ALINE AKABOCHI FABRETI

**PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE LAGOA DE
ESTABILIZAÇÃO ATRAVÉS DE PROCESSO FÍSICO-
QUÍMICO**

**Dissertação apresentada à Escola
Politécnica da Universidade de São
Paulo para Obtenção do Título de
Mestre em Engenharia**

**São Paulo
2006**

ALINE AKABOCHI FABRETI

**PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE LAGOA DE
ESTABILIZAÇÃO ATRAVÉS DE PROCESSO FÍSICO-
QUÍMICO**

**Dissertação apresentada à Escola
Politécnica da Universidade de São
Paulo para Obtenção do Título de
Mestre em Engenharia**

**Área de Concentração:
Engenharia Hidráulica e Sanitária**

**Orientador:
Prof. Dr Roque Passos Piveli**

**São Paulo
2006**

Este exemplar foi revisado e alterado em relação à versão original, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

São Paulo, de dezembro de 2006.

Assinatura do autor _____

Assinatura do orientador _____

FICHA CATALOGRÁFICA

Fabreti, Aline Akabochi

Pós-tratamento de fluente de lagoa de estabilização através de processo físico-químico / A.A. Fabreti. -- ed.rev. -- São Paulo, 2006.

159 p.

Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária.

1.Tratamento de esgoto 2.Processo físico-químico I.Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária II.t.

FOLHA DE APROVAÇÃO

ALINE AKABOCHI FABRETI

Pós-tratamento de efluente de lagoa de
estabilização através de processo físico-
químico

Dissertação apresentada à Escola
Politécnica da Universidade de São
Paulo para Obtenção do Título de
Mestre em Engenharia

Área de Concentração:
Engenharia Hidráulica e Sanitária

Aprovada em:

Banca Examinadora

Prof. Dr.: _____.

Instituição: _____.

Assinatura: _____.

Prof. Dr.: _____.

Instituição: _____.

Assinatura: _____.

Prof. Dr.: _____.

Instituição: _____.

Assinatura: _____.

Dedicatória

À minha mãe, Sueli,
grande amiga e mulher batalhadora
a quem admiro e me espelho.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus por ter me dado a oportunidade de estar no mundo;

Ao meu marido Fábio, aos meus pais e à minha família, agradeço por todo o amor, carinho, respeito e compreensão;

Ao meu orientador, Prof. Dr. Roque Passos Piveli, pela orientação, dedicação, incentivo e apoio ao longo desta pesquisa;

Ao Prof. Luis Fernando Rossi Léo, companheiro de pesquisa, pelo apoio e incentivo;

À Mônica, pela amizade e grande colaboração no campo de pesquisa e no laboratório;

À UNILINS, em especial a toda a equipe do Laci, que disponibilizou o laboratório para realização das análises desta pesquisa;

Aos amigos da USP e da UEL, que mesmo distante sempre me ajudaram;

A todos que colaboraram direta ou indiretamente para a concretização deste trabalho.

Muito obrigada a todos!

RESUMO

Neste trabalho estudou-se o pós-tratamento de efluente de lagoa anaeróbia e lagoa facultativa por processo físico-químico à base de coagulação, floculação e separação sólido-líquido. A motivação principal para o desenvolvimento da pesquisa foi a dificuldade que os sistemas de lagoas de estabilização apresentam para atender aos limites de qualidade da água impostos pela Resolução N° 357/2005 do CONAMA para os corpos receptores. Os efluentes de lagoa anaeróbia e lagoa facultativa utilizado nesta pesquisa são provenientes da Estação de Tratamento de Esgoto de Lins-SP. Para o pós-tratamento utilizou-se um sistema de fluxo contínuo, em escala piloto, de coagulação, floculação e decantação lamelar ou flotação com ar dissolvido para a separação de sólidos, determinando-se dosagens prévias de sulfato de alumínio ou cloreto férrico em ensaios em escala de laboratório. Após a escolha da dosagem a ser trabalhada em escala piloto, foram feitas seis repetições para cada dosagem, variando o tipo de efluente, o tipo de coagulante, o processo de separação sólido-líquido.

Através dos processos testados foi possível remover fósforo de forma a obter-se concentração da ordem de 1,0 mg P/L. Utilizando a dosagem de 24 mg Al/L no tratamento do efluente da lagoa facultativa, este processo obteve os melhores resultados de remoção de DQO, SST, Clorofila a e coliformes, além de ter apresentado bons resultados de remoção de fósforo.

O pós-tratamento físico-químico aplicado ao efluente da lagoa anaeróbia também apresentou boa eficiência na remoção de fósforo, na utilização do sulfato de alumínio tanto na flotação quanto na sedimentação atingiu valores em torno de 0,2 mg P/L. Este estudo permite ainda concluir que o tratamento do efluente da lagoa anaeróbia por processo físico-químico é mais eficiente com relação a remoção de fósforo e menos oneroso que se aplicado ao efluente da lagoa facultativa. Porém a maior eficiência na remoção de DQO e patogênicos ocorreram no pós-tratamento do efluente da facultativa.

ABSTRACT

It was studied in this paper the anaerobic and facultative pond effluent post-treatment through physico-chemical process based on coagulation, flocculation and solid-liquid separation. The main motivation to develop such research was the difficulty that the stabilization pond systems present to be in accordance with the limits of water quality imposed by Resolution number 357/2005 of Brazilian Federal Environmental Council Legislation to receiving bodies.

The anaerobic and facultative pond effluents used in this survey come from Sanitary Wastewater System from Lins-SP. For post-treatment was used a continuous flow system, in a pilot scale of coagulation, flocculation and multiple-tray clarification or dissolved air flotation to separate solids, by determining previous dosages of alum or ferric chloride in experiences in laboratory scale.

After the dosage choice to be worked in a pilot scale were made six repetitions for each dosage, varying the effluent type, the kind of coagulant and solid-liquid separation process.

Through tested processes it was possible a phosphorus removal in order to get a concentration around 1,0 mg P/L.

By making the use of 24 mg Al/L dosage on the facultative pond effluent treatment this process got the best removal results of COD, TSS, chlorophyl A and coliforms, yet having presented good results on phosphorus removal.

The physico-chemical post-treatment given to anaerobic pond effluent also presented a good efficiency regarding to phosphorus removal, by using alum both in the flotation and sedimentation reached values around 0,2 mg P/L. This search also allows us to conclude that the anaerobic pond effluent treatment through physico-chemical process is more efficient relating to phosphorus removal and less harmful than that applied to facultative pod effluent. But, the greatest efficiency on COD and pathogenic removal occurred in the facultative effluent post-treatment.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	iv
LISTA DE TABELAS.....	vii
LISTA DE ABREVIATURAS.....	x
LISTA DE SÍMBOLOS.....	xi
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVO.....	6
2.1 Objetivo Geral.....	6
2.2 Objetivos específicos	6
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	7
3.1 Lagoas de estabilização.....	7
3.1.1 Lagoa anaeróbia	8
3.1.2 Lagoa facultativa.....	10
3.2 Pós-tratamento de efluente de lagoas de estabilização	14
3.3 Pós-tratamento através de processo físico-químico	15
3.3.1 Fundamentos da Coagulação.....	16
3.3.2 Fundamentos da Floculação.....	20
3.3.3 Fundamentos da Sedimentação	22
3.3.4 Fundamentos da Flotação.....	23
3.4 Presença de algas no efluente de lagoas de estabilização	25
3.5 Presença de fósforo em efluentes domésticos.....	26

3.5.1	Fontes de fósforo.....	26
3.5.2	Formas de fósforo encontradas na água.....	27
3.5.3	Impactos causados pela presença de fósforo na água.....	27
3.5.4	Remoção de Fósforo	28
3.6	Tratamento físico-químico aplicado a Lagoa de Estabilização.....	32
3.7	Reuso agrícola do efluente de lagoas de estabilização.....	37
3.8	Aspectos Legais: Atendimento à Resolução N° 357 do CONAMA.....	40
4	MATERIAIS E MÉTODOS	43
4.1	Considerações iniciais.....	43
4.2	Descrição da Estação de Tratamento de Esgoto de Lins-SP.....	45
4.3	Descrição dos equipamentos de Jarteste e Flotatestes.....	47
4.4	Descrição das Instalações do campo experimental	48
4.4.1	Unidades de coagulação e floculação	48
4.4.2	Unidade de separação sólido-liquido	49
4.5	Ensaio em escala de Laboratório (FASE 1).....	55
4.5.1	Ensaio em Jarteste	56
4.5.2	Ensaio em Flotatestes.....	57
4.6	Ensaio no campo experimental (FASE 2)	57
4.7	Análise físico-química e biológica das amostras	58
4.7.1	Amostras de Esgoto Bruto, Efluente da Lagoa Anaeróbia e Efluente da Lagoa Facultativa.....	59
4.7.2	Amostras do Processo Físico-químico.....	60
4.7.3	Metodologias utilizadas	61
5	RESULTADOS.....	63

5.1	Monitoramento das lagoas	63
5.2	Testes em escala de laboratório.....	75
5.3	Testes preliminares em escala piloto.....	78
5.4	Resultados do pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa	79
5.5	Resultados do pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia	96
6	CONCLUSÕES	113
7	RECOMENDAÇÕES	115
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	116
9	ANEXOS	121
	ANEXO A – Projeto da estação piloto de Flotação por ar dissolvido.....	121
	ANEXO B – Memorial de cálculo das transformações de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ em Al e $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ em Fe.....	131
	ANEXO C – Condições operacionais.....	134
	ANEXO D – Resultados do Monitoramento das Lagoas.....	139
	ANEXO E – Resultado das repetições das melhores dosagens aplicadas ao Efluente da Lagoa Facultativa.....	142
	ANEXO F – Resultado das repetições das melhores dosagens aplicadas ao Efluente da Lagoa Anaeróbia.....	150
	ANEXO G – Resultado da contagem de Helmintos e protozoários.....	158

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1: Transformações Bioquímicas em Lagoas Anaeróbias.....	8
Figura 3.2: Transformações Bioquímicas em Lagoa Facultativas.....	11
Figura 3.3: Algas, energia luminosa e oxigênio em uma lagoa facultativa (seção transversal). Fonte: Adaptado de Von Sperling (2002).....	13
Figura 3.4: Formação da dupla camada Fonte: AWWA – Water Quality and Treatment, 1990.....	16
Figura 3.5: Gráfico de Distância versus Força entre partículas coloidais (atração e repulsão). Fonte: Adaptação Reynolds & Richards (1996).....	17
Figura 3.6: Solubilidade do Hidróxido de Ferro e de Alumínio em meio aquoso. Fonte: Ferreira Filho (2005).....	31
Figura 3.7: Diagrama de solubilidade do Fosfato de Fe, Al e Ca em meio aquoso. Fonte: Jenkins & Hermanowicz, 1991.....	32
Figura 4.1: Esquema da ETE de Lins.....	46
Figura 4.2: Foto aérea da ETE de Lins.....	46
Figura 4.3: Jarteste marca Nova Ética modelo 218LBD-03 da Unilins.....	48
Figura 4.4: Unidade de coagulação/floculação.....	50
Figura 4.5: Croqui da unidade de coagulação/floculação.....	50
Figura 4.6: Unidade piloto de sedimentação acelerada.....	52
Figura 4.7: Croqui da unidade piloto de sedimentação acelerada.....	52
Figura 4.8: Tanque de flotação por ar dissolvido.....	54
Figura 4.9: Câmara de saturação de ar.....	54
Figura 4.10: Croqui da unidade piloto de Flotação por ar dissolvido.....	55
Figura 5.1: pH – Monitoramento das lagoas.....	63
Figura 5.2: Fósforo total (mg P/L) – Monitoramento das lagoas.....	64
Figura 5.3: DBO (mg O ₂ /L) – Monitoramento das lagoas.....	66
Figura 5.4: DQO (mg O ₂ /L) – Monitoramento das lagoas.....	67
Figura 5.5: Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L) – Monitoramento das lagoas.....	68
Figura 5.6: Nitrogênio amoniacal (mg/L) – Monitoramento das lagoas.....	69

Figura 5.7: Sólidos em Suspensão Total (mg/L) – Monitoramento das lagoas.....	70
Figura 5.8: Sólidos em suspensão Volátil (mg/L) – Monitoramento das lagoas.....	71
Figura 5.9: Coliformes Termotolerantes (NPM/100mL) – Monitoramento das lagoas.....	72
Figura 5.10: Concentração de ovos de Helmintos – Monitoramento das Lagoas.....	73
Figura 5.11: Concentração de Giárdia – Monitoramento das Lagoas.....	74
Figura 5.12: Concentração de Giárdia – Monitoramento das Lagoas.....	75
Figura 5.13: pH – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa.....	80
Figura 5.14: Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa.....	81
Figura 5.15: Turbidez (UNT) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa.....	82
Figura 5.16: Sólidos em Suspensão Total (mg/L) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa.....	83
Figura 5.17: DQO (mg O ₂ /L) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa.....	84
Figura 5.18: Fósforo Total (mg P/L) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa.....	85
Figura 5.19: Fósforo Solúvel (mg P/L) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa.....	87
Figura 5.20: Nitrogênio amoniacal (mg/L) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa.....	88
Figura 5.21: Clorofila a (µg/L) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa.....	89
Figura 5.22: Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)– Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa.....	90
Figura 5.23: Helmintos (ovos/L)– Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa.....	91
Figura 5.24: Giardia (cistos/L)– Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa.....	92
Figura 5.25: Cryptosporidium sp (oocistos/L)– Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa.....	93

Figura 5.26: Fe^{+3} e Al^{+3} no efluente do processo físico-químico – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa.....	94
Figura 5.27: Produção de lodo do processo físico-químico (Kg ST/m^3 de esgoto tratado) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa.....	95
Figura 5.28: pH – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia.....	97
Figura 5.29: Alcalinidade ($\text{mg CaCO}_3/\text{L}$) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia.....	98
Figura 5.30: Turbidez (UNT) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia.....	99
Figura 5.31: Sólidos em Suspensão Total (mg/L) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia.....	100
Figura 5.32: DQO ($\text{mg O}_2/\text{L}$) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia.....	101
Figura 5.33: Fósforo Total (mg P/L) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia.....	103
Figura 5.34: Fósforo Solúvel (mg P/L) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia.....	104
Figura 5.35: Nitrogênio amoniacal (mg/L) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia.....	105
Figura 5.36: Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)– Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia.....	107
Figura 5.37: Helmintos (ovos/L)– Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia.....	108
Figura 5.38: Giardia (cistos/L)– Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia.....	109
Figura 5.39: Cryptosporidium sp (oocistos/L)– Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia.....	110
Figura 5.40: Fe^{+3} e Al^{+3} no efluente do processo físico-químico – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia.....	111
Figura 5.41: Produção de lodo do processo físico-químico (Kg ST/m^3 de esgoto tratado) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia.....	112

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1: Principais parâmetros de projeto das lagoas anaeróbias.....	10
Tabela 3.2: Principais parâmetros de projeto das lagoas facultativas.....	13
Tabela 3.3: Resumo das principais tecnologias aplicadas no polimento do efluente de lagoas.....	14
Tabela 3.4: Característica dos decantadores.....	23
Tabela 3.5: Parâmetro de projeto da flotação por ar dissolvido.....	24
Tabela 3.6: Parâmetros de fósforo estabelecido pelo CONAMA nº 357/05.....	28
Tabela 3.7: Limites de Características Estabelecidas Pela Resolução Nº 357 do CONAMA, Associados aos Sistemas de Lagoas de Estabilização.....	41
Tabela 3.8: Padrões de Emissão Estabelecidos pela Resolução Nº 357 do CONAMA, Associados aos Sistemas de Lagoas de Estabilização com Pós-Tratamento.....	42
Tabela 4.1: Ensaio em escala de laboratório.....	44
Tabela 4.2: Testes iniciais em escala piloto.....	44
Tabela 4.3: Parâmetros fixos de operação dos sistemas em escala de laboratório....	44
Tabela 4.4: Parâmetros fixos de operação dos sistemas em escala piloto.....	44
Tabela 4.5: Dados de projeto do sistema de Lagoa de Estabilização de Lins-SP.....	47
Tabela 4.6: Quantidade de Alumínio no Sulfato de Alumínio.....	56
Tabela 4.7: Quantidade de Ferro no Cloreto Férrico.....	56
Tabela 4.8: Metodologias utilizadas para determinação de cada parâmetro.....	61
Tabela 5.1: Índices estatísticos dos resultados de pH.....	63
Tabela 5.2: Índices estatísticos das concentrações de Fósforo Total.....	64
Tabela 5.3: Índices estatísticos das concentrações de DBO.....	65
Tabela 5.4: Índices estatísticos das concentrações de DQO.....	66
Tabela 5.5: Índices estatísticos das concentrações de Nitrogênio Total Kjeldhal.....	68
Tabela 5.6: Índices estatísticos das concentrações de Nitrogênio Amoniacal.....	69

Tabela 5.7: Índices estatísticos das concentrações de Sólidos em Suspensão	
Total.....	70
Tabela 5.8: Índices estatísticos das concentrações de Sólidos em Suspensão	
Volátil.....	71
Tabela 5.9: Índices estatísticos das concentrações de Coliformes	
Termotolerantes.....	72
Tabela 5.10: Índices estatísticos das concentrações de Helmintos.....	73
Tabela 5.11: Índices estatísticos das concentrações de Giárdia.....	74
Tabela 5.12: Índices estatísticos das concentrações de Cryptosporidium.....	74
Tabela 5.13: Resultados dos testes em escala de laboratório utilizando amostras do efluente da Lagoa Facultativa.....	75
Tabela 5.14: Resultados dos testes em escala de laboratório utilizando amostras do efluente da Lagoa Anaeróbia.....	77
Tabela 5.15: Resultados dos testes em escala piloto utilizando efluente da Lagoa Facultativa.....	78
Tabela 5.16: Resultados de pH - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa.....	79
Tabela 5.17: Resultados de Alcalinidade - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa.....	80
Tabela 5.18: Resultados de Turbidez - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa.....	82
Tabela 5.19: Resultados de Sólidos em Suspensão Total - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa.....	82
Tabela 5.20: Resultados da concentração de DQO - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa.....	84
Tabela 5.21: Resultados da concentração Fósforo Total - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa.....	85
Tabela 5.22: Resultados da concentração de Fósforo Solúvel - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa.....	86
Tabela 5.23: Resultados da concentração de Nitrogênio Amoniacal - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa.....	87

Tabela 5.24: Resultados da concentração de Clorofila a - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa.....	88
Tabela 5.25: Resultados da concentração de Coliformes Termotolerantes - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa.....	90
Tabela 5.26: Resultados da concentração de Ferro ou Alumínio Total no efluente do físico-químico - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa.....	94
Tabela 5.27: Resultados da produção de Lodo - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa.....	95
Tabela 5.28: Resultados de pH - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia.....	97
Tabela 5.29: Resultados de Alcalinidade - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia.....	98
Tabela 5.30: Resultados de Turbidez - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia.....	99
Tabela 5.31: Resultados de Sólidos em Suspensão Total - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia.....	100
Tabela 5.32: Resultados da concentração de DQO - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia.....	101
Tabela 5.33: Resultados da concentração Fósforo Total - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia.....	102
Tabela 5.34: Resultados da concentração de Fósforo Solúvel - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia.....	104
Tabela 5.35: Resultados da concentração de Nitrogênio Amoniacal - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia.....	105
Tabela 5.36: Resultados da concentração de Coliformes Termotolerantes - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia.....	106
Tabela 5.37: Resultados da concentração de Ferro ou Alumínio Total no efluente do físico-químico - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia.....	110
Tabela 5.38: Resultados da produção de Lodo - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia.....	112

LISTA DE ABREVIATURAS

APHA – American Public Helth Association

AWWA – American Water Works Association

CAESB – Companhia de Saneamento

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

EPA – Environmental Protection Agency

ETA – Estação de Tratamento de Água

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

FAD - Flotação por ar dissolvido

ICB-USP – Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de São Paulo

LACI – Laboratório de Análises Químicas e Controle Industrial

OMS - Organização Mundial de Saúde

Poli-USP – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo

SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

UASB – Upflow Anaerobic Sludge blanket

Unilins – Centro Universitário de Lins

USP – Universidade de São Paulo

LISTA DE SIMBOLOS

Al / P – Relação Alumínio – Fósforo

Fe / P – Relação Ferro – Fósforo

Al(OH)₃ – Hidróxido de Alumínio

Al₂(SO₄)₃ – Sulfato de Alumínio

Al₂(SO₄)₃.18H₂O – Sulfato de Alumínio líquido comercial

Ca(OH)₂ - Cal

CO₂ – Dióxido de Carbono (gás carbônico)

DBO₅ – Demanda Bioquímica de Oxigênio depois de 5 dias à temperatura de 20°C

DQO – Demanda Química de Oxigênio

Fe(OH)₃ – Hidróxido de Ferro

Fe₂(SO₄)₃.9H₂O - Sulfato Férrico

FeCl₃ - Cloreto Férrico

FePO₄ - Fosfato Férrico

FeSO₄.7H₂O - Sulfato Ferroso

H₂ – Gás Hidrogênio

H₂S – Gás Sulfídrico

N₂ – Gás Nitrogênio

NaOH – Hidróxido de Sódio

NKT – Nitrogênio Kjeldhal Total

N-NH₃ – Nitrogênio Amoniacal

NO₂⁻ - nitrito

NO₃⁻ - nitrato

O₂ – Gás Oxigênio

pH – Potencial Hidrogeniônico

P-PO₄ – Ortofosfato

P_{total} – Fósforo Total

SF – Sólidos Totais Fixos

SSF – Sólidos em Suspensão Fixos

SST – Sólidos em Suspensão Total

SSV – Sólidos em Suspensão Voláteis

ST – Sólidos Totais

SV – Sólidos Totais Voláteis

T - temperatura média do ar do mês mais frio do ano

λ_L – Taxa de aplicação superficial limite de DBO

1 INTRODUÇÃO

Na maioria dos países em desenvolvimento, um dos principais problemas é a falta de saneamento básico que está intimamente relacionado com questões de saúde pública. De acordo com dados do Ministério das Cidades apud HIROTA (2005), 82 milhões de brasileiros vivem sem atendimento de rede de esgoto. Outros 43 milhões vivem sem água potável e 17 milhões sem coleta de lixo. O saneamento é um dos grandes problemas do país, que atinge todas as cidades, inclusive as metrópoles. Segundo dados da Organização Mundial de Saúde (OMS apud HIROTA, 2005), cada real gasto com saneamento representa uma economia de R\$ 4,00 a R\$ 5,00 com saúde.

Segundo Campos (1999), há que se perceber a necessidade da aplicação de tecnologias adequadas à realidade do Brasil, e que possibilite o enfrentamento da questão, atendendo a situações presentes tanto em grandes cidades como em pequenos assentamentos humanos. Além das vantagens de se adotar soluções funcionalmente simples com alta relação custo/benefício. Diante das condições ambientais, culturais e econômicas do país, soluções funcionalmente simples são as que utilizam os processos “mais naturais” e os reatores menos mecanizados e mais fáceis de serem construídos e operados. Isto é válido somente para os pequenos municípios, em grandes centros a realidade é outra, sistemas mais sofisticados podem ser os mais viáveis.

No Brasil, diversas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) de pequeno e médio porte utilizam as lagoas de estabilização (lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa) como processo de tratamento, por ser uma alternativa de baixo custo e também por ser bastante recomendada em regiões com grande disponibilidade de área e de clima quente, o que favorece a implantação e o bom funcionamento do processo. Porém, a baixa eficiência com relação à remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e a presença de algas, que além de contribuir como fonte de matéria orgânica também é fonte de nitrogênio e fósforo na forma orgânica, prejudicam a qualidade do efluente não atendendo aos padrões de lançamento nos corpos receptores.

O lançamento de efluente contendo nitrogênio e fósforo são bastante prejudiciais, principalmente em lagos e lagoas, pois são os nutrientes essenciais ao desenvolvimento de algas, ou seja, estes são dentre outras substâncias os responsáveis pela eutrofização das águas naturais.

O desenvolvimento excessivo de algas nos corpos d'água causa uma elevação da concentração de bactérias heterotróficas, que se alimentam da matéria orgânica das algas e de outros microrganismos mortos, consumindo oxigênio dissolvido do meio líquido. No fundo do corpo d'água predominam condições anaeróbias, devido à sedimentação da matéria orgânica, e à reduzida penetração do oxigênio a estas profundidades, bem como à ausência de fotossíntese como fonte de oxigênio (ausência de luz devido ao aumento da cor e turbidez das águas). Com a anaerobiose, dependendo do grau de crescimento bacteriano, podem ocorrer, em períodos de mistura total da massa líquida (inversão térmica) ou de ausência de fotossíntese (período noturno), mortandade de peixes e reintrodução dos compostos reduzidos em toda a massa líquida, com grande deterioração da qualidade da água. (von SPERLING, 1996).

O fator limitante para a eutrofização destes corpos d'água é a quantidade de fósforo, pois existem algas capazes de fixar o nitrogênio atmosférico, caso este não esteja disponível no meio aquático, e a única fonte de fósforo seria através do lançamento do mesmo juntamente com os despejos de esgoto doméstico e/ou industrial.

No Brasil, ainda não incluíram o fósforo total como padrão de lançamento, e mesmo assim a evolução da legislação referente à poluição das águas tem trazido novas preocupações diretamente relacionadas ao emprego dos sistemas de lagoas de estabilização. A principal referência para esta discussão é a recente Resolução N° 357 do CONAMA, implantada no ano de 2005. Nesta, o padrão de emissão para nitrogênio amoniacal é de 20 mg N / L e, embora tenha ocorrido uma flexibilização deste limite, tendo em vista que a Resolução N° 20 anterior estabelecia 5 mg N / L, os sistemas de lagoas de estabilização, em condições normais de projeto, apresentam

grande dificuldade no atendimento deste quesito. Também ocorreu flexibilização dos limites de fósforo como padrão de classificação de águas naturais caracterizadas como ambientes lênticos, intermediários ou lóticos, mas as exigências ainda deverão resultar incompatíveis com o emprego de lagoas, em que a remoção deste constituinte é muito baixa. Em diversas regiões, notadamente nas cidades assentadas próximas às nascentes, a capacidade de diluição dos corpos receptores dos esgotos tratados é muito baixa e não é possível o atendimento aos limites definidos para o fósforo.

Grande parte dos problemas de qualidade dos efluentes das lagoas fotossintéticas está relacionada com o crescimento da biomassa algal. Devido a este fato, é comum que o esgoto tratado possua maior concentração de sólidos em suspensão que à sua entrada, caso seja precedida por uma lagoa anaeróbia. A inclusão de novos critérios de qualidade na Resolução N° 357, como as concentrações de cianobactérias e de Clorofila a, trará maiores dificuldades para o enquadramento dos efluentes de lagoas. Também a Portaria N° 518 do Ministério da Saúde, implantada no ano 2000 e que estabelece os padrões de potabilidade vigentes, faz restrição à quantidade de microcistinas em águas naturais, o que também traz implicações com os efluentes das lagoas de tratamento de esgoto. Para que o efluente de lagoa de estabilização seja capaz de atingir estes valores faz-se necessário o uso de um pós-tratamento.

Segundo Hespanhol (2003), a aplicação de esgotos no solo é uma forma efetiva de controle da poluição e uma alternativa viável para aumentar a disponibilidade hídrica principalmente em regiões áridas e semi-áridas. Os maiores benefícios dessa forma de reúso, são os associados aos aspectos econômicos, ambientais e de saúde pública.

A SABESP, atualmente, opera cerca de 200 lagoas de estabilização no Interior do Estado de São Paulo, cuja vazão representa aproximadamente 3% do total de água de irrigação previsto, e poderá irrigar em média 15.000 hectares (TSUTIYA, 2001). O uso desta tecnologia pode trazer alguns benefícios como a possibilidade de irrigação permanente que favorece o desenvolvimento das plantas, a adição de nutrientes (nitrogênio e fósforo) gerando uma economia na aplicação de fertilizantes, além de ser considerado um pós-tratamento deste tipo de efluente.

No entanto, o reúso agrícola do efluente de lagoas de estabilização apresenta alguns obstáculos como: a possível salinização do solo devido à presença de grandes quantidades de sódio e potássio no efluente, comprometendo sua porosidade; a contaminação do solo e ou da plantação pela presença de organismos patogênicos, substâncias tóxicas ou até mesmo de metais pesados; o entupimento das tubulações de irrigação devido à grande quantidade de sólidos (principalmente as algas) no efluente. Estes problemas seriam resolvidos através da instalação de processo de remoção de sólidos seguido de desinfecção, com a possibilidade de diluição do efluente para reduzir a concentração de sais.

Obviamente, são muitos os obstáculos a serem superados. Do lado do saneamento, a legislação reguladora da descarga de efluentes no solo é ainda embrionária em São Paulo e no Brasil. Mesmo ocorrendo este disciplinamento e a garantia de que os efluentes dos sistemas de lagoas de estabilização apresentarão capacidade de atendê-lo, ainda há que se preocupar com o fato de que não será possível o uso agrícola de todo o esgoto tratado sem quebra de continuidade. Uma evidência disto é a ocorrência de altos índices pluviométricos em determinadas épocas do ano e a conseqüente impossibilidade de irrigação com esgoto. Nesta situação, ou em outras imagináveis como, épocas de plantio, colheita, entressafras, etc., haverá necessidade de descarga em corpos d'água. O sistema deverá então estar preparado para atender aos padrões de emissão e de classificação de águas naturais, devendo ser implantadas unidades para o tratamento complementar do esgoto. Por exemplo, se for constatada a necessidade de remoção complementar de fósforo, esta ação deverá estar prevista no sistema de tratamento e, mesmo que as tecnologias disponíveis para tal fim sejam consideradas de custo operacional elevado, será em grande parte atenuado pela não utilização enquanto proceder-se a fertirrigação. Além disso, associando-se a descarga em corpos d'água principalmente com a época de cheias, é exatamente nesta situação em que a capacidade de diluição do corpo receptor é elevada e se tem maiores condições e segurança para atender aos padrões de classificação deste.

Sendo o fósforo fator limitante no processo de eutrofização dos corpos d'água, adotou-se como objetivo a remoção do mesmo. Como se trata de efluente de Lagoa de estabilização a alternativa mais adequada seria a precipitação química do fósforo através de processo de coagulação / floculação / decantação ou coagulação / floculação / flotação, podendo utilizar como coagulantes sais de ferro ou de alumínio, que além de remover o fósforo também é capaz de remover as algas entre outros poluentes, melhorando assim a qualidade do efluente final.

2 OBJETIVO

2.1 Objetivo Geral

Avaliar o potencial técnico dos processos físico-químicos de coagulação / floculação / decantação lamelar e coagulação / floculação / flotação por ar dissolvido em escala piloto, a fim de compará-los, utilizando diferentes tipos de coagulantes, como pós-tratamento de efluentes de lagoa anaeróbia e de lagoa facultativa, do sistema de tratamento de esgoto da cidade de Lins-SP.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar os resultados dos ensaios em laboratório, Jarteste e Flotatest, a fim de encontrar as dosagens apropriadas de coagulantes que serão utilizadas no teste em escala piloto, tanto para o efluente da lagoa anaeróbia quanto o da lagoa facultativa;
- Avaliar os resultados dos ensaios em campo na unidade piloto de tratamento físico-químico através da separação de sólidos por sedimentação (já existente) e também por flotação;
- Avaliar o consumo de coagulante nos diferentes processos, para cada tipo de efluente;
- Avaliar a eficiência destes processos quanto à remoção de algas, fósforo, entre outras variáveis físico-químicas, para o efluente da Lagoa de facultativa;
- Avaliar a eficiência dos mesmos processos quanto à remoção de matéria orgânica, fósforo entre outros parâmetros, para o efluente da Lagoa anaeróbia, visando comparar estes resultados com os obtidos no pós-tratamento do efluente da lagoa facultativa;

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Lagoas de estabilização

O sistema de lagoas de estabilização é um dos tipos de tratamento mais utilizado no Brasil, pela disponibilidade de área, clima favorável, baixo custo de implantação e operação, simplicidade na construção, operação e manutenção, dentre outras vantagens. Porém o efluente das lagoas facultativas possui dificuldades em satisfazer os restritivos padrões de lançamento recomendados pela Resolução N° 357 do CONAMA. Como principais desvantagens podem ser listadas a exigência de áreas relativamente grandes, a presença de elevadas concentrações de algas no efluente final, baixa eficiência na remoção de nutrientes e a exalação de maus odores das lagoas anaeróbias.

Dentre os sistemas de lagoas de estabilização existem algumas variantes de acordo com a simplicidade operacional e requisitos de área:

- Lagoa facultativa;
- Lagoa facultativa aerada;
- Lagoa aerada de mistura completa seguida de lagoa de decantação;
- Lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa.

Dois principais arranjos podem ser utilizados. O denominado sistema australiano é constituído do tratamento preliminar, seguido de lagoas anaeróbias, facultativas e de maturação. No sistema que utiliza a lagoa facultativa primária, não se inclui lagoas anaeróbias. Com isso o sistema ocupa maior área, mas evitam-se as possibilidades de exalação de maus odores das lagoas anaeróbias.

Como o sistema de lagoas de estabilização estudado é composto por lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa, também denominada por sistema australiano, este será descrito com mais detalhes.

3.1.1 Lagoa anaeróbia

As lagoas anaeróbias são escavações mais profundas, com altura útil variando na faixa de 3 a 5 metros, retendo os esgotos durante 4 a 6 dias. Nestas condições, garante-se a anaerobiose, uma vez que a penetração de luz e a sobrevivência de algas só são possíveis e de forma bastante limitada apenas em estreita camada superficial. Por outro lado, a taxa de aplicação de matéria orgânica é forçada, provocando o rápido esgotamento do oxigênio que por ventura esteja presente nos esgotos afluentes. Para as condições de temperatura no Brasil, obtêm-se eficiências na remoção da DBO₅ dos esgotos da ordem de 40 a 60 %.

Sob estas condições, a matéria orgânica é convertida primeiramente por bactérias facultativas a ácidos voláteis, como o ácido acético, e depois é definitivamente oxidada a metano e gás carbônico por bactérias anaeróbias estritas. O nitrogênio orgânico é oxidado a nitrogênio amoniacal e o nitrato pode ser reduzido a nitrogênio molecular, N₂ gasoso. Os fosfatos orgânicos são oxidados a ortofosfatos. A geração de maus odores ocorre com a redução de sulfato a sulfeto, promovendo a liberação do gás sulfídrico, H₂S. Na Figura 3.1 apresenta-se um esquema representativo do funcionamento de uma lagoa anaeróbia.

Figura 3.1: Transformações Bioquímicas em Lagoas Anaeróbias. **Fonte:** adaptado Von Sperling (2002)

Nos projetos, deve-se garantir a distribuição das entradas e das saídas dos esgotos, dificultando-se a ocorrência de caminhos preferenciais. O rebaixo adicional do fundo da lagoa até cerca de $\frac{1}{4}$ de seu comprimento resulta em um ganho de volume para acúmulo de lodo. A inclinação dos taludes a ser estabelecida depende dos estudos geotécnicos a serem feitos preliminarmente.

A lagoa anaeróbia precedendo uma lagoa facultativa tem como objetivo reduzir a carga orgânica do esgoto bruto a fim de diminuir a área requerida na lagoa facultativa.

A remoção de DBO na lagoa anaeróbia proporciona uma substancial economia de área para a lagoa facultativa, fazendo com que o requisito de área total (lagoa anaeróbia + lagoa facultativa) seja em torno de 45% a 70% do requisito de uma lagoa facultativa única (VON SPERLING, 2002).

Segundo Yánez (1993), as lagoas anaeróbias podem ser usadas como uma primeira etapa do tratamento de águas residuárias domésticas e industriais e apresentam uma série de vantagens e desvantagens que devem ser consideradas antes de sua aplicação.

Dentre as vantagens das lagoas anaeróbias estão:

- A principal vantagem que é o baixo custo, em função do baixo requisito de área;
- As lagoas anaeróbias são recomendadas especialmente para o tratamento de efluentes de alta concentração;
- Têm sido implantadas com êxito no tratamento de uma grande variedade de efluentes industriais biodegradáveis.

Os aspectos desfavoráveis do uso de lagoas anaeróbias são:

- O processo é muito sensível a fatores ambientais e operacionais como: temperatura, variações bruscas de pH, tendo como consequência um período de

eficiência reduzida com um efluente de baixa qualidade; Isto de fato não ocorre nas lagoas anaeróbias no Brasil.

- A acumulação de espuma na superfície da lagoa apresenta um aspecto desagradável;
- O efluente deste processo ainda possui uma grande quantidade de cor e matéria orgânica, tornando necessário um tratamento secundário;
- O mau odor gerado neste processo, sobretudo nos primeiros anos de operação, com baixa carga, são indesejáveis à vizinhança, por isso este tipo de tratamento deve ser construído a uma distância considerável dos limites urbanos.

A Tabela 3.1 apresenta os principais parâmetros de projeto para uma lagoa anaeróbia.

Tabela 3.1: Principais parâmetros de projeto das lagoas anaeróbias

PARÂMETROS	FAIXA DE VARIAÇÃO
Tempo de Detenção t(d)	3 a 6
Taxa de aplicação superficial Ls (kg DBO/hab.d)	-
Taxa de Aplicação Volumétrica Lv (kg DBO/m ³ .d)	0,10 a 0,35
Profundidade H (m)	3,0 a 5,0
Relação L/B (comprimento/largura) usual	1 a 3
Taxa de acumulo de lodo (m ³ /hab.ano)	0,01 a 0,04

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2002)

3.1.2 Lagoa facultativa

As lagoas facultativas são escavações mais rasas, com profundidades típicas na faixa de 1,5 a 2,0 m e áreas de espelho de água relativamente maiores do que as das anaeróbias. Os sólidos sedimentáveis presentes nos esgotos depositam-se no fundo das lagoas facultativas, entrando em decomposição anaeróbia. A matéria orgânica solúvel mantém-se na massa líquida, sofrendo decomposição aeróbia pela ação de microrganismos heterotróficos, que aproveitam o oxigênio liberado pela fotossíntese de algas bem como decorrente da ventilação superficial. O gás carbônico resultante da decomposição da matéria orgânica é utilizado como matéria prima para o processo fotossintético, fechando o ciclo da simbiose que caracteriza o processo.

Estas lagoas, em condições normais de operação, são capazes de propiciar eficiências na remoção de DBO_5 superiores a 80 %.

A profundidade das lagoas facultativas permite a penetração de luz e a produção de oxigênio via fotossíntese em quase toda sua extensão, utilizada pelos microrganismos heterotróficos na decomposição de matéria orgânica. Parte dos sólidos dos esgotos se sedimenta e entra em decomposição anaeróbia no fundo da lagoa, o que a torna facultativa. A ação de ventos sobre a superfície das lagoas também é importante para a oxigenação, o que torna desejável a manutenção de uma área livre em torno das lagoas. Na Figura 3.2, representam-se os principais mecanismos que ocorrem nas lagoas facultativas fotossintéticas.

Figura 3.2: Transformações Bioquímicas em Lagoas Facultativas. **Fonte:** adaptado von Sperling (2002)

Muitas formulações são propostas na literatura para o dimensionamento de lagoas facultativas. Porém muitas são experimentais e provenientes de regiões diferentes como Estados Unidos, Austrália e África do Sul. Tais fórmulas remetem a resultados diferentes, sendo preferível o uso de critérios com base local. Para climas tropicais, MARA apud JORDÃO E PESSOA (2005), desenvolveu uma adaptação da fórmula

de Mac Garry e Pescod, sugerindo taxas de aplicação superficial específicas para lagoas facultativas primárias ou secundárias:

Taxa de aplicação superficial limite de DBO (λ_L) para Lagoas Facultativas Primárias:

$$\lambda_L = 20 \times T - 60 \quad \textbf{Equação 3.1}$$

Onde: λ_L – Taxa de aplicação limite de DBO para Lagoas Facultativas Primárias

T - Temperatura média do ar do mês mais frio do ano

Taxa de aplicação superficial limite de DBO (λ_L) para Lagoas Facultativas Secundárias:

$$\lambda_L = 14 \times T - 42 \quad \textbf{Equação 3.2}$$

Onde: λ_L – Taxa de aplicação limite de DBO para Lagoas Facultativas Secundárias

T - Temperatura média do ar do mês mais frio do ano

A profundidade típica das lagoas facultativas primárias é de 1,80 m, podendo-se acrescentar um rebaixo de 0,5 m no quarto inicial do comprimento para acúmulo de lodo, uma vez que neste arranjo não se incluem lagoas anaeróbias a montante. A relação comprimento/largura varia normalmente na faixa de 3/1 a 5/1, embora esses limites possam ser ultrapassados. A profundidade típica das lagoas facultativas secundárias é de 1,50 m.

As algas necessitam de energia luminosa para o seu desenvolvimento, e é por este motivo que a maior quantidade de algas situa-se próximo à superfície da lagoa, ao longo da profundidade a intensidade luminosa diminui reduzindo assim a concentração de algas.

Segundo Von Sperling (2002), há um ponto ao longo da profundidade da lagoa em que a produção de oxigênio pelas algas se iguala ao consumo de oxigênio pelas

próprias algas e pelos microrganismos decompositores. Este ponto é denominado de **oxipausa** (Figura 3.3). Acima da oxipausa predominam condições aeróbias, enquanto abaixo desta, predominam as condições anóxicas ou anaeróbias. O nível da oxipausa varia durante as 24 horas do dia, em função da variabilidade da fotossíntese durante este período. À noite, a oxipausa se eleva na lagoa, ao passo que durante o dia ela se aprofunda. A profundidade da zona aeróbia, além de variar ao longo do dia, varia também com as condições de carga da lagoa. Lagoas com uma maior carga de DBO tendem a possuir uma maior camada anaeróbia, que pode ser praticamente total durante a noite.

Figura 3.3: Algas, energia luminosa e oxigênio em uma lagoa facultativa (seção transversal). **Fonte:** Adaptado de Von Sperling (2002)

A Tabela 3.2 apresenta os principais parâmetros de projeto para uma lagoa facultativa seguida de lagoa anaeróbia.

Tabela 3.2: Principais parâmetros de projeto das lagoas facultativas

PARÂMETROS	FAIXA DE VARIAÇÃO
Tempo de Detenção $t(d)$	15 a 45
Taxa de aplicação superficial L_s (kg DBO/hab.d)	100 a 350
Taxa de Aplicação Volumétrica L_v (kg DBO/m ³ .d)	-
Profundidade H (m)	1,5 a 2,0
Relação L/B (comprimento/largura) usual	2 a 4
Taxa de acúmulo de lodo (m ³ /hab.ano)	0,03 a 0,08

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2002)

3.2 Pós-tratamento de efluente de lagoas de estabilização

O efluente de lagoas de estabilização pode não satisfazer os padrões exigidos pela Resolução N° 357 devido à quantidade de algas e a dificuldade de remoção de nutrientes.

Em estudos realizados na ETE de Lins, composta por lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa, as principais preocupações foram com relação à presença de algas em concentração excessiva, *Echerichia coli* e bactérias patogênicas e ovos de Helmintos. Sob o ponto de vista químico, a carga orgânica residual de matéria orgânica biodegradável é ainda elevada, bem como a concentração de nitrogênio, na forma orgânica e amoniacal, o mesmo ocorrendo com as concentrações de fósforo total e ortofosfatos (PIVELI, PEREIRA, CUTOLO e ROCHA, 2003).

Para que este tipo de efluente se enquadre aos rigorosos padrões estabelecidos, faz-se necessário o desenvolvimento de tecnologias de pós-tratamento. A maioria destas tecnologias é composta de operações unitárias físicas e possuem diferentes custos e níveis de sofisticação. Dentre os tipos de pós-tratamento existentes estão os dispostos na Tabela 3.3.

Tabela 3.3: Resumo das principais tecnologias aplicadas no polimento do efluente de lagoas

TECNOLOGIAS		TAXA APL.	EFLUENTE (mg/l)		
		(m³/m².d)	SS	DBO	DQO
Filtro de pedra submerso	Remove algas	0,8	37	30	-
Filtração intermitente em areia	Remove algas	0,37	25	21	-
Micropeneiras	Remove algas	60 a 120	<30	<30	-
Microfiltração	Remove 100% das algas e <i>S. faecalis</i>	-	-	-	-
Lagoa terciária (maturação)	Remove coliformes	-	96	-	153
Escoamento superficial em Gramineas	Remove algas e nitrifica	0,013	5,5	3,5	-
Processo PETRO	Remove algas e nitrifica	-	23	-	96
Biofiltro aerado submerso	Remove algas e nitrifica	45,6	31	-	85
Processo físico-químico	Remove algas e fósforo	75	30,5	-	59

Fonte: Oliveira e Gonçalves (1999)

Segundo Oliveira e Gonçalves (1999), com relação à remoção de organismos patogênicos as lagoas terciárias e a microfiltração apresentam os melhores resultados. Em função do estabelecimento de limites mais rigorosos para qualidade dos efluentes, incluindo os nutrientes N e P como alvo de restrição, se destaca o processo PETRO (sistema composto por reator aeróbio/anaeróbio com câmara de fermentação, seguido de lagoa de estabilização, filtro percolador e tanque de sedimentação de lodo), bem como os Biofiltros Aerados e os processos físico-químicos. No que se refere à remoção do fósforo, fator limitante no processo de eutrofização dos corpos d'água, os processos físico-químicos se destacam.

3.3 Pós-tratamento através de processo físico-químico

Os processos físico-químicos são comumente usados no tratamento de água de abastecimento, mas tem-se estudado a utilização desta tecnologia para tratamento de efluentes domésticos e industriais. Nas Estações de Tratamento de Esgoto, os processos físico-químicos são empregados com a finalidade de remover partículas coloidais e sólidos em suspensão, mas o principal objetivo é a remoção de fósforo. Quando se trata de efluentes de lagoas de estabilização é possível também obter a remoção de algas.

Na presente pesquisa, recorreu-se à utilização de processo físico-químico à base de coagulação-floculação química. Com essa modalidade de tratamento, objetiva-se uma melhoria da qualidade geral do efluente, com a remoção de algas e as conseqüências paralelas já mencionadas. Porém, em função principalmente da dosagem de coagulante, poderá ocorrer eficiente precipitação de fósforo, segundo objeto desta parte dos estudos. Na verdade, não se domina completamente até o presente, se o fenômeno predominante na remoção físico-química de fósforo, neste caso de efluente de lagoa fotossintética, é efetivamente a precipitação ou a adsorção nos flocos formados. Deve ser lembrado que a tecnologia ora avaliada, nada difere do tradicional tratamento de água para abastecimento público, além da qualidade da “água” a ser tratada e, conseqüentemente, as dosagens de coagulantes necessárias, as

quantidades de lodo formadas e a eficiência do processo, dentre outras características fundamentais do processo físico-químico.

3.3.1 Fundamentos da Coagulação

O termo “coagulação química” inclui todas as reações e mecanismos envolvidos na desestabilização química de partículas coloidais e na formação de partículas maiores através da floculação pericínética (Metcalf & Eddy, 2003).

De acordo com Reali (2005), as partículas coloidais presentes em meio aquoso possuem cargas superficiais eletronegativas, estas são equilibradas por cargas presentes na fase líquida, formando assim a **dupla camada elétrica**. As forças de difusão e de atração eletrostática dispersam as cargas ao redor de cada partícula formando a **camada difusa**. A Figura 3.4 mostra as camadas elétricas de uma partícula coloidal.

Figura 3.4: Formação da dupla camada

Fonte: AWWA – Water Quality and Treatment, 1990 – Adaptado por PAVANELLI (2001) apud YOSHIDA (2005)

Quando ocorre a interação entre duas partículas coloidais, devido ao movimento browniano que as mantem em constante movimento, atuam sobre elas forças de atração (Forças de Van der Waals) e forças de repulsão, produzindo uma barreira de energia (Potencial) que impede a agregação entre as partículas e consequentemente a formação de flocos. A Figura 3.5 ilustra através de um gráfico (Força versus distância) as forças de atração e repulsão representadas respectivamente pelas forças de Van der Waal e pelo Potencial Zeta, através da força resultante é possível verificar que predominam as forças de repulsão.

Figura 3.5: Gráfico de Distância versus Força entre partículas coloidais (atração e repulsão). **Fonte:** Adaptação Reynolds & Richards (1996)

Portanto, a coagulação nada mais é do que o processo de superação dessas barreiras de repulsão, fazendo com que as forças de atração predominem, permitindo assim a agregação entre as partículas coloidais. Para isso é necessário adicionar um coagulante através de mistura rápida a fim de desestabilizar os colóides e sólidos em suspensão no meio líquido, e assim iniciar o processo de formação de flocos.

Existem quatro diferentes mecanismos de coagulação:

- Compressão da dupla camada: supondo que as partículas presentes em um determinado meio aquoso possuem carga negativa, quando íons de carga positiva são adicionados a este meio ocorre um aumento da densidade das cargas ao redor da partícula diminuindo assim a dupla camada. Segundo Ferreira Filho (2004), este mecanismo não representa realmente a desestabilização de partículas coloidais, pois só considera a interação entre o coagulante e a partícula coloidal, desprezando os efeitos entre o coagulante e o solvente, bem como da partícula coloidal e o solvente.
- Adsorção neutralização: consiste na formação de espécies hidrolisadas solúveis e insolúveis com cargas opostas capazes de neutralizar e adsorver na superfície das partículas coloidais, permitindo a coagulação.
- Varredura: com adição de uma quantidade de coagulante suficiente para tornar o meio líquido supersaturado, ocorre a formação de hidróxidos metálicos que durante a precipitação formam flocos que capturam as partículas coloidais.
- Pontes interparticulares: geralmente este mecanismo ocorre quando se adiciona compostos orgânicos sintéticos ou naturais (polieletrólitos), que possuem sítios ionizáveis ao longo da cadeia, que desestabilizam as partículas coloidais.

As dosagens de coagulante no processo de coagulação de águas de abastecimento e de esgotos normalmente são usadas em quantidades maiores do que a exigida para produzir os complexos de hidróxidos metálicos positivos necessários. Os complexos em excesso continuam reagindo até que formem um hidróxido metálico insolúvel $\text{Al}(\text{OH})_3$ ou $\text{Fe}(\text{OH})_3$, e a solução será supersaturada com o hidróxido. Na formação do hidróxido metálico, os colóides negativos são agregados com o precipitado. Este mecanismo de coagulação é chamado de varredura (REYNOLDS & RICHARDS,

1996). Sendo assim, em estações de tratamento de esgoto este é o mecanismo de coagulação predominante.

Segundo Amirtharajah e O'Melia (1990), dentre os fatores que afetam processo de coagulação estão a dosagem de coagulante, o pH, a concentração das partículas coloidais (quantificada através da turbidez), a cor, a presença de cátions e ânions na solução, o gradiente de velocidade utilizado na agitação do processo, o Potencial Zeta e a temperatura.

Na coagulação de efluentes domésticos com sais de ferro ou de alumínio, a mistura rápida deve ter um tempo de detenção de 1 a 2 minutos. Embora o esgoto bruto tenha maior facilidade para formar flocos do que as águas naturais para abastecimento, são necessárias altas dosagens de coagulante e um tempo de mistura rápida maior, devido à alta concentração de sólidos em suspensão. O gradiente de velocidade usual é em torno de 300 s^{-1} , pois há maior quantidade de sólidos orgânicos nos efluentes domésticos do que no tratamento de águas de abastecimento. Gradientes de mistura elevados demais podem causar a ruptura dos flocos em partículas menores exigindo assim maior dosagem de coagulante e maior tempo de detenção na etapa de floculação (EPA apud REYNOLDS & RICHARDS, 1996).

Os tipos de coagulantes mais utilizados no processo de coagulação de efluentes são os sais metálicos e polieletrólitos:

- Sulfato de Alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$): É um material gerado a partir da bauxita, que juntamente com o Ácido Sulfúrico forma um produto químico que é usado como coagulante;
- Sulfato Ferroso ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$): é um sal de ferro de baixo custo produzido nas indústrias de aço;
- Sulfato Férrico ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$): pode ser fornecido sólido ou líquido, é produzido a partir do Sulfato Ferroso Hidratado;

- Cloreto Férrico (FeCl_3): é produzido pela oxidação do Óxido ferroso com o Ácido Clorídrico usualmente fornecido na forma líquida;
- Cal (CaO , Ca(OH)_2): é muito usada pelo baixo custo e por causar menos problemas no desaguamento do lodo (EPA apud RYBICKI, 1997) é um produto químico auxiliar para o ajuste de pH;
- Polieletrólitos: é classificado de acordo com suas características iônicas: catiônicos (cargas positivas), aniônicos (cargas negativas) e também aqueles que possuem grupos com cargas positivas e negativas. Ainda podem ser de origem natural ou sintética. Na maioria das vezes os polieletrólitos usados no tratamento de águas e esgotos são compostos orgânicos sintéticos (REYNOLDS & RICHARDS, 1996). São mais utilizados como auxiliar de floculação do que como cogulantes.

3.3.2 Fundamentos da Floculação

A floculação é o segundo estágio do processo físico-químico, onde as partículas coloidais já desestabilizadas são colocadas em contato para que ocorra a formação de flocos. Esta unidade deve ser de mistura lenta, a fim de favorecer a agregação das partículas e evitar a ruptura dos flocos formados.

Ferreira Filho (2004) define a floculação como um processo físico em que as partículas coloidais são colocadas em contato umas com as outras, de modo a permitir o aumento do seu tamanho físico, alterando, desta forma, a sua distribuição granulométrica.

No processo de agregação entre as partículas deve haver uma agitação suficiente para que ocorra a colisão entre as mesmas permitindo a formação do floco, porém o

excesso de agitação, seja no tempo e/ou no gradiente de velocidade, pode causar a ruptura dos flocos, dessa forma a eficiência do processo estará comprometida.

A floculação de efluentes domésticos é mais simples do que a floculação no tratamento de águas para abastecimento, pois a concentração de sólidos é maior, o que facilita o contato entre as partículas e favorece a formação dos flocos. Segundo EPA apud Reynolds e Richards (1996), para a floculação mecanizada, o tempo de detenção usual está em torno de 15 minutos e o gradiente de velocidade variável entre 20 e 75 s⁻¹.

A colisão entre partículas em suspensão pode ocorrer devido a três mecanismos de transporte distintos:

- Floculação Pericinética: Também chamado de movimento Browniano, o choque entre as partículas ocorre devido à energia térmica da água que mantém suas moléculas em constante movimento, permitindo assim a agitação entre as partículas e consequentemente a formação dos flocos.
- Floculação Ortocinética: O contato entre as partículas é favorecido pela presença de um Gradiente de Velocidade, que mantém o fluido em movimento.
- Floculação por Sedimentação diferencial: Partículas coloidais de características distintas (diâmetro, peso entre outras) sob ação da gravidade tendem a sedimentar com velocidades diferentes, podendo colidir umas com as outras.

A floculação precedendo o processo de sedimentação requer maior tempo, a fim de formar flocos grandes, e menor gradiente de velocidade, para evitar a ruptura dos flocos. Já para o processo de flotação ser mais eficiente, os flocos devem ser menores, com maior área superficial e permitindo assim maior contato com as bolhas de ar, ou seja, requer menor tempo de contato e gradientes de velocidades maiores.

3.3.3 Fundamentos da Sedimentação

A sedimentação é definida como um processo de separação de fases (sólido - líquido) que tem como força propulsora a ação da gravidade (FERREIRA FILHO, 2004).

O processo de sedimentação pode ser classificado em quatro tipos:

Tipo I - Sedimentação de partículas discretas: é a sedimentação de partículas não floculentas, cujas características, dimensão e velocidade, da mesma não se alteram ao longo do processo. (Ex: sedimentação característica de caixas de areia)

Tipo II - Sedimentação floculenta: durante o processo ocorrem colisões entre as partículas coloidais formando agregados maiores e com velocidade de sedimentação variável. (Ex: sedimentação que ocorre na parte superior de decantadores secundários de ETEs e dos decantadores de ETA)

Tipo III - Sedimentação por zona: conhecida também como sedimentação “impedida”, a interação entre partículas é muito significativa, devido a alta concentração de sólidos as mesmas tendem a sedimentar como um bloco rígido. (Ex: tipo de sedimentação típica da parte inferior dos decantadores de ETEs)

Tipo IV - Sedimentação por compressão: quando a concentração de sólidos é muito elevada, a sedimentação pode ocorrer apenas por compressão da estrutura das partículas. Isto acontece devido ao peso das partículas, com isso parte da água é removida da matriz dos flocos diminuindo o seu volume (Ex: sedimentação típica em adensadores de lodo).

As principais variáveis de controle de um decantador são a taxa de escoamento superficial e o tempo de retenção hidráulica. Os decantadores podem ser classificados como convencionais ou de alta taxa (lamelares). Os decantadores lamelares possuem dispositivos em seu interior, como placas paralelas, módulos tubulares ou “colméias” que funcionam como se fossem fundos múltiplos, de forma

que, para uma mesma taxa de escoamento superficial, a área ocupada pelo decantador lamelar é substancialmente inferior à ocupada pelo decantador convencional. Na Tabela 3.4 são apresentadas as principais características dos decantadores.

Tabela 3.4: Característica dos decantadores

CARACTERÍSTICAS	DECANTADOR CONVENCIONAL	DECANTADOR DE ALTA TAXA
Taxa de escoamento superficial	20 a 60 m ³ /m ² .dia	60 a 120 m ³ /m ² .dia
Altura do decantador	3 a 5 m	4 a 6 m
Relação L/B	> 4	> 2
Taxa de escoamento linear (vertedor)	< 1,8 L/m.s	< 1,8 L/m.s

Fonte: Ferreira Filho (1996)

Becker, Hedges & Smission (1996), fizeram um levantamento dos perfis de velocidade de sedimentação de despejos de sistemas mistos (água pluvial e esgoto sanitário) na Inglaterra, analisaram as concentrações de DQO e fósforo para diferentes faixas de velocidades, a fim de aperfeiçoar a rotina de projeto dos decantadores. Os autores constataram que 58% da concentração de DQO e 73% da concentração de fósforo total estavam associados às partículas com velocidade entre 2,4 cm/min a 54,0 cm/min. Por conseguinte, o conhecimento da distribuição de poluentes (DQO, fósforo, nitrogênio, metais pesados, etc.) pelas diversas faixas de tamanho de partículas (diferentes velocidades de sedimentação) poderia auxiliar o projetista na escolha da taxa de aplicação superficial mais adequada à remoção desses contaminantes.

3.3.4 Fundamentos da Flotação

A flotação é um processo que envolve três fases: sólida, líquida e gasosa. E pode ser definida como sendo um processo de separação de partículas sólidas ou líquidas (óleo, por exemplo) de uma fase líquida através da utilização de bolhas de gás, normalmente o ar. Tais bolhas, aderindo à superfície das partículas, aumentam seu empuxo, provocando assim a ascensão das mesmas em direção à superfície da fase

líquida, onde são devidamente coletadas após atingirem concentração adequada (REALI, 2005).

As diferentes modalidades da flotação podem ser classificadas em três grandes grupos:

1. Flotação eletrolítica ou eletroflotação: é o processo utilizado para tratamento de efluentes radiativos, despejos com tintas e emulsões de pintura, no qual a obtenção das bolhas de H_2 e O_2 é feita por eletrólise da água (AISSE et al, 2001).
2. Flotação por ar disperso ou por ar induzido: neste sistema as bolhas de ar são introduzidas diretamente na fase líquida através da agitação do líquido, à pressão atmosférica. Segundo Reali (2005) as bolhas de ar que se formam possuem dimensões geralmente grandes, na faixa de 0,3 a 2,0 mm de diâmetro.
3. Flotação por ar dissolvido: as bolhas de ar introduzidas neste sistema são produzidas pela supersaturação de ar no líquido em uma câmara pressurizada, este líquido saturado de ar quando submetido à pressão atmosférica libera microbolhas que aderem a superfície do floco e arrastam para a superfície do líquido.

Um sistema de flotação por ar dissolvido é composto por uma câmara de saturação de ar e por um tanque de flotação que devem ser projetados tendo como base os parâmetros dispostos na Tabela 3.5 entre outros.

Tabela 3.5: Parâmetro de projeto da flotação por ar dissolvido

PARAMETROS	FAIXA DE VARIAÇÃO
Pressão de saturação de ar	3 a 6 Kgf/cm ²
Razão de recirculação	15 a 120%
Taxa de escoamento superficial	12 a 230 m ³ /m ² . dia
Relação ar/sólidos	0,005 a 0,100 kg ar/ Kg SS

Fonte: Metcalf & Eddy (2003)

3.4 Presença de algas no efluente de lagoas de estabilização

As algas presentes nos sistemas de lagoas de estabilização têm como função a remoção de nutrientes, sendo o nitrogênio amoniacal o principal deles por ser empregado na síntese celular. De acordo com Dinges apud Mendonça (2001), o número de gêneros de algas de lagoas de estabilização é limitado. No geral, pertencem aos gêneros *Phyla Cyanobacteria* (algas verde azuladas, atualmente consideradas como bactérias: cianobactérias), *Chlorophyta* (algas verdes), *Euglenophyta* (os flagelados pigmentados) e *Bacillariophyta* (as diatomeas)

A presença de algas no efluente final é indesejável por fatores estéticos e por razões de saúde, pois algumas algas apresentam toxicidade em determinadas circunstâncias. Sendo assim, para melhorar a qualidade do efluente, é necessária uma etapa de tratamento posterior às lagoas, visando à remoção das algas e fósforo da corrente antes da disposição e/ou reaproveitamento do efluente (MONTEGGIA E TESSELE, 2001).

Segundo Reynolds e Richards (1996), aproximadamente um terço à metade do carbono orgânico afluente no esgoto bruto é sintetizado pelos microrganismos e algas que se desenvolvem nas lagoas facultativas. Tempos atrás, a DBO₅ estabelecida era feita através de uma amostra do efluente filtrado, o que era um engano, pois as algas e microrganismos exerciam uma demanda de oxigênio no corpo receptor. A remoção de DBO_{5,20} de uma amostra filtrada do efluente seria de 80% a 90%, enquanto a remoção de uma amostra não filtrada seria em torno de 45% a 60%.

Baseando-se em resultados do monitoramento da ETE de Lins, na qual o esgoto bruto possui uma DBO₅ de aproximadamente 350 mg O₂/L, com uma eficiência de 90% seria possível atingir um efluente com 35 mg O₂/L, enquanto que com uma eficiência de 60% a DBO₅ do efluente seria de aproximadamente 140 mg O₂/L. Estes dados mostram a necessidade de remoção das algas para que o efluente se enquadre nos parâmetros estabelecidos pela legislação.

Usualmente costuma-se determinar a presença de algas indiretamente através da Clorofila A. Segundo Mara et al apud Von Sperling (2002), as concentrações de clorofila A em lagoas de estabilização dependem da carga aplicada e da temperatura, mas usualmente situam na faixa de 500 a 2000 $\mu\text{g/L}$.

Tendo como parâmetro os limites de Clorofila A estabelecido pela Resolução N° 357 do CONAMA:

- 10 $\mu\text{g/L}$ para águas doces de classe 1;
- 30 $\mu\text{g/L}$ para águas doces de classe 2;
- 60 $\mu\text{g/L}$ para águas doces de classe 3.

Fica mais uma vez confirmada a necessidade de um pós-tratamento do efluente de lagoas de estabilização. Porém, a separação das algas apresenta algumas dificuldades (MONTEGGIA E TESSELE, 2001):

- Tamanho reduzido das algas (1 a 20 μm);
- Baixa gravidade específica das células, reduzidas adicionalmente pela adesão de microbolhas de oxigênio produzido na respiração;
- A concentração relativamente diluída das suspensões contendo algas.

Alguns tipos de tratamento como: filtros de pedra, filtros intermitentes de areia, lagoas com macrófitas flutuantes, processos físico-químicos (sedimentação ou flotação), entre outros encontrados na literatura, são os mais recomendados para a remoção das algas em efluentes de lagoas de estabilização.

3.5 Presença de fósforo em efluentes domésticos

3.5.1 Fontes de fósforo

O fósforo presente no esgoto sanitário tem como fonte principal os detergentes de uso doméstico a base de polifosfato que são responsáveis pela maior parte da

contribuição de fósforo nos efluentes domésticos. A outra parte provavelmente origina-se do material fecal, descargas industriais (fertilizantes, pesticidas, matadouros, frigoríficos, alimentícia, entre outras).

3.5.2 Formas de fósforo encontradas na água

Segundo Metcalf & Eddy (2003), dentre as formas de fósforo usualmente encontradas em soluções aquosas estão o ortofosfato, o polifosfato e o fosfato orgânico. O ortofosfato, por exemplo, PO_4^{-3} , HPO_4^{-2} , H_2PO_4 , se combinam com cátions formando sais inorgânicos nas águas. Os polifosfatos incluem aquelas moléculas com dois ou mais átomos de fósforo, átomos de oxigênio, e, em alguns casos, átomos de hidrogênio combinado com uma molécula complexa. O polifosfato é hidrolisado em meio aquoso e é convertido para a forma de ortofosfato.

Os métodos utilizados para a determinação de fósforo nas águas são capazes de quantificar os íons ortofosfatos presente na amostra, portanto para se obter a quantidade de fósforo total é necessária uma digestão prévia.

3.5.3 Impactos causados pela presença de fósforo na água

Assim como o nitrogênio, o fósforo constitui-se em um dos principais nutrientes para os processos biológicos, ou seja, é um dos chamados macronutrientes, por ser exigido também em grandes quantidades pelas células. E por esses motivos, o excesso de fósforo em esgotos sanitários e efluentes industriais, por outro lado, conduz a processos de eutrofização das águas naturais (PIVELI, 2004).

O fenômeno da eutrofização ocorre quando há um crescimento excessivo de algas, devido à grande quantidade de nutrientes provenientes da descarga de efluentes domésticos e/ou industriais em águas naturais. Este crescimento de algas inclui espécies como as cianobactérias, que além de causar problemas toxicológicos, juntamente com outras espécies de algas dificultam a penetração de luz, geram maus

odores, aumentam o consumo de oxigênio devido a decomposição das mesmas resultando na morte de peixes e outros organismos presentes no corpo receptor.

Com o intuito de preservar os corpos receptores os valores de Fósforo total estabelecido pela Resolução N° 357 do CONAMA (2005) são ainda mais restritivos do que os que eram estabelecidos na resolução anterior. A Tabela 3.6 mostra os valores preconizados pela Resolução N° 357.

Tabela 3.6: Parâmetros de fósforo estabelecido pelo CONAMA n° 357/05

	Ambiente lântico	Ambiente de transição	Ambiente Lótico
Classe 1	0,020 mg P/L	0,025 mg P/L	0,100 mg P/L
Classe 2	0,030 mg P/L	0,050 mg P/L	0,100 mg P/L
Classe 3	0,050 mg P/L	0,075 mg P/L	0,150 mg P/L

3.5.4 Remoção de Fósforo

Segundo Athayde (2000), a principal forma de remoção de fósforo em lagoas de estabilização é a precipitação de ortofosfato com íons de cálcio formando hidroxiapatita em condições de altos valores de pH. Quantidades apreciáveis de ortofosfato solúvel também são removidas através da assimilação pela biomassa de algas existente em lagoas de estabilização.

Mas o que ocorre na maioria dos casos é que as lagoas de estabilização implantadas são compostas por uma lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa, onde o pH não é suficientemente elevado para que ocorra a precipitação do fósforo e a quantidade de ortofosfato solúvel assimilada na biomassa das algas acaba saindo juntamente com o efluente. Portanto, não é possível obter uma boa remoção de fósforo através destes sistemas de lagoas de estabilização.

Faz-se necessário o uso de outras tecnologias para a remoção do fósforo. Segundo Metcalf & Eddy (2003), a remoção de fósforo dos esgotos sanitários envolve a

incorporação do fosfato por microrganismos ou através da adição de sais metálicos que reagem com o fosfato formando um precipitado podendo assim ser removido juntamente com o lodo biológico ou químico.

O fósforo pode ser incorporado pela biomassa (ex: microrganismos) presente nos efluentes, a chamada remoção biológica de fósforo através da seleção de organismos acumuladores de polifosfato. Ou por precipitação química, através da adição de sais metálicos.

Em geral são dois os mecanismos de remoção de fósforo por sais de Ferro e Alumínio (JIANG E GRAHAM, 1998):

- Formação de precipitado complexo: $\text{Me}(\text{OH})_{3-x}(\text{PO}_4)_x$, na qual Me é um metal e nestes casos pode ser o Alumínio ou o Ferro;
- Adsorção de íons PO_4 por espécies hidrolisadas de Alumínio ou de Ferro.

O Sulfato de Alumínio, quando adicionado no efluente como coagulante de sólidos em suspensão e partículas coloidais, pode remover uma quantidade significativa de fósforo do esgoto. A química da remoção de fósforo pelo alumínio não é completamente conhecida, uma vez que os polifosfatos e o fósforo orgânico são provavelmente removidos por reações complexas e pela incorporação dos mesmos nos flocos. A fim de simplificar, assume-se que o fósforo remanescente após o início da coagulação está na forma de ortofosfato, e a remoção é representada pela equação simplificada (EPA apud REYNOLDS E RICHARDS, 1996):

Considera-se que o precipitado formado faz parte do floco. A remoção é dependente do pH, e o ponto ótimo de remoção está entre pH 5,5 e 6,5 para o Fosfato de Alumínio.

Ainda segundo Reynolds e Richards (1996), os sais de ferro, quando utilizado como coagulante de material coloidal e de sólidos em suspensão, também removem uma quantidade significativa de fósforo do efluente doméstico. O polifosfato e o fosfato orgânico são removidos pelos sais de ferro de maneira similar à remoção com sais de alumínio. Os íons ferrosos reagem com o ortofosfato produzindo um precipitado, fosfato férrico (FePO_4), que será removido juntamente com os flocos. A remoção de fósforo utilizando sais de ferro também depende do pH, sendo a faixa ótima entre pH 4,5 e 8,0. A precipitação do fosfato pelo ferro pode ser representada pela equação simplificada:

Estas reações simplificadas não são capazes de explicar realmente o que ocorre durante a precipitação química do fósforo. Segundo Jiang e Graham (1998), para uma remoção de fósforo eficiente, a razão molar Al / P deve estar em torno de 1/1 a 1,4/1. Para os sais de Fe se tem estabelecido razões semelhantes. No entanto, no tratamento de esgoto as reações entre Al ou Fe e os íons PO_4 são mais complexas do que as indicadas no modelo aplicado às águas. Quando um sal de Fe ou Al é adicionado no tratamento de esgoto, pode ocorrer competição entre as reações químicas envolvendo:

- Sais de Al ou Fe formando uma cadeia de espécies hidrolisadas incluindo algumas espécies poliméricas e hidróxidos metálicos;
- A formação de espécies hidrolisadas complexas ou adsorção do íon fosfato;
- A formação de espécies de coagulantes capazes de desestabilizar outros contaminantes presentes no esgoto. Sendo assim, esta competição entre reações aumenta o consumo de Al ou Fe para que se possa obter uma remoção eficiente de fósforo.

Em estudos realizados por Galarneau e Gehr apud Jing e Graham (1998), concluiu-se que o Hidróxido de Alumínio ($\text{Al}(\text{OH}_3)$) tem grande influência na remoção de ortofosfato (PO_4). O mecanismo de adsorção foi indicado como responsável pelas reações que envolvem a adsorção do PO_4 pelo $\text{Al}(\text{OH}_3)$ independente da forma como o metal foi fornecido. Isso ocorre porque o precipitado formado pelo Fosfato de Alumínio ou o Fosfato Férrico é muito pequeno (cristalino) em relação ao precipitado formado pelos hidróxidos metálicos (amorfo). Desta forma, a reação que predomina é a de formação de hidróxidos e os fosfatos metálicos são arrastados juntamente com os flocos sendo assim removidos do meio líquido. A Figura 3.6 e 3.7 mostra a solubilidade dos hidróxidos e fosfatos metálicos em meio líquido.

Figura 3.6: Solubilidade do Hidróxido de Ferro e de Alumínio em meio aquoso. **Fonte:** Ferreira Filho (2005)

Figura 3.7: Diagrama de solubilidade do Fosfato de Fe, Al e Ca em meio aquoso.

Fonte: Jenkins & Hermanowicz, 1991.

Através dos gráficos é possível visualizar a influência do pH na precipitação química. Segundo Ferreira Filho (2005), na precipitação química do fósforo a solubilidade depende do pH e também da relação Al / P ou Fe / P. Diferentemente, da solubilidade dos Hidróxidos Metálicos que só depende do pH.

3.6 Tratamento físico-químico aplicado a Lagoa de Estabilização

As pesquisas relativas ao tratamento físico-químico de efluentes de lagoas facultativas visam, principalmente, a remoção de algas e/ou de nutrientes, fósforo e nitrogênio. No presente trabalho, aplicou-se também o tratamento físico-químico ao efluente de lagoa anaeróbia, tendo em vista que em função de possíveis resultados, pode-se chegar à conclusão de que, quando o sistema for concebido incluindo a etapa de tratamento físico-químico, a lagoa facultativa perderá sua função. Este fato, evidentemente, só pode ser considerado verdadeiro caso se chegue à conclusão de que as condições e resultados do tratamento físico-químico aplicado ao efluente da lagoa anaeróbia demonstrem-se mais atrativos que os da lagoa facultativa. Neste sentido, procurou-se também na literatura pesquisas sobre o tratamento físico-químico de efluentes de lagoas anaeróbias. Por não terem sido encontrados em maior

extensão, incluem-se aqui os trabalhos de pós-tratamento de reatores anaeróbios do tipo UASB por processo físico-químico, por apresentar relativa semelhança com as condições deste estudo. Apesar destas considerações, na discussão que se segue optou-se pela ordem cronológica e não por assunto.

SHINDALA e STEWART (1971) estudaram nos Estados Unidos, o pós-tratamento de efluentes de lagoas facultativas por processo físico-químico, testando diversas dosagens de Sulfato de Alumínio, Cloreto Férrico e Sulfato Férrico em escala de laboratório (aparelho de Jar Test). Usando como critérios a remoção mínima de 70% de DQO e 90% de fosfato, encontraram a dosagem ótima de 85 mg/L para o Sulfato de Alumínio, 85 mg/L para o Cloreto Férrico e 125 mg/L para o Sulfato Férrico. O pH ótimo para o Sulfato de Alumínio foi 5,5 e, pra o Cloreto Férrico, 4,8. Os coagulantes à base de sais de ferro foram descartados devido ao custo e ao fato de ter ocorrido desenvolvimento de cor no efluente tratado. Resultados de DQO da ordem de 30 mg/L e de fosfato da ordem de 1,2 mg P-PO₄/L, além da redução média do índice de coliformes para 5.000 coliformes/100mL. Na maioria dos ensaios, a velocidade de sedimentação demonstrou-se elevada e a remoção de algas foi substancial. Chegaram a desenvolver um modelo de concentração de fósforo em função da dosagem de Sulfato de Alumínio.

BALMÉR e VIK (1978) pesquisaram o emprego do tratamento físico-químico com Sulfato de Alumínio associado a lagoas de estabilização, em escala piloto e real durante três anos na Noruega. Aplicaram o sulfato em etapa anterior às lagoas, constituindo o chamado tratamento primário quimicamente assistido, aos esgotos á entrada da lagoa e à saída, por meio de um sistema piloto de pós-tratamento físico-químico com separação de sólidos por decantador convencional. Obtiveram bons resultados nas três situações, tanto em condições de inverno quanto de verão. Na aplicação do processo físico-químico como pós-tratamento, foram obtidas concentrações de DQO na faixa de 64 a 84 mg/L, fósforo total na faixa de 0,41 a 0,47 mg P/L e sólidos em suspensão em torno de 20mg/L. Na saída das lagoas facultativas, isto é, na entrada do tratamento com Sulfato de Alumínio, os esgotos possuíam DQO média de 180 mg/L, fósforo total de 4,7 mg/L e sólidos em

suspensão de 70 mg/L. Durante os estudos, a dosagem de Sulfato de Alumínio variou de 130 a 175 mg/L.

Em experiência realizada por Penetra (1998), utilizando a flotação como pós-tratamento de UASB, foi possível atingir valores de fósforo total abaixo de 1 mg P/L com dosagens de 20 a 40 mg Fe/L.

Em trabalho realizado por Rocha et al (1999), avaliando a eficiência do processo físico-químico através de Jarrestes, aplicado ao efluente de duas ETEs distintas, ETE Jardim Camburi composta por lagoa aeróbia seguida de duas lagoas facultativas e a ETE Maringá composta por lagoa anaeróbia seguida de facultativa. Os resultados mostraram que para a ETE Jardim Camburi doses de 40 mg/L de W8044 (policloreto de alumínio), W8049 (mistura de sais de ferro) e 60 mg/L de Lodo regenerado de ETA mostra-se suficientes para atingir valores de DQO menor que 90mg/L, SST menor que 30 mg/L e P total menor que 1 mg/L. Na ETE Maringá essas doses se elevaram para 60 mg/L para os três coagulantes.

Isto ocorre por causa das características de cada efluente, a ETE Maringá possui maior quantidade de sólidos em suspensão em seu efluente do que na ETE Jardim Camburi, e de acordo com a literatura quanto maior a concentração de sólidos maior é o consumo de coagulante para que se obtenha uma boa eficiência na remoção de fósforo e matéria orgânica.

Segundo Friedman et al apud Rocha et al (1999), a maior vantagem da flotação frente à decantação está na menor dimensão do tanque separador, já que seu tempo de residência necessário situa-se entre 7 e 20 min. Entretanto, a decantação não exige o uso de equipamentos de injeção de ar, tornando o sistema mais simples no que diz respeito à operação e manutenção.

Segundo Rocha et al (1999), para o efluente de uma ETE composta por Lagoa Anaeróbia seguida de Lagoa facultativa, com aproximadamente 4,4 mg P/L, utilizou-

se 60 mg/L de Policloreto de Alumínio e Mistura de sais de Ferro (34% FeCl_3 / 0,5% FeCl_2), em Jarrest e foram obtidos 0,9 mg P /L e 0,8 mg P /L, respectivamente.

A separação por sedimentação dos agregados formados (ou de partículas finas contendo fosfatos adsorvidos) requer elevado tempo de detenção e, por consequência, alto custo de investimento e superfície disponível. Além disso, o lodo gerado possui elevado teor de água com relação ao obtido por flotação, o que implica em dificuldades no gerenciamento posterior (tratamento ou disposição). A remoção de algas e material coloidal, sendo também um processo de separação sólido-líquido, pode ser realizada via flotação com microbolhas, com ou sem uso de floclulantes (MONTEGGIA E TESSELE, 2001).

Em trabalho realizado por Monteggia e Tessele (2001), a remoção de fósforo do efluente de lagoa só foi possível mediante emprego de coagulante inorgânico (FeCl_3), a partir de 10 mg/L de Fe^{+3} . O pH foi ajustado com NaOH para valores em torno de 5,3, onde ocorre a menor solubilidade do Fe PO_4 .

Utilizando uma dosagem de 80 mg/L de Cloreto Férrico (27,5 mg Fe^{+3} / L), na unidade Físico-química (Coagulação/floculação em meio granular e decantação lamelar) implantada dentro de uma Lagoa Facultativa, foi possível alcançar concentrações médias finais de SST e DQO em torno de 20 mg/L e 57 mg O_2 /L e a concentração de fósforo total chegou a 0,5 mg P /L (SILVA, OLIVEIRA E GONÇALVES, 2001).

Monteggia e Tessele (2001) realizaram experimentos aplicando processo físico-químico (flotação por ar dissolvido) com efluente de lagoas de alta taxa visando a remoção de algas numa primeira fase e a remoção de fósforo na segunda. A concentração de polímero catiônico foi variada entre 1 e 40 mg/L, sendo que os valores ótimos foram encontrados para as dosagens de 3, 5 e 10 mg/L, partindo de valores de Clorofila A na lagoa de 23,53 $\mu\text{g/L}$ obteve com a flotação 3,47 $\mu\text{g/L}$, 1,66 $\mu\text{g/L}$ e 0,85 $\mu\text{g/L}$, respectivamente.

Em Brasília, na CAESB, também foram feitos experimentos utilizando FAD (Flotação por ar dissolvido) como pós tratamento de UASB, em condições operacionais adequadas (taxa de aplicação na flotação de 8,1 m³/m².h, recirculação na faixa de 10 a 20% e dosagens de Sulfato de Alumínio entre 160 e 140 mg/L), alcançou-se uma elevada eficiência, com remoção de 79% para turbidez, 73% para DQO, 74% de SST e 99% para P- PO₄ filtrado, produzindo um efluente com 7 UNT de turbidez, 77 mg/L de DQO, 16 mg/L de SST e 0,25 mg/L de P-PO₄ filtrado (AISSE et al, 2001).

Em trabalho realizado por Monteggia e Tessele (2001), onde foi utilizado a flotação, como pós-tratamento de Lagoa de alta taxa, em duas etapas (1º utilizando polímero para remoção de algas e 2º com Cloreto férrico para remoção de fósforo), devido a remoção prévia com polímero houve uma redução no consumo de Cloreto férrico, obtendo resultados de Fósforo total abaixo de 1 mg P/L utilizando dosagens a partir de 10 mg Fe⁺³/L.

Ainda de acordo com Monteggia e Tessele, por ser uma concentração relativamente baixa de Fe⁺³, os flocos possuíam tamanho pequeno, tornando a separação por sedimentação muito lenta. Entre os métodos de separação testados, a flotação mostrou-se mais adequada. Nos ensaios de sedimentação foi observada a presença de flocos que permaneceram em suspensão e flutuando na interface líquido/ar. Isto ocorre pelo fato de que bolhas de gás, proveniente do metabolismo das algas (O₂ e CO₂) ficam aderidas aos flocos, tornando sua densidade aparente baixa. Na flotação, ocorre o contrário e o resultado é um efluente bastante clarificado e um lodo mais adensado. Como na flotação não há necessidade de flocos muito grandes, a dosagem de polímero pode ser reduzida, consistindo uma vantagem adicional.

Em trabalho realizado na Austrália, Buisine e Oemcke (2003), verificaram a influência do clima no aparecimento de determinadas espécies de algas no efluente de lagoas de estabilização, que contribuíram para o aumento da turbidez do efluente chegando a atingir valores entre 200 UNT e 320 UNT. Este problema só foi amenizado com altas dosagens de Sulfato de Alumínio aplicadas ao processo físico-

químico. Em testes feitos em escala de laboratório (Jarteste) mostraram que com dosagens entre 300 e 400 mg / L (como $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$), ou seja, entre 24 e 32 mg Al^{+3}/L foi possível atingir valores de turbidez próximo de 12 UNT.

Utilizando o processo físico-químico (coagulação/floculação/sedimentação lamelar) como pós-tratamento de UASB, Yoshida (2005), concluiu que a melhor faixa para o funcionamento do processo com relação a remoção de fósforo total ficou entre as dosagens cuja relação Fe/P total de entrada variou de 1,2 a 2,8 com eficiência média de remoção de 90% com descio padrão de 7% produzindo um efluente com média de 0,46 mg P/L. As dosagens de ferro adotadas variou de 10 a 20 mg Fe/L.

3.7 Reúso agrícola do efluente de lagoas de estabilização

O reúso agrícola de efluentes de lagoas de estabilização tem como vantagem a irrigação permanente, podendo contar ainda com a presença de nutrientes, como o nitrogênio e o fósforo.

Embora o nitrogênio possa agir como fertilizante, quantidades excessivas dos compostos deste elemento podem causar problemas às culturas agrícolas e animais (SAWYER et al, 1994).

Segundo Ayers & Westcot apud Athayde (2000) a forma de nitrogênio mais tóxica é o nitrito (NO_2^-) e as mais facilmente assimiláveis são o nitrato (NO_3^-) e o íon amônio (NH_4^+), sendo ainda o nitrogênio total de extrema importância devido às frequentes transformações promovidas por bactérias sobre as várias formas de nitrogênio. Teores de nitrogênio total abaixo de 5 mg/L são tidos como não causadores de problemas, afetando muito pouco as culturas agrícolas mais sensíveis. Acima de 30 mg/L pode ser absorvido pelas plantas, sendo muito perigoso para algumas culturas.

Ao contrário do nitrogênio, teores excessivos dos compostos de fósforo não são reportados na literatura como causadores de problemas às culturas agrícolas, podendo ser reaproveitado em sua totalidade. O ortofosfato solúvel é a forma de

fósforo mais prontamente assimilável por organismos aquáticos e plantas (SAWYER et al., 1994).

Segundo Tsutiya (2001), a tecnologia mais adequada para o tratamento de esgotos para o uso agrícola, são as lagoas de estabilização. Porém a principal limitação do uso agrícola dos efluentes de ETEs, refere-se à qualidade microbiológica das águas residuárias, pois os esgotos sanitários podem veicular os mais variados microrganismos patogênicos, como os vírus, bactérias, protozoários e helmintos. Para o reuso agrícola é imprescindível que se obedeça às diretrizes microbiológicas, como o da Organização Mundial de Saúde.

De acordo com Yanéz (1993), devido à falta de investigação sobre organismos patogênicos em águas residuárias de países em desenvolvimento, a prática tradicional para projetar lagoas tem sido similar à de países industrializados, baseada na redução de compostos orgânicos (DBO, DQO e nutrientes), com pouca ou nenhuma atenção aos aspectos de saúde pública. Esta prática convencional resulta em sistemas com células únicas. Uma revisão da prática moderna de projeto de lagoas indica que as novas concepções estão baseadas em múltiplos critérios, com a redução de compostos orgânicos, sólidos em suspensão, parasitas e coliforme fecais. Ao colocar em prática esta nova tendência, os projetos resultam em instalações com células múltiplas.

Mas em se tratando de lagoas de estabilização já instaladas, em locais onde não haja espaço suficiente para a construção de lagoas de maturação, pode-se optar por processos de desinfecção por radiação UV, ozonização ou cloração a fim de melhorar a eficiência quanto à remoção de patógenos.

A desinfecção de efluentes de lagoas facultativas com hipoclorito de sódio demonstrou-se eficiente, não obstante a elevada concentração de sólidos em suspensão. Dosagens de cloro superiores a 7,0 mg/L foram necessárias para uma inativação eficiente de diversos organismos como coliformes, colifagos e Salmonella. A destruição de ovos de helmintos não foi eficiente. Não houve

formação significativa de trihalometanos e ocorreu pequena redução adicional da DBO e DQO dos efluentes (PIVELI, PEREIRA E ROCHA, 2003).

Mas, existem outras preocupações quanto ao reuso agrícola de efluentes de lagoas de estabilização como o problema da salinização do solo devido ao manejo não adequado deste tipo de irrigação. Geralmente, os efluentes domésticos contêm cerca de 190 mg Na/L proveniente do uso elevado de sais, resultado dos hábitos alimentares da população e da utilização excessiva de determinados produtos de limpeza.

Segundo Mota (2005), a alta concentração de sais na água de irrigação desencadeia o processo de substituição dos íons cálcio e magnésio pelo íon sódio, causando a impermeabilidade do solo, impedindo a percolação da água. Apesar destas dificuldades, é possível a utilização de esgotos tratados em irrigação, desde que sejam adotados alguns cuidados:

- Escolha de culturas tolerantes aos sais;
- Escolha do método de irrigação adequado;
- Manejo adequado da água e do solo;
- Quantidade adequada de água aplicada;
- Drenagem da água aplicada;
- Infiltração deve exceder a evaporação;
- Nos casos de salinização é necessária a correção do solo.

Em experimento realizado por Buisine e Oemcke (2003), com pós-tratamento de efluente de lagoa de estabilização, as características do sistema de FAD / F (Flotação

por ar dissolvido seguido de filtração) incluem dois fluxos paralelos, cada um contendo seis filtros, precedido por duas câmaras de floculação. A desinfecção com cloro é usada como pós-tratamento para fornecer a qualidade necessária para o reuso na agricultura. O sistema foi projetado para atingir uma turbidez menor que 15 UNT, 20 mg/L de Sólidos em Suspensão (SS), pH entre 6.5 e 8.5, e de coliforme fecal menor que 100 organismos/ 100 mL. E ainda há possibilidade de misturar o efluente com água natural para controlar a salinidade a fim de evitar problemas no solo irrigado, se preciso for.

Resumidamente, quando se trata de reuso agrícola de efluente de lagoa de estabilização as maiores preocupações com relação à qualidade da água de irrigação são quanto à presença de organismos patogênicos e à salinidade. No entanto, em determinadas épocas, quando não há necessidade de irrigação, o efluente será lançado no corpo receptor, nestes casos, o mesmo deverá atender aos parâmetros de lançamento exigidos pela legislação.

3.8 Aspectos Legais: Atendimento à Resolução N° 357 do CONAMA

Na Tabela 3.7 são destacados os limites para as diversas classes de águas naturais estabelecidos pela Resolução N° 357 do CONAMA, para características que possam estar relacionadas com o lançamento de efluentes de lagoas facultativas, ou de efluentes de lagoas anaeróbias e facultativas submetidos ao tratamento físico-químico com sais de alumínio e ferro, e ainda à desinfecção final por hipocloritação. O objetivo é o subsídio da análise da possibilidade de atendimento a tal resolução, considerando-se as reduções de concentração que os diversos tratamentos proporcionam e as substâncias adicionadas e formadas mediante reações paralelas com os constituintes do efluente em seus diversos estágios.

Tabela 3.7: Limites de Características Estabelecidas Pela Resolução N° 357 do CONAMA, Associados aos Sistemas de Lagoas de Estabilização.

Característica		Concentração Limite											
		Águas doces				Águas salinas			Águas salobras				
		1	2	3	4	1	2	3	1	2	3		
DBO 5 dias a 20°C (mg/L)		3,0	5,0	10,0	-								
Carbono Org. Total (mgC/L)		-				3,0	5,0	10,0	3,0	5,0	10,0		
Oxigênio Dissolvido (mg/L)		6,0	5,0	4,0	2,0	6,0	5,0	4,0	5,0	4,0	3,0		
Turbidez (UNT)		40	100		-								
Cor verdadeira (mgPt/L)		-	75		-								
pH		6,0 a 9,0				6,5 a 8,5 ^(a)							5 a 9
Clorofila <i>a</i> (µg/L)		10	30	60	-								
Densidade de cianobactérias	cel/mL	2.10 ⁴	5.10 ₄	10 ^{5(b)}	-								
	mm ³ /L	2	5	10 ^(b)	-								
SDT (mg/L)		500				-							
Alumínio dissolvido (mgAl/L)		0,1		0,2	-	1,5		-	0,1		-		
Cloro residual total (mgCl/L)		0,01			-	0,01	0,019	-	0,01	0,019	-		
Ferro dissolvido (mgFe/L)		0,3		5,0	-	0,3		-	0,3		-		
Fósforo Total (mgP/L)	Ambiente lântico	0,02	0,03	0,05	-	0,062	0,093	-	0,124	0,186	-		
	Amb. transição	0,025	0,05	0,075	-						-		
	Ambiente lótico	0,100		0,15	-						-		
Polifosfatos (mgP/L) (c)		-				-	0,031	0,0465	-	0,062	0,093	-	
Nitrogênio Amoniacal Total	pH ≤ 7,5	3,7		13,3	-	0,4	0,7	-	0,40	0,7	-		
	7,5 < pH ≤ 8,0	2,0		5,6							-		
	8,0 < pH ≤ 8,5	1,0		2,2							-		
	pH > 8,5	0,5		1,0							-		
Nitrito (mgN/L)		1,0				-	0,07	0,2	-	0,07	0,2	-	
Nitrato (mgN/L)		10,0				-	0,4	0,7	-	0,40	0,7	-	
Sulfato total (mgSO ₄ /L)		250				-							
Sulfeto (H ₂ S) (mgS/L)		0,002		0,3	-	0,002		-	0,002		-		
Surfactantes (mgLAS/L)		0,5	-										

(a) Não devendo haver uma mudança do pH natural maior do que 0,2 unidade.

(b) Cianobactérias para dessedentação de animais: os valores de densidade não deverão exceder 5.10⁴ cel/ml, ou 5mm³/L.

(c) Determinados pela diferença entre fósforo ácido hidrolisável total e fósforo reativo total

Na Tabela 3.8 são apresentados os padrões de emissão de efluentes em águas naturais, estabelecidos também pela Resolução N° 357 do CONAMA e que possam ter implicações com os efluentes de lagoas, pós-tratados ou não.

Tabela 3.8: Padrões de Emissão Estabelecidos pela Resolução N° 357 do CONAMA, Associados aos Sistemas de Lagoas de Estabilização com Pós-Tratamento.

Característica	Padrão de Emissão
pH	5,0 a 9,0
Materiais Sedimentáveis	1,0 mL/L
Ferro Dissolvido	15,0 mg/L Fe
Nitrogênio Amoniacal Total	20,0 mg/L N
Sulfeto	1,0 mg/L S

Destaque-se inicialmente a limitação para nitrogênio amoniacal que remete à impossibilidade prática do lançamento de efluentes de lagoas facultativas em condições normais de projeto, mesmo pós-tratados por processo físico-químico à base de coagulação e floculação estudado neste trabalho.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Considerações iniciais

O desenvolvimento deste trabalho foi dividido em duas fases, a primeira em escala de laboratório e a segunda em escala piloto, conforme descrito nas Tabelas 4.1 e 4.2.

Na primeira fase, os testes foram realizados em escala de laboratório, tendo como variáveis do processo:

- Tipo de processo de tratamento: Jarteste e Flotatestes;
- Tipo de amostra: Efluente de Lagoa Anaeróbia e Efluente de Lagoa Facultativa;
- Tipo de coagulante: Sulfato de Alumínio e Cloreto Férrico;
- Dosagem dos coagulantes.

Os parâmetros fixados para a realização dos testes estão descritos nas Tabelas 4.3 e 4.4.

Na segunda fase os mesmos testes foram feitos no campo experimental em escala piloto utilizando os processos de coagulação/floculação e a separação sólido-líquido através de dois processos distintos:

- Sedimentação através de decantador lamelar e
- Flotação através de flotador por ar dissolvido.

Tabela 4.1: Ensaios em escala de laboratório

1º FASE			
Etapa	Efluente	Separação Sólido-líquido	Dosagem de Coagulante
1	Lagoa Facultativa	Jarteste	20 - 30 - 40 - 50 - 60 mg Fe/L
		Flotatestes	20 - 25 - 30 - 35 - 40 mg Fe/L
		Jarteste	12 - 16 - 20 - 24 - 28 mg Al/L
		Flotatestes	8 - 12 - 16 - 20 - 24 mg Al/L
2	Lagoa Anaeróbia	Jarteste	20 - 30 - 40 - 50 - 60 mg Fe/L
		Flotatestes	20 - 25 - 30 - 35 - 40 mg Fe/L
		Jarteste	12 - 16 - 20 - 24 - 28 mg Al/L
		Flotatestes	8 - 12 - 16 - 20 - 24 mg Al/L

Tabela 4.2: Testes iniciais em escala piloto

2º FASE			
Etapa	Efluente	Separação Sólido-líquido	Dosagem de Coagulante
1	Lagoa Facultativa	Sedimentação	40 - 50 - 60 mg Fe/L
		Flotação	30 - 40 - 50 mg Fe/L
		Sedimentação	20 - 24 - 28 mg Al/L
		Flotação	20 - 24 - 28 mg Al/L
2	Lagoa Anaeróbia	Sedimentação	20 - 30 - 40 mg Fe/L
		Flotação	20 - 30 - 40 mg Fe/L
		Sedimentação	20 - 24 - 28 mg Al/L
		Flotação	20 - 24 - 28 mg Al/L

* Foi escolhida apenas a melhor dosagem para fazer repetições do ensaio

Tabela 4.3: Parâmetros fixos de operação dos sistemas em escala de laboratório

Processo	Gradiente de velocidade (G)	Tempo	Pressão de saturação	Recirculação
Coagulação	910 s ⁻¹	1,5 min	-	-
Floculação	32 s ⁻¹	15 min	-	-
Sedimentação	-	3,5 min	-	-
Flotação	-	2,5 min	-	25%
Saturação	-	30 min	6 bar	-

Tabela 4.4: Parâmetros fixos de operação dos sistemas em escala piloto

Processo	Gradiente de velocidade (G)	Tempo	Vazão	Pressão de saturação	Recirculação
Coagulação	1000 s ⁻¹	1,5 min	200 L/h	-	-
Floculação	60 - 45 - 30 s ⁻¹	20 min	200 L/h	-	-
Sedimentação	-	16 min	200 L/h	-	-
Flotação	-	24 min	250 L/h	-	25%
Saturação	-	30 min *	50 L/h	5 bar	-

* A Câmara de Saturação esta super-dimensionado devido a um erro de projeto.

4.2 Descrição da Estação de Tratamento de Esgoto de Lins-SP

A cidade possui, hoje, aproximadamente 70.000 habitantes, 99,5% da população é atendida pelo sistema de coleta e 100% deste esgoto recebe tratamento de esgoto, resultando em uma vazão média de 12.000 m³ de esgoto por dia. O esgoto é coletado e levado para as estações elevatórias, onde é recalcado através de moto-bombas para a Estação de Tratamento. O tratamento é feito através Lagoas de estabilização pelo Sistema Australiano, Lagoa Anaeróbia seguida de Lagoa Facultativa.

O esgoto ao chegar à Estação é submetido a um tratamento preliminar, constituído por gradeamento seguido de uma unidade de desarenação de limpeza manual e medição de vazão através de Calha Parshall. Na sequência a vazão é dividida em três partes iguais que alimentam os três conjuntos em paralelo de lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa. O efluente das lagoas facultativas é lançado diretamente no corpo receptor, o Rio Campestre.

O campo experimental foi instalado na Estação de Tratamento de Esgoto e é alimentado pelos efluentes do primeiro conjunto de lagoas (anaeróbia + facultativa).

Um esquema e uma foto aérea da ETE de Lins estão respectivamente ilustrados nas Figuras 4.1 e 4.2.

Figura 4.1: Esquema da ETE de Lins

Figura 4.2: Foto aérea da ETE de Lins

A Tabela 4.5 contém o detalhamento das condições operacionais da ETE de Lins-SP.

Tabela 4.5: Dados de Projeto do Sistema de Lagoas de Estabilização de Lins/SP.
Fonte: SABESP, 1997

Dados de Projeto	Lagoa anaeróbia	Lagoa Facultativa
População atendida (habitantes)	67.000	67.000
Vazão média de esgoto (m ³ /dia)	12.000	12.000
Carga de DBO (kg/dia)	3.012	1.506
Comprimento (m)	106,25	404,75
Largura (m)	64,25	77,75
Área superficial da lagoa (m ²)	6.826,6	31.469,3
Área superficial total (m ²)	20.479,68	94.407,9
Taxa de aplicação superficial de DBO (kg/ha.d)	1.470,7	159,5 (*)
Profundidade útil (m)	4,1	1,9
Inclinação dos taludes (V:H)	1:1	1:1
Volume útil por lagoa (m ³)	23.227,0	55.528,87
Volume útil total (m ³)	69.681,1	166.586,6
Tempo de retenção hidráulica (dias)	5,8	13,9
Taxa de aplicação volumétrica de DBO (kg/m ³ .d)	0,043	0,009 (*)

(*) Considerada a eficiência de 50% na remoção de DBO pelas lagoas anaeróbias.

4.3 Descrição dos equipamentos de Jarteste e Flotatestes

Os ensaios em escala de laboratório de coagulação / floculação / Sedimentação e coagulação / floculação / Flotação foram realizados no Laboratório Didático de Química da Unilins. As Figuras 4.3 ilustram o equipamento.

O equipamento de Jarteste é composto por jarros de acrílico de 2 litros, agitadores que permitem o controle de velocidade, pás e hastes de agitação em aço inox. O equipamento de Flotatestes possui jarros de acrílico de 2 litros com uma pequena abertura na parte inferior do jarro para a entrada de água saturada de ar, câmara de saturação de ar com manômetro, válvula de segurança e válvula reguladora de pressão, compressor de ar, e o dispositivo de agitação é idêntico ao do Jarteste.

Figura 4.3: Jarteste marca Nova Ética modelo 218LBD-03 da Unilins

4.4 Descrição das Instalações do campo experimental

A ETE piloto foi instalada no campo experimental localizado na ETE de Lins e tem a opção de receber tanto o efluente da lagoa facultativa quanto da lagoa anaeróbia.

A estação piloto possui um sistema de coagulação, floculação e sedimentação através de um decantador lamelar, já utilizada em trabalhos anteriores. Foi construído um sistema de Flotação por ar dissolvido e de desinfecção utilizando um tanque de contato de cloro. Estes processos de pós-tratamento foram projetados para atender uma vazão de 200 L/h.

4.4.1 Unidades de coagulação e floculação

O sistema de coagulação e floculação é composto por um tanque de mistura rápida e um tanque de mistura lenta (Figura 4.4 e 4.5). Estas unidades fazem parte do sistema de pós-tratamento coagulação/floculação/sedimentação, já utilizado em outras

pesquisas, e estes também são utilizados em conjunto com o sistema de Flotação por ar dissolvido.

- Tanque de mistura rápida

O processo de coagulação ocorre em um tanque de acrílico, com dimensões de 0,25m de altura, 0,18m de largura e 0,18m de comprimento, totalizando um volume de 8,75 litros, sendo 6 litros de volume útil. O coagulante é adicionado neste tanque através de uma bomba dosadora da marca EMEC modelo FCO 230 VAC. A mistura do coagulante e do afluente é realizada por um agitador, tipo turbina, com haste e duas pás de aço inox, acoplado a um dispositivo que permite o controle da velocidade de agitação.

O efluente deste tanque é encaminhado por gravidade para o tanque de mistura lenta através de mangueira cristal de 25 mm.

- Tanque de mistura Lenta

Nesta unidade ocorre o processo de floculação. O tanque, também de acrílico, que possui aproximadamente 100 litros de volume total, sendo 75 litros de volume útil. As dimensões totais são as seguintes: 0,45m de altura, 0,25m de largura e 0,90m de comprimento. Esta unidade é dividida em três câmaras através de placas divisórias com uma abertura retangular de 0,10 m de altura e 0,08 de largura na lateral inferior da primeira placa e na lateral superior da segunda placa, que permite a comunicação entre uma câmara e outra. A agitação da mistura em cada câmara é feita por agitadores semelhantes ao da unidade de mistura rápida.

O efluente do tanque de mistura lenta segue por gravidade para a unidade de separação sólido-líquido.

Figura 4.4: Unidade de coagulação/floculação

Figura 4.5: Croqui da unidade de coagulação/floculação

4.4.2 Unidade de separação sólido-líquido

Neste trabalho foram testados dois processos diferentes de separação sólido-líquido um deles é a Sedimentação através de um decantador lamelar e o outro a Flotação

por ar dissolvido. O sistema de coagulação e floculação utilizado é o mesmo para os dois processos.

- Decantador lamelar

Esta unidade assim como as demais foi construída em acrílico. A entrada do líquido é feita através de um tubo e cotovelo de PVC 25 mm que se prolonga da extremidade lateral até o centro do poço de lodo. O tanque possui nove divisões internas para a passagem do líquido, através de oito placas paralelas inclinadas, formando um ângulo do 60° com a horizontal, e distantes entre si de 3,5 cm, por onde o líquido escoar em fluxo ascendente, sendo finalmente, coletado na parte superior do decantador, através de uma canaleta. O volume total desta unidade é de 60 litros e o volume útil de 54 litros. Possui dimensões de 1,0m de altura, 0,17m de largura e 0,35m de comprimento.

Na parte superior do tanque, existem duas saídas onde foram instalados dois registros seguidos de mangueira cristal de 25 mm para coleta de amostras. O descarte do lodo é feito através de uma saída no fundo do poço de lodo. Esta unidade está ilustrada na Figura 4.6 e 4.7.

Figura 4.6: Unidade piloto de sedimentação acelerada

Figura 4.7: Croqui da unidade piloto sedimentação acelerada

- Flotação por ar dissolvido

O Flotador é composto por um tanque de acrílico com dimensões de 0,55 m de altura, 0,25 m de largura e 1,0 m de comprimento. O volume total é de 137,5 litros, sendo 125 litros de volume útil. As dimensões do compartimento destinado ao lodo são 0,20 m de largura, 0,25 m de comprimento e 0,28 m de altura, tendo um volume útil de aproximadamente 9 litros.

Possui uma câmara de saturação de ar também de acrílico, com diâmetro de 200 mm e 1,50 de altura, alimentada com água limpa ou retorno do efluente do Flotador através de uma bomba centrífuga de 2 cv de potência e um compressor de ar cuja vazão que mantém a pressão de 5 bar na câmara de saturação. A entrada de água é feita pela parte superior da câmara de saturação através de um tubo de PVC ½". A entrada de ar e saída do líquido saturado são feitas na parte inferior da câmara, com tubos de polipropileno de ¼" e PVC ½", respectivamente, e a vazão de ar é regulada por uma válvula reguladora de pressão e a vazão do líquido saturado é regulada por um rotâmetro e é mantida em 50 L/h (razão de recirculação 25%). A entrada de água na câmara é controlada através de um temporizador que mantém a bomba ligada durante 3 minuto e desligada por 6 minutos, aproximadamente. A aeração é contínua, para isso há uma válvula de segurança na parte superior da câmara que fica levemente aberta para saída de ar. Mas a vazão de ar não foi controlada neste experimento.

Este sistema de pós-tratamento está ilustrado nas Figuras 4.8, 4.9 e 4.10. Os parâmetros de dimensionamento utilizados para projetar cada unidade do Flotador estão no Anexo 1.

Figura 4.8: Tanque de flotação por ar dissolvido

Figura 4.9: Câmara de saturação de ar

Figura 4.10: Croqui da unidade piloto de floculação por ar dissolvido

4.5 Ensaios em escala de Laboratório (FASE 1)

A coleta das amostras para esta etapa do experimento foi do tipo simples. Os pontos de coleta foram os seguintes:

- Esgoto Bruto coletado na Calha Parshall;
- Efluente da Lagoa Anaeróbia coletado na saída da lagoa;
- Efluente da Lagoa Facultativa coletado na saída da lagoa.

No laboratório as amostras da Lagoa Anaeróbia e Lagoa Facultativa foram submetidas aos ensaios em Jarteste e Flotatestes a fim de avaliar a eficiência de cada um dos processos variando a dosagem de coagulantes nos processos físico-químicos.

Os tipos de coagulantes utilizados neste experimento foram Sulfato de Alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$) e Cloreto Férrico ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$).

É importante salientar que a referencia a mg/L para dosagem do coagulante neste trabalho será dada em mg Fe/L e mg Al/L. Os cálculos feitos para a transformação de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ e $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, que foram utilizados no teste em escala de laboratório, para Al e Fe e a transformação de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$ e FeCl_3 , que foram utilizados nos testes em escala piloto, também para Al e Fé, estão no Anexo B e um resumo destes cálculos nas Tabelas 4.6 e 4.7.

Tabela 4.6: Quantidade de Alumínio no Sulfato de Alumínio

mg Al/L	mg $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3/\text{L}$	mg $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}/\text{L}$	mg $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}/\text{L}$
12	76,1	132,2	148,1
16	101,5	176,2	197,5
20	126,8	220,3	246,9
24	152,2	264,3	296,3
28	177,6	308,4	345,7

Tabela 4.7: Quantidade de Ferro no Cloreto Férrico

mg Fe/L	mg FeCl_3/L	mg $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}/\text{L}$
20	58,1	96,8
30	87,1	145,2
40	116,2	193,6
50	145,2	242,0
60	174,3	290,4

4.5.1 Ensaios em Jarteste

Foram realizados ensaios em Jarteste com efluentes das Lagoas Anaeróbia e Facultativa, com o objetivo de verificar a eficiência do processo de decantação quanto à remoção turbidez, fósforo total e matéria orgânica utilizando diferentes dosagens dos coagulantes. E para determinar uma faixa de dosagem deste coagulante nos ensaios em escala piloto.

Sendo assim as dosagens de Cloreto Férrico testadas em Jarteste foram de 20 à 60 mg Fe/L e de 12 à 28 mg Al/L, tanto para o efluente da Lagoa Anaeróbia como para o da Facultativa. Foram fixados em 1,5 min e 300 rpm o tempo e velocidade de

rotação da mistura rápida e em 15 min e 30 rpm para a mistura lenta. O tempo de sedimentação foi de 3,5 min após a estabilização do movimento rotacional no líquido proveniente da fase de floculação. Este tempo de sedimentação foi calculado considerando uma velocidade de sedimentação de 2 cm/min.

4.5.2 Ensaios em Flotateste

Os testes de Flotação em escala de laboratório foram feitos visando determinar uma faixa de dosagem dos coagulantes para ser estudada em escala piloto. Foram realizados ensaios em Flotateste com efluentes das Lagoas Anaeróbia e Facultativa. Estes ensaios foram feitos com o mesmo objetivo que os ensaios de Jarteste a fim de compará-los.

Determinou-se as dosagens de 20 à 45 mg Fe/L e 12 à 24 mg Al/L, tanto para o efluente da Lagoa Anaeróbia como para o da Facultativa. Para isso fixou-se a pressão de saturação em 6 bar, a recirculação de água saturada em 25%, e o tempo e velocidade de agitação foram iguais ao ensaio em Jarteste. O tempo de flotação foi de 1,5 min que corresponde a uma velocidade de flotação de 8 cm/min.

4.6 Ensaios no campo experimental (FASE 2)

Antes de iniciar as atividades nas instalações piloto de sedimentação e flotação, foram feitos testes iniciais com as três melhores dosagens obtidas nos ensaios em escala de laboratório.

Dentre as três dosagens testadas em escala piloto foi selecionada a melhor para fazer seis repetições, em dias diferentes, a fim de validar estatisticamente os resultados. As amostras foram coletadas após seis horas de funcionamento da estação piloto. Para o melhor desenvolvimento do trabalho esta etapa foi dividida em oito baterias, sendo quatro para o efluente da Lagoa Facultativa e quatro para o efluente da Lagoa Anaeróbia:

Lagoa Facultativa:

1. Testes de Sedimentação com Cloreto Férrico;
2. Testes de Flotação com Cloreto Férrico ;
3. Testes de Sedimentação com Sulfato de Alumínio;
4. Testes de Flotação com Sulfato de Alumínio;

Lagoa Anaeróbia:

5. Testes de Sedimentação com Cloreto Férrico;
6. Testes de Flotação com Cloreto Férrico;
7. Testes de Sedimentação com Sulfato de Alumínio;
8. Testes de Flotação com Sulfato de Alumínio;

Para estabelecer a dosagem da bomba dosadora determinou-se a quantidade de Ferro na solução de Cloreto Férrico comercial e de Alumínio na solução de Sulfato de Alumínio comercial. Os resultados foram 152 g Fe/L e 50,4 mg Al/L. Os cálculos feitos para obter as condições operacionais estão no Anexo C.

4.7 Análise físico-química e biológica das amostras

As análises físico-químicas foram feitas em dois laboratórios diferentes, o Laboratório de Saneamento da Poli-USP, ICB-USP e no LACI-Unilins.

Estes parâmetros, descritos abaixo, foram determinados tanto para as amostras da primeira fase do experimento, em laboratório, quanto para a segunda fase, no campo experimental.

4.7.1 Amostras de Esgoto Bruto, Efluente da Lagoa Anaeróbia e Efluente da Lagoa Facultativa.

Os efluentes da Lagoa Facultativa, da Anaeróbia e o Esgoto Bruto foram submetidos a uma série de análises, coletando-se amostras simples para as determinações de:

- pH, semanalmente;
- Demanda Bioquímica de Oxigênio, DBO_{5,20} total, mensalmente;
- Demanda Química de Oxigênio, DQO total, semanalmente;
- Nitrogênio Total Kjeldhal, semanalmente;
- Nitrogênio Amoniacal, semanalmente;
- Fósforo total, semanalmente;
- Sólidos totais, fixos e voláteis, semanalmente;
- Sólidos em suspensão totais, fixos e voláteis, semanalmente;
- Coliformes Totais e Termotolerantes, semanalmente;
- Protozoários (*Cryptosporidium sp* e *Giardia sp*), mensalmente;
- *Bacteriófagos F específico* e *Bacteriófagos Colifagos somáticos*, mensalmente;
- *Clostridium perfringens*, mensalmente;
- *Enterococos*, mensalmente;
- Helmintos, mensalmente;

Para o efluente da Lagoa Facultativa foi necessário determinar também os seguintes parâmetros:

- Demanda Bioquímica de Oxigênio, DBO_{5,20} solúvel, semanalmente;
- Demanda Química de Oxigênio, DQO solúvel, semanalmente;
- Fósforo solúvel, semanalmente;
- Sódio (Na), semanalmente;
- Potássio (K), semanalmente;
- Algas, mensalmente;
- Clorofila a, mensalmente;

4.7.2 Amostras do Processo Físico-químico

Todas as amostras geradas nos processos físico-químicos, tanto sedimentação como Flotação, foram submetidas às determinações de:

- pH;
- Alcalinidade;
- Turbidez;
- Demanda Bioquímica de Oxigênio, DBO_{5,20} total, mensalmente;
- Demanda Química de Oxigênio;
- Nitrogênio Total Kjeldhal;
- Nitrogênio Amoniacal;
- Fósforo total e solúvel;
- Clorofila a;
- Sólidos totais, fixos e voláteis;
- Sólidos em suspensão totais, fixos e voláteis;
- Alumínio ou Ferro de acordo com o coagulante utilizado no processo;
- Coliformes Totais e Termotolerantes;
- Protozoários (*Cryptosporidium sp* e *Giardia sp*), mensalmente;
- *Bacteriófagos F específico* e *Bacteriófagos Colifagos somáticos*, mensalmente;
- *Clostridium perfringens*, mensalmente;
- *Enterococos*, mensalmente;
- Helmintos, mensalmente;
- Algas, mensalmente;

O Lodo formado em cada um dos processos físico-químicos também foi analisado através dos seguintes parâmetros:

- Sólidos totais, fixos e voláteis;
- Produção em massa;
- Produção em volume;
- Alumínio ou Ferro de acordo com o coagulante utilizado no processo.

4.7.3 Metodologias utilizadas

Os parâmetros foram determinados de acordo com o Standard Methods for Examination Water and Wastewater - AWWA, 20 th edition, 2000, United States Environmental Protection Agency e Normas Técnicas da CETESB através das metodologias descritas na Tabela 4.8.

Tabela 4.8: Metodologias utilizadas para determinação de cada parâmetro

PARÂMETRO	METODOLOGIA	DESCRIÇÃO
pH	4500 – H+ B Standard Methods	Método eletrométrico. pH metro da
Alcalinidade	2320 B Standard Methods	Método titulométrico através da adição de Ácido Sulfúrico 0,02N
Turbidez	2130 B Standard Methods	Leitura em Turbidímetro portátil modelo 2100P da Hach
DBO ₅ e DBO ₅ filtrada	5200 B Standard Methods	Diluição e incubação por 5 dias a 20°C, com determinação dos níveis iniciais e finais de oxigênio através do método da Azida modificado
DQO e DQO filtrada	5220 D Standard Methods	Método do refluxo fechado. Digestão com dicromato de potássio em meio ácido e leitura em espectrofotômetro Aquamate da MERCK
P total e P-PO ₄	4500P – B Standard Methods	Digestão em meio ácido, colorimetria através do reagente de combinado (Ácido Ascórbico) e leitura em espectrofotômetro Aquamate da MERCK
NKT	4500 - N _{org} Standard Methods	Digestão química da amostra e titulação da amônia destilada com Ácido Sulfúrico 0,02N
N-NH ₃	4500 – N-NH ₃ E Standard Methods	Destilação da amostra tamponada a um pH 9,5, na qual o destilado é coletado em uma solução de ácido bórico e em seguida titulado com Ácido Sulfúrico 0,02N
Clorofila A e Feofitina	10200 H Standard Methods	Filtração a vácuo da amostra, extração da clorofila através da adição de Acetona + MgCO ₃ e leitura em espectrofotômetro Aquamate da MERCK
ST	2540 B Standard Methods	Método gravimétrico. Secagem em estufa a 105 °C
SST	2540 D Standard Methods	Método gravimétrico. Filtração a vácuo em membrana GFC 1,2 µm e secagem em estufa a 105 °C
SF, SV, SSF	2540 E	Calcinação em forno mufla a 550 °C

e SSV	Standard Methods	
Alumínio	3500 – Al B Standard Methods	Digestão química e leitura em espectrofotômetro de absorção atômica
Ferro	3500 – Fe B Standard Methods	Digestão química e leitura em espectrofotômetro de absorção atômica
Coliformes Totais e Termotolerantes		
Protozoários	1623 USEPA IMS/IFA	Método de determinação por filtração
<i>Bacteriófagos F específico</i>	Norma Técnica L5.233	Método quantitativo em amostras de água e esgoto
<i>Bacteriófagos Colifagos somáticos</i>	Norma Técnica L5.225	Determinação de colifagos em amostras de água
<i>Clostridium perfringens</i>	Norma Técnica L5.213	Técnica dos tubos múltiplos/NMP
<i>Enterococos</i>	Norma Técnica L5.212	Técnica de membrana filtrante
Helmintos		
Algas		

5 RESULTADOS

5.1 Monitoramento das lagoas

Semanalmente foram coletadas amostras simples do Esgoto bruto, Saída da Lagoa Anaeróbia e Saída da Lagoa Facultativa, cujos resultados das análises estão nas tabelas do Anexo D. A Tabela 5.1 apresenta os resultados e parâmetros estatísticos do pH das respectivas amostras.

Tabela 5.1: Índices estatísticos dos resultados de pH

Amostra	pH		
	Esgoto bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Facultativa
Média	7,2	7,2	7,8
D Padrão	0,28	0,27	0,36
Coef. Var.	0,04	0,04	0,05
Máx.	7,9	7,9	8,4
Mín.	6,8	6,7	7,2

Os resultados de pH obtidos no monitoramento das lagoas estão ilustrados na Figura 5.1.

Figura 5.1: pH – Monitoramento das lagoas

A média do pH para o Esgoto bruto e efluente da Lagoa Anaeróbia foi de 7,2. Já o efluente da Lagoa Facultativa apresentou pH mais elevado, em média 7,8, isso ocorre devido ao consumo de CO_2 pelas algas durante a fotossíntese, ou seja, tende a ocorrer a conversão do íon bicarbonato (HCO_3^-) a OH^- elevando assim o pH no final do processo.

Na Tabela 5.2 e Figura 5.2 estão apresentados os resultados de Fósforo Total das amostras de esgoto bruto, efluente da lagoa anaeróbia e efluente da lagoa facultativa.

Tabela 5.2: Índices estatísticos das concentrações de Fósforo Total

P total (mg/L)				
Amostra	Esgoto bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Facultativa	L. Facultativa filtrada
Média	13,1	7,0	7,0	5,4
D Padrão	6,44	1,71	1,77	1,94
Coef. Var.	0,49	0,25	0,25	0,36
Máx.	25,8	12,2	10,2	9,5
Mín.	5,2	4,0	3,1	1,6
Eficiência		46,8%	46,8%

Figura 5.2: Fósforo total (mg P/L) – Monitoramento das lagoas

Quando se trata de remoção de fósforo sabe-se que os sistemas de lagoas de estabilização não são os mais indicados. Como pode ser observados nos resultados de fósforo não há uma remoção significativa do mesmo tendo ainda no efluente final uma média de 7 mg P/L remanescente. Quando é feita análise do efluente filtrado o resultado atinge uma média de 5,4 mg P/L, provavelmente este 1,6 mg P/L corresponde ao fósforo orgânico incorporado nas algas.

Os resultados da concentração de fósforo do efluente bruto apresentam maior desvio padrão, isso ocorre devido à variação do efluente de chegada na Estação de Tratamento. A vazão não é constante, pois o efluente é proveniente de uma estação elevatória e as bombas são ligadas e desligadas varias vezes ao dia. Além da variação da concentração do esgoto ao longo do dia devido ao uso de água pela população.

Os índices estatísticos dos resultados de DBO estão na Tabela 5.3 e também estão ilustrados na Figura 5.3.

Tabela 5.3: Índices estatísticos das concentrações de DBO

DBO (mg O₂/L)				
Amostra	Esgoto bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Facultativa	L. Facultativa filtrada
Média	201	66	55	37
D Padrão	86,34	29,98	17,61	16,81
Coef. Var.	0,43	0,45	0,32	0,45
Máx.	420,0	133,0	90,0	85,0
Mín.	54,0	9,0	28,0	11,0
Eficiência		67,2%	72,9%

Figura 5.3: DBO (mg O₂/L) – Monitoramento das lagoas

Na Tabela 5.4 e Figura 5.4 estão os resultados de DQO do monitoramento da ETE de Lins.

Tabela 5.4: Índices estatísticos das concentrações de DQO

DQO (mg O ₂ /L)				
Amostra	Esgoto bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Facultativa	L. Facultativa filtrada
Média	616	207	169	120
D Padrão	219,67	88,33	54,65	60,19
Coef. Var.	0,36	0,43	0,32	0,50
Máx.	890,0	340,0	267,0	277,0
Mín.	180,0	30,0	87,0	40,0
Eficiência		66,5%	72,5%

Figura 5.4: DQO (mg O₂/L) – Monitoramento das lagoas

Uma quantidade considerável de matéria orgânica, 67% de remoção de DBO e DQO, é removida na lagoa anaeróbia. Já na lagoa facultativa observa-se que em média há um aumento na remoção, para 73% atingindo 55 mg O₂/L de DBO e 169 mg O₂/L de DQO, mas casualmente os resultados de DBO e DQO podem ser maiores no efluente da lagoa facultativa do que no efluente da lagoa anaeróbia, isto ocorre devido ao desenvolvimento de algas na lagoa facultativa que também contribui na demanda de oxigênio. Esta influência pode ser percebida quando se realiza a análise da amostra filtrada, onde foi possível atingir uma DBO_{5,20} média de 37 mg O₂/L e DQO de 120 mg O₂/L.

Os resultados de Nitrogênio Total Kjeldhal estão apresentados na Tabela 5.5 e ilustrado na Figura 5.5.

Tabela 5.5: Índices estatísticos das concentrações de Nitrogênio Total Kjeldhal

NKT (mg/L)			
Amostra	Esgoto bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Facultativa
Média	50,5	42,6	32,9
D Padrão	20,23	4,62	4,23
Coef. Var.	0,40	0,11	0,13
Máx.	95,2	51,2	44,2
Mín.	26,1	30,2	25,2
Eficiência		15,6%	34,8%

Figura 5.5: Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L) – Monitoramento das lagoas

A Tabela 5.6 contém os índices estatísticos das concentrações de Nitrogênio amoniacal, sendo os mesmos ilustrados em forma de gráfico na Figura 5.6.

Tabela 5.6: Índices estatísticos das concentrações de Nitrogênio Amoniacal

N-NH ₃ (mg/L)			
Amostra	Esgoto bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Facultativa
Média	44,3	37,9	27,9
D Padrão	18,39	5,53	2,91
Coef. Var.	0,42	0,15	0,10
Máx.	75,3	45,6	33,0
Mín.	20,5	26,9	21,5
Eficiência		14,3%	37,1%

Figura 5.6: Nitrogênio amoniacal (mg/L) – Monitoramento das lagoas

Assim como o fósforo o nitrogênio também não é removido de forma significativa em sistemas de lagoas de estabilização, a não ser que se tenha uma lagoa terciária com menor profundidade e maior tempo de detenção, o que não é o caso. Pode-se verificar uma remoção muito baixa de NKT e N-NH₃ atingindo uma média ao final do tratamento de 32,9 mg/L e 27,9 mg/L, respectivamente. Não cumprindo com as exigências da Resolução N° 357 do CONAMA, cujo padrão de emissão é de 20 mg/L de Nitrogênio amoniacal.

A Tabela 5.7 e Figura 5.7 apresentam os resultados da concentração de Sólidos em Suspensão Total das amostras de esgoto bruto, efluente da lagoa anaeróbia e efluente da lagoa facultativa.

Tabela 5.7: Índices estatísticos das concentrações de Sólidos em Suspensão Total

SST (mg/L)			
Amostra	Esgoto bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Facultativa
Média	450	184	222
D Padrão	207,44	113,87	146,83
Coef. Var.	0,46	0,62	0,66
Máx.	1135,0	536,0	606,0
Mín.	164,0	45,0	62,0
Eficiência		59,1%	50,7%

Figura 5.7: Sólidos em Suspensão Total (mg/L) – Monitoramento das lagoas

A Tabela 5.8 e Figura 5.8 apresentam os resultados da concentração de Sólidos em Suspensão Volátil do monitoramento das lagoas.

Tabela 5.8: Índices estatísticos das concentrações de Sólidos em Suspensão Volátil

SSV (mg/L)			
Amostra	Esgoto bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Facultativa
Média	306	131	161
D Padrão	192,29	123,49	154,27
Coef. Var.	0,63	0,94	0,96
Máx.	835,0	514,0	552,0
Mín.	13,0	14,0	21,0
Eficiência		57,0%	47,5%

Figura 5.8: Sólidos em suspensão Volátil (mg/L) – Monitoramento das lagoas

Pode-se observar que há um aumento da concentração de SST no efluente da lagoa facultativa com relação à lagoa anaeróbia, este é outro parâmetro que é afetado pela presença de algas no efluente da lagoa facultativa.

Os índices estatísticos das concentrações de Coliformes Termotolerantes estão apresentados na Tabela 5.9 e ilustrados graficamente na Figura 5.9.

Tabela 5.9: Índices estatísticos das concentrações de Coliformes Termotolerantes

Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)			
Amostra	Esgoto bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Facultativa
Média	9,9E+07	2,7E+07	9,0E+05
D Padrão	1,3E+08	6,0E+07	1,2E+06
Coef. Var.	1,34	2,25	1,30
Máx.	4,6E+08	2,4E+08	4,3E+06
Mín.	9,3E+05	2,4E+05	9,3E+01
Eficiência		73,1%	99,1%

Figura 5.9: Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL) – Monitoramento das lagoas

Ao longo do tratamento ocorre uma redução de até duas unidades logarítmicas atingindo valores de Coliformes termotolerantes no final do tratamento de $9,0 \times 10^5$ NMP/100mL.

A Tabela 5.10 e Figura 5.10 apresentam os resultados da concentração de Helmintos do monitoramento das lagoas.

Tabela 5.10: Índices estatísticos das concentrações de Helmintos

Helmintos (ovos/L)			
Amostra	Esgoto bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Facultativa
Média	5,0	5,1	2,4
D Padrão	1,5	4,7	2,8
Coef. Var.	0,30	0,91	1,16
Máx.	8,0	15,0	9,0
Mín.	3,0	1,0	0,0
Eficiência			51,4%

Figura 5.10: Concentração de ovos de Helmintos – Monitoramento das Lagoas

O sistema em questão não apresentou homogeneidade nos resultados da contagem de ovos viáveis de helmintos atingindo uma eficiência média de 51%, tendo como valores máximo e mínimo no efluente da lagoa facultativa, 9 ovos/L e 0 ovo/L, respectivamente.

A Tabela 5.11 e Figura 5.11 apresentam os resultados da concentração de *Giárdia* do monitoramento das lagoas.

Tabela 5.11: Índices estatísticos das concentrações de *Giardia*

<i>Giardia</i> (cistos/L)			
Amostra	Esgoto bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Facultativa
Média	4,6E+02	1,8E+02	3,9E+01
D Padrão	1,9E+02	1,1E+02	4,5E+01
Coef. Var.	0,40	0,64	1,16
Máx.	7,8E+02	3,5E+02	1,6E+02
Mín.	1,5E+02	8,2E+00	2,0E-01
Eficiência		61,8%	91,6%

Figura 5.11: Concentração de *Giardia* – Monitoramento das Lagoas

A Tabela 5.12 e Figura 5.12 apresentam os resultados da concentração de *Cryptosporidium* do monitoramento das lagoas.

Tabela 5.12: Índices estatísticos das concentrações de *Cryptosporidium*

<i>Cryptosporidium</i> (oocistos/L)			
Amostra	Esgoto bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Facultativa
Média	2,0E+02	7,4E+01	1,3E+01
D Padrão	1,7E+02	3,7E+01	1,4E+01
Coef. Var.	0,82	0,50	1,12
Máx.	6,7E+02	1,2E+02	5,3E+01
Mín.	4,4E+01	3,5E+00	2,0E-01
Eficiência		63,5%	93,7%

Figura 5.12: Concentração de Giárdia – Monitoramento das Lagoas

A remoção de protozoários nas lagoas mostrou-se eficiente, atingindo uma redução de 94% de *Cryptosporidium* sp e 92% de *Giardia* sp, porém a contagem destes protozoários no efluente da lagoa facultativa ainda é significativa, em média 13 oocistos/L de *Cryptosporidium* sp e 39 cistos/L de *Giardia* sp.

5.2 Testes em escala de laboratório

Foram feitos testes em escala de laboratório através de Jarteste e Flotatestes utilizando cinco dosagens diferentes de cada coagulante. Com a finalidade de escolher as três dosagens que obtiveram os melhores resultados de remoção de fósforo para então fazer os testes iniciais em escala piloto. A Tabela 5.13 apresenta os resultados dos testes feitos com amostras do efluente da Lagoa Facultativa.

Tabela 5.13: Resultados dos testes em escala de laboratório utilizando amostras do efluente da Lagoa Facultativa

Teste / Data	Coagulante (mg/L)	pH	Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Turbidez (NTU)	DQO (mg/l)	P total (mg/L)
Jar test Fe 06/06/05	0	7,8	343	58	200	5,91
	20	7,2	296	21,0	171	3,70
	30	7,0	268	16,0	144	3,03
	40	6,9	240	10,0	139	2,00
	50	6,7	220	9,6	101	1,45
	60	6,6	204	7,0	70	0,93
Flota test Fe 06/06/05	0	7,8	343	58	200	5,91
	20	7,3	296	18,0	171	5,10
	25	7,2	268	15,0	115	2,66
	30	7,1	240	14,0	102	2,46
	35	7,0	220	11,0	52	2,12
	40	6,9	204	7,0	66	1,75
Jar test Al 17/06/05	0	8,0	344	65	237	4,90
	12,0	7,0	300	22,0	91	1,81
	16,2	6,9	288	13,0	87	1,71
	20,2	6,9	244	10,0	52	0,88
	24,2	6,8	232	7,0	51	0,76
	28,2	6,6	208	5,0	29	0,47
Flota test Al 17/06/05	0	8,0	344	65	237	4,90
	8,0	7,2	276	28,0	119	2,66
	12,0	7,1	260	19,0	82	1,90
	16,2	6,8	248	15,0	56	1,10
	20,2	6,8	216	9,0	52	0,71
	24,2	6,7	196	8,0	36	0,53

Por fim, as dosagens escolhidas foram as seguintes:

- **Jarteste** utilizando **Cloreto Férnico** como coagulante: 40, 50 e 60 mg Fe⁺³/L;
- **Flotatest** utilizando **Cloreto Férnico** como coagulantes: 30, 40 e 50 mg Fe⁺³/L (como as dosagens utilizadas não foram suficientes para atingir valores de P menores que 1 mg P/L optou-se por testar uma dosagem maior);
- **Jarteste** utilizando **Sulfato de Alumínio** como coagulante: 20, 24 e 28 mg Al⁺³/L;
- **Flotatest** utilizando **Sulfato de Alumínio** como coagulante: 20, 24 e 28 mg Al⁺³/L;

A Tabela 5.14 apresenta os resultados de Jartest e Flotatest do efluente da lagoa anaeróbia utilizando Cloreto Férnico.

Tabela 5.14: Resultados dos testes em escala de laboratório utilizando amostras do efluente da Lagoa Anaeróbia

Amostra/ Data	Coagulante (mg/L)	pH	Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Turbidez (NTU)	DQO (mg/l)	P total mg/L
Jar test Fe 17/11/05	0	7,4	364	108	213	10,22
	20	6,9	320	56,2	277	4,48
	30	6,8	296	43,3	179	2,67
	40	6,7	272	23,9	296	2,92
	50	6,6	232	17,4	165	2,29
	60	6,5	216	9,2	255	3,52
Flota test Fe 17/11/05	0	7,4	364	108	213	10,22
	20	7,0	280	38,5	117	3,89
	30	6,8	244	24,7	161	2,87
	40	6,7	224	17,0	173	3,74
	50	6,6	212	9,6	201	2,62
	60	6,5	192	4,4	187	2,66
Jar test Fe 01/12/05	0	7,4	288	83,7	130	6,75
	20	7,1	248	44,3	101	4,44
	30	6,9	220	25,2	127	
	40	6,8	184	12,0	97	2,68
	50	6,5	156	5,7	59	4,50
	60	6,3	136	5,3	74	2,54
Flota test Fe 01/12/05	0	7,4	288	83,7	130	6,75
	20	7,0	192	20,3	118	4,46
	30	6,8	168	8,7	66	4,58
	40	6,7	156	3,6	55	2,87
	50	6,5	140	1,6	77	2,13
	60	6,4	108	1,4	78	2,85
Jar test Fe 12/12/05	0	7,3	364	88,6	264	8,86
	20	7,1	324	50,9	177	5,60
	25	7,0	296	42,4	156	6,88
	30	7,0	280	33,6	164	7,11
	35	6,9	268	28,7	220	5,77
	40	6,9	252	22,5	165	6,17
Flota test Fe 12/12/05	0	7,3	364	88,6	264	8,86
	20	7,2	256	33,8	133	6,15
	25	7,1	252	30,5		6,31
	30	7,0	236	23,9	133	6,62
	35	6,9	224	19,1	145	4,05
	40	6,9	212	13,6	123	4,34

Devido à falta de reprodutividade dos resultados em escala de laboratório, optou-se por partir diretamente para os testes em escala piloto para o efluente da anaeróbia, utilizou-se como ponto de partida as dosagens de 25 mg Fe/L e 20 mg Al/L.

5.3 Testes preliminares em escala piloto

Os testes em escala piloto tiveram como principal objetivo encontrar a dosagem que resultasse nos menores valores de fósforo no efluente do processo físico-químico. Os resultados dos testes feitos com o efluente da Lagoa Facultativa estão na Tabela 5.15.

Tabela 5.15: Resultados dos testes em escala piloto utilizando efluente da Lagoa Facultativa

Processo	Amostra	pH	P _{total} (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	SSF (mg/L)	SSV (mg/L)	Fe ou Al _{efluente} (mg/L)
Sedimentação FeCl ₃	Facultativa	7,9	5,94	251				
	40 mg Fe/L	7,1	1,6	117				1,71
	Facultativa	7,8	5,71	229				
	50 mg Fe/L	7,0	0,99	115				2,20
	Facultativa	7,9	5,91	251				
	60 mg Fe/L	6,7	0,67	116				2,00
Flotação FeCl ₃	Facultativa	8,2	6,92	310	220	100	120	
	30 mg Fe/L	7,8	2,47	198	110	30	80	2,24
	Facultativa	8,2	6,17	289	160	40	120	
	40 mg Fe/L	7,3	1,61	148	100	20	80	2,32
	Facultativa	8,1	6,42	272	280	100	180	
	50 mg Fe/L	7,3	1,06	82	30	10	20	2,52
Sedimentação Al ₂ (SO ₄) ₃	Facultativa	8,0	6,39	210	200	24	176	
	20 mg Al/L	7,3	2,59	145	121	25	96	6,40
	Facultativa	7,7	6,28	200	172	26	146	
	24 mg Al/L	7,0	2,02	80	92	22	70	4,48
	Facultativa	7,7	6,18	230	162	28	134	
	28 mg Al/L	6,8	0,75	41	41	7	34	2,19
Flotação Al ₂ (SO ₄) ₃	Facultativa	8,1	5,03	277	164	18	146	
	20 mg Al/L	7,3	1,36	164	60	11	49	2,12
	Facultativa	8,0	5,06	297	160	26	134	
	24 mg Al/L	6,9	0,9	100	37	7	30	2,98
	Facultativa	7,8	5,25	269	150	22	128	
	28 mg Al/L	6,8	0,74	91	23	3	20	1,75

A fim de validar estatisticamente os resultados obtidos até então se optou por fazer seis repetições das dosagens escolhidas nesta segunda etapa que foram as seguintes:

- Sedimentação com FeCl_3 : 60 mg Fe^{+3}/L
- Flotação com FeCl_3 : 50 mg Fe^{+3}/L
- Sedimentação com $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$: 28 mg Al^{+3}/L
- Flotação com $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$: 24 mg Al^{+3}/L

5.4 Resultados do pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa

Cada ensaio no sistema piloto de fluxo contínuo foi realizado com 06 (seis) repetições, onde foram mantidas iguais todas as condições, exceto a qualidade do efluente da lagoa facultativa sobre a qual não se pode exercer controle. Todos os resultados encontram-se nas tabelas do Anexo E.

Os índices estatísticos obtidos através dos resultados de pH estão na Tabela 5.16. E na Figura 5.13 são lançados em gráfico os resultados de pH.

Tabela 5.16: Resultados de pH - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa

pH					
Amostra	Lagoa Facultativa	Sedimentação 60 mg Fe/L	Flotação 50 mg Fe/L	Sedimentação 28 mg Al/L	Flotação 24 mg Al/L
Média	7,9	6,9	6,9	6,8	6,9
D Padrão	0,21	0,23	0,11	0,13	0,25
Coef. Var.	0,03	0,03	0,02	0,02	0,04
Máx.	8,4	7,3	7,1	6,9	7,4
Mín.	7,6	6,6	6,8	6,5	6,7

Figura 5.13: pH – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa

A Tabela 5.17 apresenta os índices estatísticos referentes aos resultados de alcalinidade. E na Figura 5.14 estão os resultados de alcalinidade total dos efluentes da lagoa facultativa antes e depois do pós-tratamento.

Tabela 5.17: Resultados de Alcalinidade - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa

Amostra	Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)				
	Lagoa Facultativa	Sedimentação 60 mg Fe/L	Flotação 50 mg Fe/L	Sedimentação 28 mg Al/L	Flotação 24 mg Al/L
Média	361,0	226,0	240,0	228,7	209,6
D Padrão	23,51	38,56	28,00	21,22	14,44
Coef. Var.	0,07	0,17	0,12	0,09	0,07
Máx.	400,0	284,0	280,0	264,0	224,0
Mín.	308,0	192,0	204,0	192,0	184,0

Figura 5.14: Alcalinidade (mg CaCO₃/L) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa

Pode ser observado que a adição de dosagens relativamente elevadas de coagulantes químicos, que sofrem hidrólise na água e liberam ácidos minerais, não provocou queda muito acentuada no pH do efluente, que se manteve ligeiramente inferior a 7,0 em todos os casos. A alcalinidade elevada do efluente da lagoa facultativa, que variou aproximadamente na faixa de 300 a 400 mgCaCO₃/L (Tabela 5.17), demonstrou-se suficiente para neutralizar tal ação externa sem redução excessiva do valor de pH, com saldo de cerca de 200 mgCaCO₃/L nos diferentes tipos de tratamentos aplicados. Em estudos semelhantes realizados por KELLER et al. (2006), a redução do pH do efluente da lagoa facultativa foi mais acentuada, aproximando-se a 5,0.

Portanto, com base nos resultados deste estudo, não é esperada a necessidade de ajuste final de pH do efluente pós-tratado, o que representa uma dificuldade a menos para o processo. Apesar dos valores ideais de pH para a precipitação do fósforo encontrado na literatura ser inferiores aos obtidos neste experimento, não foram feitos estudos para verificar se há melhora na remoção de fósforo quando se tem um controle do pH. Isso não foi feito tomando como justificativa a demanda técnica e econômica exigida para tal finalidade.

As Tabelas 5.18 e 5.19 e Figuras 5.15 e 5.16 apresentam respectivamente os resultados de Turbidez e Sólidos em Suspensão Total.

Tabela 5.18: Resultados de Turbidez - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa

Turbidez (UNT)					
Amostra	Lagoa Facultativa	Sedimentação 60 mg Fe/L	Flotação 50 mg Fe/L	Sedimentação 28 mg Al/L	Flotação 24 mg Al/L
Média	134,5	26,3	40,9	15,6	12,2
D Padrão	42,51	4,98	11,42	4,59	2,18
Coef. Var.	0,32	0,19	0,28	0,29	0,18
Máx	207,0	34,5	62,6	21,0	14,2
Mín.	67,0	21,2	26,6	9,8	8,1
Eficiência		80,5%	69,6%	88,4%	90,9%

Figura 5.15: Turbidez (UNT) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa

Tabela 5.19: Resultados de Sólidos em Suspensão Total - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa

SST (mg/L)					
Amostra	Lagoa Facultativa	Sedimentação 60 mg Fe/L	Flotação 50 mg Fe/L	Sedimentação 28 mg Al/L	Flotação 24 mg Al/L
Média	131	78	36	33	18
D Padrão	36,53	17,72	13,72	22,98	8,01
Coef. Var.	0,28	0,23	0,39	0,71	0,44
Máx.	240,0	110,0	61,0	78,0	30,0
Mín.	62,0	60,0	20,0	6,0	8,0
Eficiência		40,3%	72,9%	75,2%	86,1%

Figura 5.16: Sólidos em Suspensão Total (mg/L) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa

Excetuando-se os ensaios com cloreto férrico e sedimentação, a clarificação dos efluentes foi acentuada, com concentrações médias de SST em torno de 30 mg/L ou menos. Paralelamente, a redução de turbidez do efluente foi substancial, com valores abaixo de 20 UNT para o efluente tratado com alumínio e abaixo de 40 UNT quando se empregou o ferro como coagulante. Uma outra preocupação em relação ao emprego do ferro refere-se à elevação da cor do efluente final, o que limita a sua dosagem ou mesmo a sua aplicação. Autores como Odegaard (1995) relataram que o emprego de cloreto férrico foi abandonado em função deste efeito.

Observa-se que o tratamento com sulfato de alumínio foi mais efetivo na remoção de sólidos do que com cloreto férrico. O mesmo pode ser dito com relação à flotação sobre a decantação.

A Tabela 5.20 refere-se aos resultados da concentração de DQO do efluente da lagoa facultativa e do pós-tratamento deste efluente por processos físico-químicos e na Figura 5.17 os mesmos estão apresentados em gráficos “Box-Plot”.

Tabela 5.20: Resultados da concentração de DQO - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa

DQO (mg O ₂ /L)					
Amostra	Lagoa Facultativa	Sedimentação 60 mg Fe/L	Flotação 50 mg Fe/L	Sedimentação 28 mg Al/L	Flotação 24 mg Al/L
Média	219,2	79,2	65,3	62,0	48,4
D Padrão	39,49	19,11	19,73	14,79	14,18
Coef. Var.	0,18	0,24	0,30	0,24	0,29
Máx	301,0	117,0	96,0	90,0	69,0
Mín	154,0	59,0	41,0	48,0	26,0
Eficiência		63,9%	70,2%	71,7%	77,9%

Figura 5.17: DQO (mg O₂/L) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa

A avaliação dos resultados permite observar que o tratamento com alumínio foi mais eficiente em relação ao ferro e que a flotação com ar dissolvido é o melhor sistema de separação de sólidos quando comparado com a decantação acelerada. Com a Flotação utilizando 24 mg Al/L, obteve-se DQO média em torno de 50 mg/L, consistentemente, sem grandes desvios, e levando a valores de DBO_{5,20} na faixa de 20 a 50 mg/L, garantindo o atendimento ao Decreto Estadual N° 8468 com segurança.

Na Tabela 5.21 estão os índices estatísticos referentes à concentração de Fósforo total dos efluentes da lagoa facultativa antes e depois do pós-tratamento.

Tabela 5.21: Resultados da concentração Fósforo Total - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa

Amostra	P total (mg/L)				
	Lagoa Facultativa	Sedimentação 60 mg Fe/L	Flotação 50 mg Fe/L	Sedimentação 28 mg Al/L	Flotação 24 mg Al/L
Média	6,1	0,9	1,1	0,7	1,1
D Padrão	0,72	0,16	0,14	0,30	0,54
Coef. Var.	0,12	0,17	0,13	0,40	0,50
Máx.	6,9	1,1	1,3	1,3	1,8
Mín.	4,1	0,8	0,8	0,3	0,5
Eficiência		84,5%	82,5%	87,8%	81,9%

Na Figura 5.18 são lançados em gráfico do tipo “Box –Plot” os resultados de concentração de fósforo total obtidos nos diversos ensaios.

Figura 5.18: Fósforo Total (mg P/L) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa

A relação Fe/P variou na elevada faixa de 7,8 a 9,4 e a relação Al/P variou na faixa de 3,8 a 4,4. Todos os resultados após o processo físico-químico ficaram próximos a 1 mg P/L, não apresentando diferença significativa entre os resultados considerando o desvio padrão e os valores máximos e mínimos para cada bateria de teste. Porém observa-se que, a dosagem de 28 mg Al/L no efluente da lagoa facultativa e emprego da sedimentação, obteve concentração residual média de 0,7 mg P/L, sendo a eficiência desta bateria ligeiramente superior as outras atingindo 88% de remoção de fósforo. Deve ser lembrado, que a dosagem de 28 mg Al/L corresponde à aplicação de 308 mg/L de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$, que representa importante preocupação

econômica, remetendo ao pensamento de que o tratamento é possível, mas pode ser inviável economicamente. Em função dos preços de mercado, o preço dessa dosagem de sulfato de alumínio é competitivo com o de 50 mg Fe/L, correspondente à 144,9 mg/L de FeCl_3 , que resultou em eficiência de remoção substancialmente menor, com residual médio de fósforo total em torno de 1,0 mg/L.

Decisivamente, o custo da aplicação de cloreto férrico na faixa de R\$ 0,16 / m³ esgoto tratado exige o uso agrícola do efluente da lagoa facultativa, pois, feito isso, esse tratamento só seria aplicado quando não houvesse possibilidade de irrigação. Como este fato ocorre nas ocasiões de chuva, ter-se-ia um fator de garantia a mais, pois se tomando por referência o lançamento em uma água classe 2 da resolução 357 do CONAMA, em ambiente lântico, cuja concentração limite de fósforo é de 0,02 mg P/L, seria necessário um grau de diluição de $0,7 / 0,02 = 35$.

Na Tabela 5.22 estão os índices estatísticos referentes à concentração de Fósforo solúvel dos efluentes da lagoa facultativa antes e depois do pós-tratamento. E na Figura 5.19 os mesmos são lançados em gráfico “Box Plot”.

Tabela 5.22: Resultados da concentração de Fósforo Solúvel - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa

Amostra	P solúvel (mg/L)				
	Lagoa Facultativa	Sedimentação 60 mg Fe/L	Flotação 50 mg Fe/L	Sedimentação 28 mg Al/L	Flotação 24 mg Al/L
Média	2,6	-	0,3	0,6	0,9
D Padrão	1,00	-	0,04	0,09	0,40
Coef. Var.	0,39	-	0,15	0,16	0,46
Máx.	4,7	-	0,3	0,7	1,3
Mín.	1,6	-	0,2	0,4	0,4
Eficiência		-	89,6%	77,9%	66,1%

Figura 5.19: Fósforo Solúvel (mg P/L) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa

Os resultados decorrentes da aplicação de sulfato de alumínio indicam que o fósforo particulado, que constitui a maior fração presente no efluente da lagoa facultativa foi praticamente removido em sua totalidade, demonstrando que a floculação química de macro-moléculas fosforadas é predominante em relação à precipitação química de ortofosfatos de alumínio associada à adsorção aos flocos formados.

Na Tabela 5.23 estão os índices estatísticos referentes à concentração de Nitrogênio Amoniacal dos efluentes da lagoa facultativa antes e depois do pós-tratamento.

Tabela 5.23: Resultados da concentração de Nitrogênio Amoniacal - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa

N-NH ₃ (mg/L)					
Amostra	Lagoa Facultativa	Sedimentação 60 mg Fe/L	Flotação 50 mg Fe/L	Sedimentação 28 mg Al/L	Flotação 24 mg Al/L
Média	29,7	29,1	28,6	30,1	24,7
D. Padrão	2,68	0,72	3,32	0,80	1,14
Coef. Var.	0,09	0,02	0,12	0,03	0,05
Máx.	37,2	30,5	33,3	31,4	26,6
Mín.	25,2	28,3	24,7	29,1	23,2
Eficiência		2,0%	3,9%	-1,1%	16,8%

A Figura 5.20 ilustra os resultados de concentração Nitrogênio amoniacal.

Figura 5.20: Nitrogênio amoniacal (mg/L) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa

A concentração de nitrogênio amoniacal reduziu-se, em média, de 28 para 24 mg N/L, permanecendo acima do padrão de emissão de 20 mg/L estabelecido na Resolução 257/2005 do CONAMA. Estes resultados não serão explorados em vista de que, definitivamente, os estudos não objetivaram a remoção de nitrogênio.

Na Tabela 5.24 estão os índices estatísticos referentes à concentração de Clorofila a dos efluentes da lagoa facultativa antes e depois do pós-tratamento. E a Figura 5.21 ilustra os mesmos resultados.

Tabela 5.24: Resultados da concentração de Clorofila a - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa

Clorofila a (µg/L)					
Amostra	Lagoa Facultativa	Sedimentação 60 mg Fe/L	Flotação 50 mg Fe/L	Sedimentação 28 mg Al/L	Flotação 24 mg Al/L
Média	795,8	-	526,0	213,0	76,8
D Padrão	281,23	-	146,10	123,25	33,89
Coef. Var.	0,35	-	0,28	0,58	0,44
Máx	1460,0	-	720,0	430,0	140,0
Mín	470,0	-	290,0	58,0	40,0
Eficiencia		-	33,9%	73,2%	90,3%

Figura 5.21: Clorofila a ($\mu\text{g/L}$) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa

Conforme observado anteriormente, a concentração elevada de clorofila *a* no efluente da lagoa facultativa constitui obstáculo relevante para a adoção dessa tecnologia de tratamento, face às novas restrições impostas pelo CONAMA. Observa-se que tratamento com 24 mg Al/L e separação de sólidos por flotação foi altamente eficiente na remoção deste constituinte do efluente. Ainda que os resultados médios demonstrem que mesmo com esse pós-tratamento é necessário contar com a diluição sofrida no corpo receptor, o grau necessário é substancialmente menor e a possibilidade de enquadramento torna-se uma realidade bem mais próxima, mesmo para as classes de águas doces mais restritivas.

Nos meses de novembro e dezembro foram realizadas contagens de algas no efluente da lagoa facultativa e do tratamento físico-químico. A eficiência na remoção de algas variou de 21,4% a 95,7%, impedindo qualquer conclusão consistente. Determinações de microcistinas resultaram concentrações inferiores a 1 ppb no efluente da lagoa facultativa.

Na Figura 5.22 são lançados em gráficos “Box-Plots” os dados estatísticos de densidades de Coliformes termotolerantes. E os resultados referentes a este gráfico estão na Tabela 5.25.

Tabela 5.25: Resultados da concentração de Coliformes Termotolerantes - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa

Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)					
Amostra	Lagoa Facultativa	Sedimentação 60 mg Fe/L	Flotação 50 mg Fe/L	Sedimentação 28 mg Al/L	Flotação 24 mg Al/L
Média	2,83E+05	3,16E+03	2,01E+04	3,21E+03	2,40E+02
D Padrão	3,39E+05	9,31E+02	1,71E+04	3,60E+03	0,00E+00
Coef. Var.	1,20	0,29	0,85	1,12	0,00
Máx.	1,1E+06	4,3E+03	4,6E+04	9,3E+03	2,4E+02
Mín.	2,4E+04	2,4E+03	9,3E+02	2,1E+02	2,4E+02

Figura 5.22: Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)– Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa

Observa-se a confirmação, nesta segunda fase dos estudos, da contribuição do processo físico-químico à base de coagulação e floculação na redução da contagem de coliformes no efluente a ser lançado, que pode ser considerada bastante significativa, considerando-se que este processo não objetiva tal efeito. Observe-se que com emprego de 24 mg Al/L na flotação e 28 mg Al/L na sedimentação foi possível atingir densidades abaixo de 10^3 NMP/100 mL, permitindo assim o enquadramento direto em águas classe 3 da Resolução CONAMA 357, sem necessidade de contar com diluição no corpo receptor.

Foram feitas também contagem de ovos de helmintos e protozoários, cujos resultados estão dispostos em tabelas no Anexo G.

A Figura 5.23 ilustra os resultados da contagem de ovos viáveis de helmintos do efluente da lagoa facultativa antes e depois do tratamento físico-químico.

Figura 5.23: Helmintos (ovos/L)–
Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa

Através do pós-tratamento físico-químico verificou-se a eliminação praticamente completa dos ovos viáveis de helmintos quando se utilizou o processo de sedimentação. Na flotação com 24 mg Al/L houve algum problema na coleta da amostra ou durante a análise gerando um resultado incoerente. E a flotação com 50 mg Fe/L que não foi analisada.

Na Figura 5.24 são lançados em gráfico os resultados da contagem de *Giardia* sp do efluente da lagoa facultativa antes e depois do tratamento físico-químico.

Figura 5.24: Giardia (cistos/L)–
Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa

A contagem de giardia sp reduziu-se de 5,0 para 0 cistos/L na sedimentação com 60 mg Fe/L e de 74 para 0 cistos/L quando empregou-se a flotação com 50 mg Fe/L. Já quando o coagulante utilizado foi o Sulfato de Alumínio a contagem de giardia sp reduziu-se de 16,0 para 3,2 cistos/L na flotação com 24 mg Al/L e de 35 para 2,2 cistos/L na sedimentação com 28 mg Al/L.

A Figura 5.25 ilustra os resultados da contagem de *Cryptosporidium* sp do efluente da lagoa facultativa antes e depois do tratamento físico-químico.

Figura 5.25: *Cryptosporidium* sp (oocistos/L)–
Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa

A remoção de protozoários pelo tratamento físico-químico resultou bastante eficiente, tendo-se reduzido a contagem de *Cryptosporidium* sp de 6,0 para 1,6 oocistos/L em ensaio com efluente da lagoa facultativa flotado com 24 mg Al/L, de 17,0 para 1,3 oocistos/L em ensaio de flotação com 50 mg Fe/L e 10,0 para 1,1 oocistos/L em ensaio de sedimentação com 28 mg Al/L. Somente a Sedimentação com ferro não apresentou uma eficiência semelhante devido ao efluente de entrada no dia em que foi realizada a análise ter apresentado baixa concentração de *Cryptosporidium* sp, mas o resultado após a sedimentação com ferro seguiu a média dos outros processos, atingindo 1,7 oocistos/L.

Na Tabela 5.26 e na Figura 5.26 são lançados os dados estatísticos dos residuais de alumínio ou ferro no efluente tratado nos diversos ensaios.

Tabela 5.26: Resultados da concentração de Ferro ou Alumínio Total no efluente do físico-químico - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa

Fe ou Al (mg/L)				
Amostra	Sedimentação 60 mg Fe/L	Flotação 50 mg Fe/L	Sedimentação 28 mg Al/L	Flotação 24 mg Al/L
Média	1,93	1,90	2,76	1,27
D Padrão	0,28	0,36	0,82	0,21
Coef. Var.	0,14	0,19	0,30	0,17
Máx.	2,3	2,3	4,0	1,5
Mín.	1,6	1,4	1,8	0,9

Figura 5.26: Fe^{+3} e Al^{+3} no efluente do processo físico-químico – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa

A Resolução 357 do CONAMA faz referência à concentração de alumínio dissolvido, limitada em 0,1 mg Al/L para águas classes 1 e 2 e 0,2 mg Al/L para águas classe 3. No presente estudo determinou-se a concentração de alumínio total que se deve, provavelmente, em grande parte aos flocos formados que não foram separados por flotação mas que são possíveis de se separar por filtração e, desta forma, não compõem a fração solúvel. Com relação ao ferro, o limite para águas classe 3 é de 5,0 mg/L, podendo ser atendido quando se emprega cloreto férrico como coagulante. Maior dificuldade poderá ser esperada quando o lançamento se der em águas classe 1 ou 2.

Na Tabela 5.27 estão os índices estatísticos referentes aos resultados da produção de Lodo dos tratamentos físico-químicos. E a Figura 5.27 ilustra os mesmos resultados.

Tabela 5.27: Resultados da produção de Lodo - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa

Produção de Lodo (Kg ST/m ³ de efluente tratado)				
Amostra	Lodo - Sedimentação 60 mg Fe/L	Lodo - Flotação 50 mg Fe/L	Lodo - Sedimentação 28 mg Al/L	Lodo - Flotação 24 mg Al/L
Média	0,348	0,330	0,320	0,385
D Padrão	0,07	0,05	0,07	0,06
Coef. Var.	0,19	0,14	0,23	0,15
Máx	0,482	0,414	0,483	0,480
Mín	0,261	0,281	0,273	0,329

Figura 5.27: Produção de lodo do processo físico-químico (Kg ST/m³ de esgoto tratado) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Facultativa

Não houve variação apreciável entre os resultados de produção de lodo, como se pode observar na tabela 5.27. O emprego do alumínio como coagulante resultou em maior produção de lodo e a possível presença excessiva deste metal no lodo, não investigada neste estudo, pode representar dificuldade para a sua disposição final.

5.5 Resultados do pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia

O objetivo principal desta etapa dos estudos foi produzir resultados de ensaios de tratamento físico-químico como o efluente da lagoa anaeróbia para comparação com os resultados dos ensaios feitos com o efluente da facultativa. Caso os resultados sejam semelhantes ou mais favoráveis, técnica e economicamente, fica definido que se um projeto envolvendo o uso de lagoas for concebido visando à remoção complementar de fósforo, a lagoa facultativa perde a razão da sua existência. Como consequência, avaliando-se sob um outro aspecto, um sistema constituído de lagoa anaeróbia e tratamento físico-químico para remoção de fósforo, torna-se semelhante ao sistema “UASB-Flotação”, substituindo-se o reator UASB pela lagoa anaeróbia e, possivelmente a flotação por sedimentação, tornando o sistema mais simples, com possibilidade de emprego em áreas em que a exalação de odores de gás sulfídrico não seja restritiva. Vale lembrar que esta combinação de processos também não é capaz de atender as necessidades de remoção de nitrogênio amoniacal, não dispondo de mecanismo com essa finalidade. Há indícios, porém, que o efluente da lagoa anaeróbia apresenta características diferentes das do efluente de reatores UASB, respondendo de outra forma ao tratamento físico-químico.

Foram utilizados o cloreto férrico e o sulfato de alumínio como coagulantes e a sedimentação acelerada e a flotação com ar dissolvido para a separação de sólidos. Foram feitos testes em escala de bancada, mas devido aos resultados insatisfatórios parti-se para os testes exploratório em escala piloto, cujos resultados foram melhores, a dosagem escolhida foi a de 20 mg/L de Fe e de Al. O principal critério utilizado foi a eficiência na remoção de fósforo. Vale lembrar que em função da relação entre os preços do sulfato de alumínio e do cloreto férrico comerciais e entre os percentuais de ferro e alumínio nos compostos comerciais, mesma dosagem com base nas concentrações dos metais, representa menor custo para o cloreto férrico. Vale lembrar também que a dosagem selecionada de alumínio é apenas um pouco inferior às trabalhadas com o efluente da lagoa facultativa, enquanto que a de ferro situa-se de duas a três vezes abaixo.

O conjunto dos resultados da aplicação do tratamento físico-químico sobre o efluente da lagoa anaeróbia encontra-se nas Tabelas do ANEXO F. E os custos relativos as dosagens de coagulantes na Tabela do ANEXO H.

A Tabela 5.28 e Figura 5.28 contem os resultados de pH das amostras do efluente da Lagoa anaeróbia e efluente do processo físico-químico.

Tabela 5.28: Resultados de pH - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia

Amostra	pH				
	Lagoa Anaeróbia	Sedimentação 20 mg Fe/L	Flotação 20 mg Fe/L	Sedimentação 20 mg Al/L	Flotação 20 mg Al/L
Média	7,1	6,9	6,9	6,3	6,5
D Padrão	0,11	0,08	0,11	0,36	0,28
Coef. Var.	0,02	0,01	0,02	0,06	0,04
Máx.	7,3	7,0	7,0	6,7	6,7
Mín.	6,9	6,8	6,7	5,8	6,0

Figura 5.28: pH – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia

Observa-se que a dosagem de 20 mg Fe/L não foi suficiente para provocar alterações significativas no pH do efluente da lagoa anaeróbia, que se manteve, em geral, acima de 7,0. Já a adição de 20 mg Al/L provocou maior redução no pH do efluente, trazendo-o para uma faixa de valores mais propícia para a precipitação do fósforo. A

diferença entre resultados de pH para as mesmas dosagens de cloreto férrico e principalmente de sulfato de alumínio, deveu-se às variações nas características do efluente da lagoa anaeróbia, em vista que os ensaios foram realizados em dias diferentes.

Os resultados de alcalinidade obtidos ao longo desta pesquisa estão dispostos na Tabela 5.29 e ilustrado na Figura 5.29.

Tabela 5.29: Resultados de Alcalinidade - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia

Amostra	Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)				
	Lagoa Anaeróbia	Sedimentação 20 mg Fe/L	Flotação 20 mg Fe/L	Sedimentação 20 mg Al/L	Flotação 20 mg Al/L
Média	345,3	293,3	263,0	148,8	184,0
D Padrão	29,66	9,43	19,47	64,62	51,79
Coef. Var.	0,09	0,03	0,07	0,43	0,28
Máx.	384,0	300,0	292,0	212,0	248,0
Mín.	268,0	280,0	240,0	68,0	116,0

Figura 5.29: Alcalinidade (mg CaCO₃/L) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia

Desta forma confirma-se a alcalinidade relativamente elevada do efluente da lagoa anaeróbia e o maior consumo provocado pela dosagem elevada de sulfato de

alumínio. Ainda assim, o efluente pós-tratado apresenta alcalinidade ainda significativa de forma que, como registrado, não ocorreu queda muito acentuada no valor do pH.

As Figuras 5.30 e 5.31 ilustram respectivamente os resultados de Turbidez e Sólidos em Suspensão Total. Os índices estatísticos dos mesmos resultados estão nas Tabelas 5.30 e 5.31.

Tabela 5.30: Resultados de Turbidez - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia

Turbidez (UNT)					
Amostra	Lagoa Anaeróbia	Sedimentação 20 mg Fe/L	Flotação 20 mg Fe/L	Sedimentação 20 mg Al/L	Flotação 20 mg Al/L
Média	106,6	61,2	39,5	26,6	28,8
D Padrão	17,58	12,26	11,00	9,38	8,31
Coef. Var.	0,16	0,20	0,28	0,35	0,29
Máx	134,0	75,0	53,1	39,0	43,8
Mín.	70,4	45,2	24,9	15,1	18,7
Eficiência		42,6%	63,0%	75,1%	72,9%

Figura 5.30: Turbidez (UNT) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia

Observa-se um maior nível de clarificação do efluente tratado com sulfato de alumínio, tendo-se obtido, em média, valores da ordem ou ligeiramente inferiores à

30 UNT. Quando se utiliza a Flotação com Ferro foi possível atingir uma média de 40 UNT, sendo este resultado mais favorável do que na Sedimentação com Ferro.

Na Figura 5.18 são lançados em gráfico os resultados de sólidos em suspensão totais. Observa-se maior nível de remoção de sólidos em suspensão resultante do tratamento com sulfato de alumínio, confirmando os resultados de turbidez.

Tabela 5.31: Resultados de Sólidos em Suspensão Total - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia

Amostra	SST (mg/L)				
	Lagoa Anaeróbia	Sedimentação 20 mg Fe/L	Flotação 20 mg Fe/L	Sedimentação 20 mg Al/L	Flotação 20 mg Al/L
Média	67,8	46,7	34,5	12,7	15,0
D Padrão	13,67	15,08	9,53	4,99	9,36
Coef. Var.	0,20	0,32	0,28	0,39	0,62
Máx.	96,0	68,0	50,0	18,0	32,0
Mín.	52,0	36,0	24,0	6,0	4,0
Eficiência		31,1%	49,1%	81,3%	77,9%

Figura 5.31: Sólidos em Suspensão Total (mg/L) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia

De forma que pode ser considerada surpreendente, a remoção de sólidos em suspensão do efluente da lagoa anaeróbia foi maior do que do efluente da facultativa

quando se aplicou o sulfato de alumínio como coagulante, mesmo com dosagem inferior. Não houve, neste caso, diferença significativa entre a aplicação da flotação com ar dissolvido ou da decantação laminar.

Na Tabela 5.32 estão os resultados da concentração de DQO do efluente da lagoa anaeróbia antes e depois do processo físico-químico e na Figura 5.32 os mesmos são lançados em gráfico “Box Plot”.

Tabela 5.32: Resultados da concentração de DQO - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia

DQO (mg O ₂ /L)					
Amostra	Lagoa Anaeróbia	Sedimentação 20 mg Fe/L	Flotação 20 mg Fe/L	Sedimentação 20 mg Al/L	Flotação 20 mg Al/L
Média	208,8	161,3	123,7	95,8	77,6
D Padrão	30,67	48,31	63,91	36,79	29,25
Coef. Var.	0,15	0,30	0,52	0,38	0,38
Máx.	302,0	205,0	214,0	142,0	128,0
Mín.	141,0	94,0	76,0	41,0	40,0
Eficiência		22,7%	40,8%	54,1%	62,8%

Figura 5.32: DQO (mg O₂/L) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia

Também com relação a esta característica, foram obtidos melhores resultados com sulfato de alumínio. A flotação com ar dissolvido demonstrou-se melhor operação unitária de separação de sólidos. Vale repetir que em concentrações iguais de alumínio e ferro o tratamento com cloreto férrico é mais econômico. No entanto, a aplicação de dosagens mais elevadas deste nos ensaios preliminares em aparelho de Jar Test não resultou em aumento na remoção de fósforo, principal referência do estudo.

O efluente da lagoa anaeróbia possui uma fração maior de DQO solúvel, mais resistente à ação do coagulante. Mesmo assim houve uma redução na concentração de DQO de 200 para 100 mg/L, aproximadamente, demonstrando-se ainda um tratamento eficiente e a possibilidade de se manter a DBO enquadrada em torno de 60 mg/L para a sedimentação e em torno de 25 mg/L para a flotação.

Na Figura 5.33 são lançados em gráfico os resultados de concentração de fósforo total obtidos nos ensaios com o efluente da lagoa anaeróbia.

Tabela 5.33: Resultados da concentração Fósforo Total - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia

Amostra	P total (mg/L)				
	Lagoa Anaeróbia	Sedimentação 20 mg Fe/L	Flotação 20 mg Fe/L	Sedimentação 20 mg Al/L	Flotação 20 mg Al/L
Média	5,6	2,1	0,7	0,1	0,2
D Padrão	1,45	0,62	0,40	0,06	0,09
Coef. Var.	0,26	0,29	0,62	0,49	0,42
Máx.	9,4	3,0	1,3	0,2	0,3
Mín.	4,0	1,7	0,3	0,1	0,1
Eficiência		61,8%	88,4%	98,0%	96,2%

Figura 5.33: Fósforo Total (mg P/L) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia

Pode ser observado que com a aplicação de 20 mg Fe/L e separação de sólidos por flotação é capaz de reduzir a concentração de fósforo abaixo de 1,0 mg/L, consistentemente. Porém, para situações mais restritivas de lançamentos com baixos graus de diluição, o tratamento com 20 mg Al/L pode representar uma rara alternativa de possibilitar o enquadramento na classe do corpo receptor. Residuais de fósforo de apenas 0,1 mg P/L puderam ser obtidos e, surpreendentemente, a separação de sólidos por sedimentação demonstrou-se mais eficiente.

Mais surpreendente ainda foi a obtenção de resultados mais expressivos com o efluente da lagoa anaeróbia, em relação ao da facultativa. Obviamente, apenas alguns resultados obtidos em um sistema único, devem ser extrapolados com reservas. Além disso, foram obtidos em épocas diferentes. Mas as concentrações iniciais de fósforo foram muito parecidas, ligeiramente acima de 6,0 mg P/L. As relações Fe/P e Al/P foram mantidas em torno de 3/1. Este pode ser considerado um fator decisivo na interpretação da remoção de fósforo. Resultados semelhantes foram obtidos por Yoshida (2005), porém, com efluente de reator UASB. Em ensaios preliminares, obteve-se a mesma remoção de 6,0 mg P/L do efluente, mas como a concentração inicial era elevada, a concentração de fósforo residual resultou ainda alta. Evidentemente que quando a concentração inicial de fósforo é mais elevada, as demais características do efluente também o são e que a ação do coagulante não

ocorre somente em função da remoção de fósforo, mas pode ser observada determinada proporcionalidade.

Na Figura 5.34 são lançados em gráfico os resultados de concentração de fósforo solúvel obtido nos ensaios. E os índices estatísticos referentes a estes resultados estão na Tabela 5.34.

Tabela 5.34: Resultados da concentração de Fósforo Solúvel - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia

Amostra	P solúvel (mg/L)				
	Lagoa Anaeróbia	Sedimentação 20 mg Fe/L	Flotação 20 mg Fe/L	Sedimentação 20 mg Al/L	Flotação 20 mg Al/L
Média	3,2	0,3	0,0	0,0	0,0
D Padrão	0,57	0,00	0,00	0,00	0,00
Coef. Var.	0,18	0,00	0,35	0,00	0,00
Máx.	4,2	0,3	0,0	0,0	0,0
Mín.	2,5	0,3	0,0	0,0	0,0
Eficiência		99,6%	99,7%	99,7%	99,6%

Figura 5.34: Fósforo Solúvel (mg P/L) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia

Observa-se remoção praticamente completa dos ortofosfatos solúveis, demonstrando que a ação do coagulante foi completamente efetiva e que se a remoção de fósforo

não é total devido à formação de partículas em suspensão mais difíceis de serem separadas.

Na Tabela 5.35 e na Figura 5.35 são lançados os resultados de N-NH₃ obtidos nos ensaios com o efluente da lagoa anaeróbia. Observa-se a redução de concentração de N-NH₃, pouco significativa, pela remoção por floculação de parte do nitrogênio orgânico. Os melhores resultados foram obtidos com cloreto férrico e flotação com ar dissolvido.

Tabela 5.35: Resultados da concentração de Nitrogênio Amoniacal - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia

Amostra	N-NH ₃ (mg/L)				
	Lagoa Anaeróbia	Sedimentação 20 mg Fe/L	Flotação 20 mg Fe/L	Sedimentação 20 mg Al/L	Flotação 20 mg Al/L
Média	34,4	33,8	27,7	30,8	28,2
D. Padrão	2,44	0,69	1,70	1,83	5,02
Coef. Var.	0,07	0,02	0,06	0,06	0,18
Máx.	38,6	34,7	29,7	33,6	34,7
Mín.	30,2	33,0	25,8	28,6	19,7
Eficiência		1,9%	19,5%	10,6%	18,1%

Figura 5.35: Nitrogênio amoniacal (mg/L) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia

Observa-se alguma redução na concentração de nitrogênio amoniacal, pouco significativa e incapaz de produzir efluente tratado com concentração de nitrogênio amoniacal abaixo de 20mg N/L, exigido pela Resolução 357/2005 do CONAMA. As temperaturas elevadas registradas no local onde se instalou o sistema piloto, podem ser responsabilizadas pelo arraste de amônia gasosa, mas os valores de pH abaixo de 7,0 dos efluentes tratados tornam praticamente injustificáveis a redução ocorrida na concentração de nitrogênio amoniacal do efluente.

Na Figura 5.36 são lançados em gráfico os resultados de densidade de Coliformes Termotolerantes obtidos nos ensaios de tratamento físico-químico com o efluente da lagoa anaeróbia. E os índices estatísticos dispostos na Tabela 5.36.

Tabela 5.36: Resultados da concentração de Coliformes Termotolerantes - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia

Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)					
Amostra	Lagoa Anaeróbia	Sedimentação 20 mg Fe/L	Flotação 20 mg Fe/L	Sedimentação 20 mg Al/L	Flotação 20 mg Al/L
Média	1,8E+07	1,2E+05	1,3E+03	3,4E+03	2,4E+04
D Padrão	3,1E+07	1,1E+05	0,0E+00	9,5E+02	1,9E+04
Coef. Var.	1,73	0,92	0,00	0,28	0,82
Máx.	9,3E+07	2,4E+05	1,3E+03	4,3E+03	4,3E+04
Mín.	1,5E+04	9,3E+03	1,3E+03	2,4E+03	4,3E+03

Figura 5.36: Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)–
Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia

Observa-se que, para o tratamento que não é direcionado à desinfecção do efluente, os resultados podem ser considerados positivos. O melhor resultado ocorreu com o emprego de sulfato de alumínio e sedimentação, em torno de $3,4 \times 10^3$ NMP/100mL para Coliformes termotolerantes e no emprego de cloreto férrico e flotação atingindo $1,3 \times 10^3$, exigindo baixo grau de diluição para o atendimento ao padrão de 10^3 NMP/100mL.

Foram feitas a contagem de ovos de helmintos e protozoários do efluente da lagoa anaeróbia antes e depois do processo físico-químico, cujos resultados também estão dispostos em tabelas no Anexo G.

A Figura 5.37 ilustra os resultados da contagem de ovos viáveis de helmintos do efluente da lagoa anaeróbia antes e depois do tratamento físico-químico.

Figura 5.37: Helmintos (ovos/L)–
Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia

Através do pós-tratamento físico-químico verificou-se a eliminação praticamente completa dos ovos viáveis de helmintos quando se utilizou o processo de sedimentação com 20 mg Fe/L e na flotação com 20 mg Fe/L, resultando em 0 e 1 ovo/L, respectivamente.

Na Figura 5.38 são lançados em gráfico os resultados da contagem de *Giardia* sp do efluente da lagoa anaeróbia antes e depois do tratamento físico-químico.

Figura 5.38: Giardia (cistos/L)–
Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia

A contagem de giárdia sp reduziu-se de 108 para 0 cistos/L na sedimentação com cloreto férrico e de 161 para 1 cistos/L quando empregou-se a flotação com cloreto férrico. Já quando o coagulante utilizado foi o Sulfato de Alumínio a contagem de giárdia sp reduziu-se de 168 para 5 cistos/L na flotação e de 58 para 3 cistos/L na flotação com Fe. Estes resultados indicam que na remoção de giárdia sp o melhor coagulante a ser utilizado é o Cloreto Férrico.

A Figura 5.39 ilustra os resultados da contagem de Cryptosporidium sp do efluente da lagoa anaeróbia antes e depois do tratamento físico-químico.

Figura 5.39: Cryptosporidium sp (oocistos/L)–
Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia

A remoção de protozoários pelo tratamento físico-químico resultou bastante eficiente, tendo-se reduzido a contagem de Cryptosporidium sp a 0 oocisto/L nos processos testados, apenas na flotação com 20 mg Al/L que ao final do processo ainda restou aproximadamente 2 oocistos/L.

Na Tabela 5.37 e na Figura 5.40 são lançados os dados estatísticos dos residuais de alumínio ou ferro no efluente tratado nos diversos ensaios.

Tabela 5.37: Resultados da concentração de Ferro ou Alumínio Total no efluente do físico-químico - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia

Amostra	Fe ou Al (mg/L)			
	Sedimentação 20 mg Fe/L	Flotação 20 mg Fe/L	Sedimentação 20 mg Al/L	Flotação 20 mg Al/L
Média	12,4	8,5	1,7	1,0
D Padrão	1,96	0,93	1,12	0,59
Coef. Var.	0,16	0,11	0,67	0,58
Máx.	14,3	9,2	3,6	1,9
Mín.	9,7	6,9	0,9	0,5

Figura 5.40: Fe^{+3} e Al^{+3} no efluente do processo físico-químico – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia

Apesar dos residuais elevados de ferro no efluente tratado, o efluente da lagoa anaeróbia não apresentou desenvolvimento de cor associada a este fato e o padrão de emissão de 15 mg/L para ferro dissolvido constante na Resolução 357/2005 do CONAMA pôde ser atendido em todas as amostras. Os residuais de alumínio resultaram sensivelmente mais baixos e não há padrão de emissão para alumínio imposto pela Resolução 357 do CONAMA. O atendimento ao limite para alumínio dissolvido de 0,1 mg/L não pôde ser avaliado, uma vez que foram obtidos resultados apenas de alumínio total. Pode-se supor que a totalidade prática do alumínio residual relaciona-se com a formação de flocos muito pequenos, porém, provavelmente removíveis por filtração.

Na Tabela 5.38 são lançados os dados estatísticos da produção de lodo dos diversos ensaios. E na Figura 5.38 os mesmos resultados estão ilustrados graficamente.

Tabela 5.38: Resultados da produção de Lodo - Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia

Produção de Lodo (Kg ST/m ³ de efluente tratado)				
Amostra	Sedimentação 20 mg Fe/L	Flotação 20 mg Fe/L	Sedimentação 20 mg Al/L	Flotação 20 mg Al/L
Média	0,058	0,025	0,107	0,097
D Padrão	0,000	0,014	0,016	0,000
Coef. Var.	0,000	0,558	0,153	0,000
Máx	0,058	0,044	0,127	0,097
Mín	0,058	0,013	0,087	0,097

Figura 5.41: Produção de lodo do processo físico-químico (Kg ST/m³ de esgoto tratado) – Pós-tratamento do Efluente da Lagoa Anaeróbia

Observa-se a produção de lodo substancialmente maior do processo com alumínio em relação ao ferro, resultando em valores da ordem de 0,100 Kg ST/m³ de esgoto tratado. Estudos necessitam ser desenvolvidos para avaliar a concentração de alumínio no lodo separado do processo de tratamento e as alternativas para a sua destinação. Uma possibilidade é o retorno para a própria lagoa anaeróbia, reduzindo pela metade, aproximadamente, o intervalo entre remoções de lodo.

6 CONCLUSÕES

Pode-se concluir que é possível remover fósforo do efluente da lagoa facultativa empregando-se coagulantes químicos no processo físico-químico, de forma a obter-se concentração da ordem de 1,0 mg P/L. Dentre os processos e coagulantes testados destacou-se a flotação com ar dissolvido como melhor processo de separação sólido-líquido e o sulfato de alumínio que demonstrou maiores potencialidades técnicas, embora algumas características tenham sido mais beneficiadas pelo emprego de cloreto férrico. Utilizando a dosagem de 24 mg Al/L que corresponde a 264 mg/L de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$, este processo obteve os melhores resultados de remoção de DQO, SST, Clorofila a, Coliformes termotolerante, além de ter apresentado bons resultados de remoção de fósforo. Porém, com base nos preços de mercado e na dosagem aplicada, o custo da aplicação do sulfato de alumínio resulta em torno de R\$ 0,16 / m³ de esgoto tratado. Sendo assim, este preço é competitivo com a dosagem de 50 mg Fe/L que resultou em 1 mg P/L tornando o cloreto férrico uma opção. Independente do coagulante utilizado ainda haverá a necessidade de se contar com capacidade diluidora relativamente alta do corpo receptor.

Estas dificuldades podem ser drasticamente reduzidas com a utilização agrícola do efluente da lagoa facultativa, sobretudo nos inúmeros sistemas de lagoas de estabilização de pequeno porte. Desta forma, se aplicaria o tratamento físico-químico apenas quando não for possível a irrigação, devido à ocorrência de chuvas, por exemplo. Nesta situação, por outro lado, a capacidade de diluição do corpo receptor aumenta consideravelmente. Além disso, o gasto com o consumo de coagulantes seria apenas durante as estações chuvosas. Deve se destacar que o uso agrícola de efluentes não está ainda regulamentada no Brasil.

A DQO do efluente tratado com alumínio foi reduzida a 48 mg/L. A remoção de sólidos em suspensão e, conseqüentemente, de algas e clorofila a foi mais elevada com o sulfato de alumínio. A utilização do Sulfato de Alumínio provocou redução na concentração de clorofila a do efluente da lagoa facultativa de 800 para apenas 80

$\mu\text{g/L}$, reduzindo consideravelmente a necessidade de diluição no corpo receptor, este fato pode ser o diferencial mais favorável em relação à indicação deste coagulante.

Os efeitos paralelos sobre os indicadores biológicos presentes no efluente da lagoa facultativa são muito positivos, tendo o tratamento com sulfato de alumínio e flotação ocasionado a redução de três unidades logarítmicas na densidade de coliformes termotolerantes do efluente da lagoa facultativa, além de apresentar uma eficiente remoção de cistos de protozoários e a eliminação praticamente total de ovos viáveis de helmintos.

O pós-tratamento físico-químico aplicado ao efluente da lagoa anaeróbia também apresentou boa eficiência na remoção de fósforo, destacando-se a flotação com 20 mg Fe/L e a utilização do sulfato de alumínio tanto na flotação quanto na sedimentação. Atingiu-se valores inferiores a 1 mg P/L no primeiro caso e em torno de 0,1 mg P/L quando se utilizou o sulfato de alumínio. Já na remoção de DQO foram obtidos melhores resultados com sulfato de alumínio e a flotação com ar dissolvido demonstrou-se melhor operação unitária de separação de sólidos. Neste caso as dosagens utilizadas são iguais, independente do coagulante utilizado (20 mg Fe/L e 20 mg Al/L), sendo assim o tratamento com cloreto férrico passa a ser o mais econômico.

A remoção de cistos de protozoários e de ovos viáveis de helmintos também foi bastante eficiente no pós-tratamento do efluente da lagoa anaeróbia. Com exceção da remoção de coliformes que foi ligeiramente inferior à remoção no pós-tratamento do efluente da lagoa facultativa.

Comparando-se os resultados da aplicação de sulfato de alumínio nos efluentes das lagoas anaeróbia e facultativa, a maior eficiência na remoção de DQO ocorreu para o efluente da facultativa, comportamento diferente quando comparado à remoção de sólidos em suspensão. O efluente da lagoa anaeróbia possui uma fração maior de DQO solúvel, mais resistente à ação do coagulante.

Este estudo permite ainda concluir que o tratamento do efluente da lagoa anaeróbia por processo físico-químico é mais eficiente e menos oneroso que se aplicado ao efluente da lagoa facultativa, levando à reflexão sobre a utilidade desta última quando se pretende implementar a remoção química de fósforo. Além disso, as dosagens de coagulantes aplicadas ao efluente da lagoa anaeróbia foram inferiores as utilizadas no tratamento do efluente da lagoa facultativa, sendo a relação Fe/P e Al/P em torno de 8/1 e 4/1 para o efluente da lagoa facultativa e 3/1 para o efluente da lagoa anaeróbia, tanto para o ferro quanto para o alumínio, já que a dosagem utilizada foi a mesma. Esta diferença de dosagem utilizada nos diferentes efluentes, lagoa anaeróbia e lagoa facultativa, acarreta uma redução no custo relativo ao consumo de sulfato de alumínio de R\$ 0,14/ m³ para R\$ 0,12/m³ e de R\$ 0,16/m³ de esgoto tratado para R\$ 0,06/m³ no caso da utilização do cloreto férrico.

7 RECOMENDAÇÕES

O tratamento físico-químico não demonstrou capacidade para enquadrar o efluente da lagoa facultativa e da lagoa anaeróbia ao padrão de emissão de 20 mg N/L imposto pela Resolução 357/2005 do CONAMA, fato que já era esperado. A solução deste problema deve melhor estudada utilizando outros processos de tratamento. Outro problema a ser estudado é a geração e forma de disposição do lodo do tratamento físico-químico.

Além disso, recomenda-se a otimização destes processos estudados com relação aos parâmetros que nesta pesquisa foram fixados, dentre eles o gradiente de velocidade de mistura rápida e lenta, taxa de aplicação hidráulica nos processo de separação sólido-líquido, porcentagem de recirculação no tanque de flotação e as variáveis envolvidas no processo de saturação de ar.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AISSE, M. M.; JÜRGENSEN, D.; REALI, M. A. P.; PENETRA, R. G.; FLORENCIO, L. ALEM SOBRINHO, P. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistema de flotação.** In: Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Volume 2. PROSAB, Belo Horizonte, 2001.

AMIRTHARAJAH, A. & O'MELIA, C.R. **Coagulation Processes: Destabilization, Mixing and Flocculation.** Chapter 6 in Water Quality and Treatment, 4th Edition, McGraw-Hill, USA, 1990.

APHA – American Public Health Association; AWWA – American Water Works Association; WPCF – Water Pollution Control Federation. **Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater.** American Public Health Association, Washington, 20th ed., 2000.

ATHAYDE, G. B. Jr. et al (2000). **Estudo de espécies de fósforo e nitrogênio em lagoas de estabilização.** In: 27º CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). Porto Alegre, 2000.

BALMÉR, P. E VIK, B. **Domestic Wastewater Treatment With Oxidation Ponds In Combination With Chemical Precipitation.** Journal Progress in Water Technology, 10 (5/6), PP 867 – 880, 1978.

BECKER, F. A.; HEDGES, P. D.; SMISSION, R. P. M. **The distribution of chemical constituents within the sewage settling velocity grading curve.** Water Science and Technology, Vol. 33, nº. 9, 1996.

BUISINE, F. & OEMCKE D. **Seasonal influence of waste stabilisation pond effluent on DAF/F process operation.** Water Science and Technology. Vol 48 nº2, 2003.

CAMPOS, J. R. (Coordenador). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. PROSAB, Rio de Janeiro, 1999.

FERREIRA FILHO, S. S. **Notas de Aula da disciplina: “Processos Físico-químicos I.”** – Escola Politécnica - Universidade de São Paulo, 2004.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE, **Resolução CONAMA N° 357/2005**.

FERREIRA FILHO, S. S. **Notas de Aula da disciplina: “Processos Físico-químicos II.”** – Escola Politécnica - Universidade de São Paulo, 2005.

HESPAHOL, I. **Potencial de reuso de água no Brasil: agricultura, indústria, municípios, recarga de aquíferos**. Bahia análise e dados. Vol 13 n° ESPECIAL. Salvador, 2003.

HIROTA, R. **Milhões de brasileiros vivem sem atendimento de rede de esgoto**. Unifolha-Notícias. Campo Grande, 2005.

JENKINS, D.; HERMANOWICZ, S. W. **Principals of chemical phosphate removal**. In: Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater – Principals and Practice. 2nd ed., Sedlak, R., New York. Lewis Publishers, 1991.

JIANG, J. Q. & GRAHAM, N. J. D. **Pre-polymerised inorganic coagulants and phosphorus removal by coagulation – A review**. Water SA Vol. 24 n°3, 1998.

KELLER, R. P. et al. **Aprimoramento da qualidade sanitária de efluentes de lagoas de estabilização para fins de reúso**. Relatório submetido ao PROSAB. Fortaleza, março de 2006.

METCALF & EDDY, INC. **Wastewater Engineering – Treatment, Disposal and Reuse**. 4rd ed., McGraw-Hill, 2003.

MENDONÇA, S. R. **Sistemas de lagunas de estabilización**. McGraw-Hill, Bogotá, Colômbia, 2000.

MINISTÉRIO DA SAÚDE, **Portaria N.º 518**, 25 de março de 2004.

MONTEGGIA, L. O.; TESSELE, F. **Remoção de algas e fósforo de efluentes de lagoas de alta taxa**. In: Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios – coletânea de trabalhos técnicos. Volume 2. PROSAB, Belo Horizonte, 2001.

MOTA, S. **Reuso de água na irrigação e o problema da salinização**. Seminário Técnico sobre a "Utilização Agrícola de Efluentes de Lagoa de Estabilização". Sabesp e ESALQ-USP. Lins, 2005

ØDEGAARD, H. **Optimization of flocculation/flotation in chemical wastewater treatment**. Water Science and Technology Vol 31 N° 3/4 pp 73– 82 © IWA Publishing, 1995.

OLIVEIRA, F. F.; GONÇALVES, R. F. **Principais tecnologias empregadas no polimento do efluente de lagoas de estabilização**. In: 20º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). Rio de Janeiro, 1999.

PENETRA, R. G.; REALI, M. A. P.; FORESTI, E. and CAMPOS, J. R. **Post-Treatment of Effluents from Anaerobic Reactor Treating Domestic Sewage by Dissolved-Air Flotation**. Water Science and Technology Vol 40 N° 8 pp 137–144 © IWA Publishing, 1999.

PIVELI R. P. **Notas de Aula da disciplina: “Caracterização da Qualidade de água e poluição: aspectos físico-químicos.”** – Escola Politécnica - Universidade de São Paulo, 2004.

PIVELI, R. P.; CUTOLO, S. A.; SOBRINHO, P. A. **Pós-tratamento de efluentes de lagoas facultativas por processo físico-químico.** In: 22º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). Joinvile, 2003.

PIVELI, R. P.; PEREIRA, M. C. D.; CUTOLO, S. A.; ROCHA, S. M. **Condições operacionais de sistema de tratamento de esgotos por lagoas de estabilização em Lins/SP.** In: 22º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). Joinvile, 2003.

PIVELI, R. P.; PEREIRA, M. C. D.; ROCHA, S. M. **Desinfecção de efluentes de lagoas facultativas por meio de cloração.** In: 22º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). Joinvile, 2003.

REALI, M. A. P. **Notas de Aula da disciplina: “Processos e operação em tratamento de águas de abastecimento”** – Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo. São Carlos, 2005.

REYNOLDS, T. D.; RICHARDS, P.A. **Unit operation and processes in environmental engineering.** 2nd edition, PWS Publishing Company. Boston, 1996.

ROCHA, M. L. A. F.; RIBEIRO, E. N.; VERONEZ, F. A.; RORIZ G. M.; GONÇALVES, R. F. **Polimento do efluente de lagoas facultativas através de coagulação/floculação/decantação.** In: 20º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). Rio de Janeiro, 1999.

RYBICKI, S. **Phosphorus removal from wastewater – A Literature Review.** Department of Civil and Environmental Engineering - Royal Institute of Technology. Stockholm, 1997.

SAWYER, C. N.; McCARTY, P. L.; PARKING, G. F. **Chemistry for environmental engineering**. 4th ed., McGraw-Hill, 1994.

SHINDALA, A. e STEWART, J.W. **Chemical Coagulation of Effluents From Municipal Waste Stabilisation Ponds**. Journal of Water & Sewage Works. PP 100 – 103. April, 1971.

SINELLI, P. H. **Remoção de fósforo de efluente de tratamento anaeróbio por processo físico-químico**. Dissertação de mestrado – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2002.

SILVA, V. V.; OLIVEIRA, F. F.; GONÇALVES, R. F. **Polimento do efluente final de um sistema australiano de lagoas de estabilização através do processo compacto físico-químico do tipo coagulação/floculação/decantação**. In: 21º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). João Pessoa, 2001.

TSUTIYA, M. T. **Uso agrícola dos efluentes das lagoas de estabilização do estado de São Paulo**. In: 21º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). João Pessoa, 2001.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. 2ª ed. DESA-UFGM, 2002

YÁNEZ, F. C. **Lagunas de estabilizacion – teoria, diseño, evaluacion y mantenimiento**. ETAPA. Cuenca, Equador, 1993.

YOSHIDA, F. **Remoção de matéria orgânica e fósforo de efluente de tratamento anaeróbio por processo físico-químico**. Dissertação de mestrado – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2005.

8 ANEXOS

ANEXO A – Projeto da estação piloto de Flotação por ar dissolvido

1) Características do afluente ao Flotador

Foram adotados os seguintes parâmetros:

- Vazão da piloto (**Q**) = **200 L/h**
- DQO afluente (DQO_{afl}): Lagoa anaeróbia = 310 mg/L
Lagoa Facultativa = 320 mg/L
- Sólidos em suspensão afluente (SS_{afl}): Lagoa anaeróbia = 150 mg/L
Lagoa Facultativa = 88 mg/L

Obs: os valores de DQO e SST foram obtidos a partir de resultados do monitoramento da ETE de Lins

Transformação da vazão afluente em m³/dia:

$$Q = Q * 24/1000$$

$$Q = 200 * 24/1000$$

$$Q = \mathbf{4,8 \text{ m}^3/\text{dia}}$$

Cálculo da carga de DQO e da carga de sólidos em suspensão:

- Para efluente da lagoa anaeróbia:

$$C_{DQOafl} = Q * DQO_{afl}/1000$$

$$C_{DQOafl} = 4,8 * 310/1000$$

$$C_{DQOafl} = \mathbf{1,49 \text{ Kg DQO}/\text{dia}}$$

$$C_{SSafl} = Q * SS_{afl}/1000$$

$$C_{SSafl} = 4,8 * 150/1000$$

$$C_{SSafl} = \mathbf{0,72 \text{ Kg SS}/\text{dia}}$$

- Para efluente da lagoa facultativa:

$$C_{DQO_{afl}} = Q * DQO_{afl} / 1000$$

$$C_{DQO_{afl}} = 4,8 * 320 / 1000$$

$$C_{DQO_{afl}} = \mathbf{1,54 \text{ Kg DQO/dia}}$$

$$C_{SS_{afl}} = Q * SS_{afl} / 1000$$

$$C_{SS_{afl}} = 4,8 * 88 / 1000$$

$$C_{SS_{afl}} = \mathbf{0,42 \text{ Kg SS/dia}}$$

2) Dimensionamento da Câmara de Saturação de ar

Foram adotados os seguintes parâmetros:

- Tempo de detenção na câmara de saturação ($T_{d_{sat}}$) = 30 min *
- Pressão na câmara (P) = 6 bar
- Fração de saturação do ar dissolvido na pressão P (f) = 0,5
- Taxa de recirculação (R) = 25 %
- Atura livre (H_{livre}) = 20 cm

*erro de projeto, tempo de detenção adotado muito alto

Dados:

- Solubilidade do ar na água à pressão atmosférica (s_{ar}) = 16 mL/L
- Densidade do ar (ρ) = 1 mg/mL

Cálculo da vazão de recirculação:

$$Q_{recirc} = Q * R$$

$$Q_{recirc} = 4,5 * 25\%$$

$$Q_{recirc} = \mathbf{1,20 \text{ m}^3/\text{dia}}$$

Cálculo do volume da câmara de saturação:

$$V_{CS} = Q_{recirc} * T_{d_{sat}}$$

$$V_{CS} = 1,2 * 30 / (1440)$$

$$V_{CS} = 0,025 \text{ m}^3$$

Cálculo da área da câmara de saturação:

Adotando um diâmetro (D) = 0,2 m

$$A_{CS} = \pi * D^2 / 4$$

$$A_{CS} = \pi * 0,2 / 4$$

$$A_{CS} = 0,03 \text{ m}^2$$

Cálculo da altura da câmara saturação:

$$H = V_{CS} / A_{CS}$$

$$H = 0,025 / 0,03$$

$$H = 0,80 \text{ m}$$

Sendo assim a altura total da câmara saturação será:

$$H_{total} = H + H_{livre}$$

$$H_{total} = 0,8 + 0,2$$

$$H_{total} = 1,0 \text{ m}$$

Verificação da relação ar/sólidos:

A relação deve estar entre $0,04 < A/S < 0,06$ Kg ar/ Kg SS afluente

Para o efluente da lagoa anaeróbia:

$$A/S = R * \rho * S_{ar} * (f * P - 1) / SS_{afl}$$

$$A/S = 0,25 * 1 * 16 * (0,5 * 6 - 1) / 150$$

$$A/S = 0,05 \text{ Kg ar/ Kg SS} \rightarrow \text{OK!}$$

Para o efluente da lagoa facultativa:

$$A/S = R * \rho * S_{ar} * (f * P - 1) / SS_{afl}$$

$$A/S = 0,25 * 1 * 16 * (0,5 * 6 - 1) / 88$$

$$A/S = 0,09 \text{ Kg ar/ Kg SS} \rightarrow \text{não confere!!!}$$

3) Dimensionamento do compressor de ar

Cálculo da vazão máxima de ar:

$$Q_{\text{máx,ar}} = (S_{\text{ar}} / 1000) * P * Q_{\text{recirc}}$$

$$Q_{\text{máx,ar}} = (16/1000) * 6 * 1,2$$

$$Q_{\text{máx,ar}} = \mathbf{0,115 \text{ m}^3/\text{dia}} \quad \text{ou}$$

$$Q_{\text{máx,ar}} = 0,115 * 1000/24$$

$$Q_{\text{máx,ar}} = \mathbf{4,8 \text{ L / h}}$$

4) Dimensionamento do tanque de flotação

Foram adotados os seguintes parâmetros:

- Tempo de detenção no flotador (T_d) = 30 min*

* tempo de detenção também adotado muito alto. Depois de construído o tanque sofreu algumas modificações que reduziu seu comprimento, reduzindo o tempo de detenção para 24 min.

Cálculo da vazão incluindo recirculação:

$$Q_{\text{total}} = Q * (1 + R)$$

$$Q_{\text{total}} = 4,8 * (1 + 0,25)$$

$$Q_{\text{total}} = \mathbf{6,0 \text{ m}^3/\text{dia}}$$

Cálculo do volume do flotador:

$$V_{\text{FAD}} = Q_{\text{total}} * T_d$$

$$V_{\text{FAD}} = 6,0 * 30 / (1440)$$

$$V_{\text{FAD}} = \mathbf{0,125 \text{ m}^3}$$

Cálculo da area do flotador:

Adotando uma altura ($H = 0,5 \text{ m}$) e um comprimento ($L = 1,00 \text{ m}$)

$$A_{\text{FAD}} = V_{\text{FAD}} / H$$

$$A_{\text{FAD}} = 0,125 / 0,5$$

$$A_{\text{FAD}} = \mathbf{0,25 \text{ m}^2}$$

Cálculo da Largura do flotador:

$$B = A_{FAD} / L$$

$$B = 0,25 / 1,00$$

$$\mathbf{B = 0,25\ m}$$

Verificando a taxa de aplicação de sólidos

A taxa deve ser $TAS < 50\ Kg\ SS / m^2 \cdot dia$

Para o efluente da lagoa anaeróbia:

$$TAS = C_{SS\ afl} / A_{FAD}$$

$$TAS = 0,72 / 0,25$$

$$\mathbf{TAS = 2,88 \rightarrow OK!}$$

Para o efluente da lagoa facultativa:

$$TAS = C_{SS\ afl} / A_{FAD}$$

$$TAS = 0,42 / 0,25$$

$$\mathbf{TAS = 1,68\ Kg\ SS / m^2 \cdot dia \rightarrow OK!!!}$$

Verificando a taxa de aplicação hidráulica

A taxa deve estar entre $12 < TAH < 180\ m^3 / m^2 \cdot dia$

$$TAH = Q_{total} / A_{FAD}$$

$$TAH = 6,0 / 0,25$$

$$\mathbf{TAH = 24\ m^3 / m^2 \cdot dia \rightarrow OK!}$$

5) Estimativa da quantidade de coagulante

Considerando que a quantidade de coagulante estimada por quilograma de sólidos seja:

$$m_{FeCl_3} = 0,065\ Kg / m^3$$

$$m_{Al_2(SO_4)_3} = 0,25\ Kg / m^3$$

Cálculo da quantidade de coagulante necessária para o processo:

$$M_{FeCl_3} = Q / m_{FeCl_3}$$

$$M_{FeCl_3} = 4,8 / 0,065$$

$$M_{\text{FeCl}_3} = 0,31 \text{ Kg} / \text{m}^3$$

$$M_{\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3} = Q / m_{\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3}$$

$$M_{\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3} = 4,8 / 0,25$$

$$M_{\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3} = 1,21 \text{ Kg} / \text{m}^3$$

6) Estimativa da produção de lodo do sistema

Considerando:

- Teor de sólidos (TS) = 3,5%
- Densidade do lodo (ρ_{lodo}) = 1035 Kg / m³

Cálculo da produção de lodo (FeCl₃):

Para efluente da lagoa anaeróbia:

$$M_{\text{lodo}} = C_{\text{SS}} + M_{\text{FeCl}_3}$$

$$M_{\text{lodo}} = 0,72 + 0,31$$

$$M_{\text{lodo}} = 1,03 \text{ Kg} / \text{dia}$$

Para efluente da lagoa facultativa:

$$M_{\text{lodo}} = C_{\text{SS}} + M_{\text{FeCl}_3}$$

$$M_{\text{lodo}} = 0,42 + 0,31$$

$$M_{\text{lodo}} = 0,73 \text{ Kg} / \text{dia}$$

Cálculo da produção de lodo (Al₂(SO₄)₃):

Para efluente da lagoa anaeróbia:

$$M_{\text{lodo}} = C_{\text{SS}} + M_{\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3}$$

$$M_{\text{lodo}} = 0,72 + 1,2$$

$$M_{\text{lodo}} = 1,92 \text{ Kg} / \text{dia}$$

Para efluente da lagoa facultativa:

$$M_{\text{lodo}} = C_{\text{SS}} + M_{\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3}$$

$$M_{\text{lodo}} = 0,42 + 1,2$$

$$M_{\text{lodo}} = 1,62 \text{ Kg / dia}$$

Cálculo da vazão de lodo (FeCl_3):

Para efluente da lagoa anaeróbia:

$$Q_{\text{lodo}} = M_{\text{lodo}} / (\rho * \text{TS})$$

$$Q_{\text{lodo}} = 1,03 / (1035 * 0,035)$$

$$Q_{\text{lodo}} = 0,03 \text{ m}^3 / \text{dia}$$

Para efluente da lagoa facultativa:

$$Q_{\text{lodo}} = M_{\text{lodo}} / (\rho * \text{TS})$$

$$Q_{\text{lodo}} = 0,73 / (1035 * 0,035)$$

$$Q_{\text{lodo}} = 0,02 \text{ m}^3 / \text{dia}$$

Cálculo da vazão de lodo ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$):

Para efluente da lagoa anaeróbia:

$$Q_{\text{lodo}} = M_{\text{lodo}} / (\rho * \text{TS})$$

$$Q_{\text{lodo}} = 1,92 / (1035 * 0,035)$$

$$Q_{\text{lodo}} = 0,053 \text{ m}^3 / \text{dia}$$

Para efluente da lagoa facultativa:

$$Q_{\text{lodo}} = M_{\text{lodo}} / (\rho * \text{TS})$$

$$Q_{\text{lodo}} = 1,62 / (1035 * 0,035)$$

$$Q_{\text{lodo}} = 0,045 \text{ m}^3 / \text{dia}$$

Cálculo do tempo entre cada descarte:

Adotando um volume de lodo ($V_{\text{lodo}} = 0,009 \text{ m}^3$) e ($Q_{\text{lodo máx}} = 0,053 \text{ m}^3 / \text{dia}$)

$$\text{Descarte} = 24 / (Q_{\text{lodo máx}} / V_{\text{lodo}})$$

$$\text{Descarte} = 24 / (0,053 / 0,009)$$

$$\text{Descarte} = 4 \text{ horas}$$

Cálculo da area do tanque de lodo:

Adotando uma altura ($H = 0,2 \text{ m}$) e um comprimento ($L = 0,25 \text{ m}$)

$$A_{TL} = V_{\text{lodo}} / H$$

$$A_{FAD} = 0,009 / 0,2$$

$$A_{FAD} = \mathbf{0,045 \, m^2}$$

Cálculo da Largura do tanque de lodo:

$$B = A_{TL} / L$$

$$B = 0,045 / 0,25$$

$$\mathbf{B = 0,18 \, m \Rightarrow 0,20 \, m}$$

RESUMO FLOTADOR POR AR DISSOLVIDO*

Flotador			
Vazão afluyente:	4,80 m³/dia	--->	200 L/h
Vazão de recirculação:	1,20 m³/dia	--->	50 L/h
Vazão total:	6,00 m³/dia	--->	250 L/h
Volume do flotador:	0,13 m³	--->	125 L
Área de flotador:	0,25 m²		
Altura do flotador:	0,50 m		
Largura do flotador:	0,25 m		
Comprimento do flotador:	1,00 m		
Taxa de recirculação:	25%		
Volume do depósito de lodo:	0,009 m³	--->	8,83 L
Descarte a cada:	4 h		
Câmara de saturação*			
Bomba para 60 L/h a 110 mca			
Vazão de recirculação:	1,20 m³/dia	--->	50 L/h
Diâmetro da câmara de saturação:	0,20 m		
Altura da câmara de saturação:	1,00 m		
Compressor de ar			
Compressor de ar com vazão mínima de 12 L/h a 10 bar			
Vazão de ar:	0,12 m³/dia	--->	4,80 L/h
Pressão:	6 bar		

* Câmara de saturação e tanque de flotação super-dimensionados

7) Planta baixa e corte da piloto

Planta baixa da estação piloto

V.R. – Válvula de retenção
V.S. – Válvula de segurança
R.E. – Registro esfera
R.A. – Registro Agulha

Corte do Flotador por ar dissolvido

ANEXO B – Memorial de cálculo das transformações de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ em Al e $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ em Fe

De acordo com a Tabela Periódica a massa atômica relativa de cada elemento é:

$$\text{Fe} = 55,845$$

$$\text{Cl} = 35,453$$

$$\text{Al} = 26,982$$

$$\text{S} = 32,066$$

$$\text{O} = 15,999$$

$$\text{H} = 1,0079$$

Portanto,

$$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O} = 55,845 + 3 * 35,453 + 6 * (2 * 1,0079 + 15,999) = 270,2928$$

$$\text{FeCl}_3 = 55,845 + 3 * 35,453 = 162,204$$

$$\begin{aligned} \text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O} &= 2 * 26,982 + 3 * (32,066 + 4 * 15,999) + 18 * (2 * 1,0079 + 15,999) \\ &= 666,4164 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O} &= 2 * 26,982 + 3 * (32,066 + 4 * 15,999) + 14 * (2 * 1,0079 + 15,999) \\ &= 594,572 \end{aligned}$$

$$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 = 2 * 26,982 + 3 * (32,066 + 4 * 15,999) = 342,15$$

$$\text{FeCl}_3 / \text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O} = 60\%$$

$$\text{Fe} / \text{FeCl}_3 = 34,43\%$$

$$\text{Fe} / \text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O} = 20,66\%$$

$$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 / \text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O} = 51,34\%$$

$$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 / \text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O} = 57,55\%$$

$$\text{Al}_2 / \text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 = 15,77\%$$

$$\text{Al}_2 / \text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O} = 8,10 \%$$

$$\text{Al}_2 / \text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O} = 9,08\%$$

As especificações do **Cloreto Férrico comercial** são:

Fórmula: FeCl_3 líquido (38%)

Densidade : $d = 1396 \text{ g / L}$

Portanto, teoricamente, este produto possui:

$$\text{FeCl}_3 = 0,38 * 1396 = 530,48 \text{ g / L}$$

$$\text{Fe}^{+3} = 0,3443 * 530,48 = 183 \text{ g/L}$$

$$\text{Fe}^{+3} = \mathbf{183 \text{ g/L}}$$

Em análise feita através de uma amostra do Cloreto Férrico comercial utilizado neste experimento obteve-se:

$$\text{Fe}^{+3} = \mathbf{152 \text{ g / L}}$$

As especificações do **Sulfato de Alumínio comercial** são:

Fórmula: $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$ líquido (48%)

Densidade : $d = 1320 \text{ g / L}$

Portanto, teoricamente, este produto possui:

$$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O} = 0,48 * 1320 = 633,6 \text{ g / L}$$

$$\text{Al}^{+3} = 0,0908 * 633,6 = 57,5 \text{ g/L}$$

$$\text{Al}^{+3} = \mathbf{57,5 \text{ g/L}}$$

Em análise feita através de uma amostra do Sulfato de Alumínio comercial utilizado neste experimento obteve-se:

$$\text{Al}^{+3} = \mathbf{50,4 \text{ g / L}}$$

Tabela B1 – Dosagens e custos dos coagulantes utilizados

Concentração do FeCl₃ comercial 38% (d= 1396 g/L)

152 g/L

R\$ 1.105,30 /ton FeCl₃

Considerando um consumo per capita de 160 L/hab.dia

A	B	C	D	E	F	G
mg Fe/L	mg FeCl ₃ /L	Kg FeCl ₃ /m³	R\$/Kg FeCl ₃	R\$/m³	R\$/hab.dia	R\$/hab.mês
20	58,1	0,058	1,11	0,06	0,01	0,31
30	87,1	0,087	1,11	0,10	0,02	0,46
40	116,2	0,116	1,11	0,13	0,02	0,62
50	145,2	0,145	1,11	0,16	0,03	0,77
60	174,3	0,174	1,11	0,19	0,03	0,92
Formulas	A * 0,3443	B / 1000	1105,3 /1000	C * D	E * 0,16	F * 30

Concentração do Al₂(SO₄).14H₂O Liquido comercial 48% (d=1320 g/L)

50,4 g/L

R\$ 525,00 /ton Al₂(SO₄).14H₂O

A	B	C	D	E	F	G
mg Al/L	Al ₂ (SO ₄).14H ₂ O	Kg Al ₂ (SO ₄).14H ₂ O/m³	R\$/Kg Al	R\$/m³	R\$/hab.dia	R\$/hab.mês
12	132,2	0,132	0,53	0,07	0,01	0,33
16	176,2	0,176	0,53	0,09	0,01	0,44
20	220,3	0,220	0,53	0,12	0,02	0,56
24	264,3	0,264	0,53	0,14	0,02	0,67
28	308,4	0,308	0,53	0,16	0,03	0,78
33	363,4	0,363	0,53	0,19	0,03	0,92
Formulas	A * 0,0908	B / 1000	525 /1000	C * D	E * 0,16	F * 30

ANEXO C – Condições operacionais da estação piloto

1) Taxa de Aplicação Superficial:

A ETE piloto foi projetada para uma vazão de 200 L/h, ou seja, 4,8 m³/dia.

Para o decantador lamelar, tem-se uma área superficial disponível de:

$$B = 0,18 \text{ m}$$

$$L = 0,435 \text{ m}$$

$$A_{\text{superficial}} = 0,18 * 0,435 = \mathbf{0,0783 \text{ m}^2}$$

Para o Flotador por ar dissolvido, esta área é de:

$$B = 0,25 \text{ m}$$

$$L = 1,00 \text{ m}$$

$$A_{\text{superficial}} = 0,25 * 1,0 = \mathbf{0,25 \text{ m}^2}$$

Portanto, a Taxa de Aplicação Superficial obtida com uma vazão de 200 L/h em cada uma das unidades será:

- Decantador lamelar:

$$TAS = Q_{\text{piloto}} / A_{\text{superficial}}$$

$$TAS = 4,8 / 0,0783$$

$$TAS = 61,3 \text{ m}^3 / \text{m}^2 \cdot \text{dia}$$

- Flotador por ar dissolvido

$$TAS = Q_{\text{piloto}} / A_{\text{superficial}}$$

$$TAS = 6,0 / 0,25$$

$$TAS = 24 \text{ m}^3 / \text{m}^2 \cdot \text{dia}$$

2) Gradientes de velocidade adotado para a coagulação e para a floculação

Os gradientes de velocidade serão aferidos em campo com o auxílio de um tacômetro e seguindo o que foi feito em experimentos anteriores com a mesma ETE piloto (Sinelli, 2002 e Yoshida, 2005), para mistura lenta, como o gradiente em cada câmara será diferente montou-se um gráfico para facilitar a aferição em campo, conforme a Figura 9.1.

Figura 9.1: Gradiente de velocidade versus rotação

De acordo com Sinelli (2002), serão adotados os seguintes gradientes de velocidade:

Mistura Rápida: $1000 \text{ s}^{-1} \rightarrow 560 \text{ rpm}$

Mistura Lenta: $60 \text{ s}^{-1} \rightarrow 37 \text{ rpm}$

$45 \text{ s}^{-1} \rightarrow 31 \text{ rpm}$

$30 \text{ s}^{-1} \rightarrow 23 \text{ rpm}$

3) Preparo da solução diluída de coagulante

De acordo com o resultado da análise da quantidade de Fe^{+3} e Al^{+3} nas soluções de Cloreto Férrico comercial e Sulfato de Alumínio comercial, foram feitos os cálculos para determinar a melhor diluição de acordo com a vazão da bomba dosadora.

Para isso, foi feita uma verificação da capacidade da bomba dosadora que resultou na Tabela 9.1.

Tabela 9.1: Verificação da bomba dosadora

Vazão da Bomba Dosadora			
	V (mL)	t (s)	Q_{BD} (mL/min)
40%	52	65	48
50%	50	49,17	61
60%	50	42,81	70
70%	50	35,31	85
80%	50	27,69	108
90%	50	24,77	121
100%	52	21,37	146
máx	52	19,31	162

- **Solução de FeCl_3 comercial:**

Concentração de Fe^{+3} na solução comercial:

$$C_{\text{Fe}} = 152000 \text{ mg Fe}^{+3}/\text{L}$$

A tabela 9.2 contem os valores da Vazão da bomba dosadora (mL/min) de acordo com a concentração de operação e a solução de FeCl_3 .

Tabela 9.2: Vazão da bomba dosadora (mL/min)

Diluição	C_{solução} (mgFe /L)	C_{operação} (mg/L)			
		30	40	50	60
100%	152000				
5%	7600	13	18	22	26
3%	4560	22	29	37	44
2%	3040	33	44	55	66
1%	1520	66	88	110	132

Na qual,

A Concentração da solução diluída será:

$$C_{\text{solução}} = C_{\text{Fe}} * \text{diluição}$$

$$C_{\text{solução}} = 152000 \text{ mg Fe}^{+3}/\text{L} * \text{diluição}$$

E a vazão da bomba dosadora será:

$$Q_{\text{dosadora}} = Q_{\text{piloto}} * C_{\text{operação}} / C_{\text{solução}}$$

$$Q_{\text{dosadora}} = 3333 \text{ mL/min} * C_{\text{operação}} / C_{\text{solução}}$$

Portanto, a diluição escolhida é a de 2% (20 mL de FeCl₃/L), pois foi aquela que de acordo com as dosagens de coagulante se adequou melhor as características da bomba dosadora.

- **Solução de Al₂(SO₄)₃.14H₂O comercial:**

Concentração de Al⁺³ na solução comercial:

$$C_{\text{Al}} = 50400 \text{ mg Al}^{+3}/\text{L}$$

A tabela 9.3 contem os valores da Vazão da bomba dosadora (mL/min) de acordo com a concentração de operação e a solução de Al₂(SO₄)₃.14H₂O.

Tabela 9.3: Vazão da bomba dosadora (mL/min)

Diluição	C _{solução} (mgAl /L)	C _{operação} (mg/L)				
		12	16	20	24	28
100%	50400					
10%	5040	8	11	13	16	19
5%	2520	16	21	26	32	37
4%	2016	20	26	33	40	46
2%	1008	40	53	66	79	93
1%	504	79	106	132	159	185

Na qual,

A Concentração da solução diluída será:

$$C_{\text{solução}} = C_{\text{Al}} * \text{diluição}$$

$$C_{\text{solução}} = 152000 \text{ mg Al}^{+3}/\text{L} * \text{diluição}$$

E a vazão da bomba dosadora será:

$$Q_{\text{dosadora}} = Q_{\text{piloto}} * C_{\text{operação}} / C_{\text{solução}}$$

$$Q_{\text{dosadora}} = \mathbf{3333 \text{ mL/min}} * C_{\text{operação}} / C_{\text{solução}}$$

Portanto, a diluição escolhida é a de 4% (40 mL de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$ /L), pois foi aquela que de acordo com as dosagens de coagulante se adequou melhor as características da bomba dosadora.

ANEXO D – Resultados do Monitoramento das Lagoas

Tabela D1 – Resultados das análises da amostra do Efluente Bruto

Data	Efluente Bruto															
	Coli Fecal	Coli Total	DBO	DQO	Ptotal	N-NH ₃	NTK	N-NO ₃	N-NO ₂	pH	SST	SSF	SSV	ST	STF	STV
	NMP/100ml	NMP/100ml	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
27/07/05	9,30E+05	9,30E+05	250	839	9,33	43,12	49,28	0,80	nd	7,28	164	147	13	1116	252	864
03/08/05	1,10E+06	1,10E+06	54	180	7,97	45,64	57,68	0,50	0,20	7,49	306	54	252	2204	324	1880
10/08/05	1,10E+06	1,10E+06	233	629	6,67	34,72	37,24	1,00	1,40	7,23	219	80	139	840	470	370
23/08/05	9,30E+06	9,30E+06														
30/08/05	2,40E+08	4,30E+07	202	621	6,44	21,84	28,00	0,50	nd	7,81	542	94	448	929	461	468
06/09/05	1,10E+08	1,10E+08	112	430	19,90	36,04	38,08	1,21	1,00	7,01	595	103	492	1107	492	615
13/09/05	1,10E+08	1,10E+08	262	877	25,75	58,52	61,88	0,55	1,10	7,94	547	88	459	1015	494	521
20/09/05	4,30E+07	4,30E+07	283	890	16,86	29,12	29,68	0,36	0,80	6,89	349	95	254	823	388	435
29/09/05			89	280	25,14	52,92	56,93	0,01	0,30	7,32	408	83	325	841	328	513
04/10/05	2,40E+07	4,30E+08	113	395	12,00	75,32	84,00	0,07	0,50	7,42	510	153	357	1130	278	852
13/10/05			217	726	20,50	70,28	75,60	nd	1,30	7,09	525	85	440	1153	437	716
27/10/05			128	430	20,40	50,68	53,20	3,10	0,70	7,41	469	135	334	1178	413	765
10/11/05	4,30E+07	4,30E+07	130	422	12,39	69,44	73,73	3,20	0,40	7,15	337	264	73	927	163	764
18/01/06			230	707	13,86	34,53	43,86	nd	0,06	7,04	408	124	284	930	420	510
24/01/06			255	789	8,48	22,96	29,40	0,04	0,06	7,22	569	69	500	963	469	494
31/01/06			260	793	10,00	56,00	58,80	nd	0,15	7	603	524	79	789	338	451
07/02/06	4,60E+08	4,60E+08			14,80	72,80	95,20	3,20	1,50	6,83	1135	300	835	2112	547	1565
14/02/06	2,40E+08	2,40E+08	240	778	7,00	25,76	30,24	3,30	0,60	6,96	311	210	101	1016	447	569
21/02/06			420	880	5,20	21,28	29,86	nd	0,23	7,15	272	62	210	960	364	596
07/03/06	4,30E+06	4,60E+06	145	418	5,80	20,53	26,13	nd	1,20	7,07	280	65	215	881	353	528
Média			201	616	13,08	44,29	50,46	1,27	0,68	7,23	450	144	306	1101	391	709
D Padrão			86	220	6,44	18,39	20,23	1,26	0,48	0,28	207	111	192	380	94	377
Coef. Var.			0,43	0,36	0,49	0,42	0,40	0,99	0,71	0,04	0,46	0,77	0,63	0,35	0,24	0,53
Máx			420	890	25,75	75,32	95,20	3,30	1,50	7,94	1135	524	835	2204	547	1880
Mín			54	180	5,20	20,53	26,13	0,01	0,06	6,83	164	54	13	789	163	370

Tabela D2 – Resultados das análises da amostra do Efluente da Lagoa Anaeróbia

Data	Lagoa Anaeróbia (Saída)															
	Coli Fecal	Coli Total	DBO	DQO	Ptotal	N-NH ₃	NTK	N-NO ₃	N-NO ₂	pH	SST	SSF	SSV	ST	STF	STV
	NMP/100ml	NMP/100ml	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
27/07/05	2,40E+05	2,40E+05	80	267	7,76	45,64	47,88	nd	nd	7,44	178	46	132	628	296	332
03/08/05	1,10E+06	1,10E+06	46	155	7,05	45,08	49,56	1,00	0,20	6,98	328	50	278	743	565	178
10/08/05	1,10E+06	1,10E+06	66	209	7,36	45,64	46,76	0,70	0,50	7,13	60	37	23	701	363	338
23/08/05	2,40E+06	2,40E+06	49	148	7,50	29,12	44,52	0,13	nd	7,23	45	33	42	730	440	290
30/08/05	4,30E+06	4,30E+06	60	238	6,44	40,04	40,88	0,20	nd	7,9	284	39	245	694	419	275
06/09/05			101	340	7,97	43,96	51,24	1,32	0,40	7,31	343	26	317	635	330	305
13/09/05	2,40E+07	2,40E+07	98	302	7,05	43,40	44,24	0,25	0,40	7,75	158	33	125	730	413	317
20/09/05	2,40E+07	2,40E+07	81	312	7,05	42,28	42,56	0,14	0,50	6,9	100	32	68	563	254	309
29/09/05	4,30E+06	4,30E+06	34	107	8,28	37,80	41,06	0,01	0,70	7,16	170	40	130	641	143	498
04/10/05	9,30E+06	9,30E+06	9	30	8,00	38,92	43,86	0,07	0,40	7,16	184	48	136	601	280	321
13/10/05	2,40E+07	2,40E+07	19	58	7,00	40,32	43,86	0,02	0,40	7,4	229	27	202	613	250	363
27/10/05			38	132	6,34	41,16	46,60	nd	0,10	6,69	126	22	104	677	177	500
10/11/05	2,40E+08	2,40E+08	38	96	7,00	38,08	41,06	1,00	0,50	7,26	149	121	28	655	330	325
18/01/06			65	202	12,19	33,60	42,93	nd	0,03	6,94	99	85	14	627	400	227
24/01/06			100	310	8,02	33,60	38,64	0,17	0,02	7,13	145	30	115	578	463	115
31/01/06			80	251	5,00	34,53	37,33	nd	0,05	7	202	168	34	526	325	201
07/02/06	4,30E+06	4,30E+06	90	280	5,60	35,46	40,13	4,00	0,50	7,07	536	22	514	653	358	295
14/02/06	9,30E+06	9,30E+06	60	173	4,00	26,88	30,24	5,40	0,20	7,17	178	157	21	547	254	293
21/02/06			133	287	5,00	32,48	39,20	nd	0,06	7,21	83	47	36	684	348	336
07/03/06	2,40E+07	2,40E+07	75	232	4,50	30,80	39,20	nd	0,50	7,22	80	17	63	560	313	247
Média			66	206	6,96	37,94	42,59	1,03	0,32	7,20	184	54	131	639	336	303
D Padrão			30	88	1,71	5,53	4,62	1,58	0,21	0,27	114	43	123	62	97	88
Coef. Var.			0,45	0,43	0,25	0,15	0,11	1,53	0,64	0,04	0,62	0,79	0,94	0,10	0,29	0,29
Máx			133	340	12,19	45,64	51,24	5,40	0,70	7,90	536	168	514	743	565	500
Mín			9	30	4,00	26,88	30,24	0,01	0,02	6,69	45	17	14	526	143	115

Tabela D3 – Resultados das análises da amostra do Efluente da Lagoa Facultativa

Data	Lagoa Facultativa (Saída)																				
	Coli Fecal	Coli Total	DBO	DBOfilt	DQO	DQOfilt	Ptotal	Ptotalfilt	N-NH ₃	NTK	N-NO ₃	N-NO ₂	pH	SST	SSF	SSV	ST	STF	STV	Na	K
	NMP/100ml	NMP/100ml	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
27/07/05	4,30E+04	4,30E+04	62	50	190	167	7,47	1,90	28,00	31,64	nd	nd	8,44	606	62	544	728	160	568		
03/08/05	9,30E+04	9,30E+04	31	13	127	40	9,20	6,13	28,28	44,24	2,30	0,70	7,8	340	61	279	3768	442	3326	176,50	34,50
10/08/05	1,10E+06	2,40E+05	38	29	150	84	6,75	5,83	27,44	38,64	1,60	1,10	7,77	205	42	163	715	440	275	184,80	11,20
23/08/05	9,30E+04	9,30E+04	28	13	96	52	7,35	6,43	27,44	34,72	0,84	1,00	7,86	62	29	33	672	477	195	277,22	29,00
30/08/05	4,30E+06	4,30E+06	53	31	185	103		5,52	30,80	31,08	1,06	nd	8,36	285	247	38	723	418	305	173,50	16,30
06/09/05	9,30E+05	9,30E+05	72	48	223	185	7,05	6,13	33,04	37,24	2,07	1,10	7,79	288	23	265	647	297	350	174,80	17,00
13/09/05			73	48	240	181	6,44	6,13	30,80	33,04	1,06	1,20	8,44	200	33	167	801	458	343	159,30	21,40
20/09/05	9,30E+05	9,30E+05	73	58	247	185	6,13	3,99	28,84	30,52	0,90	nd	7,71	81	24	57	543	385	158	141,20	15,60
29/09/05			49	32	157	106	9,78	7,05	27,44	31,73	0,58	nd	7,8	201	38	163	680	411	269	189,60	16,18
04/10/05	9,30E+05	9,30E+05	33	11	103	40	6,70	6,00	27,72	29,86	0,50	0,70	8,07	207	36	171	636	283	353	276,00	16,60
13/10/05	2,40E+06	2,40E+06	72	39	248	114	7,40	7,10	28,84	32,66	0,45	1,00	7,38	267	37	230	641	318	323	168,90	15,66
27/10/05			56	31	175	92	9,00	7,20	31,36	37,30	nd	0,80	7,57	165	24	141	680	254	426	131,70	14,10
10/11/05	4,30E+05	4,30E+05		41		108	7,10		28,28	33,60	1,60	0,90	7,5	147	122	25	615	307	308	161,60	15,20
18/01/06			54	40	117		10,21	9,45	24,36	30,80	nd	0,03	7,42	98	63	35	552	317	552	200,50	13,10
24/01/06			90	40	267	136	7,55	6,61	27,44	31,36	0,12	0,03	8,05	227	11	216	625	400	225	201,50	13,50
31/01/06			60	52	202	176	6,00	4,30	27,06	34,53	nd	0,05	7,2	255	234	21	516	314	202	154,30	15,30
07/02/06	4,30E+05	4,30E+05	40	85	126	277	6,00	5,20	25,20	28,00	4,30	0,60	7,33	574	22	552	698	309	389	205,20	16,96
14/02/06			33	25	87	65	3,10	1,60	31,48	35,28	4,90	0,10	7,87	85	55	30	634	425	209	139,20	14,39
21/02/06			76	30	145	77	4,20	2,50	21,84	27,06	nd	0,09	7,58	66	40	26	507	252	250	155,60	13,13
07/03/06	4,30E+04	4,30E+04	45	30	134	83	4,70	3,60	21,46	25,20	nd	0,10	7,36	80	27	53	467	273	194	174,20	18,20
Média			55	37	169	120	6,95	5,40	27,86	32,93	1,59	0,59	7,77	222	62	160	792	347	461		
D Padrão			18	17	55	60	1,77	1,94	2,91	4,23	1,37	0,44	0,36	147	64	154	688	83	666		
Coef. Var.			0,32	0,45	0,32	0,50	0,25	0,36	0,10	0,13	0,86	0,73	0,05	0,66	1,04	0,96	0,87	0,24	1,45		
Máx			90	85	267	277	10,21	9,45	33,04	44,24	4,9	1,2	8,44	606	247	552	3768	477	3326		
Mín			28	11	87	40	3,10	1,60	21,46	25,20	0,12	0,03	7,2	62	11	21	467	160	158		

ANEXO E – Resultado das repetições das melhores dosagens aplicadas ao Efluente da Lagoa Facultativa

Tabela E1 - 1º Bateria de testes: Sedimentação com Cloreto Férrico

Data	Amostra	pH	Alcalinidade	Turbidez	P _{total}	P _{solúvel}	DQO	N-NH ₃	NTK	Clorofila A	Fe
			(mg CaCO ₃ /L)	(UT)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
11/07/05	Facultativa	8,4	328		5,12		199	28,8			-
	FS 60 Fe	7,3	284		0,75		87	28,8			1,92
	Lodo	-	-		-		-	-	-	-	-
12/07/05	Facultativa	7,9	308		5,53		229	29,1	31,6		-
	FS 60 Fe	7,1	276		0,78		76	29,1			2,33
	Lodo	-	-	-	-		-	-	-		-
18/07/05	Facultativa	8,0	380	67,3	6,82		248	29,7	30,2		-
	FS 60 Fe	6,9	196	21,2	1,08		117	29,4	29,7		1,58
	Lodo	-	-	-	-		-	-	-		-
19/07/05	Facultativa	7,9	360	67,0	6,49		283	31,1	31,4		-
	FS 60 Fe	6,8	208	24,2	1,12		72	30,5	32,2		1,62
	Lodo	-	-	-	-		-	-	-		-
25/07/05	Facultativa	7,9	384	68,1	6,53		234	28,8	41,44		-
	FS 60 Fe	6,8	192	25,1	0,83		64	28,3	33,04		1,93
	Lodo	-	-	-	-		-	-	-		-
26/07/05	Facultativa	7,9	356	91,5	6,34		301	28,8	39,76		-
	FS 60 Fe	6,6	200	34,5	1,09		59	28,6	30,24		2,21
	Lodo	-	-	-	-		-	-	-		-

Tabela E2 - 1º Bateria de testes: Sedimentação com Cloreto Férrico

Data	Amostra	ST	SF	SV	SST	SSF	SSV	Vazão de lodo (L/h)	Produção de lodo (mg/L)	Coli T (nº/100mL)	Coli F (nº/100mL)
		(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)				
11/07/05	Facultativa	700	520	180	140	20	120	-	-		
	FS 60 Fe	530	300	230	90	20	70	-	-		
	Lodo	1370	870	500	-	-	-	50	343		
12/07/05	Facultativa	640	80	560	140	60	80	-	-	4,3E+04	4,3E+04
	FS 60 Fe	490	280	210	70	20	50	-	-	2,4E+03	2,4E+03
	Lodo	2010	1080	930	-	-	-	48	482		
18/07/05	Facultativa	580	420	160	160	60	100	-	-	4,3E+04	4,3E+04
	FS 60 Fe	380	320	60	60	20	40	-	-	2,4E+03	2,4E+03
	Lodo	2410	1610	800	-	-	-	28	337		
19/07/05	Facultativa	750	480	270	100	40	60	-	-	4,3E+04	4,3E+04
	FS 60 Fe	610	550	60	80	10	70	-	-	2,4E+03	2,4E+03
	Lodo	2070	1160	910	-	-	-	32	331		
25/07/05	Facultativa	610	460	150	180	80	100	-	-	4,3E+04	4,3E+04
	FS 60 Fe	490	360	130	60	30	30	-	-	4,3E+03	4,3E+03
	Lodo	2090	970	1120	-	-	-	25	261		
26/07/05	Facultativa	730	570	160	240	60	180	-	-	4,3E+04	4,3E+04
	FS 60 Fe	380	270	110	110	10	100	-	-	4,3E+03	4,3E+03
	Lodo	2210	1580	630	-	-	-	30	332		

Tabela E3 - 2º Bateria de testes: Flotação com Cloreto Férrico

Data	Amostra	pH	Alcalinidade	Turbidez	P _{total}	P _{soluvel}	DQO	N-NH3	NTK	Clorofila A	Fe
			(mg CaCO3/L)	(UT)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
01/08/05	Facultativa	8,0	360	93,3	6,38		180	26,9	42,6		-
	FF 50 Fe	7,0	204	32,1	1,04		61	26,3	26,9		1,39
	Lodo	-	-	-	-		-	-	-	-	-
02/08/05	Facultativa	8,0	360	100,4	6,83		248	26,3	33,6	1,13	-
	FF 50 Fe	7,1	208	38,1	0,99		63	25,8	28,0	0,54	1,52
	Lodo	-	-	-	-		-	-	-	-	-
08/08/05	Facultativa	7,8	384	133,0	6,67	4,70	193	30,0	36,4	1,08	-
	FF 50 Fe	6,9	240	45,6	1,12	0,29	96	28,8	31,9	0,72	2,21
	Lodo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
09/08/05	Facultativa	7,7	396	106,0	6,72	2,22	218	30,5	37,2	1,22	-
	FF 50 Fe	6,8	240	26,6	1,26	0,29	41	24,7	34,7	0,62	2,20
	Lodo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15/08/05	Facultativa	7,7	400	181,0	6,33	3,02		34,4	40,60	0,70	-
	FF 50 Fe	6,8	268	62,6	0,82	0,29		32,5	35,60	0,46	1,80
	Lodo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
16/08/05	Facultativa	7,6	396	165,0	5,5	4,00		37,2	37,50	0,71	-
	FF 50 Fe	6,9	280	40,4	1,13	0,20		33,3	33,60	0,29	2,30
	Lodo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabela E4 - 2º Bateria de testes: Flotação com Cloreto Férrico

Data	Amostra	ST	SF	SV	SST	SSF	SSV	Vazão de lodo (L/h)	Produção de lodo (mg/L)	Coli T (nº/100mL)	Coli F (nº/100mL)
		(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)				
01/08/05	Facultativa	555	395	160	127	1	126	-	-	4,3E+04	4,3E+04
	FF 50 Fe	540	401	139				-	-	9,3E+02	9,3E+02
	Lodo	14056	6416	7640	-	-	-	4,0	281	-	-
02/08/05	Facultativa	625	428	197				-	-	9,3E+04	9,3E+04
	FF 50 Fe	534	465	69	61	14	47	-	-	9,3E+03	9,3E+03
	Lodo	15762	7594	8168	-	-	-	4,5	339	-	-
08/08/05	Facultativa	595	428	167	133	1	132	-	-	4,6E+05	4,6E+05
	FF 50 Fe	508	428	80	20	0	20	-	-	4,6E+04	4,6E+04
	Lodo				-	-	-			-	-
09/08/05	Facultativa	645	474	171				-	-	1,1E+06	2,4E+05
	FF 50 Fe	650	470	180	36	26	10	-	-	9,3E+04	2,4E+04
	Lodo	13800	6614	7186	-	-	-	6,0	414	-	-
15/08/05	Facultativa	699	399	300	129	0	129	-	-		
	FF 50 Fe	599	487	112	31	8	23	-	-		
	Lodo	14814	8302	6512	-	-	-	4,0	296	-	-
16/08/05	Facultativa	656	369	287	83	2	81	-	-		
	FF 50 Fe	557	445	112	30	1	29	-	-		
	Lodo	12710	6240	6470	-	-	-	5,0	318	-	-

Tabela E5 - 3º Bateria de testes: Sedimentação com Sulfato de Alumínio

Data	Amostra	pH	Alcalinidade	Turbidez	P _{total}	P _{soluvel}	DQO	N-NH3	NTK	Clorofila A	Al
			(mg CaCO3/L)	(UT)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
27/09/05	Facultativa	8,2	380	114	4,10	2,24	251	32,8	33,6	0,77	-
	FS 28 Al	6,9	264	13,9	0,67	0,55	90	31,4	31,4	0,15	2,80
	Lodo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
29/09/05	Facultativa	7,8	364	140	6,36	1,62		32,5	34,7	0,66	-
	FS 28 Al	6,9	232	9,8	0,56	0,56		30,8	31,6	0,11	1,80
	Lodo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
03/10/05	Facultativa	7,8	364	163,0	5,49	1,67	209	30,0		0,80	-
	FS 28 Al	6,8	232	19,1	1,3	0,69	48	29,7	30,2	0,26	4,04
	Lodo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
04/10/05	Facultativa	8,3	352	156,0	5,52	1,60	280	29,4	31,1	1,46	-
	FS 28 Al	6,8	220	20,7	0,8	0,63	55	29,1	29,4	0,43	2,40
	Lodo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10/10/05	Facultativa	7,7	372	183,0	5,46	2,00	225	30,5	33,3	0,80	-
	FS 28 Al	6,8	228	19,8	0,8	0,42	63	30,0	30,2	0,27	
	Lodo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
18/10/05	Facultativa	7,7	360	207,0	5,97		207	29,7	33,0	0,47	-
	FS 28 Al	6,5	192	10,0	0,32		54	29,4	30,0	0,06	
	Lodo	-	-	-	-	-	-	-		-	-

Tabela E6 - 3º Bateria de testes: Sedimentação com Sulfato de Alumínio

Data	Amostra	ST	SF	SV	SST	SSF	SSV	Vazão de lodo (L/h)	Produção de lodo (mg/L)	Coli T (nº/100mL)	Coli F (nº/100mL)
		(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)				
27/09/05	Facultativa	661	503	158	146	20	126	-	-	9,3E+05	9,3E+05
	FS 28 Al	559	506	53	36	7	29	-	-	2,4E+03	2,1E+02
	Lodo	1950	1090	860	-	-	-	28,0	273	-	-
29/09/05	Facultativa	654	477	177	150	22	128	-	-		
	FS 28 Al	561	518	43	19	2	17	-	-		
	Lodo	1902	1048	854	-	-	-	30,0	285	-	-
03/10/05	Facultativa	713	461	252	134	26	108	-	-	4,3E+05	4,3E+05
	FS 28 Al	597	483	114	37	7	30	-	-	2,4E+03	2,4E+03
	Lodo	1872	992	880	-	-	-	32,0	300	-	-
04/10/05	Facultativa	766	424	342	100	11	89	-	-		
	FS 28 Al	634	515	119	78	12	66	-	-		
	Lodo	3218	1376	1842	-	-	-	30,0	483	-	-
10/10/05	Facultativa	755	463	292	114	4	110	-	-	4,3E+05	4,3E+05
	FS 28 Al	626	480	146	19	1	18	-	-	9,3E+03	9,3E+03
	Lodo	1884	1030	854	-	-	-	32,0	301	-	-
18/10/05	Facultativa	616	407	209	122	34	88	-	-	1,1E+06	1,1E+06
	FS 28 Al	550	458	92	6	2	4	-	-	9,3E+02	9,3E+02
	Lodo	1853	747	1106	-	-	-	30,0	278	-	-

Tabela E7 - 4º Bateria de testes: Flotação com Sulfato de Alumínio

Data	Amostra	pH	Alcalinidade	Turbidez	P _{total}	P _{solúvel}	DQO	N-NH ₃	NTK	Clorofila A	Al
			(mg CaCO ₃ /L)	(UT)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
17/10/05	Facultativa	7,7	348	155	6,92	2,69	154	30,2	33,6	0,48	-
	FF 24 Al	6,9	220	13,9	0,48	0,36	47	26,6	27,2	0,04	1,25
	Lodo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24/10/05	Facultativa	7,6	348	167			175	29,1	32,8	0,05	-
	FF 24 Al	6,8	224	12,6			44	25,2	25,8	0,07	0,94
	Lodo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
07/11/05	Facultativa	8,0	340	187,0	5,16	2,81	178	25,2	28,6	0,82	-
	FF 24 Al	7,4	216	14,2	1	0,92	69	24,1	24,4	0,14	1,39
	Lodo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
08/11/05	Facultativa	7,7	332	173,0	6,36	4,5	205	25,8	30,2	0,49	-
	FF 24 Al	6,8	204	12,3	1,8	1,34	26	23,2	24,6	0,08	1,50
	Lodo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10/11/05	Facultativa	7,8	328	106,0			167	26,9	31,9	0,66	-
	FF 24 Al	6,7	184	8,1			56	24,6	25,5	0,06	
	Lodo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Facultativa										-
	FF 24 Al										
	Lodo	-	-	-	-	-	-	-		-	-

Tabela E8 - 4º Bateria de testes: Flotação com Sulfato de Alumínio

Data	Amostra	ST	SF	SV	SST	SSF	SSV	Vazão de lodo (L/h)	Produção de lodo (mg/L)	Coli T (nº/100mL)	Coli F (nº/100mL)
		(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)				
17/10/05	Facultativa	735	490	245	132	6	126	-	-	4,6E+05	2,4E+04
	FF 24 Al	563	325	238	15	2	13	-	-	2,4E+02	2,4E+02
	Lodo	16452	7874	8578	-	-	-	4,0	329	-	-
24/10/05	Facultativa	592	363	229	94	8	86	-	-		
	FF 24 Al	478	373	105	8	1	7	-	-		
	Lodo	15792	7278	8514	-	-	-	4,5	355	-	-
07/11/05	Facultativa	593	367	226	136	20	116	-	-		
	FF 24 Al	524	436	88	20	5	15	-	-		
	Lodo	19188	8038	11150	-	-	-	5,0	480	-	-
08/11/05	Facultativa	635	383	252	62	12	50	-	-		
	FF 24 Al	506	424	82	30	4	26	-	-		
	Lodo	12582	5738	6844	-	-	-	6,0	377	-	-
10/11/05	Facultativa							-	-		
	FF 24 Al							-	-		
	Lodo				-	-	-	5,0		-	-
	Facultativa							-	-		
	FF 24 Al							-	-		
	Lodo				-	-	-			-	-

ANEXO F – Resultado das repetições das melhores dosagens aplicadas ao Efluente da Lagoa Anaeróbia

Tabela F1 - 1º Bateria de testes: Sedimentação com Cloreto Férrico

Data	Amostra	pH	Alcalinidade	Turbidez	P _{total}	P _{solúvel}	DQO	N-NH ₃	NTK	Fe
			(mg CaCO ₃ /L)	(UT)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
16/01/06	Lagoa Anaeróbia	7,0	376	95	8,73*	5,62*	219	38,1	42,6	
	Sedimentação 25 mg Fe/L	6,5	248	28	7,67*	-	121	37,5	40,9	18,30
	Lodo	-	-		-		-	-	-	-
17/01/06	Lagoa Anaeróbia	7,0	356	98	10,32*	5,85*	267	37,5	40,3	-
	Sedimentação 25 mg Fe/L	6,6	216	48	6,16*	-	180	34,7	39,2	
	Lodo	-	-	-	-		-	-	-	-
18/01/06	Lagoa Anaeróbia	6,9	384	116	11,39*	8,81*	281	38,1	41,4	
	Sedimentação 25 mg Fe/L	6,4	248	54	5,64*	3,97*	138	37,0	39,2	23,20
	Lodo	-	-	-	-		-	-	-	-
24/01/06	Lagoa Anaeróbia	7,0	384	97	13,05		217	36,4	38,6	
	Sedimentação 20 mg Fe/L	6,8	280	75	3,03		94	34,7	35,3	14,30
	Lodo	-	-	-	-		-	-	-	-
13/03/06	Lagoa Anaeróbia	7,1	368	114	9,36	3,02	208	34,7	39,2	
	Sedimentação 20 mg Fe/L	6,9	300	63	1,72	-	185	33,0	36,4	9,67
	Lodo	-	-	-	-		-	-	-	-
14/03/00	Lagoa Anaeróbia	7,2	360	116	4,96	2,88	211	35,3	37,0	
	Sedimentação 20 mg Fe/L	7,0	300	45	1,69	0,25	205	33,6	35,3	13,10
	Lodo	-	-	-	-		-	-	-	-

* Flotação de flocos devido a geração de gases do processo anaeróbio

Tabela F2 - 1º Bateria de testes: Sedimentação com Cloreto Férrico

Data	Amostra	ST	SF	SV	SST	SSF	SSV	Vazão de lodo (L/h)	Produção de lodo (mg/L)	Coli T (nº/100mL)	Coli F (nº/100mL)
		(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)				
16/01/06	Lagoa Anaeróbia	653	376	277	52	6	46	-	-	4,3E+04	1,5E+04
	Sedimentação 25 mg Fe/L	627	424	203	38	28	10	-	-	9,3E+03	9,3E+03
	Lodo				-	-	-				
17/01/06	Lagoa Anaeróbia	669	395	274	60	8	52	-	-	4,6E+05	4,6E+05
	Sedimentação 25 mg Fe/L	704	459	245	68	44	24	-	-	4,6E+05	2,4E+05
	Lodo				-	-	-				
18/01/06	Lagoa Anaeróbia	665	502	163	82	2	80	-	-		
	Sedimentação 25 mg Fe/L	704	495	209	62	32	30	-	-	1,1E+04	1,1E+04
	Lodo				-	-	-				
24/01/06	Lagoa Anaeróbia	679	503	176	60	8	52	-	-		
	Sedimentação 20 mg Fe/L	638	411	227	36	14	22	-	-	2,1E+05	2,1E+05
	Lodo				-	-	-				
13/03/06	Lagoa Anaeróbia	607	386	221	96	12	84	-	-		
	Sedimentação 20 mg Fe/L	629	401	228	68	26	42	-	-		
	Lodo				-	-	-	4			
14/03/00	Lagoa Anaeróbia	656	397	259	52	2	50	-	-		
	Sedimentação 20 mg Fe/L	667	432	235	36	8	28	-	-		
	Lodo	2598	1318	1280	-	-	-	4,5	58		

Tabela F3 - 2º Bateria de testes: Flotação com Cloreto Férrico

Data	Amostra	pH	Alcalinidade	Turbidez	P _{total}	P _{solúvel}	DQO	N-NH ₃	NTK	Fe
			(mg CaCO ₃ /L)	(UT)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
06/03/06	Lagoa Anaeróbia	7,1	312	146	3,71	3,71	215	31,4	35,5	
	Flotação 25 mg Fe/L	7,0	196	17	0,42	0,01	52	17,9	29,7	5,43
	Lodo	-	-	-	-		-	-	-	-
13/03/06	Lagoa Anaeróbia	7,1	368	114	9,36	3,02	208	34,7	39,2	
	Flotação 20 mg Fe/L	6,8	252	24,9	0,26	0,01	81	26,3	29,7	6,94
	Lodo	-	-	-	-		-	-	-	-
14/03/06	Lagoa Anaeróbia	7,2	360	116,0	4,96	2,88	221	35,3	0,0	
	Flotação 20 mg Fe/L	7,0	292	46,5	1,32	0,01		29,7	31,9	8,95
	Lodo	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20/03/06	Lagoa Anaeróbia	7,1	356	104,0	5,37	4,17	302	34,7	38,1	-
	Flotação 20 mg Fe/L	6,9	240	33,4	0,42	0,02	214	25,8	28,0	9,23
	Lodo	-	-	-	-	-	-	-	-	-
21/03/06	Lagoa Anaeróbia	7,0	368	134,0	5,6	2,50	210	37,0	38,08	-
	Flotação 20 mg Fe/L	6,7	268	53,1	0,62	0,01	76	29,1	30,80	9,02
	Lodo	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabela F4 - 2º Bateria de testes: Flotação com Cloreto Férrico

Data	Amostra	ST	SF	SV	SST	SSF	SSV	Vazão de lodo (L/h)	Produção de lodo (mg/L)	Coli T (nº/100mL)	Coli F (nº/100mL)
		(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)				
06/03/06	Lagoa Anaeróbia	592	400	192				-	-		
	Flotação 25 mg Fe/L	407	369	38	32	12	20	-	-		
	Lodo				-	-	-			-	-
13/03/06	Lagoa Anaeróbia	607	386	221	96	12	84	-	-		
	Flotação 20 mg Fe/L	477	339	138	24	6	18	-	-		
	Lodo				-	-	-			-	-
14/03/06	Lagoa Anaeróbia	656	397	259	52	2	50	-	-		
	Flotação 20 mg Fe/L	575	350	225	50	10	40	-	-		
	Lodo	1670	688	982	-	-	-	2,0	17	-	-
20/03/06	Lagoa Anaeróbia	532	308	224	54	6	48	-	-		
	Flotação 20 mg Fe/L	491	373	118	32	6	26	-	-		
	Lodo	1042	512	530	-	-	-	2,5	13	-	-
21/03/06	Lagoa Anaeróbia	650	396	254	72	12	60	-	-		
	Flotação 20 mg Fe/L	559	338	221	32	6	26	-	-		
	Lodo	4364	2096	2268	-	-	-	2,0	44	-	-

Tabela F5 - 3º Bateria de testes: Sedimentação com Sulfato de Alumínio

Data	Amostra	pH	Alcalinidade	Turbidez	P _{total}	P _{solúvel}	DQO	N-NH ₃	NTK	Al
			(mg CaCO ₃ /L)	(UT)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
31/01/06	Lagoa Anaeróbia	7,0	332	108	5,30			37,0	38,6	
	Sedimentação 20 mg Al/L	6,7	196	26,8	0,21			30,8	31,4	3,60
	Lodo	-	-	-	-	-	-	-	-	-
14/02/06	Lagoa Anaeróbia	7,0	268	93,9	4,04	2,52	206	30,8	31,4	
	Sedimentação 20 mg Al/L	5,9	72	15,1	0,05	-	142	29,1	29,7	1,17
	Lodo	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15/02/06	Lagoa Anaeróbia	7,1	292	82,1	4,78	3,20	196	30,2	31,9	
	Sedimentação 20 mg Al/L	5,8	68	17,2	0,07	-	111	28,6	29,1	0,91
	Lodo	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20/02/06	Lagoa Anaeróbia	7,1	340	132,0	4,62	3,06	141		37,5	
	Sedimentação 20 mg Al/L	6,5	196	34,7	0,12	-	41	31,9	34,7	0,99
	Lodo	-	-	-	-	-	-	-	-	-
21/02/06	Lagoa Anaeróbia	7,0	344	123,0	4,7	3,00	179	31,9	38,6	-
	Sedimentação 15 mg Al/L	6,5	256	25,3	0,27	-	78	30,8	35,8	
	Lodo	-	-	-	-	-	-	-	-	-
07/03/06	Lagoa Anaeróbia	7,1	340	70,4	4,84	4,03	212	34,2	40,3	-
	Sedimentação 20 mg Al/L	6,5	212	39,0	0,12	0,01	89	33,6	35,8	
	Lodo	-	-	-	-	-	-	-		-

Tabela F6 - 3º Bateria de testes: Sedimentação com Sulfato de Alumínio

Data	Amostra	ST	SF	SV	SST	SSF	SSV	Vazão de lodo (L/h)	Produção de lodo (mg/L)	Coli T (n°/100mL)	Coli F (n°/100mL)
		(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)				
31/01/06	Lagoa Anaeróbia							-	-	9,3E+07	9,3E+07
	Sedimentação 20 mg Al/L							-	-	4,3E+03	4,3E+03
	Lodo				-	-	-			-	-
14/02/06	Lagoa Anaeróbia	417	244	173	80	14	66	-	-		
	Sedimentação 20 mg Al/L	445	360	85	14	2	12	-	-		
	Lodo	4228	2638	1590	-	-	-	6,0	127	-	-
15/02/06	Lagoa Anaeróbia	446	224	222	62	2	60	-	-		
	Sedimentação 20 mg Al/L	489	433	56	6	0	6	-	-		
	Lodo	3038	2054	984	-	-	-	7,0	106	-	-
20/02/06	Lagoa Anaeróbia	569	332	237	78	18	60	-	-	9,3E+06	9,3E+06
	Sedimentação 20 mg Al/L	609	430	179				-	-	2,4E+03	2,4E+03
	Lodo	2674	1718	956	-	-	-	6,5	87	-	-
21/02/06	Lagoa Anaeróbia							-	-		
	Sedimentação 15 mg Al/L							-	-		
	Lodo				-	-	-			-	-
07/03/06	Lagoa Anaeróbia	427	302	125	62	14	48	-	-		
	Sedimentação 20 mg Al/L	498	432	66	18	8	10	-	-		
	Lodo				-	-	-			-	-

Tabela F7 - 4º Bateria de testes: Flotação com Sulfato de Alumínio

Data	Amostra	pH	Alcalinidade	Turbidez	P _{total}	P _{solúvel}	DQO	N-NH ₃	NTK	Al
			(mg CaCO ₃ /L)	(UT)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
30/01/06	Lagoa Anaeróbia	6,9	340	92,1	5,00		193	34,2	37,5	
	Flotação 20 mg Al/L	6,4	184	43,8	0,32		75	35,3	36,4	1,85
	Lodo	-	-	-	-	-	-	-	-	-
06/02/06	Lagoa Anaeróbia	6,9	384	83	5,68	4,02	202	37,5	47,0	
	Flotação 20 mg Al/L	6,0	116	24,1	0,10	0,01	61	34,7	35,8	0,53
	Lodo	-	-	-	-	-	-	-	-	-
07/02/06	Lagoa Anaeróbia	7,3	368	94,6	6,15	4,03	221	38,6	43,1	
	Flotação 20 mg Al/L	6,2	120	23,8	0,09	0,01	40	30,2	30,2	0,68
	Lodo	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20/02/06	Lagoa Anaeróbia	7,1	328	117,0	4,94	2,46	-	35,3	38,6	
	Flotação 20 mg Al/L	6,7	248	35,0	0,3	-	-	19,7	31,4	
	Lodo	-	-	-	-	-	-	-	-	-
21/02/06	Lagoa Anaeróbia	7,0	344	123,0	4,7	3,00	179	31,9	38,6	-
	Flotação 15 mg Al/L	6,7	240	27,6	0,23	-	128	30,2	32,5	
	Lodo	-	-	-	-	-	-	-	-	-
22/02/06	Lagoa Anaeróbia	7,3	316	127,0	5,96	3,40	214	30,2	36,4	-
	Flotação 15 mg Al/L	6,9	196	18,7	0,24	-	84	26,3	28,0	
	Lodo	-	-	-	-	-	-	-		-

Tabela F8 - 4º Bateria de testes: Flotação com Sulfato de Alumínio

Data	Amostra	ST	SF	SV	SST	SSF	SSV	Vazão de lodo (L/h)	Produção de lodo (mg/L)	Coli T (n°/100mL)	Coli F (n°/100mL)
		(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)				
30/01/06	Lagoa Anaeróbia	602	454	148	56	4	52	-	-	2,4E+06	2,4E+06
	Flotação 20 mg Al/L	513	461	52	16	2	14	-	-	4,3E+03	4,3E+03
	Lodo				-	-	-			-	-
06/02/06	Lagoa Anaeróbia	662	523	139	60	4	56	-	-		
	Flotação 20 mg Al/L	704	561	143	12	2	10	-	-		
	Lodo				-	-	-			-	-
07/02/06	Lagoa Anaeróbia	683	538	145	80	12	68	-	-		
	Flotação 20 mg Al/L	678	518	160	6	2	4	-	-		
	Lodo				-	-	-			-	-
20/02/06	Lagoa Anaeróbia	595	283	312	72	16	56	-	-	9,3E+06	9,3E+06
	Flotação 20 mg Al/L	562	366	196	32	4	28	-	-	4,3E+04	4,3E+04
	Lodo	4314	2502	1812	-	-	-	4,5	97	-	-
21/02/06	Lagoa Anaeróbia				58	8	50	-	-		
	Flotação 15 mg Al/L				20	4	16	-	-		
	Lodo				-	-	-	5,0		-	-
22/02/06	Lagoa Anaeróbia				62	12	50	-	-		
	Flotação 15 mg Al/L				4	2	2	-	-		
	Lodo				-	-	-			-	-

ANEXO G – Resultado da contagem de Helmintos e protozoários

Tabela G1 – Resultados da contagem de Helmintos e protozoários no Efluente da Lagoa Facultativa e do pós-tratamento

Processo Físico-químico	Helmintos (ovos/L)			
	Lagoa Facultativa		Físico-químico	
Sedim. 60 mg Fe/L	1,0	Taenia sp	0,0	
Flot. 50 mg Fe/L				
Sedim. 28 mg Al/L	9,0	Ascaris sp Hymenolepis sp	1,0	Ascaris sp
Flot.24 mg Al/L	1,0	Trichuris trichiura	2,0	Ancilostomideo Ascaris sp
Processo Físico-químico	Giardia (cistos/L)		Cryptosporidium sp (oocistos/L)	
	Lagoa Facultativa	Físico-químico	Lagoa Facultativa	Físico-químico
Sedim. 60 mg Fe/L	5,0E+00	0,0E+00	2,3E+00	1,7E+00
Flot. 50 mg Fe/L	7,4E+01	0,0E+00	1,7E+01	1,3E+00
Sedim. 28 mg Al/L	3,5E+01	2,2E+00	1,0E+01	1,1E+00
Flot.24 mg Al/L	1,6E+01	3,2E+00	6,0E+00	1,6E+00
Processo Físico-químico	Clostridium perfringens (NMP/100mL)		Bacteriófagos F específico (Lise/100mL)	
	Lagoa Facultativa	Físico-químico	Lagoa Facultativa	Físico-químico
Sedim. 60 mg Fe/L				
Flot. 50 mg Fe/L				
Sedim. 28 mg Al/L	2,4E+04	0,0E+00	4,0E+01	0,0E+00
Flot.24 mg Al/L	1,7E+03	1,3E+01	1,2E+01	0,0E+00
Processo Físico-químico	Bacteriófagos Colifagos Somáticos (Lise/100mL)		Enterococos (nc.mf/100mL)	
	Lagoa Facultativa	Físico-químico	Lagoa Facultativa	Físico-químico
Sedim. 60 mg Fe/L				
Flot. 50 mg Fe/L				
Sedim. 28 mg Al/L	2,4E+02	0,0E+00	5,3E+04	0,0E+00
Flot.24 mg Al/L	6,6E+03	1,2E+02	5,7E+04	2,5E+02

Tabela G2 – Resultados da contagem de Helmintos e protozoários no Efluente da Lagoa Anaeróbia e do pós-tratamento

Processo Físico-químico	Helmintos (ovos/L)			
	Lagoa Anaeróbia		Físico-químico	
Sedim. 20 mg Fe/L	2,0	Ancilostomideo Ascaris sp	0,0	
Sedim. 20 mg Al/L	3,0	Ascaris sp Taenia sp	1,0	Hymenolepis sp
Flot. 20 mg Al/L				
Flot. 20 mg Fe/L				
Processo Físico-químico	Giardia (cistos/L)		<i>Cryptosporidium</i> sp (oocistos/L)	
	Lagoa Anaeróbia	Físico-químico	Lagoa Anaeróbia	Físico-químico
Sedim. 20 mg Fe/L	1,1E+02	0,0E+00	1,0E+02	0,0E+00
Sedim. 20 mg Al/L	1,6E+02	8,0E-01	1,1E+02	0,0E+00
Flot. 20 mg Al/L	1,7E+02	5,1E+00	1,2E+02	1,7E+00
Flot. 20 mg Fe/L	5,8E+01	2,9E+00	4,8E+01	0,0E+00
Processo Físico-químico	<i>Clostridium perfringens</i> (NMP/100mL)		<i>Bacteriófagos F específico</i> (Lise/100mL)	
	Lagoa Anaeróbia	Físico-químico	Lagoa Anaeróbia	Físico-químico
Sedim. 20 mg Fe/L	1,6E+05	2,8E+03	1,5E+02	0,0E+00
Sedim. 20 mg Al/L	1,3E+05	4,0E+01	6,6E+02	0,0E+00
Flot. 20 mg Al/L	7,0E+03	2,3E+01	2,0E+02	0,0E+00
Flot. 20 mg Fe/L	9,0E+04	1,6E+04	1,6E+02	4,0E+01
Processo Físico-químico	<i>Bacteriófagos Colifagos Somáticos</i> (Lise/100mL)		<i>Enterococos</i> (nc.mf/100mL)	
	Lagoa Anaeróbia	Físico-químico	Lagoa Anaeróbia	Físico-químico
Sedim. 20 mg Fe/L	2,6E+04	4,5E+01	2,6E+05	4,1E+01
Sedim. 20 mg Al/L	5,9E+03	4,3E+02	2,3E+05	4,0E+01
Flot. 20 mg Al/L	1,8E+04	2,4E+02	1,8E+05	6,0E+01
Flot. 20 mg Fe/L	4,1E+04	6,4E+03	5,7E+05	5,4E+04