etapas que permitem tal processo. Quando consideradas impróprias para o reuso, são destinadas diretamente ao tratamento de efluente. Desta forma, como material gerado, o efluente líquido é uma das saídas da atividade exercida. A Tabela 3.1 apresenta a relação entre o volume de água por tonelada de pele necessário para o curtimento e apresentadas as concentrações dos parâmetros de qualidade da água de saída após cada etapa de tratamento.

Tabela 3.1 Características típicas de efluentes gerados devido ao processo de fabricação do couro.

Etapa básica do processo	Uso de água ($\text{m}^3 \cdot \text{t}_{\text{pele}}^{-1}$)	DQO ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{O}_2$)	DBO ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{O}_2$)	Sólidos Suspensos ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{SST}$)	Cromo ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{Cr}^{+3}$)	Sulfeto ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{S}^{-2}$)	NTK ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{N}$)	Cloreto ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{Cl}^{-1}$)	Sulfato ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{SO}_4^{-2}$)	Óleos e Graxas	Sólidos Dissolvidos Totais ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{SDT}$)
Ribeira	7-25	120-160	40-60	70-120		2-9	9-14	120-150	43952	5-8	200-300
Curtimento	1-3	10-20	3-7	5-10	2-5		0-1	20-60	30-50	1-2	60-120
Acabamento molhado	4-8	15-40	5-15	1-10	1-2		1-2	5-10	1-10	44776	40-100
Acabamento	0-1	0-10	0-4	0-5							
Total	13850	145-230	48-86	5-155	3-7	2-9	10-17	145-220	45-110	9-18	300-520

FONTE: Cetesb (2015)

O descarte de efluente com a qualidade apresentada na Tabela 3.1, em corpos hídricos, pode influenciar negativamente no meio ambiente aquático. Sendo assim, para o descarte do mesmo, é necessário tratamento anterior. De acordo com o estudo realizado por Mengistie *et al.* (2016), a capacidade de autodepuração em rios pelo descarte de efluentes depende da vazão do corpo d'água, entretanto a biota, indicado por macroinvertebrados no local, é severamente prejudicada pelo cromo.

No Brasil, é comum os órgãos ambientais fiscalizadores, no processo de requerimento de licença, solicitar tal tratamento adequado. Para lançamento de resíduos líquidos gerados os valores dos parâmetros de qualidade devem seguir a Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011), a qual dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes.

De acordo com Aquim (2009), o tratamento ideal para efluentes curtumes é o apresentado a seguir:

Tratamento preliminar: Deve ser composto de gradeamento para retenção de possíveis sólidos grosseiros e caixa de gordura para remoção de óleos e graxas.

Tratamento primário: Precipitação do cromo com cal hidratada (o Cromo precipitado é recolhido, sendo reutilizado no processo ou destinado a um Aterro de Resíduos Perigosos); Equalização, para homogeneizar os diversos banhos; Neutralização, ajuste do pH para melhores condições de coagulação; Coagulação, para desestabilizar partículas coloidais ou em suspensão; Floculação, para acelerar o processo de sedimentação das partículas sólidas coaguladas através da sua aglomeração; e Decantação primária para remoção do material sólido presente no efluente.

Tratamento secundário: As tecnologias de tratamento indicadas para remoção de matéria orgânica e alguns nutrientes são a Lagoa aerada, Lodos Ativados ou Decantação Secundária.

Tratamento Terciário: A utilização do tratamento terciário em curtumes, na prática, não é muito comum. Alguns processos estudados são: remoção de nitrogênio em reatores biológicos; utilização de taninos catiônicos na floculação de poluentes; aplicação de processos de separação por membranas, bem como resinas de troca iônica ou osmose reversa visando a remoção de salinidade, especificamente cloretos e utilização de processos oxidativos avançados na remoção de compostos tóxicos.

3.2 Lodos Ativados

Segundo Von Sperling (2016), o sistema de tratamento de esgotos por lodos ativados foi concebido no Reino Unido por Arden e Lockett, em 1914. A primeira versão do sistema era por tanques que operavam com ciclos de enchimento e esvaziamento, similares aos reatores de batelada sequenciais atuais. Posteriormente, foi concebida a versão de fluxo contínuo, mais utilizada atualmente.

Esse sistema deve ser utilizado com estágio secundário de tratamento em ETEs, pois destina-se a remoção de matéria orgânica dissolvida ou suspensa. Tem como característica principal ser um tratamento biológico e aeróbio. As partes integrantes são: tanque de aeração (reator); tanque de decantação (decantador secundário); recirculação do lodo; e retirada do lodo biológico excedente.

As vantagens que a utilização desse processo fornece, além da eficiência da remoção de matéria orgânica em curto tempo e a pequena área utilizada é a quase não geração de maus odores (BENATTO, 2012) provenientes da decomposição anaeróbia. As desvantagens segundo Von Sperling (2014) são a complexidade operacional, o nível de mecanização e o consumo

energético elevados.

Coletti (1997) descreve o processo microbiológico que ocorre nos lodos ativados como a conversão realizadas pelas bactérias aeróbias através da respiração endógena em produtos finais simples, energia e produtos orgânicos estáveis. A condição aeróbia no reator é obtida pela utilização de um sistema de aeração composto por difusores ou aeradores mecânicos, que servem para manter o conteúdo do tanque de aeração – *liquor* – em regime de mistura completa.

Após o desenvolvimento dos microrganismos, os mesmos são destinados ao decantador secundário onde ocorre a sedimentação dos sólidos (biomassa), permitindo que o efluente final seja clarificado. Os sólidos sedimentados no fundo do decantador são recirculados para o reator, aumentando a concentração de biomassa no mesmo, o que é responsável pela elevada eficiência do sistema (VON SPERLING, 2016).

Ainda, Von Sperling (2014) apresenta uma breve descrição das principais variantes do sistema de lodos ativados, que são: Lodos Ativados Convencional (fluxo contínuo); Aeração Prolongada (fluxo contínuo); e reatores Sequenciais por Batelada (operação intermitente).

Lodo Ativado Convencional

Esse sistema possui uma complexidade alta para operação, no entanto possui alta eficiência de remoção e requer área reduzida para instalação. O tempo de detenção hidráulica (TDH) no tanque de aeração é baixo, entre 6 e 8 horas. Deve-se levar em consideração que o tempo de retenção dos sólidos – idade do lodo - é de 4 a 10 dias no sistema de lodos ativados convencional. Isto significa que parte do *lodo biológico excedente* deve ser retirado e sofrer tratamento adicional que compreende: adensamento; digestão e desidratação.

Lodos Ativados de Aeração Prolongada

A principal diferença consiste no fato que o tempo de detenção hidráulica é de 16 a 24 horas e a idade do lodo é de 18 a 30 dias. A concepção é de que o reator recebendo a mesma carga de DBO do esgoto bruto que o convencional, haverá uma menor disponibilidade de alimento para as bactérias. Em decorrência, as bactérias, utilizam nos seus processos metabólicos a própria matéria orgânica.

Essa matéria orgânica celular é convertida em gás carbônico e água através da respiração. Isso corresponde a estabilização da biomassa ocorrendo no próprio tanque. Dessa maneira o processo dispensa o uso de decantadores primários e o tratamento adicional do lodo biológico excedente.

Devido a idade do lodo, o reator possui um volume maior e, em consequência, uma

maior quantidade de biomassa. Entretanto, esse aumento de demanda de área é suprido pela exclusão do decantador primário. Além de ser um dos processos de tratamento de esgotos mais eficientes em remoção de DBO.

Lodos Ativados de Fluxo Intermitente

Consiste na junção de todas as etapas normalmente associados ao processo de tratamento convencional de lodos ativados (decantação primária, oxidação biológica, decantação secundária e bombeamento do lodo). O processo ocorre em tanque único, sendo essas etapas transformadas em sequência no tempo, e não unidades separadas.

Dessa maneira, o reator pode ser considerado de mistura completa onde ocorrem as etapas do tratamento. Para seu funcionamento, são estabelecidos ciclos de operações com durações definidas. A massa biológica permanece no reator durante todas as fases, eliminando assim, a necessidade de decantadores separados.

Os ciclos normais de tratamento são: Enchimento (entrada de esgoto bruto no reator); Reação (aeração da massa líquida contida no reator); Sedimentação (sedimentação e separação dos sólidos em suspensão do esgoto tratado); Esvaziamento (retirada do esgoto tratado do reator) e repouso (ajuste dos ciclos e remoção do lodo excedente).

Estudos demonstram (BEVENUTI, 2013; HAYDAR *et al.* 2007) que a adoção do sistema secundário de tratamento por lodos ativados em efluentes de curtume são eficientes, nos dois casos mostrando-se a eficiência de 80% a 90% de eficiência de remoção de DBO₅ e DQO.

3.3 Princípios sobre lagoas de estabilização

Processos unitários biológicos em relação ao esgoto industrial objetiva remover ou reduzir a concentração de compostos orgânicos e inorgânicos (METCALF & EDDY, 2016). Como alguns dos constituintes e compostos encontrados em efluentes industriais são tóxicos a microrganismos, um pré-tratamento pode ser requerido para que não afete o tratamento subsequente, possivelmente, tratamento biológico, para remoção de matéria orgânica.

Em estudo realizado por Rose & Dunn (2013), utilizando um sistema de lagoas de estabilização para tratamento de efluente em curtume, o pré-tratamento para remoção de metais pesados foi necessário para não serem agentes limitantes no tratamento, segundo os autores, a concentração de metais pesados pode ser substancialmente reduzida em uma etapa de pré-tratamento anaeróbio.

Ainda, segundo os autores Metcalf & Eddy (2016), um dos principais processos de tratamentos biológicos utilizados para tratamento de esgoto são os processos de lagoas, que são

divididos em: Lagoas de Maturação (terciárias); Lagoas Facultativas e Lagoas Anaeróbias, onde a principal uso é para remoção da DBO Carbonácea.

Silva Filho (2007) conceitua as lagoas de estabilização como biorreatores, de águas lânticas, relativamente rasas, construídas para armazenar resíduos específicos, como os domésticos e industriais, e devem resultar na estabilização da matéria orgânica através de processos biológicos.

Em posse de informações gerais, é possível diferenciar cada variante do sistema de Lagoas de Estabilização, e conforme Von Sperling (2017), são definições do sistema:

Lagoas Anaeróbias

Lagoas de pequenas dimensões e profundas (em torno de 4,0 a 5,0m). Devido às menores dimensões dessa lagoa, a fotossíntese praticamente não ocorre, predominando, dessa maneira, as condições anaeróbias. O tempo de detenção hidráulica ocorre entre 2 a 5 dias, a decomposição da matéria orgânica é apenas parcial. Mesmo assim, a remoção de DBO é da ordem de 50 a 70%. Normalmente, são implantadas em seguida as lagoas facultativas.

Lagoas Facultativas

O processo ocorrido em lagoas facultativas é o processo aeróbio e anaeróbio. As dimensões devem ser grandes e de profundidade de 1,5 a 2,0m, para permitir que haja penetração da radiação solar e uma área onde a incidência solar seja menor permitindo que ocorra condições anaeróbias.

O sistema baseia-se, então, de trocas entre essas zonas. As algas, que ficam na superfície realizam a fotossíntese, consumindo oxigênio e produzindo gás carbônico. As bactérias na zona afótica realizam a respiração, consumindo o gás carbônico e produzindo oxigênio. A estabilização da matéria orgânica é realizada pelas bactérias e para que a eficiência seja satisfatória é necessário um tempo de detenção de 20 dias, para efluente doméstico.

Em comparação, um estudo realizado com efluente de curtume por Rose & Dunn (2013), a ativação de uma lagoa facultativa após alimentação da lagoa com 5%, 8% e 10% do volume total com efluente de curtume não diluído, o tempo de detenção observado foi de pelo menos 30 dias para a estabilização de matéria orgânica.

Lagoas de Maturação

O principal objetivo das lagoas de maturação é a remoção de organismos patogênicos e não a remoção adicional de DBO. Esse sistema pode ser acoplado em seguida de qualquer

tratamento secundário de esgotos sanitários.

Apresentam-se como uma alternativa bastante econômica à desinfecção do efluente por métodos mais convencionais, como a cloração.

As lagoas de maturação apresentam profundidades rasas, normalmente menores de 1,0m. Esse dimensionamento permite que haja entrada da radiação solar, o que auxilia na remoção coliformes termotolerantes, a eficiência está na faixa de 99,9 a 99,999%.

Além da remoção de organismos patogênicos, é também notada a remoção de nutrientes por estas lagoas. Em estudo realizado por Ide *et al.* (1997), em efluente de matadouro, foi notado que as lagoas facultativas apresentam elevada turbidez e o impedimento à passagem de raios solares limitam a atividade fotossintética à uma estreita faixa na superfície. Entretanto, melhores eficiências seriam conseguidas em lagoas de maturação, com valores mais elevados de pH com maior intensidade na volatilização de amônia, precipitação de fósforo e/ou assimilação de nitrogênio e fósforo na composição de material celular.

Nesse sentido, contemplando a eficiência de remoção de nutrientes, para efluente de curtume, com pós-tratamento de Lagoas de Maturação (após tratamento com Lagoa Facultativa), a remoção de amônia foi de 20-26% de fósforo 13-16% e DBO_{5,20} na faixa de 30-10% (TADESSE *et al.*, 2003).

3.4 Lagoas de Polimento

As lagoas de polimento são conceitualmente similares às lagoas de maturação, mas recebem essa nomenclatura específica por realizarem polimento de efluentes de outros processos de tratamento, em particular dos reatores anaeróbios, especificamente os Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente (RAFA ou UASB – sigla inglesa) (VON SPERLING, 2017).

Ambos os processos são baseados na atividade metabólica de microrganismos, particularmente bactérias e algas.

Ao mencionar sobre a função das bactérias e algas no processo é importante trazer à luz que esses seres não competem pelo mesmo substrato. Quando em ambiente aeróbio as bactérias metabolizam a matéria orgânica, convertendo em dióxido de carbono e água. As algas, por sua vez, utilizam dióxido de carbono, água, amônia e outros compostos inorgânicos para a síntese celular, liberando oxigênio para o meio líquido (KELLNER & PIRES, 1998). Essa relação está representada no esquema da Figura 3.2.

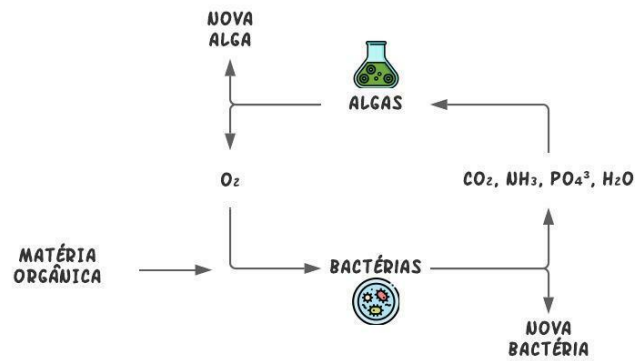


Figura 3.2: Relação simbiótica entre algas e bactérias
 Fonte: (Kellner & Pires, 1998) Adaptado pelo autor

Conforme citado anteriormente, as lagoas de polimento tendem a serem rasas, justamente para a relação ser propensa à maior produção de algas.

As lagoas de polimento também se diferenciam pelo polimento na qualidade do efluente, em termos de remoção parcial da matéria orgânica e da amônia, além de ter uma efetiva remoção de organismos patogênicos.

Segundo von Sperling (2017), o arranjo das lagoas em fluxo pistão, através do percurso predominantemente longitudinal, adicionados a uma série de curvas em U ou chicanas, formando um zig-zag seria o sistema mais eficiente frente à um elevado número de lagoas séries. O fluxo pistão é mais utilizado para o polimento do efluente, como em lagoas de maturação, nas quais não há preocupação com sobrecarga no trecho inicial da lagoa.

E, em abordagem a manutenção e operação dessas lagoas, é importante frisar uma problemática enfrentada em lagoas de estabilização, como as de polimento, é o fenômeno das ‘águas vermelhas’ onde a ação das bactérias sulfurosas confere o pigmento ao sistema. Isto normalmente ocorre quando o sistema de lagoas está sobrecarregado de matéria orgânica, o que ocasiona a redução de sulfato nas lagoas anóxicas e facultativas (BELILA, *et al.* 2013).

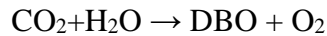
Este cenário já é de conhecimento para profissionais da área e, ainda, segundo o estudo realizado por Kerstens *et al.* (2009), uma solução é o uso de lentilhas na superfície das lagoas, reduzindo a volatilização de sulfetos em 99%. O principal incômodo, além da intervenção na floração de algas da lagoa, não contribuindo para remoção de carga orgânica, é o odor característico produzido pelo enxofre.

Ainda, no ramo da produção de algas, é importante enfatizar a importância da quantificação da biomassa algal, estudos realizados por (PEVORANO & FORMIFONI, 2011, 2011; BARRIQUELO, 2013) em que realizam testes para transformar a biomassa em energia sob forma de biogás ou biodiesel.

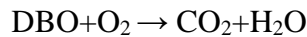
3.4.1 Remoção de matéria orgânica

A remoção da matéria orgânica em lagoas ocorre através dos processos biológicos de fotossíntese e a oxidação da matéria orgânica por bactéria aeróbia e anaeróbia.

Fotossíntese:



Oxidação aeróbia:



Dessa maneira, é possível observar que a quantidade de oxigênio gerada pela fotossíntese é satisfatória para oxidar a matéria orgânica presente desse processo.

A taxa de oxidação aeróbia é determinada pela quantidade de carga orgânica nas lagoas, enquanto a da fotossíntese é determinada pelas condições ambientais de temperatura e incidência solar, além da profundidade da lagoa. Sendo assim, em lagoas de polimento há uma grande produção de oxigênio dissolvido, tendo em vista que matéria orgânica afluyente é baixa e suas profundidades são reduzidas (CAVALCANTI *et al.*, 2001).

3.4.2 Remoção de nutrientes

As lagoas de polimento e de maturação se enquadram em distinta realidade devido à alta taxa de fotossíntese presente no meio que possibilita altos valores de pH proporcionando remoção significativa dos nutrientes (SOUZA, 2015).

Segundo Sperling (2017), os processos mais utilizados para a remoção de nitrogênio e fósforo em tratamento de esgotos são:

a) Remoção de N e P em lagoas de estabilização

Os principais mecanismos de remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização são: volatilização da amônia; assimilação da amônia pelas algas; assimilação dos nitratos pelas algas; nitrificação-desnitrificação; sedimentação do nitrogênio orgânico particulado.

A remoção de fósforo ocorre pela precipitação de *fosfatos* em condições de elevado pH. De maneira geral, as eficiências de remoção de P e lagoas de estabilização não são muito elevadas.

b) Remoção de N e P nos sistemas de disposição controlada no solo

A remoção de nutrientes ocorre pelas plantas, cujo desenvolvimento, naturalmente depende de nitrogênio e fósforo. Ao invés destes nutrientes serem supridos por formulações específicas de N:P:K de fertilizantes sintéticos, eles são disponibilizados por esgotos. A taxa de

aplicação está diretamente ligada com a remoção de nutrientes: apenas com baixa carga de aplicação por unidade de área a remoção pelas plantas será significativa. Processo idêntico ocorre em banhados construídos ou atualmente denominados de *Wetlands* construídos.

c) Remoção de N e P por processos físico-químicos

A amônia pode ser removida através da volatilização da amônia livre (NH₃), alcançada por meio da elevação de pH (adição de cal), complementada por processos de transferência de gases (ex: torres de aeração)

A remoção do fósforo pode ser obtida por meio de: adição de agentes coagulantes; filtração ou flotação (terciária) do efluente; combinação da adição de coagulantes ou alcalinizantes da filtração ou flotação.

Estudos realizados por Vivian *et al.* (2009) e Pinto *et al.* (2014) atestam em termos práticos a eficiência da remoção de nutrientes, em especial, nitrogênio pelas lagoas de estabilização em efluentes de suinocultura. Foram detectadas eficiência em torno de 55 a 70%.

A remoção de fósforo (P) está diretamente ligada a massa algal em que a perda de fósforo é em torno de $0,01 \cdot 80 \approx 0,8 \text{mg.L}^{-1}$ P. Em lagoas especialmente rasas a remoção de fósforo se situa entre 60 a 80%, ao passo que em lagoas facultativas e aeradas, a eficiência de remoção é inferior a 35% (VON SPERLING, 2017).

3.4.1 Remoção de organismos patogênicos

A redução de *E. coli*, principal grupo indicador de contaminação fecal, é um processo lento. Por isso, o decaimento bacteriano é um dos fatores mais importantes para a determinação do tempo de detenção hidráulico em lagoas de polimento.

Souza (2015) estabelece certos critérios que influenciam na remoção de organismos patogênicos pelo processo de lagoas de polimento. São eles: incidência de luz – que interfere na taxa de fotossíntese; oxigênio dissolvido – que normalmente é alto nesse tipo de lagoas; pH – tamponamento do sistema carbônico; influência no regime hidráulico e coeficiente de decaimento.

4. METODOLOGIA

Serão abordados neste tópico as ferramentas disponíveis para chegar aos resultados posteriormente a este item apresentados.

4.1. ÁREA DE ESTUDO

O experimento foi realizado em uma indústria de couro *Wet Blue* e Semi-acabado. Sendo a mesma situada à zona rural do município de Campo Grande (Figura 4.1), nas coordenadas de latitude $20^{\circ}33'47.47''$ S e longitude $54^{\circ}41'25.51''$ O.

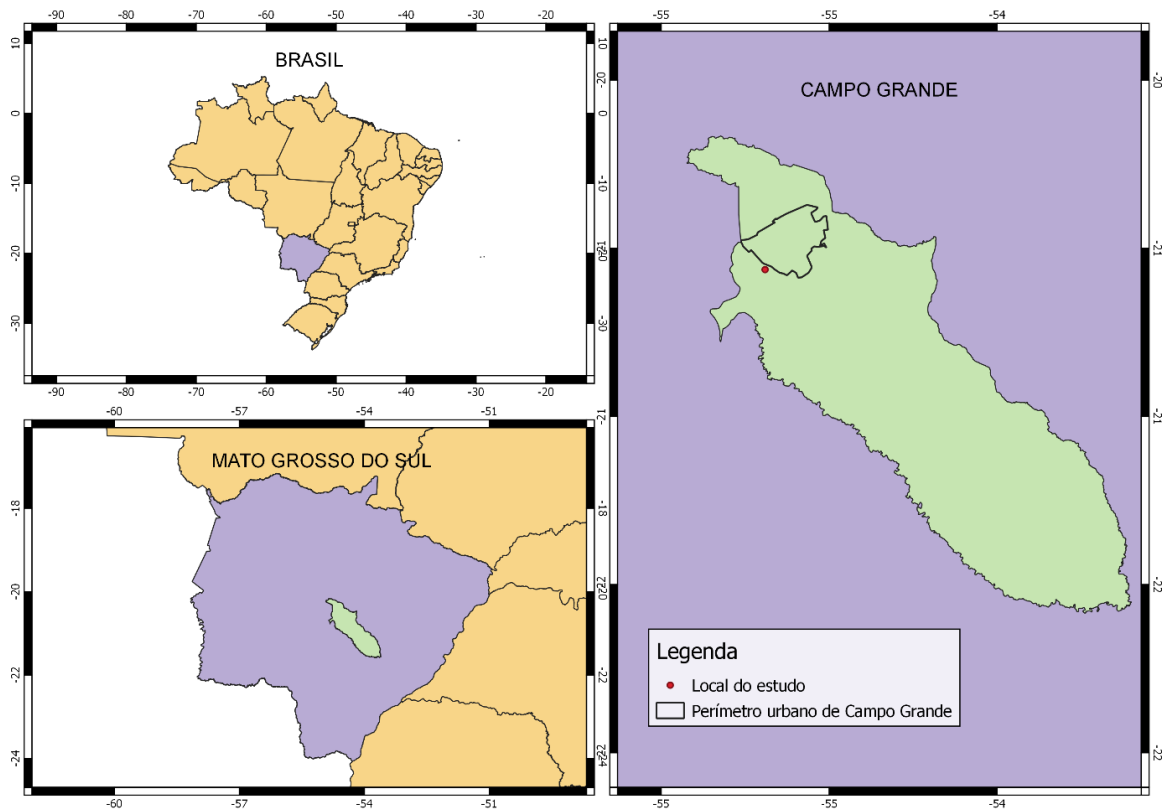


Figura 4.1: Localização do Curtume

O clima da região é tropical, em que, no inverno, o índice de pluviosidade é consideravelmente menor que no verão. De acordo com a Köppen e Geiger, a classificação do clima é Aw. A temperatura média é 23.5°C . Tem uma pluviosidade média anual de 1573mm, sendo julho o mês mais seco com 30mm, e janeiro de maior pluviosidade, com a média de 259mm (CLIMATE-DATA, 2021).

O principal corpo hídrico da área onde está situada a Indústria é o Córrego Lagoa (Figura 4.2), pertencente à Microbacia do Lagoa, que possui características urbanas e a área de $36,64 \text{ km}^2$ (PLANURB, 2017).

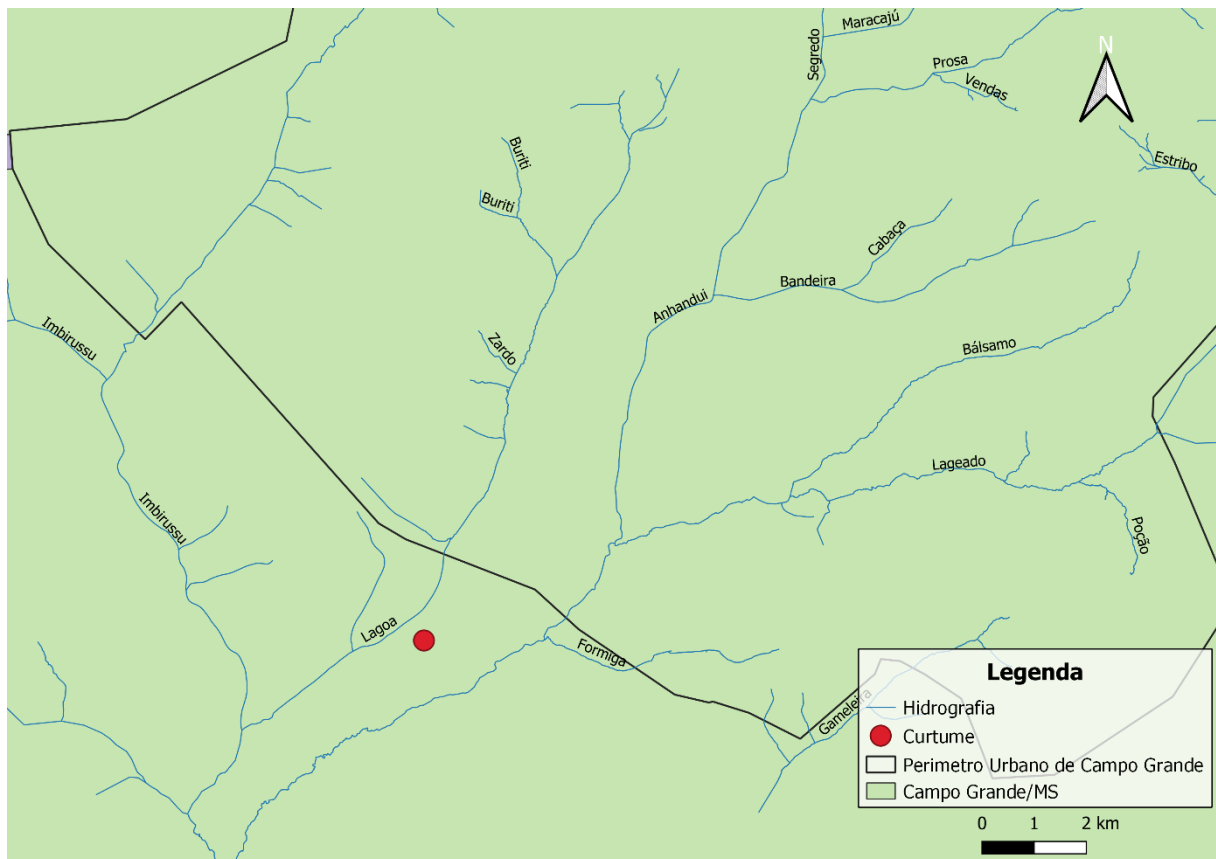


Figura 4.2: Córregos pertencentes ao perímetro urbano de Campo Grande

A Microbacia do Lagoa encontra-se na Bacia do Anhanduí, inserida na sub-bacia do Rio Pardo, pertencente à Bacia do Rio Paraná. O uso e ocupação do solo é composto por 43,42% de atividade antrópica, 8,88% vegetação natural, 47,16% agricultura e pecuária e 0,54% corpos d'água (IMASUL, 2011).

Ainda, segundo Imasul (2011), os usos preponderantes atuais do Córrego Lagoa são: recepção de esgoto doméstico e efluente industrial; e drenagem pluvial. O enquadramento de classe para o córrego Lagoa é de ordem 02, segundo Deliberação do Conselho Estadual de Controle Ambiental – CECA/2012 (Mato Grosso do Sul, 2021).

“Corpos d'água pertencentes à Classe 2: Pertencem à Classe 2 todos os corpos d'água das Sub-Bacias dos Rios Miranda, Taquari, Apa, Correntes, Nabileque e Negro, exceto os alhures classificados, e o córrego Imbiruçu da SubBacia do Rio Pardo, desde as suas nascentes até a confluência com o córrego Serradinho.”

4.2. ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES

A indústria de fabricação de couros é responsável pelo tratamento dos resíduos produzidos pela sua atividade. Na Figura 4.3 está representado o fluxograma de etapas da Estação de Tratamento de Efluentes.

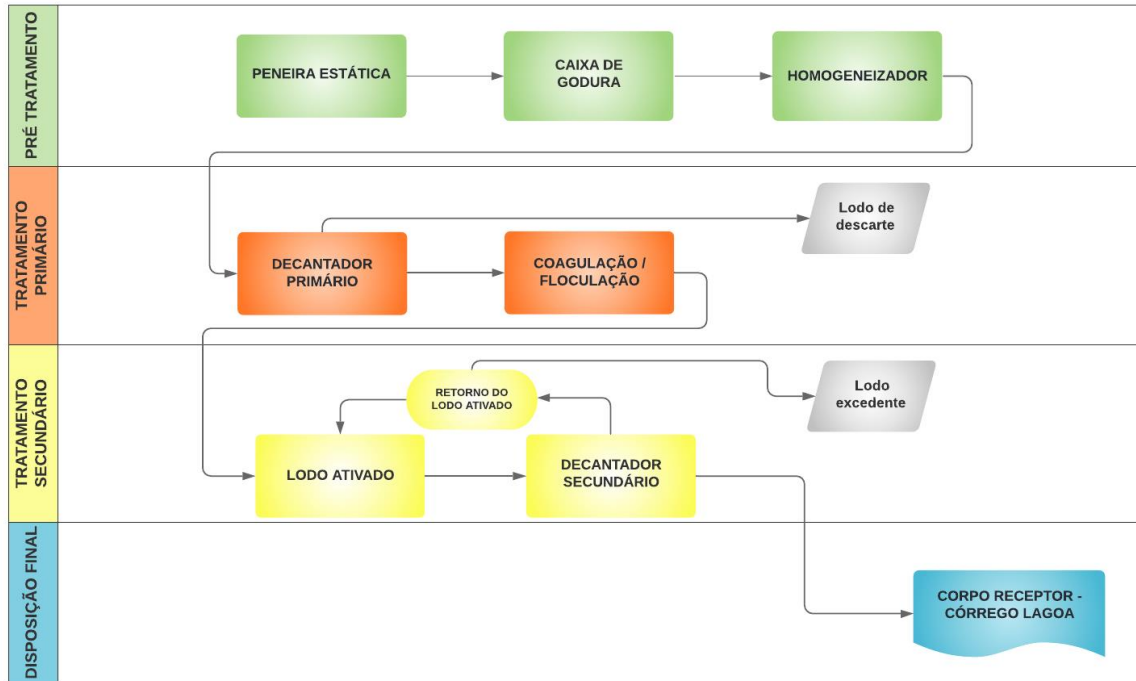


Figura 4.3: Etapas da estação de tratamento de esgoto

As fases do tratamento possuem as seguintes características:

Peneiramento– Nesta etapa, existem duas peneiras: uma peneira mecanizada, parabólica e uma peneira estática. A configuração da peneira estática permite que o efluente contendo sólidos dirija-se a parte superior, tornando sentido ascendente até o topo, vertendo pela superfície da tela ou chapa perfurada, ficando retido na superfície os sólidos grosseiros. As peneiras mecanizadas parabólicas automáticas, também são separadores sólido-líquido, entretanto são de limpeza automática, nas quais o sólido é arrastado por escovas de cerdas de *nylon*.

Caixa de Gordura – Na caixa de gordura ocorre a separação líquido-líquido (no caso de óleos e água) e na separação de sólido líquido (no caso das graxas). A estrutura consiste em um tanque de alvenaria com paredes totalmente lisas, para evitar incrustações de gordura na parte interna. As dimensões são: Profundidade útil: 1,50m; Comprimento: 5,00m; Largura: 3,00m; Volume útil: 22,50 m³.

Homogeneizador ou Equalizador – Realiza o tratamento físico-químico ou primário. Recebe os banhos gerados no processo produtivo do couro, com exceção dos banhos que são reciclados;

Como as faixas de pH são variáveis durante os banhos, - pH 2,0 (oriundo do banho de píquel), até pH 11,0 (proveniente do banho da depilação/calagem) – é utilizada soda caustica ou cal hidratada para correção de pH.

O tempo de detenção hidráulica (TDH) no tanque é de 3 dias. Suas dimensões são: Profundidade Útil: 2,50m; Comprimento: 18,00m; Largura: 8,00m; Volume útil: 360,50m³. A potência total do sistema de injeção de ar no homogeneizador é de 100 CV.

Coagulação e Floculação – Para auxiliar na etapa subsequente, utiliza-se Hidroxicloreto de Alumínio como coagulante para formação de flocos e decantação na próxima etapa.

Decantador Primário - São utilizados quatro decantadores cilíndricos em polietilenos revestidos de fibra de vidro. Serve para separar a parte sólida da líquida do efluente;

Reator de Lodos Ativados

- *Reator* - Ocorre a depuração biológica dos resíduos líquidos por via aeróbia, decanta por 5 dias, com volume de 302 m³ por dia;
- *Decantador Secundário* - Tanque circular com uma ponte reparadora de lodo no mesmo formato do tanque, com poço especial para lodo de fundo.

4.2.1. Características da unidade piloto

Para realização dos experimentos será utilizada uma lagoa de polimento em escala piloto (Figura 4.4), que atende critérios de dimensionamento apresentados em Von Sperling (2014), tais como: relação comprimento/largura superior a 5, número de dispersão inferiores a 0,1. Desta maneira, a lagoa de polimento com chicanas possui as dimensões apresentadas na Tabela 4.1.

Tabela 4.1: Dimensões da unidade piloto

Dimensões	Unidade	Unidade piloto
Comprimento (L)	m	3
Largura (B)	m	0,75
Profundidade (H)	m	0,75
Relação comprimento/largura (L/B)	m/m	100
Número de dispersão	-	0,01
Número de chicanas	-	4

Segundo Von Sperling (2017), em lagoa única com chicanas a relação L/B interna da lagoa será:

$$\frac{L}{B} = \frac{L}{B} (n + 1)^2$$

Onde: n é o número de chicanas.

Dessa maneira, a relação comprimento/largura apresenta-se com o valor de 100.

$$\frac{L}{B} = \frac{3}{0,75} (4 + 1)^2 = 100$$

E, ainda considerando o $L/B = 100$, tem-se o número de dispersão:

$$d = 1/(L/B) = \frac{1}{100} = 0,01$$

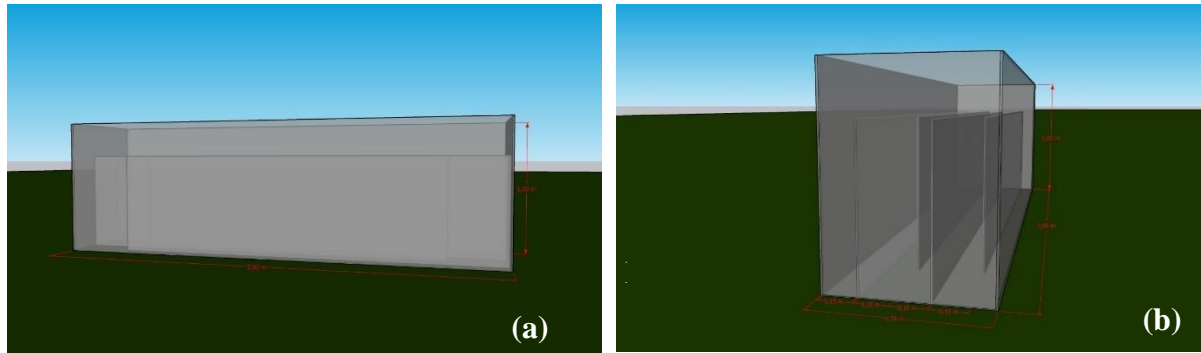


Figura 4.4 (a) corte BB da parte lateral da lagoa de polimento (b) corte AA da parte frontal da lagoa de polimento.

4.2.2. Aspectos operacionais

O experimento foi dividido em 3 (três) etapas, diferenciadas pela adoção de 3 (três) tempos de detenção hidráulica, conforme apresentado na Tabela 4.2.

Tabela 4.2. Aspectos operacionais

Fase	TDH (dias)	Profundidade h (m)	Volume v (m ³)	Vazão Qa (mL.min ⁻¹)	Taxa de aplicação Qs (m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹)
1	5	0,3	0,7	94	0,06
2	10	0,3	0,7	47	0,03
3	15	0,3	0,7	31	0,01

4.2.3. Monitoramento da Lagoa de Polimento

Foram realizadas coletas durante o tempo de detenção de 5 dias (1ª Fase) e os tempos de detenção hidráulica de 10 dias (2ª Fase) e 15 dias (3ª Fase).

Os pontos de coleta foram de entrada e saída da lagoa experimental.

4.2.4. Aclimação das algas

Segundo Von Sperling (2017), o início de operação em lagoas de estabilização deve ocorrer, preferencialmente, em meses que seja característico temperaturas mais elevadas.

Ainda, o mesmo autor, sugere que o preenchimento da lagoa - com uma mistura bombeada do córrego e do esgoto a ser tratado - seja realizado da conforme apresentado no fluxograma da Figura 4.5: Fluxograma do procedimento de adaptação das algas.

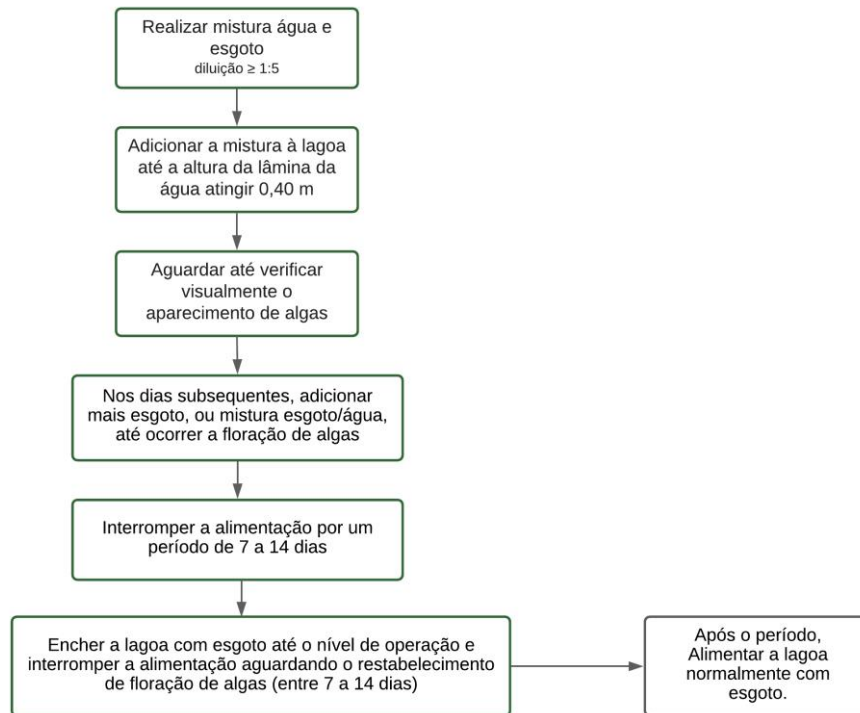


Figura 4.5: Fluxograma do procedimento de adaptação das algas

As premissas deste processo foram utilizadas em escala laboratorial, testando diferentes concentrações de diluições do efluente bruto, visando a adaptação das algas. A intenção, foi encontrar a menor diluição que melhor se adequasse ao desenvolvimento das algas.

Por ser um efluente com alta concentração de nitrogênio, um dos agentes limitantes ao florescimento das algas, a diluição de trabalho encontrada foi de 1:2. Na Figura 4.6, Figura 4.7, e Figura 4.8 estão apresentadas as imagens dos testes de bancada com diferentes diluições.

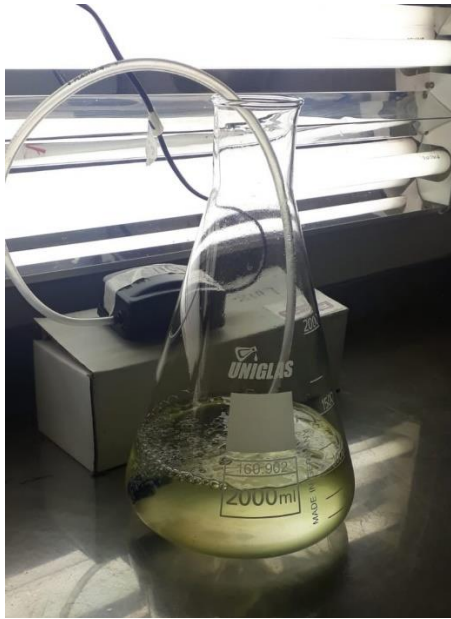


Figura 4.6: Teste de bancada: Diluição 1:10

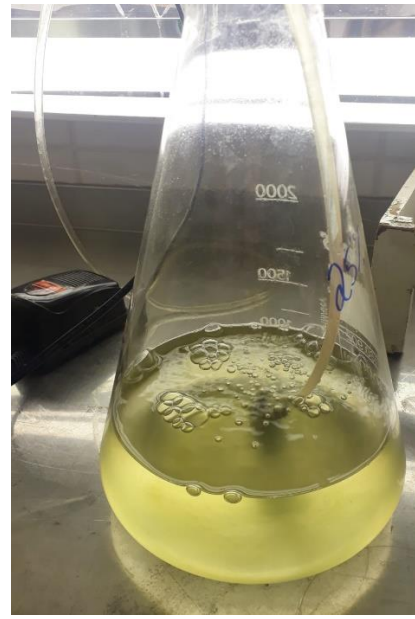


Figura 4.7: Teste de bancada: Diluição 1:4



Figura 4.8: Teste de bancada. Diluição 1:2

É importante destacar que no teste de bancada foram utilizadas as condições artificiais para favorecer o florescimento das algas, foram elas: Lâmpada UV – simulando os raios solares e Compressor de ar (bomba de oxigenação para aquário) – simulando a troca gasosa.

Como a literatura de referência se adequa principalmente, para efluentes domésticos, e dada a necessidade das melhores condições ambientais para ativação das algas no modelo de Lagoa de Polimento com Chicanas como tratamento terciário de efluente industrial foi adotado o protocolo apresentado na Figura 4.9 Figura 4.8.

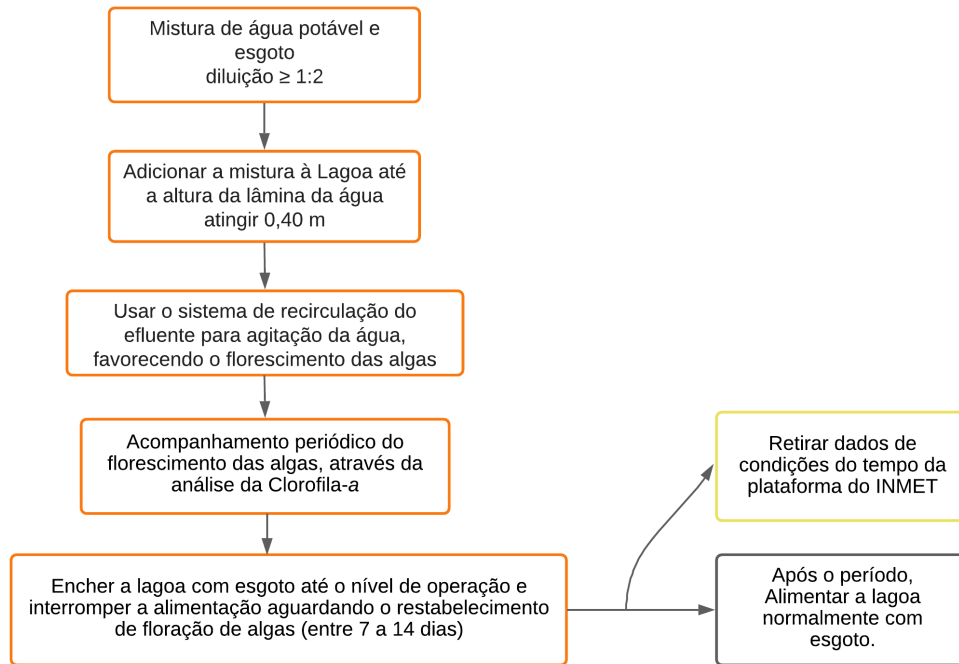


Figura 4.9: Protocolo de adaptação das algas no modelo de Lagoa de Polimento com Chicanas

A fase de adaptação em campo foi acompanhada com coletas periódicas, realizando análises essenciais para a identificação das algas, conforme metodologia Nush (1980) para identificação de clorofila-*a* e parâmetros como turbidez e pH.

Nos primeiros 14 dias foram realizadas coletas a cada 2 dias e após esse período, duas coletas com intervalos de 4 dias entre as mesmas. A periodicidade da coleta foi decidida conforme necessidade verificada em escala laboratorial, visto que as principais análises são a do primeiro, sétimo e décimo quarto dia.

4.2.5. Parâmetros analisados

Para se obter um panorama real da eficiência da Lagoa de Polimento com Chicanas, foram analisados os parâmetros apresentados na Tabela 4.3.

Tanto as coletas, quanto a metodologia de preservação das amostras e as análises, foram realizadas de acordo com as técnicas preconizadas pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 23rd ed. (APHA; AWWA; WPCF, 2017).

Os dados meteorológicos de radiação solar e precipitação foram obtidos da base de dados do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia) da Estação Campo Grande – A702.

Tabela 4.3: Parâmetros analisados

Parâmetros	Unidades	Técnicas Analíticas
Temperatura da amostra	°C	Termômetro de mercúrio, Standard Methods
Temperatura do ambiente	°C	Termômetro de mercúrio, Standard Methods
Alcalinidade total	mg.L ⁻¹ CaCO ₃	Titulométrico, Standard Methods
Condutividade elétrica	µS cm ⁻¹	Potenciométrico, Standard Methods
Carbono orgânico total	mg.L ⁻¹ C	Oxidação catalítica por combustão, Standard Methods
Clorofila- <i>a</i>	µg.L ⁻¹ Clor- <i>a</i>	Espectrofotométrico, Standard Methods
DBO _{5,20} particulada	mg.L ⁻¹ O ₂	Diferença
DBO _{5,20} solúvel	mg.L ⁻¹ O ₂	Azida modificado, Standard Methods
DBO _{5,20} total	mg.L ⁻¹ O ₂	Azida modificado, Standard Methods
DQO particulada	mg.L ⁻¹ O ₂	Refluxo fechado, Standard Methods
DQO solúvel	mg.L ⁻¹ O ₂	Refluxo fechado, Standard Methods
DQO total	mg.L ⁻¹ O ₂	Refluxo fechado, Standard Methods
Oxigênio dissolvido	mg.L ⁻¹ O ₂	Titulométrico, Standard Methods
Coliformes totais	NMP.100mL ⁻¹	<i>Colilert</i> , Standard Methods
<i>E. coli</i>	NMP.100mL ⁻¹	<i>Colilert</i> , Standard Methods
Fosfato total	mg.L ⁻¹ PO ₄ ⁻³	Cloreto estanhoso, Standard Methods
Nitrogênio amoniacal	mg.L ⁻¹ N	Espectrofotométrico, Standard Methods
Nitrogênio nitrato	mg.L ⁻¹ N	Espectrofotométrico, Standard Methods
Nitrogênio nitrito	mg.L ⁻¹ N	Espectrofotométrico, Standard Methods
Nitrogênio orgânico	mg.L ⁻¹ N	Diferença entre NTK e N. Amoniacal
Nitrogênio total	mg.L ⁻¹ N	Espectrofotométrico, Standard Methods
Nitrogênio total Kjeldahl	mg.L ⁻¹ N	Macro-Kjeldahl, Standard Methods
Óleos e Graxas	mg.L ⁻¹	Extração Soxhlet, Standard Methods
pH	-	Potenciométrico, Standard Methods
Sólidos dissolvidos totais	mg.L ⁻¹ SDT	Resíduo seco à 105°C, Standard Methods
Sólidos Sedimentáveis	mL.L ⁻¹	<i>Cone Imhoff</i> , Standard Methods
Sólidos suspensos totais	mg.L ⁻¹ SST	Resíduo seco à 105°C, Standard Methods
Sólidos suspensos voláteis	mg.L ⁻¹ SSV	Resíduo volatilizado à 550°C, Standard Methods
Sólidos totais	mg.L ⁻¹ ST	Resíduo seco à 105°C, Standard Methods
Sulfato Total	mg.L ⁻¹ S	Espectrofotométrico, Standard Methods
Sulfeto Total	mg.L ⁻¹ S	Titulométrico, Standard Methods
Temperatura da amostra	°C	Termômetro de mercúrio, Standard Methods
Temperatura do ambiente	°C	Termômetro de mercúrio, Standard Methods
Turbidez	NTU	Potenciométrico, Standard Methods
Metais Pesados (cádmio, chumbo, cobre, cromo, ferro, magnésio, manganês, níquel, sódio, zinco)		Espectrofotométrico, Standard Methods

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos na pesquisa contemplam a adaptação de algas, a remoção de matéria orgânica e sólidos, nitrogênio, fósforo e coliformes. E, ainda, apresenta o monitoramento de concentração de metais na entrada e saída do tratamento. A discussão será apresentada em cada item a seguir.

5.1 Adaptação de Algas

Conforme citado anteriormente por Aquim (2009), a utilização do tratamento terciário em curtumes, na prática, não é muito comum e, em sua maioria, são tratamentos físico-químicos. Nesse aspecto, esta pesquisa pretendeu experimentar a possibilidade de adotar outro tipo de unidade de tratamento, para o pós-tratamento, a lagoa de polimento. Introduzir um sistema biológico como tratamento terciário em efluente industrial requer o preparo para as condições não fugirem do padrão.

Vale ressaltar que o efluente de curtume apresenta elevada salinidade e condutividade, além da alta concentração de nitrogênio em forma de amônia, o que pode ser um dos agentes limitantes no processo de crescimento das algas (SIPAÚVA-TAVARES & ROCHA, 2001). Esse é o caso que foi necessário enfrentar.

Dessa maneira, o monitoramento do florescimento de algas, através de análises foi essencial nessa etapa. Conforme a literatura, Kellner & Pires (1995), devido às algas constituírem um grupo de organismos aquáticos dotados de pigmento fotossintético denominado clorofila e, como a clorofila-*a* está presente em todas as algas e seres fotossintéticos, este é o principal indicador de existência das algas no ambiente.

Além dessa principal substância, outros parâmetros foram analisados, como a temperatura média do ar (°C), radiação Solar (kJ.m⁻²), pH e turbidez (NTU), conforme apresentados na Tabela 5.1.

Tabela 5.1: Parâmetros de monitoramento de florescimento de algas

Dia	Data de Coleta	Tmédia do ar (°C)	Radiação Solar (kJ.m⁻²)	pH	Turbidez (NTU)	Clorofila-a (µ.L⁻¹)
0	04.07	20,1	999	7,77	98	0,001
2	06.07	24,0	1.120	7,85	56	0,001
4	08.07	17,8	339	7,85	50	0,003
6	10.07	20,5	1.271	7,79	42	0,002
7	11.07	22,9	1.313	7,58	40	0,002
9	13.07	23,7	1.237	7,60	36	0,002
11	15.07	23,5	1.227	7,19	19	0,010
13	17.07	23,8	1.344	7,19	11	0,025
17	21.07	23,4	1.450	7,11	10	0,157

Dia	Data de Coleta	T _{média} do ar (°C)	Radiação Solar (kJ.m ⁻²)	pH	Turbidez (NTU)	Clorofila-a (μ.L ⁻¹)
19	23.07	23,5	1.470	7,19	10	0,295
24	28.07	23,5	1.299	7,28	9	0,272

É notada a estabilização da clorofila-*a* após 19 dias de ativação do sistema, na data de coleta (23/07/2021). Em comparativo com o estudado por Von Sperling (2017), esse tempo de ativação ocorre entre 7 e 14 dias, para esgoto doméstico.

Os parâmetros de correlação, como radiação solar e turbidez apresentaram desempenho conforme esperado, valendo ressaltar que a turbidez era medida após devida filtragem da amostra.

Entretanto, ao avaliar o desempenho do pH, o mesmo apresentou valores diferentes ao esperado, com aumento no valor, devido à atividade das algas. Foi realizada a investigação horária do desempenho da lagoa confrontando radiação solar horária e o pH (Figura 5.1).

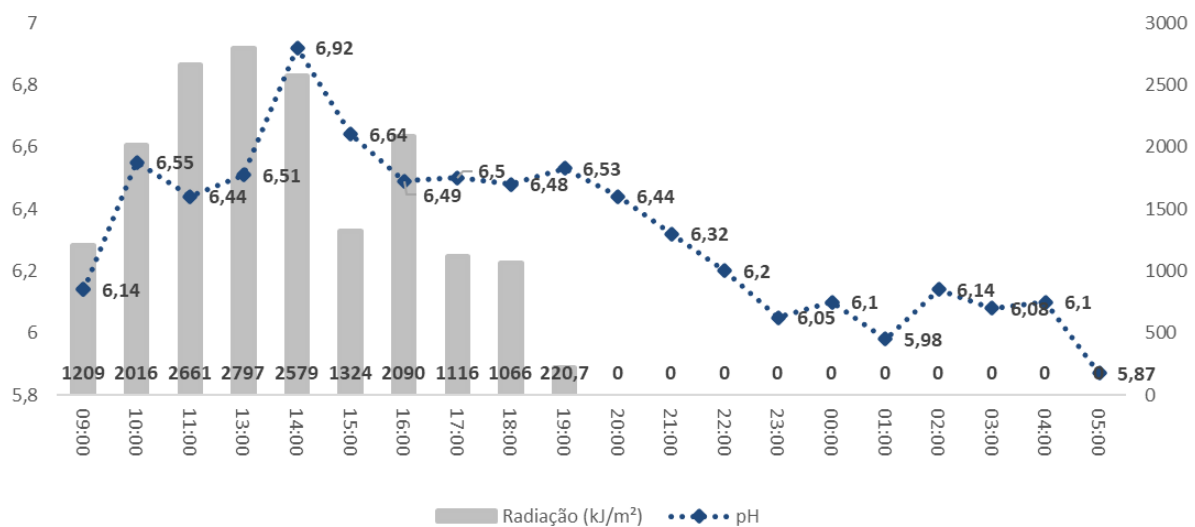


Figura 5.1: Gráfico de variação do pH da lagoa durante o dia

Verifica-se que o valor do pH decai conforme a radiação solar diminui, até ficar nula (período noturno), quando o pH atinge valor de 5,87, às 5 horas da manhã. Este é o horário rotineiro de coleta adotado nessa pesquisa, fato que justifica os baixos valores de pH observados.

A redução da eficiência fotossintética durante o dia pode ser explicada segundo hipóteses citadas por Esteves (1998, apud. TILZER,1973): a) Durante o período de alta intensidade luminosa pode ocorrer aumento da fotorrespiração (respiração de produtos fotossintetizados em presença de luz) e oxidação da clorofila, que somente depois de algumas horas volta ao seu estado normal; b) alta taxa de produtividade pode provocar supersaturação

de oxigênio e déficit de gás carbônico; escassez de nutrientes no decorrer do dia, devido à sua absorção pelo fitoplâncton. Este fato é mais importante durante o período de estratificação da coluna d'água, quando a concentração de nutrientes pode chegar a níveis não detectáveis. Em alguns casos, pode ocorrer, à noite, reposição de nutrientes na zona eufótica devido a micro desestratificações.

5.2 Eficiência do Tratamento

As Tabelas 5.2, 5.3 e 5.4 apresentam a eficiência de remoção de poluentes monitorados obtidos nas três fases do experimento (tempo de detenção hidráulica de 5, 10 e 15 dias).

Tabela 5.2: Parâmetros e concentrações de entrada e saída da Lagoa, na Fase 1 do experimento (Tempo de detenção hidráulica de 5 dias)

Parâmetros	Unidades	Afluente	DV*	Efluente	DV*	Eficiência de Remoção (%)
Temperatura da amostra	°C	20,0	1,4	22,5	2,1	-
Temperatura do ambiente	°C	23,0	1,4	21,5	3,5	-
pH	-	7,7	0,2	7,5	0,4	-
Condutividade elétrica	$\mu\text{S cm}^{-1}$	16665	1053,6	15900	1329,4	4,59
Turbidez	NTU	49	7,1	24	10,6	52,04
Turbidez filtrada	NTU	24	5,7	5	0,0	79,17
Sólidos Sedimentáveis	mL.L^{-1}	0	0,0	0	0,0	-192,3
Alcalinidade total	$\text{mg.L}^{-1} \text{CaCO}_3$	294	13,8	129	59,9	56,09
Clorofila- <i>a</i>	$\mu\text{g.L}^{-1} \text{Clor-}a$	0,024	0,0	2,150	1,6	-8892
Cloreto	mg/L Cl^-	3675	35,4	3463	123,7	5,78
Carbono orgânico total	$\text{mg.L}^{-1} \text{TOC}$	181	0	60	0	66,86
DBO _{5,20} total	$\text{mg.L}^{-1} \text{O}_2$	303	8,4	113	12,2	62,92
DBO _{5,20} solúvel	$\text{mg.L}^{-1} \text{O}_2$	143	67,3	71	14,4	50,00
DBO _{5,20} particulada	$\text{mg.L}^{-1} \text{O}_2$	161	58,9	41	2,2	74,41
DQO total	$\text{mg.L}^{-1} \text{O}_2$	822	79,3	564	69,9	31,40
DQO solúvel	$\text{mg.L}^{-1} \text{O}_2$	719	108,1	508	61,2	29,34
DQO particulada	$\text{mg.L}^{-1} \text{O}_2$	103	28,9	56	8,7	45,85
Fosfato total	$\text{mg.L}^{-1} \text{PO}_4^{-3}$	18	2,2	10	3,6	41,51
Nitrogênio amoniacal	$\text{mg.L}^{-1} \text{NH}_3\text{-N}$	669	177,6	474	11,6	29,23
Nitrogênio nitrato	$\text{mg.L}^{-1} \text{NO}_3\text{-N}$	119	0,8	100	13,6	16,11
Nitrogênio nitrito	$\text{mg.L}^{-1} \text{NO}_2\text{-N}$	52	12,9	36	3,4	30,97
Nitrogênio orgânico	$\text{mg.L}^{-1} \text{N}$	205	158,4	148	16,2	27,65
Nitrogênio total	$\text{mg.L}^{-1} \text{N}$	1045	7,1	758	17,7	27,51
Sólidos totais	$\text{mg.L}^{-1} \text{ST}$	13442	760,8	13859	485,1	-3,10
Sólidos dissolvidos totais	$\text{mg.L}^{-1} \text{SDT}$	12009	1158,2	11297	1460,9	5,93
Sólidos suspensos totais	$\text{mg.L}^{-1} \text{SST}$	1433	397,4	2562	1946,0	-78,79
Sólidos suspensos voláteis	$\text{mg.L}^{-1} \text{SSV}$	0,231	0,044	1,420	0,995	-514,7
Sulfato Total	$\text{mg.L}^{-1} \text{SO-4}$	4650	636,4	4275	671,8	8,06

Parâmetros	Unidades	Afluente	DV*	Efluente	DV*	Eficiência de Remoção (%)
Sulfeto Total	mg.L ⁻¹ S-2	0,439	0,44	0,156	0,14	64,46
Coliformes totais	NMP.100mL ⁻¹	1,24E+05	24296,2	1,89E+04	13944,1	84,75
<i>E. coli</i>	NMP.100mL ⁻¹	5,15E+03	1626,3	2,48E+01	17,9	99,52

*Refere-se ao Desvio Padrão dos resultados das coletas realizadas em duplicatas.

Tabela 5.3: Parâmetros e concentrações de entrada e saída da Lagoa na Fase 2 do experimento (Tempo de detenção hidráulica de 10 dias)

Parâmetros	Unidades	Afluente	DV*	Efluente	DV*	Eficiência de Remoção (%)
Temperatura da amostra	°C	22,5	3,5	22,0	1,4	-
Temperatura do ambiente	°C	25,5	4,9	22,5	0,7	-
pH	-	7,92	0,4	7,37	0,5	-
Condutividade elétrica	µS cm ⁻¹	13285	4688,1	12800	3677,0	3,65
Turbidez	NTU	47	11,3	36	27,6	24,47
Turbidez filtrada	NTU	13	1,4	6	2,1	57,69
Sólidos Sedimentáveis	mL.L ⁻¹	0,5	0,6	0,2	0,0	60,00
Alcalinidade total	mg.L ⁻¹ CaCO ₃	266	7,7	85	2,5	68,00
Clorofila- <i>a</i>	µg.L ⁻¹ Clor- <i>a</i>	0,024	0,0	5,077	4,7	-20706
Cloreto	mg/L Cl ⁻	3150	353,6	1937	193,7	38,51
Carbono orgânico total	mg.L ⁻¹ TOC	154	5,4	89	13,2	42,38
DBO5,20 total	mg.L ⁻¹ O ₂	182	101,0	74,49	19,7	59,18
DBO5,20 solúvel	mg.L ⁻¹ O ₂	127	67,3	53	1,7	58,12
DBO5,20 particulada	mg.L ⁻¹ O ₂	56	33,7	21	17,9	61,60
DQO total	mg.L ⁻¹ O ₂	555	10,1	280	168,8	49,50
DQO solúvel	mg.L ⁻¹ O ₂	455	3,7	187	53,5	58,84
DQO particulada	mg.L ⁻¹ O ₂	101	6,4	93	115,3	7,27
Fosfato total	mg.L ⁻¹ PO ₄ ⁻³	16	0,8	8	4,1	47,16
Nitrogênio amoniacal	mg.L ⁻¹ NH ₃ -N	1391	2,4	941	7,2	32,33
Nitrogênio nitrato	mg.L ⁻¹ NO ₃ -N	394	42,4	239	10,6	39,34
Nitrogênio nitrito	mg.L ⁻¹ NO ₂ -N	158	3,8	115	10,9	27,02
Nitrogênio orgânico	mg.L ⁻¹ N	683	31,2	128	15,2	81,21
Nitrogênio total	mg.L ⁻¹ N	2625	261,6	1424	350,0	45,77
Sólidos totais	mg.L ⁻¹ ST	13412	1091,8	11225	4442,0	16,31
Sólidos dissolvidos totais	mg.L ⁻¹ SDT	12275	1016,8	10600	4412,3	13,65
Sólidos suspensos totais	mg.L ⁻¹ SST	1137	75,0	625	29,7	45,03
Sólidos suspensos voláteis	mg.L ⁻¹ SSV	364	5,7	474	90,5	-30,22
Sulfato Total	mg.L ⁻¹ SO ₄	4450	353,6	4375	1944,5	1,69
Sulfeto Total	mg.L ⁻¹ S ⁻²	0,220	0,076	0,260	0,127	-18,18
Coliformes totais	NMP.100mL ⁻¹	2,11E+05	20364,7	4,33E+03	5073,5	97,95
<i>E. coli</i>	NMP.100mL ⁻¹	3,51E+04	48648,9	1,01E+02	140,0	99,71

*Refere-se ao Desvio Padrão dos resultados das coletas realizadas em duplicatas.

Tabela 5.4: Parâmetros e concentrações de entrada e saída da Lagoa na Fase 3 do experimento (Tempo de detenção hidráulica de 15 dias)

Parâmetros	Unidades	Afluente	Efluente	Eficiência de Remoção (%)
Temperatura da amostra	°C	22,0	21,0	-
Temperatura do ambiente	°C	24,0	23,0	-
pH	-	8,18	6,26	-
Condutividade elétrica	$\mu\text{S cm}^{-1}$	16.500	14.600	11,5
Turbidez	NTU	98	64	34,7
Turbidez filtrada	NTU	49	10	79,6
Sólidos Sedimentáveis	mL.L^{-1}	0,1	0,2	-150,0
Alcalinidade total	$\text{mg.L}^{-1} \text{CaCO}_3$	313	82	73,7
Clorofila- <i>a</i>	$\mu\text{g.L}^{-1} \text{Clor-}a$	0	10	-59173,5
Cloreto	mg/L Cl^-	4.100	4.475	-9,1
Carbono orgânico total	$\text{mg.L}^{-1} \text{TOC}$	338	103	69,6
DBO _{5,20} total	$\text{mg.L}^{-1} \text{O}_2$	122	90,44	26,1
DBO _{5,20} solúvel	$\text{mg.L}^{-1} \text{O}_2$	82	62	24,2
DBO _{5,20} particulada	$\text{mg.L}^{-1} \text{O}_2$	41	29	30,0
DQO total	$\text{mg.L}^{-1} \text{O}_2$	750	493	34,3
DQO solúvel	$\text{mg.L}^{-1} \text{O}_2$	373	255	31,6
DQO particulada	$\text{mg.L}^{-1} \text{O}_2$	377	238	37,0
Fosfato total	$\text{mg.L}^{-1} \text{PO}_4^{3-}$	17	9	44,9
Nitrogênio amoniacal	$\text{mg.L}^{-1} \text{NH}_3$	930	578	37,9
Nitrogênio nitrato	$\text{mg.L}^{-1} \text{NO}_3$	200	70	65,0
Nitrogênio nitrito	$\text{mg.L}^{-1} \text{N}$	45	32	28,9
Nitrogênio orgânico	$\text{mg.L}^{-1} \text{N}$	945	326	65,6
Nitrogênio total	$\text{mg.L}^{-1} \text{N}$	2.120	1.005	52,6
Sólidos totais	$\text{mg.L}^{-1} \text{ST}$	15.846	16.560	-4,5
Sólidos dissolvidos totais	$\text{mg.L}^{-1} \text{SDT}$	14.906	11.970	19,7
Sólidos suspensos totais	$\text{mg.L}^{-1} \text{SST}$	1.654	3.876	-134,3
Sólidos suspensos voláteis	$\text{mg.L}^{-1} \text{SSV}$	1.584	3.398	-114,5
Sulfato Total	$\text{mg.L}^{-1} \text{SO}_4$	4.900	6.250	-27,6
Sulfeto Total	$\text{mg.L}^{-1} \text{S}^{2-}$	0,392	0,750	-91,3
Coliformes totais	NMP.100mL^{-1}	358	9	97,4
<i>E. coli</i>	NMP.100mL^{-1}	ND	ND	-

5.3 Remoção de matéria orgânica e sólidos

O efluente da lagoa de polimento com chicanas apresentou concentrações de DBO_{5,20} total de 103,85, 74,49 e 85,68 mg.L^{-1} de O_2 para as fases 1 (TDH 5 dias), 2 (TDH 10 dias) e 3 (TDH 15 dias), respectivamente. Atendendo, ao limite de 120 mg.L^{-1} de O_2 estipulado Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011) para lançamento de esgoto sanitário. O desempenho está apresentado na Figura 5.2.

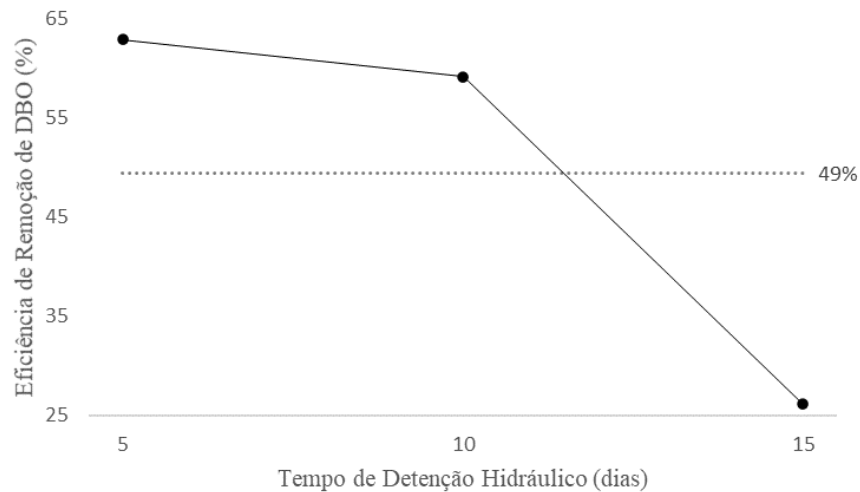


Figura 5.2: Gráfico da eficiência de remoção de DBO_{5,20} total

Dessa maneira, houve uma eficiência de remoção de 66% na Fase 1, 59% na Fase 2 e 26% na Fase 3, uma média, considerando as três fases de 49%.

Entretanto, vale ressaltar que, segundo a mesma resolução supracitada, Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011), Artigo 21, parágrafo 3:

§ 3º Para a determinação da eficiência de remoção de carga poluidora em termos de DBO_{5,20} para sistemas de tratamento com lagoas de estabilização, a amostra do efluente deverá ser filtrada.

Dessa maneira, apresenta-se a DBO_{5,20} total afluente e a DBO_{5,20}

Tabela 5.5: Eficiência de remoção de carga poluidora

	TDH 5	TDH 10	TDH 15
DBO _{5,20} total	303,45	182,47	122,40
DBO _{5,20} solúvel	71,40	53,16	61,88
Eficiência de Remoção (%)	77	71	49

A partir dessa métrica é possível inferir que a eficiência de remoção foi de 76% na Fase 1, 71% na Fase 2 e 49% na Fase 3, valores superiores ao da comparação da Figura 5.2.

Outro elemento indicador de matéria orgânica é a Demanda Química de Oxigênio (DQO), apresentada na Figura 5.3.

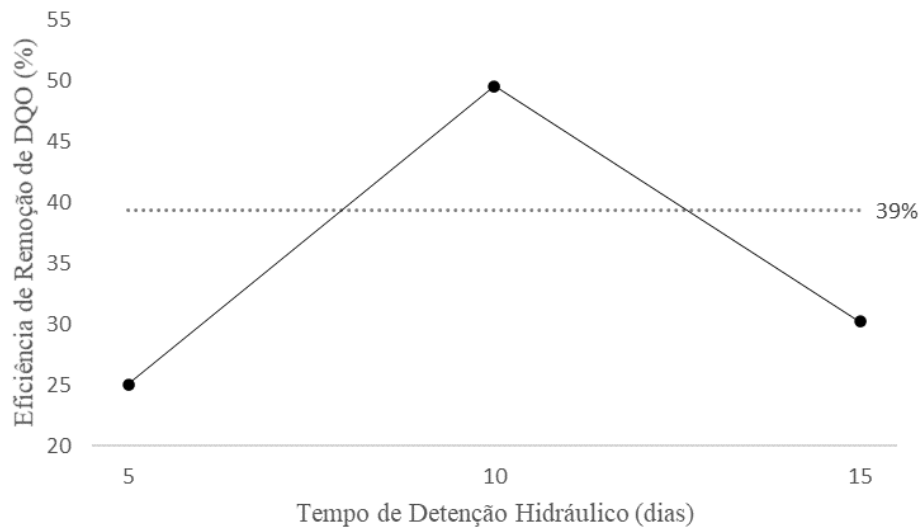


Figura 5.3: Gráfico da eficiência da remoção de DQO total

A eficiência de remoção de DQO total foi de 25% na Fase 1, 49% na Fase 2, e 30% na Fase 3. A média de remoção foi de 39%. Entretanto, assim como requer que o parâmetro de $DBO_{5,20}$ seja analisado na porção filtrada, o mesmo comportamento deve ser esperado na análise de DQO, sendo assim, na Tabela 5.6 está apresentada essa relação.

Tabela 5.6: Eficiência de remoção de DQO

	TDH 5	TDH 10	TDH 15
DQO total	822	555	750
DQO solúvel	508	187	255
Eficiência de Remoção (%)	38,17	66,29	66,02

Considerou-se nessa análise a DQO total afluente e a DQO solúvel efluente, observa-se que após os 10 dias de detenção hidráulica, no TDH de 15 dias, houve um aumento na concentração de DQO solúvel sendo possível as algas estarem em fase estacionária e próximas ao decaimento de produção das mesmas.

A relação DQO/ DBO_5 foi de 5,0 na Fase 1 (TDH 5 dias), 3,8 na Fase 2 (TDH 10 dias) e 5,4 na Fase 3 (TDH 15 dias). Segundo Von Sperling (2014) essa relação, quando superior a 4, representa a fração inerte é elevada e quando está entre 2,5 e 4,0 a fração biodegradável não é elevada. Fato que se justifica por, além de ser um tratamento em efluente industrial, é um tratamento terciário, onde grande parte da matéria orgânica já foi removida nos tratamentos anteriores.

Ainda, como medida direta de medição de matéria orgânica, apresenta-se os resultados de carbono orgânico total (COT), no qual é medido todo carbono liberado em forma de CO_2 . A porcentagem de remoção em cada fase do experimento está apresentada na Figura 5.4.

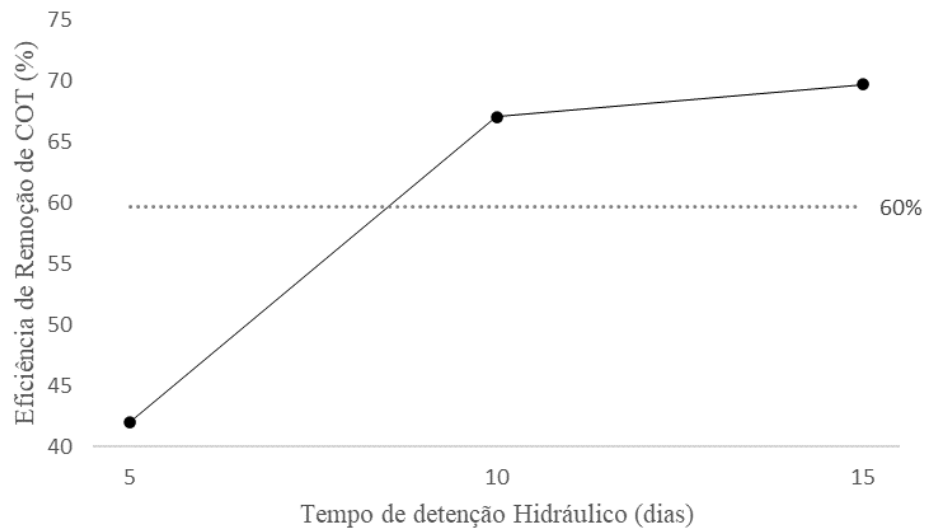


Figura 5.4 Gráfico da eficiência da remoção de COT

As porcentagens de remoção de COT filtradas foram de: 42% na Fase 1; 67% na Fase 2 e 70% na Fase 3.

Nota-se que há variação na carga orgânica registrada nas amostras coletadas para os ensaios, isso ocorre principalmente, devido à demanda de produção na indústria. A variação de carga orgânica durante o período amostral está apresentada na Tabela 5.7.

Tabela 5.7 Comparativo de entradas no sistema

Parâmetros	Unidades	TDH 5 dias		TDH 10 dias		TDH 15 dias	
		Afluente	DV	Afluente	DV	Afluente	DV
Carbono orgânico total	mg.L ⁻¹ TOC	181,1	5,4	155	-	338	-
DBO5,20 total	mg.L ⁻¹ O ₂	303	8,4	182,5	101,0	122	-
DBO5,20 solúvel	mg.L ⁻¹ O ₂	143	67,3	126,9	67,3	82	-
DBO5,20 particulada	mg.L ⁻¹ O ₂	161	58,9	55,5	33,7	41	-
DQO total	mg.L ⁻¹ O ₂	822	79,3	555,3	10,1	750	-
DQO solúvel	mg.L ⁻¹ O ₂	719	108,1	454,8	3,7	373	-
DQO particulada	mg.L ⁻¹ O ₂	103	28,9	100,6	6,4	377	-

Ainda, considerando a variação de concentração dos parâmetros na entrada do Sistema, foi verificado com a indústria se houve variação na produção ou em alguma fase do tratamento de efluente. Essa hipótese foi descartada.

Outro parâmetro relevante ao estudo, seria a concentração de Oxigênio Dissolvido nas entradas e saídas nas diferentes fases. Não foi possível realizar a análise devido à presença de interferentes, que inviabilizou a análise através do método titulométrico, único possível de realizar no laboratório de estudo.

Quanto aos sólidos houve um acréscimo na quantidade de sólidos suspensos totais na

Fase 1 e na Fase 3. Este fato associa-se ao desenvolvimento das algas, no qual influi diretamente na quantidade de sólidos orgânicos em suspensão. Na Tabela 5.8 estão apresentadas as concentrações, por fase, dos parâmetros de Clorofila-*a* e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), que apresentam uma possível correlação positiva.

Tabela 5.8: Relação Clorofila-*a* e SSV

Fase	Parâmetro	Unidade	Afluyente	Efluyente
Fase 1	Clorofila- <i>a</i>	$\mu\text{g.L}^{-1}$ Clor- <i>a</i>	0,0239	2,150
	Sólidos suspensos voláteis	mg.L^{-1} SSV	231	1420
Fase 2	Clorofila- <i>a</i>	$\mu\text{g.L}^{-1}$ Clor- <i>a</i>	0,0241	5,077
	Sólidos suspensos voláteis	mg.L^{-1} SSV	364	474
Fase 3	Clorofila- <i>a</i>	$\mu\text{g.L}^{-1}$ Clor- <i>a</i>	0,0167	9,922
	Sólidos suspensos voláteis	mg.L^{-1} SSV	1584	3398

Dessa maneira, na Fase 1 enquanto a concentração clorofila-*a* aumentou em aproximadamente oitenta e oito vezes, os sólidos suspensos voláteis também aumentaram, porém mais discreto, de cinco vezes. Essa mesma tendência também é observada nas Fases 2 e 3.

Quanto à série de sólidos totais, sólidos dissolvidos totais e sólidos suspensos totais, a variação ao longo das três fases de experimentos estão apresentadas nas Figuras 5.5, 5.6 e 5.7.

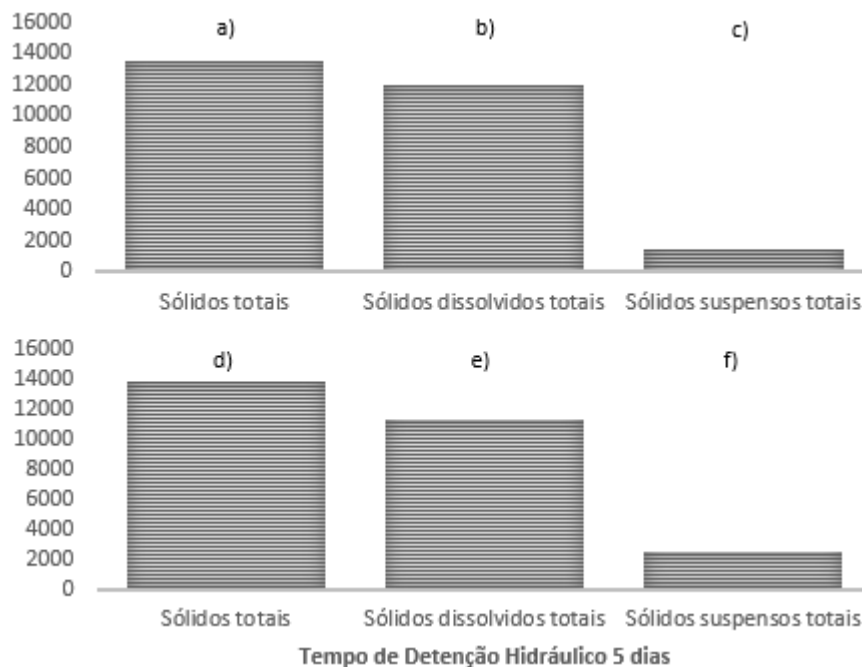


Figura 5.5: Concentração dos (a) sólidos totais, (b) sólidos dissolvidos totais e (c) sólidos suspensos totais afluyente e (d) sólidos totais, (e) sólidos dissolvidos totais e (f) sólidos suspensos totais efluyente da lagoa de polimento durante a Fase 1.

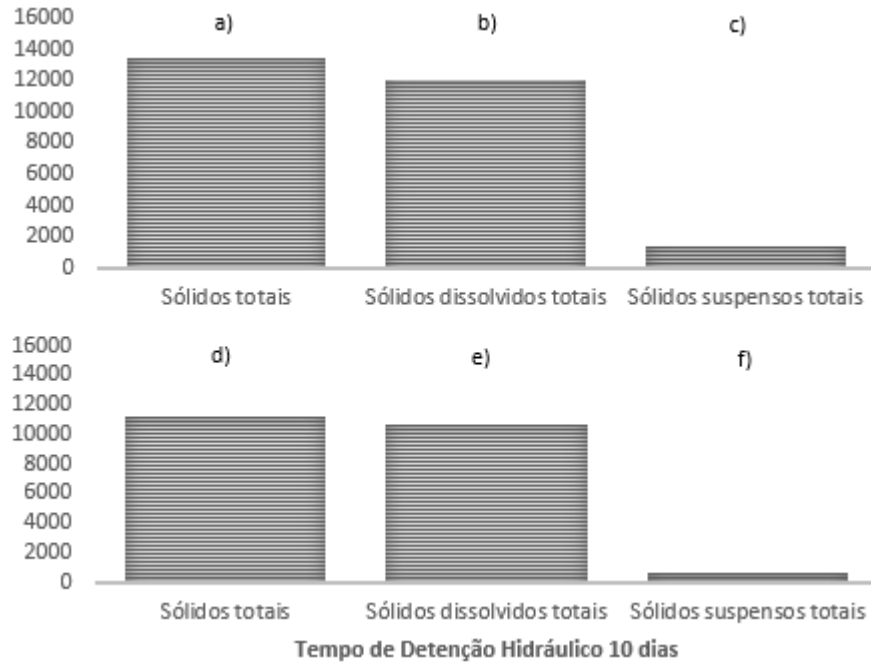


Figura 5.6: Concentração dos (a) sólidos totais, (b) sólidos dissolvidos totais e (c) sólidos suspensos totais afluente e (d) sólidos totais, (e) sólidos dissolvidos totais e (f) sólidos suspensos totais efluente da lagoa de polimento durante a Fase 2.

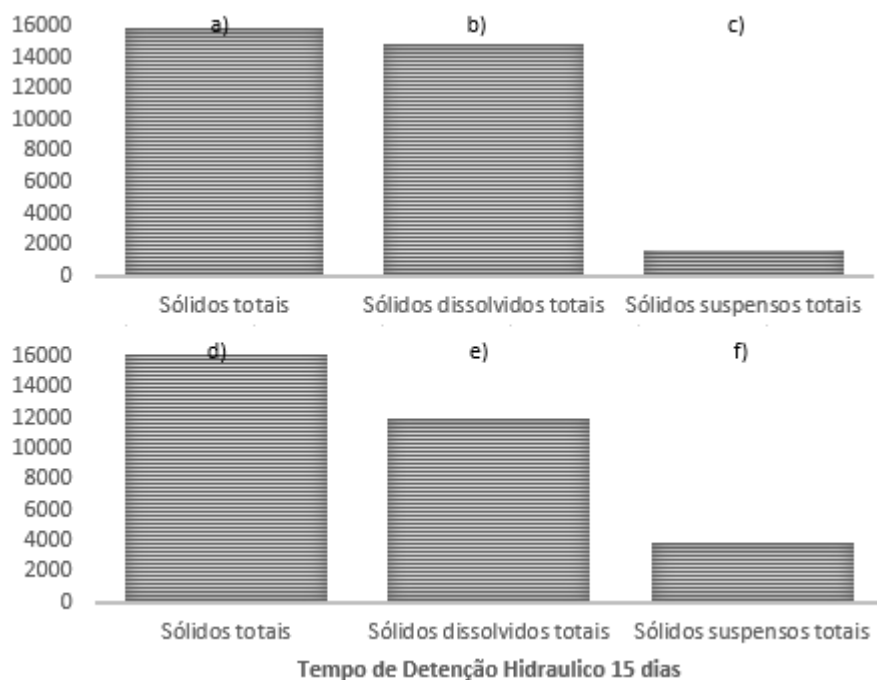


Figura 5.7: Concentração dos (a) sólidos totais, (b) sólidos dissolvidos totais e (c) sólidos suspensos totais afluente e (d) sólidos totais, (e) sólidos dissolvidos totais e (f) sólidos suspensos totais efluente da lagoa de polimento durante a Fase 3.

Em análise comparativa da entrada (Afluente) e saída (Efluente) da lagoa de polimento não houve remoção significativa de sólidos, inclusive na Fase 1 e 3, houve aumento pouco

significativo na concentração de sólidos. O principal indicativo dessa pouca mudança é a presença das algas no meio, conforme verificado na Tabela 5.8.

5.4 Remoção de nitrogênio

As concentrações de nitrogênio total efluente encontradas nas diferentes fases do experimento foram de 758 mg L⁻¹ N; 1372 mg L⁻¹ N; e 1005 mg L⁻¹ N, para as Fases 1, 2 e 3 respectivamente, conforme apresentado na Tabela 5.9.

Tabela 5.9 Concentrações de Nitrogênio total, em diferentes fases do experimento.

Nitrogênio Total	Unidade	Afluente	Efluente
TDH 5 dias	mg L ⁻¹ N	1045	758
TDH 10 dias	mg L ⁻¹ N	2625	1345
TDH 15 dias	mg L ⁻¹ N	2120	1005

A partir das concentrações afluente e efluente, para índices comparativos é interessante representar de forma global a eficiência de remoção de poluente conforme apresentado na Figura 5.8.

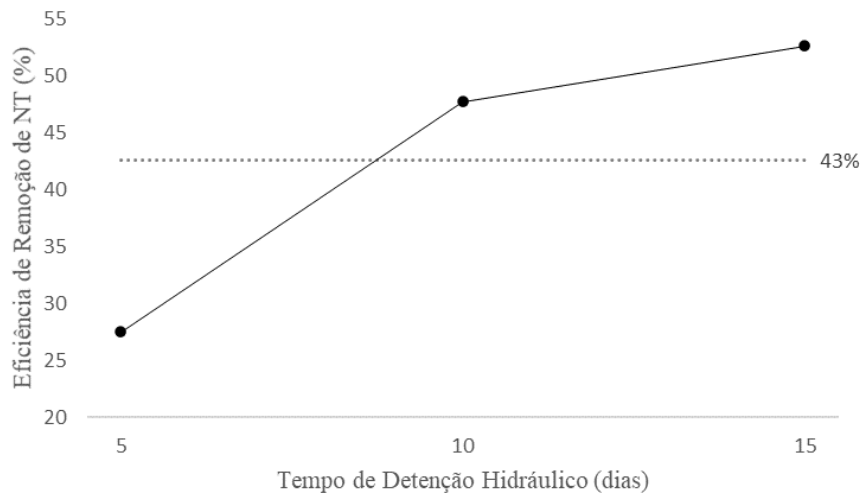


Figura 5.8: Gráfico de eficiência de remoção de nitrogênio total

É possível verificar que a porcentagem de remoção foi de 28% na Fase 1; 48% na Fase 2 e 53% na Fase 3. A fase que teve menor eficiência de remoção foi a Fase 1, de 5 dias de detenção hidráulico e a com melhor performance de remoção foi a Fase 3, com 53% de remoção.

A remoção de nitrogênio em lagoas de polimento pode ocorrer pelos mecanismos de volatilização da amônia, e assimilação de nitratos pelas algas, nitrificação/desnitrificação e

sedimentação de nitrogênio orgânico particulado (VON SPERLING, 2014). No entanto, o processo de dessorção de amônia é o mais significativo quanto a remoção de nitrogênio em lagoas (REED, 1985).

Esse processo baseia-se na transferência de massa da fase líquida para a fase gasosa, mediante a injeção de ar no líquido por meio de difusores ou outros mecanismos de aeração (LEITE & DUTRA, 2014).

O percentual de remoção de amônia está apresentado na Figura 5.9.

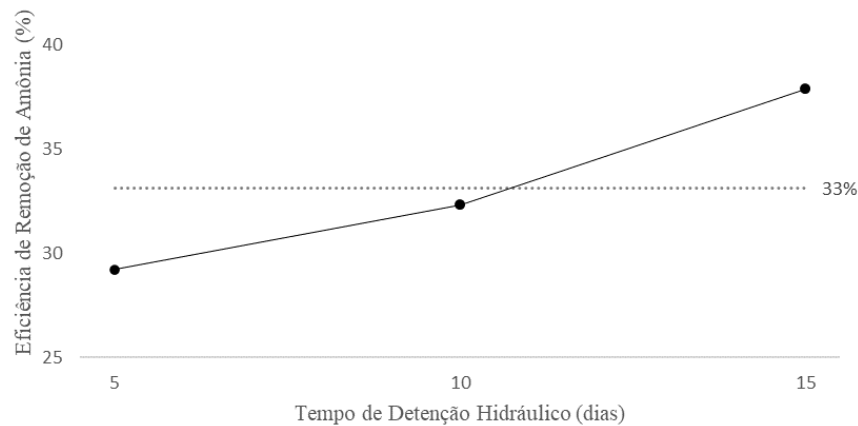


Figura 5.9: Gráfico da eficiência de remoção de amônia

Dessa maneira, foi identificada remoção de 29% de nitrogênio amoniacal na Fase 1, 32% na Fase 2 e 38% na Fase 3 do experimento.

5.5 Remoção de fósforo

As concentrações de fosfato total efluente encontradas nas diferentes fases do experimento foram de $10 \text{ mg L}^{-1} \text{ PO}_4^{-3}$; $5 \text{ mg L}^{-1} \text{ PO}_4^{-3}$; e $9 \text{ mg L}^{-1} \text{ PO}_4^{-3}$, para as Fases 1, 2 e 3 respectivamente, conforme apresentado na Tabela 5.10.

Tabela 5.10: Concentrações afluyente e efluente de fosfato, em diferentes fases do experimento.

Fosfato Total	Unidade	Afluente	Efluente
TDH 5 dias	$\text{mg.L}^{-1} \text{ PO}_4^{-3}$	18	10
TDH 10 dias	$\text{mg.L}^{-1} \text{ PO}_4^{-3}$	13	5
TDH 15 dias	$\text{mg.L}^{-1} \text{ PO}_4^{-3}$	17	9

Não foi encontrado, em normativas existentes, padrão de lançamento para concentração de fosfato ou fósforo total. Sendo esse último, definido através de licenciamento, pois no ato de vistoria do fiscal, o mesmo deverá identificar condições de lançamento e condições do corpo receptor e definir critérios e limites de lançamento.

Ainda, como elemento de critério da Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011)

o mesmo deve ser analisado em $\text{mg L}^{-1} \text{P}$, em base de proporcionalidade, seriam as concentrações dos efluentes $3,3 \text{ mg L}^{-1} \text{P}$ na Fase 1; $1,6 \text{ mg L}^{-1} \text{P}$ na Fase 2; e $2,94 \text{ mg L}^{-1} \text{P}$ na Fase 3.

O fósforo é outro elemento que as algas utilizam para sua nutrição, a conversão de fósforo por microalgas ocorre por este elemento ser essencial para síntese celular de fosfolipídios, nucleotídeos e ácidos nucléicos (MARONEZE *et al.*, 2014).

Dessa maneira, é esperada a eficiência de remoção, assim como ocorreu nos outros elementos que desse estudo, em que as algas tinham completa relação. A eficiência está apresentada em forma de gráfico na Figura 5.10.

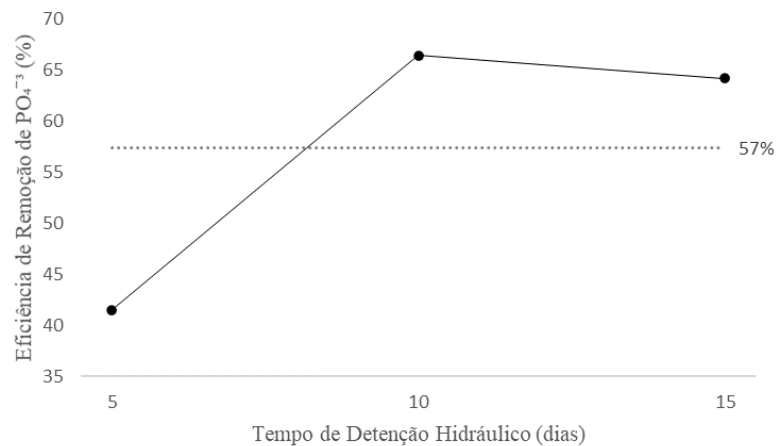


Figura 5.10: Gráfico de eficiência remoção de fosfato total

Para o tempo de detenção hidráulico (TDH) de 5 dias, houve eficiência de remoção de 42%, no TDH de 10 dias, 66% e finalmente, no tempo de detenção hidráulico de 15 dias a eficiência foi de 64%.

5.6 Remoção de Coliformes

A lagoa de polimento é utilizada, preferencialmente, como pós-tratamento em esgoto doméstico, pois apresenta alto grau de remoção de coliformes totais, devido as suas características.

Ressalta-se que além da atividade industrial, que apresenta características de baixa concentração de coliformes, existe a presença dos mesmos, dos níveis apresentados na Tabela 5.11.

Tabela 5.11: Performance de remoção de coliformes na Lagoa de Polimento

Fase 1 do Experimento				
Parâmetro de Análise	Unidade	Afluente	Efluente	Ef. de remoção (%)
Coliformes totais	NMP.100mL^{-1}	$1,24\text{E}+05$	$1,89\text{E}+04$	84,7479%
<i>E. coli</i>	NMP.100mL^{-1}	$5,15\text{E}+03$	$2,48\text{E}+01$	99,5194%
Fase 2 do Experimento				

Parâmetro de Análise	Unidade	Afluente	Efluente	Ef. de remoção (%)
Coliformes totais	NMP.100mL ⁻¹	2,11E+05	4,33E+03	97,9491%
<i>E. coli</i>	NMP.100mL ⁻¹	3,51E+04	1,01E+02	99,7123%
Fase 3 do Experimento				
Parâmetro de Análise	Unidade	Afluente	Efluente	Ef. de remoção (%)
Coliformes totais	NMP.100mL ⁻¹	3,58E+02	9,20E+00	97,4302%
<i>E. coli</i>	NMP.100mL ⁻¹	ND	ND	-

Nota-se que dentre as fases do experimento, a que apresentou melhor performance para a remoção dos poluentes foi a Fase 2, de tempo de detenção hidráulico igual a 10 dias.

Devido à flutuação da qualidade do efluente de descarte na ETE, a coleta da Fase 3 apresentou-se em concentração menor quando comparada às outras fases. Considera-se interessante realizar mais análises nesse período para corroborar, se realmente a Fase 2 é a mais eficiente para remoção de Coliformes Totais e *E. coli*.

5.7 Análise de Metais Pesados

Os elementos separados no grupo de metais pesados também foram analisados e apresentaram valores de concentração na saída do tratamento de lagoa de polimento com chicanas conforme apresentado na Tabela 5.12.

Tabela 5.12: Concentração de metais pesados no efluente

Metais	Unidade	Saída do Tratamento TDH 5	Eficiência de Remoção (%)	Saída do Tratamento TDH 10	Eficiência de Remoção (%)	Saída do Tratamento TDH 15	Eficiência de Remoção (%)
Cádmio	mg.L ⁻¹ Cd	0,025	15	0,011	35	0,009	25
Chumbo	mg.L ⁻¹ Pb	0,259	13	0,159	23	0,094	22
Zinco	mg.L ⁻¹ Zn	0,396	7	0,251	24	0,109	35
Magnésio	mg.L ⁻¹ Mg	281,1	4	129,1	28	220,8	22
Cromo	mg.L ⁻¹ Cr	0,551	57	0,423	66	0,160	87
Cobre	mg.L ⁻¹ Cu	0,023	6	0,014	36	0,010	72
Manganês	mg.L ⁻¹ Mn	0,158	18	0,094	34	0,036	64
Ferro	mg.L ⁻¹ Fe	0,765	63	0,279	43	0,246	12
Níquel	mg.L ⁻¹ Ni	0,108	32	0,131	26	0,084	13

Nota-se que todos apresentaram eficiência de remoção de metais pesados, em média, o tempo de detenção hidráulica (TDH) que apresentou maior remoção foi o TDH 15 dias. Apresentando a menor concentração de Cromo total, um dos elementos mais estudados nesse tipo de efluente.

Um desses estudos apresenta ensaio de bioadsorção passiva com remoção de cromo (VI) de até 61,97% e a capacidade adsorptiva atingida pela biomassa inativa da *Spirulina platensis* de

100,39 mg de cromo (VI) por g de biomassa (MAGRO *et al.*, 2013).

Em consideração realizada por Von Sperling (2014), o autor ressalta a importância para a maioria dos organismos vivos, dos micronutrientes, como é o caso do zinco, do magnésio do cobalto e do ferro. Já o chumbo, mercúrio e o cádmio são metais que não existem naturalmente em organismos, podendo ser prejudicial à vida.

Estudo da toxicidade de efluente de curtume em camundongos foi realizado por Lemos *et al.* (2015), onde, em testando um efluente com concentrações de superiores ao deste estudo corroborou que efluentes de curtume do tipo *wet blue*, administrados em fêmeas de camundongos BALB/c não causam sinais evidentes de toxicidade aguda nos animais.

Em posse das informações relatadas nesse tópico, de resultados e discussão, é possível identificar, ao analisar separadamente os parâmetros, que alguns melhoram enquanto outros pioram conforme o tempo de detenção hidráulica. O que indica a necessidade de mais testes no sistema, para definir qual TDH mais indicado ao sistema.

Ainda, considerando todos os parâmetros, recomenda-se a adoção do tempo de detenção hidráulica de dez dias, pois, foi notado um acréscimo na quantidade de algas, através da Clorofila-*a*, e apresentou média de remoção de poluentes (%) satisfatória.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O tratamento biológico utilizando lagoa de polimento como tratamento terciário nesse tipo de efluente industrial, apresentou-se viável, considerando a adaptação das algas, e eficiente para remoção de poluentes. Considerando a remoção da matéria orgânica, pelo tratamento terciário de lagoas de polimento com chicanas, o melhor tempo de detenção hidráulica (TDH) foi o de 10 dias. Apresentando 70,86% de remoção da $DBO_{5,20}$ solúvel, 49,49% de remoção de DQO total e 66,90% de remoção de COT.

O mesmo ocorreu em observação aos nutrientes, amônia apresentou remoção de 32% no TDH de 10 dias e fosfato total 66% de remoção. A remoção de coliformes totais apresentou índices parecidos para os TDH de 10 e 15 dias, de 97,9% e 97,4% respectivamente.

Recomenda-se a análise criteriosa para identificar o tipo de alga presente nesse sistema podendo, assim, abrir um leque de informações pertinentes ao desempenho da lagoa, descobrindo se existem restrições para seu funcionamento.

Recomenda-se também, refinamento de testes no tempo de detenção (TDH) de 7, 10 e 15 dias, a fim de investigar qual seria a equação ideal para a implantação desse sistema em escala real.

7. REFERÊNCIAS

- APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23rd edition. Washington DC: American Public Health Association, 2017.
- AQUIM, P. M. **Gestão em curtumes: Uso integrado e eficiente da água**. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Rio Grande do Sul. 2009. 159p.
- BARRIQUELO, D. S. **Análise econômica e ambiental de processo de produção de gás de síntese a partir da biomassa algal**. (Mestrado em ciências) - Escola de Química. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2013.
- BELILA, A; ABBAS; B. FAZAA, I. SAIDI, N.; SNOUSSI, M.; ABDENNACEUR, H.; MUYZER, G. **Sulfur bacteria in wastewater stabilization ponds periodically affected by the ‘red-water’ phenomenon**. Applied Microbiology and Biotechnology. Vol. 97, 2013. 379-394.
- BENATTO, N. C. B. **Controle de Oxigênio Dissolvido e pH para Aplicação em Sistemas de Tratamento de Esgoto**. (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo. São Carlos. 2012. 75p.
- BEVENUTI, J. **Estudo de caso de avaliação da eficiência do tratamento biológico de lodos ativados**. 2013. Monografia (Departamento de Engenharia Química - UFRGS). – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul, 2013.
- BRASIL. Conselho Nacional do meio Ambiente – CONAMA. Resolução CONAMA nº 430. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente, 2011.
- CAMPO GRANDE. PLANURB, Agência Municipal de Meio Ambiente e Planejamento Urbano. **Bacia Hidrográfica Lagoa, Campo Grande MS**. Campo Grande: 2017.
- CAVALCANTI, P. F. F.; van HAANDEL, A.; KATO, M. T.; von SPERLING, M.; LUDEVICE, M. L.; MONTEGGIA, L. O. **Pós-tratamento de efluentes anaeróbios por lagoas de polimento**. Belo Horizonte: PROSAB, 2001. cap.3, p. 35-103.
- CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Curtumes: Séries P+L**. São Paulo, 2015.
- CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Guia técnico ambiental de Curtume**. São Paulo, 2015.
- CLIMATE-DATA. **Clima Campo Grande**. Disponível em: <www.pt.climate-data.org>.

Acesso em: novembro de 2021

COLETTI, F. J. **Pós-tratamento por lodos ativados de efluente de um reator anaeróbio compartimentado no tratamento de esgoto sanitário.** (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 1997. 207 p.

DURAI, G.; RAJASIMMAN, M. **Biological treatment of tannery wastewater – a review.** Journal of Environmental Science and Technology. Vol. 4, 2011.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia.** 2ª Ed. – Rio de Janeiro. Editora: Interciência, 1998.

HAYDAR, S.; AZIZ J. A.; AHMAD, M. S. **Biological Treatment of Tannery Wastewater Using Activated Sludge Process.** Pak. J. Engg. & Appl. Sci. Vol. 1, 2007.

IDE, C. N.; GONDA, J.; GOMES, M. R.; LOUREIRO, H.; DAL'ONGARO, M.; GOMES, R. A. **Avaliação do desempenho de lagoas de estabilização no tratamento de efluentes de matadouro.** In: 19º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental 14 a 19/09/97, Foz do Iguaçu, PR. I-151 ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997.

INMET, Instituto Nacional de Meteorologia. **Estações Automáticas.** Disponível em: <www.inmet.gov.br>. Acesso em: janeiro de 2022.

KELLNER, E.; PIRES, E. C. **Lagoas de estabilização: projeto e operação.** Rio de Janeiro: ABES, 1998.

KERSTENS, S.M.; VAN DER STEEN, N.P.; GIJZEN, H.J. **The effect of duckweed cover on sulphide volatilisation from waste stabilisation ponds.** Ecological Engineering. Vol. 35. 2009. 1501-1506.

LEITE, D. L.; DUTRA, I. C. **Influence of particle size and pH on desorption of ammonia process in towers filling.** Revista DAE, abr. 2014.

MARONEZE, M. M.; ZEPKA, L. Q.; VIEIRA J. G; QUEIROZ, M. I.; JACOB-LOPES, E. **A tecnologia de remoção de fósforo: gerenciamento do elemento em resíduos industriais.** Ambiente e Água. Na Interdisciplinary Journal of Applied Science. Volume 9. Número 3. Taubaté, 2014.

MATO GROSSO DO SUL. IMASUL, Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul. **Estudo para subsidiar o enquadramento da Bacia do Rio Anhanduí.** Mato Grosso do Sul: Exata Ambiental, 2011.

MATO GROSSO DO SUL. IMASUL, Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul. **DELIBERAÇÃO CECA/MS Nº 36, de 27 de junho de 2012. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água superficiais e estabelece diretrizes ambientais para o seu enquadramento,**

bem como, estabelece as diretrizes, condições e padrões de lançamento de efluentes no âmbito do Estado do Mato Grosso do Sul, e dá outras providências. Secretaria de Estado de Meio Ambiente, do Planejamento, da Ciência e da Tecnologia – SEMAC, 2012.

MENGISTIE, E., AMBELU, A., VAN GERVEN, T. V., SMETS, I. **Impact of Tannery Effluent on the Self-purification Capacity and Biodiversity Level of a River.** Bull Environmental Contamination Toxicological. Volume 96. 2016. 369-375.

METCALF, L; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos.** 5° ed. Porto Alegre: AMGH, 2015.

PEVORANO, T. G.; FORMIGONI, L. F. A. **Geração da energia a partir de subprodutos do tratamento de esgotos sanitários.** (Monografia de Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Ambiental. Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, 2011.

PROCREARE. **O que é aproveitado de um boi.** Disponível em: <www.procreare.com.br>. Acesso em: janeiro de 2022.

RAO, J. R. et al. **Recouping the wastewater: a way forward for cleaner leather processing.** *Journal of Cleaner Production.* 11, 591-599, 2003. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0959652602000951> Acesso em: outubro 2022.

REED, S. C. **Nitrogen removal in wastewater stabilization ponds.** *Journal (Water Pollution Control Federation),* Vol. 57, n. 1, jan. 1985.

ROSE, P.; DUNN K. **A high rate ponding unit operation linking treatment of tannery effluent and Arthrospira (Spirulina) biomass production. 1: Process development.** *Biomass and Energy.* Vol. 51, 2013.

SILVA FILHO. P. A. **Diagnóstico operacional de lagoas de estabilização.** (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal. 2007. 169 p.

SIPAÚVA-TAVARES, L. H .S.; ROCHA, O. **Produção de plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) para alimentação de organismos aquáticos.** 1ª Ed. São Carlos. Editora: RiMa, 2001.

SOUZA, T. A. T. **Pós-tratamento de efluente anaeróbio em lagoa de polimento.** (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande. 2015. 80p.

TADESSE, I.; ISOAHO, S.A.; GREEN, F.B.; PUHAKKA, J.A. **Removal of organics and nutrients from tannery effluent by advanced integrated wastewater pond systems® technology.** *Water Science and Technology.* Vol. 48 n. 2, 2003.

TEIXEIRA, J. C.; HESPANOL, A. N. **A trajetória da pecuária bovina.** Caderno Prudentino

de Geografia, Presidente Prudente, n.36, v.1, 2014.

VON SPERLING. M. **Princípios básicos do tratamento biológico de águas residuais: Lagoas de Estabilização**. Volume 3. 3ª Ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2017.

VON SPERLING. M. **Princípios básicos do tratamento biológico de águas residuais: Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Volume 1. 4ª Ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014.

VON SPERLING. M. **Princípios básicos do tratamento biológico de águas residuais: Lodos Ativados**. Volume 4. 4ª Ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016.