

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**

**AVALIAÇÃO DA RECIRCULAÇÃO DO EFLUENTE EM
SISTEMA DE LAGOAS TRATANDO LIXIVIADO DE ATERRO
SANITÁRIO**

TEOFILO PEREIRA FONSECA

**Trabalho submetido à Universidade
Federal de Santa Catarina para
Conclusão do Curso de Engenharia
Sanitária e Ambiental**

**Orientadora
Claudia Lavina Martins, Msc.**

**FLORIANÓPOLIS, (SC)
NOVEMBRO/2009**

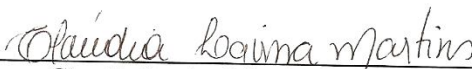
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

AVALIAÇÃO DA RECIRCULAÇÃO DO EFLUENTE EM SISTEMA
DE LAGOAS TRATANDO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

TEOFILO PEREIRA FONSECA

Trabalho submetido à Banca Examinadora como parte dos
requisitos para Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia
Sanitária e Ambiental – TCC II

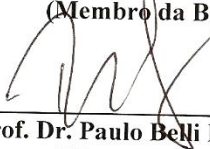
BANCA EXAMINADORA:



Claudia Lavina Martins, Msc. – UFSC
(Orientadora)



Prof.ª Dr.ª Rejane Helena Ribeiro da Costa – UFSC
(Membro da Banca)



Prof. Dr. Paulo Belli Filho – UFSC
(Membro da Banca)

**FLORIANÓPOLIS, (SC)
NOVEMBRO/2009**

*Aos meus pais, Vera e Alcindo, pela
compreensão, carinho e amor
dedicados durante todos esses anos. À
minha irmã, Vanessa, muito obrigado
pelo incentivo e amizade.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus que permitiu que eu chegasse até aqui.

Meus profundos agradecimentos à minha orientadora, Claudia, pela orientação, força e paciência, sem as quais não obteria êxito nesse trabalho, agradeço principalmente pela amizade e confiança.

À Ciça pelo apoio nas análises laboratoriais, sempre pronta para ajudar e a ensinar.

À Catherine e Juliana pela ajuda nas análises.

Aos meus amigos do LABEFLU pelos seis meses de convívio onde pude aprender muito, em especial ao Wanderli, parceiro pra toda hora.

Aos professores Paulo Belli e Rejane pelo acolhimento e ajuda durante minha mobilidade na UFSC.

A dona Eliane pelo auxílio no LIMA.

Aos meus amigos da Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMT pelo apoio e preocupação demonstrados, e principalmente pela amizade sincera durante esses anos de convívio.

Comece fazendo o que é necessário, depois o que é possível, e de repente você estará fazendo o impossível.

São Francisco de Assis

RESUMO

O aumento na geração e consumo de bens descartáveis geram uma grande quantidade de resíduos, isso é um problema; dentre as possibilidades de destino final para estes resíduos estão os aterros sanitários. Estes se bem operados são uma boa alternativa, entretanto possuem o inconveniente de gerarem lixiviados, líquido que possui uma alta carga orgânica e é tóxico. O presente estudo foi realizado em Estação Piloto composta de três lagoas de estabilização em série, localizada na Universidade Federal de Santa Catarina, a fim de avaliar o efeito da recirculação de 100% do efluente no tratamento de lixiviados por um sistema de lagoas de estabilização avaliando seu desempenho na atenuação do potencial poluidor do efluente, e principalmente na redução de compostos nitrogenados. O estudo se estendeu por 16 semanas, onde a partir da décima foi adicionada uma unidade de polimento (filtro de pedras). O monitoramento foi semanal, com o auxílio de uma sonda multiparâmetros YSI 6600 V2, foram determinadas a temperatura ($^{\circ}\text{C}$), pH e OD (mg/L). Já as variáveis físico-químicas foram analisadas em laboratório. Os parâmetros observados foram série de sólidos (mg/L), clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$), DQO (mg/L), DBO (mg/L), amônia (mg/L), nitrogênio NTK (mg/L), COT (mg/L), Cor (UC), Turbidez (NTU), toxicidade e identificação da biomassa. As eficiências de remoção do sistema para os parâmetros DQOt e DQOf foram de 80% e 81%, respectivamente, em relação a amônia obteve-se 89% sem a utilização do filtro de pedras e 99% com o filtro.

Palavras-chave: Aterro Sanitário, Lixiviado, Lagoas de Estabilização, Recirculação.

ABSTRACT

The increase in the generation and consumption of disposable goods generate a lot of waste, this is a problem, among the possibilities of final destination for these wastes are landfills. These if well operated are a good alternative, however have the disadvantage of generating leachate, liquid that has a high organic load and is toxic. This study was conducted at the a Pilot Station which consists of three stabilization ponds in series, located in the Federal University of Santa Catarina, in order to evaluate the effect of recycling 100% of the effluent in the treatment of leachate by a system of stabilization ponds, evaluating the performance in attenuating the risk of polluting by this effluent, especially in the reduction of nitrogen compounds. The study lasted for 16 weeks, which from the tenth was added one unit of polishing (filter stones). The monitoring was weekly performed with an YSI 6600 V2 multifunction probe that determinates temperature (°C), pH and DO (mg/L). The physical-chemical parameters were analyzed in the laboratory. The parameters observed were solids (mg/L), chlorophyll a (mg/L), COD (mg/L), BOD (mg/L), Ammonia (mg/L), Nitrogen NTK (mg/L), TOC (mg/L), Color (UC), Turbidity (NTU), toxicity and identification of the biomass. The removal efficiencies of the system for the parameters COD_t and COD_f were 80% and 81%, respectively. About ammonia the efficiency it was 89% without filter stones and 99% with it.

Keywords: Landfills, Leachate, Stabilization Ponds, Recirculation.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	I
LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS	II
LISTA DE FIGURAS	IV
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	2
2.1. Objetivo Geral	2
2.2. Objetivos Específicos	2
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	3
3.1. A Problemática dos Resíduos Sólidos	3
3.3. Aterro Sanitário	5
3.4. Lixiviado	6
3.4.1. <i>Formação do Lixiviado</i>	6
3.4.2. <i>Características e classificação do lixiviado</i>	7
3.5. Lagoas de Estabilização	10
3.5.1. <i>Lagoas Anaeróbias</i>	11
3.5.2. <i>Lagoas Facultativas</i>	12
3.5.3. <i>Lagoas Facultativas Aeradas</i>	13
3.5.4. <i>Lagoas de Maturação</i>	14
3.6. Recirculação do Efluente em Lagoas de Estabilização ...	14
3.7. Polimento de Lagoas de Estabilização - Filtro de Pedra .	16
4. MATERIAIS E MÉTODOS	16
4.1. Origem do Lixiviado	16
4.2.1. <i>Filtro de Pedras</i>	20
4.3. Monitoramento e Amostragem	22
4.4. Procedimentos Laboratoriais	23

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	26
5.1. Características do lixiviado	26
5.2. Cargas Orgânicas Aplicadas	29
5.3. Parâmetros	29
5.3.1. <i>Oxigênio Dissolvido</i>	29
5.3.2. <i>Temperatura</i>	31
5.3.3. <i>pH</i>	32
5.3.4. <i>Amônia</i>	33
5.3.6. <i>Demanda Química de Oxigênio - DQO</i>	36
5.3.7. <i>Carbono Orgânico Total - COT</i>	37
5.3.8. <i>Série Sólidos</i>	38
5.4. Clorofila a	40
5.5. Avaliação Microbiológica	41
5.6. Ensaios Toxicológicos	42
6. CONCLUSÃO	43
7. RECOMENDAÇÕES	44
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	44

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Características típicas do lixiviado dos aterros brasileiros nas fases ácida e metanogênica	9
Tabela 2. Composição do lixiviado de aterros sanitários de diferentes localidades brasileiras	10
Tabela 3. Principais características físico-químicas do lixiviado do aterro sanitário de Biguaçu-SC	18
Tabela 4. Características e condições operacionais das lagoas.	20
Tabela 5. Dimensões e características físicas e condições operacionais do filtro de pedras.	20
Tabela 6. Análises e métodos	24
Tabela 7. Principais características físico-químicas apresentadas pelo lixiviado durante o período de monitoramento	27
Tabela 8. Cargas Orgânicas Volumétricas	29
Tabela 9. Cargas Orgânicas Superficiais	29
Tabela 10. Resultados das análises de toxicidade para o período de estudos.	42

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas
APHA – American Public Health Association
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
CO₂ - gás carbônico
CH₄ - Gás metano
CTC – Centro Tecnológico
DBO - Demanda bioquímica de Oxigênio
DBO₅ - Demanda bioquímica de Oxigênio em 5 dias
DQO - Demanda Química de Oxigênio
E – Eficiência de remoção (%)
ENS – Engenharia Sanitária e Ambiental
h - horas
H⁺ - íon hidrogênio
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
kWh - quilowatt-hora
LABEFLU - Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos
LARESO - Laboratório de Pesquisa em Resíduos Sólidos
LIMA - Laboratório Integrado de Meio Ambiente
m – metro
m³ – metro cúbico
n – número semanas
NBR - Norma Brasileira Regulamentação
NH₄⁺ - íon amônio

N-NH₄ – Íon Amônio ou Nitrogênio Amoniaco expresso como nitrogênio

NH₃ – Amônia na forma livre

NTK - Nitrogênio Total Kjeldhal

OD - Oxigênio Dissolvido

pH - Potencial Hidrogeniônico

PVC – policloreto de vinila

T (°C) – Temperatura em graus Celsius

TRH - Tempo de Retenção Hidráulico

RSU- Resíduos Sólidos Urbanos

SF – Sólidos Fixos

SS - Sólidos Suspensos

ST – Sólidos Totais

SV – Sólidos Voláteis

UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina

USEPA – United State Environmental Protection Agency

°C - Graus Celsius

% - Porcentagem

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Configurações comuns de lagoas e sistemas de recirculação.	15
Figura 2. Vista aérea do Aterro Sanitário de Tijuquinhas	17
Figura 3. Sistema piloto de lagoas de estabilização em série.....	19
Figura 4. Filtro de Pedras.....	21
Figura 5. Compressor de ar	21
Figura 6. Fluxograma. - Sistemas Piloto de Lagoas de Estabilização...	22
Figura 7. Sonda multiparâmetros YSI 6600 V2.....	23
Figura 8. Tratamento Estatístico - OD (mg/L).....	30
Figura 9. Tratamento Estatístico - Temperatura (°C).....	32
Figura 10. Tratamento Estatístico - pH.....	33
Figura 11. Comportamento da Amônia ao longo do tempo.	34
Figura 12. Comportamento do NTK ao longo do tempo.	35
Figura 13. Comportamento da DQOt ao longo do tempo.	36
Figura 14. Comportamento da DQOf ao longo do tempo.	37
Figura 15. Valores de COT (mg/L) ao longo do tempo.	38
Figura 16. Comportamento dos ST (mg/L) ao longo do tempo.	39
Figura 17. Eficiência de remoção de sólidos (SS, ST, SF e SV) com e sem filtro de pedras.....	40
Figura 18. Diatomáceas (esquerda) e Ciliado (direita) na L2 (1000x)..	41
Figura 19. <i>Chlamydomonas sp.</i> (100x)	42

1. INTRODUÇÃO

A geração de resíduos é um problema tipicamente antrópico. Na natureza não existe este conceito, uma vez que o que sobra de um processo geralmente é aproveitado em outro nível de consumo entre as diversas cadeias alimentares. O Homem, por sua vez, gasta e produz muito além da capacidade do meio ambiente absorver os impactos causados por esta ou aquela ação (RODRIGUES, 2007).

Sumariamente, podemos dizer que o resíduo urbano resulta da atividade diária do homem em sociedade e que os fatores principais que regem sua origem e produção são, basicamente, dois: o aumento populacional e a intensidade da industrialização (LIMA, 1995).

Segundo pesquisa do governo federal, a produção de resíduos se acentua cada vez mais. A massa *per capita* média de RSU coletada em 2007 foi de 0,97 Kg/hab./dia em uma amostra de 277 municípios brasileiros (SNIS, 2007).

A prática de deposição destes resíduos em lixões, aterros controlados ou sanitários vêm sendo amplamente utilizada como forma de dar um destino final aos resíduos sólidos urbanos, já que representa um método de custo relativamente baixo. Dentre as formas de disposição mencionadas, o aterro sanitário se coloca como sendo a única alternativa ambiental e sanitariamente segura, pois conta com diversas características físicas (existência de impermeabilização de base, de drenagem de chorume e drenagem de gás, etc.) e operacionais (frequência de recolhimento, monitoramento ambiental, etc.) as quais garantem um confinamento com o menor impacto.

A interação entre o processo de biodegradabilidade da fração orgânica dos resíduos sólidos e a infiltração de águas pluviais na massa de resíduos solubilizam componentes orgânicos e inorgânicos gerando um líquido escuro, de composição variável, comumente denominado lixiviado.

O lixiviado de aterros sanitários é uma ameaça ao solo, aos recursos hídricos e ao ar, sendo de extrema importância e necessidade seu correto tratamento para lançamento no meio ambiente. A resolução CONAMA 357 de 2005, em seu capítulo 4, art. 24 estabelece:

“Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água, após o

devido tratamento e desde que obedecem a condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis.”

Inúmeras técnicas têm sido estudadas para o correto tratamento dos lixiviados, passando por processos físico-químicos a biológicos.

As Lagoas de Estabilização (largamente difundidos no tratamento de esgoto doméstico) vem sendo uma das técnicas mais aplicadas no Brasil, para o tratamento do lixiviado. Utiliza-se com grande frequência sistemas de lagoas em série (anaeróbias, facultativas, maturação) onde ocorre a remoção da matéria orgânica dos lixiviados, pela ação das bactérias. Existe ainda a possibilidade de recirculação do lixiviado para o aterro, que atenua e dilui os compostos produzidos pela atividade biológica e reações de depuração que ocorrem dentro do aterro sanitário (PIÑEDA, 1998).

Dentro desta premissa, está em andamento no Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos localizado no Departamento de Engenharia Sanitária da Universidade Federal de Santa Catarina (LABE-FLU/ENS/UFSC) uma pesquisa de doutorado onde está se avaliando o tratamento de lixiviado por meio de lagoas de estabilização. O presente trabalho de conclusão de curso se enquadra dentro deste estudo, onde será avaliada a tratabilidade do lixiviado recirculando 100% do efluente final no sistema de lagoas.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Avaliar a recirculação de 100% do efluente em sistema de lagoas de estabilização em série, com aeração contínua da lagoa facultativa.

2.2. Objetivos Específicos

- Verificar a qualidade do efluente final através de parâmetros físico - químicos e biológicos;
- Avaliar a eficiência na série de lagoas com a taxa de recirculação do efluente 100%;
- Identificar os microrganismos presentes nas lagoas (microscopia óptica);

- Analisar a toxicidade do efluente ao final do tratamento.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1. A Problemática dos Resíduos Sólidos

Fatores sociais, econômicos e culturais se relacionam intrinsecamente com a produção de resíduos sólidos. A sociedade contemporânea opta por produtos cada vez mais descartáveis, devido à facilidade que os mesmos proporcionam na correria do dia-a-dia, confundem consumismo com qualidade de vida e como consequência há um grande aumento na geração de resíduos sólidos urbanos que apresentam implicações energéticas, ambientais e sociais (PIUNTI, 2001).

Aproximadamente 125 281 toneladas de lixo domiciliar são coletadas, diariamente, em todos os municípios brasileiros (IBGE, 2000). Trata-se de uma quantidade expressiva de resíduos, para os quais deve ser dado um destino final adequado, sem prejuízo à saúde da população e sem danos ao meio ambiente.

Dados do Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – DMRSU (SNIS, 2007) revelam que no Brasil para uma massa coletada de 29,6 milhões de toneladas em 2007, a maior parte foi depositada em 267 aterros sanitários, controlados ou em lixões. Desse total, de acordo com a classificação dos municípios, 31,1% são lixões, 31,8% são aterros controlados e 37,1% são aterros sanitários.

3.2. Resíduos Sólidos

Na norma brasileira NBR 10004, de 2004, em seu item 3.1, os resíduos sólidos são definidos como:

“Resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções

técnicas e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.”

A mesma norma classifica os resíduos sólidos em:

- a) resíduos classe I - Perigosos;
- b) resíduos classe II – Não perigosos;
 - i. resíduos classe II A – Não inertes.
 - ii. resíduos classe II B – Inertes.

Outra importante forma de classificação é quanto à origem, ou seja, domiciliar, comercial, varrição e feiras livres, serviço de saúde e hospitalar, portos, aeroportos e terminais ferroviários e rodoviários, industriais, agrícolas e entulhos (IPT, 2000).

BIDONE & POVINELLI (1999), também classificam os resíduos sólidos de acordo com a origem:

- Urbanos: enquadram-se os resíduos residenciais, comerciais, de varrição, de feiras livres, de capinação e de poda;
- Industriais: nestes entram os lodos provenientes do processo de tratamento de efluentes líquidos industriais, em alguns casos tóxicos e perigosos;
- Serviços de saúde: incluem os resíduos hospitalares, de clínicas médicas e veterinárias, de centros de saúde, de consultórios odontológicos e de farmácias;
- Radioativos: estão inseridos os resíduos de origem atômica;
- Agrícolas: entram os resíduos resultantes dos processos de produção de defensivos agrícolas e suas embalagens.

Segundo os mesmos autores, a classificação dos resíduos sólidos também pode ser feita de acordo com o grau de degradabilidade, conforme apresentada a seguir:

- Facilmente degradáveis: a matéria orgânica presente nos resíduos sólidos de origem urbana;
- Moderadamente degradáveis: são os papéis, papelão e material celulósico;
- Dificilmente degradáveis: pedaços de pano, retalhos, aparas e serragens de couro, borracha e madeira;

- Não degradáveis: entram os vidros, metais, plásticos, pedras, terra, entre outros.

3.3. Aterro Sanitário

O aterro sanitário é um processo utilizado para a disposição dos resíduos sólidos no solo que, fundamentado em critérios de engenharia e normas operacionais específicas, permite a confinamento segura em termos de controle de poluição ambiental e proteção à saúde pública (IPT, 1995).

A definição para aterro sanitário segundo a NBR 8419/1992 é:

“Técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário.”

Dessa obra, se executada corretamente, decorrem vantagens inquestionáveis. O aterro sanitário é uma solução para qualquer volume de resíduos, apresenta simplicidade executiva, inclusive no que tange equipamentos para sua execução e operação, permite o controle de vetores e transforma biologicamente o material degradável, estabilizando-o. Igualmente, é possível recuperar o gás produzido convertendo-o em energia, aspecto este que atualmente está suscitando inúmeras pesquisas (BIDONE; POVINELLI, 1999).

Os efeitos da infiltração dos lixiviados no solo são considerados como o maior impacto ambiental que um aterro sanitário pode apresentar. Por esta razão, a legislação tende a definir métodos a fim de evitar a contaminação por lixiviados tanto nas águas superficiais quanto subterrâneas. Assim, os aterros sanitários devem estar inseridos em áreas naturalmente ou artificialmente impermeáveis (CALZIANI; COSSU, 1989 *apud* Fernandes, 2009).

A disposição de resíduos em aterros tem o inconveniente da produção de lixiviados, um líquido de cor escura e com alta taxa de DQO, altamente poluidor. Um dos desafios nos projetos de aterros sanitários é o tratamento do lixiviado, uma vez que sua qualidade é alterada em

função das características dos resíduos dispostos no aterro, de fatores relativos à área, de fatores climáticos e, sobretudo, com a idade do aterro, tornando-se relevante o desenvolvimento de técnicas de tratamento eficientes na remoção da carga poluidora do lixiviado e que sejam compatíveis com a realidade técnica e econômica dos municípios (MAN-NARINO et al., 2006 *apud* Silva, 2007).

3.4. Lixiviado

3.4.1. Formação do Lixiviado

A norma 8419 de 1992 da ABNT define lixiviado como:

“líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como característica a cor escura, o mau cheiro e a elevada DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio)”.

Definição semelhante é apresentada por QASIN e CHIANG (1994) onde descrevem que a interação entre o processo de biodegradação da fração orgânica dos resíduos sólidos e a infiltração de águas pluviais na massa de resíduos solubilizam componentes orgânicos e inorgânicos, gerando um líquido escuro, de composição variável, comumente denominado lixiviado.

A geração de lixiviados geralmente ocorre pelo escoamento superficial e pela infiltração das águas de precipitações. Rademaker e Young (1980) citados por Haddad (2009) afirmam que o escoamento superficial é geralmente caracterizado por altas taxas de fluxo e por curtos períodos de contato, geralmente horas, e é o principal método de movimento físico dos sólidos suspensos. A infiltração por sua vez, é caracterizada por baixas taxas de fluxo, por um período de contato bem maior e ocorre principalmente em solução.

A idade do aterro sanitário e o grau de estabilização do material sólido disposto têm grande influência na composição do lixiviado. Outros fatores, como: características do material aterrado, grau de compactação, quantidade de infiltração de água e regime de chuvas também podem ser responsáveis pela qualidade e quantidade do lixiviado (QASIN e CHIANG (1994).

3.4.2. Características e classificação do lixiviado

Os lixiviados de aterros sanitários são líquidos concentrados, caracterizados inicialmente por pH ácido, valores elevados de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio e pela presença de compostos tóxicos (Qasim; Chiang, 1994 *apud* Ranzi, 2009).

Castilhos Jr. et al. (2003) *apud* Souza (2005), afirmam que as principais análises realizadas no monitoramento de águas subterrâneas e superficiais, com o objetivo de detectar possíveis contaminações por líquidos percolados são a DBO, DQO, sólidos, OD, pH, metais, fósforo e nitrogênio total e amoniacal.

Um grande número de compostos perigosos podem estar presentes em lixiviados de aterros sanitários, muitos dos quais ainda não foram identificados.

Analisando uma gama de 400 parâmetros e compostos de lixiviados, oriundos de 12 aterros municipais na Suécia, Oman e Junestedt (2007) detectaram mais de 90 compostos orgânicos e metais orgânicos e 50 elementos inorgânicos, alguns dos quais não tinham sido detectados antes.

Muito dos compostos previamente detectados, foram quantificados em concentrações muito baixas, entretanto, afirmam os autores, baixas concentrações não eliminam ameaças ao meio ambiente, assim como muitos compostos podem ser perigosos mesmo em poucas quantidades e os efeitos negativos são frequentemente ocasionados por efeitos múltiplos e sinérgicos.

Segundo Castilhos Jr. et al. (2006) o lixiviado pode conter matéria orgânica dissolvida ou solubilizada, nutrientes, produtos intermediários da digestão anaeróbia dos resíduos, como ácidos orgânicos voláteis, substâncias químicas, como por exemplo, metais pesados como o cádmio, zinco, mercúrio ou organoclorados, oriundos do descarte de inseticidas e agrotóxicos, além de microrganismos.

De acordo com Christensen et al., (2002) *apud* Castilhos Jr. et al. a pluma de lixiviado pode conter cinco grupos de poluentes:

- Matéria orgânica dissolvida (MOD) expressa pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO) demanda química de oxigênio (DQO) ou pelo carbono orgânico total (COT), incluindo ácidos fólicos e húmicos;

- Macrocomponentes inorgânicos Ca^{++} , Mg^{++} , K^+ , NH_4^+ , Fe^{++} , Mn^{++} , CL^- , SO_4^- , HCO_3^- ;
- Elementos traço: Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn;
- Compostos orgânicos xenobióticos (COXs) presentes em baixas concentrações, incluindo hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, e compostos alifáticos clorados, e;
- Outros componentes como boro, arsênio, bário, selênio, mercúrio e cobalto, que são encontrados em baixíssimas concentrações.

Gerba (1991) citado por Silva (2005) inclui ainda os microrganismos, tais como bactérias, fungos, protozoários, helmintos, e vírus, entre outros. Entretanto, segundo Qasim e Chiang (1994), existe uma significante desativação nas populações de vírus e bactérias com a idade do resíduo sólido. Isto é atribuído as condições ambientais adversas como a elevação inicial da temperatura, persistente pH baixo, e a presença de compostos químicos que estão geralmente associados com os processos de decomposição dos resíduos.

Quanto à DBO_5 , o lixiviado, normalmente apresenta valores na ordem de 3.000 a 19.000 mg/L (SA; KIRCHNER; LOCH, 1993 *apud* Fernandes, 2009). Essa ampla faixa de valores ocorre uma vez que, no processo de degradação do lixo até a sua inertização, várias etapas estão concorrentes, ou seja, o lixo depositado anteriormente estará em fase de degradação mais adiantada do que o lixo depositado recentemente. Esse valor também é função da composição do resíduo, variando de acordo com sua heterogeneidade (Fernandes, 2009).

O nitrogênio é considerado como um poluente importante do lixiviado, principalmente em função dos diferentes estados de oxidação que pode assumir, da toxicidade da amônia e do favorecimento do processo de eutrofização, o qual provoca queda do teor de oxigênio dissolvido na água (SILVA, 2002 *apud* Da Silva, 2009).

Geralmente a idade do aterro é critério de classificação do lixiviado e a razão DBO/DQO (razão de biodegradabilidade), diminui com os anos, ou seja, quando o aterro se torna mais velho. Quanto menor o valor da relação, mas difícil se torna a biodegradação do lixiviado, pois se têm que a maior parte dos compostos biodegradáveis já foi digerida pelos microrganismos, sendo esses os principais agentes na degradação e reciclagem de nutrientes. A baixa biodegradabilidade do lixiviado de aterros antigos também é denominada recalcitrância.

De acordo com Tchobanoglous (1997) *apud* Cunha (2003), se a amostragem for realizada durante a fase acidogênica de degradação do

lixo (fase que pode durar anos) os valores de pH serão muito baixos e os valores de DBO, DQO, carbono total, sólidos suspensos totais, íons nutrientes e íons metálicos diversos, incluindo metais pesados, serão correspondentemente altos nos líquidos percolados.

Por sua vez, concluem os autores, se a amostragem for realizada durante a fase metanogênica, típica de aterros maduros, que foram fechados há muito tempo, os valores do pH serão muito próximos da neutralidade (entre 6,5 e 7,5) e os valores de DBO, DQO, carbono total, sólidos suspensos totais, íons nutrientes e íons metálicos podem ser bastante baixos, entretanto nesta fase os valores de nitrogênio amoniacal são cada vez mais altos nos líquidos percolados e são característicos de aterros de lixo maduros, onde predomina a fase metanogênica.

A tabelas 1 e 2 mostram as variações das concentrações de lixiviado com a idade do aterro e a composição do lixiviado de aterros sanitários brasileiros para diferentes localidades, respectivamente:

Tabela 1. Características típicas do lixiviado dos aterros brasileiros nas fases ácida e metanogênica. Fonte: Souto (2009).

Variável	Fase Ácida		Fase Metanogênica	
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
pH	4,4	8,4	5,9	9,2
Alcalinidade Total	170	32000	125	20200
DBO (mg/L)	1	55000	3	17200
DQO (mg/L)	90	100000	20	35000
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	0,07	2000	0,03	3000
Fósforo Total (mg/L)	nd	260	nd	80
Cloreto (mg/L)	275	4700	20	6900
Ferro Total (mg/L)	nd	1400	0,01	720

Tabela 2. Composição do lixiviado de aterros sanitários de diferentes localidades brasileiras. Fonte: Castilhos Jr. et. al (2006) adaptado de Mozer (2003).

Parâmetro (mg/L), exceto pH	Santo André (SP)		Itapecerica da Serra (SP)		São Giáco- mo (SP)		Londrina 2005 (PR)
	mín	máx	mín	máx	mín	máx	---
pH	6,90	8,65	7,05	7,14	5,71	8,40	8,30
DQO	2600	8050	2560	3700	558	49680	4500
DBO	1720	5790	2520	2720	99	26799	330
N_{TOTAL}	600	4950	160	160	144	1494	1300
N_{AMONIACA}	25	1000	*	*	0,6	1258	1100
Nitrito	0,005	0,10	---	0,015	*	*	*
Nitrato	<0,20	0,60	0,06	0,08	*	*	*
SST	1230	3350	1320	2760	*	*	82

3.5. Lagoas de Estabilização

O sistema de lagoas de estabilização é propício ao tratamento de lixiviados, uma vez que este é um processo de fácil aplicação, projeto e operação, além de ser um dos processos mais simples para o tratamento dos esgotos. É um tratamento indicado para efluentes com alta concentração de matéria orgânica, além de ser um dos tratamentos biológicos que apresenta menor custo (SILVA *et al.* 2006 *apud* Funari, 2009).

As lagoas de estabilização são reguladas pelas condições climatológicas de temperatura, intensidade e duração da luz solar, sendo significativamente favorecidas em regiões de clima tropical e subtropical, como é o caso do Brasil. Dessa forma, tornam-se relevantes os estudos regionais sobre o comportamento do processo a fim de otimizar o processo natural (GOTARDO, 2005).

Jordão e Pêsoa (2005) conceituam lagoas de estabilização como sistemas de tratamento biológico em que a estabilização da matéria orgânica é realizada pela oxidação bacteriológica (oxidação aeróbia ou fermentação anaeróbia) e/ou redução fotossintética das algas.

Os mesmos autores classificam as lagoas de acordo com a forma predominante pela qual se dá a estabilização da matéria orgânica a ser tratada, comumente são classificadas em:

- Anaeróbias
- Facultativas;
- Aeradas;
- De maturação;
- De polimento
- Estritamente aeróbias;
- Com macrófitas.

No presente trabalho serão discutidas as lagoas anaeróbias, facultativas, aeradas e de maturação.

3.5.1. Lagoas Anaeróbias

Lagoas anaeróbias constituem uma forma alternativa de tratamento, na qual a existência de condições *estritamente anaeróbias* é essencial. Tal condição é alcançada através da aplicação de uma alta carga de DBO por unidade de volume da lagoa, a qual ocasiona uma taxa de consumo de oxigênio várias vezes maior que a taxa de produção. No balanço de oxigênio, a produção por fotossíntese e aeração atmosférica, nesse caso, são insignificantes (Von Sperling; Chernicharo, 2005).

Nas lagoas anaeróbias são os fenômenos da digestão ácida e fermentação metânica que tomam parte no processo. Microrganismos facultativos (bactérias acidogênicas) transformam compostos orgânicos complexos em substâncias e compostos mais simples, principalmente ácidos orgânicos onde ocorre síntese de material celular e compostos intermediários (mercaptanas, H_2S), o pH abrange uma faixa entre 5 e 6, é denominada fase de “digestão ácida” (Jordão e Pêsoa, 2005).

Simultaneamente ao processo da digestão ácida, bactérias metanogênicas (formadoras do metano, estritamente anaeróbias), transformam os ácidos da fase inicial em metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), o pH sobe para uma faixa entre 7,2 e 7,5; a temperatura deve manter-se acima de $15^\circ C$, abaixo desta temperatura as bactérias anaeróbias tem pouca atividade (Jordão e Pêsoa, 2005).

As lagoas anaeróbias representam uma alternativa para a remoção de poluentes orgânicos, porém, devem ser aplicadas na etapa inicial do tratamento, uma vez que, como qualquer outro reator anaeróbio, produzem efluentes com ausência de oxigênio dissolvido e concentrações indesejáveis de amônia e sulfetos, fazendo-se necessária uma etapa pos-

terior de tratamento baseado em processos biológicos aeróbios (MONTÉGIA E SOBRINHO, 1999)

3.5.2. Lagoas Facultativas

As lagoas facultativas caracterizam-se por possuir uma zona aeróbia superior, em que os mecanismos de estabilização da matéria orgânica são a oxidação aeróbia e a redução fotossintética, e uma zona anaeróbia na camada de fundo, onde ocorrem os fenômenos típicos da fermentação anaeróbia. A camada intermediária entre essas duas zonas é dita facultativa, predominando os processos de oxigenação aeróbia e fotossintética (Jordão e Pêsoa, 2005).

As principais características dessas lagoas são: cor verde, elevado teor de oxigênio dissolvido e grande quantidade de sólidos suspensos (algas) de difícil sedimentação. Elas operam com cargas orgânicas menores que as utilizadas nas lagoas anaeróbias, permitindo um desenvolvimento de algas nas camadas mais superficiais e iluminadas, o que conferi a cor verde à água. Os processos de oxidação bacteriana neste tipo de lagoa convertem o material orgânico a dióxido de carbono, amônia e fosfatos (KÖNIG, 1990).

A lagoa facultativa é influenciada por fatores ambientais incontroleáveis como temperatura, evaporação, precipitação, ventos e radiação solar. Esses fatores são responsáveis por um melhor funcionamento da lagoa (Fonseca, 2005). Jordão e Pêsoa (2005) ainda acrescentam as nuvens, que impedem a passagem da radiação solar, e a mistura e estratificação térmica na lagoa.

Dentre os fatores controláveis, os autores ressaltam: o tipo e a vazão afluente; concentração da DBO ou DQO; concentração de sólidos; concentração de coliformes fecais; concentração de nutrientes (N e P); toxicidade; e substâncias com cor.

Destaca-se entre esses fatores a carga de DBO aplicada (carga superficial), para lagoas facultativas as mesmas devem ser baixas, na ordem de 100 a 400 kg DBO/ha.dia, para que haja condições de desenvolvimento da biomassa algal.

Três processos estão presentes nas lagoas facultativas, são eles:

- Zona anaeróbia: a matéria orgânica suspensa (DBO particulada) sedimenta formando o lodo no fundo da lagoa, este é decomposto por microrganismos anaeróbios, onde é convertido em dióxido de carbono, metano, gás sulfídrico e outros;

- Zona aeróbia: a matéria orgânica dissolvida (DBO solúvel), junto com pequenas partículas de matéria orgânica suspensa (DBO finamente particulada) não sedimenta e fica dispersa na massa líquida. Na faixa superior da lagoa há uma zona aeróbia devido à liberação de O₂ pelas algas através da fotossíntese, nessa zona a matéria orgânica é oxidada pela respiração aeróbia.
- Zona facultativa: é a zona onde a ausência de oxigênio pode ocorrer, localiza-se entre as duas outras descritas acima. Devido a isto, é essencial a presença de grupo de bactérias que sobrevivam tanto com ou sem oxigênio livre (bactérias facultativas).

As lagoas facultativas podem ser dimensionadas considerando o tempo de retenção hidráulica ($t = 15$ a 45 dias), a profundidade e cargas orgânicas aplicadas, estas variando entre 100 e 350 kg DBO₅/ha.d, em função da temperatura, latitude, exposição solar, altitude, evaporação, pluviometria e outros fatores locais. Devem ser observados também os regimes hidráulicos (fluxo pistão, fluxo disperso e mistura completa) e pode ser adotada nos cálculos a remoção de DBO₅ segundo uma reação de primeira ordem (VON SPERLING, 2002; ZANOTELLI, 2002)

3.5.3. Lagoas Facultativas Aeradas

A lagoa aerada facultativa é utilizada quando se deseja ter um sistema predominantemente aeróbio, e de dimensões mais reduzidas que as lagoas facultativas ou o sistema de lagoas aeróbias seguidas por lagoas facultativas. A principal diferença das lagoas facultativas aeradas em relação à lagoa facultativa convencional é quanto à forma de suprimento de oxigênio. Enquanto na lagoa facultativa o oxigênio é advindo da fotossíntese, no caso da lagoa aerada facultativa o oxigênio é obtido principalmente através de *aeradores* (Von Sperling, 1996).

Jordão e Pêsoa (2005) esclarecem que é comum a denominação de “lagoa aerada” para este tipo de lagoa. Entretanto, nas lagoas facultativas aeradas embora o suprimento de ar seja suficiente para manter o oxigênio dissolvido na maior parte da massa líquida (camada superficial), não é suficiente para estabelecer a mistura completa nem o fluxo contínuo, permitindo a separação por sedimentação de parcelas dos sólidos em suspensão, e subsequente decomposição anaeróbia.

Segundo Berthet (1979) a utilização de aeradores nas lagoas de estabilização possui os seguintes inconvenientes: consumo de energia; criação de uma biomassa floculada em suspensão; aparecimento de es-

pumas e difusão de bruma de aerossóis formados de germes bacterianos, plâncton e sais minerais, entre outros. Tem, porém as seguintes vantagens: mistura da massa líquida, impedindo a estratificação das camadas líquidas, aeração do meio; e volatilização (*stripping*) de compostos tóxicos como o NH₃.

3.5.4. Lagoas de Maturação

As lagoas de maturação são usadas ao final de um sistema clássico de lagoas de estabilização, e através delas almeja-se a melhoria da qualidade do efluente anteriormente tratado, pela redução de organismos patogênicos, particularmente coliformes fecais (Jordão e Pêssoa, 2005).

A lagoa de maturação é dimensionada com objetivo de redução desses organismos patogênicos; assim, para uma melhor desinfecção do efluente, alguns fatores são essenciais: menores profundidades, alta penetração da radiação solar (radiação ultravioleta), elevado pH e elevada concentração de OD. Todos esses fatores favorecem a oxidação responsável pela eliminação dos patogênicos (Fonseca, 2005). Além destes, aliam-se temperatura, escassez de alimentos, organismos predadores, competição e sedimentação (cistos de protozoários e ovos de helmintos).

As lagoas de maturação são caracterizadas por uma pequena profundidade (0,8 a 1,5 m) e forte concentração de algas; o elemento chave desse tipo de lagoa é o oxigênio de origem exclusivamente fotossintética (Castilhos Jr. et. al., 2006). O dimensionamento das lagoas deve ser efetuado com base na taxa de decaimento das bactérias ou no tempo de retenção que deve ser superior a 3 dias, de modo a evitar curtos-circuitos e perda das algas (Mara e Pearson, 1986 *apud* Castilhos Jr. et. al., 2006; Jordão e Pêssoa, 2005).

3.6. Recirculação do Efluente em Lagoas de Estabilização

A utilização de bombas de recirculação para retornar o efluente de uma lagoa para a entrada da própria lagoa traz inúmeros benefícios à operação das lagoas e, em certos casos, ela é considerada indispensável (UEHARA, 1989 *apud* TRUPPEL, 2002).

A recirculação é utilizada principalmente em sistemas sobrecarregados ou mal dimensionados, exceto para a diluição, no caso de efluentes com concentrações muito altas de resíduos (USEPA, 1983).

Há três tipos comuns de sistemas de recirculação em lagoas: série, paralela e paralela-série (Figura 1).

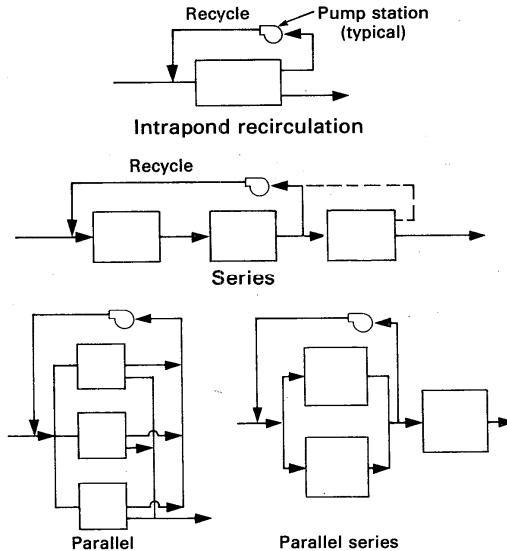


Figura 1. Configurações comuns de lagoas e sistemas de recirculação (USEPA, 1983).

No caso de lagoas em séries, um objetivo da recirculação é o decaimento da carga orgânica na primeira célula do sistema. Enquanto a carga superficial não é reduzida por esta configuração, o tempo de retenção do líquido é reduzido. Outra vantagem da recirculação na configuração em série é o fato da DBO de entrada na lagoa ser reduzida (USEPA, 1983).

A recirculação do efluente de uma lagoa facultativa unicelular, para a entrada da mesma lagoa corrige as deficiências do oxigênio dissolvido em decorrência da estratificação térmica, além de auxiliar a prevenção de odores e o surgimento de condições anaeróbias nas entradas da lagoa. A recirculação do líquido, abaixo do termoclima (hipolimnio), possibilita que certas espécies de algas não móveis e produtoras de oxigênio (por exemplo, as *Chlorellas*) tenham a oportunidade de frequentar a zona fótica, região mais propícia às suas atividades fotossintéticas.

ticas. A recirculação do efluente de uma lagoa facultativa secundária para uma facultativa primária permite suprimir odores decorrentes de sobrecargas temporárias na primeira célula. Outro fator importante é a possibilidade de projetar a célula primária para receber cargas orgânicas mais elevadas e assegurar a mistura do conteúdo líquido das lagoas (VON SPERLING, 1996 *apud* TRUPPEL, 2002).

3.7. Polimento de Lagoas de Estabilização - Filtro de Pedra

Os sistemas de tratamento de efluentes por lagoas de estabilização caracterizam-se pela alta produção algal medidas indiretamente pelos parâmetros Sólidos Suspensos Totais (SST) e Clorofila “a”, os quais necessitam serem removidos antes de lançados nos corpos hídricos, uma vez que podem acarretar no aumento do consumo de oxigênio no processo de autodepuração natural e em consequência na alteração das condições de vida aquática (OLIVEIRA, 2008).

Um filtro de pedra opera permitindo que o efluente das lagoas escoe através de um leito poroso de pedras, ocasionando a adesão das algas na superfície das pedras enquanto a água escoar pelos espaços vazios. As algas acumuladas são então biologicamente degradadas (USEPA, 1983).

Problemas com odor podem ocorrer, e a vida útil dos filtros assim como os procedimentos de limpeza ainda não foram concretamente estabelecidos; entretanto várias unidades operaram com sucesso por mais de 20 anos, afirmam Middlebrooks et. al. (2005). Os mesmos autores relatam que as principais vantagens dos filtros de pedra são os custos de construção relativamente baixos e a operação simples.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Origem do Lixiviado

O lixiviado utilizado nesta pesquisa é oriundo do Aterro Sanitário de Tijuquinhas localizado no km 177,6 da BR 101 em Biguaçu – SC (Figura 2).

O aterro é administrado pela empresa *Proactiva Meio Ambiente - Brasil* e está em funcionamento desde 1990. Atualmente recebe resíduos oriundos de 22 municípios catarinenses, totalizando uma média de 800 T/dia, podendo chegar a 1000 T/dia na época de alta temporada (De-

zembro à Fevereiro). O aterro ocupa uma área aproximada de 624.000 m², onde são aterrados resíduos sólidos domésticos, comerciais e eventualmente industriais (Proactiva Brasil, 2009). A ocupação do solo em torno do local se caracteriza pela predominância de atividades rurais e não há nenhum centro urbano num raio de 8 km a contar do aterro sanitário (Silva, 2007). Estima-se que a vida útil do aterro será de 7 anos, contados a partir de 2009, ou seja, o seu esgotamento está previsto para meados de 2016 (Proactiva Brasil, 2009).



Figura 2. Vista aérea do Aterro Sanitário de Tijuquinhas. (Fonte: Google Earth, 2009)

O lixiviado produzido é submetido a um tratamento físico-químico e biológico. O processo de tratamento se dá após a drenagem dos lixiviados, que são conduzidos até o poço de equalização que tem a função de equalizar a vazão e a carga orgânica. Deste poço, o efluente segue para o tratamento biológico através de três tanques de lodos ativados com aeração prolongada e recirculação de lodo. Após o sistema biológico, o efluente é encaminhado para um flotor para a separação do lodo biológico e posteriormente para o tratamento físico - químico. Após os decantadores, o efluente tratado passa por uma etapa de desinfecção, visando à remoção de patógenos e finalmente lançado no Rio Inferninho, cujas águas estão a 386 metros de distância do aterro sanitário Tijuquinhas, em Biguaçu-Sc.

Os gases gerados são coletados por um sistema de drenagem e posteriormente queimados em dois queimadores através de queima controlada. Segundo dados da empresa, as cargas de DBO_5 são zeradas ao final do processo e a concentração da amônia (NH_3) abaixo de 20 mg/L. Na Tabela 3 são mostradas as principais características do lixiviado analisado.

Tabela 3. Principais características físico-químicas do lixiviado do aterro sanitário de Biguaçu-SC (Fonte: Silva, 2007).

Parâmetros	Média	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
pH	8,22	0,29	8,96	8,08
T (°C)	25,92	2,25	31,6	23,7
Condutividade (mS/cm)	15	2,6	19,4	11,9
ST (mg/l)	8417	1228	9604	6111
SV (mg/l)	1781	932	3522	748
SF (mg/l)	6665	730	7540	5563
N- NO_3 (mg/L)	11,8	3,59	18,8	6,3
N- NH_4 (mg/L)	1485	385	2027	850
Fósforo Total (mg/L)	29	12	53	19
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	4403	2692	6400	480
Cloretos (mg/L)	2353	267	2840	1988
Turbidez (NTU)	308	74	443	208
Sulfato (mg/L)	166	60	281	114
DQO (mg/L)	3660	1431	6103	1577
DBO_5 (mg/L)	1247	802	2759	450
COT (mg/L)	1052	422	1585	513
Dureza (mgCaCO ₃ /L)	943	282	1250	440
Pot. Redox (mV)	-59	10	-41	-71
Cor (UC)	4728	1720	6500	2803

4.2. Sistema Piloto

As instalações piloto de tratamento deste estudo foram montadas nas dependências do Laboratório Experimental de Resíduos Sólidos, do

Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Foram utilizadas 3 lagoas em séries construídas em fibra de vidro e seu monitoramento foi realizado durante 16 semanas. Nas últimas 6 semanas deste trabalho, foi inserida ao final do tratamento de lagoas, um filtro de pedras com o intuito de remover as algas existentes.

O lixiviado oriundo do tanque de equalização do aterro sanitário de Biguaçu é encaminhado ao Laboratório Experimental de Resíduos Sólidos, por transporte em caminhão-tanque, onde é depositado em um tanque de armazenamento de fibra de vidro com capacidade de 5m^3 , provido de tampa. Deste tanque, por meio de uma bomba centrífuga, o lixiviado é encaminhado para o tanque de equalização com volume de 1m^3 (EB), de onde é bombeado para as lagoas de tratamento. A comunicação entre as lagoas ocorre por gravidade.

A primeira lagoa (L1) possui formato cilíndrico e é anaeróbia, é seguida de uma lagoa facultativa aerada (L2) de formato retangular e por último, uma lagoa de maturação (L3) também de formato retangular. Na Figura 3 está apresentada foto do sistema piloto de tratamento em estudo.

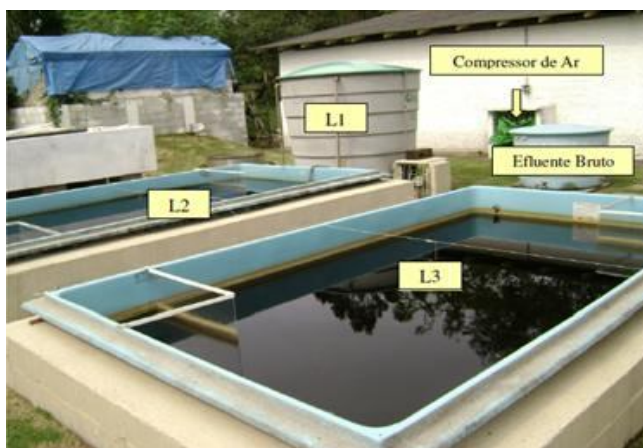


Figura 3. Sistema piloto de lagoas de estabilização em série

As lagoas L2 e L3 possuem chicanas na entrada e saída, com o objetivo de direcionar o lixiviado e evitar curtos-circuitos. As dimensões das lagoas estão expostas na Tabela 4.

Tabela 4. Características e condições operacionais das lagoas.

Dimensões	L1	L2	L3
Comprimento	-		4,36
Largura	-		2,40
Diâmetro	1,85	-	-
Área (m²)	-		10,46
Profundidade	1,85	0,80	0,60
Volume (m³)	5,00	8,37	6,25
TRH (dias)	12,5	21	15,6
Vazão Alimentação	200 L/d	200 L/d	200 L/d
Vazão de Recirculação	200 L/d	200 L/d	200 L/d
Vazão Total Afluente	400 L/d	400 L/d	400 L/d

4.2.1. Filtro de Pedras

Durante um período de seis semanas foi testado o uso de um filtro de pedras (figura 4) com o intuito de dar polimento ao lixiviado já tratado nas lagoas, principalmente quanto à remoção de algas.

O filtro de pedras possui uma granulometria de 38 mm a 76 mm (brita n^o4) e taxa de aplicação de 0,25 m³/m³.dia.

As características físicas e operacionais do FP são mostradas na Tabela 5.

Tabela 5. Dimensões e características físicas e condições operacionais do filtro de pedras.

	Comprimento (m)	Largura (m)	Profundidade (m)	Volume (m³)	TRH (dias)	Vazão (L/d)
FP	3,00	0,50	0,50	0,75	4	200

4.2.2. Aeração do Sistema Piloto

A aeração do sistema se dá na lagoa 2, onde estão instalados dois difusores na base que insuflam ar no efluente a uma taxa de 77,5 litros por minuto (77,5 L/min), durante as 24h do dia. Os difusores estão co-

nectados a um compressor de ar (Figura 5) por meio de uma canalização de PVC.



Figura 4. Filtro de Pedras



Figura 5. Compressor de ar

4.2.3. Recirculação do Lixiviado

A recirculação do lixiviado tem por objetivo diluir a carga orgânica recebida do efluente bruto e consequentemente reduzir os compostos gerados pela atividade biológica. Esta recirculação consiste em conduzir por meio de mangueiras com auxílio de bombas peristálticas, 100% do lixiviado tratado na saída da lagoa 3 (SL3) para a lagoa 1 (ponto L1), conforme esquema apresentado na Figura 6. Dentro da lagoa L1 ocorre a mistura do efluente tratado com o efluente bruto, que alimentará a Lagoa 2 com uma vazão de 400 L/d..

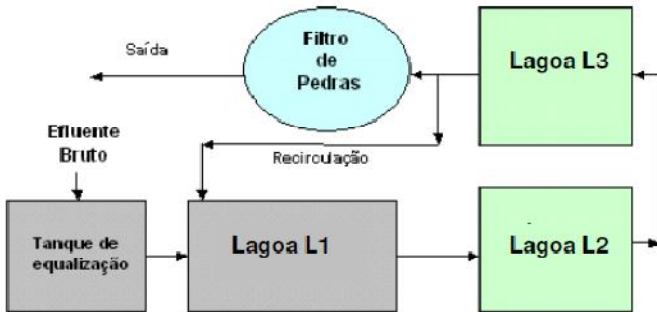


Figura 6. Fluxograma. - Sistemas Piloto de Lagoas de Estabilização

4.3. Monitoramento e Amostragem

O monitoramento foi realizado semanalmente, onde foram medidos *in loco* os parâmetros: OD, pH e Temperatura, utilizando-se a sonda multiparâmetros YSI 6600 V2 (Figura 7).



Figura 7. Sonda multiparâmetros YSI 6600 V2.

Os pontos monitorados foram: EB = Efluente Bruto; SL1 = Saída Lagoa 1; SL2 = Saída Lagoa 2; SL3 = Saída da Lagoa 3; FP = Filtro de Pedras.

As amostras foram coletadas pela manhã, das 08h00min as 09h00min, em frascos âmbar de 500 ml e encaminhadas ao Laboratório Integrado do Meio Ambiente (LIMA) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental para análises dos parâmetros: DBO_{5f} (filtrada), DQOt, DQOf, NTK, Amônia, Sólidos Suspensos, Série de Sólidos (ST, SF e SV), COT e Clorofila *a*.

Também foram coletadas amostras para análise qualitativa da biomassa algal via microscopia ótica e para os testes toxicológicos.

4.4. Procedimentos Laboratoriais

Os procedimentos laboratoriais foram realizados sequencialmente as coletas, no Laboratório Integrado do Meio Ambiente (LIMA). Quase em sua totalidade os procedimentos adotados são os preconizados pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA, WEF, 1998).

Na Tabela 6 estão listados as análises e métodos utilizados.

Tabela 6. Análises e métodos

ANÁLISES	MÉTODO
OD (mg/L); T (° C); pH	Sonda multiparâmetros (YSI)
Cor (UC)	Método Colorimétrico (espectrofotometria, $\lambda = 254 \text{ nm}$)
Turbidez (NTU)	Método Nefelométrico
DQO (mg/L) total ou filtrada	Colorimétrico - Refluxo Fechado
DBO ₅ (mg/L) total ou filtrada	Manométrico HACH
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	Gravimétrico após filtração em membrana de acetato de celulose 0,45 μm
ST (mg/L), SF (mg/L), SV (mg/L)	Gravimétrico
Amônia (mg/L)	Destilação Kjeldahl
Nitrogênio NTK (mg/L)	Destilação Kjeldahl
Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$)	Extração em álcool etílico (Método de NU- SH, 1980)
COT (mg/L)	Método NPOC – Carb. Org. Não-Purgável TOC -5000A - Shimadzu
Testes Toxicológicos	Toxicidade aguda com <i>Daphnia Magna</i>
Identificação de Plâncton	Microscopia Ótica (microscópio OLYMPUS modelo BX-41)

4.5. Carga Orgânica

O cálculo de carga orgânica aplicada foi realizado para os parâmetros DQO, DBO e N-NH₄.

A Carga Orgânica Volumétrica (COV) aplicada às lagoas L1, L2 e L3, será dada em g.DQO/m³.dia ou g.DBO/m³.dia ou g.N-NH₄/m³.dia, calculada como mostra a equação 1:

$$COV = \frac{(CxQ)}{V} \quad (\text{Equação 1})$$

Onde:

C = concentração afluente de DQO, DBO ou N-NH₄(g/m³)

Q = vazão de entrada (m³/dia)

V = volume da lagoa (m³)

Carga Orgânica Superficial (COS) aplicada às lagoas L2 e L3, dada em kg.DQO/ha.dia, ou kg.DBO/ha.dia ou kg.N-NH₄/ha.dia, calculada como mostra a equação 2:

$$COS = \frac{(CxQ)}{A} \quad (\text{Equação 2})$$

Onde:

C = concentração afluente de DQO, DBO ou N-NH₄ (g/m³)

Q = vazão de entrada (m³/dia)

A = Área da lagoa (ha)

A variação das cargas de dá exclusivamente devido à alteração da concentração do próprio lixiviado, já que a vazão e o tempo de retenção hidráulica foram mantidos constantes durante o experimento.

4.6. Eficiência do Sistema

A eficiência de remoção das lagoas foi calculada para as principais variáveis, utilizando a equação 3:

$$E = \frac{(Af - Ef)}{Af} \times 100 \quad (\text{Equação 3})$$

Onde:

E = Eficiência de Remoção (%)

Af = Concentração do Afluente (mg/L)

Ef = Concentração do Efluente (mg/L)

Para o cálculo da eficiência final do sistema de lagoas, o EB foi considerado Af e o SL3 como Ef, isto para a primeira fase de estudos. Com a adição do FP, este passou a ser Ef na equação acima.

4.7. Exploração dos Resultados

Os resultados foram tratados estatisticamente utilizando “análise exploratória”, através de diagramas de caixas (medianas e quartis) e tabelas contendo médias e desvio padrão. Igualmente, serão traçados gráficos para expressar a variação dos parâmetros com auxílio dos softwares: Excel 2007, STATISTICA® 7.0 (STATSOFT, Inc., 2004).

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1. Características do lixiviado

O monitoramento foi realizado durante 16 semanas (n=16), entre os meses de julho e novembro de 2009. O filtro de pedras foi monitorado a partir da décima semana (n=6 semanas).

As principais características físico-químicas do lixiviado durante o período deste estudo estão expressas na tabela 7, onde constam as médias das concentrações obtidas e seus respectivos desvios padrões para cada unidade de tratamento.

Tabela 7. Principais características físico-químicas apresentadas pelo lixiviado durante o período de monitoramento

Ponto	Amônia (mg/L)		NTK (mg/L)		DQOt (mg/L)		DQOf (mg/L)		DBO ₅ f (mg/L)		COT (mg/L)	
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
EB	1544	235	1643	201	2456	585	1938	460	1237	1189	549	111
SL1	870	323	870	282	1631	499	1307	476	311	186	377	103
SL2	336	124	311	92	1067	335	861	272	358	256	307	246
SL3	176	108	139	69	968	274	803	316	217	207	249	128
FP	14	7	18	6	504	164	366	143	50	31	100	28

Ponto	Clorofila <i>a</i> (µg/L)		Cor (UC)		Turbidez (NTU)		OD (mg/L)		pH	
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
EB	-	-	4274	2488	156	116	nd	-	9,9	0,1
SL1	-	-	2986	2077	82	50	nd	-	10,1	0,1
SL2	-	-	2405	1467	15	5	2,2	0,9	9,8	0,1
SL3	294	230	2324	1571	22	10	2,5	1,1	9,1	0,5
FP	30	19	1422	1498	20	5	3,8	2,1	9,2	0,8

Ponto	SS (mg/L)		T (°C)		Sólidos Totais (mg/L)		Sólidos Fixos (mg/L)		Sólidos Voláteis (mg/L)	
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
EB	469	192	20,3	3,1	8202	101	7416	1796	2000	1139
SL1	258	95	21,3	3,4	-	-	-	-	-	-
SL2	159	112	20,9	3,4	-	-	-	-	-	-
SL3	246	104	19,7	2,7	4820	979	3939	1293	714	184
FP	227	204	23,4	2,8	2509	707	2041	552	468	192

nd = não detectado

5.2. Cargas Orgânicas Aplicadas

As cargas orgânicas aplicadas às lagoas estão apresentadas nas tabelas 8 e 9.

Tabela 8. Cargas Orgânicas Volumétricas

	COV		
	gN-NH ₄ /m ³ .dia	gDQOt/m ³ .dia	gDBO _{5f} /m ³ .dia
L1	124	197	99
L2	42	78	15
L3	22	68	23

Tabela 9. Cargas Orgânicas Superficiais

	COS		
	kgN-NH ₄ /ha.dia	kgDQOt/ha.dia	kgDBO _{5f} /ha.dia
L2	333	624	119
L3	128	408	137

Para as cargas orgânicas volumétricas aplicadas houve remoção da ordem de 82% para Amônia, 66% para DQOt e 77% para DBO₅.

Funari (2009) obteve para as mesmas lagoas em condições de 24h de aeração na lagoa 2, sem recirculação do efluente, valores na ordem de 85%, 73% e 76% para Amônia, DQOt e DBO₅, respectivamente. Constatou-se que a recirculação não teve efeito sobre a DQO, ou seja, não melhorou a remoção deste parâmetro.

As cargas superficiais demonstram a mesma tendência para a DBO que apresenta valores inferiores na L3 em relação a L2. As eficiências para Amônia e DQO foram, respectivamente, de 61% e 35%.

5.3. Parâmetros

5.3.1. Oxigênio Dissolvido

O oxigênio dissolvido é um parâmetro de qualidade ambiental essencial para a atividade bacteriana aeróbia.

Dados da tabela 7 indicam uma concentração média de OD de 2,18mg/L, 2,46mg/L e 3,83mg/L, para SL2, SL3 e FP, respectivamente.

Os resultados obtidos para o oxigênio dissolvido (OD) durante as semanas de monitoramento (n=16) são apresentados na Figura 8 em diagramas de caixa ("Box-plot").

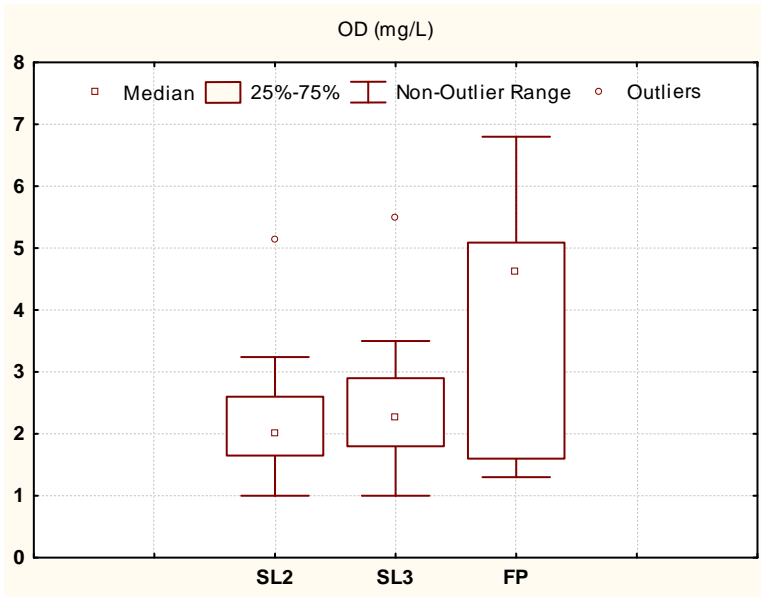


Figura 8. Tratamento Estatístico - OD (mg/L)

Vê-se que as medianas nos pontos SL2 e SL3 permanecem bem próximas situadas em uma faixa entre 2 e 2,5 mg/L. Para o filtro de pedras é perceptível o incremento no oxigênio dissolvido, onde a mediana se situa entre 4 e 5 mg/L.

Os pontos EB e L1 permaneceram com a concentração de oxigênio dissolvido igual a zero durante todo o estudo, tal condição é necessária na L1 para garantir a sobrevivência dos organismos anaeróbios da lagoa.

Funari (2009) obteve para os pontos SL2 e SL3 concentrações médias de 3,34 e 3,61 mg/L, respectivamente.

Silva (2007), estudando o mesmo lixiviado, obteve na lagoa facultativa (sem aeração) concentração média de 3,8 mg/L e na lagoa de maturação valor médio de 4,6 mg/L.

5.3.2. Temperatura

A temperatura é um parâmetro de controle essencial para o bom funcionamento de sistemas de lagoas de estabilização e, assim como o pH, está relacionada diretamente com o desenvolvimento dos processos químicos e biológicos no meio líquido.

Para König (2000) *apud* Castilhos Jr. et. al. (2006) o sucesso das lagoas anaeróbias depende do equilíbrio entre a população bacteriana, e pra que isso ocorra, a temperatura deve estar acima de 15°C e pH entre 6,8 e 7,4.

A temperatura média neste trabalho ficou em torno de 20,3 °C para EB, 21,3 °C para L1, 20,9 °C para SL2, 19,7 °C para SL3 e 23,4 para o FP.

Os resultados obtidos para a Temperatura (T °C) durante as semanas de monitoramento (n=16) são apresentados na Figura 9 em diagramas de caixa ("Box-plot").

Observa-se na Figura 9 uma mediana de 20,9 °C para a L1, evidenciando boas condições para o desenvolvimento dos processos biológicos no meio líquido.

Funari (2009) obteve valores para a temperatura maiores que os analisados no presente estudo, alcançando medianas de 28°C e 26°C para os pontos SL2 e SL3, respectivamente.

Martins (2008) para um monitoramento de 39 semanas, sem aeração na lagoa facultativa, obteve valores de 21,7°C e 21,8°C para os mesmo pontos.

Silva (2007) informa que dados obtidos em diversos estudos, mostraram remoções maiores de 90% das cargas orgânicas, para lixiviado sob condições anaeróbias por cerca de 10 a 12 dias, com temperaturas na faixa de 23 a 30°C, para uma carga superior a 1000 gDQO/m³.d, indicando que, a eficiência do tratamento está diretamente ligada à temperatura do meio líquido.

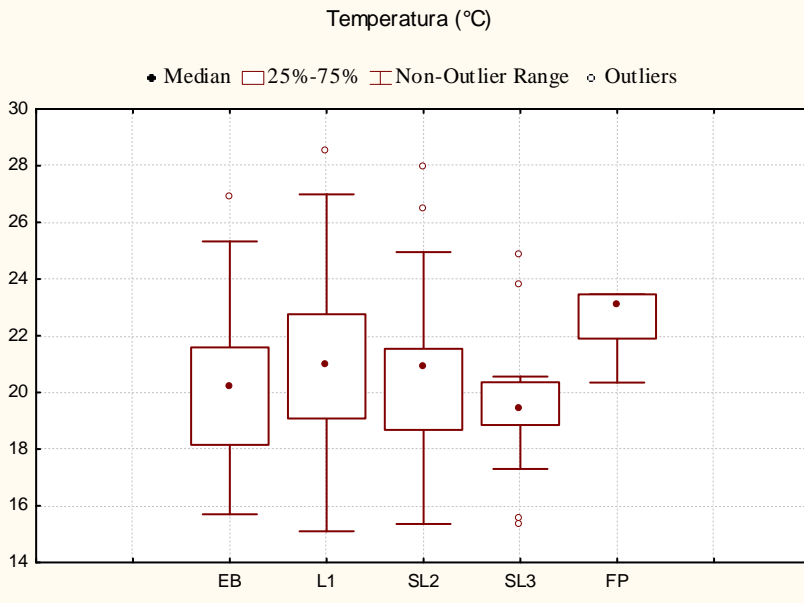


Figura 9. Tratamento Estatístico - Temperatura (°C)

5.3.3. pH

O pH afeta a atividade das enzimas e a toxicidade de muitos compostos. As formas não ionizadas costumam ser muito mais tóxicas que as formas ionizadas. O exemplo mais típico é a amônia.

Os resultados obtidos para o pH durante as semanas de monitoramento (n=16) são apresentados na Figura 10 em diagramas de caixa ("Box-plot").

Nos pontos SL2 e SL3 apresentaram medianas de pH iguais a 9,8 e 9,2, respectivamente. Na saída do sistema (FP) obteve-se uma mediana de 9,1.

Para os pontos SL2 e SL3, Funari (2009) encontrou valores de medianas situados na faixa entre 9,4 – 9,6.

Jordão & Pessôa (2005) afirmam que para pH elevado, pode-se encontrar uma razoável remoção de nitrogênio amoniacal nas lagoas de maturação, rasas, através do processo de volatilização da amônia livre (NH₃). Os mesmo autores relatam uma possibilidade de remoção na ordem de 70 a 80%.

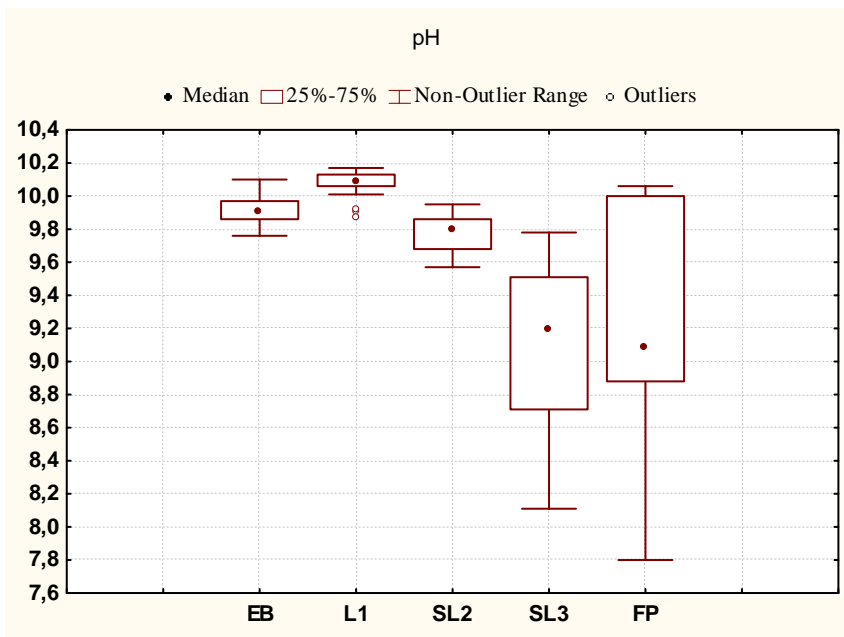


Figura 10. Tratamento Estatístico - pH

5.3.4. Amônia

Na Figura 11 são apresentados os resultados obtidos no monitoramento semanal para a Amônia, nas Lagoas L1, L2 e L3.

A concentração média de amônia no EB foi de 1544 mg/L. Estes valores sofreram reduções significativas ao longo do sistema, alcançando eficiência na remoção de 89%. Com a utilização do FP ao final da L3, como uma unidade de polimento, esta remoção foi aumentada para 99%. A concentração média na saída do sistema (FP) foi de $14 \pm 7,2$ mg/L, obtendo-se valores máximos e mínimos de 22,4 mg/L e 5,6 mg/L, respectivamente.

Silva (2007) encontrou valores médios para concentração de amônia no efluente bruto em torno de 1246 mg/L, na saída do sistema obteve concentração média de 71 mg/L, alcançando uma eficiência de remoção de 94,3%.

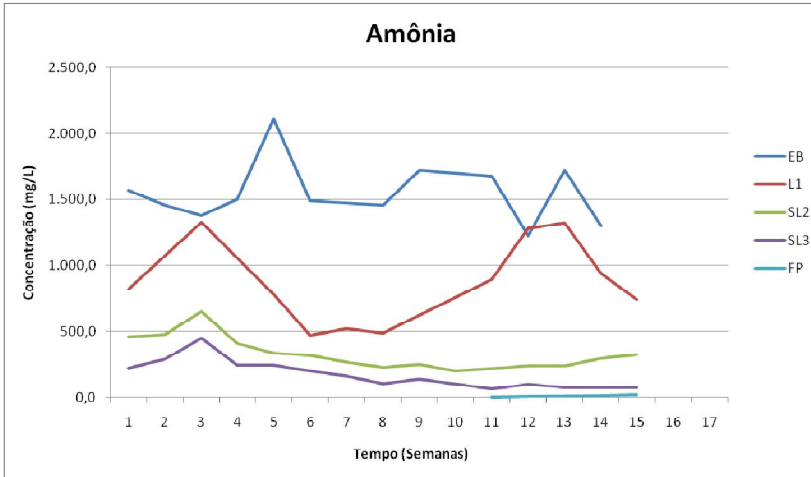


Figura 11. Comportamento da Amônia ao longo do tempo.

Acredita-se que o decaimento da amônia nas lagoas L1 e L2 tenha ocorrido principalmente via assimilação algal representada pela concentração de clorofila *a* e sólidos suspensos e via volatilização em forma de NH_3 (pH alto).

Segundo Reed (1985), aproximadamente 5% da amônia presente no efluente é removida pela assimilação algal em lagoas aeróbias, em lagoas de alta taxa esse percentual é ainda mais elevado.

Pearson et. al. (1995), explica que a taxa de volatilização depende da concentração de amônia livre e alguns fatores como a temperatura do líquido na lagoa e condições de mistura. O processo de volatilização pode ser responsável, de forma predominante, pela remoção do nitrogênio chegando a faixas entre 75-98%, em pH entre 7 e 9, em temperaturas de 22 a 28°C.

A CONAMA 357/05 em seu Art.34, parágrafo 5, estabelece o valor máximo de 20 mg/L de Nitrogênio Amoniacal total no lançamento de efluentes, ou seja, no que diz respeito a amônia, o sistema de lagoas tratando lixiviados com recirculação de 100%, está produzindo um efluente que se enquadra nos padrões exigidos na legislação ambiental.

5.3.5. Nitrogênio Total Kjeldahl – NTK

Geralmente a presença de compostos nitrogenados na água são resultados da decomposição das proteínas (matéria orgânica), sendo este um nutriente importante para várias culturas (De Souza, 2005). Segundo a autora, a concentração de nitrogênio é diretamente proporcional à presença de matéria orgânica em uma amostra.

A variação das concentrações de NTK obtidas no monitoramento semanal nas Lagoas L1, L2 e L3 pode ser vista na figura 12:

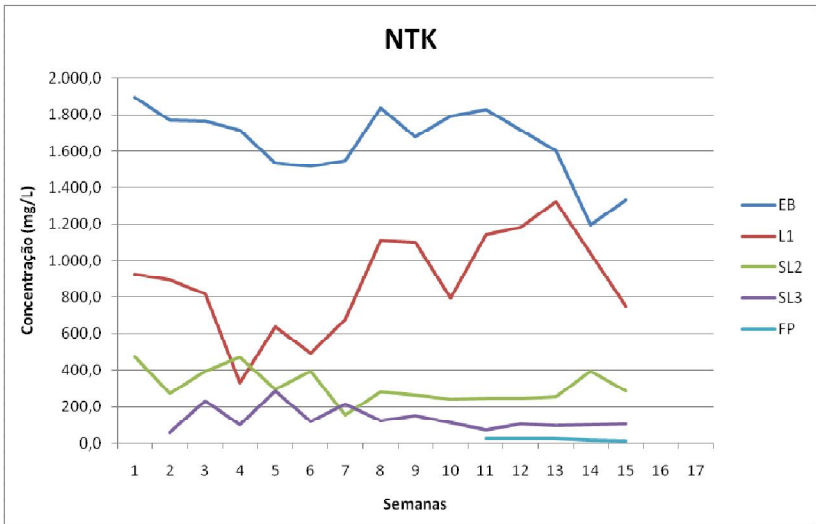


Figura 12. Comportamento do NTK ao longo do tempo.

A concentração média de NTK na entrada do sistema foi de 1643mg/l. Na L1 esta concentração média foi de 870 mg/L e em SL2 e SL3 estes valores são de 311 mg/L e 139mg/L, respectivamente. A eficiência média alcançando para a série de lagoas foi de 91,6%.

Com a adição de FP no sistema, a concentração média final foi de 17,9 mg/L e a eficiência neste caso (lagoas + filtro) foi de 98,9%.

Funari (2009), em seu estudo com aeração prolongada, obteve eficiência de remoção acima de 90% durante todo o período de pesquisa e Martins et al.,(2008) trabalhando com série de lagoas sem aeração, alcançaram eficiência de 81% na remoção de NTK.

5.3.6. Demanda Química de Oxigênio - DQO

A DQO indica a quantidade de oxigênio consumida para oxidação da matéria orgânica presente na amostra.

Nas figuras 13 e 14 são apresentadas os comportamentos da DQOt e da DQOf, respectivamente.

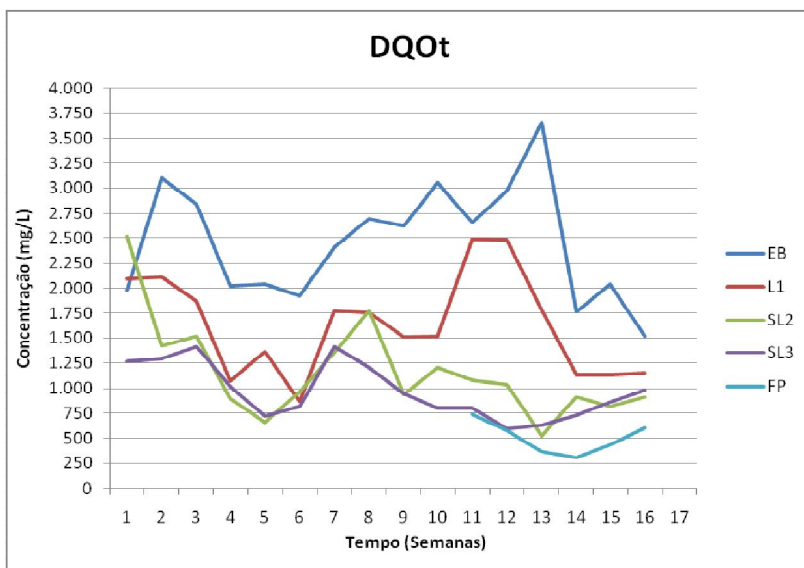


Figura 13. Comportamento da DQOt ao longo do tempo.

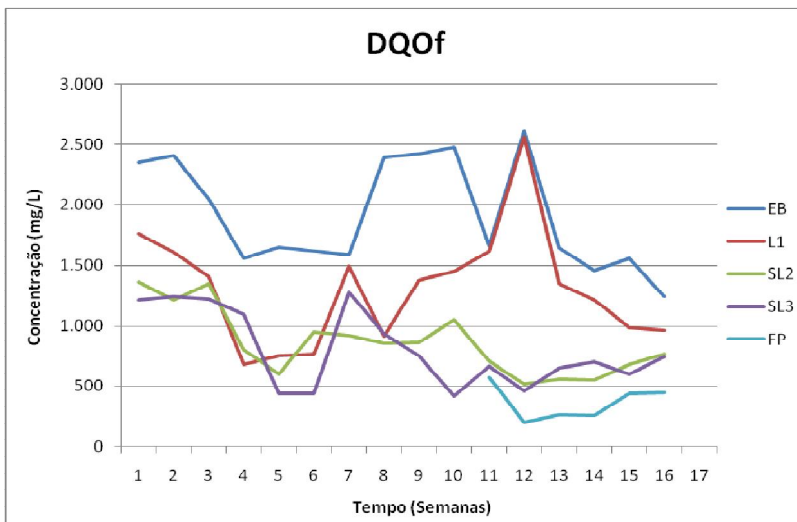


Figura 14. Comportamento da DQOf ao longo do tempo.

As amostras analisadas apresentaram valores altos de DQOt e DQOf, no EB obteve-se concentrações médias de 2456 mg/L e 1938 mg/L, respectivamente. Ao final do sistema (FP) as concentrações foram de 504mg/L e 366mg/L, o que implica numa eficiência de remoção de 80% e 81%, respectivamente.

Funari (2009) conseguiu valores entre 57% e 79%, assim como Martins et. al. (2008) e Silva (2007) que obtiveram valores próximos a 60%.

5.3.7. Carbono Orgânico Total - COT

Na Figura 15 são apresentados os resultados obtidos no monitoramento semanal para o COT, ao longo do tempo.

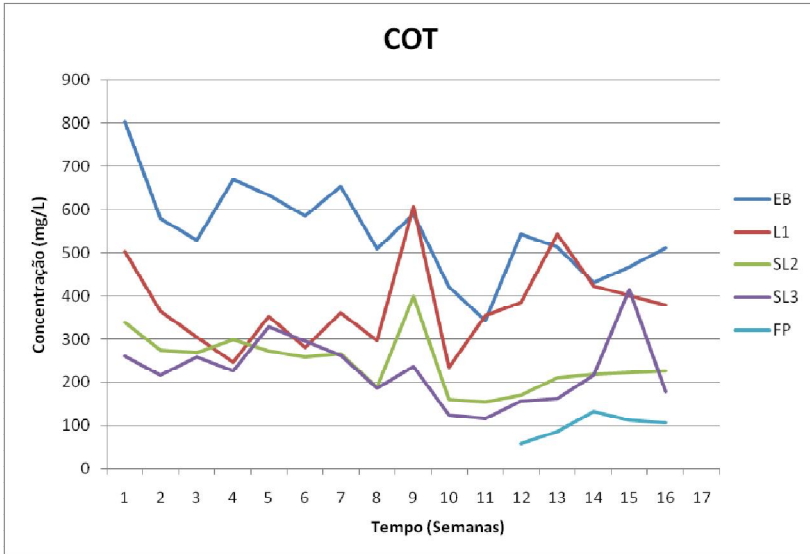


Figura 15. Valores de COT (mg/L) ao longo do tempo.

Observa-se na figura que o filtro de pedras contribuiu significativamente na eficiência alcançada pelo sistema que foi de 82% com concentrações médias na entrada e na saída do sistema de 549 mg/L e 100 mg/L.

Funari (2009) operando o sistema em situação semelhante (sem recirculação e sem FP) obteve remoção de 55%, valor bem próximo ao sistema atual sem o FP e Silva (2007) obteve eficiência de 78% em seu sistema.

5.3.8. Série Sólidos

Na Figura 16 são apresentados os resultados obtidos no monitoramento semanal para os Sólidos Totais, ao longo do tempo.

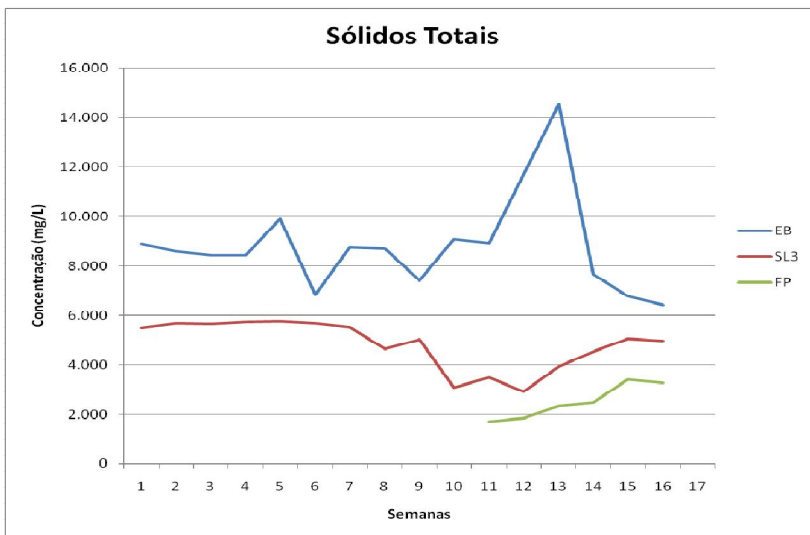


Figura 16. Comportamento dos ST (mg/L) ao longo do tempo.

Observa-se na Figura 17, que a concentração de ST na entrada do sistema foi de 8202 mg/L, diminuindo na lagoa L3, onde se obteve valores médios de 4820 mg/L chegando ao final (FP) com uma concentração média de 2509 mg/L.

No balanço de sólidos totais, suspensos, fixos e voláteis para o sistema, verificaram-se a grande quantidade de sólidos fixos, presentes neste lixiviado, representando acima de 80% dos sólidos totais.

Na figura 18 são apresentadas as eficiência de remoção de sólidos (SS, ST, SF e SV) utilizando-se ou não o filtro de pedras no sistema de tratamento.

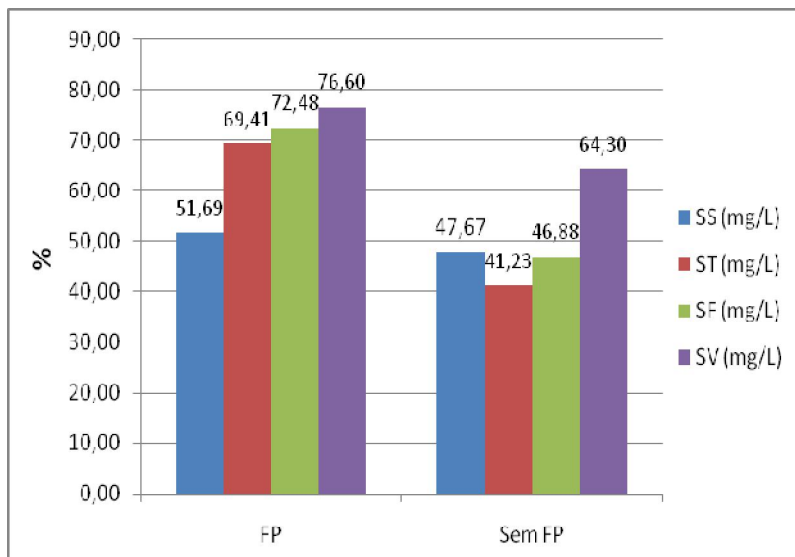


Figura 17. Eficiência de remoção de sólidos (SS, ST, SF e SV) com e sem filtro de pedras.

Comparando os resultados obtidos no período em que o sistema operou com o filtro de pedras, percebe-se que as eficiências alcançadas para toda a série de Sólidos (SST, ST, SF e SV) foram mais significativas.

Para Sólidos em Suspensão, Funari (2009) obteve eficiência de remoção de 50% e Martins et. al. (2008) obteve valor menor, em torno de 40%.

5.4. Clorofila *a*

A concentração de clorofila *a* foi utilizada como principal parâmetro indicador da biomassa algal, este pigmento é um dos principais responsáveis pela captura da energia solar pelos seres fotossintetizados.

Foram analisados os pontos SL2, SL3 e FP, onde as concentrações médias obtidas foram 3µg/L, 294 µg/L e 30 µg/L. A baixa concentração de clorofila *a* na Lagoa 2 dá-se pelo sistema de aeração existente nesta lagoa. A eficiência de remoção obtida no sistema é de 90%.

Tais valores demonstram que o filtro de pedras está cumprindo sua principal função que é auxiliar na remoção das algas presentes no efluente tratado, evitando-se desta forma, a eutrofização do meio receptor.

5.5. Avaliação Microbiológica

Foi realizada avaliação microscópica a fim de verificar e diversidade microbiológica atuante nas lagoas L2 e L3. Para isto, foi utilizada tanto a análise em microscópio óptico quanto em microscópio invertido, com as amostras fixadas ou não, de acordo com a necessidade de visualização das estruturas celulares.

Na avaliação fitoplanctônica das lagoas foi verificada na lagoa 2 a presença de algas verdes dos gêneros *Chlorella*, poucas *Chlamydomonas*, diatomáceas e ciliados (figura 18), presumindo-se desta forma, que aeração da lagoa possibilitou o aparecimento de uma maior diversidade e abundância de organismos.

Quanto às análises de diversidade algal na L3, observou-se a predominância e abundância de algas flageladas do gênero *Chlamydomonas* (figuras 19), as quais apresentam-se como algas bem adaptadas às condições extremas de contaminação (LOBO & LEIGHTON, 1986 *apud* Martins et. al., 2008).

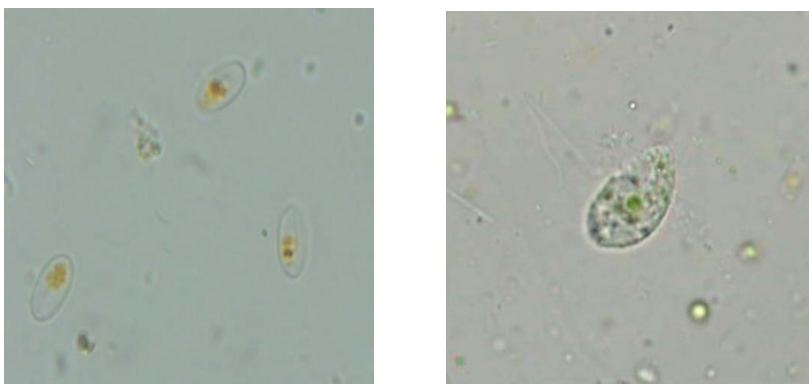


Figura 18. Diatomáceas (esquerda) e Ciliado (direita) na L2 (1000x).

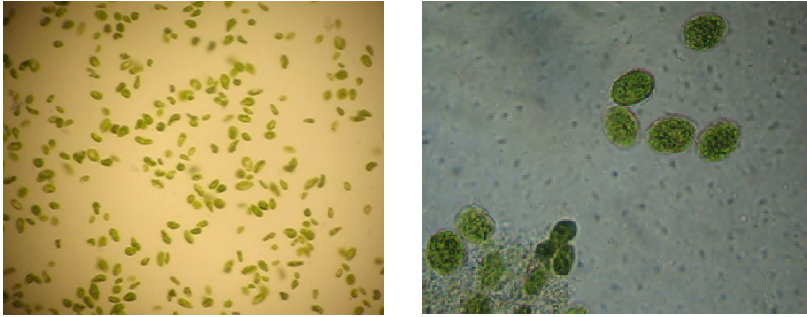


Figura 19. *Chlamydomonas* sp. (100x)

5.6. Ensaio Toxicológicos

Tabela 10. Resultados das análises de toxicidade para o período de estudos.

Ponto de coleta	CE ₅₀ 48 h
EB	2,84
SL1	5,40
SL2	3,86
SL3	14,86
SFP	35,00
Redução da toxicidade (%)	92

No teste de toxicidade realizado verificou-se que o efluente bruto possui características bastante tóxicas. Ao passar pelas unidades de tratamento, esta toxicidade sofre uma diminuição, alcançando na saída do sistema uma eficiência de redução de 92%. Entretanto, quanto ao fator de diluição (FD) o valor foi de 16.

O Fator de Diluição (FD) representa a primeira de uma série de diluições de uma amostra na qual não mais se observa efeitos tóxico agudos aos organismos-teste, no caso o microcrustáceo *Daphnia magna*. A eficiência apesar de ter alcançado bons resultados ainda não atende a Portaria 017 de 2002 da Fundação do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina, a qual estabelece fator de diluição máximo de 8 para efluentes de aterros sanitários.

6. CONCLUSÃO

Este trabalho teve como principal objetivo avaliar a eficiência de um sistema de lagoas de estabilização operando com recirculação de 100% do efluente, sendo que a lagoa 2 possui aeração 24h. Foi ainda verificada qual a influência da adição de uma unidade de polimento ao final.

Para o sistema estudado obteve-se eficiência na remoção de parâmetros, principalmente matéria orgânica carbonácea (DQO e DBO), Amônia e NTK, que o viabilizam como uma alternativa de tratamento para o lixiviado bruto de aterros sanitários.

Pode-se concluir que:

- ✓ Cargas Orgânicas Volumétricas: A eficiência na remoção das cargas orgânicas foram de 82%, 66% e 77% para COV de 124 gN-NH₄/m³.dia , 197 gDQO/m³.dia e 99 gDBO/m³.dia, respectivamente.
- ✓ Amônia: a remoção da amônia foi satisfatória, da ordem de 89% de eficiência e com a inserção do filtro de pedras para polimento, obteve-se eficiência de 99%. Acredita-se que a remoção se deu principalmente via assimilação algal representada pelos valores de clorofila *a* e sólidos suspensos verificados e volatilização em forma de NH₃. O sistema opera em acordo com a CONAMA 357/05 que estipula um valor máximo de 20 mg/L.
- ✓ Sólidos: no que tange a remoção de sólidos, o sistema se mostrou satisfatório e afirmou a necessidade do polimento do efluente após o tratamento em lagoas mesmo com recirculação. As eficiências obtidas na série sólidos totais, fixos e voláteis ficaram em torno de 69%, 72% e 76%, respectivamente. A remoção de sólidos em suspensão ficou em 51%.
- ✓ Biomassa algal: para águas de Classe 2 a CONAMA 357/05 define o valor máximo de 30µg/L, BARNETCHE (2006) em seu estudo enquadra o rio Inferninho nessa classe, considerando o exposto pelo autor verificou-se que sistema oferece condições para que o corpo receptor não ultrapasse os limites nesse parâmetro já que obteve-se 30µg/L na saída.
- ✓ A presença de algas dos gêneros *Chlorella*, *Chlamydomonas*, diatomáceas e ciliados reforçam o obtido por Funari (2009), no

que se refere a aeração prolongada na L2. O fator aeração + recirculação promoveu condições para que ocorresse maior abundância e diversidade de organismos nessa lagoa.

- ✓ A remoção da toxicidade foi elevada em relação ao efluente bruto (92% e FD=16), entretanto não alcançou os padrões necessários para atender a legislação do Estado de Santa Catarina que prevê um FD máximo de 8 para testes com *Daphnia magna*.

Foram satisfeitos os objetivos da pesquisa, o sistema se mostrou propício ao tratamento de lixiviados: houve remoção satisfatória da matéria orgânica presente e dos compostos nitrogenados; a recirculação propiciou um ambiente capaz de desenvolver microrganismos variados e a toxicidade foi reduzida drasticamente em relação ao efluente bruto.

7. RECOMENDAÇÕES

- ✓ Adicionar ao final do sistema um tratamento específico para a remoção de Cor, Turbidez e para redução da toxicidade;
- ✓ Realizar análises de outros parâmetros de qualidades, como metais pesados, para verificar a influência destes no tratamento biológico;
- ✓ Promover o estudo em escala real, que suportem as mudanças climáticas sem interferir significativamente no tratamento;

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA. AWWA. WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 Ed., Washington, DC, USA, American Public Health Association, 1998.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Resíduos Sólidos – Classificação: NBR 10004**. São Paulo. 13 p., 2004.

BARNETCHE, D. **Hidrologia das Águas Superficiais da Bacia do Rio Inferninho, Biguaçu-SC**. Florianópolis: UFSC, Programa de Pós-Graduação em Geografia, 2005. Dissertação (Mestrado).

BERTHET, B. **Facteurs influent sur l'oxygénation de basins de lagunage de stations d'épuration. Avantages et inconvénient d'aérateurs.** T.2 S. M. L'Eau, v. 8-9, p. 463- 470.1979.

BIDONE, F. R. A., POVINELLI, J. **Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos.** 1.^a Ed, V.1, São Carlos, EESC-USP, 1999.

CASTILHOS JR., A. B. *et.al.* **Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com Ênfase na Proteção de Corpos D'Água: Prevenção, Geração e Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários.** Coord.: Armando Castilhos Júnior. Projeto PROSAB IV. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

CHRISTENSEN, T. H. et. al. **Biogeochemistry of landfill leachate plumes.** Applied Geochemistry. Lyngby. 16, 659-718, 2001.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA N°357/2005.** Março de 2005.

CUNHA, R. P. **Influência dos Líquidos Percolados do Aterro de Lixo da Cidade de Florianópolis – SC. Brasil, no Desenvolvimento de *Avicennia schaueriana* Stapf & Lechman.ex Moldenke.** Florianópolis: UFSC, Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, 2003. Dissertação (Mestrado).

DA SILVA, F. B. **Tratamento combinado de lixiviados de aterros sanitários.** Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Tecnologia dos Processos Químicos e Bioquímicos, 2009. Dissertação (Mestrado)

DE SOUZA, G. **Monitoramento de parâmetros qualitativos e quantitativos de líquidos percolados de aterros sanitários - Estudo em piloto experimental.** Florianópolis: Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, UFSC, 2005, 77p. Dissertação (Mestrado).

FATMA – FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE DE SANTA CATARINA. **Portaria N°. 017/02, de 18 de Abril de 2002.** Estabelece os Limites Máximos de Toxicidade Aguda para Efluentes de Diferentes Origens e dá outras Providências. Disponível em: <<

http://labtox.navista.com.br/images/stories/Portaria_017.html >> Acesso em: 08 de dezembro de 2009.

FERNANDES, F. *et al.* **Tratamento Biológico de Lixiviados de Resíduos Sólidos Urbanos.** In: Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com Ênfase na Proteção de Corpos D'Água: Prevenção, Geração e Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários. Coord.: Armando CASTILHOS Júnior. Projeto PROSAB IV. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

FERNANDES, H. **A dinâmica da biota em um sistema de lagoas de estabilização para tratamento de lixiviado de aterro sanitário.** Florianópolis, SC: Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, 2009. 191 p. Dissertação (Mestrado)

FONSECA, P. W. **Avaliação do desempenho e caracterização de parâmetros em lagoas facultativa e de maturação.** Rio de Janeiro: Mestrado em Ciências em Engenharia Civil, COPPE/UFRJ, 2005, 151 p. Dissertação (Mestrado)

FUNARI, C. **Avaliação da Aeração no Tratamento de Lixiviados de Aterro Sanitário Por Lagoas de Estabilização.** Florianópolis: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 2009. TCC (Engenharia Sanitária e Ambiental).

GERBA, C. P. **Microbial Pathogens in Municipal Solid Waste.** In: Microbiology of Solid Waste. A. C. Palmisano and M. A. Barlaz (org). CRC Press. p.155-173. 1996.

GOTARDO, J. T. **Perfil Longitudinal de uma Lagoa Facultativa de Tratamento Secundário de Esgoto Doméstico Aplicada nas Condições Ambientais do Sul do Brasil.** Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental)

HADDAD, H. S. **Avaliação da qualidade do efluente resultante da evaporação/destilação do lixiviado do Aterro Sanitário Canhanduba, Itajaí/SC.** 2009. 66 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

IBGE. **Pesquisa Nacional em Saneamento Básico 2000.** Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2002.

IPT/CEMPRE. **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado.** 2. Ed. São Paulo: IPT: CEMPRE, 2000.

IPT/CEMPRE. **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado.** São Paulo, 1995.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos.** 4ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 2005, 932 p.

KÖNIG, A. **Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos.** Biologia de lagoas de estabilização, capítulo 2. In: MENDONÇA, S. R. João Pessoa, PB. 388p. 1990.

LIMA, L. M. Q., **Lixo – Tratamento e Biorremediação.** 3ª ed. São Paulo: Hermus, 1995.

MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; CAMPOS, J. C.; RITTER, E. **Wetlands para Tratamento de Lixiviado de Aterros Sanitários – Experiências no Aterro Sanitário de Piraí e no Aterro Metropolitano de Gramacho (RJ).** Revista Eng. Sanit. Ambiental. Vol. 11 n° 2 – Abr/Jun, 108-112. 2006.

MARA D. D e PEARSON H. W. **Artificial fresh water environments waste stabilization ponds.** *Biotechnology*, v. 8, p. 177- 206. 1986.

MARTINS, C. L. et. al. **DESEMPENHO DE SISTEMA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO NO TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO.** XXXI Congresso Interamericano AIDS, Santiago, Chile, 2008. (Artigo)

MIDDLEBROOKS, E. J.; REED, S. C.; CRITES, R. W. **Natural Wastewater Treatment Systems**. CRC Press, 2005, 576p.

MONTEGGIA, O. P.; SOBRINHO P. A. **Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbios e disposição controlada no solo**. Lagoas Anaeróbias. In: CAMPOS, J. R. (coord). Rio de Janeiro: ABES p. 464, Projeto PROSAB, 1999.

MOZER, G. I. F. **Estudo da nitrificação de líquido lixiviado de aterro sanitário utilizando sistema de lagoa aerada e lodos ativados**. Escola Politécnica, USP, 2003. 120p. Dissertação (Mestrado)

OLIVEIRA, J. L. R. **Utilização de filtros no polimento de lagoas de estabilização aplicadas aos dejetos suínos**. Florianópolis: PPGA/UFSC, 2008. Dissertação (Mestrado).

ÖMAN, C.B., JUNESTEDT, C., **Chemical characterization of landfill leachates – 400 parameters and compounds**. Waste Management, Sweden, 2007.

PREFEITURA DA CIDADE DE SÃO PAULO. **Resíduos Sólidos**. Secretaria Municipal de Serviços. 2009 Acessado em: http://portal.prefeitura.sp.gov.br/secretarias/servicoseobras/residuos_solidos/0002 no dia 18 de outubro de 2009.

PIÑEDA, S. **Manejo y Disposición de Residuos Sólidos Urbanos**. Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Panamericana Formas e Impresos. 1998.

PIUNTI, Regina C. **A coleta seletiva de resíduos sólidos domésticos: considerações energéticas, ambientais e sociais para a Região das Bacias dos Rios Piracicaba e Capivari – SP**. Campinas: Faculdade de Engenharia Mecânica, Planejamento de Sistemas Energéticos, Universidade Estadual de Campinas, 2001. 96p. Dissertação (Mestrado)

QASIM, S. R; CHIANG W. **Sanitary Landfill Leachate: Generation, Control and Treatment**. EUA: 1ª Ed. Taylor Print on Dema. 1994, 339p.

RADEMAKER, A. D.; YOUNG, J. C. **Analysis of Leachate from Solid Residues Produced at Urban Waste-to-Energy Facilities**. Engineering Research Institute. Iowa State University, 1980.

RANZI, B. D. **Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por evaporação natural com painéis: estudo em escala piloto**. Florianópolis: UFSC – PPGEA, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. 2009, 100p. Dissertação (Mestrado)

REED, S. C. **Nitrogen Removal in Stabilization Ponds**. Journal of the Water Pollution Control Federation, v. 57, n. 1. p. 39- 45. Alexandria. February, 1985.

RODRIGUES, M. C. **Tratamento Eletrolítico de Lixiviado de Aterro Sanitário**. Florianópolis: UFSC, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, 2007. Dissertação (Mestrado)

SILVA, J. D. **Tratamento de Lixiviados de Aterro Sanitário por Lagoas e Estabilização em Série – Estudo em Escala Piloto**. Dissertação (Doutorado em Engenharia Sanitária e Ambiental) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

SILVA J. D. *et al.* **Sistema de Lagoas de Estabilização Aplicadas ao Tratamento de Líquidos Percolados Gerados em Aterros Sanitários**. In: V Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental. Porto Alegre, RS, 2006. Anais... Porto Alegre: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. CD-ROM, 2006.

SNIS. **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2007**. Brasília: Ministério das Cidades, SNSA. 2009, 262 p.
Disponível em: http://www.cidades.gov.br/ministerio-das-cidades/arquivos-e-imagens-oculto/DiagRS2007_A5.pdf

SOUTO, Gabriel D'Arrigo de Brito. **Lixiviado de Aterros Sanitários Brasileiros – estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”)**. Escola de Engenharia de São

Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009. 371 p. Tese (Doutorado)

TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. A. 1993. **Integrated Solid Waste Management- Engineering Principles and Management Issues**. McGraw-Hill Ed. 978p.

TCHOBANOGLOUS, G., KREITH, F. **Handbook of Solid Waste Management**. Chapter 14, Second Edition, McGraw-Hill, 2002.

TRUPPEL, A. **Redução de Odores de Uma Lagoa de Estabilização de Esgoto Sanitário e Avaliação da Qualidade de seu Efluente**. Florianópolis: UFSC, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, 2002. Dissertação (Mestrado)

USEPA. **Design manual: Municipal wastewater stabilization ponds**. United States Environmental Protection Agency. 327 p, 1983

VON SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Vol. 3, 4ª Ed. Belo Horizonte: DESA – UFMG, 1996. 139p.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. v.3.

Lagoas de Estabilização. 2. ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, v. 1. 196 p. 2002.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. **Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions**. Belo Horizonte, Brazil: Department of Sanitary and Environmental Engineering, Federal University of Minas Gerais, IWA Publishing, Vol. 2, p 493 – 644, 2005.

UEHARA, V.; VIDAL, W. L. **Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas**. São Paulo: CETESB, 1989. 91 p.

ZANOTELLI, C. T. **Modelagem matemática de nitrogênio e fósforo em lagoas facultativas e de águas para tratamento de dejetos suí-**

nos. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002. Tese
(Doutorado em Engenharia de Produção)