

LUCIA MARIA ANDRADE RODRIGUES

Tratamento de Lixiviado Têxtil Utilizando Lagoas de Estabilização

JOINVILLE - SC

2009

LUCIA MARIA ANDRADE RODRIGUES

Tratamento de Lixiviado Têxtil Utilizando Lagoas de Estabilização

Dissertação apresentada ao Programa de Mestrado em Engenharia de Processos, na Universidade da Região de Joinville – UNIVILLE para a obtenção do Título de Mestre em Engenharia de Processos.

Orientadora Prof. Dra. Cladir Teresinha Zanotelli.

JOINVILLE - SC

2009

Catálogo na publicação pela Biblioteca Universitária da Univille

Rodrigues, Lucia Maria Andrade

R696t Tratamento de lixiviado têxtil utilizando lagoas de estabilização / Lucia Maria Andrade Rodrigues ; orientadora Dra. Cladir Teresina Zanotelli – Joinville: UNIVILLE, 2009.

84 f. : il. ; 30 cm

Orientadora: Dra. Cladir Teresinha Zanotelli
Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processos –
Universidade da Região de Joinville)

1. Tratamento de lixiviado. 2. Aterro da indústria têxtil. 3. Lagoas de estabilização. 4. Indústria têxtil. 5. Engenharia de Processos - Dissertação - Mestrado. I. Zanotelli, Cladir Teresinha. II. Título.

CDD 628.1

Termo de Aprovação

“Tratamento de Lixiviado Têxtil Utilizando Lagoas de Estabilização”

por

Lucia Maria Andrade Rodrigues

Dissertação julgada para a obtenção do título de Mestre em Engenharia de Processos, área de concentração Engenharia de Processos e Tecnologias Limpas e aprovada em sua forma final pelo Programa de Mestrado em Engenharia de Processos.



Prof. Dra. Cladir Teresinha Zanotelli

Orientadora (UNIVILLE)



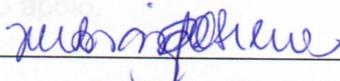
Prof. Dra. Noeli Sellin

Coordenadora do Programa de Mestrado em Engenharia de Processos

Banca Examinadora:



Prof. Dra. Cladir Teresinha Zanotelli
Orientadora (UNIVILLE)



Prof. Dr. Joel Dias da Silva
(FURB)



Prof. Dra. Elisabeth Wisbeck
(UNIVILLE)

Joinville, 09 de julho de 2009

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela força que me deu para chegar até aqui.

Ao meu pai e minha mãe por me apontarem o caminho da boa formação.

À professora Cladir dedico os meus sinceros agradecimentos pela dedicação, confiança e paciência e especialmente pela orientação clara, segura, objetiva e pela amizade que contribuíram no meu processo de formação técnica e principalmente, humana.

Aos meus filhos, Luiza e Bruno, a quem também peço desculpas pela minha ausência; eles bem sabem que essa foi a parte mais difícil deste trabalho.

A meu marido Josias, paciência e o amor nestes momentos de isolamento.

Aos meus familiares pelo incentivo.

Aos professores do curso de Mestrado, pela dedicação e ensinamentos.

Aos funcionários do departamento de Mestrado em Engenharia de Processos e dos demais departamentos, que sempre se prontificaram em me atender.

Aos amigos de curso, pelas horas de estudo, apoio e descontração.

À Univille e ao programa de Mestrado em Engenharia de Processos pela oportunidade de realização do curso.

À Dohler pela parceria.

E a todos os que não foram especificamente citados mas estão presentes de alguma forma neste trabalho e em meu coração, obrigada pelo apoio.

*“Um homem nada faria se,
para principiar a fazer as coisas,
esperasse até fazê-las com tal perfeição
que ninguém lhes acharia defeito”.*

Cardeal Newman

RESUMO

Objetivou-se com este estudo analisar o desempenho de lagoas de estabilização para o tratamento de lixiviado do aterro da indústria têxtil. Para este estudo foi construído um sistema de tratamento de efluentes em escala piloto formado por um tanque de armazenamento e três lagoas em série: lagoa anaeróbia, facultativa e de maturação. Foram feitas coletas semanais em pontos distintos para análises do lixiviado bruto e do efluente de cada uma das lagoas de setembro a dezembro de 2008. Os parâmetros do efluente líquido analisados foram: demanda química de oxigênio (DQO), oxigênio dissolvido, potencial hidrogeniônico (pH), condutividade, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, fósforo total, sólidos totais, temperatura, turbidez, clorofila e cor. O sistema de lagoas apresentou bons percentuais de remoção, sendo: 86% para a condutividade, 8,2% para o nitrogênio total, 91,7% para o nitrogênio amoniacal, 60,4% para o nitrito, 3,% para o nitrato, 66,7% para o fósforo, 84,5% para a DQO, 82,3% para a cor, 70,07% para a turbidez e 36,7% para os sólidos totais. Os resultados encontrados foram comparados com a legislação vigente foram discutidos separadamente. A utilização das lagoas de estabilização demonstrou ser viável, porém será necessário um tratamento complementar para que os índices do efluente final atendam a legislação.

ABSTRACT

The aim of the present study was to analyze the efficiency of stabilization lagoons in the treatment of leachate originated from the textile industry landfill. A system for the treatment of effluents in a pilot scale was built in order to carry on this study. This system consisted of a storage tank and three in series lagoon: an anaerobic, an facultative and a maturation lagoon. Weekly sampling for analysis both of the gross lixiviated and the effluent of each one of the lagoons were made in distinct points from the period which lasted from September up to December 2008. The liquid effluent parameters analyzed were: chemical demand of oxygen, diluted oxygen, hydrogenionic potential (pH), conductivity, total nitrogen, amoniacal nitrogen, nitrite, nitrate, total phosphorus, total solids, temperature, turbidity, chlorophyll and color. The stabilization ponds system showed good removal effectiveness: 86% for conductivity, 84.2% for total nitrogen 91.7% for nitrogen amoniacal, 60.4% for nitrite, 3.9% for nitrate, 66.7% for phosphorus, 84.5% for chemical demand of oxygen, 82.3% for color, 70.7% for turbidity and 36.7% for total solids. Chlorophyll a increased 26.5%. The results found were compared to the current legislation demands and were discussed separately. The use of stabilization lagoons seemed to be viable however, a complementary treatment may be necessary so that the index of final effluents might fulfill the needs of the current legislation.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Exemplo de um sistema de tratamento por lagoas de estabilização.	30
Figura 2 - Sistema experimental de lagoas de estabilização.....	31
Figura 3 - Sistema de lagoas de estabilização.....	32
Figura 4 - Esquema do funcionamento de uma lagoa facultativa.....	36
Figura 5 - Mapa de localização de Santa Catarina, Joinville e o Distrito Industrial.....	44
Figura 6 - Esquema do sistema de lagoas e pontos de coletas.....	45
Figura 7 - Foto do tanque de armazenamento.....	47
Figura 8 - Foto da lagoa anaeróbia.....	47
Figura 9 - Foto da lagoa facultativa.....	48
Figura 10 - Foto da lagoa de maturação.....	48
Figura 11 - Frascos com as amostras dos 4 pontos de coleta.....	60
Figura 12 - Valores medianos, máximos e mínimos e quartis 2 e 4 de turbidez, oxigênio dissolvido, pH e fósforo total	61
Figura 13 - Valores medianos, máximos e mínimos e quartis 2 e 4 de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato	62
Figura 14 - Valores medianos, máximos e mínimos e quartis 2 e 4 de condutividade, DQO, cor e sólidos totais	63
Figura 15 - Autovalores de cada fator artificial da L1.....	66
Figura 16 - Autovalores de cada fator artificial da L2.....	69
Figura 17 - Autovalores de cada fator artificial da L3.....	71
Figura 18 - Resumo geral da Análise dos Componentes Principais.....	73

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Poluentes típicos gerados no processo de produção têxtil	18
Tabela 2 - Diferentes caracterizações dos efluentes têxteis antes do tratamento.	18
Tabela 3 – Concentrações finais dos efluentes após o tratamento	20
Tabela 4 -Caracterização do lixiviado do aterro sanitário de Florianópolis (SC)...	23
Tabela 5 - Variação das concentrações em diferentes idades do aterro	24
Tabela 6 - Faixas das concentrações dos parâmetros do lixiviado	25
Tabela 7 - Composição do lixiviado de aterros sanitários	26
Tabela 8 - Faixas de variações do lixiviado	26
Tabela 9 - Valores das concentrações dos parâmetros nas lagoas anaeróbias....	34
Tabela 10 - Valores das concentrações dos parâmetros nas lagoas facultativas.	37
Tabela 11 - Valores das concentrações dos parâmetros nas lagoas de maturação	39
Tabela 12 - Valores máximos permitidos para lançamento dos parâmetros, CONAMA 357	42
Tabela 13 - Dados das lagoas do experimento.....	46
Tabela 14 - Valores médios, desvio padrão e carga aplicada no sistema	54
Tabela 15 – Valores médios, desvio padrão e eficiência de remoção do sistema.	56
Tabela 16 - Comparação dos valores médios das concentrações finais do efluente com a resolução CONAMA 357/2005	64
Tabela 17 - Autovalores e variâncias dos parâmetros da L1	66
Tabela 18 - Coeficientes de correlação dos fatores artificiais com os demais parâmetros da L1.....	67
Tabela 19 - Autovalores e variâncias dos parâmetros da L2	68
Tabela 20 - Coeficientes de correlação dos fatores artificiais com os demais parâmetros da L2	70
Tabela 21 - Autovalores e variâncias dos parâmetros da L3	71
Tabela 22 - Coeficientes de correlação dos fatores artificiais com os demais parâmetros da L3	72

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	10
2 REVISÃO DE LITERATURA	13
2.1 Parâmetros	13
2.2 Características dos Efluentes Têxteis	13
2.3 Formação e Características do Lixiviado.....	17
2.4 Processos Utilizados no Tratamento de Lixiviados	23
2.5 Lagoas de Estabilização.....	25
2.5.1 Lagoas Anaeróbias	29
2.5.2 Lagoas Facultativas	31
2.5.3 Lagoas de Maturação.....	33
2.6 Aspectos Legais do Lançamento de Efluentes.....	35
3 METODOLOGIA	43
3.1 Local do Estudo.....	43
3.2 Descrição do Experimento	44
3.3 Abastecimento do Sistema	47
3.4 Parâmetros e Periodicidade das Coletas	48
3.5 Procedimentos das Análises	48
3.6 Tratamento Estatístico dos Dados	50
3.6.1 Estatística descritiva.....	50
3.6.2 Análise Multivariada	51
4 RESULTADOS	53
4.1 Caracterização do Sistema	53
4.2 Características do Lixiviado – Efluente bruto	59
4.3 Comparação com a Legislação	63
4.4 Análise Fatorial – Componentes Principais (Acp)	64
4.4.1 Resultado da Acp na Lagoa Anaeróbia (L1).....	64
4.4.2 Desempenho da lagoa facultativa (L2).....	67
4.4.3 Desempenho da lagoa de maturação (L3).....	69
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	74
6 REFERÊNCIAS	76

1 INTRODUÇÃO

1.1 Apresentação

O processo de industrialização do Brasil teve início em 1844 após a implantação da primeira Política Industrial Brasileira. Nesta época, a cultura algodoeira produzia uma quantidade razoável de matéria prima para a produção dos tecidos. Desta forma, em 1864 o Brasil contava com 20 fábricas de tecidos, e um total de 385 teares. Em 1881 o número de fábricas chegava a 44, gerando aproximadamente 5.000 empregos. Pouco antes da Primeira Guerra Mundial, já existiam 200 fábricas de tecidos, que garantiam o trabalho e subsistência a 78.000 pessoas. A consolidação da indústria têxtil no Brasil ocorreu durante a primeira guerra, devido às dificuldades que o país teve em importar produtos (ALBUQUERQUE, 2003; ABIT, 2005).

O setor têxtil brasileiro influenciado por fatores históricos, políticos e econômicos, atravessa momentos bastante diferenciados ora de crises, ora de oportunidades de crescimento do parque industrial e conseqüentemente dos empregos por ele gerados. Um dos maiores setores industriais do mundo em termos de produção e número de empregados, variando suas plantas desde altamente automatizadas até as artesanais (ANDRADE, 2003; ABIT, 2005).

No Estado de Santa Catarina, o pólo têxtil está localizado no Vale do Itajaí nas cidades de Blumenau e Brusque, e no Norte e Nordeste do Estado, nos municípios de Joinville e Jaraguá do Sul. Em 2005, aproximadamente 25% do valor da transformação industrial catarinense estava associado às indústrias têxteis (IBGE, 2005). A cidade de Joinville possui uma população estimada em 487.003 habitantes (IBGE, 2008), situada na região Nordeste do Estado, com economia embasada na indústria metal-mecânica, têxtil e plástico.

Embora seja de fundamental importância para a economia local e do país a indústria têxtil consome grande volume de água nos seus processos, gerando efluentes com quantidades variadas de contaminantes (CAMMAROTA e COELHO, 2001). O insumo de maior consumo na indústria têxtil é a água, devido às demandas do processo produtivo. Na produção de tecido de algodão, por exemplo, o consumo de água pode variar de 100 a 300 L/kg de tecido, ressaltando-se que a maior parte deste volume é consumida nos setores de lavagem, alvejamento, tingimento,

estampagem e secagem. Para que o tecido tenha o máximo de propriedades, são necessárias várias operações que geram efluentes com características diferentes (PESSOA, 2008).

Para minimizar os impactos de lançamento destes efluentes nos cursos hídricos, a legislação (CONAMA, 2005) exige que a indústria realize o tratamento destes, reduzindo seu potencial poluente e adequando as concentrações finais aos valores preconizados na legislação, de modo a não prejudicar o corpo receptor.

Dentre as formas de tratamento de efluente têxtil, os processos físico-químicos e biológicos são os mais utilizados, apresentando bons resultados de redução carbonácea, mas tem como inconveniente a alta produção de lodo e a necessidade de disponibilização de grandes áreas para disposição desses resíduos (HASSEMER e SENS, apud GANSKE, 2008).

Neste contexto apesar da importância da indústria têxtil para a consolidação da estabilidade e crescimento constante do país, existem aspectos ambientais que não podem ser desconsiderados, principalmente o fato de ocupar a 4ª colocação mundial entre as indústrias que apresentam elevado potencial poluidor (SOUZA, 2004).

Além do efluente líquido gerado no processo de fabricação existe o efluente sólido que é gerado na própria estação de tratamento. De uma forma geral, os resíduos sólidos como, o lodo gerado nas estações de tratamento de efluentes das empresas, são destinados a aterros municipais e/ou particulares. Com o tempo estes resíduos vão se decompondo e formam um líquido denominado "lixiviado". Para Pineda (1998), a formação de líquidos lixiviados depende fundamentalmente das precipitações registradas na região, da umidade e da composição dos resíduos, bem como da permeabilidade que o aterro apresenta. É uma mistura de compostos orgânicos e inorgânicos, nas suas formas dissolvidas e coloidais, formado durante a decomposição dos resíduos, sendo um problema de poluição potencial para as águas superficiais e, principalmente, para as águas subterrâneas.

O gerenciamento do lixiviado deve incluir, dentre outros, o monitoramento da qualidade e das quantidades produzidas (CAMPBELL, 1993). No Brasil são poucas as informações sobre sua quantidade e qualidade (JURA, 2001). Tatsi e Zouboulis (2003) relatam em seus estudos que o lixiviado é uma importante fonte de poluição das águas superficiais e subterrâneas por apresentar variações, tanto na quantidade como na composição química. A composição e a concentração dos contaminantes

derivam do tipo de resíduos depositados no aterro, fatores hidrogeológicos dos solos da região e principalmente da idade do aterro (EHRIG, 1984; CROWFORD e SMITH, 1985).

Há estudos sobre formas de tratamento de lixiviado doméstico porém os estudos sobre formas de tratamento de lixiviado têxtil são escassos o que justifica a realização desta pesquisa com lixiviado do aterro de uma indústria têxtil, localizada em Joinville. A empresa possui estação de tratamento de efluentes (ETE), onde são lançados os efluentes do processo produtivo, os efluentes sanitários e o lixiviado do aterro. No final do processo da ETE a fração líquida é separada da sólida, que é prensada na forma de tortas e acondicionada no aterro industrial. As tortas são acondicionadas em trincheiras com cerca de 3.000m² e 20m de profundidade, impermeabilizadas no fundo e nas laterais, com drenos de fundo para condução do lixiviado até as lagoas de armazenamento. Diariamente este líquido é transportado para a ETE, distante aproximadamente 5Km, pois no local do aterro não há um sistema de tratamento de efluentes devido a falta de uma rede de energia, e os sistemas mais usados requerem equipamentos elétricos, como bombas, aeradores, etc.

Jordão e Pessoa (1982) definem lagoas de estabilização como sendo um sistema biológico em que ocorre a estabilização da matéria orgânica pelo processo de oxidação bacteriológica e/ou redução fotossintético das algas. As lagoas de estabilização reproduzem os fenômenos naturais, não exigindo mão de obra especializada (KELLNER; PIRES, 2003).

A partir dos resultados obtidos nas análises amostrais, foram construídas tabelas e representações gráficas, visando auxiliar na busca dos objetivos deste experimento.

1.2 Objetivos

Este é o desafio deste estudo, avaliar o desempenho das lagoas de estabilização na remoção do potencial poluente do lixiviado que se forma no aterro industrial têxtil. As lagoas são sistemas que podem ser operados sem nenhum tipo de equipamentos elétricos e alguns estudos demonstram que a utilização de lagoas de estabilização no tratamento de lixiviado sanitário apresenta bons resultados na

remoção de poluentes, baixo custo de instalação e fácil operacionalização (SILVA, 2007; RODRIGUES, 2007; MARTINS, *et al.*, 2008).

Concomitante com o objetivo geral, avaliar o sistema de lagoas de estabilização para o lixiviado gerado no aterro sanitário da indústria têxtil, os objetivos específicos deste trabalho são: avaliar a eficiência de remoção do potencial poluente da lagoa anaeróbia, da facultativa e de maturação; avaliar a eficiência de remoção do potencial poluente do sistema de lagoas de estabilização; comparar os valores das concentrações finais com a legislação vigente e analisar a viabilidade do uso de lagoas de estabilização no tratamento de lixiviado do aterro têxtil.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Variáveis

Principais parâmetros de qualidade de água analisados constam no Índice de Qualidade das Águas – IQA (CETESB, 2009) e serão detalhadamente descritos no item 2.6 desta pesquisa.

A partir dos resultados obtidos nas análises amostrais, foram construídas tabelas e representações gráficas, visando auxiliar na busca dos objetivos deste experimento.

2.2 Características dos Efluentes Têxteis

A principal fonte dos efluentes gerados pelas indústrias têxteis é proveniente dos processos de lavagem, tingimento e acabamento. Uma das etapas que gera maior volume de efluente é a desengomagem, processo que remove a goma (amido) do tecido, utilizado para proteger as fibras durante a fiação ou o processo de remover produtos químicos do tecido (EPA 1996).

Os agentes que podem ser utilizados além da goma no tecido são o álcool polivinílico, o carboximetil celulose e o ácido poliacrílico (EPA, 1997). O processo de acabamento, geralmente, produz efluente contendo polímeros sintéticos e naturais, a utilização de produtos químicos e o alto valor de pH são responsáveis pela poluição primária associados com o processo de alvejamento (PESSOA, 2008).

Na Tabela 1 estão listados os poluentes típicos gerados nas etapas do processo de produção de tecidos.

Tabela 1 – Poluentes típicos gerados nas etapas do processo de produção de tecidos.

Processo	Poluentes
Engomagem	DBO, DQO, metais, resíduo de limpeza, agente da engomagem.
Desengomagem	DBO de água de dissolução da goma, goma sintética, lubrificantes, biocida, compostos antiestáticos.
Lavagem	Resíduos de desinfetante e inseticida, NaOH, detergentes, óleos e gorduras, cera, lubrificantes, solventes.
Alvejamento	Peróxido de hidrogênio, silicatos de sódio ou estabilizador orgânico, pH elevado.
Merceirização	Elevado pH, NaOH.
Tingimento	Metais, sais, surfactantes, compostos auxiliares orgânicos, materiais catiônicos, cor, DBO, DQO, sulfetos, acidulantes/álcali, solventes.
Estamparia	Sólidos suspensos, uréia, solventes, cor, metais, calor, DBO, espuma;
Acabamento	DBO, DQO, sólidos suspensos, solventes.

Fonte: EPA (1996).

O impacto ambiental causado no corpo receptor dos efluentes têxteis depende da qualidade e quantidade do efluente. Comparando os valores das concentrações dos parâmetros do efluente da indústria têxtil apresentados por alguns autores, pode-se verificar as alterações nas características do efluente decorrentes das diversidades dos processos produtivos (Tabelas 2).

Tabela 2 - Diferentes caracterizações dos efluentes têxteis antes do tratamento.

Parâmetros	Bresaola e Cantelli (2000)	Hassemer (2006)	Ganske (2008)
DQO(mg/L)	2170	614	1231
DBO(mg/L)	1255	222	363
Sólidos Suspensos (mg/L)	--	179	791
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	--	96	--
Sólidos totais (mg/L)	--	--	1378
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	1151	--	--
Turbidez (NTu)	525	48	474
pH	7,2	10	10

O efluente do estudo de Bresaola e Cantelli (2000) apresenta valores de concentrações mais elevados que dos demais estudos, sendo apenas os valores de pH similares ou inferiores. Peralta-Zamora e Lima (2005) ressaltam que estas características dos efluentes afetam o sistema aquático do corpo receptor em função, principalmente, da interferência nos processos fotossintéticos naturais, gerando prejuízos a médio e longo prazos à biota aquática.

Existem muitas formas de tratamento dos efluentes têxteis, os mais usados são os processos físico-químicos e biológicos convencionais (coagulação química e lodos ativados), os quais apresentam bons resultados na redução carbonácea, mas têm como inconveniente a alta produção de lodo e a necessidade de disponibilização de grandes áreas para implantação do processo de tratamento, além de aterros industriais para a disposição do lodo (HASSEMER; SENS, 2002).

Bresaola e Cantelli (2000) estudaram um sistema de lodos ativados por batelada (LAB) como primeira etapa do tratamento, e o processo de coagulação-flotação como tratamento complementar. Este tipo de sistema apresentou eficiências médias de remoção para a DBO de 97,61%, DQO de 92,63% e turbidez de 99,79%. Hassemer (2006) relatam que um sistema formado por processo físico-químico de coagulação-floculação foi eficiente na remoção de 97% da turbidez.

Ganske (2008) estudou a eficiência de remoção de um sistema composto por processo biológico seguido do físico-químico, os valores obtidos em suas análises de 2007 para seu experimento, apresentados na tabela 2, foram: 94% para a DBO, 93% para DQO e 95% para turbidez.

Em suas análises utilizando dados de 2002 a 2007, Ganske (2008) obteve os seguintes resultados: 92 a 95% para a DBO, 91 a 94% para DQO, 78 a 93% para fósforo total, 53 a 90% para sólidos sedimentáveis, 17 a 50% para nitrogênio amoniacal, 73 a 82% para sólidos suspensos, -6 a 10% para sólidos totais dissolvidos e 95 a 97% para turbidez

O resumo dos valores de concentrações pós-tratamento dos efluentes dos sistemas descritos anteriormente está listado na Tabela 3, cabe ressaltar que estes efluentes apresentavam concentrações iniciais conforme mencionadas na Tabela 2.

Tabela 3 – Concentrações finais dos efluentes após o tratamento

Parâmetros	Bresaola e Cantelli	Hassemer	Ganske
	(2000)	(2006)	(2008)
DQO(mg/L)	160	193	84,78
DBO(mg/L)	30	9	18,72
Sólidos suspensos (mg/L)	--	--	142,08
Sólidos suspensos totais (mg/L)	17	24,5	--
Sólidos totais (mg/L)	--	--	1321,65
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	1232	--	--
Turbidez	1,12	3,4	22,95
pH	6,3	7,5	6,6

Os efluentes das estações de tratamento normalmente são lançados nos recursos hídricos, e para isso, devem ter as concentrações dos parâmetros condizentes com a legislação ambiental vigente e específica para cada país, estado ou município.

2.3 Formação e Características do Lixiviado

O lodo gerado na estação de tratamento de efluentes das indústrias é depositado em aterros, com o tempo este resíduo passa por processos físicos, químicos e biológicos de decomposição produzindo frações residuais gasosas e líquidas. A fração líquida (lixiviado) é resultado da decomposição do resíduo aliado a fatores ambientais relacionados com o regime pluviométrico, temperatura do aterro e a composição dos resíduos depositados. A ação de bactérias acelera a decomposição do resíduo, enquanto que a percolação da água de chuva carrega os produtos de degradação para as camadas inferiores do aterro (PACHECO; ZAMORA, 2004).

A idade e natureza dos resíduos, o manejo do aterro e as variáveis climatológicas (precipitação e temperatura) da região onde está instalado o aterro influenciam na composição, concentração e quantidade do lixiviado, por isso é importante que sejam desenvolvidas técnicas de drenagem e tratamento adequadas às condições de cada região (CAPELO NETO *et al*, 2005).

As técnicas que se aplicam no tratamento do lixiviado se assemelham com as utilizadas no tratamento de esgotos, como por exemplo as lagoas de estabilização, obtendo-se eficiências de cerca de 95% na redução de demanda química de oxigênio (DQO). Para o aterro sanitário, utiliza-se com mais frequência lagoas anaeróbias e facultativas, onde ocorre a remoção da carga orgânica dos líquidos lixiviados, pela ação das bactérias. Após o período em que fica retido na lagoa (tempo de detenção) o líquido deve estar em condições de ser lançado nos corpos d'água sem riscos de contaminação (CONDER, 2003).

A remoção de material orgânico baseado na demanda química de oxigênio (DQO), demanda biológica de oxigênio (DBO) e amônia de lixiviados é pré-requisito para seu lançamento em águas naturais. Análises de toxicidade confirmam o potencial perigoso de lixiviados de aterro e a necessidade de tratá-lo de forma a cumprir as normas de descarga em águas receptoras. As características dos lixiviados do aterro geralmente podem ser representadas pelos seguintes parâmetros: DQO, DBO, a relação DBO / DQO, pH, sólidos suspensos, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total e metais pesados (RENOU *et al.*, 2007).

As características do lixiviado de aterro sanitário encontradas por Mannarino *et al.* (2006), foram de 7,3 para pH; 768 mg/L de DQO, 74 mg/L de DBO, 323 mg/L de nitrogênio amoniacal e 339 mg/L de sólidos suspensos totais

De acordo Lange *et al.* (2006), as características do lixiviado bruto de aterro sanitário com tratamento por reagente de fenton foram: pH de 7,7; DBO de 2313 mg/L, DBO de 300 mg/L, temperatura de 42 °C, sólidos suspensos totais de 48 mg/L, nitrogênio amoniacal de 184 mg/L, e nitrogênio total de 102 mg/L.

Máximo (2007) estudou o tratamento dos lixiviados do aterro sanitário da região metropolitana de Florianópolis por coagulação-floculação e obteve os valores médios de pH de 8, temperatura de 26 °C, sólidos totais de 8071 mg/L, fósforo de 29 mg/L, DQO de 3079 mg/L e DBO de 1244 mg/L.

Plegrini *et al.* (2007), avaliaram as características física, química e biológica de lixiviados que permaneceram em média 24 horas em uma lagoa de estocagem de lixiviado localizada no aterro sanitário da cidade de Limeira-SP, os valores de pH variaram de 7,1 a 7,9 enquanto que os valores de nitrogênio amoniacal tiveram seus valores de concentração máxima em torno de 450 mg/L e os valores de fósforo foram de 0,25 mg/L.

Amaral *et al.* (2007), em seus estudos sobre avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lixiviados de aterro sanitário encontraram os valores médios de DQO de 2576 mg/L, DBO de 113 mg/L, pH de 8,2, nitrogênio amoniacal de 1079 mg/L, nitrogênio total de 1201 mg/L e fósforo de 10 mg/L.

Em um estudo sobre as características de estabilização do lixiviado em um aterro semi-aeróbico, Huang *et al.* (2008) encontraram concentrações de amônia de 300 mg/L e eficiência de remoção de 98,9% e DQO de 100 mg/L com remoção de 96,9%, após 48 semanas. A concentração de nitrato oscilou entre 220 e 280 mg/L. Os valores de pH ficaram abaixo de 7 durante as primeiras 8 semanas e depois desse período os lixiviados pareciam ser alcalinos. A mais alta temperatura na câmara do aterro foi de 75,8 °C.

Ferreira *et al.* (2008) realizaram um estudo com filtros anaeróbios e lagoas de estabilização aeradas para o tratamento do lixiviado de aterro sanitário de Belo Horizonte onde obtiveram as concentrações médias de: 2873 mg/L de DQO, 112 mg/L de DBO, 1425 mg/L de nitrogênio Total, 1195 mg/L de nitrogênio amoniacal, 25 mg/L de SST, 58 mg/L de Fósforo com pH de 8,25.

Silva (2007), Martins (2008) e Rodrigues (2007) realizaram estudos com a mesma configuração que esta pesquisa de lagoas de estabilização (lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação) para o tratamento do lixiviado do aterro sanitário de Florianópolis (SC). Um resumo das características do efluente bruto encontradas nos estudos de lixiviado com aterro sanitário de Florianópolis, estão apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4 - Caracterização do lixiviado do aterro sanitário de Florianópolis (SC).

Parâmetros	Silva (2007)	Rodrigues (2007)	Martins (2008)
DQO (mg/L)	2502	3592,86	3287
DBO (mg/L)	454	1246,57	1300
pH	8,55	8,25	9,0
Nitrogênio Total (mg/L)	--	--	1254
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	1246	1335,43	1006
Sólidos suspensos totais (mg/L)	466	--	467
Sólidos fixos (mg/L)	--	--	6230
Sólidos voláteis (mg/L)	--	--	1883
Sólidos totais (mg/L)	8020	--	8120
Fósforo (mg/L)	40,6	--	--
Temperatura	23,3	26,3	22,9
Turbidez (NTU)	103	308,3	111

Além dos valores apresentados na Tabela 4, Rodrigues (2007) obteve valores de condutividade de 15,64 mS/cm e Nitrato de 9,74 mg/L.

Os valores encontrados nos estudos de Martins (2008) e Rodrigues (2007) para os parâmetros DQO e DBO são próximos e diferem dos valores apresentados por Silva (2007).

A composição físico-química do lixiviado pode variar em função da idade do aterro. A tabela 5 apresenta os valores das concentrações dos parâmetros analisadas em aterros com diferentes idades.

Tabela 5 - Variação das concentrações em diferentes idades do aterro.

Parâmetro	Idade do Aterro (anos)			
	0 a 5	5 a 10	10 a 15	>20
DBO (mg/L)	10.000 - 25.000	1.000 - 4.000	50 - 1.000	< 50
DQO (mg/L)	15.000- 40.000	10.000 - 20.000	1.000 - 5.000	< 1.000
Nitrogênio total (mg/L)	1.000 - 3.000	400 - 600	75 - 300	< 50
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	500 - 1.500	300 - 500	50 - 200	< 30
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	10.000 - 25.000	5.000 - 10.000	2.000 - 5.000	< 1.00
pH	3,0- 6,0	6,0 - 7,0	7,0 - 7,5	7,5
Cálcio (mg/L)	2.000 - 4.000	500 - 2.00	300 - 500	< 300
Sódio e Potássio (mg/L)	2.000 - 4.000	500 - 1.500	100 - 500	< 100
Ferro e Magnésio (mg/L)	500 - 1.500	500 - 1.000	100 - 500	< 100
Zinco (mg/L)	100 - 200	50 - 100	10 - 500	< 10
Cloreto (mg/L)	1.000 - 3.000	500 - 2.000	100 - 500	< 100
Sulfato (mg/L)	500 - 2.000	200 - 1.000	50 -200	< 50
Fósforo (mg/L)	100 - 300	10 - 100	-	< 10

Fonte: Fadel *et al.* (2002) apud Castilhos Jr (2006).

Os valores das concentrações e variações mais freqüentes de lixiviado encontradas na literatura, segundo estudo de Castilhos Jr (2006), estão apresentados na tabela 6.

Tabela 6 - Faixas das concentrações dos parâmetros do lixiviado.

Parâmetro	Fontes			
	Pohlande Harper (1985)	South Florida Landfills* (1987)	Ehrig (1989)	Qasim e Chiang (1994)
DBO (mg/L)	4 - 57.700	-	20 - 40.000	80 - 28.000
DQO (mg/L)	31 - 71.700	530 - 3.000	500 - 60.000	400 - 40.000
pH	4,7 - 8,8	6,1 - 7,5	4,5 - 9,0	5,2 - 6,4
Cloreto (mg/L)	30 - 5.000	112 - 2.360	100 - 5.000	70 - 1.330
Amônia (mg/L)	2 - 1.030	9,4 - 1.340	30 - 3.000	56 - 482
Fósforo Total (mg/L)	0,2- 120	1,5 - 130	0,1 - 30	ago/35
Ferro (mg/L)	4 - 2.200	1,8 - 22	3 - 2.100	0,6 - 325
Cádmio (mg/L)	70 - 3.900	< 0,005	< 0,05 - 0,14	< 0,005
Chumbo (mg/L)	0,001 - 1,44	< 0,105	0,008 - 1,020	0,5 - 1,0
Zinco (mg/L)	0,006 - 200	-	0,03 - 120	0,1 - 30

Fonte: Reinhardt e Al-Yousfi (1996) apud Castilhos Jr (2006).

* South Florida Water Management District, 1987.

A composição do lixiviado de aterros sanitários em diferentes regiões brasileiras está apresentada na Tabela 7.

Tabela 7 - Composição do lixiviado de aterros sanitários.

Parâmetro	Locais				
	Santo André - SP ¹	Bandeirantes SP ¹	Itapecirica da Serra- SP ¹	Caucáia - CE ²	S. Giácomo Caxias do Sul - RS ³
pH	6,90 - 8,65	7,14 - 8,50	7,05 - 7,14	7,65 - 8,35	5,71 - 8,40
DQO (mg/L)	2.600 - 8.050	5.500 - 7.150	2.560 - 3.700	442 - 2.521	558 - 49.680
DBO (mg/L)	1.720 - 5.790	3.410 - 8.430	2.520 - 2.720	72 - 969	99 - 26.799
Nitrogênio total (mg/L)	600 - 4.950	80 - 650	160	#	144 -1.494
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	25 - 1.000	62 - 220	#	65 - 425	0,6 - 1.258
Nitrito (mg/L)	0,005 - 0,10	< 0,05	0,015	0,015 - 71	#
Nitrato (mg/L)	< 0,20 - 0,60	0,40 - 0,60	0,06 - 0,08	0,19 - 185	#
Sólidos totais (mg/L)	1.230 - 3.350	3.560 - 5.100	1.320 - 2.760	2.950 - 11.860	#

¹Moraes *et al.* (1995); ² Capelo Neto e Mota (1999); ³ Pessin *et al.* (1998).

Fonte: apud Castilhos Jr (2006).

Foram realizadas pesquisas de monitoramento de aterros sanitários pelo grupo de pesquisadores da universidade Federal de Pernambuco, Universidade Federal de Minas Gerais e Unisinos, as faixas de variações das concentrações do lixiviado estão apresentadas na Tabela 8.

Tabela 8 - Faixas de variações do lixiviado.

Escala dos Pilotos	6,0m ³	1,5m ³	0,5m ³
Parâmetro	UFPE	UFMG	UNISINOS
pH	5,2 - 8,1	5,0 -8,0	5,0-6,0
DQO (mg/L)	2.780 - 52.980	44 - 137.822	88.944 - 140.065
DBO (mg/L)	2.120-42.330	141-1.040	42.000- 80.000
Nitrogênio total (mg/L)	-	129 -832	115 - 918 (#)
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	2.380 - 6.944	80 - 722	-

Fonte: Castilhos Jr (2006).

Pessin *et al.* (2003) apud Castilhos Jr (2006) recomendam para o monitoramento do lixiviado as análises de pH, DQO, DBO, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e fosfatos totais dependendo do modelo do sistema de tratamento.

2.4 Processos Utilizados no Tratamento de Lixiviados

Os líquidos lixiviados devem ser tratados de modo que suas concentrações para lançamento em corpos hídricos estejam de acordo com os padrões exigidos pela legislação ambiental (RODRIGUES, 2007). De acordo com Renou *et al.* (2007), o tratamento biológico é geralmente o mais utilizado para a remoção da maior parte dos lixiviados que contêm altas concentrações de DBO, por serem sistemas confiáveis, simples e com elevado custo-benefício.

Os processos biológicos são os mais empregados no tratamento de lixiviados devido às características deste serem semelhantes às dos esgotos domésticos. Todavia, geralmente ocorrem dificuldades ao utilizar tratamentos biológicos para lixiviado por causa da vazão e carga orgânica muito variáveis, necessidade de uma grande área para implantação, baixa eficiência para lixiviado estabilizado ou pouco biodegradável, e muitas vezes o efluente não se enquadra nos padrões estabelecidos pela legislação (Silva et al, 2000).

Lange *et al.* (2006), afirmam que os processos físico-químicos podem apresentar elevada eficiência de remoção da matéria orgânica no tratamento do lixiviado, contudo, os sistemas mais utilizados no Brasil - coagulação, filtração e precipitação química - não têm apresentado boa remoção deste material.

Os tratamentos para os lixiviados de aterros segundo Renou *et al.* (2007) podem ser classificados em três grupos principais: (a) transferência de lixiviados: recirculando e combinando com tratamento de esgoto doméstico, (b) tratamento biológico: processos anaeróbios e aeróbios e (c) métodos químicos e físicos: oxidação química, adsorção, precipitação química, coagulação/floculação, sedimentação/floculação e air stripping (remoção com ar).

As características de cada sistema de tratamento de lixiviados de aterros sanitários apresentadas no estudo de Renou *et al.* (2007) podem ser assim resumidas:

a) Transferência de Lixiviados

- Combinação de tratamento com esgoto doméstico:

Em países em desenvolvimento, vem sendo aplicadas técnicas de tratamento de esgoto no tratamento de lixiviado, porém não se obtém sucesso devido à alta concentração de matéria orgânica e do nitrogênio amoniacal presente no líquido gerado em aterros sanitários. Os valores dessas concentrações e seus patamares dependem, basicamente, do grau de decomposição dos resíduos sólidos e dos fatores hidrológicos intrínsecos aos locais onde se localizam os sítios de disposição (BIDONE *et al.*, 2007)

- Recirculação:

A recirculação dos lixiviados não só melhora a qualidade dos lixiviados, mas também reduz o tempo necessário para a estabilização do resíduo. Embora os efeitos positivos têm sido relatados sobre a degradação dos resíduos sólidos, são limitados os dados disponíveis relativos ao impacto de recirculação na eficiência do tratamento anaeróbio em digestores controlados.

b) Tratamento biológico

O tratamento biológico pode ser anaeróbio ou aeróbio. Resumidamente ele é descrito pelo contato do líquido com uma cultura de microrganismos que se desenvolvem ao utilizar a matéria orgânica dissolvida como fonte de alimentação e energia.

- Tratamento aeróbio:

O tratamento aeróbio reduz parcialmente os poluentes orgânicos biodegradáveis e possibilitam a nitrificação do nitrogênio amoniacal. Os processos biológicos aeróbios tipo biomassa suspensa, lagoas aeradas, lodos ativados, reatores seqüenciais em batelada (SBR) e o biorreator de membrana, têm sido amplamente estudados e aprovados para o tratamento de lixiviados.

- Tratamento anaeróbio:

Contrariamente aos processos aeróbios, a digestão anaeróbia conserva energia e produz poucos sólidos, mas apresenta baixa eficiência de remoção. Dentre os processos anaeróbios mais estudados estão o digestor, reator por batelada sequencial, reator anaeróbio de manta de lodo (UASB), filtro anaeróbio e reator de leito fluidizado.

c) Métodos químicos e físicos

Os processos físicos e químicos reduzem os sólidos em suspensão, partículas coloidais, material flutuante, cor e compostos tóxicos. Os mais estudados são: flotação, coagulação/floculação, precipitação química, adsorção, oxidação química e *air stripping* (processo de passagem de ar por coluna separadora contra a corrente de água). Os tratamentos físico/químicos de lixiviados dos aterros são utilizados como pós-tratamento.

Primo *et al.* (2008) realizaram um estudo de processos de oxidação avançada (AOPs), ou seja, o processo foto-fenton como uma alternativa eficiente na remoção de matéria orgânica e cor dos lixiviados do aterro. Os lixiviados apresentaram DQO elevada, baixa biodegradabilidade e cor escura, a remoção de DQO variou entre 49% a 78% e de matéria orgânica foi de 86%.

2.5 Lagoas de Estabilização

As lagoas de estabilização são sistemas de tratamento de efluentes que procuram reproduzir os fenômenos naturais, ou seja, sem a utilização de mecanismos artificiais (aeradores mecânicos, difusores). O oxigênio presente na lagoa é introduzido pelo efluente, vento ou através da produção fotossintética realizada pelas algas. Os valores das concentrações de oxigênio variam de acordo com as condições climáticas do local, da intensidade de luz solar, do tempo de luminosidade recebida, velocidade e direção dos ventos e de outros fatores climáticos (KELLNER; PIRES, 2003).

As lagoas de estabilização são classificadas de acordo com a atividade metabólica predominante na degradação da matéria orgânica, tais como: anaeróbias, facultativas e de maturação ou aeróbias, com variantes segundo a intensificação do processo, como, por exemplo, lagoas com plantas macrófitas, aeradas, de alta taxa de degradação e outras (FERREIRA *et al.*, 2003; GOTARDO, 2005).

A principal função dessas lagoas é a remoção de matéria orgânica, no entanto, com algumas adaptações em seu fluxograma e geometria, podem apresentar altas eficiências de remoção de organismos patogênicos (coliformes e ovos de helmintos) e nutrientes (nitrogênio e fósforo) (GONÇALVES, , 2003).

A configuração mais adequada para remoção do material orgânico, segundo Chernicharo (2002) é a série anaeróbia + facultativa + maturação, no entanto, se o principal objetivo for a remoção de microrganismos patogênicos os critérios de projeto devem ser modificados. Gonçalves (2003) realizou um estudo com lagoas de estabilização para o tratamento de esgoto doméstico com duas lagoas anaeróbias, 2 lagoas facultativas e 2 lagoas de maturação em paralelo (Figura 1).

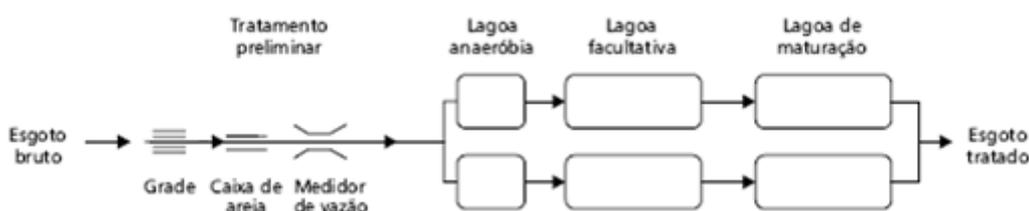


Figura 1 - Exemplo de um sistema de tratamento por lagoas de estabilização.

Fonte: Gonçalves (2003).

A eficiência diária das lagoas de estabilização é função da qualidade de seu efluente, e pode ser estimada através de análises dos parâmetros DBO, DQO e Sólidos em Suspensão (Mendonça, 2000). Hranova (2002) obteve de 40 a 60% de eficiência de remoção de DQO, 67% de remoção de fósforo e 42% de remoção de nitrogênio total em um sistema com lagoas de estabilização no tratamento de esgoto doméstico, composto por lagoa anaeróbia, facultativa e de maturação. Bento *et al.* (2002) encontraram eficiências de remoção de 85% para DBO, 60% para DQO e 40% para nitrogênio amoniacal em um sistema com uma lagoa anaeróbica, uma

facultativa e duas de maturação no tratamento de efluente doméstico em Florianópolis, SC.

Falco *et al.* (2003) desenvolveram uma pesquisa com um sistema de lagoas de estabilização construído para tratar o esgoto sanitário da cidade de Novo Horizonte, SP. O conjunto de lagoas era composto por: lagoa anaeróbia, lagoa facultativa e lagoa de maturação onde foram observadas eficiências médias de redução de DBO de 70 a 73% e redução de DQO entre 68 e 76%. Os valores de pH estiveram entre 5,0 e 8,1.

Araújo *et al.* (2003) estudaram quatro sistemas de lagoas em série constituídos por uma lagoa facultativa seguida de duas lagoas de maturação para tratamento de esgotos domésticos na Grande Natal-RN. Os sistemas apresentaram eficiências de remoção de DBO de 73 a 85%, DQO na faixa de 58 a 73%, 27 a 55% para sólidos totais e 24 a 85% para sólidos suspensos e 99,98% para coliformes totais.

Silva (2007) obteve bons resultados de remoção do potencial poluente de lixiviado do aterro sanitário com lagoas de estabilização (Figura 2).

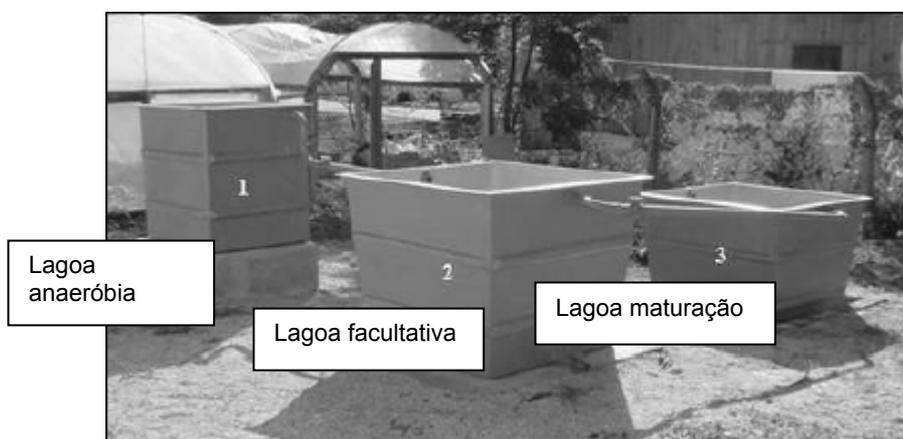


Figura 2 - Sistema experimental de lagoas de estabilização.

Fonte: Silva (2007).

As eficiências de remoção do sistema apresentado na Figura 2, foram de 77% para DQO Total; 94,3% para amônia; 83% para fósforo; 70% para DBO e 78% para coliformes totais. Martins *et al.* (2008) estudaram um sistema de lagoas de estabilização (Figura 3) que operou por 39 semanas, com o abastecimento de 200 L/dia de lixiviado do aterro sanitário.



Figura 3 - Sistema de lagoas de estabilização.

Fonte: Martins *et al.* (2008).

O estudo com o sistema apresentado na Figura 3 obteve eficiências médias de remoção de 60% de DQO, 80% de DBO, 84 % de amônia, 40% Sólidos Suspensos e 40% Sólidos Totais.

A estabilização em condições anaeróbias é lenta, já que as reações anaeróbias geram menos energia do que as reações aeróbias, de estabilização da matéria orgânica. A temperatura do meio tem uma grande influência nas taxas de reprodução e estabilização, o que faz com que locais de clima favorável (temperaturas elevadas), se tornem propícios a este tipo de reservatórios. Conseqüentemente, é necessário uma temperatura maior que 15°C e o seu pH deve ser mantido acima de 6. Nestas circunstâncias, a acumulação de lodo é mínima (VON SPERLING,2002).

Renon *et al.*, (2008) comentam que, apesar dos baixos custos das lagoas de estabilização, elas podem não ser uma opção de tratamento dos lixiviados totalmente satisfatória, pois a dependência que o sistema tem da temperatura é uma limitação importante porque afeta principalmente a atividade microbiana.

2.5.1 Lagoas Anaeróbias

As lagoas anaeróbias são normalmente empregadas para estabilização de altas cargas orgânicas aplicadas, atuam como unidade primária do sistema formado por lagoas em série. Sua função principal é a degradação da matéria orgânica (DBO e DQO) envolvendo a participação de bactérias facultativas e estritamente anaeróbias (MEDRI, 1997).

Estas lagoas apresentam maior eficiência no verão em virtude do aumento da atividade bacteriana em elevadas temperaturas (TRUPPEL, 2002). O processo é similar ao de uma grande fossa séptica, onde a matéria orgânica em suspensão se deposita no fundo e entra em digestão anaeróbia e, a matéria orgânica presente na fração líquida sofre uma estabilização anaeróbia parcial.

É uma forma alternativa de tratamento, no qual a existência de condições estritamente anaeróbias é essencial, alcançadas pelo lançamento de grande carga de DBO por unidade de volume da lagoa, fazendo com que a taxa de consumo de oxigênio seja superior à taxa de produção. No balanço de oxigênio, a produção pela fotossíntese e pela re-aeração atmosférica é, neste caso, desprezível (KELLNER; PIRES, 2002).

As principais variáveis a serem consideradas na concepção do projeto de uma lagoa anaeróbia são: profundidade, tempo de detenção hidráulico, taxa de aplicação volumétrica e geometria (relação comprimento/largura). A taxa de aplicação volumétrica é a mais importante, sendo estabelecida em função do volume necessário para a conversão da carga de DBO aplicada na lagoa. O tempo de detenção baseia-se no tempo necessário para a reprodução das bactérias anaeróbias (VON SPERLING, 2002).

A eficiência de remoção de DBO nas lagoas anaeróbias é usualmente da ordem de 50 a 70%. A DBO efluente é ainda elevada, necessitando de uma unidade posterior de tratamento. As unidades mais utilizadas são as lagoas facultativas. A remoção de DBO na lagoa anaeróbia proporciona uma economia substancial de área para a lagoa facultativa, fazendo com que o requisito de área total (lagoa anaeróbia + facultativa) seja em torno de 45 a 70% do requisito de uma lagoa facultativa única (VON SPERLING, 2002).

Gonçalves *et al.* (2002) encontraram eficiências de remoção de DBO de 49,5%, ST de 34,7%, SV de 42,3% e SF de 13,8% na lagoa anaeróbia tratando efluente doméstico. Picot *et al.* (2002) estudaram o desempenho de lagoas anaeróbias para o tratamento de efluente doméstico na França, obtendo eficiências de remoção de 55% para SS e 30% para DBO.

Os valores das concentrações dos parâmetros na saída da lagoa anaeróbia referente aos estudos de Silva (2007) e Martins (2008) para tratar lixiviado de aterro doméstico, estão na Tabela 9.

Tabela 9 - Valores das concentrações dos parâmetros em lagoas anaeróbias.

Parâmetros	Silva (2007)		Martins (2008)	
	Concentração	Eficiência (%)	Concentração	Eficiência (%)
DQO (mg/L)	1955	21,86	2824	14,09
DBO ₅ (mg/L)	287	36,78	976	24,92
pH	8,31	--	9,2	--
Nitrogênio total (mg/L)	--	--	1133	9,65
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	711	42,94	941	6,46
Sólidos suspensos totais (mg/L)	287	38,41	338	27,62
Sólidos totais (mg/L)	6745	15,9	--	--
Fósforo total(mg/L)	33,6	17,24	--	--
Temperatura	25,9	--	24,6	--
Turbidez (NTU)	86,1	16,41	68	38,74

Os valores de concentrações dos parâmetros encontrados por Martins (2008) foram superiores aos de Silva (2007) para sistemas com mesma configuração, apenas a turbidez foi inferior.

O processo anaeróbio é particularmente adequado para o tratamento de lixiviado com alta carga orgânica, como lixiviados “jovens”, pois a digestão anaeróbia conserva a energia e produz poucos sólidos (RENOU *et al.*, 2008).

2.5.2 Lagoas Facultativas

As lagoas facultativas são as mais simples dos sistemas de lagoas de estabilização. O processo consiste na retenção de efluentes líquidos por um período de tempo longo o suficiente para que os processos naturais de estabilização da matéria orgânica se desenvolvam (VON SPERLING, 2002). Nelas ocorrem, de forma simultânea, a digestão anaeróbia (fundo), oxidação aeróbia (zona de transição) e redução fotossintética na superfície através da biomassa algal. A espessura de cada camada depende das condições climáticas e da carga orgânica aplicada. Quando a carga aplicada é alta, a lagoa pode permanecer anaeróbia durante a noite (VON SPERLING, 2002); (LA ROVERE *et al.*, 2002).

O oxigênio necessário à manutenção das condições aeróbias na camada superior provém principalmente das algas ali existentes. Essas algas utilizam-se dos produtos finais do metabolismo, dos seres aeróbios das camadas superiores e dos seres anaeróbios do fundo, para a fotossíntese (Figura 4). Uma lagoa facultativa se constitui então em um ecossistema, no qual a manutenção do equilíbrio biológico é fundamental para o funcionamento do processo (TRUPPEL, 2002). A relação entre bactérias e algas é mostrada na figura 4.

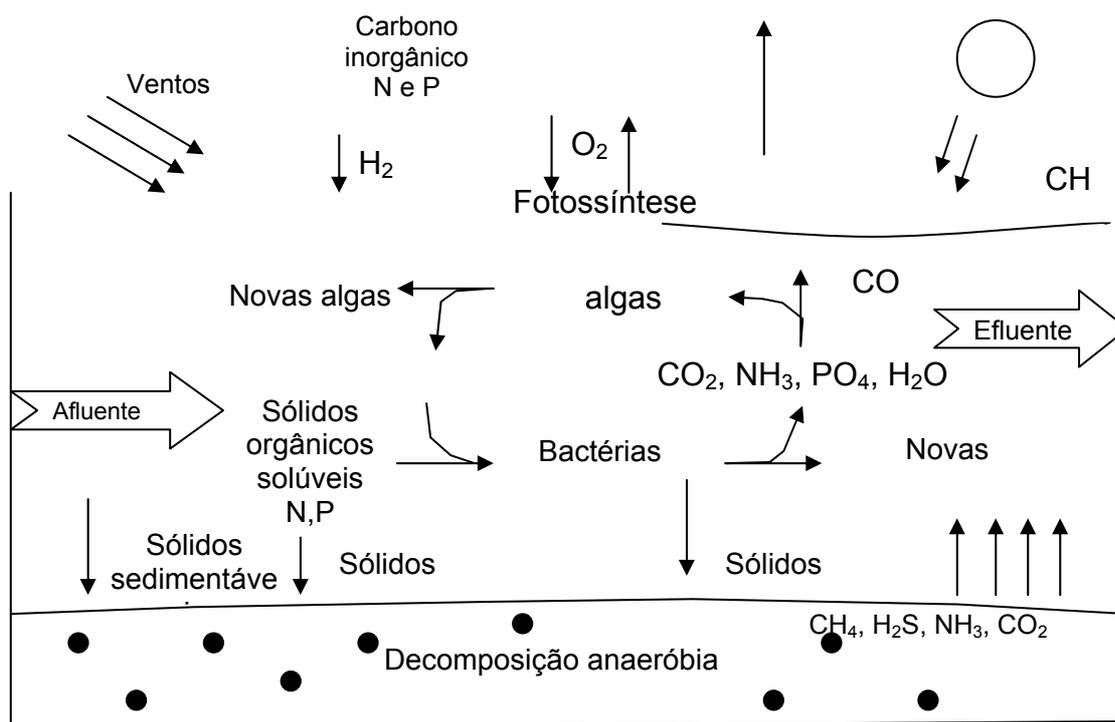


Figura 4 - Esquema do funcionamento de uma lagoa facultativa.

Fonte: Mendonça (2000).

Para que ocorra a fotossíntese é necessário que haja uma fonte luminosa representada pelo sol. Desta maneira conclui-se que locais com grandes intensidades luminosas e pouca nebulosidade são propícios à implantação de lagoas facultativas (KELLNER; PIRES, 2002). Estas lagoas podem funcionar como primárias ou secundárias, podendo receber afluente bruto ou tratado por outro sistema, como uma lagoa anaeróbica ou reator anaeróbico (MENDONÇA, 2000).

As cargas aplicadas são de 100 a 400 kg de DBO por hectare por dia, consideradas baixas, para que haja condições de desenvolvimento da biomassa algal, o que confere coloração verde escura na coluna d'água, ocasionalmente pode aparecer coloração rósea (sinal de sobrecarga orgânica) e presença de bactérias anaeróbicas redutoras de sulfato (MARA, 2005).

Hranova (2002) encontrou eficiências de remoção de fósforo total de 32% e de 48% de nitrogênio total em lagoas facultativas no tratamento de efluentes domésticos. Santos *et al.* (2003) estudaram um sistema composto por um reator USB seguido de uma lagoa facultativa, as eficiências de remoção da lagoa facultativa, tratando efluente doméstico, foram: 84% de DQO, 79% de DBO, ~100% de SST, 39% de fósforo total e 99,90% de *E. coli*. Araújo *et al.* (2003) encontraram,

no estudo com lagoas facultativas de tratamento de esgotos domésticos na Grande Natal-RN eficiências de remoção de 60 a 74% para DBO e 42 a 62% para DQO.

Bento *et al.* (2003) obtiveram, na lagoa facultativa, eficiências de remoção de 20% de DQO total, 75% de DQO, 92% de nitrogênio amoniacal, 48% de nitrogênio total e 49% de sólidos suspensos, no tratamento de efluentes sanitários.

Os valores das concentrações dos parâmetros na saída da lagoa facultativa obtidos nos estudos de Silva (2007) e Martins (2008) para tratar lixiviado de aterro doméstico, estão na Tabela 10.

Tabela 10 - Valores das concentrações dos parâmetros nas lagoas facultativas.

Parâmetros	Silva (2007)		Martins (2008)	
	Concentração	Eficiência (%)	Concentração	Eficiência (%)
DQO (mg/L)	1182	39,54	1282	54,60
DBO ₅ (mg/L)	209	27,18	313	67,93
pH	8,59	-3,37	9,1	1,09
Nitrogênio Total (mg/L)	--	--	294	74,05
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	313	55,98	222	76,41
Sólidos suspensos totais (mg/L)	292	-1,74	306	9,47
Sólidos totais (mg/L)	5941	11,92	--	--
Fósforo (mg/L)	21	37,50	--	--
Temperatura	24,3	--	21,7	--
Turbidez (NTU)	73	15,21	71	-4,41

Comparando os valores das concentrações do nitrogênio amoniacal, percebe-se que a lagoa facultativa promoveu maior remoção.

2.5.3 Lagoas de Maturação

As lagoas de maturação são utilizadas como depuração após outro tratamento biológico, com o objetivo de remoção de coliformes e microorganismos patogênicos, sólidos em suspensão e nutrientes. São construídas com profundidade

menor ou igual a 1m e em série, possuem menor estratificação vertical e a oxigenação é mais homogênea em relação à lagoa facultativa. As lagoas de maturação também são chamadas lagoas de polimento, as quais efetuam o pós tratamento de efluentes de sistemas anaeróbios (MARA *et al.*, 1992).

O termo lagoa de maturação é dado àquela lagoa que recebe um efluente cuja DBO está praticamente estabilizada e o oxigênio dissolvido se faz presente em toda a massa líquida (KELLNER; PIRES, 2002). São predominantemente aeróbias, em virtude da remoção de grande parte da carga orgânica nos tratamentos precedentes. É uma alternativa econômica à desinfecção do efluente por métodos convencionais, como a cloração (VON SPERLING, 2002).

Segundo Bracho *et al.* (2006), a desinfecção natural em lagoa de maturação, requer a penetração da radiação solar na coluna d'água. Deve-se, então, priorizar a remoção de sólidos suspensos e nutrientes em sistemas anteriores a esta lagoa. Caso haja altas concentrações de SS, a remoção de *E. coli* cai acentuadamente, além do fotoperíodo, que deve ser longo para proporcionar boa desinfecção (>17 horas).

A remoção de cistos de protozoários e de ovos de helmintos da fase líquida ocorre principalmente devido à sedimentação. No fundo da lagoa os ovos e cistos podem morrer ou serem inativados, sendo que quando houver a necessidade da retirada do lodo excedente, este deve ser higienizado. Os métodos de higienização mais difundidos são: calagem, compostagem e pasteurização (GONÇALVES, 2003).

A inativação de bactérias e vírus ocorre principalmente pela prolongada exposição à radiação solar (raios ultravioleta). Desta maneira o dimensionamento das lagoas de maturação depende de fatores como temperatura, radiação solar, pH, concentração de oxigênio dissolvido e do regime hidráulico adotado. Estas unidades de tratamento devem, e podem, atingir elevadíssimas eficiências na remoção de coliformes (99,9%) para que possam ser cumpridos os padrões da legislação (VON SPERLING, 2002).

A eficiência de remoção de coliformes em lagoas de maturação depende também do regime de mistura, sendo um fator dependente do projeto da lagoa e das condições climáticas locais (BRISAUD *et al.*, 2003). Estas lagoas podem complementar a remoção de matéria orgânica, promovendo o polimento da DBO remanescente do tratamento secundário, porém esta remoção é limitada de 10 a 25%, em cada lagoa (MARA, 2005).

As lagoas associadas ao pré-tratamento anaeróbio são também indicadas quando se pretende remover nitrogênio e fósforo do efluente final, em função das condições favoráveis de pH. A menor produção de CO₂ devido à baixa carga orgânica, associada à atividade de fotossíntese que o consome, pode resultar em elevado valor de pH nas lagoas (≥ 9) (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

Os valores das concentrações dos parâmetros na saída da lagoa de maturação obtidos nos estudos de Silva (2007) e Martins (2008) para tratar lixiviado de aterro doméstico, estão na Tabela 11.

Tabela 11 - Valores das concentrações dos parâmetros nas lagoas de maturação.

Parâmetros	Silva (2007)		Martins (2008)	
	Concentração	Eficiência (%)	Concentração	Eficiência (%)
DQO (mg/L)	580	50,93	1317	-2,73
DBO ₅ (mg/L)	138	33,97	284	9,27
pH	8,68	-1,05	9,2	-1,10
Nitrogênio Total (mg/L)	--	--	232	21,09
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	71	77,32	158	28,83
Sólidos suspensos totais (mg/L)	247	15,41	301	1,63
Sólidos totais (mg/L)	3277	44,84	5247	--
Fósforo (mg/L)	7	66,67	--	--
Temperatura	23,3		21,8	
Turbidez (NTU)	59,5	18,49	77	-8,45

Os valores das concentrações finais de todos os parâmetros do estudo de Martins (2008) foram superiores aos valores de Silva (2007) conforme resultados apresentados na Tabela 11.

2.6 Aspectos Legais do Lançamento de Efluentes

Principais parâmetros de qualidade de água analisados constam no Índice de Qualidade das Águas – IQA (CETESB, 2009) e são assim caracterizados:

a) pH: este indicador representa o potencial hidrogeniônico da água, e representa a concentração do Hidrogênio na forma de íons; seu valor é somente um número entre 1 e 14 e indica a condição de acidez, basicidade ou neutralidade de um meio. Seu valor de neutralidade é 7, indicando acidez crescente à medida que diminui o seu valor e basicidade crescente à medida que aumenta o seu valor.

b) Turbidez: atributo causado na água por certos sólidos em suspensão, sendo diferente da cor que é causada por sólidos dissolvidos. Pode ser considerada como um padrão de situações de risco, porque os microorganismos não vivem soltos, vivem sim formando grumos ou colônias que causam turbidez. Nem sempre a turbidez alta é sinônimo de contaminação, mas com certeza a turbidez baixa é sinônimo de pouca probabilidade de contaminação. Mostra a experiência que a desinfecção de águas de baixa turbidez apresenta um coeficiente de segurança bem maior, mesmo para altas taxas de contaminação. No caso de turbidez alta, o coeficiente de segurança é baixo, mesmo quando existem pequenas cargas de contaminação.

c) Coliformes Fecais ou coliformes termotolerantes: é um subgrupo das bactérias do grupo coliformes, tendo como principal representante a *Escherichia coli*, de origem exclusivamente fecal, sendo considerada como o mais específico indicador de contaminação fecal recente.

d) Nitratos: o nitrogênio apresenta-se na água em várias formas dependendo do nível de oxidação, sendo que o nitrato é a forma mais oxidada do nitrogênio (amônia oxida a nitrito que oxida a nitrato). Nitratos podem causar problemas de ordem fisiológica, principalmente em crianças até oito anos, que é a perda da capacidade de oxigenação do sangue (metemoglobinemia). Águas com predominância de nitrogênio orgânico e amoniacal caracterizam poluição recente, enquanto a predominância de nitratos indica poluição antiga, por serem o produto final de oxidação do nitrogênio.

e) Nitrogênio total: são diversas as fontes de nitrogênio nas águas naturais. Os esgotos sanitários constituem em geral a principal fonte, lançando nas águas nitrogênio orgânico devido à presença de proteínas, e nitrogênio amoniacal, devido à hidrólise sofrida pela uréia na água. Alguns efluentes industriais também concorrem para as descargas de nitrogênio orgânico e amoniacal nas águas, como frigoríficos, por exemplo. Nas áreas agrícolas, o escoamento das águas pluviais pelos solos fertilizados também contribui para a presença de diversas formas de nitrogênio. Os

compostos de nitrogênio são nutrientes para processos biológicos. São tidos como macro nutrientes, pois, depois do carbono, o nitrogênio é o elemento exigido em maior quantidade pelas células vivas. Quando descarregados nas águas naturais conjuntamente com o fósforo e outros nutrientes, provocam o enriquecimento do meio tornando-o mais fértil e possibilitam o crescimento em maior extensão dos seres vivos que os utilizam, como as algas. Estas grandes concentrações de algas podem trazer prejuízos aos usos que se possam fazer dessas águas, prejudicando seriamente o abastecimento público ou causando poluição por morte e decomposição.

f) Fósforo total: o fósforo aparece em águas naturais devido principalmente às descargas de esgotos sanitários. Nestes, os detergentes super fosfatados empregados em larga escala domesticamente constituem a principal fonte, além da própria matéria fecal, que é rica em proteínas. Alguns efluentes industriais, como os de indústrias de fertilizantes, pesticidas, químicas em geral, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios, apresentam fósforo em quantidades excessivas. As águas drenadas em áreas agrícolas e urbanas também podem provocar a presença excessiva de fósforo em águas naturais. O fósforo pode se apresentar nas águas sob três formas diferentes. Os fosfatos orgânicos são a forma em que o fósforo compõe moléculas orgânicas, como a de um detergente, por exemplo. Os ortofosfatos, por outro lado, são representados pelos radicais, que se combinam com cátions formando sais inorgânicos nas águas. Os polifosfatos ou fosfatos condensados são polímeros de ortofosfatos. No entanto, esta terceira forma não é muito importante nos estudos de controle de qualidade das águas, porque os polifosfatos sofrem hidrólise se convertendo rapidamente em ortofosfatos nas águas naturais. 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.

g) Sólidos totais: são constituídos principalmente por carbonatos, bicarbonatos, cloretos, sulfatos, fosfatos e possivelmente nitratos de cálcio, magnésio, potássio, pequenas quantidades de ferro, manganês e outras substâncias. Por estas características, a presença de alta concentração destes sólidos, mesmo dentro dos limites tolerados, indica que deverá ser realizada uma análise mais detalhada para verificação dos elementos constituintes mais críticos e/ou perigosos.

h) Oxigênio dissolvido: do ponto de vista ecológico, o oxigênio dissolvido na água é uma variável extremamente importante, haja vista que a maioria dos organismos necessita deste elemento para a respiração. A quantidade de oxigênio dissolvido depende da temperatura da água e da pressão atmosférica. Quanto maior a pressão, maior a dissolução, e quanto maior a temperatura, menor a dissolução desse gás. Naturalmente existem duas fontes de oxigênio para os sistemas aquáticos: o primeiro é a atmosfera, e o segundo é a fotossíntese, realizada pelos seres vivos. Por isso a medida de oxigênio é muito importante para se determinar o estado de saúde do sistema. Quando se tem pouco oxigênio, é provável que haja algum problema no sistema.

i) Demanda Química de Oxigênio (DQO): é a quantidade de oxigênio necessária para oxidação da matéria orgânica através de um agente químico. O aumento da concentração de DQO num corpo d'água se deve principalmente a despejos de origem industrial.

j) Condutividade: é uma expressão numérica da capacidade de uma água conduzir a corrente elétrica. Depende das concentrações iônicas e da temperatura e indica a quantidade de sais existentes na coluna d'água, e, portanto, representa uma medida indireta da concentração de poluentes. Em geral, níveis superiores a 100 tS/cm indicam ambientes impactados. A condutividade também fornece uma boa indicação das modificações na composição de uma água, especialmente na sua concentração mineral, mas não fornece nenhuma indicação das quantidades relativas dos vários componentes. À medida que mais sólidos dissolvidos são adicionados, a condutividade da água aumenta. Altos valores podem indicar características corrosivas da água (NETTO, J. M. A.; BOTELHO, M. H. C, 1991).

k) Temperatura: variações de temperatura são parte do regime climático normal, e corpos de água naturais apresentam variações sazonais e diurnas, bem como estratificação vertical. A temperatura superficial é influenciada por fatores tais como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade. A elevação da temperatura em um corpo d'água geralmente é provocada por despejos industriais (indústrias canavieiras, por exemplo) e usinas termoelétricas. A temperatura desempenha um papel principal de controle no meio aquático, condicionando as influências de uma série de parâmetros físico-químicos. Em geral, à medida que a temperatura aumenta, de 0 a 30°C, a viscosidade, tensão

superficial, compressibilidade, calor específico, constante de ionização e calor latente de vaporização diminuem, enquanto a condutividade térmica e a pressão de vapor aumentam as solubilidades com a elevação da temperatura. Organismos aquáticos possuem limites de tolerância térmica superior e inferior, temperaturas ótimas para crescimento, temperatura preferida em gradientes térmicos e limitações de temperatura para migração, desova e incubação do ovo.

A resolução número 357 de 17 de março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente do Ministério do Brasil (CONAMA) cita *Escherichia coli* (*E.coli*) como bactéria pertencente à família Enterobacteriaceae caracterizada pela atividade da enzima β -glicuronidase⁶⁵. Produz indol a partir do aminoácido triptofano. É a única espécie do grupo dos coliformes termotolerantes cujo habitat exclusivo é o intestino humano e de animais homeotérmicos, onde ocorre em densidades elevadas.

A CETESB (2009) define demanda bioquímica de oxigênio como sendo um método indireto de medir a quantidade da matéria orgânica e seu potencial poluidor, representa a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar bioquimicamente a matéria orgânica carbonácea presente na amostra em referência. Para simplificar procedimentos e tomar decisões mais rapidamente, foi convencionado realizar a análise desta demanda até o quinto dia, mesmo que neste período não tenha acontecido totalmente a estabilização da matéria orgânica, neste período já aconteceu uma parcela da estabilização que pode ser relacionada como a estabilização final. Por isto falar de DBO simplesmente ou DBO₅ 20 que significa a DBO de 5 dias, após incubação a 20° C, significa a mesma coisa.

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2005) através da resolução número 357, de 17 de março de 2005, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluente, a saber:

- a) Classe especial: águas destinadas ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção; à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.

- b) Classe 1: águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no 274, de 2000; à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.
- c) Classe 2: águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no 274, de 2000; à 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 à aquicultura e à atividade de pesca.
- d) Classe 3: águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; à pesca amadora; à recreação de contato secundário; e à dessedentação de animais.
- e) Classe 4: águas que podem ser destinadas à navegação; e à harmonia paisagística.

O rio Bororós, que será o corpo receptor do efluente final do lixiviado tratado, quando da implantação do sistema de tratamento no local do aterro industrial ora em estudo, foi classificado através do Decreto Estadual 14250/81 como sendo de águas doces de classe 3 e deverão ser observadas as seguintes condições e padrões, conforme CONAMA (2005):

I - condições de qualidade de água doce Classe 3:

- a) não verificação de efeito tóxico agudo a organismos, de acordo com os critérios estabelecidos pelo órgão ambiental competente, ou, na sua ausência, por instituições nacionais ou internacionais renomadas,

- comprovado pela realização de ensaio ecotoxicológico padronizado ou outro método cientificamente reconhecido;
- b) materiais flutuantes, inclusive espumas não naturais: virtualmente ausentes;
 - c) óleos e graxas: virtualmente ausentes;
 - d) substâncias que comuniquem gosto ou odor: virtualmente ausentes;
 - e) não será permitida a presença de corantes provenientes de fontes antrópicas que não sejam removíveis por processo de coagulação, sedimentação e filtração convencionais;
 - f) resíduos sólidos objetáveis: virtualmente ausentes;
 - g) coliformes termotolerantes: para o uso de recreação de contato secundário não deverá ser excedido um limite de 2500 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. Para dessedentação de animais criados confinados não deverá ser excedido o limite de 1000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. Para os demais usos, não deverá ser excedido um limite de 4000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras coletadas durante o período de um ano, com periodicidade bimestral. *Escherichia coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente;
 - h) cianobactérias para dessedentação de animais: os valores de densidade de cianobactérias não deverão exceder 50.000 cel/ml, ou 5mm³/L;
 - i) DBO 5 dias a 20°C até 10 mg/L O₂;
 - j) OD, em qualquer amostra, não inferior a 4 mg/L O₂;
 - k) turbidez até 100 UNT;
 - l) cor verdadeira: até 75 mg Pt/L; e,
 - m) pH: 6,0 a 9,0.

Os padrões de qualidade de água para rios classe 3 estão listados na Tabela 12.

Tabela 12 - Valores máximos permitidos para lançamento dos parâmetros, CONAMA 357 (2005).

PARÂMETROS	VALOR MÁXIMO
Clorofila <i>a</i>	60 µg/L
Sólidos dissolvidos totais	500 mg/L
Fósforo total (ambiente lântico)	0,05 mg/L P
Fósforo total (ambiente intermediário, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lântico)	0,075 mg/L P
Fósforo total (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários)	0,15 mg/L P
Nitrato	10,0 mg/L N
Nitrito	1,0 mg/L N
Nitrogênio amoniacal total	13,3 mg/L N, para pH ≤ 7,5
	5,6 mg/L N, para 7,5 < pH ≤ 8,0
	2,2 mg/L N, para 8,0 < pH ≤ 8,5
	1,0 mg/L N, para pH > 8,5

No Estado de Santa Catarina os padrões de emissão dos efluentes líquidos devem seguir as normas do Decreto 14250/81, que regulamenta dispositivos da Lei n.º 5.793, de 15 de outubro de 1980, referentes à proteção e a melhoria da qualidade ambiental (DECRETO ESTADUAL 14250, 1981).

A legislação estadual confirma a Resolução 357 do CONAMA (2005), diferenciando apenas nos valores de pH (6 a 9), nitrogênio amoniacal de 10 mg/L e fósforo total de 1,0 mg/L. O valor máximo para lançamento da DBO é de 60 mg/L. Este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento de águas residuárias que reduza a carga poluidora do despejo, em termos de DBO, em no mínimo 80%.

3 METODOLOGIA

3.1 Local do Estudo

O estudo foi desenvolvido em uma indústria têxtil localizada na cidade de Joinville, Santa Catarina (Figura 5). O experimento foi montado no pátio da empresa devido às melhores condições de construção, monitoramento, logística de coleta e transporte das análises até o laboratório.



Figura 5 - Mapa de localização de Santa Catarina, Joinville e o Distrito Industrial.
Fonte: CIASC (2009).

3.2. Descrição do Experimento

Para este estudo foi construído um sistema de tratamento de efluentes em escala piloto formado por um tanque de armazenamento e três lagoas em série, sendo uma de formato circular e duas retangulares (Figura 6). Os pontos de coleta foram:

- Ponto 1 (P1): saída do tanque de armazenamento (efluente bruto);
- Ponto 2 (P2): saída da lagoa anaeróbia e entrada da lagoa facultativa;
- Ponto 3 (P3): saída da lagoa facultativa e entrada na lagoa de maturação;
- Ponto 4 (P4): saída da lagoa de maturação e entrada na estação de tratamento de efluentes da indústria. Quando da implantação do sistema em escala real este ponto não será mais de entrada na ETE e sim será o lançamento no corpo receptor.

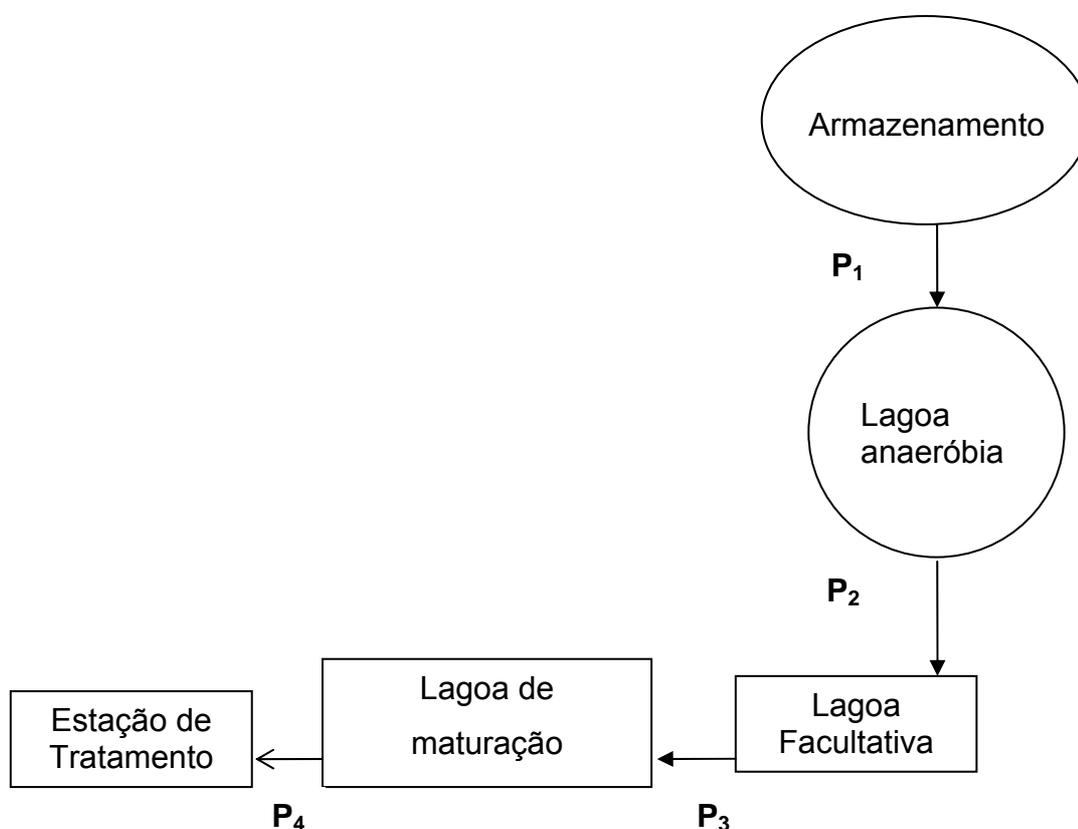


Figura 6 - Esquema do sistema de lagoas e pontos de coletas.

O modelo em escala piloto para tratamento do lixiviado têxtil deste experimento seguirá o mesmo volume calculado pelo departamento de pesquisas de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) para pesquisa de partida de sistema de lagoas de estabilização para tratamento de lixiviado de aterro sanitário elaborado por MARTINS *et al.* (2007). Assim, o piloto utilizado na pesquisa de MARTINS *et al.* (2007) foi reproduzido em Joinville para estudo de tratamento de lixiviado têxtil, mantendo-se as os volumes das lagoas de estabilização da pesquisa para lixiviado de aterro sanitário.

As características de dimensionamento e tempo de retenção hidráulico de cada lagoa estão apresentadas na Tabela 13.

Tabela 13 - Dados das lagoas do experimento.

Dimensões	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Facultativa	Lagoa de Maturação
Comprimento (m)	-	3,50	3,50
Largura(m) / Diâmetro(m)	-/1,78	2,14/-	2,86/-
Altura (m)	2,10	1,00	0,80
Altura da lâmina d'água (m)	2,00	0,80	0,60
Volume (m ³)	5,00	6,00	6,00
Tempo de Retenção (dias)	25	30	30

O tanque de armazenamento (Figura 7) serviu como depósito do efluente que é trazido diariamente do aterro. Este tanque estava conectado às outras unidades por meio de tubos de PVC de 50 mm de diâmetro contando com registros para controle do fluxo. O fluxo permitia a passagem de 200 litros por dia, numa vazão de 25 litros por hora durante 8 horas por dia.



Figura 7 - Foto do tanque de armazenamento.

A lagoa anaeróbia (Figura 8) é circular e de fibra de vidro e seu diâmetro médio é de 1,78 m..



Figura 8 - Foto da lagoa anaeróbia.

A lagoa facultativa (Figura 9) foi construída com concreto armado com capacidade para 6m³ e revestida com manta asfáltica de 4mm para impermeabilização.



Figura 9 - Foto da lagoa facultativa.

A lagoa de maturação (Figura 10) foi construída em concreto armado com capacidade para 6m³ e impermeabilizada com manta asfáltica de 4mm.



Figura 10 - Foto da lagoa de maturação.

3.3 Abastecimento do Sistema

O primeiro abastecimento das lagoas foi com água do sistema de abastecimento. A alimentação diária de 200 litros de efluente ocorreu com concentrações diferentes (% de água do sistema de abastecimento + % de lixiviado) durante três semanas, como segue:

- na primeira semana foi colocado diariamente no tanque de armazenamento 40 litros (20%) de água limpa e 160 litros (80%) de lixiviado, na segunda semana a mistura foi composta por 30 litros (15%) de água e 170 litros (85%) de lixiviado; na terceira semana a mistura foi de 20 litros (10%) de água e 180 litros (90%) de lixiviado. Na quarta semana começou o abastecimento de 200 litros de lixiviado.

3.4 Parâmetros e Periodicidade das Coletas

As coletas iniciaram na quinta semana de abastecimento, dia 01 de setembro de 2008. No mês de setembro as coletas foram semanais, em outubro, novembro e dezembro as coletas passaram a ser quinzenais. Houve uma interrupção nas coletas no período de 11 de novembro a 14 de dezembro em decorrência de chuvas na cidade, comprometendo a periodicidade das análises. Foram realizadas 9 bateladas de análises no período de estudo.

As coletas foram realizadas às 8 horas da manhã, nas segundas-feiras e em cada ponto foram coletados 2 litros de amostra.

Foram analisados os seguintes parâmetros: pH, oxigênio dissolvido, temperatura, turbidez, demanda química de oxigênio (DQO), sólidos totais, nitrogênio total, fósforo total, condutividade, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, clorofila *a*, cor, coliformes totais e *E.coli*. As amostras foram coletadas em um período de quatro meses.

3.5 Procedimentos das Análises

As análises físico-químicas seguiram os procedimentos utilizados no laboratório de Meio Ambiente da Univille, respeitando-se as metodologias do Standard Methods (APHA, 1998) e determinações dos instrumentos de medidas, como seguem:

- O pH foi medido *in situ*, utilizando-se o aparelho pHmeter da HANNA, modelo HI 9145;
- O oxigênio dissolvido foi medido *in situ*, pelo medidor de oxigênio dissolvido Orion Modelo 810;
- A temperatura de cada lagoa foi medida no local através do microprocessador da HANNA, modelo HI 9145;

- A turbidez foi medida utilizando-se o equipamento turbidímetro 2100P da HACH.
- A DQO foi determinada pelo método colorimétrico de refluxo fechado e leituras da absorbância no espectrofotômetro DR 4000- HACH.;
- Os sólidos totais foram determinados pelo método gravimétrico com a utilização de estufa e mufla com 100 ml de amostra, a uma temperatura de 100°C, até completar a secagem.
- Fósforo total (mg/L), nitrogênio total (mg/L), nitrogênio amoniacal (mg/L), nitrito (mg/L), nitrato (mg/L) e cor (ADMI) foram medidos pelo aparelho de leitura direta, método Nessler com espectrofotômetro DR 4000- HACH;
- Condutividade foi medida através do condutivímetro Tec-4 MP;

A clorofila a, foi analisada com a leitura em espectrofotômetro Marca: Hach, Modelo: DRB 200 em comprimentos de ondas de 665. Utiliza-se a fórmula abaixo para determinar o teor de clorofila a. Utilizou-se um litro da amostra filtrado com filtro de fibra de vidro de 0,45um e 47 mm de diâmetro O filtro foi então congelado e protegido da luz. O filtro foi retirado do freezer pelo menos 6 horas antes da realização do teste. Colocaram-se as amostras em banho maria por 5 minutos a 70°C com 10 ml de álcool 70. Retiraram-se as amostras, que foram colocadas em banho de gelo e deixadas na geladeira durante 24 horas. A leitura não acidificada é feita colocando-se a amostra na cubeta de 1cm para leitura no espectrofotômetro .

- em comprimento de onda de 665 nm. A leitura acidificada – é feita acrescentando-se ácido clorídrico a 0,4 nitrogênio na cubeta até atingir pH inferior a 2 (aproximadamente 0,5ml). Após 5 minutos, então, foram realizadas novas leituras no mesmo comprimento de onda

$$\text{clorofila a } (\mu\text{g/L}) = 27,9 * (EB - EA) * V \quad (1)$$

EB= leitura da amostra não acidificada;

EA= leitura da amostra acidifica;

V= volume de solvente (10ml)/volume filtrado*(diâmetro da cubeta 1cm);

- Os Coliformes totais e *E. coli* foram determinados no laboratório da Companhia Águas de Joinville, lotado na Estação de Tratamentos de Água do Rio Cubatão pela técnica de substrato cromogênico em cartelas quantity-tray (EPA, 1996).

3.6 Tratamento Estatístico dos Dados

3.6.1 Estatística descritiva

Para analisar a eficiência de remoção do potencial poluente das lagoas foram utilizados os recursos da estatística descritiva, cálculos de médias, desvio padrão, coeficiente de variação, valores de máximos e mínimos, através da planilha eletrônica EXCEL® 2007.

Foi realizada a estatística descritiva do processo com os cálculos de média, desvio padrão, valores mínimos e máximos com os recursos computacionais da planilha eletrônica EXCEL 2007 e com o Software STATISTICA 6.0 versão 2003 foram gerados gráficos “Box & Whisker” para melhor visualização das medidas de tendência central.

A representação gráfica do comportamento dos parâmetros em cada lagoa foi feita com o “software” Statistica 6.0®, e a evolução dos parâmetros com o EXCEL® 2007.

A equação (2) foi utilizada para o cálculo da eficiência:

$$\varepsilon (\%) = \frac{(S_a - S_e)}{(S_a)} \cdot 100 \quad (2)$$

Onde:

S_a é a concentração do parâmetro no afluente;

S_e é a concentração do parâmetro no efluente.

3.6.2 Análise Multivariada

Para os dados normalizados foi realizada a análise fatorial empregando a técnica de componentes principais (CP) para a extração de fatores artificiais, utilizando o “software” Statistica 6.0®. Esta é uma técnica estatística utilizada para grupos com muitas variáveis e para fornecer uma visão estatisticamente privilegiada do conjunto de dados (MOITA NETO, 2008). A redução do número de variáveis só é possível se os caracteres iniciais não são independentes e possuem coeficientes de correlação não nulos (BOUROCHE e SAPORTA, 1982, citados por ZANOTELLI, 2002).

Na análise fatorial foi empregada a técnica de componentes principais para a extração dos fatores artificiais e o critério de Kaiser para a seleção dos fatores artificiais que seriam analisados. Segundo este critério apenas os fatores artificiais com valores maiores que um devem ser considerados. Para as análises do efluente líquido foram considerados seis fatores artificiais, adaptado de Silva Filho *et al.* (2001):

- Fator de estabilidade do processo aeróbio, descreve a influência principalmente do pH;
- Fator remoção de nutrientes propicia um ambiente adequado para o desenvolvimento de algas e remoção dos nutrientes (nitrogênio e fósforo) por assimilação biológica;
- Fator concentração de material orgânico indica a necessidade de cuidados com o lançamento de efluentes em corpos receptores, devido a insuficiente remoção de matéria orgânica ou excesso de sólidos suspensos que apresentam altas correlações com as variáveis DBO, DQO e turbidez;
- Fator concentração de material inorgânico indica a presença de sais no efluente, correlacionado com a condutividade;
- Fator aerobicidade, retrata o saldo positivo do oxigênio (OD), representando a produtividade de oxigênio do fitoplâncton;
- Fator corante relata o saldo positivo da cor;

- Fator temperatura, relacionado à influência da temperatura na velocidade das reações bioquímicas que são processadas na estação e no ciclo diário de estratificação e mistura que exerce influência na intensidade do contato entre os microrganismos e a massa líquida.

4 RESULTADOS

4.1 Caracterização do Sistema

Os dados apresentados neste capítulo são referentes a 9 coletas que ocorreram nos meses de setembro a dezembro de 2008. Houve interrupção nas coletas de análises durante o mês de novembro em decorrência das chuvas e as variáveis climatológicas afetam características do lixiviado (CAPELO NETO, 2005) e da eficiência das lagoas de estabilização (VON SPERLING, 2002).

O desempenho do sistema de lagoas de estabilização projetado neste estudo foi analisado com os cálculos da média e desvio padrão das concentrações dos parâmetros de cada lagoa, bem como da eficiência de remoção do potencial poluente e do sistema total, conforme apresentado nas tabelas 14 e 15.

Tabela 14 – Valores médios, \pm desvio padrão e carga aplicada no sistema, n=9.

Parâmetros		Quantidade de amostras n = 9			
		Lagoas			Sistema total
		Anaeróbia	Facultativa	Maturação	
Temperatura (°C)	Afluente	21,3 \pm 4,7	21,7 \pm 3,9	21,7 \pm 4,1	21,3 \pm 4,7
	Efluente	21,7 \pm 3,9	21,7 \pm 4,1	21,8 \pm 4,0	21,8 \pm 4,0
Oxigênio dissolvido (mg/L)	Afluente			8,4 \pm 1,8	
	Efluente		8,4 \pm 1,8	8,2 \pm 2,0	8,2 \pm 2,0
pH	Afluente	8,1 \pm 0,4	8,1 \pm 0,3	8,3 \pm 0,3	8,1 \pm 0,4
	Efluente	8,1 \pm 0,3	8,3 \pm 0,3	8,5 \pm 0,2	8,5 \pm 0,2
Coliformes totais (NMP/100mL)	Afluente	-	-	-	-
	Efluente	-	-	4.327 \pm 2.434,45	4.327 \pm 2.434,45
E. coli (NMP/100mL)	Afluente	-	-	-	-
	Efluente	-	-	<10	<10
Carga volumétrica (gDQO/m ³ .d)		20	14	-	-
Carga Superficial (kgDQO/ha.d)		-	-	35	-

O sistema de lagoas de estabilização operou com valores médios de temperatura de 21,3 a 21,8 °C. Os valores de pH variaram pouco, de 8,1 a 8,5 em todas as lagoas, ficando pouco acima da faixa de pH ótimo que de acordo com Isoldi (2005) fica entre 7 e 8. Segundo Ferreira (2008) valores de pH moderadamente acima da faixa considerada ótima para a digestão anaeróbia não inviabilizam as atividades de degradação anaeróbia.

Observa-se que os valores de oxigênio dissolvido na saída da lagoa facultativa foram de 8,4 mg/L, que pode estar relacionado a presença de algas na lagoa. A lagoa de maturação apresenta variação de oxigênio dissolvido de -2,41%, com concentrações na entrada de 8,4 mg/L e na saída de 8,2 mg/L.

A presença do oxigênio dissolvido é essencial para a sobrevivência dos seres aquáticos aeróbios, o oxigênio dissolvido é o principal parâmetro de caracterização dos efeitos da poluição por despejos orgânicos. É o fator que determina se as mudanças biológicas foram realizadas por organismos aeróbios ou anaeróbios. Baixos teores de oxigênio dissolvido no líquido indicam que receberam matéria orgânica. Durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios acompanhado pelo consumo e redução do oxigênio dissolvido no líquido (VON SPERLING, 2002).

A lagoa anaeróbia operou com carga volumétrica de 20 gDQO/m³.d e a lagoa facultativa com carga de 14 gDQO/m³.d, a lagoa de maturação operou com carga superficial de 35 kgDQO/ha.d.

Com relação à temperatura, os valores médios foram de 21,3 e 21,8°C. Os níveis de pH ficaram na faixa de 8,1 a 8,3.

Tabela 15 – Valores médios, desvio padrão e eficiência de remoção do sistema.

Parâmetros		Lagoas			
		Anaeróbia	Facultativa	Maturação	Sistema total
Condutividade. (us/cm)	Afluente	3.859,9 ± 746,9	2.885,0 ± 626,6	1.303,6 ± 450,7	3.859,9 ± 746,9
	Efluente	2.885 ± 626,6	1.303,6 ± 450,7	539,5 ± 301,0	539,5 ± 301,0
	(%)	25,3	54,8	58,6	86
N total (mg/L)	Afluente	265,7 ± 13,5	223,1 ± 34,6	96,7 ± 67,0	265,7 ± 13,5
	Efluente	223,1 ± 34,6	96,7 ± 67,0	42,0 ± 22,3	42,0 ± 22,3
	(%)	16,0	56,7	56,6	84,2
N Amoniacal (mg/L)	Afluente	231,2 ± 61,2	165,8 ± 44,6	59,8 ± 18,7	231,2 ± 61,2
	Efluente	165,8 ± 44,6	59,8 ± 18,7	19,3 ± 9,2	19,3 ± 9,2
	(%)	28,3	63,9	67,8	91,7
Nitrito (mg/L)	Afluente	32,1 ± 21,3	61,2 ± 20,9	27,6 ± 12,9	32,1 ± 21,3
	Efluente	61,2 ± 20,9	27,6 ± 12,9	12,7 ± 9,4	12,7 ± 9,4
	(%)		55,0	54,0	60,4
Nitrato (mg/L)	Afluente	71,8 ± 68,2	85,6 ± 89,8	121,0 ± 75,3	71,8 ± 68,2
	Efluente	85,6 ± 89,8	121,0 ± 75,3	69,0 ± 49,3	69,0 ± 49,3
	(%)			43,0	3,9
Fósforo (mg/L)	Afluente	3,0 ± 0,4	2,5 ± 0,7	1,2 ± 0,3	3,0 ± 0,4
	Efluente	2,5 ± 0,7	1,2 ± 0,3	1,0 ± 0,2	1,0 ± 0,2
	(%)	18,8	49,3	21,4	66,7
DQO (mg/L)	Afluente	508,6 ± 88,2	432,2 ± 75,2	172,8 ± 72,7	508,6 ± 88,2
	Efluente	432,2 ± 75,2	172,8 ± 72,7	79,0 ± 43,0	79,0 ± 43,0
	(%)	15,0	60,0	54,3	84,5
Cor (ADMI)	Afluente	548,9 ± 273,2	403,3 ± 165,5	188,2 ± 106,7	548,9 ± 273,2
	Efluente	403,3 ± 165,5	188,2 ± 106,7	97,0 ± 57,7	97,0 ± 57,7
	(%)	26,5	53,3	48,5	82,3
Turbidez (NTU)	Afluente	37,5 ± 29,4	27,3 ± 19,0	21,2 ± 23,1	37,5 ± 29,4
	Efluente	27,3 ± 19,0	21,2 ± 23,1	8,6 ± 12,2	8,6 ± 12,2
	(%)	27,2	22,4	59,1	70,07
Sólidos Totais (mg/L)	Afluente	5.280,25 ± 3.218,58	4.892,67 ± 3.847,83	2.866,11 ± 2.710,78	5.280,25 ± 3.218,58
	Efluente	4.892,67 ± 3.847,83	3.781,11 ± 2.395,76	3.342,78 ± 3.412,31	3.342,78 ± 3.412,31
	(%)	7,34	22,72	(16,63)	36,7
Clorofila a	Afluente	54,7 ± 69,8	67,9 ± 93,7	164,1 ± 114,1	54,7 ± 69,8
	Efluente	67,9 ± 93,7	164,1 ± 114,1	69,2 ± 64,5	69,2 ± 64,5
	(%)			57,9	

O sistema de lagoas apresentou as seguintes eficiências de remoção,: 86% para a condutividade, 84,2% para o nitrogênio total, 91,7% para o nitrogênio amoniacal, 60,4% para o nitrito, 3,9% para o nitrato, 66,7% para o fósforo, 84,5% para a DQO, 82,3% para a cor, 70,07% para a turbidez e 36,7% para os sólidos totais. Houve um aumento de 26,5% de clorofila a.

A concentração de DQO na entrada da lagoa anaeróbia foi de 508,6 mg/L e da saída de 432,2 mg/L, remoção de 15%. Observa-se que a lagoa facultativa do sistema é que promove os melhores índices de remoção de DQO, 60%, com valor na entrada de 432,2 e saída de 172,8 mg/L. A lagoa de maturação apresenta boa eficiência de DQO 54,3%, com concentrações na entrada de 172,8 e na saída de 79 mg/L.

Na literatura foram encontradas eficiências de remoção de DQO para as lagoas de: 21,86% na lagoa anaeróbia, 36,54% na lagoa facultativa e 50,93% na lagoa de maturação (SILVA, 2007); 14,09% na lagoa anaeróbia, 54,6% na lagoa de maturação e - 2,73% na lagoa de maturação (MARTINS, 2008).

Santos *et al.* (2003) estudaram um sistema composto por um reator USB seguido de uma lagoa facultativa e em sua lagoa facultativa, tratando efluente doméstico, obtivera remoção total de 84% de DQO. Araújo *et al.* (2003) encontraram no estudo de lagoas facultativas no tratamento de esgotos domésticos na Grande Natal – RN eficiências de remoção de 42 a 62% para a DQO. Bento *et al.* (2003) obtiveram na lagoa facultativa para tratamento de efluentes sanitários remoção de 20% de DQO total.

A concentração de nitrogênio amoniacal na entrada da lagoa anaeróbia foi de 231,2 mg/L e da saída de 165,8 mg/L, remoção de 28,3%. Na lagoa facultativa do sistema os índices de remoção foram de 63,9%, com valor na entrada de 165,8 e saída de 59,8 mg/L. Observa-se que a lagoa de maturação é que promove os melhores índices de remoção de nitrogênio amoniacal, 67,8%, e a concentração na saída é de 19,3 mg/L. Silva (2007) encontrou bons índices de remoção deste parâmetro em seus estudos (42,94% na lagoa anaeróbia, 55,98% na lagoa facultativa e 77,32% na lagoa de maturação), com eficiência de remoção total do sistema de 94,3%. Martins *et al.* (2008) encontrou níveis de remoção na lagoa anaeróbia de 6,46%, na lagoa facultativa de 76,41% e na lagoa de maturação de 28,83%, e para o sistema total foi de 84,29%.

A concentração de sólidos totais na entrada da lagoa anaeróbia foi de 5.280,25 mg/L e da saída de 4.892,67 mg/L, remoção de 7,34%, a remoção de sólidos totais foi de 22,72% e na lagoa facultativa, na lagoa de maturação de 16,63%. Os valores de remoção variaram em relação aos de Silva (2007), que obteve uma eficiência de 15,9% na lagoa anaeróbia, 11,92% na lagoa facultativa e 44,84% na lagoa de maturação, totalizando um índice de remoção de sólidos totais

em 59,14% ao final do sistema. Martins (2008), em seu estudo, apresenta o menor índice de remoção, de 35,38% de sólidos totais no sistema total e não apresentou dados individuais das lagoas. Gonçalves et al. (2000) encontraram na lagoa anaeróbia de sua pesquisa, para tratamento de efluente doméstico, a eficiência de 34,7% para sólidos totais.

A concentração de fósforo na entrada da lagoa anaeróbia foi de 3,0 mg/L e da saída de 2,5 mg/L, remoção de 18,8%. Observa-se que a lagoa facultativa do sistema é que promove o melhor índice de remoção de fósforo (49,3%) com valor na saída de 1,2 mg/L. Na lagoa de maturação a redução foi de 21,4% com 1,0 mg/L na saída. Silva (2007), obteve na lagoa anaeróbia remoção de 17,24%, 37,5% na lagoa facultativa e 66,67% na lagoa de maturação, e um índice de 82,76% de remoção total do sistema. Hranova (2002) encontrou eficiências de remoção de 32% de fósforo em lagoas facultativas para tratamento de efluentes domésticos.

A lagoa anaeróbia apresentou concentração de entrada de 37,5 NTU e de saída de 27,3 NTU de turbidez, e remoção de 27,2%. A lagoa facultativa apresentou 22,4% de remoção e concentração de saída de 21,2 NTU. A lagoa de maturação apresentou 59,1% de remoção, com valor de saída 8,6 NTU. Silva (2007) encontrou índices de remoção muito próximos para turbidez nas três lagoas estudadas, com índices de 16,41% na lagoa anaeróbia, 15,21% na lagoa facultativa e 18,49% na lagoa de maturação, e 42,23% de remoção no sistema total. Martins (2008) apresenta resultados com índices de 38,74% na lagoa anaeróbia, -4,41% na lagoa facultativa e -8,45% na lagoa de maturação, com remoção final de 30,63% para a turbidez.

O índice de nitrogênio total foi de 16% na lagoa anaeróbia, com 265,7 mg/L na entrada e 223,1mg/L na saída. Na lagoa facultativa o índice foi de 56,7%, concentração de 96,7 mg/L na saída. Na lagoa de maturação o valor foi de 42 mg/L e a remoção atingiu um índice de 56,6%. Martins (2008) encontrou índices de remoção na lagoa anaeróbia de 9,65%, na lagoa facultativa de 74,05% e na lagoa de maturação este índice ficou em 21,09%, e no sistema total o índice de remoção de NT de 81,5%.

A condutividade diminuiu 25,3%, passando de 3.859,9 us/cm na entrada a 2.885 us/cm na saída da lagoa anaeróbia, na lagoa facultativa a remoção foi de 54,8%, com 2.885 us/cm na entrada e 1303 us/cm na saída e na lagoa de maturação a concentração da saída foi de 539,5 us/cm e a remoção de 58,6%. O

sistema total alcançou um índice de redução de 86,02% no parâmetro condutividade.

A lagoa anaeróbia removeu 90,7% de nitrito, iniciando com 32,1 mg/L e saindo com 61,2mg/L, na lagoa facultativa este índice foi de 55%, com saída de 27,6 mg/L, o índice de remoção permaneceu na lagoa de maturação, 54%, com saída de 12,7 mg/L de nitrito, o sistema total teve uma redução de 60,44% neste parâmetro.

O índice de nitrato teve um aumento na lagoa anaeróbia em 19,2%, Na lagoa facultativa os níveis de nitrato aumentaram, com 121 mg/L na saída, provocando uma variação de -41,4% do parâmetro. Na lagoa de maturação, ocorreu a diminuição de nitrato, com saídas de 69,0 mg/L, gerando remoção de 43,0%, ao final o sistema, houve índice de remoção de 3,9%.

O parâmetro clorofila na lagoa facultativa foi de 164,1 ug/L. Já na lagoa de maturação o índice para clorofila caiu para 69,2 ug/L, com uma variação de 57,9%. O sistema ao todo apresentou uma elevação dos níveis de clorofila em 26,51%. Esta elevação é positiva pois evidencia a presença de algas na lagoa. Em ambiente aquático rico em nutrientes, as algas se multiplicam rapidamente e este crescimento intenso é um bom indicativo da oxigenação e manutenção de níveis satisfatórios de aerobiose para os demais componentes da biota da lagoa e geralmente também do corpo receptor (KONIG, 2002).

A Figura 11 mostra a cor aparente das amostras.

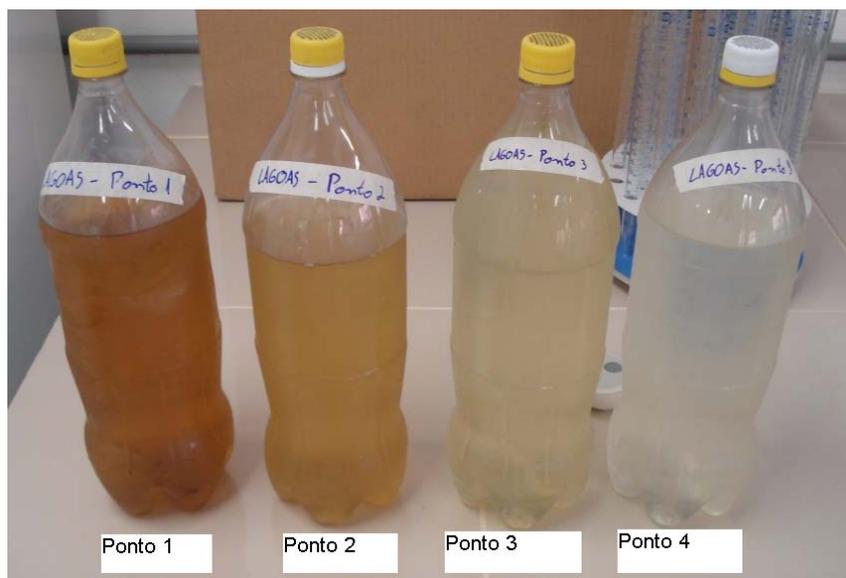


Figura 11 - Ponto 1(entrada da lagoa anaeróbia), P2 (saída da lagoa anaeróbia e entrada da lagoa facultativa), P3(saída da lagoa facultativa e entrada da lagoa de maturação) e P4 (saída da lagoa de maturação).

A cor apresentou variações de 26,5% na lagoa anaeróbia com entrada de 548,9 ADMI e saída de 403,3 ADMI, na lagoa facultativa, que apresentou saída de 403,3 ADMI o índice de remoção de 53,3%, na lagoa de maturação a saída foi de 97,0 ADMI gerando uma remoção de 48,5%. Observou-se um excelente índice de remoção da ordem de 82,33% ao final de todo o sistema. Martins (2008), em seus estudos, obteve índices inferiores, na saída da lagoa anaeróbia apresentava 19,62% de remoção de cor, na lagoa facultativa a remoção de cor foi de 9,56%, e na lagoa de maturação apresentou remoção de - 6,63%, no sistema total apresentou um índice de remoção da ordem de 22,49%.

4.2 Características do Lixiviado – Efluente bruto

Os resultados obtidos a partir das análises e do monitoramento das etapas de tratamento serão utilizados para que recebam tratamento estatístico visando descrever e explorar dados estatísticos, conforme segue.

Os valores medianos das concentrações dos parâmetros analisados, máximos e mínimos e quatis 2 e 4 do efluente bruto, estão ilustrados nas Figuras 12 a 14.

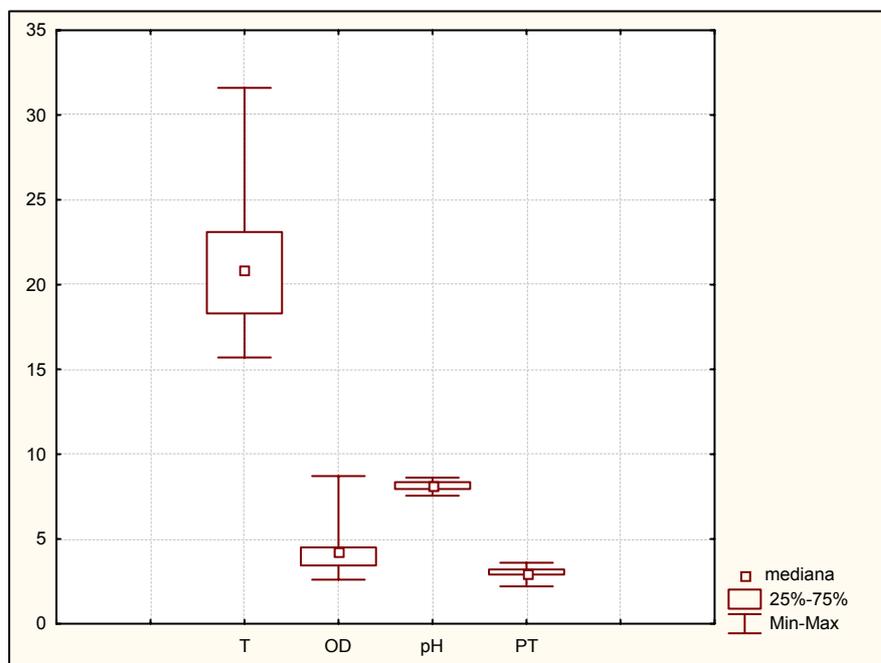


Figura 12 - Valores medianos, máximos e mínimos e quartis 2 e 4 de temperatura (T) (°C), oxigênio dissolvido (OD) (mg/L), pH e fósforo total (PT)(mg/L).

O valor de pH no afluente foi de 8,1, inferior aos valores apresentados por Silva (2007), Rodrigues (2007) e Martins (2008) que encontraram valores de pH de 8,6, 8,3 e 9, respectivamente. Segundo Castilhos Jr (2006) este valor está acima da faixa esperada para lixiviado de aterro sanitário com idade de 10 a 15 anos. O aterro da indústria em que foi realizado o estudo começou a operar em 1996, estando com 12 anos em 2008, período em que as análises foram feitas. Castilhos Jr (2006) relata que foram realizados estudos de lixiviado de aterros sanitários em diferentes localidades e o valor mínimo de pH ficou na faixa de 7,55 a 8,61 e máximo de 8,8 a 9.

A temperatura média do efluente bruto dos sistemas estudados por Silva (2007), Rodrigues (2007) e Martins (2008) foram respectivamente 23,3°C, 26,3 °C e 22,9 °C, próximo à temperatura média observada neste estudo (21,3 °C).

O parâmetro fósforo apresentou valor de 3,0 mg/L, inferior ao apresentado nos estudos de Silva (2007), 40,6 mg/L. Segundo Castilhos Jr. Este valor está dentro

das faixas encontradas nas pesquisas de: Pohlande Harper (0,2 e 120 mg/L), South Florida Landfills (1,5 e 130 mg/L) e Ehrig (0,1 e 30 mg/L).

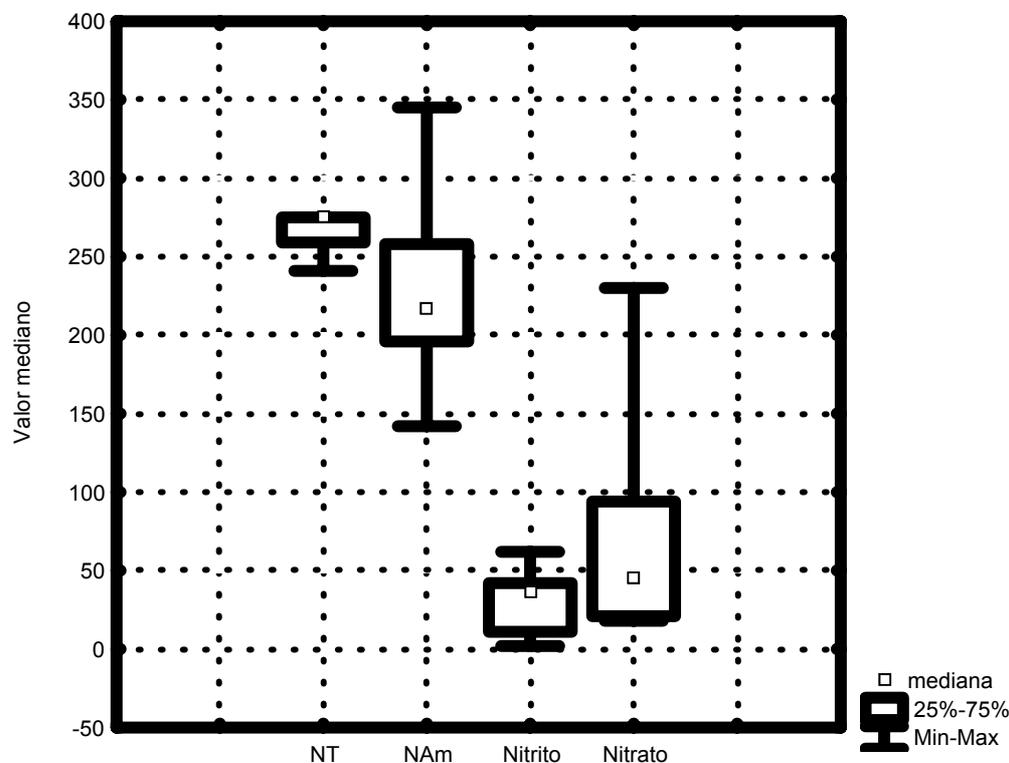


Figura 13 - Valores medianos, máximos e mínimos e quartis 2 e 4 de nitrogênio total (NT) (mg/L), nitrogênio amoniacal (NAm) (mg/L), nitrito (mg/L) e nitrato (mg/L).

Os valores medianos de nitrogênio total (265,7 mg/L) são inferiores aos valores encontrados por Martins (2008) para características de efluente bruto de aterro sanitário (1254 mg/L).

O valor mediano de nitrogênio amoniacal (231 mg/L) ficou abaixo dos valores encontrados por Silva (2007), Rodrigues (2007) e Martins (2008), respectivamente 1.246 mg/L, 1.335 mg/L e 1.006 mg/L, porém ficou bem próximo ao limite superior encontrado nos estudos de Castilhos Jr (2006) para efluentes sanitários de 10 a 15 anos de idade (20 a 200 mg/L).

Em relação aos compostos de nitrogênio, observou-se remoção de amônia via volatilização, devido ao elevado pH, assimilação pelas algas e também nitrificação biológica, tendo em vista os resultados obtidos para Nitritos e Nitratos. Esse comportamento também foi observado por Martins *et al*(2009) em lagoas

tratando lixiviados de aterro sanitário e Barthel *et al*(2008) em sistema de lagoas tratando dejetos suínos.

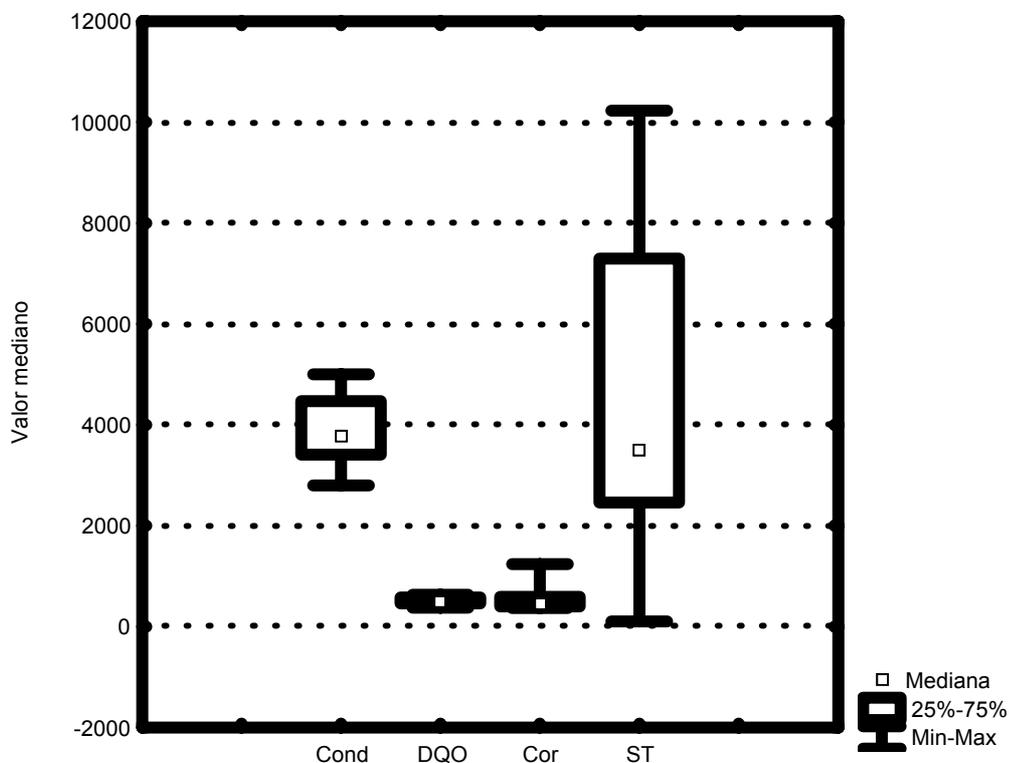


Figura 14 - Valores medianos, máximos e mínimos e quartis 2 e 4 de condutividade (Cond)(us/cm), DQO(mg/L), cor (ADMI) e sólidos totais (ST) (mg/L).

O parâmetro DQO apresentou valor mediano de 508,6 mg/L, inferior aos apresentados nos estudos de Silva (2007), 2.502 mg/L, Rodrigues (2007) 3.593 mg/L e Martins (2008) 3287 mg/L. Os valores mínimo e máximo foram de 376 a 632 mg/L, próximos aos valores mínimo e máximo dos estudos de Ehrig (1989) e Qasim e Chiang (1994) citados por Castilhos Jr (2006) que foram de: 500 a 60.000 mg/L e 400 a 40.000 mg/L, respectivamente.

O valor mediano da cor foi de 548,6 ADM.

O valor mediano de sólidos totais foi 5.280 mg/L, inferior aos apresentados nos estudos de Silva (2007), 8.020 mg/L, e Martins (2008) 8.120 mg/L para lixiviado bruto de aterro sanitário.

O parâmetro turbidez teve valor mediano de 37 NTU, inferior aos apresentados nos estudos de Silva (2007) (103 NTU), Rodrigues (2007) (308,3 NTU) e Martins (2008) (111 NTU). O mesmo ocorreu com a condutividade que teve valor

mediano de 3.859,9 uS/cm, enquanto Rodrigues (2007) encontrou um valor de 15.640 mS/cm. Rodrigues (2007) encontrou 9,74 mg/L para o parâmetro nitrato enquanto neste estudo foi obtido valor mediano superior (71,8 mg/L).

4.3 Comparação com a Legislação

A Tabela 10 apresenta a comparação dos valores médios das concentrações finais do efluente com a resolução CONAMA 357 (2005).

Tabela 16 - Comparação dos valores médios das concentrações finais do efluente com a resolução CONAMA 357 (2005).

PARÂMETROS	CONAMA 357/05	Resultados obtidos no estudo
Clorofila <i>a</i>	60 µg/L	69,2 µg/L
Sólidos dissolvidos totais	500 mg/L	3342,78 mg/L
Fósforo total	0,05 mg/L	1 mg/L
Nitrato	10,0 mg/L N	69 mg/L N
Nitrito	1,0 mg/L N	12,7 mg/L N
Nitrogênio amoniacal total	2,2 mg/L N, para 8,0 < pH ≤ 8,5	19,3 mg/L N
Coliformes (NMP/100mL)	4.000 (NMP/100mL)	4.327 (NMP/100mL)

Os valores que estão de acordo com os níveis exigidos para lançamento em corpos hídricos são o pH (8,1) que pode chegar a 9, a turbidez (8,6 NTU) que o valor máximo é de 100 NTU e o oxigênio dissolvido (8,2 mg/L) que não deve ser inferior a 4mg/L.

Os demais parâmetros excederam os critérios exigidos pela legislação ambiental vigente. A cor, que deve atingir no máximo 75 Pt/L atingiu 22,46 Pt/L (valor já convertido para a mesma unidade informada pela legislação), a Clorofila ficou em 69,2 µg/L quando o limite máximo é de 60 µg/L; os sólidos totais devem atingir no máximo 500 mg/L e foram de 3.342,8 mg/L; o fósforo, em ambiente lântico, como o estudado deve atingir no máximo 0,05 mg/L e atingiu 1,0 mg/L; o nitrato apresentou valor de 69,0 mg/L quando o limite máximo é de 10 mg/L; o nitrito foi de 12,7 mg/L

quando o limite máximo é de 1 mg/L; o nitrogênio amoniacal apresentou níveis de 19,2 mg/L quando o limite máximo é de 2,2 mg/L coliformes totais alcançaram 4.327 NMP/100mL quando o limite máximo é de 4.000 NMP/100mL.

O fato da maioria dos parâmetros ficarem em desacordo com a legislação indica que deve ser instalado um sistema de tratamento complementar às lagoas de estabilização.

4.4 Análise Fatorial – Componentes Principais (Acp)

Foi aplicada a análise fatorial de Componentes Principais nas três lagoas individualmente com a finalidade de obter uma descrição da relação entre os 14 parâmetros analisados nas bateladas de amostras das lagoas de estabilização (lagoa anaeróbia, lagoa facultativa e lagoa de maturação). A análise de componentes principais é um modelo estatístico que leva em conta a variação de um conjunto de parâmetros, pela extração de um número menor de parâmetros denominados de fatores artificiais, obtidos através de combinações lineares dos parâmetros originalmente medidas.

Neste estudo, foi aplicada a técnica de componentes principais para extrair os fatores artificiais que melhor explicam a variância dos parâmetros analisados e sua dispersão nas lagoas. A escolha dos fatores artificiais foi pelo critério de Kaiser que prevê a utilização de fatores com autovalores maiores que um (1), para todas as lagoas, de modo a evidenciar se estas estão com o desempenho esperado.

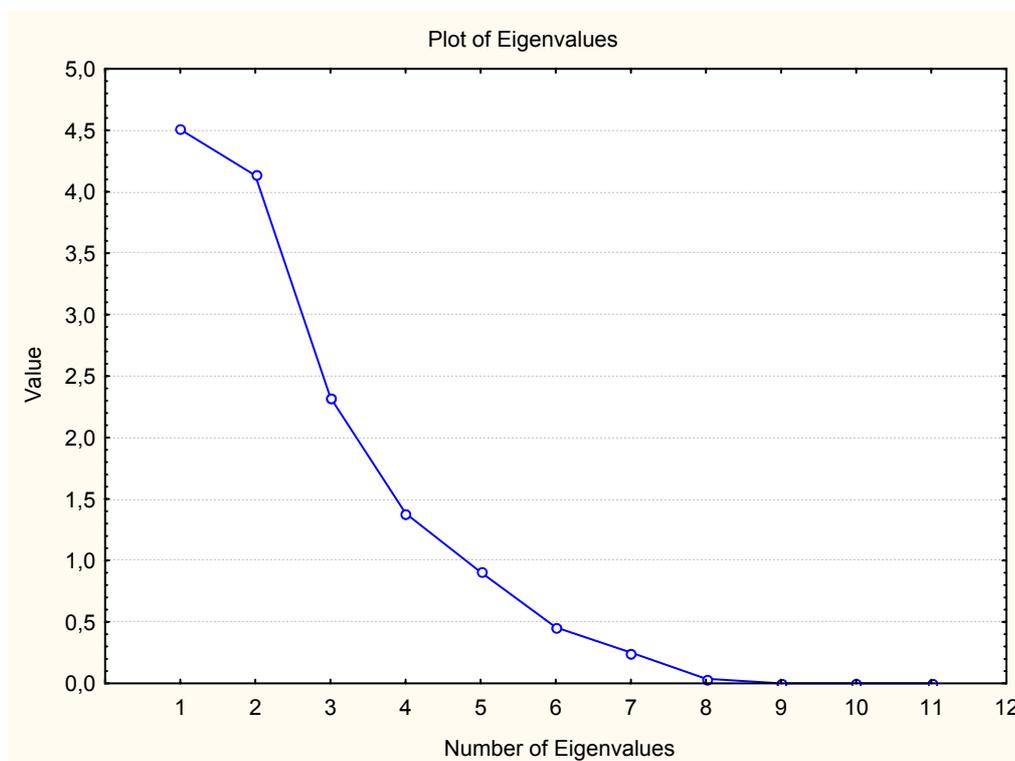
4.4.1 Resultado da Acp na Lagoa Anaeróbia (L1)

Aplicando a análise fatorial para 12 parâmetros (pH, temperatura, sólidos totais, DQO, nitrogênio total, fósforo total, condutividade, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, cor e turbidez) medidos na L1, foram determinados 08 fatores artificiais, representados na Tabela 17, dos quais foram escolhidos quatro fatores artificiais.

Tabela 17 - Autovalores e variâncias dos parâmetros da L1.

Fator	Autovalor	Variância	Variância acumulada
01	4,424699	36,87249	36,8725
02	3,310747	27,58956	64,4621
03	1,594397	13,28664	77,7487
04	1,241305	10,34421	88,0929
05	0,750334	6,25278	94,3457
06	0,414653	3,45544	97,8011
07	0,226776	1,88980	99,6909
08	0,037089	0,30907	100,0000

O fator 1 com autovalores 4,42 explica 36,87% dos dados, o fator 2 de autovalor 3,31 explica 27,59% dos dados, o fatores 3 e 4 tem autovalores 1,59 e 1,24 e explicam 13,29 e 10,34% da variação do parâmetros em torno da média, respectivamente. Estes fatores somados explicam 88,10% dos parâmetros predominantes nas reações da L1. A Figura 15 demonstra as diferenças de explicações de cada fator artificial.

**Figura 15** - Autovalores de cada fator artificial da L1.

Percebe-se na Figura 15 que a diferença entre os valores dos fatores artificiais 1 e 2 foi de 34%, e dos fatores 2 e 3 foi de aproximadamente 108%, já dos fatores 3 e 4 foi de 28%.

As correlações dos fatores artificiais com os demais parâmetros são evidenciadas na Tabela 18.

Tabela 18 - Coeficientes de correlação dos fatores artificiais com os demais parâmetros da L1.

Parâmetros	Fator 1	Fator 2	Fator 3	Fator 4
Temperatura	-0,572059	0,518808	-0,244904	-0,031910
pH	0,728169	0,319081	-0,481398	0,247204
Condutividade	-0,873210	-0,301635	-0,121421	0,189653
Nitrogênio total	-0,804102	-0,041858	-0,320223	-0,334974
Nitrogênio amoniacal	-0,585162	-0,677617	0,229833	-0,113821
Nitrito	-0,624379	0,067040	0,248278	0,652450
Nitrato	0,064168	0,932667	0,268975	-0,073592
Fósforo total	-0,195464	0,013731	-0,923160	-0,042731
DQO	-0,876215	0,319069	0,248476	-0,010917
Cor	-0,463875	0,602951	0,045620	-0,604558
Turbidez	0,172952	0,939437	0,135923	0,120350
Sólidos totais	-0,608859	0,406723	-0,253093	0,452789
Temperatura	-0,572059	0,518808	-0,244904	-0,031910

O fator 1 está fortemente correlacionado negativamente com a condutividade (-0,902), pH (0,807), nitrogênio total (-0,789), nitrogênio amoniacal (-0,774) e com a DQO (-0,709) identificando a representação do fator artificial matéria inorgânica relacionada a qualidade do efluente que é rico em sais dissolvidos; o fator 2 está fortemente correlacionado ao nitrato (0,840) devido a elevada concentração de nitrogênio amoniacal no efluente, a turbidez (0,786) e a cor (0,735) que estão em elevadas concentrações por causa dos corantes utilizados no processo fabril. O fator 3 está fortemente correlacionado ao fósforo total (0,850) e a clorofila a (0,820). Estes fatores representam o fator artificial remoção de nutrientes. O fator 4 está correlacionado com os ST (0,555) e com a Cor (-0,54) e representa o fator artificial matéria orgânica.

4.4.2 Desempenho da lagoa facultativa (L2)

Aplicando a análise fatorial para os 14 parâmetros (pH, temperatura, oxigênio dissolvido, sólidos totais, DQO, nitrogênio total, fósforo total, condutividade, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, clorofila a, cor e turbidez) medidos na L2, foram determinados 08 fatores artificiais, representados na Tabela 13, dos quais foram escolhidos três fatores artificiais.

Tabela 19 - Autovalores e variâncias dos parâmetros da L2.

Fator	Autovalor	Variância	Variância acumulada
01	7,853950	56,09965	56,0996
02	3,017622	21,55444	77,6541
03	1,442980	10,30700	87,9611
04	0,694799	4,96285	92,9239
05	0,546440	3,90314	96,8271
06	0,355651	2,54036	99,3674
07	0,068632	0,49023	99,8577
08	0,019925	0,14232	100,0000

O fator 1 com autovalores 7,85 explica 56,09% dos dados, o fator 2 de autovalor 3,01 explica 21,5% dos dados, o fatores 3 com autovalor 1,44 e explica 10,30% da variação do parâmetros em torno da média. Estes fatores somados explicam 92,92% dos parâmetros predominantes nas reações da L2. A Figura 16 demonstra as diferenças de explicações de cada fator artificial.

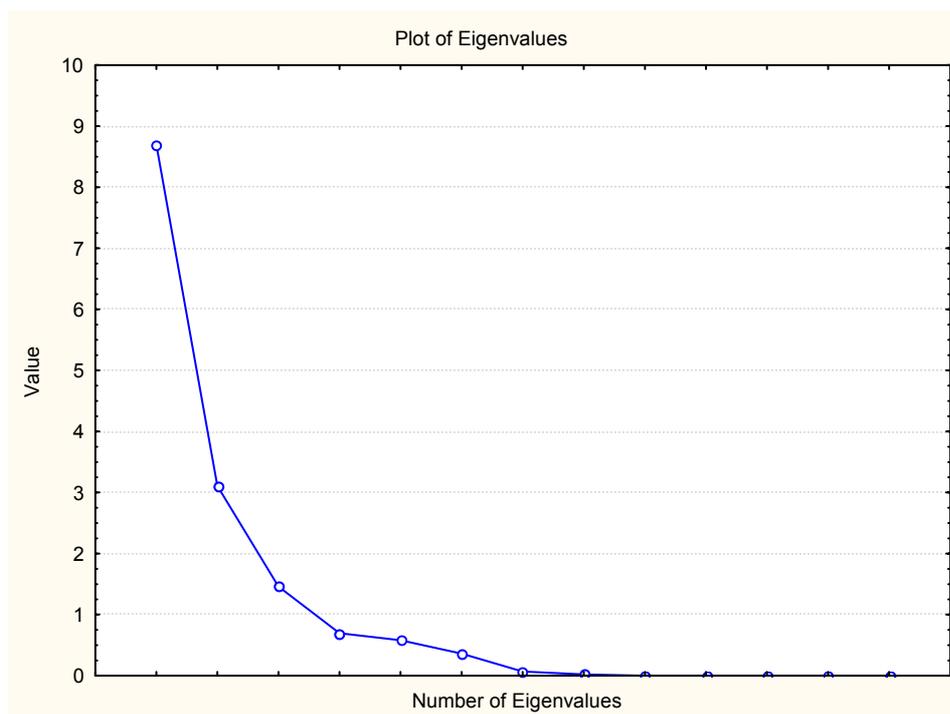


Figura 16 - Autovalores de cada fator artificial da L2.

A variação entre o fator 1 e 2 foi de 161% e dos fatores 2 e 3 foram de 109% (Figura 16). As correlações dos fatores artificiais com os demais parâmetros são evidenciadas na Tabela 20.

Tabela 20 -Coeficientes de correlação dos fatores artificiais com demais parâmetros da L2.

Parâmetros	Fator 1	Fator 2	Fator 3
Temperatura	-0,572331	0,095395	0,633715
Oxigênio dissolvido	-0,410912	-0,876118	0,065136
pH	0,364813	-0,706676	-0,089353
Condutividade	-0,980881	-0,102105	-0,102388
Nitrogênio total	-0,666335	0,646315	-0,039236
Nitrogênio amoniacal	-0,823950	0,147383	-0,291158
Nitrito	-0,844502	-0,436913	0,054637
Nitrato	-0,905562	-0,344576	-0,053305
Fósforo total	-0,918102	0,019353	-0,362659
DQO	-0,946591	-0,269656	-0,010314
Clorofila a	-0,726968	0,578128	-0,122146
Cor	-0,885075	0,386811	-0,116066
Turbidez	-0,661782	-0,553737	0,300676
Sólidos totais	0,342725	-0,344216	-0,822260

O fator 1 está fortemente correlacionado negativamente com a condutividade (-0,980), nitrogênio amoniacal (-0,823), nitrito (-0,844), nitrato (-0,905), fósforo total (-0,918), DQO (-0,946), clorofila a (-0,726) e cor (-0,885) representando o fator artificial matéria inorgânica. O fator 2 está correlacionado com o oxigênio dissolvido (-0,876) e pH (-0,706) representando o fator artificial aerobidade. O fator 3 está correlacionado com os sólidos totais (-0,822) que estão relacionados a biomassa algal, representando o fator artificial matéria orgânica.

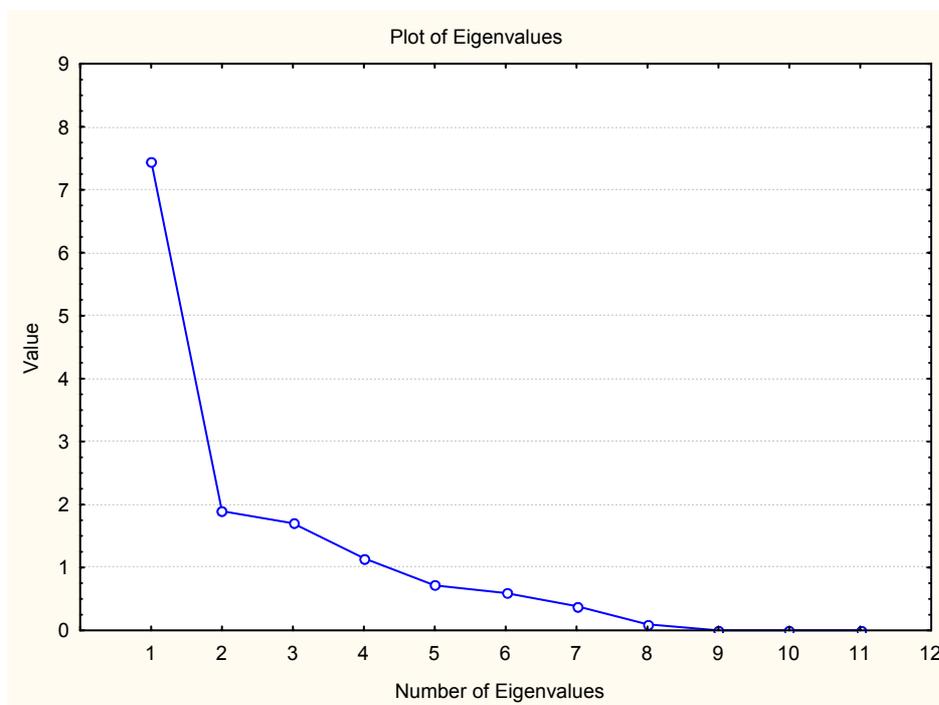
4.4.3 Desempenho da lagoa de maturação (L3)

Aplicando a análise fatorial para os 14 parâmetros (pH, temperatura, oxigênio dissolvido, sólidos totais, DQO, nitrogênio total, fósforo total, condutividade, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, clorofila a, cor e turbidez) medidos na L2, foram determinados 08 fatores artificiais, representados na Tabela 21, dos quais foram escolhidos quatro fatores artificiais.

Tabela 21 - Autovalores e variâncias dos parâmetros da L3.

Fator	Autovalor	Variância	Variância acumulada
01	7,459418	53,28155	53,2816
02	1,895851	13,54179	66,8233
03	1,700874	12,14910	78,9724
04	1,147876	8,19911	87,1716
05	0,715932	5,11380	92,2854
06	0,595294	4,25210	96,5375
07	0,385553	2,75395	99,2914
08	0,099202	0,70859	100,0000

O fator 1 com autovalores 7,45 explica 53,28% dos dados, o fator 2 de autovalor 1,89 explica 13,5% dos dados, o fatores 3 com autovalor 1,70 e explica 12,14% e o fator 4 com autovalor 1,14 explica 8,19% da variação do parâmetros em torno da média. Estes fatores somados explicam 87,17% dos parâmetros predominantes nas reações da L3. A Figura 17 demonstra as diferenças de explicações de cada fator artificial.

**Figura 17** - Autovalores de cada fator artificial da L3.

Percebe-se na Figura 17 que a diferença entre os valores dos fatores artificiais 1 e 2 foi de 264%, e dos fatores 2 e 3 foi de 11%, já dos fatores 3 e 4 foi de 49%. As correlações dos fatores artificiais com os demais parâmetros são evidenciadas na Tabela 22.

Tabela 22 - Coeficientes de correlação dos fatores artificiais com os demais parâmetros da L3.

Parâmetros	Fator 1	Fator 2	Fator 3	Fator 4
Temperatura	-0,555750	-0,184696	0,581753	-0,429827
Oxigênio dissolvido	-0,699623	0,243931	-0,561553	-0,261850
pH	0,404943	-0,509658	-0,648751	-0,258766
Condutividade	-0,964392	-0,037572	0,183430	0,090139
Nitrogênio total	-0,119356	0,863136	-0,140436	0,360437
Nitrogênio amoniacal	0,109796	0,558045	0,347447	-0,547194
Nitrito	-0,950725	-0,166180	-0,010371	-0,024606
Nitrato	-0,971684	0,036328	-0,052873	0,081795
Fósforo total	-0,684215	-0,103558	0,042469	0,379285
DQO	-0,854402	-0,325747	-0,026926	0,296222
Clorofila a	-0,821331	-0,065514	0,325703	-0,146248
Cor	-0,977936	0,077472	0,012701	0,008673
Turbidez	-0,767772	-0,154940	-0,449323	-0,328066
Sólidos totais	-0,523579	0,551891	-0,372241	-0,148815

O fator 1 apresentou forte correlação negativa com a cor (- 0,977), ao nitrato (- 0,971), a condutividade (-0,964), o nitrito (-0,950), a DQO (-0,854), a clorofila a (- 0,821) e a turbidez (-0,767), este fator é representado pelo fator artificial corantes. O fator 2 apresentou forte correlação com o nitrogênio total (0,863) e representa o fator artificial remoção de nutrientes. O fator 3 tem forte correlação com o pH (-0,648) e representa o fator artificial estabilidade do processo. O fator 4 correlacionado ao nitrogênio amoniacal (-0,547) representa o fator remoção de nutrientes.

Um resumo dos fatores artificiais em todas as lagoas está apresentado na Figura 18.

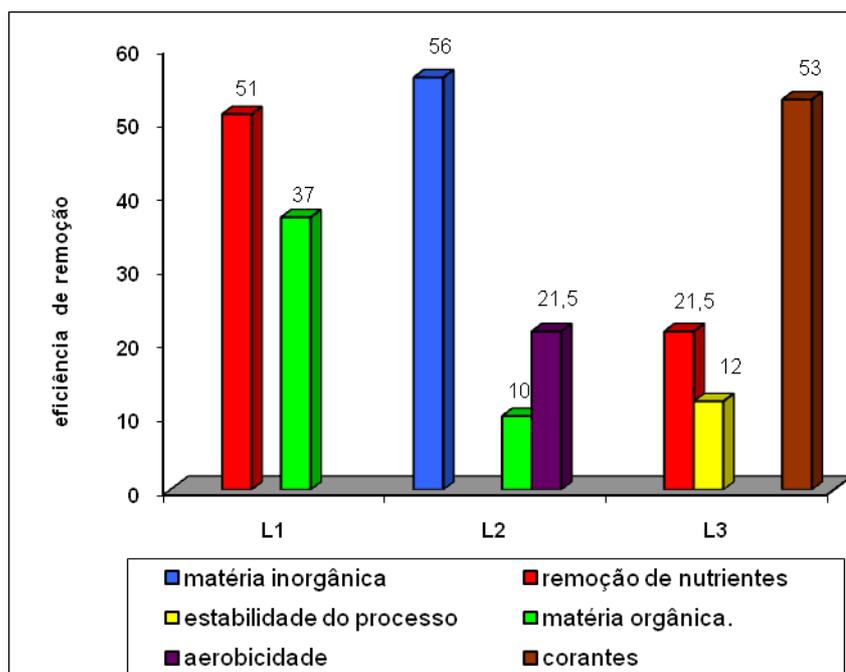


Figura 18 - Resumo geral da análise dos componentes principais.

O fator matéria orgânica é característico das lagoas anaeróbias e facultativas (L1 e L2), pois são reatores que recebem os efluentes com os índices elevados de concentração de sólidos, DQO e cor, principalmente, no caso do amido utilizado no processo fabril de engomagem. Estes resíduos são difíceis de degradar, permanecendo até o final do sistema, formando as tortas de lodo.

Zanotelli (2002) em um estudo com lagoas facultativas com chicanas para tratamento do efluente da suinocultura encontrou predominância dos fatores concentração de material orgânico e remoção de nutrientes. Barthel (2007) estudou um sistema com lagoas de alta taxa, maturação e ágapes no tratamento de efluente da suinocultura e os fatores predominantes em todas as lagoas foram a remoção de nutrientes, o fator concentração de material orgânico apareceu apenas na lagoa de maturação.

A predominância do fator matéria inorgânica na lagoa facultativa (L2) está associada ao efluente do processo fabril ser rico em sais dissolvidos, oriundos dos produtos adicionados nas diversas etapas do processamento do tecido.

A composição de um efluente misto em uma indústria de processamento têxtil, normalmente apresenta as seguintes características (Bitencourt, 2002): cor intensa em razão da grande quantidade de corantes não fixados; temperaturas altas devido às etapas do processo; concentração de matéria orgânica equivalente à do esgoto doméstico; grande quantidade de DQO em razão de corantes de alta massa

molecular e, finalmente, altas concentrações de sulfitos e metais pesados de alvejantes e halógenos, enxofre ou metal pesado encontrados em corantes.

O fator remoção de nutrientes na L1 está relacionado ao nitrato, pois no ambiente aeróbio com elevadas concentrações de sólidos totais favorece o predomínio deste parâmetro. O fator aerobicidade (L2) indica a produção de oxigênio pelo fitoplâncton, ou seja, expressa a quantidade de oxigênio dissolvido presente nas lagoas facultativas (VON SPERLING, 2002).

Na L3 o predomínio do fator corante está relacionada com a dificuldade de remoção da cor na estação de tratamento de efluente, e pela composição que os corantes apresentam, necessitando de adição de produtos químicos durante o processo de tratamento para melhorar sua remoção. Ganske (2008) encontrou na análise de componentes principais da estação de tratamento de efluentes têxteis o predomínio do fator artificial corantes. O fator estabilidade do processo associado ao pH indica que a lagoa está operando na zona neutra de pH.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ao término dos estudos de lagoas de estabilização para o tratamento de lixiviado do aterro da indústria têxtil que tem aproximadamente 13 anos de idade e é considerado um aterro “velho” pode-se concluir:

A lagoa anaeróbia apresentou as seguintes eficiências de remoção: 25,3% para a condutividade, 16% para o nitrogênio total, 28,3% para o nitrogênio amoniacal, 19,2% para o nitrato, 18,8% para o fósforo, 15% para a DQO, 26,5% para a cor, 27,2% para a turbidez, 7,34% para os sólidos totais. Os baixos valores de remoção são esperados nesta lagoa, pois sua principal função é promover o depósito da matéria orgânica no fundo da lagoa, operando como uma “fossa séptica”.

A lagoa facultativa apresentou eficiências de remoção de 54,8% para a condutividade, 56,7% para o nitrogênio total, 63,9% para o nitrogênio amoniacal, 55% para o nitrito, 49,3% para o fósforo, 60% para a DQO, 53,3% para a cor, 22,4% para a turbidez, 22,72% para os sólidos totais. Os parâmetros clorofila a e nitrato tiveram um aumento de 141,6% e 41,4%. A produção de algas na lagoa facultativa promoveu o aumento de oxigênio dissolvido, clorofila a e nitrato. Nesta etapa o nitrato, transformado do nitrogênio amoniacal presente no efluente (nitrificação) contribui para acelerar o processo de eutrofização (produção fitoplantônica) de sistemas aquáticos mais estagnados como lagos e lagoas.

As eficiências de remoção obtidas na lagoa de maturação foram de 58,6% para a condutividade, 56,6% para o nitrogênio total, 67,8% para o nitrogênio amoniacal, 54% para o nitrito, 43% para o nitrato, 21,4% para o fósforo, 54,3% para a DQO, 48,5% para a cor, 59,1% para a turbidez, 57,9% para clorofila a e sólidos totais apresentaram aumento de 16,63%. A lagoa de maturação demonstrou ser bastante eficiente neste sistema, uma vez que apresentou baixa eficiência de remoção apenas para sólidos totais.

O sistema de lagoas obteve bons índices de remoção para DQO, sólidos totais, condutividade, nitrogênio total, nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal, fósforo, cor e turbidez o que indica que os objetivos do emprego das lagoas de estabilização para o tratamento do efluente estão sendo alcançados.

Percebe-se que as lagoas atingiram boas eficiências de remoção, mas os valores finais das concentrações de parte está em desacordo com a legislação vigente para lançamento em corpo receptor Classe 3, visto que comprometeria a concentração de oxigênio dissolvido da água e, conseqüentemente traria prejuízos aos seres vivos ali existentes. Isso indica que há necessidade de tratamento complementar para este efluente.

Recomendações:

Para a seqüência do estudo se recomenda:

- Continuar as análises até que se complete o ciclo de um ano para identificação das variações sazonais ocorridas nas lagoas.
- Estudar e colocar um sistema de tratamento complementar, como por exemplo, filtro de pedras; zona de raízes ou lagoa de polimento com aguapés.
- Fazer o estudo de toxicidade;
- Analisar a viabilidade física e econômica de instalação de um sistema em escala real no aterro.

6 REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL; AIDIS. **Tratamento de efluentes líquidos de uma indústria têxtil e seu reuso**. Rio de Janeiro: ABES, 2000.

BERAN, B.; KARGI, F. *A dynamic mathematical model for wastewater stabilization ponds*. Ecological Modelling 181(2005), 2004. p. 39-57.

BITENCOURT, M. P. - **Reaproveitamento do Lodo Gerado no Processo de Tratamento dos Efluentes de Lavanderia (Tingimento e Lavagem)**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Departamento de Engenharia Química, Universidade Estadual de Maringá (2002).

BRACHO, N.; LLOYD, B; ALDANA, G. *Optimisation of hydraulic performance to maximize faecal coliform removal in maturation ponds*. **Water Research**. v.40, 2006. p. 1677-1685.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Conselho Nacional do Meio Ambiente**. (CONAMA) Resolução n. 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF, 2005.

BRESAOLA E CANTELLI (2000) BRESAOLA Jr. R.; CANTELLI, D. L. Tratamento de efluentes líquidos de uma indústria têxtil e seu reuso. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (2000).

BRISAUD, F.; TOURNOUD, M. G. ; DRAKIDES, C. ; LAZAROVA, V. **Mixing and impact on faecal coliform removal in a stabilization pond**. Water Science and Technology. v. 48, n. 2, 2003. p. 75-80.

CAMMAROTA E COELHO (2001) CAMMAROTA,M.C; COELHO, M.A.Z. Tratamento Enzimático Para Remoção de Cor de Efluentes da Indústria Têxtil. Revista Química Têxtil, nº65, p. 40-47, 2001.

CAMPBELL, Steve. Lead by Example Walls and Cieling. 2003.

CASTILHOS JR, Armando Borges. **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água:prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2006, Projeto PROSAB, 494 .

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG: Belo Horizonte. 1997.

CHILTON, J.; CHILTON, K. A. ***A Critique of Risk Modeling and Risk Assessment of Municipal Landfills based on U.S. Environmental Protection Agency Techniques***. Waste Management and Research, 1992. cap. 10, p. 505-516.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. Índice de qualidade das águas. Disponível em <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp/>>. Acesso em: 01. fev. 2009

CONDER - Companhia de Desenvolvimento Urbano do Estado da Bahia. **Manual de Operação de Aterros Sanitários**. Bahia, 2003.

CRAWFORD and SMITH, 1985 J.F. Crawford and P.G. Smith, Landfill Technology, Butterworths, London (1985) pp. 84–85.

EPA, *United States Environmental Protection Agency, Clean Technologies in U.S. Industries. Focus on textiles*, 1997. Disponível em: <http://www.useap.org/resources/reports/rep_cleantech_text.html>. Acesso em: 23 ago. 2008.

EPA, *United States Environmental Protection Agency, Preliminary study of the textile mills category*. Washington, 1996.

FALCO, P. B.; CALIJURI, M. C.; GRANADO, D. C.; HOEPPNER, A. F.; MIWA, A. C. P. Estudo da variação diária de parâmetros físico-químicos e biológicos em sistema de lagoas de estabilização. In: 22º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2003. Joinville, 2003.

FERREIRA C. F. A. Avaliação da partida de sistemas lagoas e filtros anaeróbios no tratamento de lixiviados de aterro sanitário. In: XXXI CONGRESO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2008. **Anais**. Santiago, Chile: AIDIS, 2008.

FERREIRA, J. A.; GIORDANO, G.; RITTER, E. **Revisão das técnicas de tratamento de chorume e a realidade do Estado do Rio de Janeiro**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21, 2003, Joinville. **Anais**. Joinville.: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, 2003.

FONSECA, E. **Iniciação ao Estudo dos Resíduos Sólidos e da Limpeza Urbana**. João Pessoa: A União, 1999.

GANSKE, C. C. F. **Análise do desempenho da estação de tratamento de efluente têxtil e a viabilidade de utilização do lodo na agricultura**. 2008. 92 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processo) - Universidade da Região de Joinville.

GONÇALVES, R.F. *et al.* **Desinfecção de efluentes sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003.

GONÇALVES, R F, TAVEIRA, J A; CASSINI S T A; OLIVEIRA F F. *Recycled sludge thickening and digestion pond from physicochemical upgrading process of facultative pond effluent*. In: INTERNATIONAL IWA SPECIALIST GROUP CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS, 5, 2002. Auckland, New Zealand. Pond Technology for the New Millenium, 2002. p. 373-380.

EHRIG, H.J., *Leachate quality*, in Sanitary Landfilling: Process, Technology, and Environmental Impact, T.H. Christensen, R. Cossu, and R. Stegman, Eds.; Academic Press, New York, 1989.

HASSEMER E SENS (2002) HASSEMER, M. E. N. ; SENS, M. L. (2002) Tratamento do efluente de uma indústria têxtil. Processo físico-químico com ozônio e coagulação/floculação. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental v.07, n.01, p.30-36.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Santa Catarina em Dados (2005).

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Levantamento sistemático da produção agrícola. Disponível em:<
<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/lspa/default.shtm>>
Acesso em: 15 dez. 2008.

JURA, I. A. G. M. Destino dos Resíduos Sólidos e Legislação Sobre o Tema. Câmara dos Deputados. Brasília, 2001.

KOENER, R. M.; SOONG, T. Y. *Leachate in Landfill: The Stability Issue. **Geotextiles and Geomembranes***, n. 18, 2000. p. 293–309.

KONIG, A., CEBALLOS, C.S.O., ALMEIDA, M.V.A., Observações sobre a população algal em efluentes de lagoas de estabilização em escala real no estado da Paraíba – Brasil - XXXI CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL. **Anais**. Cancun, México: AIDIS, 2002.

LEDESMA, M. T. O., GÓMEZ, J. S., RIVERA, R. C. & VALENCIA, M. N. R. *Método de Balance de Água ara la Estimación de la Generación de Líquidos Percolados em Rellenos Sanitarios*. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27. Porto Alegre, 2000. **Anais**. Porto Alegre: ABES, 2000. 521p.

LEMA, J. M.; MENDEZ, R.; BLAZQUEZ, R. *Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: a review. Water, Air and Soil Pollution.* 40, 1988. p. 223-250.

MANNARINO ET AL(2006) MANNARINO, C.F.; FERREIRA, J.A.; CAMPOS, J.C. & RITTER, E. Wetland para tratamento de lixiviados de aterros sanitários – experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho. *Eng. Sanitária Amb.*, 11:108-112, 2006.

MARA, D. D. **Pond Process Design – A Practical Guide.** In: SHILTON, A. *Pond Treatment Technology*, 2005.

MARA, D. D., PEARSON, H. *Artificial freshwater environmental: waste stabilization ponds. Biotechnology*, v. 8, p. 177-206, 1986.

MARA, D. D.; MILLS, S. W.; PEARSON, H. W.; ALABASTER, G. P. *Waste Stabilization Ponds: A Viable Alternative Small Community Treatment Systems. Journal of the Institution of Water and Environmental Management*, London, v. 6, n. 1, fevereiro, 1992. p. 72-78.

MARTINS, C. L.; ADRESKI, L.F.R., PEREIRA JR., I.H., CASTILHOS JR., A.B., COSTA, R.H.R., **Desempenho de sistema de lagoas de estabilização no tratamento de lixiviados de aterro sanitário.** In: XXXI CONGRESO INTERAMERICANO DE ENGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL, 2008. **Anais.** Santiago, Chile: AIDIS, 2008.

MARTINS, C. L.; ADRESKI, L.F.R., PEREIRA JR., I.H., CASTILHOS JR., A.B., COSTA, R.H.R., **Partida de sistema de lagoas de estabilização para tratamento de lixiviados de aterro sanitário.** In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2007.

MARTINS, C.L., VELHO, V.F., MACHADO, R.P., CASTILHOS Jr., A.B., COSTA, R.H.R. (2009) **Sistema de lagoas de estabilização no tratamento de lixiviados de aterro sanitário.** In: 25 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, Recife. ABES, Recife, Pe, Brasil. CD-ROM.

MAYNARD H.E., OUKI S.K., WILLIAMS S.C. *Tertiary lagoons: a review of removal mechanisms and performance*. **Elsevier Science Ltd.**, v. 33, n. 1, 1999. p. 1-2.

MÁXIMO, V. A. **Tratamento por coagulação-floculação dos lixiviados do aterro sanitário da região metropolitana de Florianópolis**. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

MEDRI, W. **Modelagem e otimização de sistemas de lagoas de estabilização para o tratamento de dejetos de suínos**. 1997. Tese. (Doutorado em Engenharia de Produção) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

MENDONÇA, S. R. **Sistemas de lagunas de estabilización: como utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadío**. Colombia: McGraw Hill Interamericana, 2000.

MORAIS, J. L.; SIRTORI, I.; ZAMORRA, P.G.P. Tratamento de chorume de aterro sanitário por fotocatalise heterogênea integrada a processo biológico convencional. **Química Nova**, v. 29, n. 1, 2006. p. 20-23.

ÖMAN, C. B; JUNESTEDT, C. *Chemical characterization of landfill leachates – 400 parameters and compounds*. **Waste Management**. v. 28, Issue 10, p. 1876-1891, out. 2008.

PACHECO J.R.; PERALTA-ZAMORA P.G. Integração de processos físicos-químicos e oxidativos avançados para remediação de percolado de aterro sanitário. **Revista Sanitária Ambiental**. v. 9, n. 4. out/dez. p. 306-211.

PEARSON, H. *The influence of pond geometry and configuration on facultative and maturation waste stabilization pond - performance and efficiency*. **Wat. Sci. Tech.** v. 31, n. 12, 1995. p. 129-139.

PERALTA-ZAMORA, P. e Lima, L. Remediação de resíduos têxteis aquosos por processos fotoeletrolíticos. **Química Textil**, v. 78. 2005. p. 58-62.

PICOT, B; PAING, J; SAMBUCCO, J P, COSTA, R H R, RAMBAUD, A. **Biogas production sludge accumulation and mass balance of carbon in anaerobic ponds**. In: INTERNATIONAL IWA SPECIALIST GROUP CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS, 5, 2002. Auckland, New Zealand. Pond Technology for the New Millenium, 2002. p.381-388.

Pós-tratamento de nutriente nitrificado da parbolização de arroz utilizando desnitrificação em reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro: v. 10, n. 4, out-dez. 2005.

QASIM, S.R. and CHIANG, W. (1994) *Sanitary Landfill Leachate*, Technomic Publishing Co., Inc., Lancaster.

RAMOS, I. R. A. - **Aplicação de membranas dinâmicas ao tratamento de efluentes da indústria têxtil**. 2002. Dissertação (Mestrado em Tecnologia do Ambiente). Universidade do Minho, Portugal.

RIBEIRO P. C. **Fatores que influenciam na proliferação de cianobactérias e microalgas em lagoas de estabilização**. In: XXXI CONGRESO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2008. **Anais**. Santiago, Chile: AIDIS, 2008.

RODRIGUESs, M C. **Tratamento eletrolítico de lixiviado de Aterro sanitário**. 2007. 123p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

SANTA CATARINA. **Decreto nº. 14250, de 05 de junho de 1981**. Regulamenta dispositivos da Lei nº. 5.793, de 15 de outubro de 1980, referentes à proteção e a melhoria da qualidade ambiental, 1981.

SANTOS, S E; VON SPERLING, M. **Avaliação do desempenho operacional de uma ETE em escala real composta de reator UASB seguido de lagoa de polimento**. In: 22º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2003. Joinville, 2006.

SILVA, J. D., **Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por lagoas de estabilização em série – estudo em escala piloto**. 2007. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

SILVA, S. M. C. P.; FERNANDES, F.; LEONE, G. **Possibilidades do Tratamento Físico-Químico para Redução de Carga Orgânica e Precipitação de Metais Pesados do Chorume Produzidos em Aterros Sanitários**. In: IX SILUBESA – SIMPÓSIO LUSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Porto Seguro, Brasil, abril de 2000.

SISINNO, C. L. S.; OLIVEIRA, R. M. **Resíduos Sólidos, Ambiente E Saúde: Uma Visão Multidisciplinar**. 1. ed. Rio de Janeiro: FIOCRUZ, 2000. 142 p.

SOUSA, A. A. P. **Remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos e indicadores bacteriológicos em lagoas de estabilização em escala real**. 1994. Dissertação. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande.

South Florida Water Management District, *An investigation of solid waste landfills in the south florida water management district*, West Palm Beach, 1987.

TRUPPEL, A. **Redução de odores de uma lagoa de estabilização de esgoto sanitário e avaliação de qualidade de seu efluente**. 2002. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos – um manual para regiões de clima quente**. 1994. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande.

VANDEVIVERE, P. C.; BIANCHI, R.; VERSTRAETE, W. *Treatment and reuse of wastewater from the textile wet-processing industry: review of emerging Technologies. J. Chem. Technol. Biotechnol.* n. 72, 1998. p.289-302.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias - lagoas de estabilização**. v. 3. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental: UFMG, Belo Horizonte, 2002.

ZANOTELLI, C. T. **Modelagem matemática de nitrogênio e fósforo em lagoas facultativas e de aguapés para tratamento de dejetos de suínos.** 2002. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.