

**UNIVERSIDADE DE TAUBATÉ**  
**Paulo Sérgio do Livramento Magno**

**TRATAMENTO DE EFLUENTES EM LAGOAS DE  
ESTABILIZAÇÃO: UM ESTUDO DE CASO EM INDÚSTRIA DE  
LATICÍNIO.**

**Taubaté – SP**  
**2010**

**UNIVERSIDADE DE TAUBATÉ**  
**Paulo Sérgio do Livramento Magno**

**TRATAMENTO DE EFLUENTES EM LAGOAS DE  
ESTABILIZAÇÃO: UM ESTUDO DE CASO EM INDÚSTRIA DE  
LATICÍNIO.**

Dissertação apresentado para obtenção do  
título de mestre em Ciências Ambientais do  
Programa de Pós-Graduação em Ciências  
Ambientais da Universidade de Taubaté-SP.

Área de Concentração: Ciências Ambientais

Orientador: Prof. Dr. Paulo Fortes Neto

**Taubaté – SP**  
**2010**

**M198t Magno, Paulo Sérgio do Livramento**

Tratamento de efluentes em lagoas de estabilização: um estudo de caso em indústria de laticínio / Paulo Sérgio do Livramento Magno. - 2010.

71 f. : il.

Dissertação (mestrado) - Universidade de Taubaté, Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, 2010.

**Paulo Sérgio do Livramento Magno**  
**TRATAMENTO DE EFLUENTES EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO: UM**  
**ESTUDO DE CASO EM INDÚSTRIA DE LATICÍNIO.**

Dissertação apresentado como requisito para obtenção do título de mestre em Ciências Ambientais do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade de Taubaté.

Área de Concentração: Ciências Ambientais.

Orientador: Prof .Dr. Paulo Fortes Neto.

Data: 20.04.2010.

Resultado: APROVADO

BANCA EXAMINADORA:

Prof .Dr. Paulo Fortes Neto

Universidade de Taubaté

Assinatura\_\_\_\_\_

Prof. Dr. Marcelo dos Santos Targa

Universidade de Taubaté

Assinatura\_\_\_\_\_

Prof. Dr André Augusto Azevedo Montenegro Duarte Universidade Federal do Pará

Assinatura\_\_\_\_\_

Dedico este trabalho a minha família, minha fiel colaboradora.

A minha mãe, Filomena e aos meus filhos  
Paula, Paulo e Ticiano.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por ter me concedido o dom da vida e sobre ela ter me dado saúde e força de vontade par vencer todos os obstáculos.

Ao Prof. Dr. Paulo Fortes Neto, pela orientação dada ao trabalho.

Ao Prof. Dr. Marcelo dos Santos Targa, pela orientação dada ao trabalho.

Ao Prof. Dr. Nelson Wellausen Dias, pelas orientações fornecidas ao trabalho.

Ao Prof. Dr. Cyro de Barros Rezende Filho, pelas dicas importantes dadas ao trabalho.

A minha mãe Filomena Magno, pela colaboração.

A minha irmã Luzia Magno, pela colaboração.

Ao meu colega Fernando Cardoso de Matos, pela colaboração.

Aos meus colegas da turma XVII do Mestrado.

Ao Prof. Dr. Gundisalvo Morales, pela colaboração dada ao trabalho, que foi de suma importância.

Na natureza nada se cria, nada  
se perde, tudo se transforma.

Antoine Lavoisier

# TRATAMENTO DE EFLUENTES EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO: UM ESTUDO DE CASO EM INDÚSTRIA DE LATICÍNIO.

## RESUMO

O aumento da inserção de diversas indústrias na região sudeste do Estado do Pará tem originado alterações nas condições ambientais dessa região. Os efluentes gerados nas indústrias de laticínios em termos de poluição hídrica tem um alto teor de material orgânico presente em sua composição. As lagoas de estabilização são tradicionalmente usadas no tratamento deste tipo de efluente. O objetivo desta pesquisa é determinar a eficiência efetiva e teórica em lagoa de estabilização utilizada no tratamento de efluentes provenientes da indústria de laticínio. Utilizou-se como metodologia para o cálculo da eficiência teórica, os principais parâmetros propostos por Von Sperling, que são a taxa de aplicação superficial, o tempo de detenção, profundidade e geometria, enquanto que para o cálculo da eficiência real, foram coletadas amostras do efluente tratado, nas entradas e saídas das lagoas aeróbias e facultativa, nas datas 28/08/2009, 08/09/09 e 15/09/09, calculando-se a média dos resultados dos seguintes parâmetros: demanda bioquímica oxigênio, demanda química de oxigênio, cor, pH, sólidos totais, sólidos totais dissolvidos, turbidez, oxigênio dissolvido, nitrato, nitrogênio amoniacal. O sistema de tratamento esta funcionando dentro dos resultados esperados. O modelo de dimensionamento Von Sperling se comprovou eficiente, a eficiência teórica apresentou um valor de 84,93%, enquanto que a eficiência real foi de 73,36%, sendo esta menor que a teórica. O tratamento mostrou diminuir a DQO, ST e turbidez, pois não existe cálculo teórico para outros parâmetros. O estudo demonstrou a situação do tratamento em relação aos parâmetros legislados pelo CONAMA 357, que trata dos padrões de lançamentos.

**Palavras-chave:** Efluentes, Modelo de Von Sperling, eficiência teórica e real.

# SEWAGE TREATMENT IN STABILIZATION PONDS: A CASE STUDY IN DAIRY INDUSTRY.

## ABSTRACT

The increase of various industries in the region southeast of Pará State has led to changes in environmental conditions in the region. Effluents generated dairy industries in terms of water pollution has a high content of organic material in its composition. Stabilization pond are traditionally used in this type of effluent treatment. The goal of this search template is to determine the effective and efficient in stabilisation pond theoreticist used in the treatment of effluents from newspaper delivery industry. Used as a methodology for the calculation of theoretical efficiency, the main parameters proposed by Von Sperling, which are superficial application rate, the time of arrest, depth and geometry, while for the calculation of real efficiency were collected samples of effluent treaty, entrances and exits of aerobic pond and optional dates 28/08/2009, 08/09/09 and 15/09/09, calculating the average of the results of the following parameters: biochemical oxygen demand, chemical oxygen demand, color, pH, total solids, total dissolved solids, dissolved oxygen, turbidity, nitrate, ammoniacal nitrogeny. The treatment system running within the expected results. dimensionament model of Von Sperling proved efficient Von Sperling, theoretical efficiency of 84,93%, actual efficiency was of 73,36%, lower than the theoretical. The treatment showed smaller DQO, St and turbidity, because there is no theoretical calculation for other parameters. The demonstrated study of the situation in relation to the parameters treatment legislated by CONAMA 357, dealing with the discharge standards.

**KEYWORDS:** Effluent, Model of Von Sperling, theoretical and actual efficiency.

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Parâmetros de qualidade do efluente.	17
Tabela 2. Composição média do leite e subprodutos.	25
Tabela 3. Valores para DBO em despejo de laticínios.	26
Tabela 4. Valores de DBO para constituintes do leite e seus despejo.	26
Tabela 5. Faixa de variação para coeficientes de despejo.	27
Tabela 6. Tempo de detenção requerido para lagoa anaeróbia.	35
Tabela 7. Resultados da coleta realizada na data 28/08/09.	55
Tabela 8. Resultados da coleta realizada na data 08/09/09.	56
Tabela 9. Resultados da coleta realizada na data 15/09/09.	57
Tabela 10. Resultado da eficiência teórica e real segundo os parâmetros DBO, DQO, NO <sub>3</sub> , STD e ST.	57
Tabela 11. Demonstra a correlação entre os parâmetros utilizados.	63

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ilustra um sistema convencional, composto de pré-tratamento, lagoa anaeróbia e lagoa facultativa.	33
Figura 2. Relação entre eficiência de remoção de DBO em lagoas anaeróbias e lagoas facultativas.	37
Figura 3. Ilustração de lagoa facultativa.	38
Figura 4. Valores da taxa de aplicação superficial em função da temperatura média do ar no mês mais frio.	39
Figura 5. Localização do município de Tucumã.	42
Figura 6. Metodologia geral do trabalho.	47
Figura 7. Localização dos pontos de coleta das amostras	53
Figura 8. Comportamento da cor nos diferentes pontos de coleta nas diferentes datas.	58
Figura 9. Comportamento da DBO nos diferentes pontos de coleta nas diferentes datas.	59
Figura 10. Comportamento da DQO nos diferentes pontos de coleta nas diferentes datas.	59
Figura 11. Comportamento da $\text{NO}_3$ nos diferentes pontos de coleta nas diferentes datas.	59
Figura 12. Comportamento do $\text{NH}_4$ nos diferentes pontos de coleta nas diferentes datas.	60
Figura 13. Comportamento do OD nos diferentes pontos de coleta nas diferentes datas.	60
Figura 14. Comportamento do pH nos diferentes pontos de coleta nas diferentes datas.	60
Figura 15. Comportamento do ST nos diferentes pontos de coleta nas diferentes datas.	61
Figura 16. Comportamento do STD nos diferentes pontos de coleta nas diferentes datas.	61
Figura 17. Comportamento da Turbidez nos diferentes pontos de coleta nas diferentes datas.	61
Figura 18. Relação entre DBO-DQO durante 48 dias de tratamento.	64
Figura 19. Relação entre DBO- $\text{NH}_4$ durante 48 dias de tratamento.	65
Figura 20. Relação entre Turbidez-DBO durante 48 dias de tratamento.	65

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 OBJETIVOS	15
3 REVISÃO DA LITERATURA	16
3.1. Legislação ambiental	16
3.2 Considerações em relação à demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	18
3.3. Considerações em relação ao fósforo	18
3.4. Considerações em relação aos compostos de nitrogênio	18
3.5. Considerações em relação aos sólidos sedimentáveis	19
3.6. A influência das condições ambientais	19
3.7. Influência das algas e o processo de eutrofização	20
3.7.1. Conceito de Eutrofização	20
3.7.2. Elementos que contribuem para a eutrofização	21
a) Nitrogênio	21
b) Fósforo	22
3.7.3. A influência das algas	23
3.7.4. Efeitos da Eutrofização	23
3.8. Cargas poluentes dos despejos de laticínios	24
3.9. Tratamento de despejos de laticínios	27
3.10. Tópicos a serem observados ao enfrentar o problema de tratamento dos efluentes	28
3.11. Medidas mitigadoras	29
a) Remoção biológica	29
b) Remoção físico-química	29
3.12. Lagoas de estabilização	30
3.12.1. Digestão anaeróbia	31
3.12.2. Descrição do tratamento de efluentes	32
a) Pré-tratamento	32
b) Tratamento primário (lagoa anaeróbia)	33
3.12.3. Parâmetros de projeto das lagoas anaeróbias	34
a) Tempo de detenção	34
b) Taxa de aplicação volumétrica	35
c) profundidade	36
d) Geometria (Relação / Largura)	36

3.12.4.. Estimativa da concentração efluente de DBO da lagoa anaeróbia	36
3.12.5. Lagoa Facultativa	37
3.13. Desnitrificação	40
4. MATERIAL E MÉTODO	42
4.1. Localização da área de estudo	42
4.2. Caracterização da área	43
4.3. Morfologia	43
4.3. Clima	44
4.4. Hidrografia	45
4.5. Vegetação	45
4.6. Solos	46
4.7. Cálculo da eficiência teórica e real	46
4.7.1. Cálculo da eficiência teórica	47
a) Cálculo do volume requerido	47
b) Taxa de aplicação volumétrica	48
c) A determinação do volume	48
d) Cálculo da DBO do efluente	48
4.7.2. Dimensionamento da Lagoa anaeróbia	49
a) Cálculo do volume requerido	49
b) Verificação do tempo de detenção	49
c) Cálculo da profundidade	49
d) Cálculo de remoção de DBO	50
4.7.3. Dimensionamento da lagoa facultativa	50
a) Cálculo da carga efluente da lagoa facultativa	50
b) Área requerida	50
c) Cálculo do volume	51
d) Cálculo do tempo de detenção resultante	51
4.7.4. Calculo da eficiência total do sistema de lagoa anaeróbia-lagoa facultativa na remoção da DBO	51
4.8. Cálculo da eficiência real	52
4.9. Pontos de coleta	53
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	54
5.1. Os resultados dos parâmetros analisados nas coletas dos dias 28/08/09, 08/09/09 e 15/09/09.	54
5.2. Correlação	62

6. CONCLUSÃO	66
7. RECOMENDAÇÕES	67
8. REFERÊNCIAS	68
ANEXOS	70

## 1. INTRODUÇÃO

O aumento da inserção de diversas indústrias na região sudeste do Estado do Pará e conseqüentemente crescimento demográfico tem originado alterações nas condições ambientais dessa região. As atividades antropogênicas tornam os meios hídricos eutróficos, fato que, além de provocar uma elevada cor, turvação e redução da concentração de oxigênio dissolvido, favorece o aparecimento de microorganismos e algas libertadoras de substância tóxicas, pondo em risco a utilização dessas águas para o consumo humano.

Os efluentes gerados nas indústrias de laticínios, em termos de poluição hídrica, têm um alto teor de material orgânico presente em sua composição. As lagoas de estabilização são tradicionalmente usadas no tratamento deste tipo de efluente, pois além do baixo custo de implantação e manutenção, mostram-se eficazes na remoção da carga poluidora.

Os efluentes das indústrias de laticínios são oriundos das diversas etapas do processamento industrial tais como: lavagens de pisos e equipamentos que carregam resíduos do leite e seus derivados, assim como os produtos de limpeza, resultando em uma elevada carga poluidora. A matéria orgânica está contida na fração de sólidos solúveis, mas normalmente é medida de forma indireta pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO).

A DBO mede a quantidade de oxigênio necessária para que os microorganismos biodegradem e estabilizem a matéria orgânica, de outro lado, a DQO é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente a matéria orgânica recalcitrante. A matéria orgânica ao ser biodegradada nos corpos receptores causa um decréscimo da concentração de oxigênio dissolvido (OD) no meio hídrico, deteriorando a qualidade ou inviabilizando a vida aquática.

Os resultados das análises físico-química em amostras de efluentes industriais permitem a comparação com os padrões de qualidade legislados em termos de carga poluidora.

Análises de amostras realizadas, na entrada e saída das lagoas de tratamento permitem determinar quantitativamente os valores da carga poluidora assim como a respectiva diminuição a medida que o tratamento se torna eficiente .

Na literatura clássica existem numerosas referências de alternativas tecnológicas para tratamento de efluentes, entretanto são poucas as referências em termos de resultados que permitam conferir a verdadeira eficiência de tratamentos de efluentes derivados de laticínios utilizando lagoas de estabilização.

No Estado do Pará, devido o clima quente e úmido, há em tese, condições favoráveis para implantação de Lagoas de Estabilização para o tratamento de efluentes derivados da indústria de laticínios, e é certamente o meio mais utilizado nos laticínios desta região.

## **2. OBJETIVOS**

### 2.1. Objetivo Geral

O objetivo desta pesquisa é determinar a eficiência efetiva e teórica em lagoa de estabilização utilizada no tratamento de efluentes provenientes da indústria de laticínio.

### 2.2. Objetivos Específicos

Determinar a eficiência teórica nos sistema de tratamento de efluentes de laticínio através de lagoas de estabilização considerando as particularidades da região;

Caracterizar o efluente e o tratamento por meio de análise dos parâmetros: demanda bioquímica oxigênio, demanda química de oxigênio, cor, pH, sólidos totais, sólidos totais dissolvidos, turbidez, oxigênio dissolvido, nitrato, nitrogênio amoniacal.

### 3 - REVISÃO DA LITERATURA

#### 3.1. Legislação ambiental

A revolução industrial trouxe consigo o desenvolvimento e a manutenção de estruturas que fossem capazes de suportar padrões de consumo e bem estar social impostos pelo capitalismo. A ignorância a respeito das conseqüências ambientais se deu até o limite em que os efeitos começaram a se tornar visíveis. A degradação ambiental, inicialmente concentrada próximo ao seu agente causador, passou a ter uma abrangência maior. A consciência sobre a incerteza e irreversibilidade dos impactos não foi suficiente para eliminá-los, mas foi capaz de sinalizar os limites antes que as conseqüências fossem irreversíveis e catastróficas.

Esses limites traduziram-se através de regulamentações bastante rígidas principalmente na Europa industrializada, onde os impactos ambientais já se fizeram sentir há bastante tempo. Situações críticas como a degradação dos rios da Inglaterra e a chuva ácida na Alemanha, deram origem à pressões da população e grupos ambientalistas para a criação de leis que pudessem proteger ecossistemas e limpar áreas poluídas por meio de sanções punitivas.

No Art. 225. da Constituição Federal de 1988, relata que todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações.

§ 1º - Para assegurar a efetividade desse direito, incumbe ao Poder Público:

I - preservar e restaurar os processos ecológicos essenciais e prover o manejo ecológico das espécies e ecossistemas;

V - controlar a produção, a comercialização e o emprego de técnicas, métodos e substâncias que comportem risco para a vida, a qualidade de vida e o meio ambiente;

§ 3º - As condutas e atividades consideradas lesivas ao meio ambiente sujeitarão os infratores, pessoas físicas ou jurídicas, a sanções penais e administrativas, independentemente da obrigação de reparar os danos causados.

A legislação é uma condicionante importante no tratamento dos efluentes industriais, principalmente no que diz respeito às concentrações dos parâmetros da

carga orgânica (DBO e DQO) lançado no corpo receptor, devendo após o tratamento estar de acordo com a Resolução CONAMA N°357 de 17 de Março de 2005, conforme a Tabela 1 (MMA, 2005).

Segundo MMA (2005), águas classe II são aquelas que podem ser destinadas: ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; a proteção das comunidades aquáticas; recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; a irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e a aquicultura e a atividade de pesca.

Tabela 1. Parâmetros de qualidade do efluente.

<b>Parâmetro</b>	<b>Art 15</b>	<b>ART 34</b>
Ph	6 E 9	5 E 9
Temperatura		< 40°C*
S.Sedimentáveis		< 1ml/L
Vazão (regime de lançamento)		<1.5 vazão média diária**
Óleos e graxas – vegetais		< 50 mg/L
Materiais flutuantes	Ausentes	Ausentes
DBO	5 mg/L de O <sub>2</sub>	
Coliformes termotolerantes Fecais	≤ 1000 cf/100 ml	
Coliformes Totais	≤ 5000 cf/100 ml	
Cor	≤ 75 mg Pt /L	
Corantes provenientes de fontes antrópicas:	Virtualmente ausentes;	
Resíduos sólidos objetáveis	Virtualmente ausentes;	
Turbidez	≤ 75 mg Pt /L	
Nitrogênio Amoniacal	0.02 mg/L	5 mg/L
Ferro Solúvel	0.3 mg/L	15 mg/L

Fonte: Resolução CONAMA 357 de 17/03/2005.

### 3.2. Considerações em relação à demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

Segundo Chernicharo (1997), um dos parâmetros que mais tem merecido a atenção dos órgãos de controle ambiental é a DBO. Para os padrões de lançamento de efluentes, vários Estados brasileiros têm imposto um limite de DBO do efluente de 60 mg/L, como é o caso, por exemplo, de São Paulo, Paraná e Minas Gerais. Em outros Estados, se tem utilizado o conceito de eficiência de remoção mínima, e em outros, ainda, como o Rio de Janeiro, a remoção mínima ou a concentração máxima de DBO, em função da carga orgânica bruta. No Rio Grande do Sul, foram estabelecidas concentrações máximas para faixas de vazões efluentes.

### 3.3. Considerações em relação ao fósforo

Segundo Chernicharo (1997), deve-se ressaltar que o valor limite da concentração de fósforo em rios de classes 2 e 3 é de 0,025 mgP/L, é extremamente restritivo (pode inclusive ser fruto de algum engano na elaboração da Resolução nº 20 de 1986, do CONAMA) e muito difícil de ser cumprido, na maioria dos casos em que não se tem elevada diluição dos efluentes, mesmo com o uso de tratamento com processos aeróbios convencionais, a não ser que sejam projetados especificamente para a remoção de fósforo. Em vista disso, os órgãos de controle ambiental têm se preocupado com o fósforo apenas nos casos em que há problemas de eutrofização de lagos e represas. Os processos anaeróbios de tratamento não apresentam capacidade de remoção de fósforo, podendo mesmo, em alguns casos, propiciar um aumento das concentrações efluentes.

### 3.4. Considerações em relação aos compostos de nitrogênio

Segundo Chernicharo (1997), com relação ao nitrogênio, a limitação da concentração de amônia a 5 mgN/L, para qualquer efluente, tem gerado muita controvérsia, sendo interpretado por alguns órgãos de controle ambiental como um limite para amônia livre, já que na própria Resolução nº 20 de 1986, do CONAMA, aparece especificamente uma limitação para nitrogênio amoniacal. Para a interpretação do limite de amônia de 5 mgN/L, como sendo o limite de nitrogênio amoniacal, tal limitação impediria o uso de lagoas de estabilização, lagoas aeradas,

filtros biológicos de alta taxa, sistemas de lodos ativados de alta taxa e também dos sistemas anaeróbios, como processos únicos de tratamento. Somente seriam permitidos sistemas depuradores aeróbios, com nitrificação, ou sistemas com nitrificação-desnitrificação, que apresentam maior custo de implantação e operação. Considerando estes aspectos, o limite para N-amoniaco de efluentes não tem sido normalmente considerado, por vários órgãos estaduais de controle ambiental, como parâmetro para efluente. Porém, para o corpo receptor, os limites das diferentes formas de nitrogênio devem ser obedecidos, quando então se pode requerer a nitrificação dos esgotos ou até a nitrificação e desnitrificação para a remoção de nitrogênio.

### 3.5. Considerações em relação aos sólidos sedimentáveis

Segundo Chernicharo (1997), com relação aos sólidos sedimentáveis nos efluentes dos sistemas anaeróbios, apenas ocasionalmente se ultrapassa 1 ml/L em efluentes dos reatores UASB, pela subida ocasional de placas de lodo do fundo da zona de decantação, onde o lodo retido ainda produz um pouco de gás. A saída de sólidos sedimentáveis pode ser minimizada pelo uso de cortinas, para reter os sólidos que flutuam e impedir a sua saída pelos vertedores do efluente da zona de decantação.

Os filtros anaeróbios somente terão efluente com sólidos sedimentáveis ultrapassando 1 ml/L após períodos de operação superiores a 4 a 6 meses, se não houver “limpeza” do filtro. Também os filtros anaeróbios, se bem operados, produzirão efluentes com sólidos sedimentáveis inferiores a 1 ml/L.

### 3.6. A influência das condições ambientais

A matéria orgânica constitui-se o principal poluente das águas residuais de um laticínio. Estes podem ser caracterizados pelos parâmetros de demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio. De acordo com a legislação ambiental é necessário tratar os efluentes gerados, de modo que, ao ser lançado em um corpo receptor, não cause desequilíbrio.

Entre os parâmetros citados é muito importante destacar a eficiência da remoção da DBO, para que se tenha uma quantidade de oxigênio dissolvido suficiente, a fim de se obter a recuperação natural do corpo receptor.

### 3.7. Influência das algas e o processo de eutrofização

#### 3.7.1 Conceito de Eutrofização

Segundo Dajos (2005), com a crescente urbanização, águas usadas, não-tratadas e ricas em nitratos e em fosfatos, assim como águas adicionadas de adubo são despejadas em rios e lagos. O resultado no primeiro momento é uma estimulação do crescimento de fitoplâncton e um aumento da produtividade. Porém há um acúmulo de lodos ricos em matéria orgânica provenientes de organismos mortos, que sofrem uma decomposição anaeróbica quando falta oxigênio. À medida que estas fermentações ocorrem o teor de oxigênio dissolvido diminui, ficando abaixo do patamar legal; surge por exemplo, hidrogênio sulfurado e peixes que ali vivem e que são exigentes em relação ao teor de oxigênio, como os Salmonídeos desaparecem. Com o prosseguimento da rápida proliferação de algas na superfície, as águas tornam-se turvas e cada vez mais poluídas; os lodos pútricos acumulam-se no fundo e a reprodução de algumas espécies de peixes torna-se impossível. No último estágio, Cianobactérias produtoras de substâncias tóxicas desenvolve-se em massa, o que acarreta ao desaparecimento de grande parte da fauna.

O resultado das inúmeras descargas de água contaminada, poluída, com alta concentração de Nitrogênio e Fósforo, é um processo acelerado de eutrofização cultural (ou seja, produzida pelas atividades humanas). Eutrofização acelera o aumento de matéria orgânica nos sistemas, produz concentrações indesejáveis de fitoplâncton (com predominância de Cianofíceas), e macrófitas aquáticas (geralmente *Eichornia crassipes* e *Pistia stratioides*) e promovem um aumento de doenças de veiculação hídrica. O desenvolvimento das atividades humanas nas bacias hidrográficas tem aumentando as funções de transferências de sistemas terrestres para sistemas aquáticos, e acelerado os coeficientes de exportação. Perdas de solo podem atingir 20 toneladas/ha/ano. Acúmulo de Fósforo no sedimento é comum (TUNDISI et al., 2002).

### 3.7.2. Elementos que contribuem para a eutrofização

Henderson e Selles (1984, *apud* Nogueira, 1991), afirma que o crescimento e a proliferação de macrófitas e fitoplâncton dependem da disponibilidade de cerca de dezenove nutrientes, como: carbono, hidrogênio, oxigênio, enxôfre, potássio, cálcio, magnésio, nitrogênio, fósforo, molibdênio. A maior parte destes é necessário em quantidades mínimas, traços somente. Oxigênio, carbono, nitrogênio e fósforo são entretanto, necessários em maior quantidade.

Existem dois importantes componentes químicos que contribuem para o fenômeno da eutrofização: nitrogênio e fósforo.

#### a) Nitrogênio

Segundo CETESB (2010), as fontes de nitrogênio nas águas naturais são diversas. Os esgotos sanitários constituem em geral a principal fonte, lançando nas águas nitrogênio orgânico devido à presença de proteínas e nitrogênio amoniacal, pela hidrólise da uréia na água, etc. Alguns efluentes industriais também concorrem para as descargas de nitrogênio orgânico e amoniacal nas águas, como algumas indústrias químicas, petroquímicas, siderúrgicas, farmacêuticas, conservas alimentícias, matadouros, frigoríficos e curtumes. A atmosfera é outra fonte importante devido a diversos mecanismos como a biofixação desempenhada por bactérias e algas, que incorporam o nitrogênio atmosférico em seus tecidos, contribuindo para a presença de nitrogênio orgânico nas águas; a fixação química, reação que depende da presença de luz, concorre para as presenças de amônia e nitratos nas águas e as lavagens da atmosfera poluída pelas águas pluviais concorrem para as presenças de partículas contendo nitrogênio orgânico bem como para a dissolução de amônia e nitratos.

Como visto, o nitrogênio pode ser encontrado nas águas nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato. As duas primeiras chamam-se formas reduzidas e as duas últimas, oxidadas. Pode-se associar a idade da poluição com relação entre as formas de nitrogênio.

Conforme CETESB (2010), os compostos de nitrogênio são nutrientes para processos biológicos são caracterizados como macronutrientes, pois depois do carbono, o nitrogênio é o elemento exigido em maior quantidade pelas células vivas.

Quando descarregados nas águas naturais, provocam o enriquecimento do meio, tornando-o mais fértil e possibilitam o crescimento em maior extensão dos seres vivos que os utilizam, especialmente as algas, o que é chamado de eutrofização. Quando as descargas de nutrientes são muito fortes, dá-se o florescimento muito intenso de gêneros que predominam em cada situação em particular.

#### b) Fósforo

Segundo CETESB (2010), o fósforo aparece em águas naturais devido principalmente às descargas de esgotos sanitários. Nestes, os detergentes superfosfatados empregados em larga escala domesticamente constituem a principal fonte. Alguns efluentes industriais, como os de indústrias de fertilizantes, pesticidas, químicas em geral, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios, apresentam fósforo em quantidades excessivas. Assim como o nitrogênio, o fósforo constitui-se em um dos principais nutrientes para os processos biológicos, ou seja, é um dos chamados macro-nutrientes, por ser exigido também em grandes quantidades pelas células. Nesta qualidade, torna-se parâmetro imprescindível em programas de caracterização de efluentes industriais que se pretende tratar por processo biológico. Em processos aeróbios, como informado anteriormente, exige-se uma relação  $DBO_5:N:P$  mínima de 100:5:1, enquanto que em processos anaeróbios tem-se exigido a relação  $DQO:N:P$  mínima de 350:7:1. Os esgotos sanitários no Brasil apresentam, tipicamente, concentração de fósforo total na faixa de 6 a 10 mgP/L, não exercendo efeito limitante sobre os tratamentos biológicos. Alguns efluentes industriais, porém, não possuem fósforo em suas composições, ou apresentam concentrações muito baixas. Neste caso, deve-se adicionar artificialmente compostos contendo fósforo como o monoamônio-fosfato (MAP) que, por ser usado em larga escala como fertilizante, apresenta custo relativamente baixo. Ainda por ser nutriente para processos biológicos, o excesso de fósforo em esgotos sanitários e efluentes industriais conduz a processos de eutrofização das águas naturais (CETESB, 2010).

### 3.7.3. A influência das algas

Numa lagoa de estabilização facultativa as algas desempenham um papel fundamental. A sua concentração é mais elevada que a de bactérias, fazendo com que o líquido na superfície da lagoa seja predominantemente verde. Em termos de sólidos em suspensão secos, a concentração é usualmente inferior a 200 mg/L, embora em termos de número elas possam atingir contagens na faixa de  $10^4$  a  $10^6$  organismo por mL (ARCEIVALA, 1981).

Segundo Von Sperling (2002), as algas fazem a fotossíntese durante as horas do dia sujeitos à radiação luminosa. Neste período elas produzem a matéria orgânica necessária para a sobrevivência, convertendo a energia luminosa em energia química condensada na forma de alimento. Respiram às 24h do dia, oxidando a matéria orgânica produzida e liberando a energia para crescimento, reprodução, locomoção e outros. O balanço entre a fotossíntese e a respiração de oxigênio favorece a fotossíntese.

As algas por necessitarem de energia luminosa situam-se em maior quantidade próximo a superfície da lagoa, onde há alta produção de oxigênio. A medida em que se aprofunda na lagoa, a energia luminosa diminui, reduz-se a concentração de algas, segundo VON SPERLING (2002).

### 3.7.4. Efeitos da Eutrofização

De acordo com Esteves (1986); Esteves (1988); Tundisi (1986), a eutrofização causa diversos prejuízos, tais como:

- Aumenta em demasia a quantidade de plantas aquáticas submersas (por exemplo, algas) e flutuantes (macrófitas) que podem dificultar a navegação de barcos.
- Alguns tipos de algas são tóxicas e liberam toxinas, outras causam sabor na água de abastecimento, e outras ainda, causam mal cheiro parecido com o do inseticida BHC.
- O excesso de plantas aquáticas, quando morrem vão para o fundo e entram em decomposição, provocando o consumo de grandes quantidades de oxigênio.
- O aguapé (*Eichhornia crassipes*) e alface d'água (*Pistia stratiotes*), por exemplo, liberam o oxigênio da fotossíntese para fora do corpo d'água, e quando em excesso provocam sombreamento evitando a fotossíntese de algas. Tornam o meio propício

para a deposição de larvas de insetos causadores de doenças. Causam dificuldades à navegação e podem entupir turbinas. Quando morrem geram excesso de matéria em decomposição, que consome oxigênio e geram gases tóxicos, corrosivos e de mal cheiro. Adsorvem e absorvem metais pesados e nutrientes da água - o que poderia ser benéfico se estas plantas fossem tiradas do meio aquático, no entanto isso raramente ocorre por falta de local adequado para dispor as mesmas, e a presença de metais pesados impede a sua adição no solo para uso agrícola, pois isto causaria contaminação do mesmo.

Dentre os problemas causados pela eutrofização, pode-se citar a alteração da acidez da água (pH), pois consome gás carbônico pela absorção fotossintética (varia do dia para a noite). A alteração na acidez pode causar a morte de determinadas formas de vida aquáticas.

Enfim, a eutrofização causa grande desequilíbrio ecológico, com diminuição do número e quantidade das espécies aquáticas. Torna o meio impróprio para o lazer, o qual se converte num local de disseminação de doenças, e pode diminuir a atividade piscícola.

### 3.8. Cargas poluentes dos despejos de laticínios

Até pouco tempo, a maior parte das informações relativas a esses despejos, limitava-se à DBO e sólidos suspensos. Muito poucas informações sobre pH, gordura e outros componentes, tais como fosfatos, cloretos e compostos sulfurados eram disponíveis (BRAILE e CAVALCANTI, 1993).

A DBO e a DQO dos despejos de laticínios variam bastante em função do produto fabricado, já que várias quantidades de oxigênio são necessárias para a oxidação de diferentes constituintes do leite, tais como gorduras, carboidratos e proteínas.

Na Tabela 2 é apresentado a composição média do leite e de vários de seus produtos, além dos componentes minerais e valores das viscosidades.

Na Tabela 3, são apresentados os valores de DBO de vários produtos de laticínios. Deve-se ressaltar que os maiores valores de DBO verificados são referentes aos produtos mais viscosos, tais como creme e sorvete, que são mais difíceis de serem drenados dos equipamentos e das linhas de processo. Na tabela 4 estão citados os valores de DBO para vários constituintes do leite (BRAILE e CAVALCANTI, 1993).

Tabela 2. Composição média do leite e subprodutos (em 100g)

PRODUTO	GORDURAS (g)	PROTEINAS (g)	LACTOSE (g)	ÁCIDO LÁCTICO	SÓLIDOS ORGANICOS TOTAIS	Ca (mg)	P (mg)	Cl (mg)
Leite desnatado	0,08	3,5	5,0	-	8,56	121	95	100
Leite integral	3,0	3,5	4,9	-	13,1	118	93	102
Creme grosso	40,0	2,2	3,1	-	45,3	75	59	38
Leite com chocolate	3,5	3,4	5,0	-	18,5	111	94	100
Manteiga batida	0,3	3,0	4,6	0,1	8,0	121	95	103
logurte	3,0	3,5	4,0	1,1	10,5	143	112	105
Leite condensado	8,0	7,0	9,7	-	27,0	757	205	210
Sorvete	10,0	4,5	6,8	-	41,3	146	115	104
Soro (fresco)	0,3	0,9	4,9	0,2	6,3	51	53	95
Soro de requeijão (ácido)	0,08	0,9	4,4	0,7	6,1	96	76	95

Fonte: (BRAILE e CAVALCANTI, 1993).

Tabela 3. Valores para DBO de vários produtos de laticínios

<b>PRODUTOS</b>	<b>SÓLIDOS ORGÂNICOS (%)</b>	<b>DBO<sub>5</sub> (ppm) FAIXA DE VARIAÇÃO</b>	<b>DBOu* (mg/L)</b>
Leite desnatado	8,2	40.000-73.000	82.000
Leite integral	11,7	84.350-125.000	117.000
Creme – 40%	44,9	399.000	449.000
Leite concentrado (2:1)	26,2	208.000	262.000
Sorvete	34,0	292.000	340.000
Manteiga batida	6,8	55.000-72.000	68.000
Soro (fresco)	6,0	25.000-120.000	60.000

\*Assumindo oxidação de 100% da matéria orgânica (DBOu = DBO total).

Fonte: Relatório da EPA 12 060 EGU, março 1971.

Tabela 4. Valores de DBO para vários constituintes do leite e seus despejos.

<b>CONSTITUINTES</b>	<b>Kg DBO<sub>5</sub> / Kg do componente</b>
	<b>MÉDIA</b>
LACTOSE	0,65
GLUCOSE	0,66
ÁCIDO LÁTICO	0,63
GORDURA DO LEITE	0,89
PROTEÍNA DO LEITE	1,03
CASEINA	1,04
HIDROCOLÓIDES	-
ALGINATO DE SÓDIO	0,36
GARBOXIMETIL – CELULOSE	0,30
DETERGENTES	-
SABÃO	1,43
ALQUIL-BENZENO-SULFONATO	0,02

Fonte: Relatório da EPA 12 060 EGU, março 1971.

### 3.9. Tratamento de despejos de laticínios

Outro parâmetro importante na caracterização do despejo é a relação entre os volumes do despejo e do leite processado ou do produto produzido. Esta relação denomina-se “coeficiente de despejo volumétrico”. Na Tabela 6 apresenta-se um sumário dos valores desses coeficientes (BRAILE e CAVALCANTI, 1993).

Tabela 5. Faixas de variação para coeficientes de despejo.

<b>PRODUTOS FABRICADOS</b>	<b>COEFICIENTE DE DESPEJO VOLUMÉTRICO (kg/kg de leite processado)</b>	<b>COEFICIENTE DE DBO<sub>5</sub> (Kg DBO<sub>5</sub>/10<sup>3</sup> kg de leite*)</b>
RECEBIMENTO DO LEITE	4,6-12,5	0,2-4,8
LEITE	1,5-18,6	1,1-22,0
MANTEIGA	1,4-8,3	0,8-2,1
QUEIJO	0,3-5,1	0,2-4,1
LEITE CONDENSADO	1,2-2,3	1,0-1,9
LEITE EM PÓ	0,8-11,5	0,6-12,3
LEITE, REQUEIJÃO, SORVETE	0,8-1,2	0,6-0,9
VÁRIOS PRODUTOS	1,1-6,8	1,3-3,2
VARIAÇÃO	0,3-18,6	0,02-22,0
(*) OU EQUIVALENTE EM LEITE RECEBIDO.		

Fonte: (BRAILE e CAVALCANTI, 1993).

### 3.10. Tópicos a serem observados ao enfrentar o problema de tratamento dos efluentes

A minimização do volume e da carga poluidora dos despejos é ponto fundamental no que diz respeito às dimensões finais do sistema de tratamento. Isto pode ser conseguido utilizando-se de boa tecnologia, de imaginação e de muitas tentativas.

Algumas recomendações neste sentido são apresentadas a seguir, segundo (BRAILE e CAVALCANTI, 1993):

- segregação da maior parte dos despejos em condutos separados, quando necessário, incluindo-se nos projetos de todas as novas indústrias e naquelas que sofreram remodelações;
- recirculação da água não poluente (resfriamento, etc.);
- aproveitamento das primeiras águas de lavagem dos tanques e das linhas, bem como das operações de limpeza, para as operações de partida e de parada da unidade pasteurizadora;
- redução da concentração de substâncias empregadas nas operações de limpeza (“CIP” – clean in place) e desinfecção. Esta redução pode ser conseguida utilizando-se um sistema automático de limpeza provido de controle de concentrações de detergentes e de desinfetantes;
- utilização da última água de lavagem como água de reposição para desinfecção ou limpeza inicial;
- recolhimento do material derramado nas enchedeiras e o proveniente da quebra de embalagens, em tanque para essa finalidade;
- coleta e regeneração de lubrificantes;
- disposição adequada de soro;

Além dessas recomendações, não se deve deixar de lado a alternativa da utilização dos despejos para outros fins rentáveis, tais como:

- produção de proteínas;
- alimentação de porcos;
- transformação (através de fermentação) em substâncias comercializáveis.

### 3.11. Medidas mitigadoras

Para mitigar os efeitos da eutrofização existem métodos biológicos e físico-químicos para remoção do excesso de fósforo e nitrogênio nas lagoas.

#### a) Remoção biológica

A remoção biológica do fósforo (desfosfatação) é realizada por meio da existência de zonas anaeróbias e zonas aeróbias na linha de tratamento. A zona anaeróbia é considerada um seletor biológico para os microorganismos acumuladores de fósforo. Esta zona propicia uma vantagem em termos de competição para os organismos acumuladores de fósforo, já que eles podem assimilar o substrato desta zona antes de outros microorganismos não acumuladores de fósforo. Ao se remover o lodo excedente contendo os organismos acumuladores de fósforo, está-se removendo o fósforo do sistema (VON SPERLING, 2005).

#### b) Remoção físico-química

Segundo Von Sperling (2005), a remoção físico-química do nitrogênio ocorre através da retirada da amônia por meio da volatilização da amônia livre ( $\text{NH}_3$ ) alcançada com a elevação do pH (adição de cal).

A remoção físico-químico do fósforo pode ser alcançada através de:

- Adição de agentes coagulantes;
- Filtração ou combinação dos dois.

No tratamento de efluentes, nos casos em que é desejada uma elevada qualidade do efluente final, os processos físicos químicos são utilizados de forma mais eficaz para o polimento do efluente após uma prévia remoção biológica de nitrogênio e fósforo (VON SPERLING, 2005).

O tratamento dispensado às águas residuárias de indústrias de laticínios é, em sua grande maioria, do tipo biológico. A função de um processo de tratamento biológico é remover a matéria orgânica de efluente industrial através do metabolismo de oxidação e de síntese das células. Este tipo de tratamento é o normalmente

usado em virtude da grande quantidade de matéria orgânica facilmente biodegradável, presente em sua composição.

Os processos biológicos são caracterizados de acordo com a maneira de como se dá o contato da matéria orgânica com a microflora e a presença ou ausência de oxigênio molecular. Os processos aeróbios são os universalmente usados para o tratamento de despejos de laticínios. Os sistemas mais utilizados neste tipo de tratamento são, segundo (BRAILE e CAVALCANTI, 1993).

- lodos ativados;
- filtros biológicos.

São também referidos em literatura os seguintes métodos de tratamento e disposição:

- lagoas de estabilização tanto facultativas como aeradas;
- valos de oxidação.

### 3.12. Lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização são grandes reservatórios rasos, delimitados por diques ou por diques e taludes de corte. Nelas ocorrem processos naturais sob condições parcialmente controladas, havendo, em consequência, uma redução da matéria orgânica inicial (VON SPERLING, 2002).

Há referências ao emprego de dois tipos para tratamento de águas residuárias de laticínios: lagoas de estabilização facultativas e lagoas de estabilização mecanicamente aeradas, cujos aeradores mecânicos utilizados substituem o oxigênio que no primeiro caso é produzido por algas.

Para sistemas de tratamento desse tipo, é sempre importante proceder-se a ensaios em escala de laboratório seguidos de ensaios em escala-piloto e então, a partir dos parâmetros obtidos, projeta-se o sistema de tratamento definitivo. Não há referências a taxas de aplicação, somente informações de que cada caso deve ser estudado em separado.

Segundo Miwa (2007), os processos que ocorrem no sistema de lagoas de estabilização apresentam uma complexidade intrínseca resultante do acoplamento dos processos de produção e decomposição de matéria orgânica pela microbiota residente, além da influência das alterações climáticas sobre o metabolismo do sistema. Diante disso, fica claro que a otimização de operação de um sistema de

lagoas de estabilização deve levar em conta, além da configuração, geometria e parâmetros hidrodinâmicos, geralmente considerados na fase de projeto como determinantes para a eficiência de remoção desejada, o conhecimento das respostas das lagoas às variações climáticas, incluindo as relações ecológicas intra- e interespecíficas entre as comunidades residentes.

Devido à própria natureza e concepção deste tipo de sistema de tratamento, as lagoas de estabilização, quando bem projetadas e operadas, podem produzir efluentes com excelentes condições sanitárias e satisfatória remoção de matéria orgânica, reduzindo o impacto da carga orgânica aos corpos de água receptores (MIWA, 2007).

Zimmo (2003b) investigou a dinâmica das formas nitrogenadas e o efeito das variáveis pH e oxigênio dissolvido em experimentos (incubações em batelada) simulando lagoas de estabilização com organismos fitoplanctônicos e macrófitas aquáticas. Várias rotas de remoção foram propostas, incluindo a assimilação pelos organismos fitoplanctônicos e sedimentação. No entanto, os autores chamaram a atenção para a dificuldade no entendimento dos processos de transformação e fluxo do nitrogênio nos dois tipos de sistema, apesar de reconhecerem a influência do pH e do oxigênio dissolvido na volatilização da amônia, nitrificação e desnitrificação, assimilação pelos organismos fitoplanctônicos e incorporação na biomassa das macrófitas aquáticas.

### 3.12.1. Digestão anaeróbia

O tratamento anaeróbio é muito aplicado em outros países, principalmente em pequenas indústrias.

Na biodegradação anaeróbia, a lactose passa a ácido láctico e o pH baixo. A eficiência do processo, em termos de redução de DBO, é pequena. Numa segunda fase, durante a fermentação metânica, os ácidos orgânicos produzidos passam a metano e o dióxido de carbono.

A DBO é então removida do sistema como um gás. Se as duas etapas atingirem um estado de equilíbrio, consegue-se controlar bem o sistema. Na realidade, os processos anaeróbios são encarados como um tratamento parcial e a qualidade do efluente deixa muito a desejar. A eficiência do sistema chega aproximadamente a 50% na remoção de DBO com o tempo de detenção de 4 dias.

O sistema é afetado por cargas de choque, assim como pelas variações de temperatura e desinfetantes que contêm substâncias tóxicas.

### 3.12.2. Descrição do tratamento de efluentes

O sistema de tratamento utilizado é composto das seguintes fases: pré-tratamento, tratamento primário (lagoa anaeróbica) e o secundário (lagoa facultativa).

#### a) Pré-tratamento

Tais tratamentos dependem essencialmente das características dos despejos como do sistema de tratamento biológico a ser adotado. Sua função é minimizar os efeitos de cargas de choque em estações tipo lodos ativados e filtros biológicos.

O processo de gradeamento é empregado para remoção de coágulos de leite em fábricas de queijo, sendo a equalização de vazões empregada especialmente em indústrias de laticínios onde o período de trabalho é curto, ou onde os despejos são intermitentes.

Fábricas que empregam soluções alcalinas fortes, uma vez ao dia, na limpeza dos equipamentos, poderão utilizá-las para manter o pH do despejo dentro de uma faixa desejada e que não interfira no tratamento biológico. O processo de sedimentação é normalmente usado para a remoção dos sólidos suspensos, existindo referências para dimensionamento de decantadores, principalmente secundários, com um tempo de detenção substancialmente maior do que o empregado nos decantadores convencionais (em decorrência da formação de flocos biológicos leves).

Os óleos e gorduras, removidos, em geral, pelas caixas de gordura ou equipamentos de flotação mais sofisticados (que retiram também parte dos óleos emulsionados, aumentando a eficiência de tratamento), devem ter destinação apropriada, sendo encaminhados para reaproveitamento ou para aterro sanitário, segundo (BRAILE e CAVALCANTI, 1993).

## b) Tratamento primário (lagoa anaeróbia)

As lagoas anaeróbias constituem-se em uma forma alternativa de tratamento, onde a existência de condições estritamente anaeróbias é essencial. Tal é alcançado através do lançamento de uma grande carga de DBO por unidade de volume da lagoa, fazendo com que a taxa de consumo de oxigênio seja várias vezes superior a taxa de produção (VON SPERLING, 2002).

Observa-se na Figura 1 o pré-tratamento, a lagoa anaeróbia e a facultativa e em seguida o despejo num curso de água.

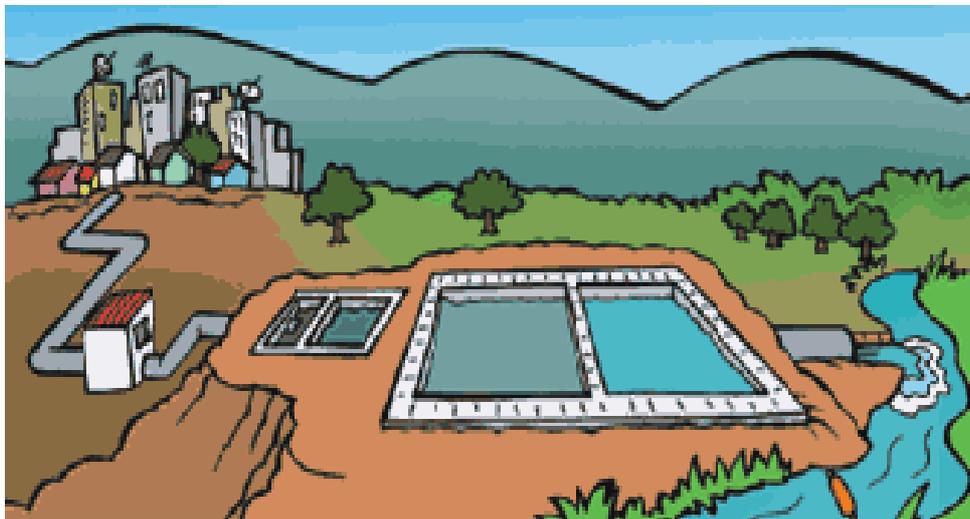


Figura 1. Ilustra um sistema convencional, composta de pré-tratamento, lagoa de anaeróbia e lagoa facultativa. Fonte: (MUNICÍPIO DE PROMISSÃO, 2010).

Segundo Von Sperling (2002), a conversão anaeróbia se desenvolve em duas etapas: a liquefação e formação de ácidos (através de bactérias acidogênicas) e formação de metano (através de bactérias metanogênicas). Estas bactérias metanogênicas são bastante sensíveis as condições ambientais, portanto deve-se evitar que sua taxa de reprodução se reduza, ocasionando neste caso em: interrupção da remoção da DBO e geração de maus odores. Na primeira etapa não há remoção da DBO, apenas a conversão da matéria orgânica em outras moléculas mais simples e depois ácidos, enquanto que na segunda etapa do processo é que a DBO é removida, sendo os ácidos produzidos na primeira fase, sendo convertido em metano.

3.12.3. Parâmetros de projeto das lagoas anaeróbias, segundo (VON SPERLING, 2002) são:

- tempo de detenção;
- taxa de aplicação volumétrica;
- profundidade;
- geometria (relação barra / largura)

O critério do tempo de detenção baseia-se no tempo para a reprodução das bactérias anaeróbias. O critério da taxa de aplicação volumétrica é estabelecido em função da necessidade de um determinado volume da lagoa anaeróbia para a estabilização da carga de DBO aplicada.

#### a) Tempo de detenção

O tempo de detenção hidráulica normalmente situa-se na seguinte faixa.

$T = 3,0$  dia a  $6,0$  dia.

Segundo Von Sperling (2002), com tempos inferiores a 3,0 dias, poderá ocorrer que a taxa de saída das bactérias metanogênicas com o efluente da lagoa (fatores hidráulicos), seja inferior à sua própria taxa de reprodução, a qual é lenta (fatores biológicos). Desta maneira nessas condições não seria possível a manutenção de uma população bacteriana estável. Além da eficiência da lagoa anaeróbia se reduzir, ocorreria o aspecto mais grave do desequilíbrio entre a fase acidogênea e a metanogênea. A consequência seria o acúmulo de ácidos no meio, com geração de maus odores, pelo fato de haver poucas bactérias metanogênicas para dar continuidade à conversão dos ácidos (VON SPERLING, 2002).

Deve-se frisar que há uma tendência recente de diminuir os tempos de detenção nas lagoas anaeróbias, para 2 dias e possivelmente 1 dia. Isso podendo ser alcançado, caso o tempo de retenção da biomassa possa ser aumentado, e caso seja garantido um contato maior biomassa-esgoto. Estas condições podem funcionar através de uma distribuição do afluente pelo fundo da lagoa, em vários pontos, visando aproximar a um reator anaeróbio de manta de lobo (VON SPERLING, 2002).

As lagoas anaeróbias têm de funcionar como lagoas anaeróbias estritas, não podendo oscilar entre condições anaeróbias, facultativas e aeróbias.

Tabela 6. Tempo de detenção requeridos para a lagoa anaeróbia

TEMPERATURA MÉDIA DA LAGOA NO MÊS MAIS FRIO (C°)	TEMPO DE DETENÇÃO (dia)	
	INÍCIO DE PLANO	FINAL DE PLANO
< 20	> 4	< 6
> 20	> 3	< 5

Fonte. Von Sperling (1996).

Calculo do volume requerido

$$V = t.Q \quad (\text{Eq. 1})$$

V = volume requerido para lagoa (m<sup>3</sup>)

t = tempo de detenção (dia)

Q = vazão média afluyente (m<sup>3</sup>/dia)

b) Taxa de aplicação volumétrica

Segundo Von Sperling (2002), a taxa de aplicação volumétrica  $L_v$  a ser adotada é função da temperatura. Locais mais quentes permitem uma maior taxa (menor volume). A consideração da carga volumétrica é importante, pois certos despejos, como os industriais, podem variar bastante a relação entre a vazão e a concentração de DBO (carga = concentração x vazão). Assim apenas o critério do tempo de detenção é insuficiente, as taxas mais adotada em nosso meio estão na faixa de:

$$L_v = 0,1 \text{ a } 0,3 \text{ KgDBO}_5/\text{m}^3.\text{dia}$$

O volume é requerido através da equação

$$V = \frac{L}{L_v} \quad (\text{Eq. 2})$$

V = volume requerido para a lagoa ( $m^3$ )

L = carga de DBO total afluyente (solúvel + particulada) ( $KgDBO_5/d$ )

Lv = taxa de aplicação volumétrica ( $KgDBO_5/m^3.d$ )

### c) Profundidade

Segundo Von Sperling (2002), a profundidade das lagoas anaeróbias é elevada, para garantir a predominância das condições anaeróbias, evitando que ela trabalhe como facultativa. Valores adotados:

H = 3,5 m a 5,0 m

Quando não houver remoção prévia da areia, a lagoa anaeróbia deve ser dotada de profundidade adicional de pelo menos 0,5 m, junto à entrada, estendendo-se por pelo menos 25% da área da lagoa. No entanto, acredita-se que a inclusão da unidade de desaneração é benéfica, por evitar problemas, e por ser de operação bastante simples.

### d) Geometria (Relação / Largura)

Segundo Von Sperling (2002), as lagoas anaeróbias variam entre quadradas ou levemente retangulares com relações / largura (L/B), onde (L/B) = 1 a 3.

#### 3.12.4. Estimativa da concentração efluente de DBO da lagoa anaeróbia.

Segundo Von Sperling (2002), não dispomos ainda de modelos matemáticos conceituais que possibilitem uma estimativa da concentração do efluente de DBO das lagoas anaeróbias. Por isto as lagoas anaeróbias tem sido dimensionadas, principalmente, segundo critérios empíricos. MARA (1997) propõe as eficiências de remoção de DBO em função da temperatura, apresentada na Figura 2.

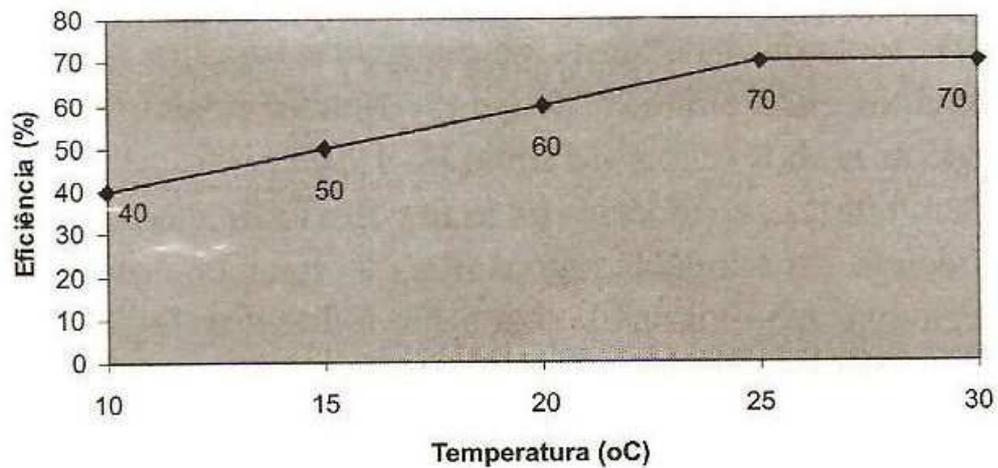


Figura 2. Relação entre eficiência de remoção de DBO em lagoas anaeróbias e a temperatura. (MARA, 1997).

Uma vez estimada a eficiência de remoção  $E$ , utilizando o gráfico acima, calcula-se a concentração efluente DBO da lagoa anaeróbia, utilizando-se as fórmulas, segundo (VON SPERLING, 2002):

$$E = \frac{S_o - DBO_{eff}}{S_o} \cdot 100 \quad (\text{Eq. 3})$$

$$DBO_{eff} = \frac{S_o(1 - E)}{100} \quad (\text{Eq. 4})$$

Onde:

$S_o$ : concentração de DBO total afluente (mg/L)

$DBO_{eff}$ : concentração de DBO total efluente (mg/L)

$E$ : eficiência de remoção (%)

### 3.12.5. Lagoa Facultativa

São lagoas que utilizam tanto bactérias aeróbias, quanto as anaeróbias, por terem no máximo 3m de profundidade, como exemplifica a Figura 3.

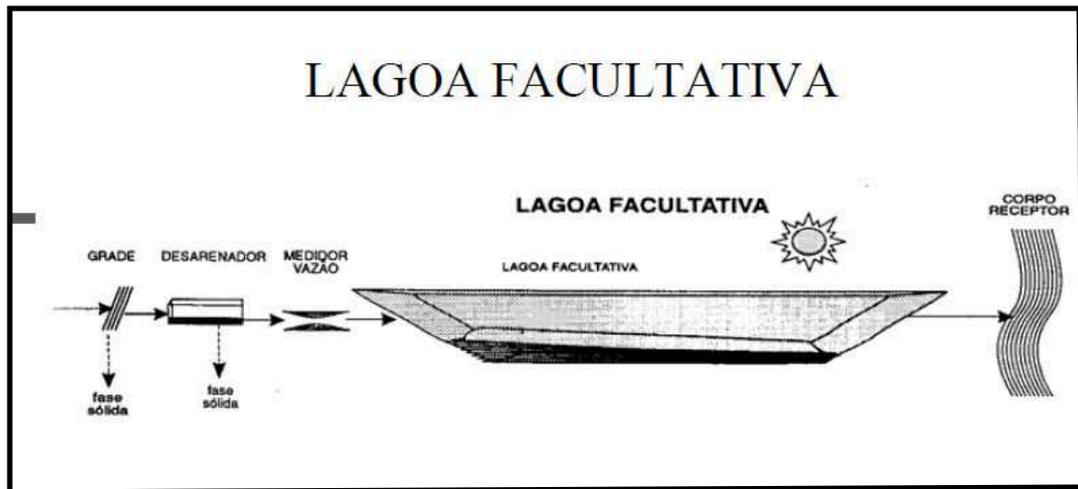


Figura 3. Ilustração de lagoa facultativa. Fonte: (VON SPERLING, 2002).

Segundo Chernicharo (1997), em que pesem suas grandes vantagens, os reatores anaeróbios dificilmente produzem efluente que atende aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental brasileira. Torna-se de grande importância, portanto, o pós-tratamento dos efluentes dos reatores anaeróbios, como uma forma de adequar o efluente tratado aos requisitos da legislação ambiental e propiciar a proteção dos corpos d'água receptores dos lançamentos dos esgotos.

O principal papel do pós-tratamento é o de completar a remoção da matéria orgânica, bem como o de proporcionar a remoção de constituintes pouco afetados no tratamento anaeróbio, como os nutrientes (N e P) e os organismos patogênicos (vírus, bactérias, protozoários e helmintos).

As lagoas facultativas secundárias (aeróbias), após lagoa anaeróbia, podem ser dimensionadas segundo os mesmos critério de taxa de aplicação superficial ( $L_s$ ), tabelado em função da temperatura da região, conforme Figura 4, mas variando, também, em função da latitude, exposição solar, altitude entre outros, dada em ( $\text{KgDBO}_5/\text{há.dia}$ ), que é o produto da área requerida em hectares (A) e a carga de DBO total (solúvel + particulada) afluyente ( $\text{KgDBO}_5/\text{dia}$ ) (VON SPERLING, 2002).

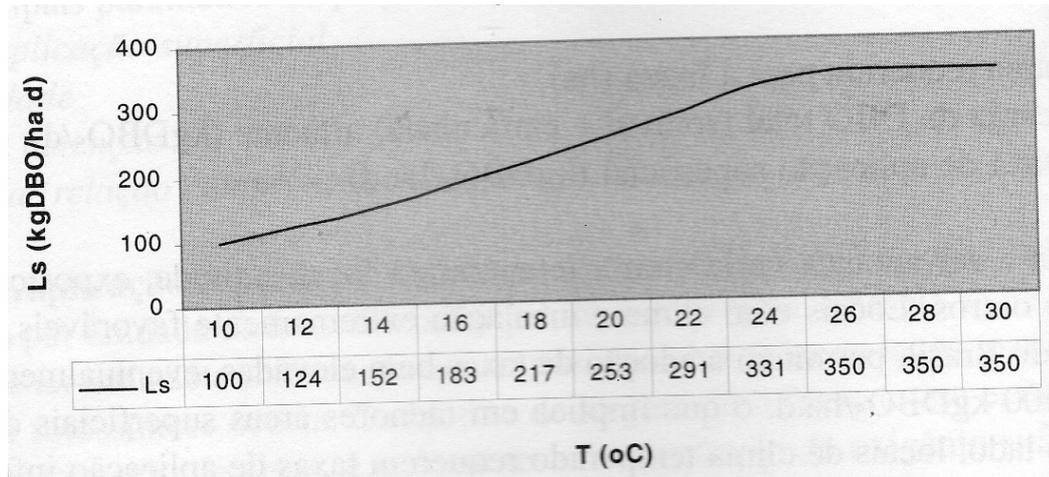


Figura 4. Valores da taxa de aplicação superficial em função da temperatura média do ar no mês mais frio (MARA, 1997)

Locais como o Nordeste brasileiro a taxa de aplicação superficial é elevada, eventualmente superiores a 300 KgDBO<sub>5</sub>/ha.dia, o que implica em menores áreas superficiais na lagoa, enquanto que em climas temperados tem-se taxas inferiores a 100 KgDBO<sub>5</sub>/ha.dia. Conforme Von Sperling (2002), a L<sub>s</sub> em regiões com inverno quente e elevada insolação a L<sub>s</sub> varia de 240 a 350 KgDBO<sub>5</sub>/há.dia, para regiões com inverno e insolação moderados o L<sub>s</sub> varia de 120 a 240 KgDBO<sub>5</sub>/ha.dia e para regiões com inverno frio e baixa insolação o L<sub>s</sub> varia de 100 a 180 KgDBO<sub>5</sub>/ha.dia, conforme cita (VON SPERLING, 2002).

A taxa de aplicação superficial é o principal parâmetro de projeto de lagoas facultativas (carga orgânica por unidade de área) e baseia-se na necessidade de se ter uma determinada área de exposição à luz solar na lagoa, para que o processo de fotossíntese ocorra, com o objetivo de se garantir o crescimento de algas, produzindo-se assim o oxigênio suficiente para suprir a demanda.

Segundo Von Sperling (2002), a área requerida pela lagoa, em ha, é calculada em função da taxa de aplicação superficial L<sub>s</sub> expressa em KgDBO<sub>5</sub>/ha.dia e da carga de DBO L, expressa em KgDBO<sub>5</sub>/dia, ou seja,  $A = L/L_s$ .

O tempo de detenção resultante será menor devido à prévia remoção da DBO da lagoa anaeróbia. Para o dimensionamento, segundo a L<sub>s</sub> tem-se que a concentração de carga da DBO afluente a lagoa facultativa são as mesmas efluentes da lagoa anaeróbia (VON SPERLING, 2002).

Segundo Chernicharo (1997), as vantagens dos processos anaeróbios são:

- baixa produção de sólidos, cerca de 5 a 10 vezes inferior à que ocorre nos processos aeróbios;
- baixo consumo de energia, usualmente associado a uma elevatória de chegada. Isso faz com que os sistemas tenham custos operacionais muito baixos;
- baixa demanda de área;
- baixos custos de implantação, da ordem de R\$ 20 a 40 *per capita*;
- produção de metano, um gás combustível de elevado teor calorífico;
- possibilidade de preservação da biomassa,
- sem alimentação do reator, por vários meses;
- tolerância a elevadas cargas orgânicas;
- aplicabilidade em pequena e grande escala;
- baixo consumo de nutrientes.
- E as desvantagens:
- as bactérias anaeróbias são susceptíveis à inibição por um grande número de compostos;
- a partida do processo pode ser lenta, na ausência de lodo de sementeira adaptado;
- alguma forma de pós-tratamento é usualmente necessária;
- a bioquímica e a microbiologia da digestão anaeróbia são complexas e ainda precisam ser mais estudadas;
- possibilidade de geração de maus odores, porém controláveis;
- possibilidade de geração de efluente com aspecto desagradável;
- remoção de nitrogênio, fósforo e patógenos insatisfatória.

### 3.13. Desnitrificação

Segundo Chernicharo (1997), o processo de nitrificação não ocorre em tratamentos anaeróbios. Com relação à desnitrificação, existem trabalhos desenvolvidos na Universidade Federal de Pelotas (RS) que sugerem a sua ocorrência no decantador de reatores UASB. Isso pode favorecer a utilização dos

processos anaeróbios, principalmente quando acoplados unidades de pós-tratamento que possibilitem a nitrificação.

Segundo Von Sperling (2006), em condições anóxicas (ausência de oxigênio mais presença de nitratos), os nitratos são utilizados por microorganismos heterotróficos como o acceptor de elétrons, em substituição ao oxigênio. Ocorre assim a desnitrificação, ou seja, o nitrato é reduzido a oxigênio gasoso, destacando-se nesta reação a economia de oxigênio e consumo de  $H^+$ , implicando na economia de alcalinidade e no aumento da capacidade tampão do meio.

A desnitrificação, em geral, tem como principal objetivo reduzir nitrato a nitrogênio molecular, essa redução se deve ao ganho de elétrons, conforme (MOTA et al., 2006).

Segundo Eco Química (2007), a reação de desnitrificação, ou de redução de nitratos, ocorre como já discutido em condições anóxicas, através da atuação das bactérias *Pseudomonas* sp.



*Nitrosomonas*



Reação de Desnitrificação:



## 4. MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1. Localização da área de estudo

Para materializar o objetivo proposto foi selecionado um laticínio que realiza o tratamento de efluente através de lagoas de estabilização. O laticínio está localizado no sul do Pará, no município de Tucumã, conforme mostra na Figura 5.

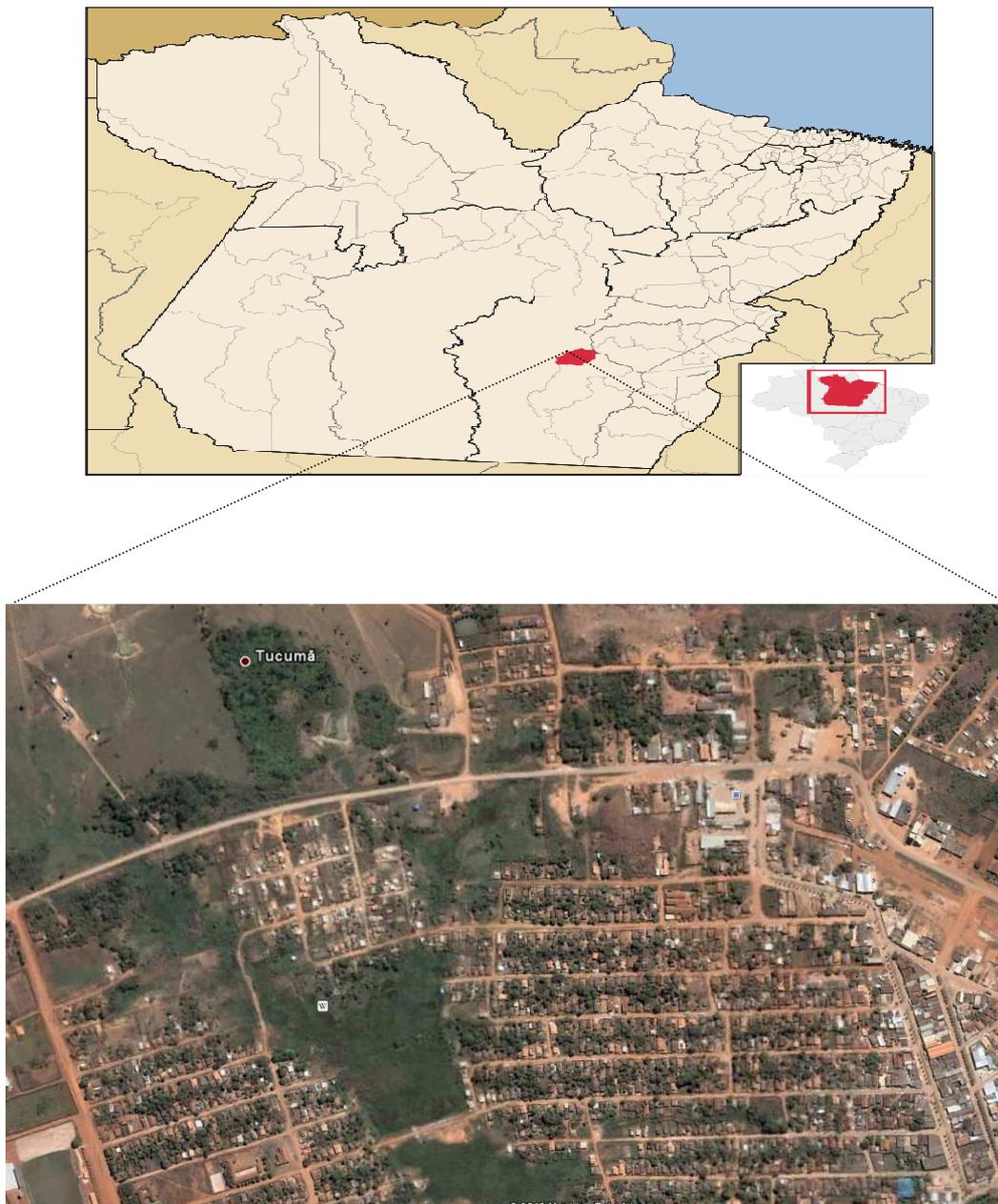


Figura 5. Localização do município de Tucumã. Coordenadas do município 6° 44' 31,98" de latitude 51° 09' 41,50" de longitude. Fonte: Google Earth, 2009.

## 4.2. Caracterização da área

A área de estudo encontra-se inserida em um meio urbano, sendo caracterizadas principalmente pela presença de edificações de casas, hotéis, restaurantes, postos de combustíveis, dentre outras.

A região sul do Pará englobada pelo município de Tucumã e dentre outras localidades, apresenta uma estrutura geológica complexa, predominantemente, constituído por rochas cristalinas e metassedimentares de idade Pré-Cambriana, que constituem as unidades: Complexo Xingu, de natureza granito-gnáissica-migmática; Grupo Grão Pará, de natureza vulcano-sedimentar (greenstone belts); Supergrupo Uatumã, de natureza vulcano-plutônica e sedimentar; Granito Velho Guilherme, magmática intrusiva e, finalmente, a seqüência de cobertura de plataforma, representadas pelas formações Gorotire e Triunfo. Lembrando que estas estão encimadas por coberturas Lateríticas e Aluviões quaternários (FARACO et al., 1996).

As águas subterrâneas da área foram caracterizadas e reunidas em dois grandes domínios hidrogeológicos, em função da litologia e das estruturas em que circulam: um sedimentar e outro metamórfico / ígneo. O primeiro é constituído por aquíferos de porosidade intergranular e o segundo por aquíferos fraturados.

Segundo Oliveira et al. (1974), a primeira categoria encontram-se as coberturas aluvionares terciário - quaternárias, onde o armazenamento e a circulação da água dependem basicamente dos poros ou interstícios da rochas.

Na segunda são englobadas rochas metamórficas e ígneas que compõem o embasamento proterozóico da folha, cujas porosidades e permeabilidade secundária são oriundas de uma tectônica rúptil ou de processo de intemperismo. O armazenamento e circulação das águas estão intrinsecamente condicionados a existências de juntas e fraturas abertas, eventualmente interconectadas e associadas ao manto de alteração dessas áreas, e a zona de recarga.

## 4.3. Morfologia

O relevo foi analisado segundo o modelo de Boaventura et al. (1974), ao qual adicionou-se observação própria, adquirida no decorrer da visita. Foram identificadas duas unidades morfológicas: Depressão Periférica do Sul do Pará, constituída por

terrenos rebaixados, adjacentes às bacias sedimentares do Parnaíba e do Amazonas e resultantes de processos de pediplanação pleistocênica que atuaram sobre parte do planalto dissecado do sul do Pará e Depressão Ortoclinal do Médio Tocantins, sob a forma de amplos patamares estruturais, edificados sobre as formações paleozóicas da bacia do Parnaíba. Na Depressão Periférica observam-se três sistemas predominantes de relevo:

- Relevo Montanhoso, caracterizado por maciços montanhosos dissecados em cristas e ravinas, com cotas mínimas entre 400 e 550 m. Exibem padrão de drenagem radiais e dendríticos.
- Relevo de Morros ocorre na parte centro-leste da folha, sob a forma de morros e serras restritas, com topos arredondados e ligeiramente aplainados e dissecados em colinas e ravinas. A densidade de drenagem é média, com padrões dendríticos, por vezes radiais, em consequência do controle estrutural. As cotas, no geral, situam-se entre 200 e 400 metros.
- Relevo Colinoso, recobre toda a porção central e oeste da folha Marabá (MARINHO E ALMEIDA, 1996), ocupando a região mais arrasada do Cinturão Araguaia e dos sedimentos cretácicos. Caracteriza-se por uma topografia suave, com cotas entre 150 e 250 m e pelo padrão dendrítico de drenagem de alta a média densidade.

Na Depressão Ortoclinal do Médio Tocantins, o relevo varia de aplainado, constituído por pequenas escarpas que desenvolvem patamares com caimento suave para leste, a colinoso, de formas alongadas. Estas feições foram construídas, respectivamente, a expensas das seqüências arenosas e pelíticas dos sedimentos da Bacia do Parnaíba. Os drenos apresentam padrão retangular aberto, com densidade média.

#### 4.3. Clima

O clima do Município insere-se na categoria de equatorial super-úmido, tipo Am, na classificação de KÖPPEN (1948), no limite de transição para o Aw. O clima Aw, predominante na parte leste, apresentando características bem distintas, verão úmido (outubro a abril) e inverno seco bem acentuado (maio a setembro). Possui temperatura média anual de 26,35° C, apresentando a média máxima em torno de

32,0° e mínima de 22,7° C. A umidade relativa é elevada, apresentando oscilações entre a estação mais chuvosa e a mais seca, que vão de 90% a 25%, sendo a média real de 78%.

O clima Am, que prevalece na parte oeste, distingue-se por exibir uma estação chuvosa mais prolongada, com índice pluviométrico médio anual superior a 2.000 mm (Estação de Marabá), e uma estação seca de pequena duração (junho a agosto) e temperatura média mínima superior a 24°C.

#### 4.4. Hidrografia

Os municípios da região sul do Pará, a grande maioria deles estão localizados na bacia hidrográfica do Rio Araguaia, cujo eixo drenante constitui o limite com o estado do Tocantins. Os principais rios do município, descritos a seguir, são os afluentes da margem esquerda do Araguaia, dentro do território municipal, os rios Xambioázinho e Gameleira e no interior os rios Grota Vermelha, Tabocão, Sororó e Sororozinho e outros.

#### 4.5. Vegetação

A área está inserida no coração da Hiléia Amazônica, que apresenta uma cobertura vegetal típica de Floresta Tropical Equatorial, com matas de várzea (matas ciliares) e matas de terra firme, que variam de acordo com a litologia, clima e morfologia local.

A vegetação de várzea está localizada nas áreas ocupadas pelas planícies de inundação do rio Araguaia e tributários, geralmente com grande espessura de aluvião (solo argiloso ou argilo-arenoso), recoberto por uma camada mais ou menos espessa de matéria orgânica em vários estágios de decomposição. São constituídas por plantas típicas de zonas afogadas, como as pertencentes à família das palmeiráceas (açazeiro, buritizeiro, paxiúba), além de uma infinita variedade de arbustos e árvores de pequeno porte, cujas raízes adventícias formam verdadeiros intrincados cipoais interligados de difícil penetração.

Nas áreas firmes observa-se a Floresta Tropical Densa constituída por árvores de médio a grande porte, que se desenvolve em solos derivados das

alterações de rochas ígneas, como por exemplo, a castanheira, o cedro, a maçaranduba, a cupiuba, o mogno, o pau amarelo, o angelim, o jatobá e outras madeiras de lei típicas da Floresta Amazônica.

#### 4.6. Solos

Devido o clima ser praticamente o mesmo para toda a região, os solos mostram-se com pouca diversidade. Observam-se dois tipos: o de terra firme e o de planície aluvionar. Os solos de Terra Firme (Podizólicos e Latossolos Amarelos) ocupam a maior extensão da região. Observa-se na área somente os solos de Planície aluvionar (hidromórficos).

Grande parte dos municípios dessa região apresenta de uma maneira geral, Latossolo Vermelho-Amarelo, como solo predominante, que são solos semelhantes em características físicas, químicas e morfológicas aos Latossolo Amarelos originados de litológica semelhante. Como diferenças básicas de coloração entre essas duas classes de solo, encontram-se um teor elevado de Fe/Al, lembrando quando se monitora a infiltração nesses terrenos há uma variação considerável na mesma, principalmente em áreas de relevo mais ondulado.

#### 4.7. Cálculo da eficiência teórica e real

Para determinar a eficiência real (determinada por análises químicas na entrada e saída do tratamento) e teórica (dimensionamento teórico de VON SPERLING (1996), a metodologia utilizada, pode ser observada na Figura 6.

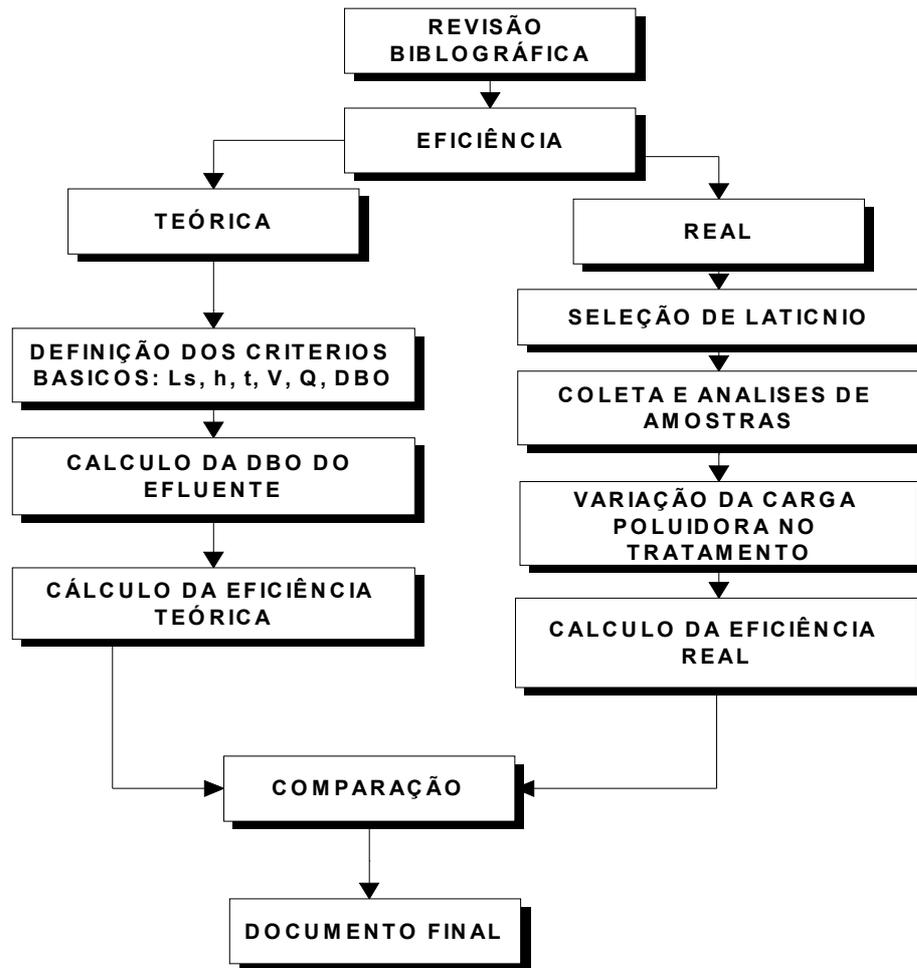


Figura 6. Metodologia geral do trabalho

#### 4.7.1. Cálculo da eficiência teórica

Para o cálculo da eficiência teórica foi utilizada a metodologia proposta por Von Sperling (2002), que considera basicamente os seguintes parâmetros:

a) Cálculo do volume requerido (VON SPERLING, 2002).

$$V = \frac{t}{Q} \quad (\text{Eq. 5})$$

Onde:

V = volume requerido para lagoa (m<sup>3</sup>)

t = tempo de detenção (dia), tempo de detenção hidráulico na faixa de 3 a 6 dias.

Q = vazão média afluyente (m<sup>3</sup>/dia), volume total de afluyente dia.

b) Taxa de aplicação volumétrica (VON SPERLING, 2002).

A taxa de aplicação volumétrica  $L_v$  a ser adotada é em função da temperatura. Locais mais quentes permitem uma maior taxa (menor volume). A consideração da carga volumétrica é importante, pois certos despejos, como os industriais, podem variar bastante a relação entre a vazão e a concentração de DBO (carga = concentração x vazão). Assim apenas o critério do tempo de detenção é insuficiente, as taxas mais adotada em nosso meio estão na faixa de:

$$L_v = 0,1 \text{ a } 0,3 \text{ KgDBO}_5/\text{m}^3.\text{d}$$

c) A determinação do volume (VON SPERLING, 2002).

$$V = \frac{L}{L_v} \quad (\text{Eq. 6})$$

Onde:

$V$  = volume requerido para a lagoa ( $\text{m}^3$ )

$L$  = carga de DBO total afluyente (solúvel + particulada) ( $\text{KgDBO}_5/\text{dia}$ )

$L_v$  = taxa de aplicação volumétrica ( $\text{KgDBO}_5/\text{m}^3.\text{dia}$ )

d) Cálculo da DBO do efluente.

Foram consideradas as fórmulas propostas por VON SPERLING (2002) considerando regime hidráulico de reatores em pistão a seguir:

$$S = \frac{S_o}{(1 + kt)} \quad (\text{Eq. 7})$$

Onde:

$S$  = concentração de DBO solúvel do efluente ( $\text{mg/L}$ )

$S_o$  = concentração de DBO total do afluyente ( $\text{mg/L}$ )

$K$  = coeficiente de remoção de DBO ( $\text{dia}^{-1}$ )

$T$  = Tempo de detenção total (dia)

#### 4.7.2. Dimensionamento da Lagoa anaeróbia (VON SPERLING, 2002).

##### a) Cálculo do volume requerido

$$V = \frac{L}{L_v} \quad (\text{Eq. 8})$$

Onde:

V = volume (m<sup>3</sup>)

L = carga, pode ser determinada pelo equivalente populacional ou análise de laboratório (KgDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.dia).

L<sub>v</sub> = carga volumétrica (KgDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>). L<sub>v</sub> = 0,1 a 0,3 KgDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.dia (adotada)

##### b) Verificação do tempo de detenção

O tempo de detenção recomendado por Von Sperling (2002) é de 3 a 6 dias.

$$t = \frac{V}{Q} \quad (\text{Eq. 9})$$

Onde:

t = tempo de detenção (dia)

V = volume, determinado na indústria na proporção de 1 para 3 1:3, ou seja, 1 L de leite para 3 de água em função do tempo de detenção.

Q = vazão (m<sup>3</sup>/dia).

##### c) Cálculo da profundidade

$$A = \frac{V}{H} \quad (\text{Eq. 10})$$

Onde:

A = área (m<sup>2</sup>)

V = volume (m<sup>3</sup>)

H = profundidade (m)

Profundidade  $h = 3,5$  (adotada), em função da área disponível, permeabilidade do solo e depende da hidrogeologia.

d) Cálculo de remoção de DBO

$$E = \frac{S_o - S}{S_o} \quad (\text{Eq. 11})$$

Onde:

$E$  = eficiência de remoção da DBO

$S_o$  = concentração de DBO<sub>5</sub> TOTAL (mg/L)

$S$  = concentração de DBO<sub>S50LUVEL</sub> EFLUENTE (mg/L)

$E$  = 50% assumida

4.7.3. Dimensionamento da lagoa facultativa (VON SPERLING, 2002).

a) Cálculo da carga efluente da lagoa facultativa

A carga do efluente da lagoa anaeróbia é a carga afluyente à lagoa facultativa.

$$L = \frac{100 - E}{100} \cdot L_o \quad (\text{Eq. 12})$$

Onde:

$L$  = carga efluente do DBO (KgDBO<sub>5</sub>/dia)

$E$  = eficiência da remoção da DBO.

$L_o$  = carga afluyente do DBO (KgDBO<sub>5</sub>/dia)

b) Área requerida

$$A = \frac{L}{LS} \quad (\text{Eq. 13})$$

Onde:

$A$  = AREA (m<sup>2</sup>)

$L$  = CARGA (KgDBO/dia)

$L_s = \text{TAXA DE APLICAÇÃO SUPERFICIAL} = 160 \text{ KgDBO/ha.dia}$

c) Cálculo do volume

$$V = A.H \quad (\text{Eq. 14})$$

Onde:

$V = \text{Volume (m}^3\text{)}$

$A = \text{Área (m}^2\text{)}$

$H = \text{Profundidade (adotada).}$

d) Cálculo do tempo de detenção resultante

$$t = \frac{V}{Q} \quad (\text{Eq. 15})$$

Onde:

$t = \text{tempo de detenção (dia)}$

$V = \text{volume (m}^3\text{)}$

$Q = \text{vazão (m}^3\text{/dia)}$

4.7.4. Cálculo da eficiência total do sistema de lagoa anaeróbia-lagoa facultativa na remoção da DBO

$$E = \frac{S_o - S}{S_o} . 100 \quad (\text{Eq. 16})$$

Onde:

$E = \text{eficiência de total}$

$S_o = \text{concentração de DBO}_5 \text{ total (mg/L)}$

$S = \text{concentração de DBO}_5 \text{ solúvel efluente (mg/L)}$

O dimensionamento foi feito em planilha de Excel usando o modelo de Von Sperling (2002), onde o valor da eficiência teórica é de 84,93.

#### 4.8. Cálculo da eficiência real, segundo (VON SPERLING, 2002).

Para o cálculo da eficiência real foram considerados os resultados analíticos das amostras de efluentes na entrada e saída do tratamento (lagoas de estabilização). O cálculo da eficiência foi realizado mediante cálculo simples da diferença entre a DBO da entrada e da saída do tratamento dividindo este resultado pelo valor da DBO da entrada e multiplicando por 100 para transformar em % como se indica na seguinte fórmula matemática:

$$E = \frac{S_o - S}{S_o} \cdot 100 \quad (\text{Eq. 17})$$

Onde:

S = concentração de DBO solúvel do efluente (mg /L)

S<sub>o</sub> = concentração de DBO total do afluente (mg /L)

Para o cálculo da eficiência real, foram coletadas amostras do efluente tratado, nas entradas e saídas das lagoas aeróbias e facultativa, nas datas 28/08/2009, 08/09/09 e 15/09/09, calculando-se a média dos resultados dos seguintes parâmetros: demanda bioquímica oxigênio, demanda química de oxigênio, cor, pH, sólidos totais, sólidos totais dissolvidos, turbidez, oxigênio dissolvido, nitrato, nitrogênio amoniacal.

#### 4.9. Pontos de coleta

Foram coletadas 3 (três) séries de amostras, na indústria em estudo, em 4 pontos diferentes.

Ponto 1 – entrada da lagoa anaeróbia;

Ponto 2 – saída da lagoa anaeróbia;

Ponto 3 – entrada da lagoa facultativa;

Ponto 4 – saída da lagoa facultativa.

As amostras foram realizadas de acordo com o Standard Methods for the examination of water and wastewater, 21<sup>th</sup> ed. de gerenciamento de áreas contaminadas. E as análises foram realizadas pelo laboratório – ANALYTICAL.

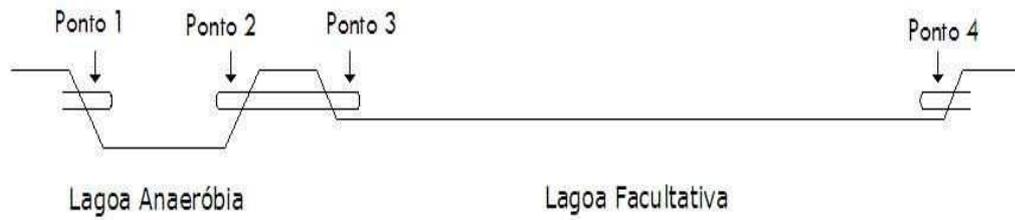


Figura 7. Localização dos pontos de coleta das amostras.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1. Resultados dos parâmetros analisados nas coletas dos dias 28/08/09, 08/09/09 e 15/09/09.

As Tabelas 7, 8 e 9 mostram os resultados das análises dos dias 28/08/09, 08/09/09 e 15/09/09, respectivamente. A Tabela 7 mostra resultados das análises do dia 28/08/2009 pode-se observar o seguinte: a cor variando entre 3 PtCo e 4 PtCo, sem grandes alterações, desde a entrada do efluente o sistema de tratamento conformado por lagoa anaeróbia e facultativa; como se esperava a DBO experimentou uma redução significativa de 841,1 mg/L a 429,5 mg/L (51,01%) demonstrando redução significativa devido a ação das bactérias aeróbias e anaeróbias; DQO que se reduziu de 3391,3 mg/L na entrada para 782,61 mg/L na saída (redução de 87%), sendo esta redução significativa causada possivelmente pela perda da carga orgânica devido a ação oxidativa.

Em relação com a cadeia nitrogenada os resultados do dia 28/08/09 se mostraram coerentes e lógicos uma vez que o  $\text{NO}_3$  diminuiu através do sistema de tratamento de 8,86 mg/L na entrada para a 4,53 mg/L na saída (51%). Este resultado indica que a redução do  $\text{NO}_3$  foi causado devido ao processo de desnitrificação que transforma nitrato em amônia. A diminuição do  $\text{NO}_3$  foi acompanhada com o aumento da  $\text{NH}_4$ , mostrando valores de 0,001 mg/L na entrada para 5,31 mg/L na saída, isto justificado pela produção de nitrogênio amoniacal na decomposição orgânica durante o tratamento; OD de 3,6 mg/L no reator anaeróbio (entrada) e reduzindo principalmente a partir de coletas, já no reator aeróbio com valor de zero (0,00 mg/L), isto é perfeitamente justificado, pois o OD é consumido pela decomposição biológica aeróbica.

O pH mostrou mudanças passando de um meio ligeiramente ácido (6,7) para um meio ligeiramente alcalino (7,38), fato esperado uma vez que a degradação da matéria orgânica em meio redutor consome  $\text{H}^+$  e liberando  $\text{OH}^-$ .

Os sólidos totais ST e sólidos totais dissolvidos STD mostraram redução de 9304 mg/L para 2655 mg/L e de 4898 mg/L para 2365,5 mg/L, respectivamente nas amostras coletadas na entrada do sistema de tratamento em comparação com as amostras coletadas na saída do mesmo. A redução da Turbidez de 1100 NTU para 310 NTU, possivelmente foi causada pela diminuição do material particulado em

suspensão decorrente da diminuição da carga orgânica causada pelo trabalho de microorganismos aeróbios e anaeróbios.

Tabela 7. Resultados da coleta realizada na data 28/8/2009

	28/8/2009			
	P-01	P-02	P-03	P-04
Cor	3	3	4	4
<i>DBO</i>	841,1	791,2	701,2	429,1
<i>DQO</i>	3391,3	3652,17	2695,65	782,61
NO <sub>3</sub>	8,86	11,2	6,31	4,53
NH <sub>4</sub>	0,001	0,001	0,0001	5,31
OD	3,6	3,2	0	0
pH	6,7	4,6	4,55	7,38
<i>ST</i>	9304	5622,5	3292,5	2655
<i>STD</i>	4898	3462	1972	2365,5
<i>Turb</i>	1100	650	650	310

A Tabela 8 mostra que a cor teve um comportamento semelhante da tabela anterior; a DBO teve uma redução mais eficiente, de aproximadamente 93,3% do que da Tabela 7, de 704,23 mg/L a 46,95 mg/L; DQO, também redução mais eficiente, aproximadamente 99% do que a tabela anterior de 1059,32 mg/L a 135,59 mg/L; a NO<sub>3</sub> teve uma redução mais acentuada do que a tabela 7 de 33,62 mg/L a 1,41 mg/L; NH<sub>4</sub> comportamento semelhante a tabela anterior de 0,00 a 6,64 justificado, também, pela decomposição do material orgânico (desnitrificação); O pH nas amostras coletadas na data de 28/8/2009 mostraram mudança de meio ácido para meio básico, já nas amostras coletadas na data de 08/9/2009 mostrou variação de meio básico para ácido, fato não explicado uma vez que predominam as atividades dos microorganismos em meio anaeróbio; o OD manteve-se estável do ponto -01 ao ponto-04 com exceção do ponto-03 o qual houve um aumento inexplicável, talvez falha de análise de laboratório; ST, STD e turbidez reduziram-se mais ou menos na mesma proporção, ou seja com diminuição dos seus teores nas amostras da saída em relação com as amostras coletadas na entrada do sistema de tratamento.

Tabela 8. Resultados das análises realizadas na data 08/9/2009

	08/9/2009			
	P-01	P-02	P-03	P-04
Cor	20,00	20,00	20,00	20,00
<b>DBO</b>	704,23	610,33	187,79	46,95
<b>DQO</b>	1059,32	1144,07	1864,41	135,59
NO <sub>3</sub>	33,62	25,44	5,17	1,41
NH <sub>4</sub>	0,00	0,87	1,33	6,64
OD	0,00	0,00	2,34	0,00
pH	12,07	4,49	4,87	6,91
<b>St</b>	6301,00	4629,00	3644,50	2331,00
<b>STD</b>	3946,00	3495,50	1916,00	2057,50
<b>Turb</b>	1100,00	1100,00	650,00	85,00

A Tabela 9 mostra os resultados das análises do dia 15/09/2009, sendo estes: A cor apresentando valores constantes como nas tabelas anteriores; DBO se reduzindo como nas tabelas anteriores. Exceção do resultado obtido da análise do ponto-03 com aumento inexplicável, talvez falha da coleta ou análises; DQO, também, com comportamento incoerente no ponto-03; NO<sub>3</sub> com comportamento semelhante aos das tabelas anteriores, com exceção do ponto-02 no qual houve um aumento inexplicável; a NH<sub>4</sub> como nas tabelas anteriores, aumento já explicado; OD teve seu comportamento diferente das tabelas anteriores. Se manteve constante nos pontos 1 e 2 e passou a aumentar do ponto-03 ao ponto-04, pode ter acontecido este aumento no reator aeróbico (pontos 3 e 4) pela ação da aeração natural; o pH teve seu comportamento semelhante ao da Tabela 8 e diferente da Tabela 7, sem muita explicação, entretanto pode ter ocorrido um lançamento de efluente proveniente de limpeza da fábrica ou até mesmo um lançamento de soro de leite podendo ter alterado o pH para condições não esperadas e sólidos totais ST, sólidos totais STD e turbidez comportamento aleatório, diferentes das tabelas anteriores.

Tabela 9. Resultados das análises realizadas na data 15/9/2009

	15/9/2009			
	P-01	P-02	P-03	P-04
Cor	10	10	10	10
<b>DBO</b>	422,54	328,64	985,92	93,9
<b>DQO</b>	1779,66	1101,69	3813,56	135,59
NO <sub>3</sub>	15,21	58,38	0,84	8,36
NH <sub>4</sub>	0,05	0,85	0	6,64
OD	0,001	0	0,9	5,23
pH	7,33	5,01	4,43	6,76
<b>St</b>	1927	6931	4451	2463
<b>STD</b>	1365	4258	2188	2118
<b>Turb</b>	450	850	2100	95

Os valores da eficiência calculada podem ser observados na Tabela 10.

Tabela 10. Resultados da eficiência teórica e real segundo os parâmetros DBO, DQO, NO<sub>3</sub>, STD e ST.

	EFICIÊNCIA			MEDIA	TEORICO
	28/8/2009	8/9/2009	15/9/2009	REAL	
Cor	-33,33	0,0	0,0	0,00	
<b>DBO</b>	<b>48,98</b>	<b>93,3</b>	<b>77,8</b>	<b>73,36</b>	84,93
<b>DQO</b>	<b>76,92</b>	<b>87,2</b>	<b>92,4</b>	<b>85,50</b>	
NO <sub>3</sub>	48,87	95,8	45,0	<b>63,24</b>	
pH	-10,15	42,8	7,8	0,00	
<b>St</b>	<b>71,46</b>	<b>63,0</b>	-27,8	35,55	
<b>STD</b>	<b>51,70</b>	<b>47,9</b>	-55,2	14,80	
<b>Turb</b>	<b>71,82</b>	<b>92,3</b>	<b>78,9</b>	<b>80,99</b>	

Conforme a Tabela 10 se observa que o parâmetro da cor não mostrou tendência chegando a ser negativa na data de 28/8/2009, o que significa que a cor

não pode ser considerado um parâmetro para medir a eficiência no tratamento de efluente derivado de laticínio.

Os resultados da DBO nas três datas de coleta mostrou uma eficiência de 73,36%, valor inferior ao teórico calculado segundo as diretrizes de Von Sperling (2002). A diferença nos valores teóricos e reais podem ser explicados pelas especificidades e particularidades do efluente gerado em cada laticínio, em especial a presença de substâncias que inibem o processo biológico nas lagoas aeróbias e anaeróbias.

A eficiência do tratamento dos efluentes em termos de DQO mostraram uma redução de 85,50% da carga poluidora em termos de DQO, comportamento acompanhado com a eficiência do tratamento em termos de turbidez que mostrou uma eficiência real de 80,99%.

Os resultados mostraram que os sólidos totais (ST) e sólidos totais dissolvidos (STD) não são bons parâmetros para serem usados na determinação da eficiência de efluentes derivados de laticínios.

Para facilitar a observação de cada parâmetro nas três datas diferentes e nos quatro pontos de coleta, foram plotados nas Figuras 8 a 17 que podem ser observados a seguir.

O comportamento da variação dos diferentes parâmetros pode ser observada nas Figuras 8 a 17.

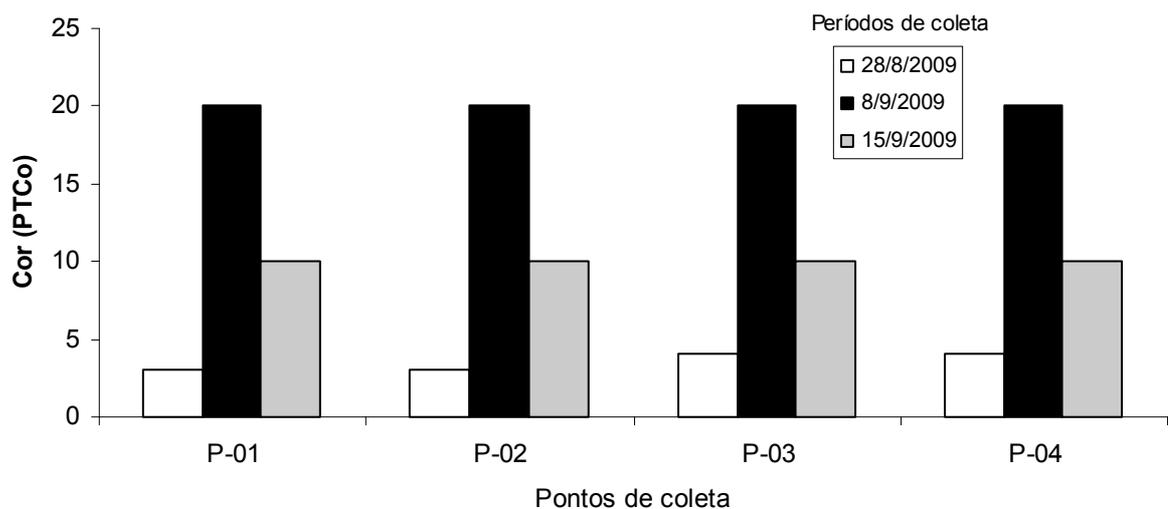


Figura 8. Comportamento da Cor nos pontos de coleta nas diferentes datas.

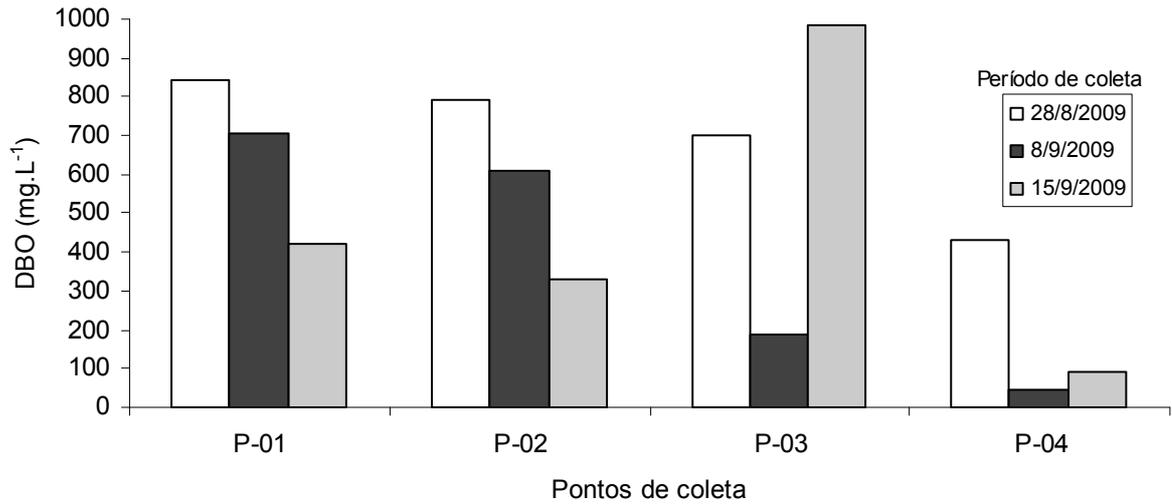


Figura 9. Comportamento da DBO nos pontos de coleta nas diferentes datas.

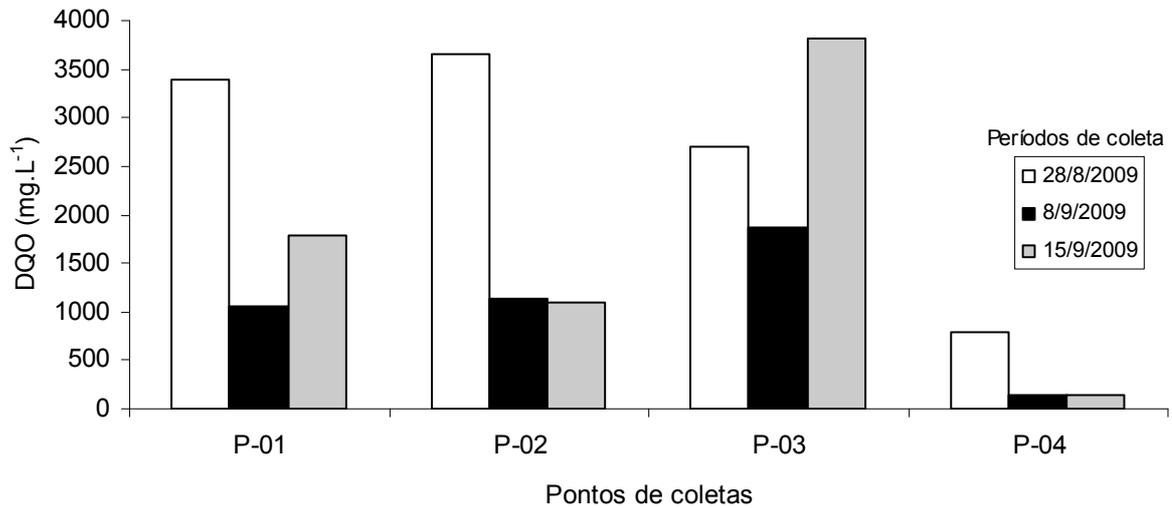


Figura 10 - Comportamento da DQO nos pontos de coleta nas diferentes datas.

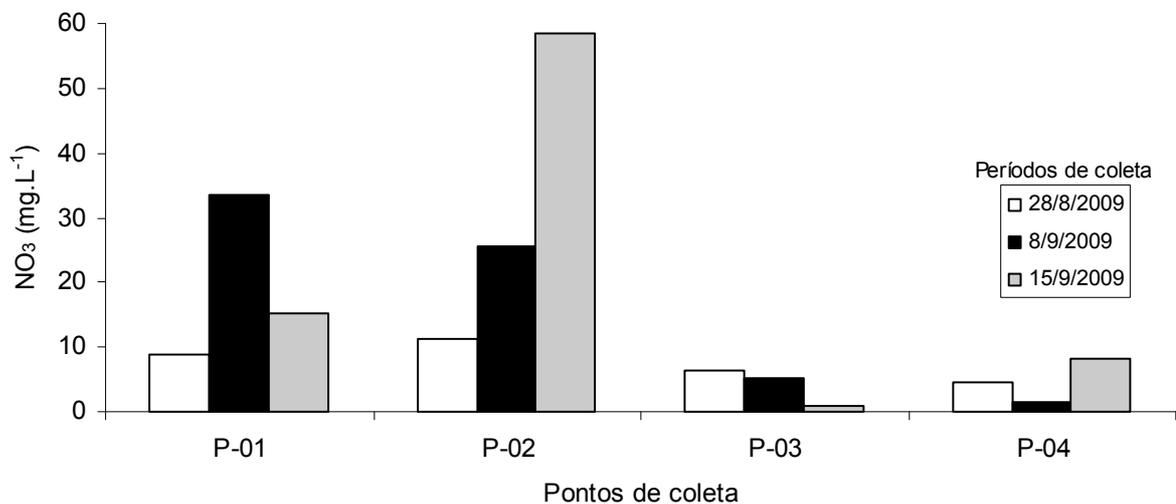


Figura 11. Comportamento do NO<sub>3</sub> nos pontos de coleta nas diferentes datas.

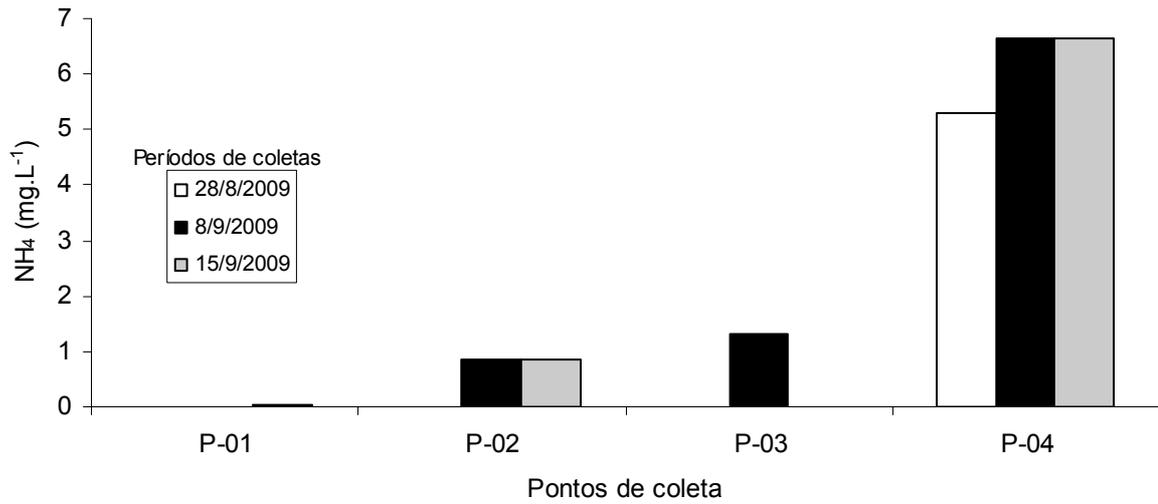


Figura 12. Comportamento do NH<sub>4</sub> nos pontos de coleta nas diferentes datas.

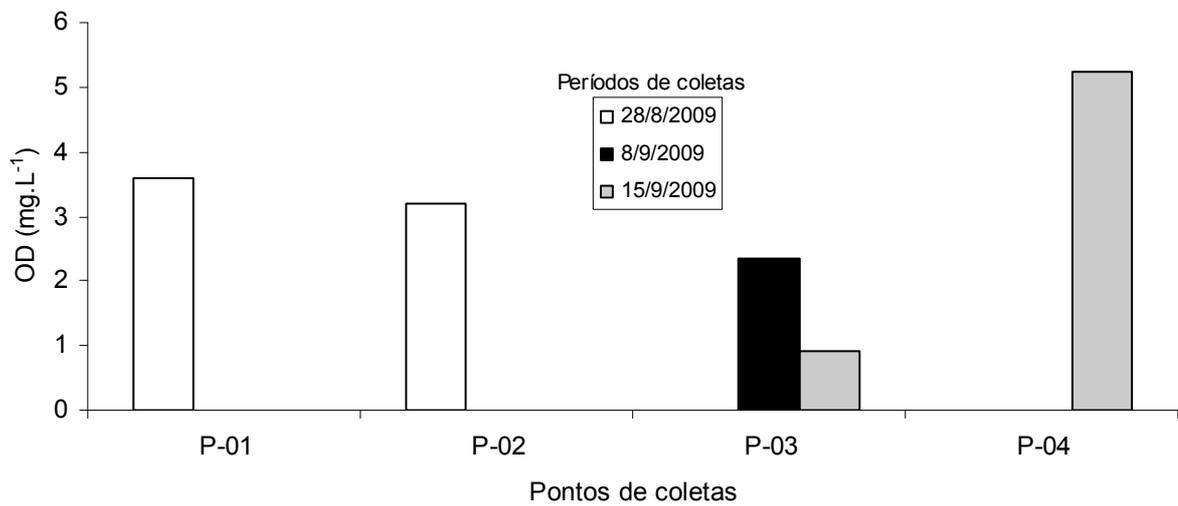


Figura 13. Comportamento do OD nos pontos de coleta nas diferentes datas.

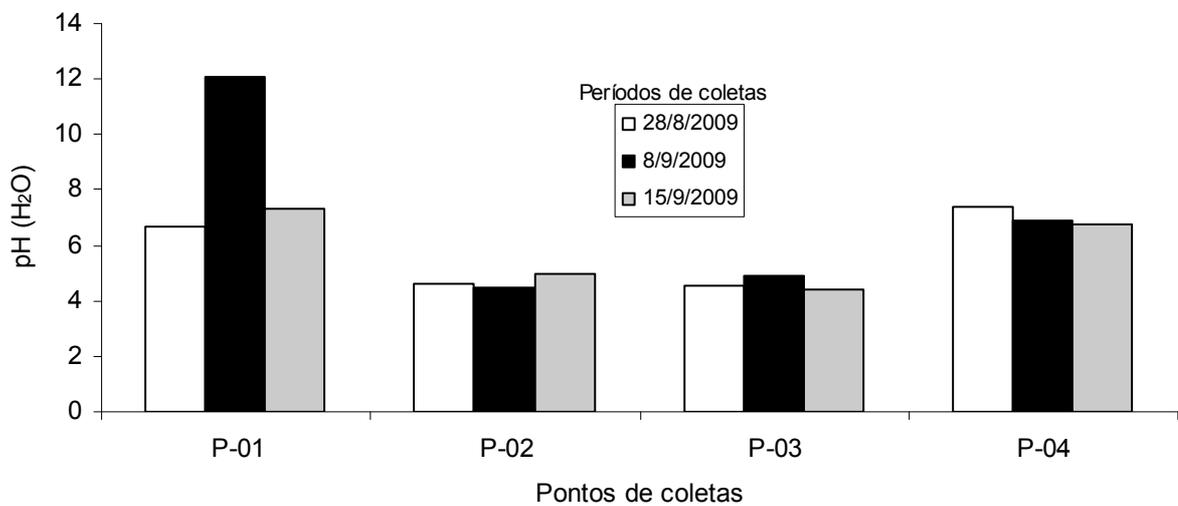


Figura 14. Comportamento do pH nos pontos de coleta nas diferentes datas.

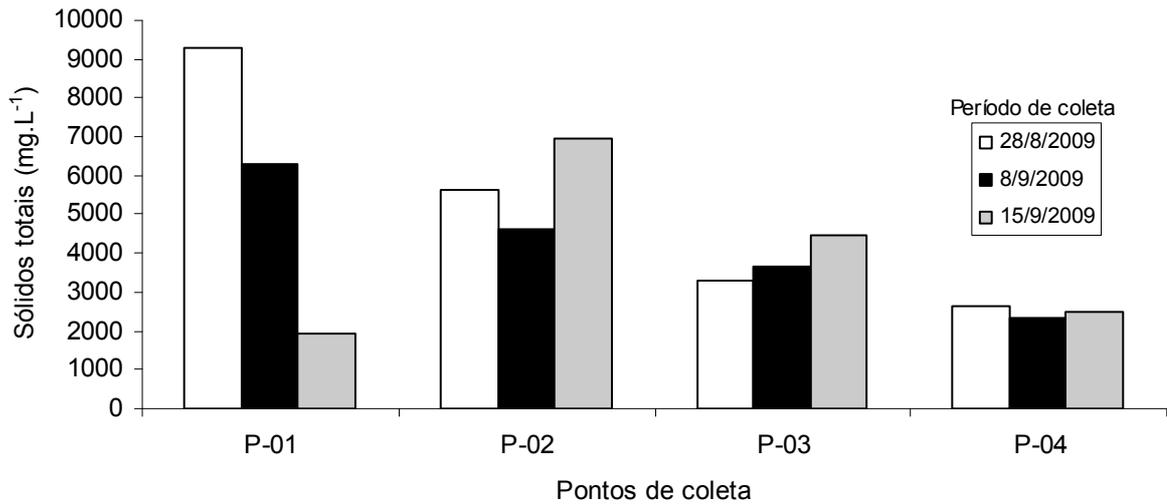


Figura 15. Comportamento dos ST nos pontos de coleta nas diferentes datas.

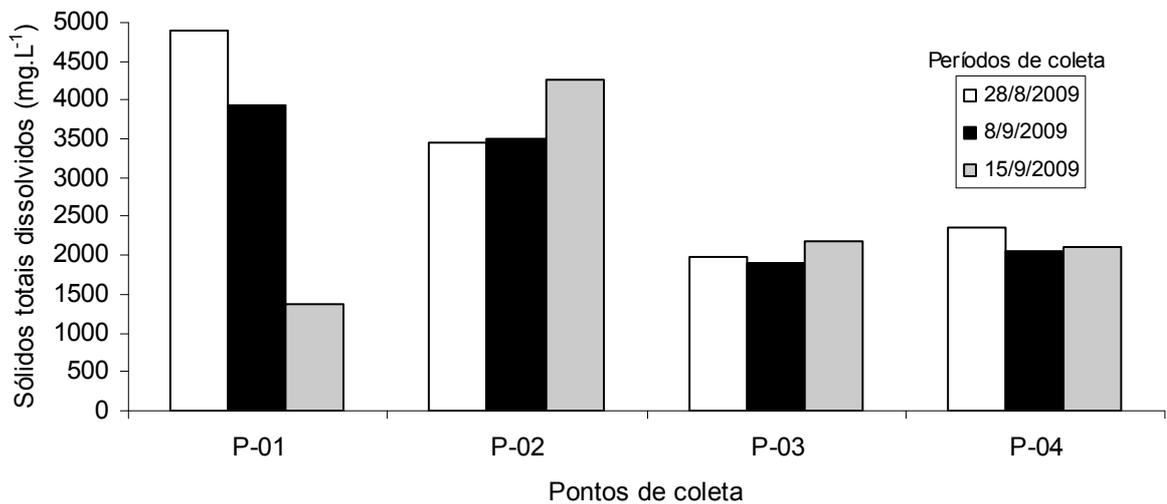


Figura 16. Comportamento dos STD nos pontos de coleta nas diferentes datas.

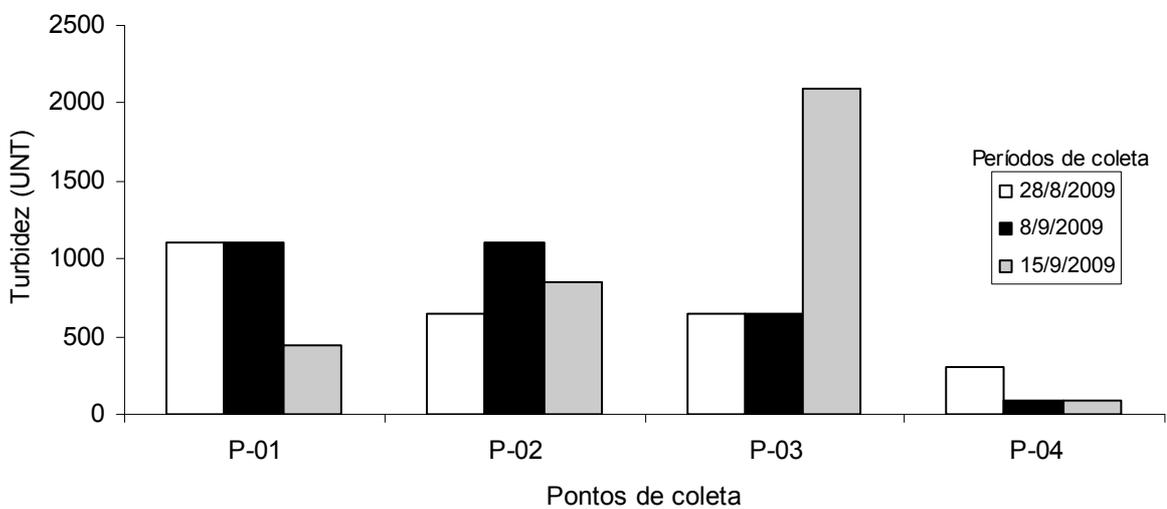


Figura 17. Comportamento da Turbidez nos pontos de coleta nas diferentes datas.

## 5.2. Correlação

O coeficiente de correlação é um instrumento estatístico que permite identificar a relação e o comportamento de dois ou mais parâmetros analisados. Os valores variam de 0 a 1, e podem ser negativos ou positivos. Positivos indicam que as duas variáveis analisadas apresentam uma relação de linearidade positiva (os dois aumentam ou diminuem na mesma proporção) e negativos quando as variáveis analisadas tem comportamento inverso, ou seja, quando uma variável aumenta a outra diminui proporcionalmente. Coeficientes de correlação mais próximos a 1 indicam maior correlação ou seja, relação de maior dependência entre elas.

Tabela 11. Demonstra a correlação entre os parâmetros analisados.

	Cor	DBO	DQO	NO3	NH4	OD	pH	St	STD	Turb
Cor	1									
DBO	-0,4122	1								
DQO	-0,5214	<b>0,818253</b>	1							
NO3	0,184485	-0,02913	-0,24953	1						
NH4	0,14795	<b>-0,74515</b>	-0,73175	-0,31207	1					
OD	-0,29196	-0,0705	0,187097	-0,30504	0,186734	1				
pH	0,264102	-0,07935	-0,41317	0,172868	0,141667	-0,13485	1			
St	-0,19327	0,541712	0,445724	0,45689	-0,54343	0,193799	0,066071	1		
STD	-0,11544	0,403866	0,188948	<b>0,578494</b>	-0,35848	0,128354	0,160979	<b>0,939035</b>	1	
Turb	0,015635	<b>0,784634</b>	<b>0,636695</b>	0,130969	<b>-0,67373</b>	-0,14962	-0,15916	<b>0,514731</b>	0,344796	1

A correlação Positiva DBO com DQO ( $r=0,81$ ) normal já que uma está relacionada com a outra. O coeficiente de correlação de 0,78 entre a Turbidez com DBO possivelmente causadas por que no processo de tratamento a quantidade de sólidos suspensos diminuem ou precipitam no fundo das lagoas de tratamento. O coeficiente de correlação de 0,63 entre a DQO e turbidez podem ser explicados da mesma maneira que a correlação entre a DBO e turbidez. Correlação elevada e positiva foi observada entre os St e STD fato explicado na que os STD fazem parte dos ST.

Testes estatísticos foram elaborados computacionalmente para encontrar o melhor modelo que explique o comportamento entre cada um dos parâmetros analisados.

Coeficiente de correlação entre DBO–DQO mostrado na Figura 18 foi que melhor explicado mediante uma correlação potencial já que  $r^2 = 0,7637$  que indica que 76,37% do comportamento dos dados foram explicados mediante esta correlação.

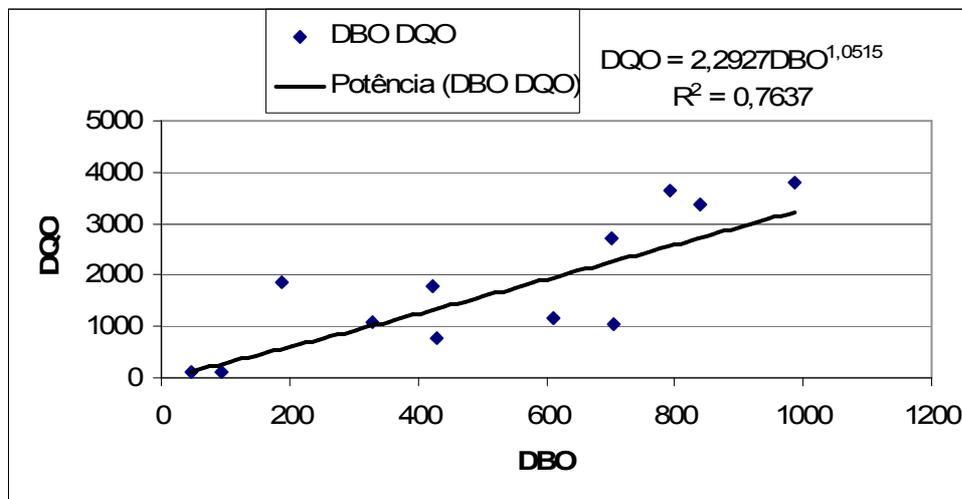


Figura 18. Correlação DQO-NH4 durante os 48 dias de tratamentos.

A correlação que melhor explicou o comportamento são DQO-NH4 foi a correlação polinômica (Figura 18) com maior valor de  $r^2 = 82,24$  ou seja 82,24% dos dados são explicados neste modelo.

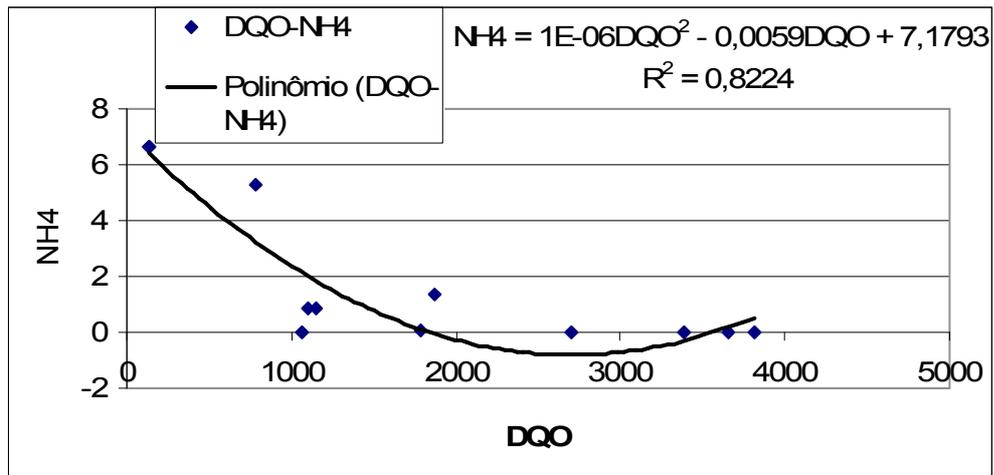


Figura19. Correlação DQO-NH<sub>4</sub> durante os 48 dias de tratamentos.

O coeficiente de correlação entre TURB-DBO potencial mostrou um valor de linealidade de  $r^2 = 0,763$ , como se observa na Figura 19, mostrando que existe uma relação diretamente proporcional. Isto pó ser explicado porque os efluentes com mais DBO apresentam maior quantidade de material em suspensão causando turbidez, e na medida que a DBO diminui (pelo tratamento) a concentração de particulados é reduzida e conseqüentemente a turbidez se reduz.

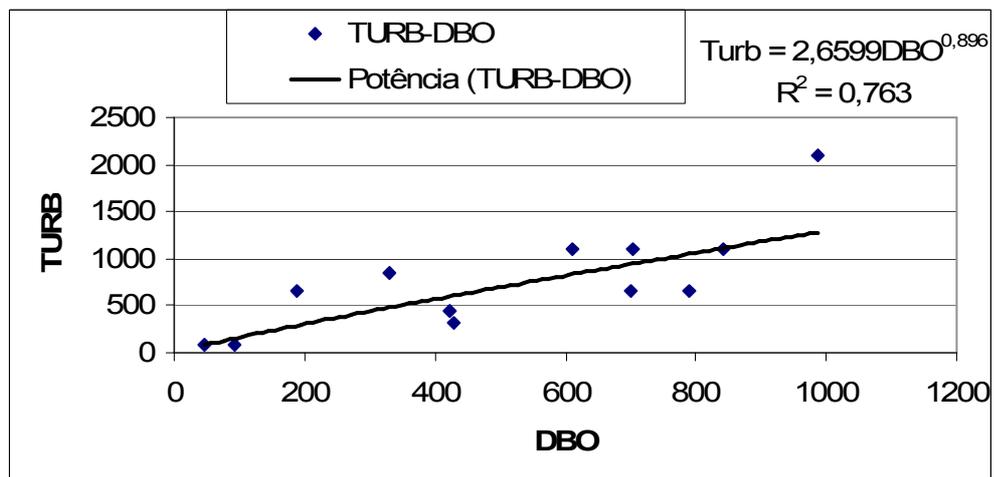


Figura 20. Relação TURBIDEZ-DBO Potencial, durante 48 dias de tratamento.

## 6. CONCLUSÃO

O sistema de tratamento está funcionando dentro dos resultados esperados. O modelo de dimensionamento Von Sperling se comprovou eficiente, pois a eficiência teórica apresentou um valor de 84,93%, enquanto que a eficiência real foi de 73,36%, sendo esta menor que a teórica. O tratamento mostrou-se capaz de reduzir a DBO, DQO, ST e Turbidez. O estudo demonstrou a viabilidade do tratamento em relação aos parâmetros legislados pelo CONAMA 357.

O coeficiente de correlação de 0,78 entre a Turbidez e DBO, possivelmente causadas por que no processo de tratamento a quantidade de sólidos suspensos diminuem ou precipitam no fundo das lagoas de tratamento. A correlação de 0,63 entre a DQO e turbidez pode ser explicado da mesma maneira que a correlação entre a DBO e turbidez. Correlação elevada e positiva foi observada entre os St e STD fato explicado já que os STD fazem parte dos ST.

Coeficiente de correlação entre DBO–DQO obteve um  $r^2 = 0,7637$ . A correlação entre DQO-NH4 com valor de  $r^2 = 82,24$  ou seja 82,24%. O coeficiente de correlação entre TURB-DBO mostrou um valor de linealidade de  $r^2 = 0,763$ , mostrando que existe uma relação diretamente proporcional, devido os efluentes com mais DBO apresentarem maior quantidade de material em suspensão causando turbidez.

## **7. RECOMENDAÇÕES**

Sugere-se para dar prosseguimento a esta pesquisa a implantação de tratamentos complementares, após a lagoa facultativa, que podem ser: lagoa de polimento (maturação) em série, leito de raízes ou valos de infiltração, verificando-se qual destes modelos poderia ser utilizado com melhores resultados, levando em considerações suas particularidades.

## 8. REFERÊNCIAS

- APHA – American Public Health Association (1995). Standard Methods for the examination of water and wastewater. 19<sup>a</sup> th. Washington: American Public Health Association, 1155 p.
- ARCEIVALDA, S. J. Wastewater treatment and disposal. Marcel Dekker, New York. 1981. 892 p.
- BOAVENTURA A. et. al. Geologia da Folha SB.22 Araguaia e parte da folha SC.22 Tocantis. In: Brasil. MME. DNPN – Projeto Radam. Rio de Janeiro, 1974.
- BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. Manual de tratamento de águas residuárias industriais. São Paulo: CETESB, 1993. 764 p.
- CETESB. Companhia Ambiental do estado de São Paulo. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp>>. Acesso em: 20 jan. 2010.
- CHERNICHARO, C.A.L. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Volume 5: Reatores anaeróbios. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. Belo Horizonte, 245 p.1997.
- CONAMA. Resolução 20 de 1986. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res2086.html>>. Acesso em: 10 Jul. 2009.
- CONSTITUIÇÃO DA REPÚBLICA FEDERATIVA DO BRASIL DE 1988. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/constituicao/constitui%C3%A7ao.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constitui%C3%A7ao.htm). acesso em 15 mai. 2009.
- DAJOS, R. Princípios de ecologia. Tradução Fátima Murad. – 7<sup>a</sup>. Ed. – Porto Alegre: Artmed, 2005.
- ECO QUÍMICA. Tratamento de efluentes. Disponível em: <http://ube-164.pop.com.br/repositorio/4488/meusite/aguas/tratamento.htm>. Acesso em: 10 fev. 2007.
- ENVIRONMENTAL Protection Agency. EPA. Bibliography of water quality research reports. Whashington, March, 1971. p. 1-40 9Water Pollution Control Research Series).
- ESTEVES, F. A., BARBOSA, F. A. R. Eutrofização artificial: a doença dos lagos. Ciênc. Hoje, v.5, n.27, p.56-61.1986.
- ESTEVES, F.A. Fundamentos de limnologia. Rio de Janeiro: Interciência. 1988. 575p.
- FARACO, M. T. et al. A carta metalogenética da Província de Carajás – SE do Pará, Folha Araguaia (SB.22). 1996.
- KOPPEN, W. Climatologia. 1948.
- MARA, D. D. Design manual for waste stabilisation ponds in India. Lagoon Technology International Ltd. Leeds. 1997.

- MARINHO, P.A. da c.; ALMEIDA, H. G. P. Programa levantamentos geológicos básicos do Brasil. Programa grande Carajás. Marabá/Folha SB.22-X-D. dnpm/CPRM, 1997.
- MIWA, A. C. P. et al. Dinâmica de nitrogênio em um sistema de lagoas de estabilização na região do Vale do Ribeira (São Paulo - Brasil). Eng. Sanitaria Ambiental, Rio de Janeiro, v. 12, n. 2, June 2007.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA N<sup>o</sup> 357. Disponível em:< <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em 22. mar. 2005.
- MOTA, M. F. Desnitrificação de esgotos domésticos em reator anaeróbio de manta de lodo. Anais da 58<sup>a</sup> Reunião Anual da SBPC - Florianópolis, SC. Jul 2006.
- MUNICÍPIO DE PROMISSÃO . Disponível em : <<http://www.promissao.sp.gov.br/sdi/sistema/paginas/generico/generico.pagina.php?codigo=lagoadetrament> o>. Acesso em 02 jan. 2010.
- NOGUEIRA, V. P. Q. Qualidade da água em Lagos e Reservatórios. In: PORTO, R.La L. (Org.) *Hidrologia Ambiental*. São Paulo: Edusp, 1991, v.3, p.165-208.
- OLIVEIRA, J. R. et al. Geologia fa Folha SB.22 – Araguaia e parte da folha SC-22 – Tocantins. In: Brasil, MME. DNPM-Projeto Radam. Rio de Janeiro, 1974.
- TUCUMÃ. 6<sup>o</sup> 44' 31,98" de latitude 51<sup>o</sup> 09' 41,50" de longitude. Fonte: Google Earth, 2009.
- TUNDISI, J.G.Ambiente, represas e barragens. Ciênc. Hoje, v.5, n.27, p.48-55, 1986.
- TUNDISI, J. G. et al. .Águas Doces no Brasil - Capital Ecológico, Uso e Conservação. 2.º Edição Revisada e Ampliada. Escrituras. São Paulo - 2002. Capítulo 06 - Limnologia de Águas Interiores. Impactos, Conservação e Reuperação de Ecossistemas Aquáticos. Páginas 205 - 221.
- VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. 3a ed., 1996. 452 p.
- VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 3. Lagoas de estabilização. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2002. 2ª ed. 196 p.
- VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos Vol. 1. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2005. 3ª ed.
- VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de esgotos. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol. 2. 2006. 6ª ed.
- ZIMMO, O. R. Nitrogen transformations and removal mechanisms in algal and duckweed waste stabilization ponds. Publisher: A. A. Balkema Publishers, a member of Swets & Zeitlinger Publishers. 144 p. 2003b.

## ANEXOS

### PRÉ-TRATAMENTO



### LAGOA ANAERÓBIA



## LAGOA FACULTATIVA



## IMAGEM DE SATÉLITE DAS LAGOAS EM ESTUDO

