



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA

André Câmara de Brito

**FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO COMO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE
LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO**

Natal/RN
Julho/2016

ANDRÉ CÂMARA DE BRITO

**FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO COMO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE
LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária.

Orientadores: Prof. Dr. André Luiz Calado Araújo

Prof. Dr. Renato Dantas Rocha da Silva

Natal/RN
Julho/2016

Catálogo da Publicação na Fonte
Universidade Federal do Rio Grande do Norte - Sistema de Bibliotecas
Biblioteca Central Zila Mamede / Setor de Informação e Referência

Brito, André Câmara de.

Flotação por ar dissolvido como pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização / André Câmara de Brito. - 2016.
53 f. : il.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Tecnologia. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária. Natal (RN), 2016.

Orientador: Prof. Dr. André Luís Calado Araújo.

Coorientador: Prof. Dr. Renato Dantas Rocha da Silva.

1. Lagoa de estabilização – Dissertação. 2. Tratamento de efluentes – Dissertação. 3. Flotação por ar dissolvido – Dissertação. 4. Coagulação-Floculação-Flotação – Dissertação. I. Araújo, André Luís Calado. II. Silva, Renato Dantas Rocha da. III. Título.

RN/UF/BCZM

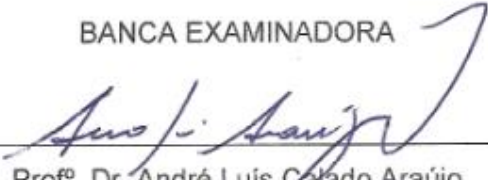
CDU 628.32/35

ANDRÉ CÂMARA DE BRITO

**FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO COMO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE
LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária.

BANCA EXAMINADORA



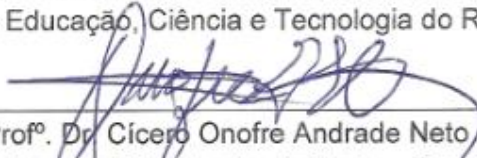
Prof.º Dr. André Luís Calado Araújo

Universidade Federal do Rio Grande do Norte – Orientador



Prof.º Dr. Renato Dantas Rocha da Silva

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do RN – Coorientador



Prof.º Dr. Cícero Onofre Andrade Neto

Universidade Federal do Rio Grande do Norte – Examinador Interno



Prof.º Dr. Marco Antônio Calazans Duarte

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do RN – Examinador Externo

Natal, 8 de Julho de 2016

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer primeiramente à Deus, pela oportunidade de participar desse trabalho, e pela força e sabedoria para enfrentar os obstáculos.

Aos meus pais Wellington e Maria das Graças, pois se estou aqui hoje devo a eles, que durante todo esse tempo me deram apoio e carinho.

Ao meu orientador prof. André Luís Calado Araújo pela paciência, dedicação e por todo o conhecimento adquirido.

A colega de coletas e análises de toda semana Dayana Torres, pela paciência que teve comigo e me ensinado a maioria das técnicas de laboratório.

Ao meu coorientador Renato Dantas, pelas dicas que foi me passada durante todo o processo de escrita dessa dissertação.

A minha namorada Thayane Marjory que nessa reta final me ajudou a superar um dos momentos mais difíceis da minha vida.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior (CAPES) pelo suporte financeiro.

Aos bolsistas Clécia, Janaina e Jandison que me ajudaram nas análises desse trabalho. Sem vocês, tenho certeza que teria sido tudo bem mais difícil.

Aos professores do mestrado em Engenharia Sanitária pelos ensinamentos durante o curso.

Ao IFRN pelo espaço físico cedido para a realização da minha pesquisa.

A Companhia de Águas e Esgotos do Estado do Rio Grande do Norte pela oportunidade de pesquisa em uma de suas estações de tratamento.

RESUMO

Para tratamento de esgotos domésticos lagoas de estabilização possuem importantes vantagens, como elevada eficiência na remoção de matéria orgânica e organismos patogênicos, não utilização de energia elétrica e facilidade operacional, principalmente em regiões de clima tropical. Por outro lado, uma de suas desvantagens é a elevada concentração de sólidos suspensos, principalmente devido a biomassa algal. O objetivo desta pesquisa foi avaliar a eficiência de remoção da flotação por ar dissolvido (FAD) no pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização. Para os ensaios com a FAD (coagulação-floculação-flotação) foi utilizado um flotateste de bancada. Foi planejado um delineamento experimental tipo fatorial aleatório, utilizando o critério k^{a-1} , em que k é o número de níveis ($k=3$: menor, central, maior) e a é o número de fatores ($a=4$: dose de coagulante, taxa de recirculação de água saturada, pH e tempo de floculação), com ensaios realizados em triplicata, para os coagulantes policloreto de alumínio e cloreto férrico em efluente de lagoas de facultativa primária e lagoa de maturação. As amostras do efluente da lagoa facultativa e efluente final da ETE Ponta Negra (Natal) foram coletadas semanalmente, no período da manhã. As seguintes variáveis foram avaliadas nos efluentes brutos e após os ensaios com FAD: turbidez, sólidos suspensos totais, cor aparente, DQO, clorofila "a", fosforo total, ortofosfato solúvel e nitrogênio amoniacal e orgânico. A variável operacional com maior influência na remoção as variáveis avaliadas foi a dose de coagulante para o coagulante PAC e para o coagulante cloreto férrico a maior influência na remoção das variáveis foi o pH seguido da dosagem de coagulante. A partir da dosagem otimizada as remoções nos parâmetros analisados atingiram valores entre 66% e 97%. O pós-tratamento na lagoa facultativa obteve o maior percentual de remoção nas variáveis analisadas para os dois coagulantes, assim como o cloreto férrico obteve maiores percentuais de remoção em todas as situações.

Palavras-chave: Flotação por ar dissolvido, Coagulação-Floculação-Flotação, Lagoa de estabilização.

ABSTRACT

For treatment of wastewater stabilization ponds have important advantages, such as high efficiency in removing organic matter and pathogens, non-use of electricity and operational ease, especially in tropical regions. On the other hand, one of its disadvantages is the high concentration of suspended solids, mostly due to algal biomass. The objective of this research was to evaluate the removal efficiency flotation by dissolved air (FAD) in the post-treatment stabilization ponds effluent. For tests with the FAD (coagulation-flocculation-flotation) we used a bench flotatest. a random factorial experimental design was planned using the $ka-1$ criterion, where k is the number of levels ($k = 3$: low, middle, major) and a is the number of factors ($a = 4$: coagulant dose saturated, water recirculation rate, pH and flocculation time) with assays performed in triplicate for the coagulant polyaluminium chloride, ferric chloride effluent primary facultative lagoons and maturation pond. Samples of the effluent from the facultative pond and final effluent from the WWTP Ponta Negra (Natal) were collected weekly in the morning. The following variables were evaluated in the raw wastewater and after the tests with FAD: turbidity, total suspended solids, apparent color, COD, chlorophyll "a", total phosphorus, orthophosphate soluble and ammonia and organic nitrogen. The operational variable with higher influence on the removal variables was evaluated coagulant dose for the PAC coagulant and the coagulant ferric chloride to remove the greatest influence variable was the pH followed by coagulant dosage. From the optimized dosage removals in the analyzed parameters reached values between 66% and 97%. The post-treatment in the facultative pond had the highest percentage removal in variables for the two coagulants, and ferric chloride got higher removal percentages in all situations.

Keywords: Flotation Dissolved Air, Coagulation-Flocculation-Flotation, stabilization pond.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Fotografia aérea da ETE Ponta Negra (Natal).	7
Figura 2 – Flotatestes utilizados para os ensaios de pós-tratamento.	9
Figura 3 – Equipamento utilizado para saturação da água para flotação	10
Figura 4 - Diagramas de Pareto para avaliação das variáveis resposta x parâmetros operacionais para lagoa facultativa e coagulante PAC.	17
Figura 5 - Diagramas de Pareto para avaliação das variáveis resposta x parâmetros operacionais para lagoa de maturação e coagulante PAC	18
Figura 6 - Diagramas de Pareto para avaliação das variáveis resposta x parâmetros operacionais para lagoa facultativa e coagulante Cloreto Ferrico.	20
Figura 7 - Diagramas de Pareto para avaliação das variáveis resposta x parâmetros operacionais para lagoa de maturação e coagulante Cloreto Ferrico.	21
Figura 8 – Influência da dose PAC de efluentes da LA e LM, ETE Ponta Negra na remoção de DQO, SST, Turbidez, Cor e Clorofila <i>a</i>	23
Figura 9 – Influência do Cloreto Férrico na LA e LM, ETE Ponta Negra na remoção de DQO, SST, Turbidez, Cor e Clorofila <i>a</i>	23
Figura 10 – Influência do tipo e dosagem coagulantes na remoção de DQO, SST, Turbidez, Cor aparente e Clorofila <i>a</i> em lagoa facultativa.	24
Figura 11 – Influência do tipo e dosagem coagulantes na remoção de DQO, SST, Turbidez, Cor aparente e Clorofila <i>a</i> em lagoa de maturação.	25
Figura 12 – Análise de variância comparando dos coagulante PAC e CF (Coluna 1- LF; Coluna 2- LM)	33
Figura 13 – Análise de variância comparando os efluentes LF e LM (coluna 1- coagulante PAC; coluna 2 – coagulante CF).	34
Figura 14 – Gráficos da análise de variância dos efluentes utilizando o cloreto férrico e variando o pH.	35

LISTA DE TABELA

Tabela 1 – Caracterização física da ETE Ponta Negra	8
Tabela 2 – Variáveis controladas no processo de coagulação-floculação-flotação (PAC) .	10
Tabela 3 - Variáveis controladas no processo de coagulação-floculação-flotação (FeCl_3)	10
Tabela 4 – Planejamento experimental (PAC)	11
Tabela 5 – Planejamento experimental (FeCl_3)	12
Tabela 6 – Parâmetros analisados e suas respectivas metodologias	13
Tabela 7 - Caracterização do efluente da ETE Ponta Negra (média e faixa de variação) no período de dezembro 2014 a agosto de agosto 2015	15
Tabela 8 - Eficiências de remoção obtidas no pós-tratamento para a lagoa facultativa utilizando o PAC como coagulante	26
Tabela 9 - Eficiências de remoção obtidas no pós-tratamento para a lagoa de maturação utilizando o PAC como coagulante.	27
Tabela 10 - Eficiências de remoção obtidas no pós-tratamento para a lagoa facultativa utilizando o Cloreto Férrico como coagulante.....	28
Tabela 11 - Eficiências de remoção obtidas no pós-tratamento para a lagoa de maturação utilizando o Cloreto Férrico como coagulante.....	30
Tabela 12 – Remoção de sólidos totais diários (base seca), por FAD na ETE Ponta Negra.	31

Sumário

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVO	6
3. MATERIAL E MÉTODOS	7
3.1. CARACTERIZAÇÃO DOS SISTEMAS DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	7
3.2. ENSAIOS EM JARTESTE	8
3.3. ENSAIO DE COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO E FLOTAÇÃO.	8
3.4. AMOSTRAGEM.....	13
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	15
4.1. CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES	15
4.2. FATORES INTERVENIENTES.....	16
4.3. EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO X FATORES DE INFLUÊNCIA.....	22
4.4. EFICIÊNCIAS GERAIS.....	25
4.5. ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA)	31
5. CONCLUSÃO	37
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	39

1. INTRODUÇÃO

Lagoas de estabilização são sistemas biológicos de tratamento de águas residuárias capazes de remover quantidades significativas de matéria orgânica e microrganismos patogênicos, podem suportar cargas orgânicas e hidráulicas elevadas, além de não necessitarem de energia elétrica para sua operação. A aplicação de lagoas de estabilização é viável principalmente em regiões de clima quente e que possuem grandes áreas disponíveis para sua implantação (Von Sperling & Chernicharo, 2005; Jordão & Pessoa, 2011).

O tratamento em lagoas ocorre de forma biológica, ou seja, é regulado pela atuação de microrganismos e pelas condições ambientais, principalmente, temperatura, ventos e intensidade de luz solar. A elevada quantidade de biomassa algal consiste em um dos problemas que prejudicam a qualidade dos efluentes desses sistemas, inviabilizando o reúso e destinação adequada desses efluentes, na maioria das vezes.

É importante destacar que sistemas de lagoas de estabilização são bastante utilizados no mundo e principalmente em regiões de clima quente como o Brasil; no Nordeste brasileiro é ainda mais evidente pela grande incidência solar e pela disponibilidade de áreas para implantação. Cerca de 90% do tratamento de esgotos no Rio Grande do Norte (RN) é constituído por lagoas de estabilização, correspondendo a mais de 80 sistemas em operação (Silva Filho, 2007).

Apesar das vantagens das lagoas de estabilização, a elevada concentração de sólidos suspensos, principalmente devido a biomassa algal e a situação dos corpos receptores com o problema de eutrofização, principalmente quando esses servem como mananciais de abastecimento de água, são fatores que geram a necessidade de admitir parâmetros mais rigorosos de qualidade dos efluentes, fazendo com que o pós-tratamento seja necessário mesmo que a legislação vigente não exija (CONAMA, 2011).

O surgimento da biomassa algal é devido a dois fenômenos que ocorrem em lagoas: a matéria orgânica na presença de oxigênio dissolvido é sintetizada por microrganismos, convertendo em material celular, CO_2 e água e paralelamente as algas utilizam o CO_2 desprendido pelos microrganismos e liberam oxigênio dissolvido à coluna d'água em presença de incidência da radiação solar. Assim as algas são responsáveis pela maior parte do oxigênio dissolvido, formando assim um ambiente propício para sua proliferação (Jordão & Pessoa, 2011).

A remoção de algas de lagoas de estabilização já vem sendo estudada desde a década de 1980 e, entre as principais técnicas utilizadas para essa remoção destacam-se adsorção por carvão ativado, filtração lenta, precipitação química, flotação, eletroforese e centrifugação (Oliveira, 2005; Uduman *et al.* 2010). O pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização com vistas à remoção de matéria orgânica, sólidos e nutrientes já está bastante desenvolvido, principalmente com relação à qualidade dos efluentes gerados.

Uma alternativa que se adequa ao pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização é a flotação que pode ser definida como um processo físico de separação de fases (sólido-líquido e líquido-líquido) por meio da introdução de microbolhas de gás, normalmente o ar, no meio líquido. Ao aderirem às partículas, as microbolhas promovem a formação de aglomerados com densidade menor que a do líquido, o que permite o arraste destes para a superfície, onde se acumulam na forma de lodo para posterior remoção. (Tessele; Rosa; Rubio, 2004; Caríssimi; Rubio, 2005).

A flotação deve ser antecedida das etapas de coagulação e floculação e segundo Di Bernardo (1993), a coagulação-floculação, normalmente realizada com sais inorgânicos, resulta em dois fenômenos básicos: o primeiro consiste nas reações entre o coagulante adicionado e a água e formação de espécies hidrolisadas com carga positiva, sendo, portanto, um fenômeno essencialmente químico e dependente da concentração do metal e do pH final da mistura; o segundo fenômeno, físico, se caracteriza pelo transporte das espécies hidrolisadas para que sejam estabelecidos contatos entre estas e as impurezas contidas na água, resultando, conseqüentemente, na formação do floco.

A coagulação consiste, basicamente, na desestabilização da dispersão coloidal, a partir da diminuição ou eliminação das forças de repulsão entre as partículas com cargas negativas, possibilitando a agregação das mesmas em unidades maiores, denominadas flocos, os quais devem ser removidos nas fases subsequentes, quando apresentam tamanhos e densidades convenientes. Essa desestabilização ocorre normalmente por meio da adição de produtos químicos apropriados (coagulantes), seguida por um período de agitação rápida, com o objetivo de promover a homogeneização do produto no meio líquido (Richter, 2009).

Coagulantes como sulfato de alumínio, sulfato férrico, cloreto férrico e coagulante polimerizado, como o policloreto de alumínio (PAC) têm mostrado resultados satisfatórios

no tratamento de efluentes ricos em algas (Teixeira & Rosa, 2006). Os taninos vegetais¹ aparecem como nova tecnologia no que diz respeito a coagulantes. Além do uso do coagulante apropriado, para que o processo de FAD seja adequadamente eficiente, é necessário que se garantam as condições ótimas de pH de coagulação e de dosagem do coagulante (Edzwald & Wingler, 1990; Santos *et al.*, 2007; Fernandes *et al.*, 2010), de maneira que os flocos formados tenham características adequadas (tamanho, densidade e carga) a fim de proporcionar uma melhor agregação entre as microbolhas de ar e os flocos (Teixeira & Rosa, 2006).

A floculação pode ser definida como o processo de juntar partículas coaguladas ou desestabilizadas, para formar maiores massas ou flocos, de modo a possibilitar sua separação por sedimentação ou flotação. É, sem dúvida, o processo mais utilizado para remoção de cor aparente e turbidez orgânica (Richter, 2009).

A eficiência da unidade de floculação é dependente do desempenho da unidade de mistura rápida, que por sua vez é influenciada por diferentes fatores. A combinação resultante dos parâmetros gradiente de velocidade (G) e tempo de mistura (T) exercem importante influência no desempenho do processo de coagulação/floculação. Conforme destaca Jin (2005), se G é insuficiente, não será verificada a ocorrência de colisões adequadas entre as partículas e flocos apropriados não serão produzidos. Por outro lado, se G for muito grande, excessivas forças de cisalhamento irão impedir a formação desejada do floco, podendo ocorrer ainda, a dispersão de flocos formados anteriormente caso a velocidade de cisalhamento seja muito elevada.

Para o processo da FAD, Oliveira (2005) utilizando a *Cylindrospermopsis raciborskii* destacou que é primordial garantir a formação de flocos pequenos e leves que agreguem grande quantidade de bolhas de ar para que assim possam ascender à superfície com maior facilidade. Para garantir flocos com essas características, aumentase o gradiente de velocidade e diminui-se o tempo de floculação em relação aos empregados no processo de sedimentação.

Segundo Cheremisinoff (2002) o sistema de flotação para separação de líquidos e sólidos para tratamento de esgoto inclui: flotação por ar dissolvido, flotação por ar

¹ O tanino vegetal é um coagulante natural, extraído da casca de vegetais. O emprego de coagulantes naturais, aplicados isoladamente ou associados a polímeros, tem se mostrado uma alternativa interessante ao tratamento de água e esgoto por serem compostos biodegradáveis e não tóxicos e ainda produzir lodo em menor qualidade e com menores teores de metal que os coagulantes metálicos (Pelegrino, 2011)

disperso, flotação por ar induzido e flotação por ar difuso. Os formatos da câmara de flotação podem ser do tipo circular e retangular.

Dentre os tipos de flotação, uma que tem sido utilizada como pós-tratamento é a flotação por ar dissolvido (FAD), em que ocorre a injeção de água saturada com ar sob pressão no tanque de flotação, que se encontra à pressão atmosférica, ocorrendo a liberação de microbolhas (Cheremisinoff, 2002). Este tipo de flotação é o mais recomendado por minimizar a ruptura dos flocos formados na etapa de coagulação/floculação (Lacerda *et al.*, 1997).

O sistema FAD é baseado na variação de solubilidade do ar na água em diferentes condições de pressão. Neste sistema, a água é inicialmente saturada em uma unidade especial, denominada câmara de saturação ou câmara de pressurização ar-água, com ar sob pressão elevada (normalmente de 4 a 6 atm), relativamente superior a pressão atmosférica. Quando a água saturada é introduzida na câmara de flotação, a redução da pressão para condições de pressão atmosférica permite a liberação das bolhas de ar no meio líquido (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; OLIVEIRA, 2005) e o arraste do material floculado para a superfície do sistema.

Para a geração de microbolhas, utilizam-se válvulas e bocais com orifícios de pequeno diâmetro que têm a finalidade de reduzir bruscamente a pressão na linha de água saturada. O fenômeno de cavitação que ocorre neste ponto, devido à súbita quebra de pressão é o responsável pela liberação de ar e vapor que implodem em microbolhas (Richter, 2009)

Segundo Rijk *et al.* (1993) é importante que bolhas de ar produzidas sejam de pequenas dimensões, que o autor justifica afirmando que: I) com pequenas bolhas é possível um menor ângulo de contato quando comparado bolhas maiores; II) bolhas menores são incluídas nos flocos mais facilmente; III) a possibilidade de colisão e adesão entre a bolha e a partícula aumenta com o número de bolhas, por outro lado as bolhas menores apresentam menor velocidade ascensional, resultando em maior tempo de detenção no flotador e, conseqüentemente, maior oportunidade de contato entre as bolhas e as partículas a serem removidas (Heller & Pádua, 2010); IV) por causa da alta velocidade ascensional nas bolhas grandes, a força de cisalhamento na aglomeração bolha/floco é tão forte que o floco pode se romper.

A vantagem da flotação em relação a sedimentação está, principalmente, devido a tendência das algas em flutuar, seu pequeno tamanho, baixa densidade da célula e carga superficial negativa (Edzwald, 1993; Shelff & Wachs, 1974 ; Teixeira & Rosa, 2006).

Uma desvantagem é seu alto custo operacional, em função da energia necessária para pressurizar as câmaras de ar (Janssens e Buekens, 1993; Coward, 2013), entretanto, na maioria dos casos, o custo de implantação da FAD é menor do que o da sedimentação (Oliveira, 2005).

No contexto local, verifica-se que no Rio Grande do Norte foi implantado um sistema de pós-tratamento na estação de tratamento de esgoto de Pium – Cotovelo - Pirangi, na região metropolitana de Natal, sendo a tecnologia escolhida a flotação por ar dissolvido como pós-tratamento de lagoas de estabilização, porém esse sistema ainda não entrou em operação. Podendo assim essa pesquisa servir como base para utilização de alguns parâmetros de operação que aqui estão sendo apresentados e verificar se realmente se faz necessário a utilização de lagoas de maturação.

2. OBJETIVO

Avaliar por meio de ensaios de bancada a eficiência da FAD no pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização, determinando os fatores que exercem maior influência no processo, bem como as condições mais adequadas em que a FAD ocorre.

Para atingir o objetivo geral, os objetivos específicos necessários serão:

- Caracterizar os efluentes das lagoas facultativas e de maturação;
- Avaliar a influência de variáveis operacionais na eficiência da FAD (pH, dose de coagulante, taxa de recirculação da água saturada e tempo de floculação);
- Indicar as condições operacionais mais adequadas para a operação de sistemas de FAD em escala real;
- Comparar FAD no pós-tratamento de efluente lagoa facultativa e no pós-tratamento de efluente de lagoa de maturação.

3. MATERIAL E MÉTODOS

Para verificar a eficiência da FAD em diferentes etapas de tratamento foram previamente definidos que as duas etapas na estação de tratamento seriam a lagoa facultativa aerada e tratamento final (segunda lagoa de maturação) da ETE Ponta Negra, localizada na cidade de Natal.

Além das duas etapas de lagoas, foram utilizados dois tipos de coagulantes, o policloreto de alumínio (PAC) e o cloreto férrico (FeCl_3). Sendo assim, a ordem de realização dos ensaios foi primeiro utilizando o coagulante PAC e logo em seguida a segunda fase utilizando o coagulante FeCl_3 .

3.1. CARACTERIZAÇÃO DOS SISTEMAS DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

A Estação de Tratamento de Esgoto de Ponta Negra (Figura 1), localizada no município de Natal, Rio Grande do Norte ($5^\circ 47' 42''$ de latitude sul e $35^\circ 12' 34''$ de longitude oeste) atende a uma população predominantemente de classe média-alta e foi dimensionada para uma vazão média de final de plano de 95 L/s ($8.200 \text{ m}^3/\text{d}$) quando não era operada por misturadores no início da lagoa facultativa. Após a ampliação sua vazão passou a ser de 134 L/s ($11.578 \text{ m}^3/\text{d}$) (CAERN, 2016).



Figura 1– Fotografia aérea da ETE Ponta Negra (Natal).
Fonte: Diniz (2012)

A ETE Ponta Negra apresenta tratamento preliminar composto por gradeamento e caixas de areia, bem como calha Parshall, acompanhado de medidor ultrassônico de vazão; após o tratamento preliminar o sistema apresenta uma lagoa facultativa com

misturadores no início da lagoa, cuja sua função é apenas misturar, seguida de duas lagoas de maturação em série. O efluente final é disposto no solo em valas de infiltração.

As características físicas das lagoas da ETE Ponta Negra foram identificadas e quantificadas entre os anos de 2009 e 2011 (Tabela 1). Além dos aspectos físicos, foram quantificados parâmetros físico-químicos cujos resultados foram obtidos no período dessa pesquisa (2014 e 2015) e são apresentados nos resultados e discussões.

Tabela 1 – Caracterização física da ETE Ponta Negra

Características	Reatores		
	LFP	LM1	LM2
Área (m ²)	55.174	28.038	28.600
Volume (m ³)	110.348	42.057	43.889
Profundidade (m)	2,0	1,5	1,5

Fonte: Araújo (2011).

3.2. ENSAIOS EM JARTESTE

Os ensaios de jarreste foram realizados preliminarmente avaliando para cada tipo de amostra as faixas mais adequadas de dosagens de coagulantes e faixa de pH a serem testados nos ensaios com a FAD. Foram testadas seis doses de coagulantes na faixa de 25 a 150 mg/L para avaliar os tamanhos dos flocos durante a floculação. Com relação ao pH, em função de estudos anteriores (Dantas, 2013; Penetra et al, 1998), para o policloreto de alumínio (PAC) foram avaliadas cinco faixas (6,5; 7,0; 7,5; 8,0 e 8) enquanto para o cloreto férrico (FeCl₃), foram adotadas sete faixas (5,0; 5,5; 6,0; 6,5; 7,0; 7,5 e 8).

Essas faixas foram adotadas para observar qual seria a melhor para ser adotada no flotatestes, as quais foi possível observar que a dosagem de coagulante ideal para os dois tipos foi de 50, 75 e 100 mg/L, enquanto para o pH no PAC a faixa foi de 7, 7,5 e 8, e para o cloreto férrico foi 5, 5,5 e 6.

3.3. ENSAIO DE COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO E FLOTAÇÃO.

A realização dos ensaios de pós-tratamento foi utilizado em um flotatestes, o qual possui três colunas de flotação (reator) com capacidade de 4 litros cada, mais uma câmara de saturação com capacidade para 4 litros, confeccionadas em acrílico para a

melhor visualização do processo (Figura 2). Para cada reator há uma haste metálica interligada ao misturador com mostrador digital que permite o emprego de uma rotação predeterminada resultando em diferentes gradientes de velocidade.

Devida pouca flexibilidade do equipamento na mudança de velocidade e de acordo com estudos de Dantas (2013) que utilizou o mesmo equipamento foi adotado para a mistura rápida um gradiente de velocidade de 274 s^{-1} (rotação de 220 rpm) durante 20 segundos, enquanto que para a mistura lenta foi fixada o gradiente de velocidade em 63 s^{-1} (83rpm) com o tempo variando de acordo com o planejamento experimental. A pressão na câmara de saturação (Figura 3a) é controlada por uma válvula, que permite manter um valor constante de 4 bar (Figura 3b) por um tempo de 20 minutos.

Foram testados os seguintes fatores a fim de se obter as condições operacionais que maximizem as eficiências de remoção da biomassa algal: dose de coagulante, pH, taxa de recirculação e tempo de floculação.

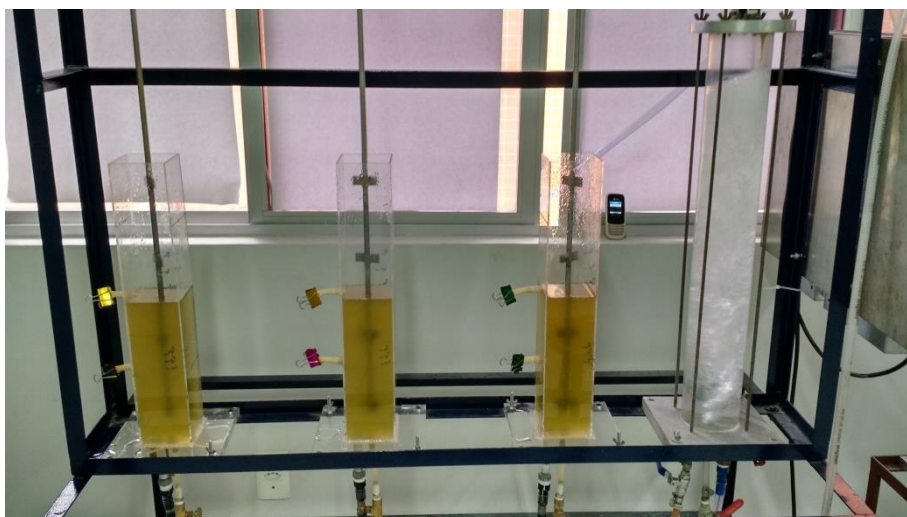
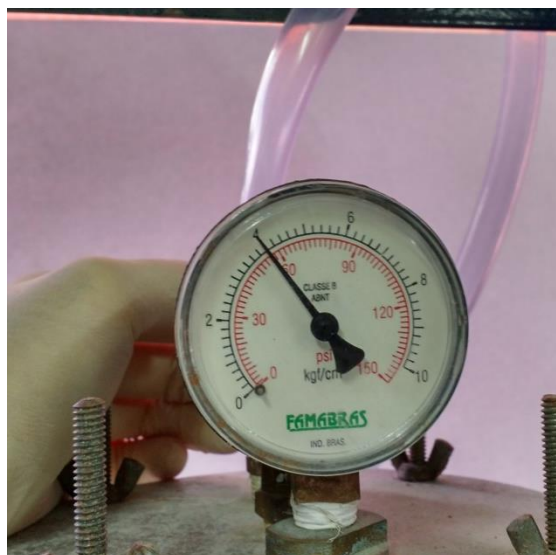


Figura 2– Flotatestes utilizado para os ensaios de pós-tratamento.



(a) Câmara de saturação



(b) Manômetro

Figura 3– Equipamento utilizado para saturação da água para flotação

Para a realização dos ensaios com a FAD foi feito um planejamento experimental aplicado para os coagulantes policloreto de alumínio (PAC) (Tabela 2) e Cloreto Férrico (FeCl_3) (Tabela 3), envolvendo os fatores pH, concentração de coagulante, taxa de recirculação da água saturada e tempo de floculação. Estes fatores foram variados em três níveis (-, 0 e +) em todas as etapas realizadas, para a determinação das condições operacionais ótimas.

Os valores adotados foram verificados através de testes preliminares em jarteste e flotatestes. Segundo Finch & Smith (1986), um planejamento experimental permite extrair eficientemente a informação desejada utilizando um número mínimo de testes.

Tabela 2– Variáveis controladas no processo de coagulação-floculação-flotação (PAC)

Variáveis	Nível		
	-	0	+
pH	7,0	7,5	8,0
Dose de coagulante (mg/L)	50	75	100
Taxa de recirculação (%)	10	20	30
Tempo de floculação (min)	10	15	20

Tabela 3- Variáveis controladas no processo de coagulação-floculação-flotação (FeCl_3)

Variáveis	Nível		
	-	0	+
pH	5,0	5,5	6,0
Dose de coagulante (mg/L)	50	75	100
Taxa de recirculação (%)	10	20	30
Tempo de floculação (min)	10	15	20

Os ensaios foram realizados em triplicata (as três câmaras receberam as mesmas condições), planejados em fatorial aleatório, utilizando o critério k^{a-1} , em que k é o número de níveis e a é o número de fatores, resultando, no presente caso, em 81 ensaios ($3^{4-1} = 27$ ensaios x 3 réplicas) para cada coagulante e tipo de efluente, conforme mostrado na Tabela 4. Como foram coletadas amostras de dois efluentes (facultativa e lagoa de maturação) e dois coagulantes (PAC e FeCl_3) no total foram realizados 324 ensaios (81 ensaios x 2 efluentes x 2 coagulantes).

Para correção do pH das amostras foram utilizados ácido sulfúrico 5N e hidróxido de sódio 5N e foram utilizados em média volumes de 2 a 5 ml dependendo do quanto era necessário reduzir ou elevar o pH.

O planejamento experimental foi obtido a partir do programa Statsoft Statistica v7.0.61.0 e as análises foram feitas a partir da ordem listada na Tabela 4 (PAC) e Tabela 5 (FeCl_3). Foram realizadas duas análises por semana sempre às 7h: 40min, durando assim 14 semanas para cada tipo de coagulante. Para o PAC as coletas e análises se iniciaram na primeira semana de dezembro de 2014 e foram finalizadas na segunda semana de março de 2015. Para o cloreto férrico as coletas e análises se iniciaram no início de maio e finalizadas no início de agosto de 2015.

Para as duas etapas foram realizados testes preliminares no jarteste, para obtenção de novos parâmetros e posterior planejamento experimental. Todos os experimentos foram realizados em triplicata.

Tabela 4– Planejamento experimental (PAC)

pH	Coagulante (mg/L)	Taxa de recirculação (%)	Tempo de Floculação (min)
7,0	75	30	10
8,0	75	20	20
8,0	100	10	20
7,5	100	30	15
7,0	75	20	15
8,0	50	30	20
7,5	100	20	20
7,0	100	20	10
8,0	100	30	10
7,5	50	30	10
7,0	100	10	15
8,0	75	10	10
7,5	100	10	10

8,0	50	10	15
7,5	75	30	20
7,5	75	20	10
7,5	50	20	15
7,0	100	30	20
7,0	75	10	20
7,0	50	20	20
8,0	100	20	15
7,0	50	30	15

Tabela 4 – Planejamento experimental (PAC) (cont.)

pH	Coagulante (mg/L)	Taxa de recirculação (%)	Tempo de Floculação (min)
7,5	50	10	20
8,0	50	20	10
7,0	50	10	10
7,5	75	10	15
8,0	75	30	15

Tabela 5– Planejamento experimental (FeCl₃)

pH	Coagulante (mg/L)	Taxa de recirculação (%)	Tempo de Floculação (min)
5,0	1,0	30	15
5,5	2,0	10	10
5,5	1,5	30	20
5,5	1,0	30	10
5,0	1,5	30	10
6,0	1,0	20	10
5,5	1,0	10	20
6,0	2,0	20	15
5,5	2,0	20	20
6,0	1,5	10	10
5,5	2,0	30	15
5,0	2,0	20	10
5,0	1,0	10	10
6,0	2,0	30	10
5,0	1,5	10	20
6,0	1,5	20	20
5,5	1,5	20	10
6,0	1,0	10	15
5,5	1,5	10	15
5,5	1,0	20	15

6,0	1,5	30	15
5,0	2,0	10	15
6,0	2,0	10	20
6,0	1,0	30	20
5,0	1,0	20	20
5,0	2,0	30	20
5,0	1,5	20	15

3.4. AMOSTRAGEM

As amostras foram coletadas semanalmente no período da manhã sempre nas mesmas caixas de distribuição de vazão dos efluentes das lagoas. Os efluentes coletados foram caracterizados através de análises de pH, oxigênio dissolvido, turbidez, sólidos suspensos totais, cor, DQO, clorofila *a*, fosforo total, ortofosfato solúvel, nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico, segundo APHA *et al.* (2005) (Tabela 6).

As análises físico-químicas foram realizadas no laboratório de Saneamento Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte (IFRN).

Tabela 6– Parâmetros analisados e suas respectivas metodologias

Variáveis	Unidade	Método
Temperatura	°C	Termômetro com filamento de mercúrio
pH	-	Potenciométrico
Sólidos suspensos totais	mg/L	Gravimétrico – Filtração a vácuo e secagem a 103°C – 105°C
Oxigênio dissolvido	mg/L	Titulométrico – Método de Winkler ou iodométrico
DQO	mgO ₂ /L	Titulométrico – Digestão por refluxação fechada
Clorofila “a”	µg/L	Espectrofotométrico – Extração com metanol
Turbidez	NTU	Nefelométrico
Cor aparente	uH	Espectrofotométrico
Nitrogênio amoniacal	mg/L	Titulométrico – destilação em macro-Kjeldahl
Nitrogênio orgânico	mg/l	Titulométrico – digestão e destilação em macro-Kjeldahl
NTK	mg/L	Somatória de nitrogênio amoniacal e orgânico
Fósforo	mg/L	Espectrofotométrico – digestão ácida; ácido ascórbico.
Ortofosfato	mg/L	Espectrofotométrico – ácido ascórbico

Os parâmetros temperatura, pH e OD foram verificados em campo, no momento da coleta, enquanto que as demais análises foram realizadas em laboratório. As análises foram realizadas em triplicata (três câmaras de flotação), com exceção de nitrogênio e fósforo que foram analisadas a partir da amostra composta (200 ml de cada câmara de flotação).

As amostras destinadas as análises físico-químicas foram armazenadas em recipientes de polietileno e posteriormente em caixas térmicas, mantendo-se uma temperatura de aproximadamente 4°C, a fim de que suas características químicas e biológicas fossem preservadas.

Nos resultados e discussões serão utilizados os gráficos de Pareto logo no início para que se possam identificar os fatores de maior influência para cada coagulante e poder utilizar essas informações para nortear os demais itens.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Para o estudo da FAD como pós tratamento de efluentes de lagoas facultativas e de maturação efluentes foram necessários 324 experimentos utilizando dois tipos de coagulantes, com amostras provenientes de 28 coletas, todas na ETE Ponta Negra, realizadas no período de dezembro de 2014 a agosto de 2015 sempre no horário das 7h:30min.

4.1. CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES

Para analisar a eficiência do pós-tratamento com FAD, é necessário conhecer as características dos efluentes tratados, e para tanto foram realizadas análises de estatística descritiva resultando nos dados exposto na Tabela 7.

Tabela 7- Caracterização do efluente da ETE Ponta Negra (média, desvio padrão e faixa de variação) no período de dezembro 2014 a agosto de agosto 2015

Pontos	pH	T (°C)	OD (mg/l)	DQO (mg/l)	SST (mg/L)	Clorofila <i>a</i> (µg/l)	Cor aparente (uH)	Turbidez (UNT)
LF	7,16 dp(0,087)	28 dp(0,85)	1,6 dp(1,18)	384 dp(40,18)	160 dp(16,81)	2130 dp(397,411)	3483 dp(254,74)	305 dp(87,34)
	6,8 - 7,7	26 - 29,9	0 - 3,4	291 - 489	107 - 220	1014 - 4646	2720 - 4140	160 - 483
LM	7,3 dp(0,096)	27,9 dp(0,73)	1,3 dp(1,06)	283 dp(33,09)	106 dp(11,13)	1219 dp(164,748)	2356 dp(229,28)	219 dp(19,403)
	7,2-7,6	27,4-29,5	0,8-3,6	202-372	80-146	631-1699	1830 - 3350	156 - 264

As variações nas características do efluente ocorridas são normais tendo em vista um sistema que trata biologicamente os efluentes, sofrendo influência direta de fatores climáticos como vento, incidência solar e precipitação pluviométrica.

A Resolução CONAMA 430/2011 não estabelece valores padrões para sólidos suspensos totais, DQO e clorofila, porem observa-se que valores de lançamento são elevados para destinação em valos de infiltração. Sendo para lagoa facultativa valores mais elevados quando comparados a lagoa de maturação. Os sólidos removidos a partir do pós-tratamento podem ser utilizados para outros fins, assim como o efluente pós-tratado.

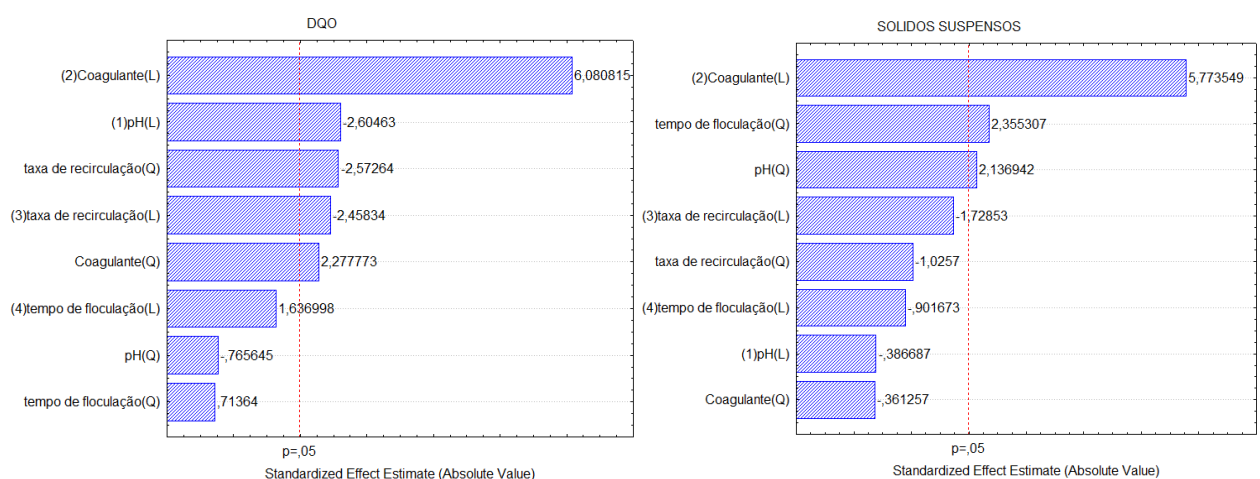
Mesmo a lagoa de maturação tendo valores menores e ser um efluente final da estação de tratamento, a lagoa ainda se encontra com altos valores de sólidos suspensos, DQO e clorofila a, principalmente devido a biomassa algal presente.

4.2. FATORES INTERVENIENTES

A pesquisa foi realizada utilizando dois tipos de coagulantes com características diferentes. Por esse motivo, faz-se necessário analisar quais os fatores que mais influenciam cada coagulante. Esses fatores analisados são os presentes nas Tabelas 2 e 3.

O diagrama de Pareto foi utilizado para observar a influência dos fatores que afetam na remoção dos parâmetros analisados como podem ser observados nas Figuras 4 a 7. O gráfico exibe o valor absoluto dos fatores e traça uma linha de referência no gráfico. Qualquer fator que se estenda além dessa linha de referência é potencialmente importante.

No gráfico, as letras “L” e “Q” após cada fator significa que aquele fator obedece a uma função linear e quadrática, respectivamente. O sinal positivo ou negativo antes de cada número do diagrama mostra se a função será positiva ou negativa.



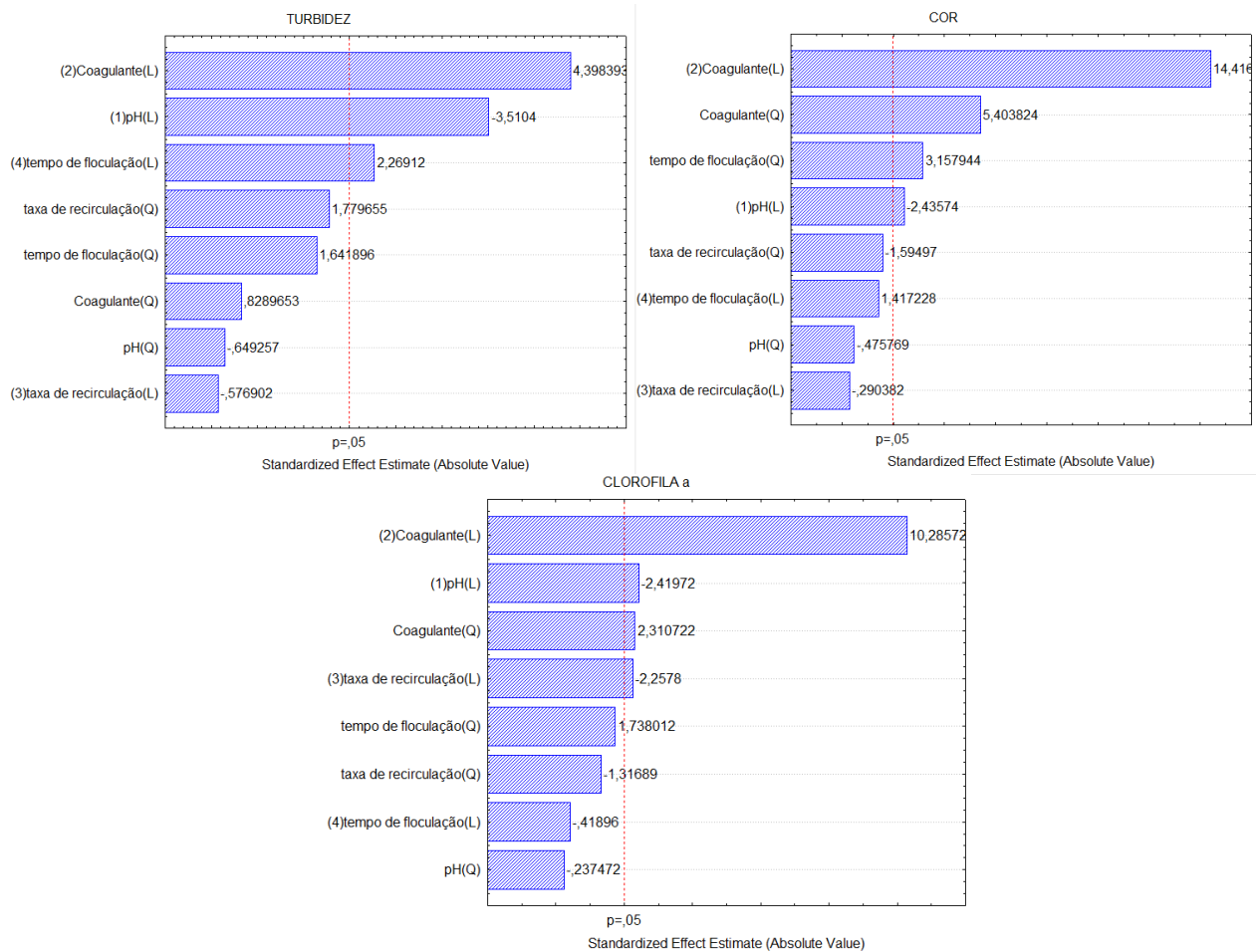
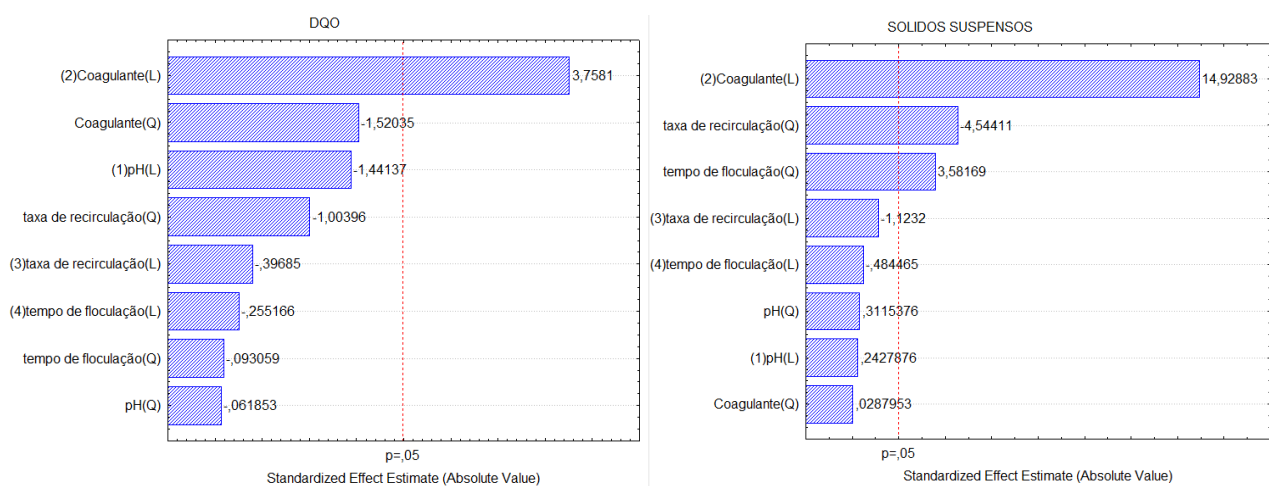


Figura 4- Diagramas de Pareto para avaliação das variáveis resposta x parâmetros operacionais para lagoa facultativa e coagulante PAC.



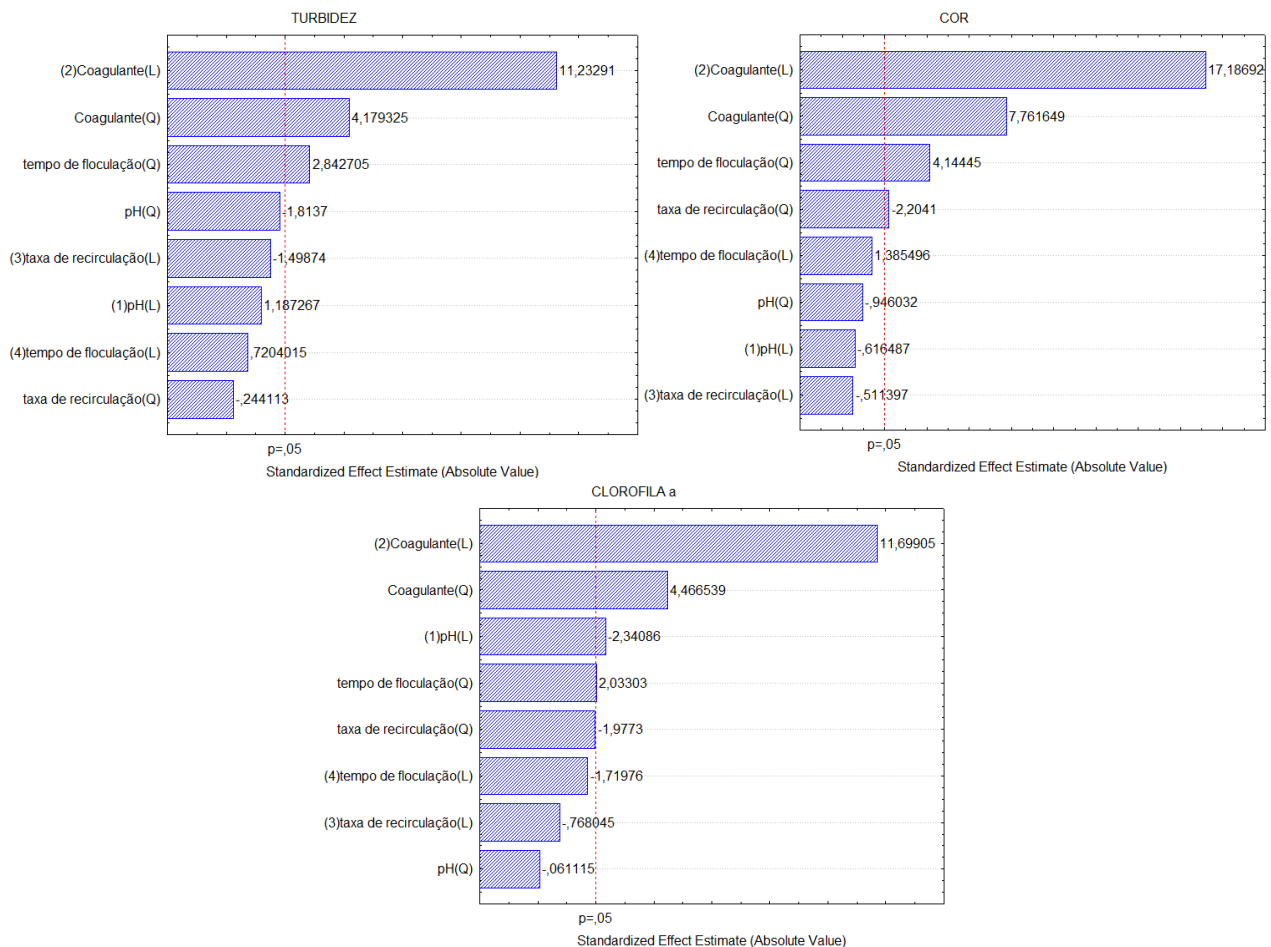


Figura 5 - Diagramas de Pareto para avaliação das variáveis resposta x parâmetros operacionais para lagoa de maturação e coagulante PAC

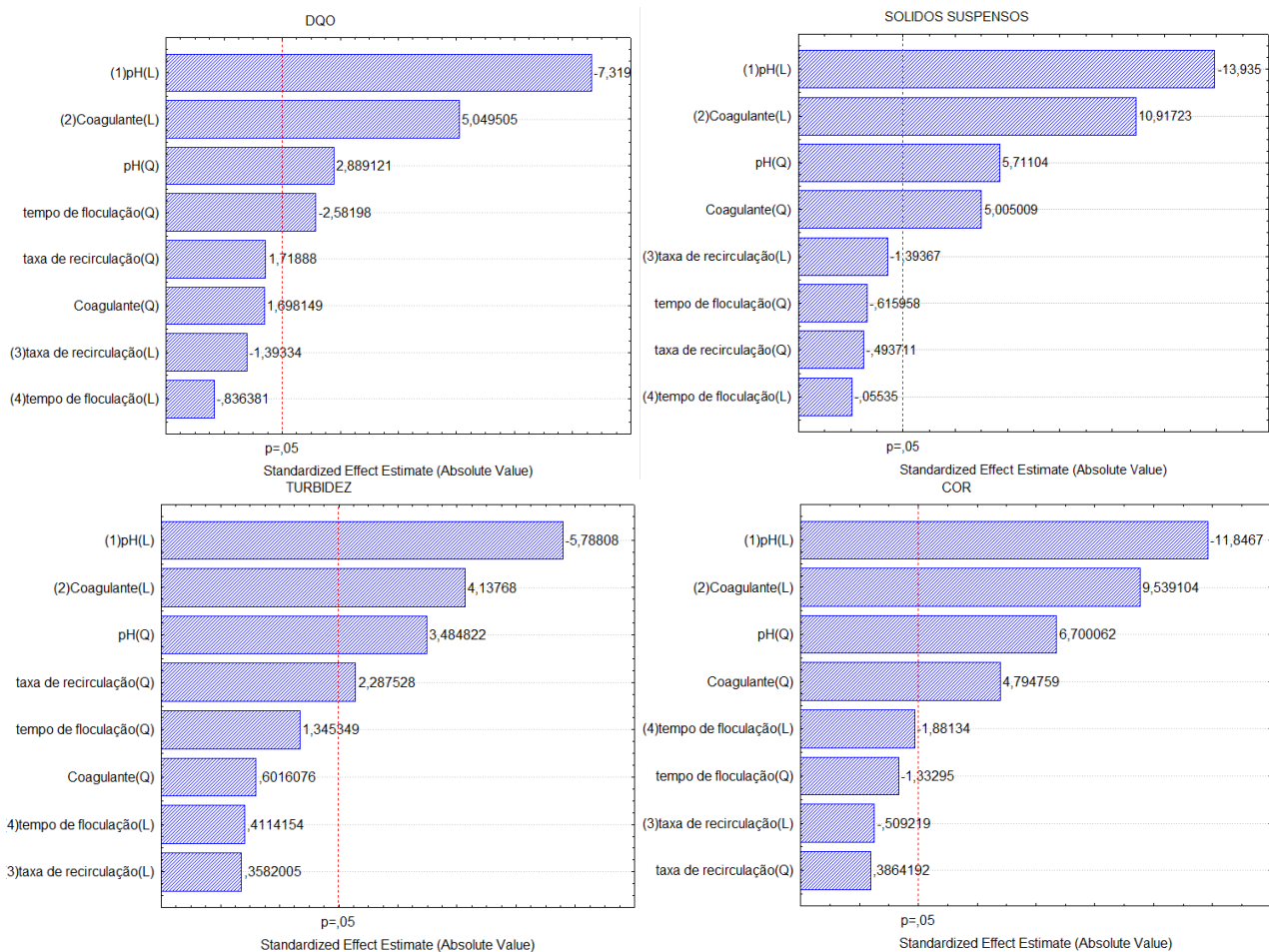
No diagrama de Pareto de efeitos padronizados ilustrado nas Figuras 4 e 5, pode-se observar para um nível de confiança de 95% que a dosagem de coagulante foi a variável resposta de maior influência na remoção de todas as variáveis, tendo-se para esta uma interação linear positiva, ou seja, quanto maior a dosagem, melhor é a eficiência obtida, e consequentemente, menor será o valor da variável analisada no efluente pós-tratado.

Além da dosagem de coagulante ter influenciado significativamente as eficiências de remoção, outros parâmetros operacionais também interferiram no processo de flotação, porém não é o fator mais importante e não estão presentes em todas as variáveis analisadas.

Com relação ao pH observou-se que o mesmo influenciou para a lagoa facultativa em todos os parâmetros de forma linear e negativa com exceção dos sólidos suspensos

que influenciou de forma quadrática e positiva. Já na lagoa de maturação o pH influenciou apenas para clorofila *a* e de forma linear negativa. Sendo assim, como o pH quando influenciou ou foi linear negativo ou quadrática positivo, ou seja, quanto menor o pH, maior a eficiência de remoção e para esse coagulante (7,0 – próximo ao pH natural) é o ideal para flotação.

Esses resultados demonstram que o pH possui pouca influencia para a FAD, sendo a dosagem de PAC utilizada o fator de maior influencia, demonstrando que para o efluente testado não é necessário realizar a correção do pH e pode-se aplicar o pós-tratamento com os efluentes da ETE com pH natural (média de 7,16 para lagoa facultativa e 7,3 para lagoa de maturação).



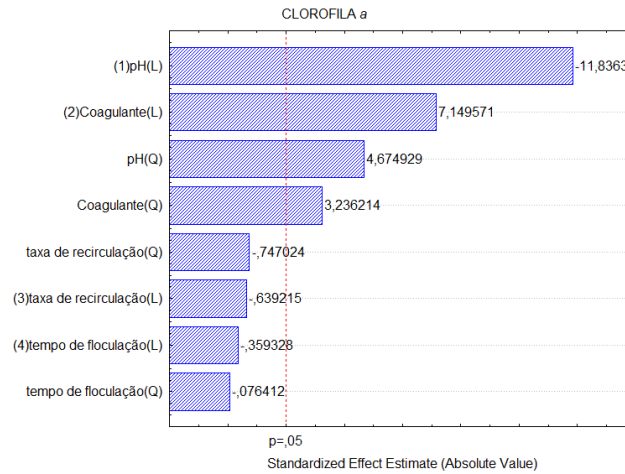
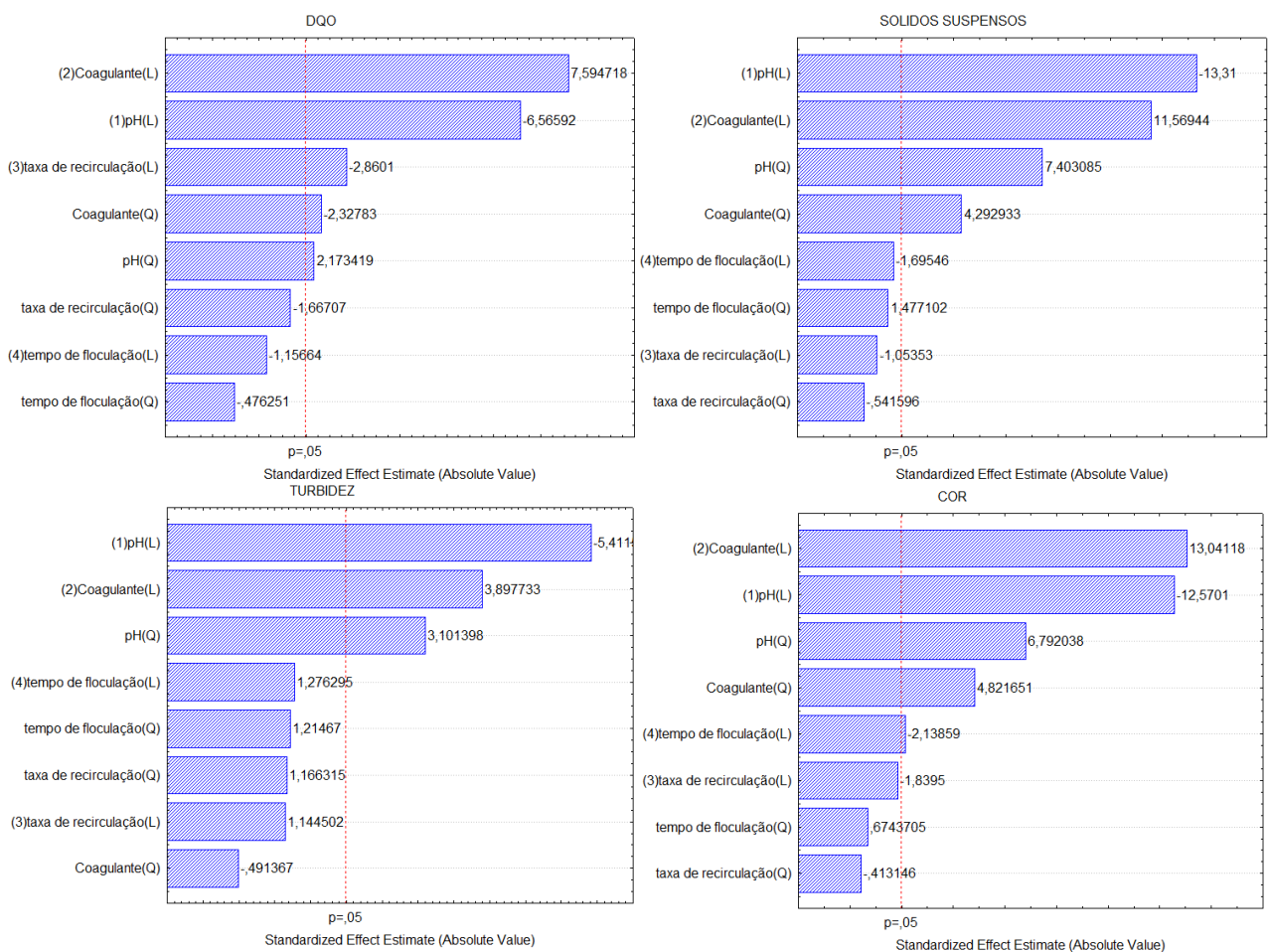


Figura 6- Diagramas de Pareto para avaliação das variáveis resposta x parâmetros operacionais para lagoa facultativa e coagulante Cloreto Ferrico.



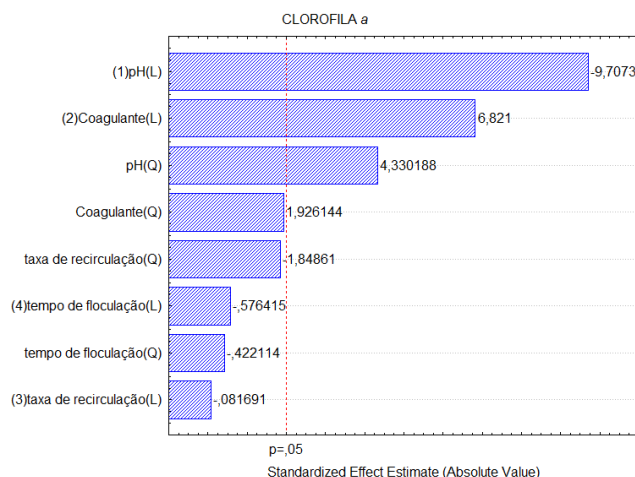


Figura 7- Diagramas de Pareto para avaliação das variáveis resposta x parâmetros operacionais para lagoa de maturação e coagulante Cloreto Ferrico.

Para os ensaios aplicados ao Cloreto Férrico ilustrados nas Figuras 6 e 7, pode-se observar para um nível de confiança de 95% que o pH foi a variável resposta de maior influência na remoção de todos os parâmetros, tendo-se para esta uma interação linear negativa, ou seja, quanto menor pH melhor é a eficiência obtida, e consequentemente, menor será o valor do parâmetro analisado no efluente pós-tratado. Para o mesmo coagulante a dosagem também possui influencia assim como no PAC, porém como visto nos diagramas de Pareto, o fator de maior influencia é o pH.

Penetra et al. (1998) citam os resultados e conclusões de investigação realizada visando estudar o efeito da dosagem de cloreto férrico e da variação de pH na eficiência de um equipamento de flotação, em escala de laboratório utilizando no pós tratamento de efluente UASB. Os ensaios foram conduzidos com variação da dosagem do cloreto férrico de 30 a 110 mg/L, e da variação do pH de 5,1 a 7,6. Os melhores resultados na remoção da DQO (91%) foram obtidos com dosagem de 65 mg/L de cloreto férrico e pH 5,3. Nesta dosagem a remoção de fosfato total, SST, turbidez e cor foram de 95%, 95%, 97% e 92% respectivamente. Resultados próximos ao encontrado mesmo sendo efluentes de características distintas.

Além do pH e dosagem de coagulante ter influenciado significativamente as eficiências de remoção, outras variáveis operacionais também refletiram no processo de flotação, porém, assim como no PAC não é o fator mais importante e não estão presentes em todas as variáveis analisadas..

Com isso, pode-se observar a influencia dos coagulantes em todas as análises e nas duas lagoas, sendo assim primordial buscar a melhor faixa de dosagem de coagulante para encontrar a melhor eficiência do sistema.

Já o pH atua de formas distintas para os dois tipos de coagulantes, para o PAC, há pouca influência, podendo inclusive não ser necessária sua correção. Porém para o cloreto férrico ele é o fator com maior influência nas análises. Com isso, a escolha do coagulante além da necessidade de buscar a melhor eficiência, passa a contar também financeiramente, já que é necessário baixar o pH próximo a 5 e após o tratamento aumenta-lo para o pH natural.

4.3. EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO X FATORES DE INFLUÊNCIA

Tendo em vista os fatores que mais influenciam na remoção, verifica-se que a dosagem de coagulante para o PAC e o pH para o cloreto férrico evidenciam maior influencia dentre os demais fatores, além do pH a dosagem de coagulante também influenciam quando utilizado o cloreto férrico como coagulante. Com isso, gráficos foram plotados para melhor visualização dessa eficiência fazendo as comparações entre as três dosagens para o PAC e comparando os três pH no cloreto férrico (Figuras 8 e 9).

Além disso, foram comparados para um mesmo efluente de lagoa os dois tipos de coagulantes com as três dosagens trabalhadas no intuito de avaliar a influência dos coagulantes (Figuras 10 e 11).

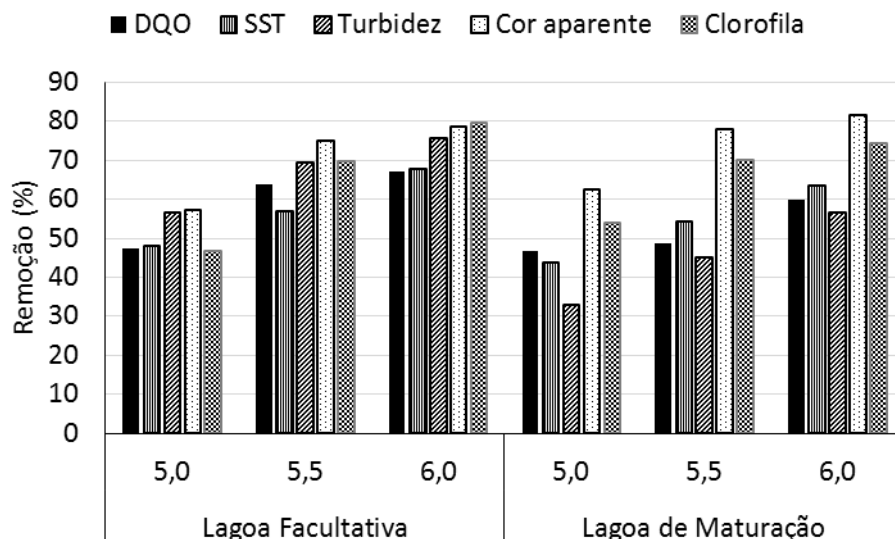


Figura 8 – Influencia da dose PAC de efluentes da LA e LM, ETE Ponta Negra na remoção de DQO, SST, Turbidez, Cor e Clorofila a.

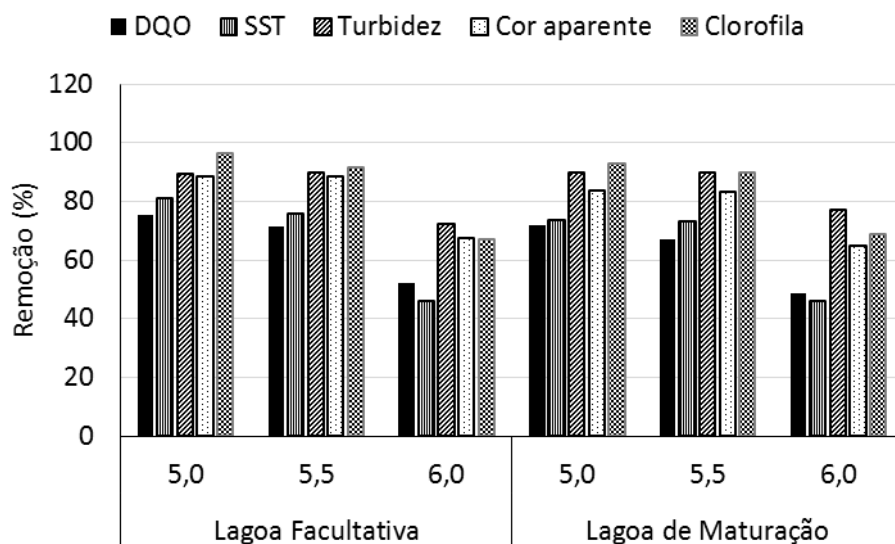


Figura 9 – Influencia do Cloreto Férrico na LA e LM, ETE Ponta Negra na remoção de DQO, SST, Turbidez, Cor e Clorofila a.

Como visto no gráfico de Pareto e comprovado nas Figuras 8 e 9, para o PAC, a eficiência aumenta com o aumento da dosagem de coagulante. Já para o cloreto férrico, com a diminuição do pH.

Comparando a FAD utilizando efluente da lagoa facultativa e a de maturação, pode-se observar que a eficiência de remoção na lagoa facultativa é maior. Dantas (2013) em estudo utilizando as mesmas lagoas e coagulantes como o sulfato de alumínio e cloreto férrico e o processo de flotação de efluentes de lagoa facultativa primária e de

maturação, observou maior eficiência na coagulação-floculação-flotação do efluente de lagoa facultativa com cloreto férrico, atingindo remoção de clorofila a superior a 90%. O efluente da lagoa de maturação também teve suas eficiências melhores com o uso de cloreto férrico, mas houve menor remoção do que para a lagoa facultativa.

A perda de eficiência na maturação é explicada devido aos tipos de algas presentes nesse efluente, que podem ser menores, ou apresentar formatos que não favorecem a floculação ou até mesmo o contato com as microbolhas na flotação (Dantas, 2013). Além disso, a lagoa facultativa possui maior quantidade de algas a serem removidas, aumentando assim a eficiência.

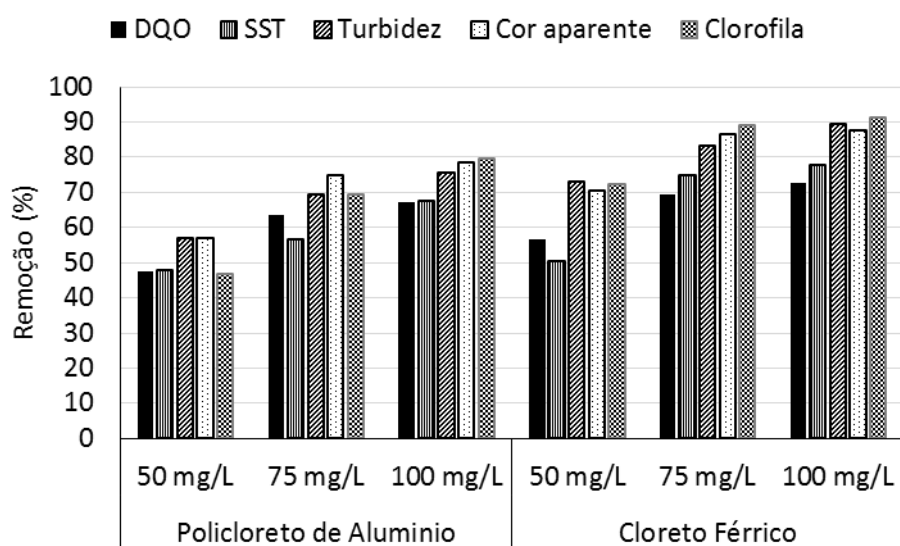


Figura 10 – Influência do tipo e dosagem coagulantes na remoção de DQO, SST, Turbidez, Cor aparente e Clorofila a em lagoa facultativa.

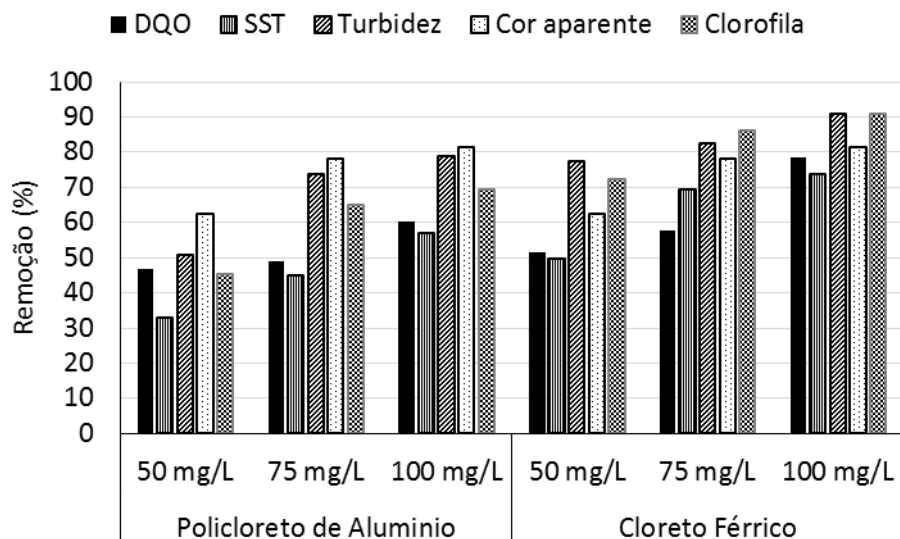


Figura 11– Influencia do tipo e dosagem coagulantes na remoção de DQO, SST, Turbidez, Cor aparente e Clorofila a em lagoa de maturação.

A partir das Figuras 10 e 11 observa-se que tanto para a FAD utilizando efluente da lagoa facultativa como para a lagoa de maturação o cloreto férrico tem maiores eficiência quando comparado com o PAC. Porém, é necessário verificar se economicamente o cloreto férrico será viável, já que é necessário utilizar produtos químicos que diminuam pH (apesar da acidez do FeCl_3 , é necessário a utilização de mais ácido para essa diminuição) para a flotação e depois a correção para o pH natural para devidas destinações. Para isso será necessário um estudo de viabilidade econômica dos coagulantes trabalhados.

Avaliando cada coagulante, as eficiências médias mais elevadas de remoção ocorreram com a utilização de cloreto férrico. No entanto, como discutido anteriormente, uma correção anterior do pH é necessária. Em geral, observou-se uma média de eficiência do processo em torno de 60 a 80% para todas as variáveis medidas.

4.4. EFICIÊNCIAS GERAIS

A partir dos experimentos realizados no flotatestes, foram obtidos os resultados de eficiência do pós-tratado da lagoa facultativa e lagoa de maturação, através de 27 testes realizados para o coagulante PAC e outros 27 para o coagulante cloreto férrico, variando-se algumas condições operacionais, de acordo com os níveis apresentados nas Tabelas 4 e 5.

As Tabelas 8 a 11 apresentam os resultados de eficiência para as quatro configurações trabalhadas durante a pesquisa.

As tabelas foram organizadas para que haja melhor observação do aumento das eficiências, por tanto, para as tabelas que demonstram eficiências com o coagulante PAC, foi ordenada de acordo com a dosagem de coagulante. Para o Cloreto Férrico, a tabela está ordenada de acordo com o pH seguida de dosagem de coagulante, como pode observar os fatores de maior influencia nos diagramas de Pareto. Com isso, para o PAC, as maiores eficiências se encontram na região inferior da tabela (dosagens maiores) e para o cloreto férrico se encontram na região superior da tabela (menores pH).

Tabela 8- Eficiências de remoção obtidas no pós-tratamento para a lagoa facultativa utilizando o PAC como coagulante

Coagulante (mg/L)	pH	Taxa de recirculação (%)	Tempo de Floculação (min)	DQO	SS	Turbidez	Cor	Clorofila a
50	7	10	10	57%	52%	70%	58%	59%
	7	20	20	50%	51%	67%	61%	57%
	7	30	15	46%	46%	73%	59%	58%
	7,5	10	20	49%	49%	66%	56%	51%
	7,5	20	15	41%	45%	59%	57%	46%
	7,5	30	10	53%	59%	4%	52%	40%
	8	10	15	42%	46%	34%	56%	47%
	8	20	10	49%	53%	72%	57%	55%
	8	30	20	41%	30%	66%	57%	8%
75	7	10	20	84%	61%	81%	81%	81%
	7	20	15	64%	45%	77%	69%	50%
	7	30	10	56%	26%	57%	74%	73%
	7,5	10	15	77%	77%	76%	87%	85%
	7,5	20	10	43%	58%	72%	67%	60%
	7,5	30	20	58%	58%	80%	70%	62%
	8	10	10	73%	63%	59%	70%	67%
	8	20	20	58%	41%	41%	70%	65%
	8	30	15	62%	82%	80%	85%	83%
100	7	10	15	76%	77%	78%	82%	79%
	7	20	10	63%	74%	88%	82%	82%
	7	30	20	83%	71%	89%	84%	85%
	7,5	10	10	64%	70%	73%	78%	77%
	7,5	20	20	62%	66%	82%	77%	73%
	7,5	30	15	77%	73%	77%	83%	90%
	8	10	20	70%	56%	58%	72%	85%
	8	20	15	61%	66%	86%	78%	77%
	8	30	10	48%	55%	48%	70%	66%

A Tabela 8 confirma o que foi mostrado no diagrama de Pareto que na dose de coagulante de 100 mg/L encontram-se as maiores eficiências de remoção. Com isso, a maior eficiência entre todos os experimentos foi o 9 (coagulante: 100 mg/L, pH: 7,0, taxa de recirculação: 30% e tempo de floculação: 20 min). Existiram maiores percentuais de remoção quando observando análise por análise, porém no geral, o experimento citado resultou em maiores eficiências.

Para o experimento 9 a DQO diminuiu de 408,3 mg/L para 70,6mg/L, os sólidos suspensos de 200mg/L para 58,5mg/L, a turbidez de 482 mg/L para 52,4 mg/L, a cor de 4140 uH para 646 uH e a clorofila a de 3393 UNT para 502 UNT.

Em relação à remoção de nutrientes nitrogenados e fosforados foram calculadas médias de remoções a partir das amostras compostas e identificaram-se elevadas remoções para fósforo total (média de 81% e valor absoluto de 1,5 mg/L) e ortofosfato solúvel (média de 100%). Para as frações de nitrogênio, obteve-se no efluente pós-tratado uma média para amônia de 19,5 mg/L (19% de remoção), para nitrogênio orgânico de 1,9 mg/L (59% de remoção) e para NTK de 21,3 mg/L (25% de remoção).

Tabela 9 - Eficiências de remoção obtidas no pós-tratamento para a lagoa de maturação utilizando o PAC como coagulante.

Coagulante (mg/L)	pH	Taxa de recirculação (%)	Tempo de Floculação (min)	DQO	SS	Turbidez	Cor	Clorofila a
50	7	10	10	57%	29%	55%	50%	54%
		20	20	36%	33%	54%	53%	50%
		30	15	48%	42%	50%	55%	48%
	7,5	10	20	46%	38%	51%	54%	48%
		20	15	45%	29%	55%	51%	43%
		30	10	64%	34%	20%	45%	49%
	8	10	15	39%	33%	59%	49%	44%
		20	10	54%	30%	56%	49%	48%
		30	20	31%	30%	56%	48%	23%
75	7	10	20	74%	47%	66%	67%	65%
		20	15	46%	43%	73%	65%	63%
		30	10	32%	42%	77%	74%	70%
	7,5	10	15	40%	54%	83%	77%	78%
		20	10	56%	37%	65%	61%	50%
		30	20	41%	42%	71%	60%	62%
	8	10	10	50%	48%	73%	63%	64%
		20	20	44%	40%	72%	71%	61%
		30	15	55%	52%	83%	74%	74%

100	7	10	15	70%	66%	83%	74%	73%
		20	10	53%	45%	66%	61%	60%
		30	20	70%	50%	74%	71%	71%
	7,5	10	10	45%	62%	81%	71%	68%
		20	20	59%	52%	78%	67%	69%
		30	15	70%	61%	82%	74%	71%
	8	10	20	62%	55%	76%	69%	63%
		20	15	52%	54%	78%	72%	68%
		30	10	58%	64%	81%	70%	74%

A Tabela 9 confirma o que foi mostrado no diagrama de Pareto. Com isso, a maior eficiência entre todos os experimentos foi o 7 (coagulante: 100mg/L, pH: 7,0, taxa de recirculação: 10% e tempo de floculação: 15 min). Existiram maiores percentuais de remoção quando observando análise por análise, porém no geral, o experimento citado encontrou-se maior eficiência.

Para o experimento 7 a DQO diminuiu de 273,8 mg/L para 82,4mg/L, os sólidos suspensos de 100mg/L para 44mg/L, a turbidez de 184 mg/L para 31,3 mg/L, a cor de 2160PtCo/L para 562PtCo/L e a clorofila a de 1447 µg/L para 390µg/L.

Para remoção dos nutrientes, as médias das amostras compostas foram elevadas nas remoções para fósforo total (média de 72% e valor absoluto de 1,9 mg/L) e ortofosfato solúvel (média de 100%). Para as frações de nitrogênio, obteve-se no efluente pós-tratado uma média para amônia de 19,2 mg/L (19% de remoção), para nitrogênio orgânico de 2,4 mg/L (42% de remoção) e para NTK de 21,6 mg/L (22% de remoção).

Tabela 10 - Eficiências de remoção obtidas no pós-tratamento para a lagoa facultativa utilizando o Cloreto Férrico como coagulante.

pH	Coagulante (mg/L)	Taxa de recirculação (%)	Tempo de Floculação (min)	DQO	SS	Turbidez	Cor	Clorofila a
5,0	50	10	10	91%	82%	93%	90%	94%
		20	20	71%	83%	88%	87%	96%
		30	15	70%	68%	84%	82%	96%
	75	10	20	75%	81%	96%	93%	98%
		20	15	74%	82%	88%	88%	97%
		30	10	76%	78%	85%	86%	95%
	100	10	15	64%	89%	91%	93%	99%
		20	10	89%	82%	91%	90%	95%
		30	20	67%	83%	88%	88%	98%

5,5	50	10	20	69%	56%	85%	76%	85%
		20	15	45%	49%	81%	70%	73%
		30	10	59%	53%	73%	87%	84%
	75	10	15	63%	83%	96%	91%	94%
		20	10	79%	88%	96%	96%	98%
		30	20	80%	90%	94%	94%	98%
	100	10	10	76%	88%	92%	93%	98%
		20	20	90%	84%	97%	94%	97%
		30	15	83%	90%	96%	95%	97%
6,0	50	10	15	37%	21%	53%	48%	45%
		20	10	38%	22%	70%	53%	59%
		30	20	32%	21%	29%	42%	39%
	75	10	10	70%	63%	83%	80%	83%
		20	20	63%	51%	82%	78%	68%
		30	15	44%	56%	84%	73%	72%
	100	10	20	58%	63%	73%	73%	76%
		20	15	76%	62%	91%	81%	85%
		30	10	51%	57%	87%	80%	77%

A Tabela 10 confirma o que foi mostrado no diagrama de Pareto: no pH 5 e 5,5 e dosagem de coagulante de 100mg/L encontram-se as maiores eficiências de remoção. Com isso, a maior eficiência entre todos os experimentos foi o 17 (coagulante: 100mg/L, pH: 5,5, taxa de recirculação: 20% e tempo de floculação: 20 min). Existiram maiores percentuais de remoção quando observando análise por análise, porém no geral, neste experimento encontrou-se maior eficiência. Diferente do PAC, para o cloreto férrico observou-se uma eficiência melhor no geral, chegando a ter, por exemplo, 99% de remoção na clorofila a.

Para o experimento 17 a DQO diminuiu de 397,6mg/L para 37,8mg/L, os sólidos suspensos de 131mg/L para 20,8mg/L, a turbidez de 436 mg/L para 13,9 mg/L, a cor de 3480PtCo/L para 214PtCo/L e a clorofila a de 1014 µg/L para 32µg/L.

A partir das médias de amostras compostas, identificaram-se elevadas remoções para fósforo total (média de 89% e valor absoluto de 0,7 mg/L) e ortofosfato solúvel (média de 100%). Para as frações de nitrogênio, obteve-se no efluente pós-tratado uma média para amônia de 16,5 mg/L (29% de remoção), para nitrogênio orgânico de 2,0 mg/L (58% de remoção) e para NTK de 18,5 mg/L (34% de remoção).

Tabela 11 - Eficiências de remoção obtidas no pós-tratamento para a lagoa de maturação utilizando o Cloreto Férrico como coagulante

pH	Coagulante (mg/L)	Taxa de recirculação (%)	T Floculação (min)	DQO	SS	Turbidez	Cor	Clorofila a
5,0	50	10	10	71%	65%	89%	82%	86%
		20	20	54%	60%	85%	74%	86%
		30	15	77%	75%	89%	83%	97%
	75	10	20	64%	79%	95%	90%	92%
		20	15	68%	75%	88%	81%	96%
		30	10	59%	72%	89%	83%	97%
	100	10	15	89%	88%	95%	91%	97%
		20	10	83%	75%	91%	86%	90%
		30	20	84%	73%	89%	83%	96%
5,5	50	10	20	57%	59%	82%	69%	89%
		20	15	32%	53%	82%	68%	63%
		30	10	51%	50%	78%	67%	87%
	75	10	15	83%	80%	95%	90%	91%
		20	10	61%	90%	94%	91%	92%
		30	20	68%	82%	92%	89%	97%
	100	10	10	80%	85%	94%	91%	98%
		20	20	85%	78%	96%	92%	96%
		30	15	88%	82%	94%	91%	95%
6,0	50	10	15	50%	31%	63%	51%	51%
		20	10	44%	33%	69%	53%	67%
		30	20	29%	22%	58%	40%	46%
	75	10	10	67%	50%	83%	72%	82%
		20	20	45%	47%	81%	69%	66%
		30	15	8%	50%	81%	67%	63%
	100	10	20	65%	54%	83%	72%	76%
		20	15	61%	61%	87%	77%	87%
		30	10	71%	67%	89%	81%	82%

A Tabela 11 confirma o que foi mostrado no diagrama de Pareto. Com isso, a maior eficiência entre todos os experimentos foi o 7 (coagulante: 100mg/L, pH: 5,0, taxa de recirculação: 10% e tempo de floculação: 15 min). Existiram maiores percentuais de remoção quando observando análise por análise, porém no geral, o experimento citado encontrou-se maior eficiência.

Para o experimento 7 a DQO diminuiu de 214,3mg/L para 23,3mg/L, os sólidos suspensos de 114mg/L para 13,9mg/L, a turbidez de 226 mg/L para 12,1 mg/L, a cor de 2510PtCo/L para 219PtCo/L e a clorofila a de 1037 µg/L para 27µg/L.

Identificaram-se elevadas remoções para fósforo total (média de 86% e valor absoluto de 0,8 mg/L) e ortofosfato solúvel (média de 100%). Para as frações de nitrogênio, obteve-se no efluente pós-tratado uma média para amônia de 19,1 mg/L (17% de remoção), para nitrogênio orgânico de 2,4 mg/L (53% de remoção) e para NTK de 21,5 mg/L (24% de remoção).

Tessele *et al.* (2005) estudaram a flotação por ar dissolvido (FAD) para polimento do efluente final da ETE Samambaia/DF com configuração UASB – Lagoa de polimento - FAD e atingiram remoções globais acima de 90% para DBO, sólidos suspensos e fósforo total. Como os experimentos realizados nessa pesquisa, principalmente com relação ao cloreto férrico.

A partir do exposto nesse item, utilizando condições otimizadas de remoção de sólidos suspenso, estimou-se a quantidade de sólidos, numa base seca, que pode ser removido por FAD diária a partir do efluente final da ETE Ponta Negra, como mostrado na Tabela 12.

Tabela 12 – Remoção de sólidos totais diários (base seca), por FAD na ETE Ponta Negra.

Coagulante	Lagoa	Sólidos totais removidos (kg/dia)
Poli cloreto de alumínio (PAC)	Facultativa aerada	1638
	Maturação	764
Cloreto férrico	Facultativa aerada	1275
	Maturação	1159

Como pode ser observado na Tabela 12 uma grande quantidade de sólidos poderia ser removida e ser utilizados para outros fins como adubo, mesclar com matérias da construção civil.

4.5. ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA)

Análise de variância é a técnica estatística que permite avaliar afirmações sobre as médias dos parâmetros. A análise visa, fundamentalmente, verificar se existe uma diferença significativa entre as médias e se os fatores exercem influência em alguma variável dependente.

Pela técnica, foi verificado se há diferença significativa entre os coagulantes e também se existe alguma diferença significativa entre efluentes estudados. Podendo

assim utilizar recurso estatístico para demonstrar a maior influencia e poder assim, observar qual o coagulante mais viável de se utilizar e o efluente mais viável para pós tratar.

A Figura 12 expõe em cada gráfico a comparação entre as doses de coagulantes. A Figura 13 expõe em cada gráfico a comparação entres os efluentes trabalhados e por ultimo a Figura 13 faz a analises de variância para cloreto férrico variando o pH, por ele possui influencia somente para o cloreto férrico.

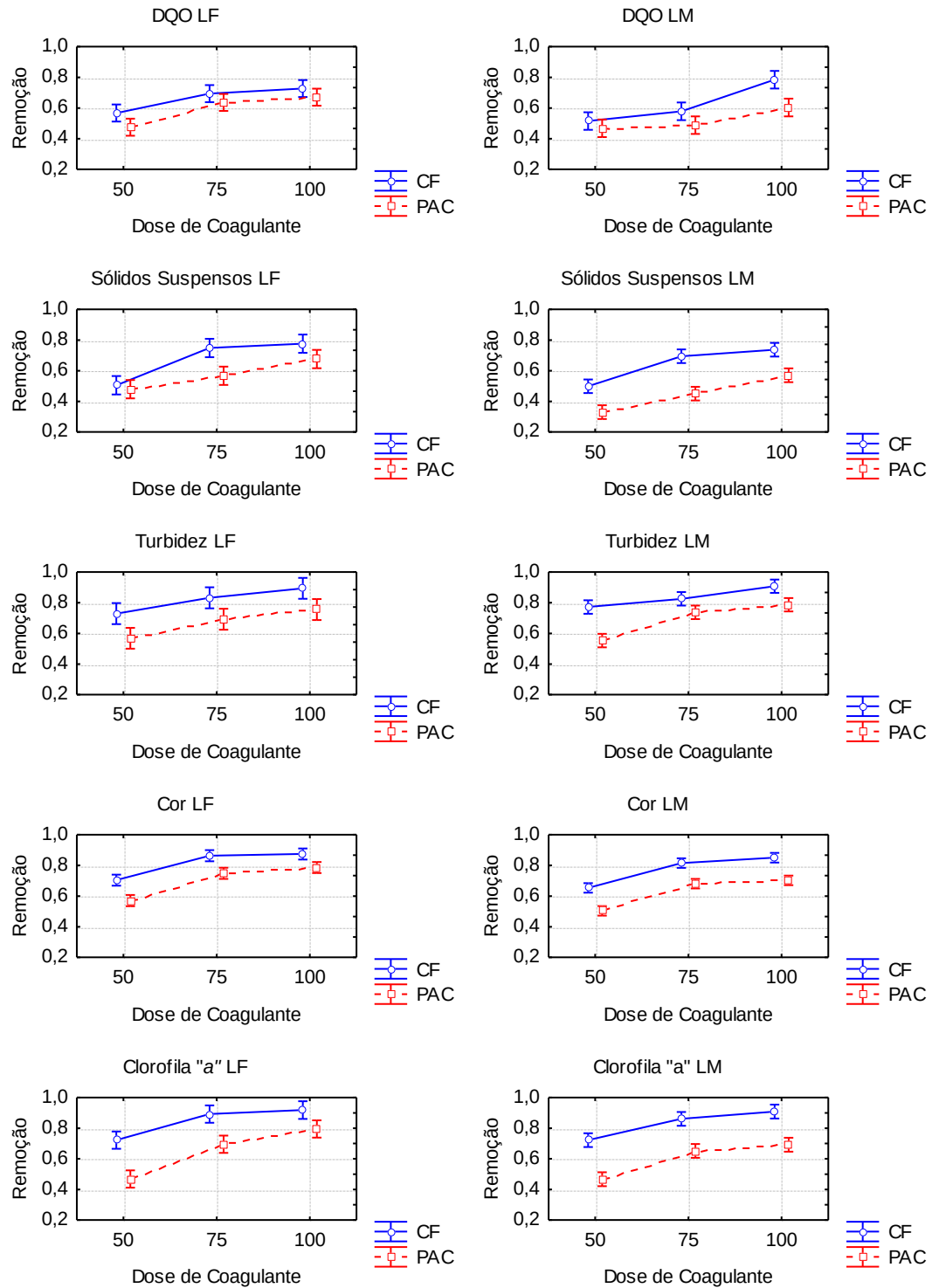


Figura 12 – Análise de variância comparando os coagulantes PAC e CF (Coluna 1- LF; Coluna 2- LM)

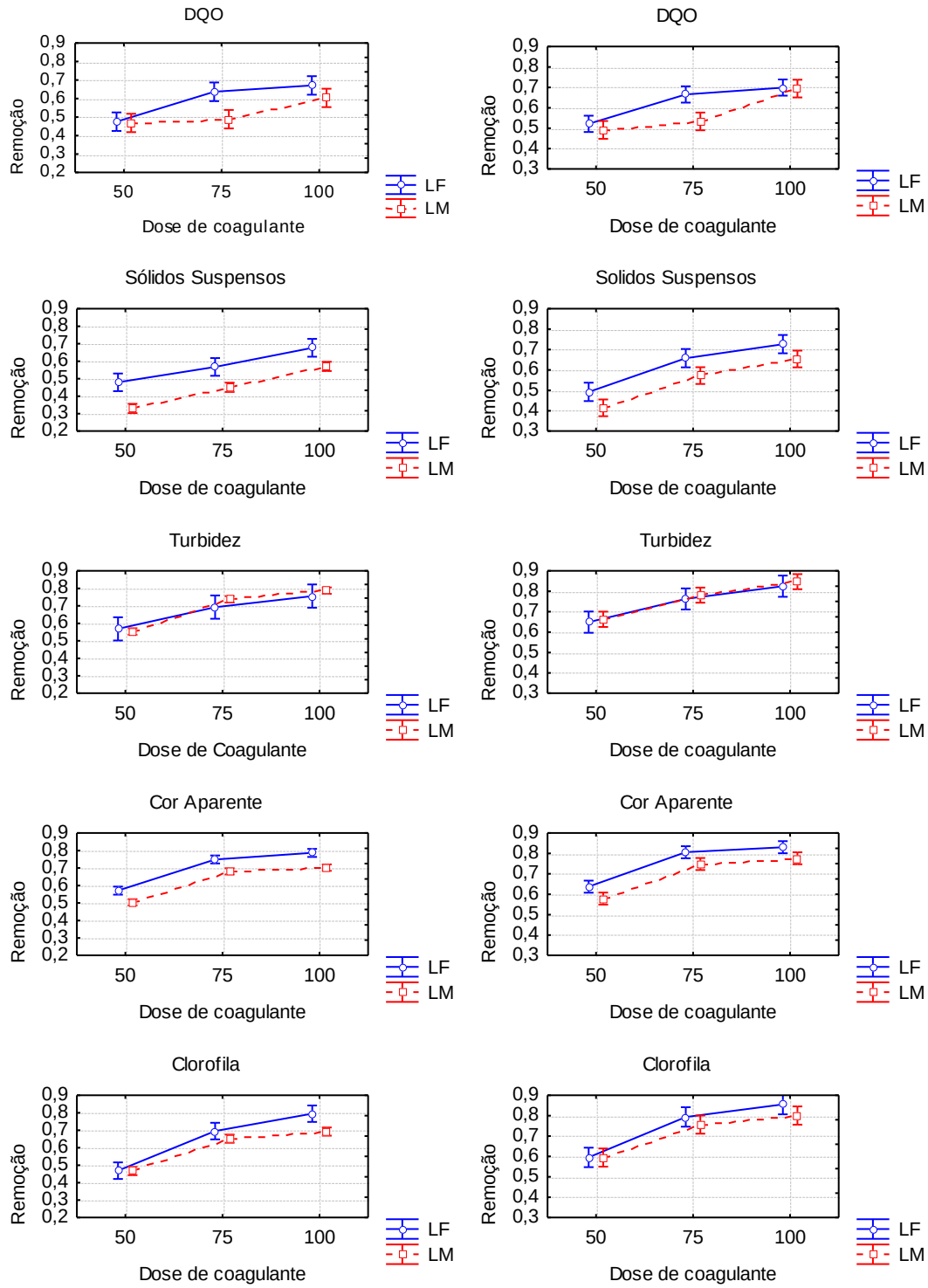


Figura 13 – Análise de variância comparando os efluentes LF e LM (coluna 1- coagulante PAC; coluna 2 – coagulante CF).

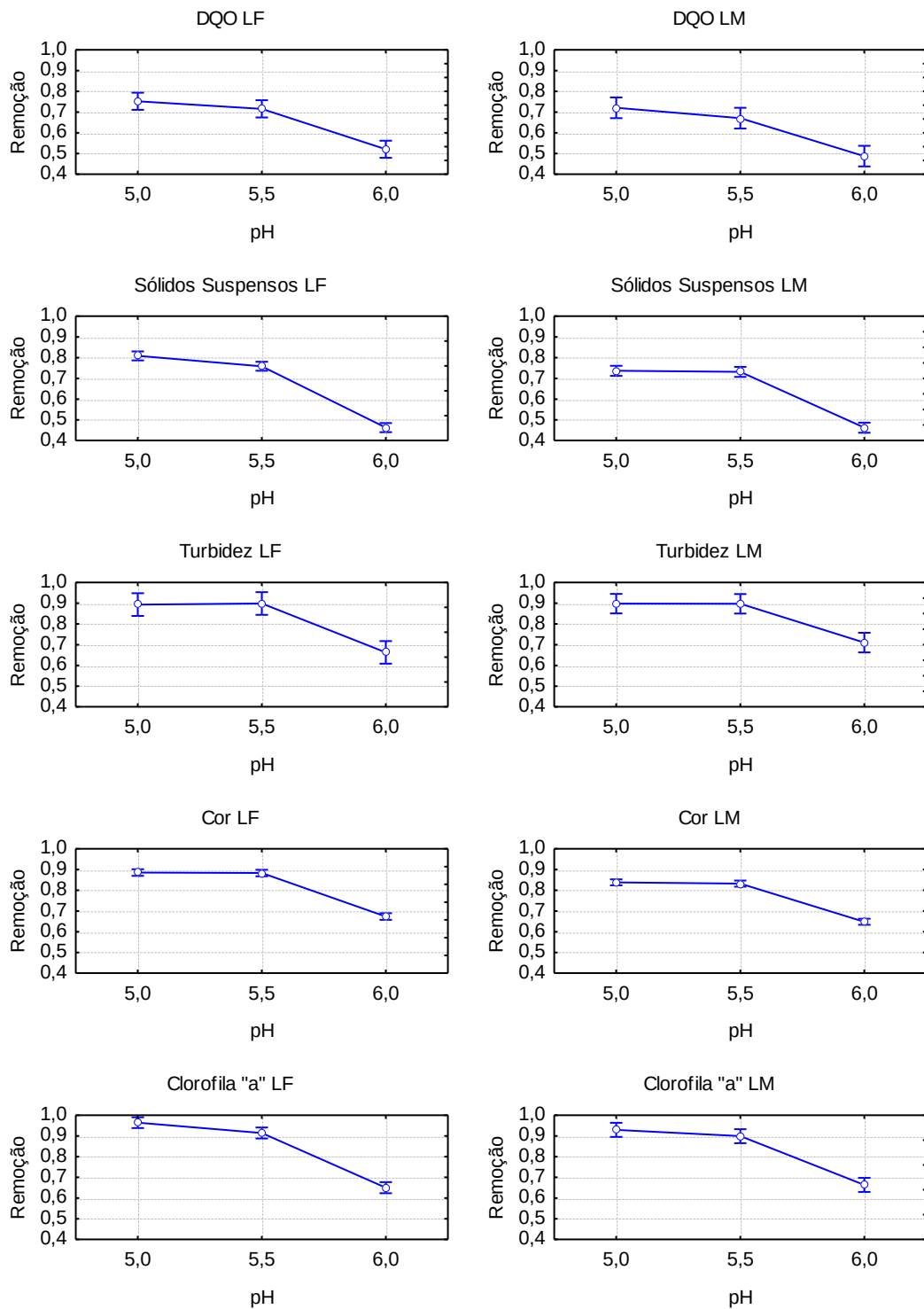


Figura 14 – Gráficos da análise de variância dos efluentes utilizando o cloreto férrico e variando o pH.

Como visto na Figura 12 e 13, a dosagem de 75 mg/L é estatisticamente igual a dosagem de 100 mg/l em todas os gráficos, com exceção a DQO da lagoa de maturação

que a dosagem de 100 mg/l é melhor dosagem para os dois tipos de coagulante e para os sólidos suspenso da lagoa de maturação utilizando o coagulante PAC que a maior dosagem é a que possui maior eficiência. Com isso a dosagem ótima para obter eficiência otimizada de remoção é de 75mg/l de coagulante por utilizar de menor quantidade de coagulante.

Comparando os tipos de coagulantes, em todos gráficos da Figura 12 o Cloreto Férrico (CF) possui maiores eficiências de remoção para todos os parâmetros. Assim como na Figura 13 para os efluentes, observa-se que a lagoa facultativa possui eficiências estatisticamente iguais ou maiores de remoção para todos os parâmetros. Os gráficos de barras ilustrados nas Figuras 8, 10 e 11 também pôde se observar esse resultado, sendo o gráfico ANOVA utilizado para confirmar o que se observou naqueles gráficos. Com isso, é mais viável economicamente a construção apenas de lagoas facultativas.

Para a Figura 14, o pH de 5,5 é estatisticamente igual ao pH de 5 em todos os gráficos e como faz necessário a utilização de reagente para redução do pH, o pH ideal para utilizar na flotação e obter eficiência ótima é de 5,5 por utilizar de menor quantidade de reagente para promover a redução do pH.

5. CONCLUSÃO

A dosagem de Policloreto de Alumínio (PAC) é o fator predominante para o pós-tratamento por flotação por ar dissolvido, enquanto para o cloreto férrico, o pH é o fator que mais influencia na eficiência de remoção com a dosagem também exercendo grande influencia. Por tanto, observou-se que quando utilizado o PAC o pH natural (entre 7 e 7,5) poderá ser utilizado tendo assim um ganho no que se diz respeito ao uso de reagentes utilizados para alterar o pH. Enquanto que para o cloreto férrico é necessário acidificar o efluente (entre 5 e 5,5) para atingir condições ótimas.

A eficiência aumenta com o aumento da dosagem, por esse motivo a melhor dosagem para os dois tipos de coagulantes foi 100 mg/L, porém os valores de 75 e 100 mg/L são significativamente iguais, por isso, recomenda-se utilizar o valor de 75mg/L a fim otimizar o sistema. Para o cloreto férrico a faixa de pH entre 5 e 5,5 resultou em maior eficiência do processo e observa-se que o pH de 5 e 5,5 não diferem significativamente entre si. Sendo assim, recomenda-se a utilização de pH 5,5.

FAD foi mais eficiente na remoção do pós-tratado do efluente da lagoa facultativa quando comparado a lagoa de maturação. Para todas as situações avaliadas o coagulante cloreto férrico teve melhores percentuais de remoção de DQO, sólidos suspensos, turbidez, cor aparente e clorofila a comparado ao PAC. Por isso, a melhor configuração é a utilização de cloreto férrico com apenas a lagoa facultativa, devendo apenas observar o custos para correção de pH.

FAD é a alternativa para melhorar a qualidade do efluente das lagoas de estabilização, tendo uma eficiência entre 60% e 80% para remoção de DQO, sólidos suspensos, turbidez, cor aparente e clorofila a, podendo atingir médias acima de 90% de remoção.

Na remoção de nutrientes, a FAD conseguiu remover todo o ortofosfato solúvel, obteve remoções médias de fósforo total entre 70% e 90%, enquanto que a remoção media para o nitrogênio não passou de 60%.

Com a remoção de sólidos suspensos pode-se estimar a quantidade de sólidos, numa base seca que pode ser removido pela FAD diariamente na ETE. Esses valores

ficaram entre 764 kg/dia e 1638 kg/dia, podendo esses sólidos ter diversas utilidades como adubo e utilização na composição de materiais de construção.

Tendo em vista a implantação da ETE Pium, pode-se observar a partir dessa dissertação que a configuração lagoa facultativa seguida de Flotação já é o suficiente para operação da Estação. Podendo inclusive utilizar as lagoas de maturação para construção de mais uma lagoa facultativa, aumentando assim a vazão de projeto e podendo tratar efluentes de uma região maior de Parnamirim.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – NBR 12.209 – ABNT – Elaboração de Projetos Hidráulico-Sanitários de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários, 2009.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION – WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21ed. Hardcover. 2005. 1368p.

ARAÚJO, A. L. C. Avaliação operacional e da eficiência de lagoas de estabilização no estado do RN: Programa de pesquisa em saúde e saneamento. Natal: FUNASA, 2011. Relatório Final de Projeto de Pesquisa.

ASSIS, R. S. S. Remoção de Microcystis aeruginosa e microcistinas por flotação por ar dissolvido – estudo em escala de bancada utilizando sulfato de alumínio e cloreto férrico como coagulantes. 2006. 137 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2006.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamentos de efluentes, complementa e altera a Resolução CONAMA nº 357/05. Brasília, 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: Abril. 2015.

GOVERNO DO ESTADO DO RN. CAERN – Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte. **Planilha de vazão ETE Ponta Negra – junho/2016**. CAERN, 2016

CARÍSSIMI, E.; RUBIO, J. Advances in particulates aggregation-flotation separation. Centenary of Flotation Symposium. Brisbane, 2005.

CHEREMISINOFF, N.P Handbook of water and wastewater treatment technologies. Pollution Engineering. BUTTERWORTH HEINEMANN, 2002

COWARD, T.; LEE, J.G.M.; CALDWELL, G.S. Development of a foam flotation system for harvesting microalgae biomass. Algal Research. ELSEVIER, 2013.

DANTAS, C. V. da C. Avaliação da flotação por ar dissolvido no polimento de efluentes de lagoa de estabilização. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2013

DI BERNARDO, Luiz. Métodos e técnicas de tratamento de água. Vol. 1. Rio de Janeiro: ABES, 1993. 496 p.

DI BERNARDO, Luiz; DANTAS, Angela Di Bernardo. Métodos e técnicas de tratamento de água. 2ª ed. Vol. 1. São Carlos: RiMa, 2005. 784 p.

EDZWALD, J.K. Algae, bubble, coagulants, and dissolved air flotation. Water sci. Technol. 27 (10), 67-81. 1993.

EDZWALD, J.K., WINGLER, B.J. Chemical and physical aspects of dissolved air flotation for the removal of algae. Jour. Water SRT - Aqua, v.39, p. 24-35, 1990.

FABRETI, A. A. **Pós-tratamento de efluente de lagoa de estabilização através de processo físico-químico**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

FERNANDES, N.M.G; GINORIS, Y.P.; RIOS, R.H.T.; BRANDÃO, C.C.S. Influência do Ph de coagulação e da dose de sulfato de alumínio na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta descendente. Eng Sanit Ambient. V.15 n. 4, 2010.

FINCH, G. R.; SMITH, D. W. Batch coagulation of a lagoon for fecal coliform reductions. Water Research. v.20, n. 1, p. 105-112, 1986.

HELLER, L; PÁDUA, V.L. Abastecimento de água para consumo humano. Belo Horizonte, Editora UFMG 2ª ed – volume 2, 2010, p. 531-583.

JANSSENS, J.G. e BUEKENS, A. "Assessment of process selection for particle removal in surface water treatment." Journal Water SRT-Aqua, 1993, 42(5), 279-288.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. 6. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011.

JIN, Yan. Use of a high resolution photographic technique for studying coagulation/flocculation in water treatment. 2005. 152 p. Thesis (Master in Science in Civil and Geological Engineering) - University of Saskatchewan Saskatoon, 2005.

KOOPMAN, B.; LINCOLN, E.P. Autoflotation Harvesting of Algae from High-rate Pond Effluents. Applied Science Publishers Ltd, England. Printed in Great Britain, 1983.

KOTHANDARAMAN, V.; EVANS, R. L. Removal of algae from waste stabilization pond effluents: A state of the art. Illinois State Water Survey Urbana, 108, State of Illinois, 1972.

LACERDA, M. R. S.; MARQUES, S. F. S.; BRANDÃO, C. C. S. A influência do pH de coagulação e do tempo de floculação na flotação por ar dissolvido de águas de baixa turbidez e com presença de algas. In: 19º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Anais. Foz do Iguaçu: ABES, 1997.

METCALF; EDDY, Inc. Wastewater engineering: treatment and reuse. 4ª ed. New York: McGraw-Hill Companies, 2003. 1819 p.

OLIVEIRA, J. M. B. (2005). Remoção de *Cylindrospermopsis raciborskii* por Meio de Sedimentação e de Flotação: Avaliação em Escala de Bancada. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH. DM-085/05, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 122p.

PELEGRINO, E.C.F. Emprego de coagulante à base de tanino em sistema de pós-tratamento de efluente de reator UASB por flotação, 2011. P. Dissertação (Mestrado), Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 155 p. São Carlos, SP.

PENETRA, R. G.; REALI, M. A. P. ; FORESTI, E. ; CAMPOS, J. R. Post-Treatment of Effluents from Anaerobic Reactor Treating Domestic Sewage by Dissolved – Air Flotation. Taller y Seminario Latino Americano de Aguas Residuales, V, 1998. Anais, Viña del Mar – Chile, 1998.

PENETRA, R.G.; REALI, M.A.P.; CAMPOS, J.R. Influência da Quantidade de Ar Fornecida no Pós-Tratamento por Flotação de Efluentes de Reatores Anaeróbios UASB. Congresso

Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 20, Rio de Janeiro, 1999. Anais. Rio de Janeiro, ABES, 1999. p. 192-9

REALI, M. A. P ; PENETRA, R.G. ; CAMPOS, J. R. Influência da Floculação na Flotação de Efluentes de Reatores Anaeróbios (UASB). Congresso AIDIS, XXI, Lima – Perú, 1998. Anais Eletrônicos. 8p.

RESOLUÇÃO Nº 2.288 (2000). Bahia – CEPRAM.

RESOLUÇÃO Nº 001/07 (2007) – Dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências, para empreendimentos de saneamento. Paraná.

RICHTER, C.A. Água: métodos e tecnologias de tratamento. São Paulo, Blucher, 2009. 2ª reimpressão – 2012.

RIJK, S.E ; VAN DER GRAAF, J.H.J.M. ; DEN BLANKEN, J.G. Bubble size in flotation thickening. Water Reserch. Vol. 28. Nº 2, pp. 465-473, printed in Great Britain, 1994.

SANTOS, E.P.C.C.; TEIXEIRA, A.R.; ALMEIDA, C.P.; LIBANIO, M.; PÁDUA, V.L. Estudo da coagulação aplicada à filtração direta descendente. Eng. Sanit Ambient. Vol. 12 n. 4, 2007.

SCHOFIELD, T. Dissolved air flotatioin in drinking water production. Water Science and Technology, v. 43, n. 8, p. 9-18, 2001.

SHELFF, E.S.G ; WACHS, A.M. Improved electroflotation for the removal of suspended solids from algal pond efflents. Water Reserch, vol. 8 p.587 to 592. Printed in Great Britain, 1974)

SILVA FILHO, P. A. da. Diagnóstico operacional de lagoas de estabilização. Natal, RN: Dissertação de mestrado (UFRN), 2007.

STECHEMESSER, H.; DOBIÁS, B. Coagulation and floculacion: theory and applications. 2nd ed. p.cm (Sulfactant science series; v.126) publish, 2005.

TESSELE, F.; MONTEGGIA, L. O.; FRONZA, A.; HEGLERT, A. P. Uso Integrado de reator anaeróbio e lagoa de polimento para tratamento de esgoto doméstico diluídos em

clima sub-tropical. Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande, MS. **Anais...** 2005.

TESSELE, F.; ROSA, J. J.; RUBIO, J.. Os avanços da flotação no tratamento de águas, esgotos e efluentes. Saneamento Ambiental, n. 102, p. 30-36, 2004.

TEIXEIRA, M. R.; ROSA, M. J. Comparing dissolved air flotation and conventional sedimentation to remove cyanobacterial cells of *Microcystis aeruginosa*. Part I: The key operating conditions. **Separation and purification technology**, n. 52, 2006.

TORRES, D.M. **Decaimento bacteriano em lagoas de estabilização no Nordeste brasileiro**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2011.

Uduman, N.; Qi,Y.; Danquah, M.K.; Forde,G.M.; Hoadley, A. Dewatering of microalgal cultures: a major bottleneck to algae-based fuels, Journal of Renewable and Sustainable Energy 2 (2010) 012701

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. **Biological wastewater treatment in warm climate regions**. IWA Publishing, 2005. v. 1 e 2.