

**MARIA ROSÍ MELO RODRIGUES**

**TRATABILIDADE DO LIXIVIADO EFLUENTE DA LAGOA FACULTATIVA DO  
ATERRO DE CURITIBA POR LODOS ATIVADOS**

Dissertação apresentada como requisito parcial para a obtenção do grau de mestre, pelo Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, área de concentração Engenharia Ambiental, da Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Uivald Pawlowsky,  
Ph.D.

**CURITIBA  
2007**



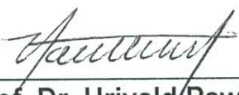
## TERMO DE APROVAÇÃO

**MARIA ROSI MELO RODRIGUES**


**“TRATABILIDADE DO LIXIVIADO EFLUENTE DA LAGOA FACULTATIVA DO  
ATERRO DE CURITIBA POR LODOS ATIVADOS”**

Dissertação aprovada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental do Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná, pela comissão formada pelos professores:

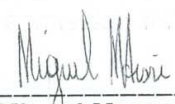
PRESIDENTE:

  
\_\_\_\_\_  
**Prof. Dr. Uivaldo Pawlowsky**  
Universidade Federal do Paraná  
Orientador

MEMBROS:

  
\_\_\_\_\_  
**Prof. Dr. Célia Regina Granhen  
Tavares**  
UEM

  
\_\_\_\_\_  
**Prof. Dr. Maria Cristina Borba Braga**  
Universidade Federal do Paraná

  
\_\_\_\_\_  
**Prof. Dr. Miguel Mansur Aisse**  
Universidade Federal do Paraná

**Curitiba, 18 de abril de 2008**

## DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus queridos e amados pais, Armando (*in memoriam*) e Maria Nilva que, com muita dedicação e sacrifício, deram-me a oportunidade de buscar meus ideais e poder neste momento, estar agradecendo e demonstrando minha eterna gratidão, oferecendo-lhes todos os méritos desta conquista.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço inicialmente a Deus, pela vida e por todas as oportunidades que me fizeram acreditar em minha força interior.

Ao meu orientador, Professor Dr. Urivald Pawlowsky, por todo conhecimento transmitido, orientação, incentivo e compreensão no desenvolvimento deste trabalho.

Um agradecimento especial ao meu marido, Aurélio Dienstmann que, com muito amor, soube compreender as ausências, repassando carinhosamente a coragem necessária para acreditar que seria possível.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental da Universidade Federal do Paraná, pela oportunidade e contribuição à formação pessoal e científica.

Ao Instituto Ambiental do Paraná – IAP, em especial às profissionais: Maria da Graça Branco Patza, Maria Lucia Maranhão Biscaia de Medeiros, Ana Márcia A. Nieweglowski e Márcia Terezinha Nunes Bosa que, com muita competência e profissionalismo, contribuíram para a realização de alguns ensaios necessários para a conclusão deste trabalho.

À empresa Três R, que confiou na pesquisa e apoiou técnica e financeiramente junto à incubadora do Tecpar, fazendo acontecer todas as etapas e atividades da pesquisa, nas pessoas de Fabiana Dian Ferreira, Lívia Ferreira e Gabriel de Macedo. Um agradecimento especial a Allan Debiasi, um grande amigo e profissional, que na Três R montou todos os equipamentos da pesquisa, deixando-os em pronto funcionamento para a realização dos ensaios.

Agradeço ao SENAI CIC/CETSAM, em especial à Rosângela Handa, pela oportunidade e liberação do laboratório e seus profissionais na realização de todas as análises imprescindíveis à efetivação desta pesquisa.

Aos colegas Mauricy Kawano e Adilson Luis de Paula Souza, respectivamente chefe e coordenador da área ambiental, pela compreensão e auxílio na elaboração desta dissertação.

À amiga e colega Flávia Crucillo que, com muita paciência e profissionalismo, repassou seus conhecimentos nas caracterizações analíticas.

À minha família, por acreditar em mim.

Tenho muito a agradecer e, portanto, este trabalho é o resultado da interação de muitas pessoas que compartilharam comigo minhas mais diversas sensações, transmitindo apoio, conhecimento, um sorriso, uma palavra positiva e, principalmente, carinho e amizade. A todos que, de alguma forma, fizeram parte desta minha história, meu muito obrigada.

## RESUMO

A constante geração de resíduos nos grandes centros urbanos e sua conseqüente disposição em aterros, produz o líquido proveniente de sua decomposição, o lixiviado, composto de material altamente poluente e com complexidade de tratamento. Dessa forma, pesquisas têm surgido continuamente para a melhoria da qualidade dos sistemas de tratamento, haja vista seu elevado impacto no meio ambiente. No entanto, até o momento, o processo biológico por lodos ativados é considerado ineficiente para a remoção destes poluentes, mas sem uma investigação profunda de suas constantes cinéticas. Portanto, esta pesquisa se desenvolveu com o objetivo de estudar com maior profundidade a tratabilidade biológica por lodos ativados do lixiviado pré-tratado, no aterro do município de Curitiba, que atende também mais 16 municípios da região. Conseguiu-se detectar um dos principais parâmetros responsáveis pela toxicidade do meio ( $\text{NH}_4$ ), que reduzia a atividade biológica e sua eficiência na remoção dos poluentes. Utilizou-se uma unidade de bancada, com um sistema de aeração para remoção de amônia ( $\text{NH}_4$ ), um tanque de neutralização e o tratamento biológico por lodos ativados. Como um dos objetivos principais foi definir as constantes cinéticas do processo biológico, o modelo utilizado foi o de Eckenfelder, cujo parâmetro de controle para definir estas constantes, foi a relação Alimento/Microorganismos (A/M), variando de 0,05 a 0,30  $\text{d}^{-1}$ , formando 06 (seis) pontos de avaliação. As coletas realizaram-se, em média, duas vezes por semana, controlando parâmetros como pH, DQO,  $\text{DBO}_5$ , temperatura, sólidos e nitrogênio amoniacal. As eficiências atingidas para a remoção de DQO,  $\text{DBO}_5$  e nitrogênio amoniacal ficaram em 69%, 97% e 99%, respectivamente. Compilados os valores em gráficos, definiram-se as constantes cinéticas de lodo ativado para efluentes com estas características ou similares. As constantes e seus valores foram: Taxa de remoção de substrato (k), 0,002 L/mg.dia; produção de lodo ("a" e "b"), com valores de 0,126 kg SSV produzido/kg  $\text{DBO}_5$  removido e 0,0115 kg SSV oxidado/kg SSV, respectivamente. As constantes referentes ao consumo de oxigênio ("a" e "b"), ficaram em 1,125  $\text{kgO}_2/\text{kg DBO}_5$  removido e 0,14  $\text{kg O}_2$  na respiração endógena/kg SSV no reator, respectivamente. Referenciando à toxicidade aguda, a sua avaliação ocorreu por meio da *Daphnia magna*, e a alga *Scenedesmus subspicatus*. A redução da toxicidade foi muito significativa, apresentando eficiências em torno de 94% para *Daphnia magna* e 87,5% para *Scenedesmus subspicatus*. Desta forma, os resultados obtidos mostram a viabilidade de um sistema de lodos ativados para tratar este tipo de lixiviado, considerando as constantes cinéticas definidas neste trabalho. Com as eficiências apresentadas, o lixiviado tratado através do método testado, terá bastante amenizado seu impacto sobre o corpo receptor.

Palavras-chaves: Lixiviado. Constantes cinéticas. Remoção da amônia ( $\text{NH}_4$ ). Toxicidade. Lodos Ativados. Aterro da Cachimba.

## ABSTRACT

The constant production of urban solid waste in the big cities and its consequent disposal in landfills generate a liquid, the landfill leachate, a highly polluted effluent that requires a complex treatment before final disposal. Due to the high environmental impact, studies have been continuously made in order to improve the efficiency of these treatment systems. Nowadays, the biological process by activated-sludge is not always considered good enough in removing those pollutants, and the kinetic constants have not been deeply investigated. Therefore, the goal of this research project was to study in more detail the biological treatability by activated-sludge of the pre-treated leachate of the landfill of the city of Curitiba, which also serves other 16 small cities of the metropolitan region. Ammonia was one of the main parameters responsible for the high toxicity of the leachate, which reduced the biological activity of the biota and its efficiency in removing pollutants. A bench unit with an aeration system was used for the removal of ammonia. Prior to the activated sludge unit a neutralization tank allowed the decrease of the pH which was high due to the stripping process for ammonia. Eckenfelder's kinetic model was used to determine the kinetic constants. The bench scale unit was operated varying the Food/Microorganism ratio (F/M) to define the constants, ranging from 0,05 to 0,30 d<sup>-1</sup>, and obtaining 06 (six) sets of data. The samples were taken twice a week approximately, controlling parameters like pH, COD, BOD<sub>5</sub>, temperature, solids and ammonia. The efficiencies for removing COD, BOD<sub>5</sub> and ammonia were 69%, 97% and 99%, respectively. The values were plotted and the kinetic constants of the activated-sludge obtained. The constants and their values were: substrate removal rate (k), 0,002 L/mg.day; production of sludge ("a" and "b"), with values of 0,126 kg VSS produced/kg BOD<sub>5</sub> removed and 0,0115 kg VSS oxidized/kg VSS, respectively. The constants for oxygen consumption ("a" and "b") were 1,125 kgO<sub>2</sub>/kg BOD<sub>5</sub> removed and 0,14 kg O<sub>2</sub> for endogenous respiration/kg VSS in the reactor, respectively. With reference to acute toxicity, the assessment occurred by means of the *Daphnia magna*, and the algae *Scenedesmus subspicatus*. The reduction of the toxicity has been very significant, showing efficiencies of 94% for *Daphnia magna* and 87,5% for *Scenedesmus subspicatus*. So, the results showed the viability of an activated-sludge system to treat this type of leachate, considering the kinetic constants defined in this work. With the efficiencies presented here, the impact of the leachate treated over the receiving water body will be well diminished.

Key-words: Leachate. Kinetic constants. Ammonia removing (NH<sub>4</sub>). Toxicity. Activated-sludges. Cachimba's landfill.

## LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 - CLASSIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS À PERICULOSIDADE .....	21
QUADRO 2 - RESÍDUOS DOMÉSTICOS POTENCIALMENTE PERIGOSOS.....	21
QUADRO 3 - PRINCIPAIS FATORES QUE INFLUENCIAM A COMPOSIÇÃO DO LIXIVIADO .....	25
QUADRO 4 - IONS PRESENTES NO LIXIVIADO E SUAS FONTES PRINCIPAIS .	26



## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - COMPACTAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS EM CÉLULAS DE ATERRO .....	22
FIGURA 2 - <i>STRIPPING</i> E BIODEGRADAÇÃO DE COMPOSTOS ORGÂNICOS EM PROCESSOS DE LODOS ATIVADOS .....	33
FIGURA 3 - REAÇÕES QUE OCORREM DURANTE A BIODEGRADAÇÃO.....	36
FIGURA 4 - CURVAS TÍPICAS DE DBO E SSVa EM REATOR EM BATELADA ..	38
FIGURA 5 - FORMA SIMPLIFICADA DE UM REATOR CONTÍNUO, MISTURA COMPLETA, COM RECICLO DE LODO .....	39
FIGURA 6 - CRESCIMENTO BACTERIANO TÍPICO BASEADO NA MASSA DE MICROORGANISMOS .....	46
FIGURA 7 - PREDOMINÂNCIA RELATIVA DE MICROORGANISMOS <i>VERSUS</i> A/M E IDADE DO LODO.....	49
FIGURA 8 - ESQUEMA DE REATOR CONTÍNUO MISTURA COMPLETA .....	53
FIGURA 9 - DETERMINAÇÃO DO PARÂMETRO $k$ .....	55
FIGURA 10 - DETERMINAÇÃO DA TAXA DE RESPIRAÇÃO $R_r$ .....	56
FIGURA 11 - DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS $a'$ E $b'$ .....	57
FIGURA 12 - DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS $a$ E $b$ .....	59
FIGURA 13 - MICROCRUSTÁCEO <i>DAPHNIA MAGNA</i> .....	65
FIGURA 14 - ALGA <i>SCENEDESMUS SUBSPICATUS</i> .....	66
FIGURA 15 - LOCAL DE COLETA – SAÍDA DA ÚLTIMA LAGOA.....	70
FIGURA 16 - ESQUEMA DO PROJETO DE BANCADA .....	72
FIGURA 17 - UNIDADE DE BANCADA COM TANQUE PULMÃO E <i>STRIPPING</i> ...	75
FIGURA 18- REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO SISTEMA DE <i>STRIPPING</i> .	75
FIGURA 19 - UNIDADE DE BANCADA DE NEUTRALIZAÇÃO .....	76
FIGURA 20 - REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO TANQUE DE NEUTRALIZAÇÃO .....	76
FIGURA 21 - UNIDADE DE BANCADA VISTA DO TANQUE DE AERAÇÃO .....	78
FIGURA 22 - VISUALIZAÇÃO DAS PEDRAS POROSAS E SUA INSTALAÇÃO NO TANQUE DE AERAÇÃO DO SISTEMA DE BANCADA .....	78

FIGURA 23 - REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO FUNCIONAMENTO DO TANQUE DE AERAÇÃO .....	79
FIGURA 24 - UNIDADE DE BANCADA DO DECANTADOR SECUNDÁRIO .....	79
FIGURA 25 - REMOÇÃO DO NITROGÊNIO TOTAL E AMONÍACAL NO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS DE BANCADA .....	89
FIGURA 26 - AMOSTRA DE LIXIVIADO BRUTO E TRATADO PARA ENSAIO DE TURBIDEZ EM $A/M = 0,15 \text{ d}^{-1}$ .....	98
FIGURA 27 - VARIAÇÃO DA TURBIDEZ NAS RELAÇÕES A/M ESTUDADAS .....	98
FIGURA 28- VARIAÇÕES OCORRIDAS NAS ANÁLISES DE DQO E $\text{DBO}_5$ DE MARÇO À JUNHO DE 2007 DURANTE A ACLIMAÇÃO DO LODO ATIVADO .....	100
FIGURA 29 - VARIAÇÕES OCORRIDAS NAS ANÁLISES DE DQO E $\text{DBO}_5$ , DURANTE AS AVALIAÇÕES DO PROCESSO COM AS RELAÇÕES DE $A/M = 0,05 \text{ d}^{-1}$ .....	101
FIGURA 30 - VARIAÇÕES OCORRIDAS NAS ANÁLISES DE DQO DURANTE AS AVALIAÇÕES DO PROCESSO COM RELAÇÕES DE $A/M=0,10 \text{ d}^{-1}$	103
FIGURA 31 - VARIAÇÕES OCORRIDAS NAS ANÁLISES DE DQO DURANTE AS AVALIAÇÕES DO PROCESSO COM RELAÇÃO DE $A/M = 0,15 \text{ d}^{-1}$	104
FIGURA 32 - VARIAÇÕES OCORRIDAS NAS ANÁLISES DE DQO DURANTE AS AVALIAÇÕES DO PROCESSO COM AS REALÇÕES DE $A/M = 0,20 \text{ d}^{-1}$ .....	105
FIGURA 33 - VARIAÇÕES OCORRIDAS NAS ANÁLISES DE DQO DURANTE AS AVALIAÇÕES DO PROCESSO COM AS REALÇÕES DE $A/M = 0,25 \text{ d}^{-1}$ .....	107
FIGURA 34 - VARIAÇÕES OCORRIDAS NAS ANÁLISES DE DQO DURANTE AS AVALIAÇÕES DO PROCESSO COM AS REALÇÕES DE $A/M = 0,30 \text{ d}^{-1}$ .....	109
FIGURA 35 - COMPORTAMENTO DO IVL COM RELAÇÃO AOS VALORES MÁXIMOS E MÍNIMOS DE REFERÊNCIA, CONFORME AS RELAÇÕES DE A/M ESTUDADAS .....	110
FIGURA 36 - TAXA DE REMOÇÃO DE SUBSTRATO - k .....	112
FIGURA 37 - CONSTANTES REFERENTES À PRODUÇÃO DE LODO – a E b... ..	114
FIGURA 38 - CONSTANTES DA OXIGENAÇÃO – a' E b' .....	117
FIGURA 39 - FATOR DE TOXICIDADE DAS AMOSTRAS DE LIXIVIADO TESTADAS .....	120

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1	- COMPOSIÇÃO DO LIXIVIADO DE ATERROS SANITÁRIOS .....	26
TABELA 2	- FORMAS DA AMÔNIA DE ACORDO COM O pH DO MEIO .....	31
TABELA 3	- MECANISMOS DE REMOÇÃO POR PROCESSO BIOLÓGICO.....	34
TABELA 4	- FAIXAS DE A/M DE ACORDO COM ALGUNS AUTORES .....	60
TABELA 5	- PARÂMETROS ANALISADOS DO LIXIVIADO BRUTO .....	70
TABELA 6	- FREQUÊNCIA DAS ANÁLISES DE CONTROLE OPERACIONAL DO LODO ATIVADO .....	80
TABELA 7	- PARÂMETROS ANALISADOS NO LIXIVIADO PRÉ-TRATADO E TRATADO.....	87
TABELA 8	- PARÂMETROS ANALISADOS DO LIXIVIADO ANTES E APÓS O SISTEMA DE <i>STRIPPING</i> COM SUAS EFICIÊNCIAS .....	88
TABELA 9	- EFICIÊNCIAS ATINGIDAS NA REMOÇÃO DA AMONIA NO SISTEMA DE TRATAMENTO BIOLÓGICO POR LODOS ATIVADOS DO LIXIVIADO .....	89
TABELA 10	- CONCENTRAÇÕES FINAIS DOS PARÂMETROS ANALISADOS E SUA EFICIÊNCIA – A/M = 0,05 d <sup>-1</sup> .....	90
TABELA 11	- CONCENTRAÇÕES FINAIS DOS PARÂMETROS ANALISADOS E SUA EFICIÊNCIA – A/M = 0,10 d <sup>-1</sup> .....	92
TABELA 12	- CONCENTRAÇÕES FINAIS DOS PARÂMETROS ANALISADOS E SUA EFICIÊNCIA – A/M = 0,15 d <sup>-1</sup> .....	93
TABELA 13	- VERIFICAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES FINAIS DOS PARÂMETROS ANALISADOS E SUA EFICIÊNCIA – A/M = 0,20 d <sup>-1</sup> .	94
TABELA 14	- VERIFICAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES FINAIS DOS PARÂMETROS ANALISADOS E SUA EFICIÊNCIA – A/M = 0,25 d <sup>-1</sup> .	95
TABELA 15	- VERIFICAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES FINAIS DOS PARÂMETROS ANALISADOS E SUA EFICIÊNCIA – A/M = 0,30 d <sup>-1</sup> .	96
TABELA 16	- VARIAÇÕES DA TURBIDEZ (NTU) NAS ETAPAS DO PROCESSO DE TRATAMENTO .....	97
TABELA 17	- RESULTADOS ANALÍTICOS DE DQO E DBO <sub>5</sub> , NO PERÍODO DE ACLIMATAÇÃO DA BIOMASSA NO PERÍODO DE MARÇO À JUNHO/2007.....	99
TABELA 18	- RESULTADOS ANALÍTICOS DE DQO, REFERENCIADOS ÀS FAIXAS DA RELAÇÃO DE A/M=0,05 d <sup>-1</sup> .....	101
TABELA 19	- RESULTADOS ANALÍTICOS DE DQO, REFERENCIADOS ÀS FAIXAS DA RELAÇÃO DE A/M=0,10 d <sup>-1</sup> .....	102
TABELA 20	- RESULTADOS ANALÍTICOS DE DQO, REFERENCIADOS ÀS FAIXAS DA RELAÇÃO DE A/M=0,15 d <sup>-1</sup> .....	103
TABELA 21	- RESULTADOS ANALÍTICOS DE DQO, REFERENCIADOS ÀS FAIXAS DA RELAÇÃO DE A/M=0,20 d <sup>-1</sup> .....	105

TABELA 22 - RESULTADOS ANALÍTICOS DE DQO, REFERENCIADOS ÀS FAIXAS DA RELAÇÃO DE A/M=0,25 d <sup>-1</sup> .....	106
TABELA 23 - RESULTADOS ANALÍTICOS DE DQO, REFERENCIADOS ÀS FAIXAS DA RELAÇÃO DE A/M=0,30 d <sup>-1</sup> .....	108
TABELA 24 - RESULTADOS DE SÓLIDOS SUSPENSOS, SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS E IVL, REFERENCIADOS ÀS FAIXAS DE A/M... ..	110
TABELA 25 - PARÂMETROS GERAIS PARA DETERMINAÇÃO DAS CONSTANTES CINÉTICAS .....	111
TABELA 26 - PARAMETROS PARA DETERMINAÇÃO DA CONSTANTE CINÉTICA k.....	112
TABELA 27 - PARAMETROS PARA DETERMINAÇÃO DAS CONSTANTES CINÉTICAS “a” E “b” .....	114
TABELA 28 - VALORES DOS PARÂMETROS UTILIZADOS PARA O CÁLCULO DO Rr/Xa.....	116
TABELA 29 - PARAMETROS À DETERMINAÇÃO DAS CONSTANTES CINÉTICAS “a’ ” E “b’ ” .....	117
TABELA 30 - RESULTADOS DOS TESTES DE TOXICIDADE AGUDA E CRÔNICA NO LIXIVIADO PRÉ-TRATADO E TRATADO .....	119

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	– Associação Brasileira de Normas Técnicas
A/M	– Relação Alimento – Microorganismo
APHA	– <i>American Public Health Association</i>
CEMPRE	– Compromisso Empresarial Para a Reciclagem
CE50	– Concentração da amostra que causa efeito agudo (imobilidade) a 50% dos organismos
CNEN	– Conselho Nacional de Engenharia Nuclear
CENO	– Concentração de efeito não observado
CETESB	– Companhia Estadual de Tecnologia Ambiental – São Paulo
COT	– Carbono orgânico total
DBO <sub>5</sub>	– Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	– Demanda Química de Oxigênio
DBO <sub>5</sub> /DQO	– Fator de biodegradabilidade
DIN	– <i>Deutsches Institut für Normung</i>
EPA	– <i>Environmental Protection Agency</i>
FT	– Fator de Toxicidade
IAP	– Instituto Ambiental do Paraná
IBGE	– Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IPT	– Instituto de Pesquisas Tecnológicas
ISO	– <i>International Organization for Standardization</i>
IVL	– Índice volumétrico de lodo
Log	– Logaritmo
NBR	– Norma Brasileira
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	– Nitrogênio amoniacal
OD	– Oxigênio dissolvido
PNSB	– Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
kg	– Quilograma
Rr	– Taxa de respiração
TDH	– Tempo de detenção hidráulico
VOC	– Compostos orgânicos voláteis

## LISTA DE SÍMBOLOS

Ag	– Prata
Al	– Alumínio
As	– Arsênio
a	– Fração orgânica removida para síntese celular
a'	– Fração de oxigênio utilizado na produção de energia para síntese
b	– Fração de biomassa oxidada
b'	– Fração de oxigênio para oxidação da biomassa
Br	– Bromo
C	– Carbono
Ca	– Cálcio
Cd <sup>+2</sup>	– Cádmi
CH <sub>3</sub>	– Gás metano
CH <sub>4</sub>	– Metano
Cl	– Cloro
CN <sup>-</sup>	– Cianeto
CO <sub>2</sub>	– Dióxido de carbono
CO <sub>3</sub> <sup>-2</sup>	– Carbonato
Cr	– Cromo
Cu	– Cobre
dS/dt	– Variação de substrato no tanque de aeração
Fe	– Ferro
H	– Hidrogênio
H <sub>2</sub> O	– Água
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	– Peróxido de hidrogênio
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	– Ácido sulfúrico
Hg	– Mercúrio
K	– Potássio
K	– Taxa máxima de utilização do substrato por unidade de massa de microorganismos (d <sup>-1</sup> )
k	– Taxa de remoção de substrato (L/mg.dia)
Kn	– Constante da taxa de remoção de substrato multicomposto do modelo de GRAU (t <sup>-1</sup> )
Ku	– Constante de meia saturação de substrato (massa/volume) no modelo de SUSCHKA

mg/L	– Miligrama por litro
µg/L	– Micrograma por litro
Mg	– Magnésio
Mn	– Manganês
Na	– Sódio
N	– Nitrogênio
NH <sub>4</sub>	– Amônia na forma ionizada
NH <sub>3</sub>	– Amônia em forma de gás
Ni	– Níquel
NO <sub>2</sub>	– Nitrito
NO <sub>3</sub>	– Nitrato
O <sub>2</sub>	– Oxigênio
O <sub>3</sub>	– Ozônio
OH <sup>-</sup>	– Radical hidroxila
P	– Fósforo
Pb	– Chumbo
pH	– Potencial hidrogeniônico
PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	– Fosfato
%	– Por cento
Q	– Vazão
S	– Concentração de substrato a ser oxidado
S <sub>o</sub>	– Concentração de substrato no efluente bruto, de entrada
S <sub>e</sub>	– Concentração de substrato no efluente final
Sn	– Estanho
V	– Volume
t	– Tempo de detenção hidráulico
θ <sub>c</sub>	– Tempo de retenção celular
U <sub>m</sub>	– Taxa específica máxima de remoção de substrato no modelo de SUSCHKA
X <sub>a</sub>	– Concentração de sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração
SSV	– Concentração de sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração
X <sub>ve</sub>	– Concentração de sólidos suspensos voláteis no efluente final
X <sub>r</sub>	– Concentração de sólidos suspensos voláteis no lodo ativado de reciclo ao tanque de aeração
ΔX <sub>v</sub>	– Acúmulo de lodo biológico descartado

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b>	<b>18</b>
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b>	<b>20</b>
2.1. VISÃO GERAL DO PROBLEMA DOS RESÍDUOS GERADOS	20
2.2. CARACTERÍSTICAS DE UM ATERRO SANITÁRIO	22
2.3. CARACTERÍSTICAS GERAIS DO LIXIVIADO DE ATERROS DE RESÍDUOS DOMICILIARES	23
2.4. QUALIFICAÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DO LIXIVIADO GERADO EM ATERROS DE RESÍDUOS DOMICILIARES	24
2.4.1. Geração do Lixiviado	24
2.4.1.1. Variabilidade do lixiviado	26
2.4.1.2. Classificação do lixiviado	27
2.4.1.3. Recalcitrância	28
2.5. SISTEMAS DE TRATAMENTO POSSÍVEIS PARA O LIXIVIADO	29
2.5.1. Tratamento Primário	30
2.5.2. Remoção da Amônia	30
2.5.3. Tratamento Biológico	32
2.5.4.1. Princípios da Oxidação Biológica	32
2.5.4.2. Processo de Lodo Ativado	37
2.5.4.2.1. Sistema Descontínuo ou em Batelada	38
2.5.4.2.2. Processo em Sistema Contínuo	39
2.5.4.2.3. Balanço de substrato	41
2.5.4.2.4. Cinética de Crescimento	42
2.5.4.2.5. Modelos Cinéticos	50
2.5.4.2.6. Controle do Sistema de Lodos Ativados	59
2.5.5. Toxicidade – Conceitos e Métodos	61
2.5.5.1. Conceito	61
2.5.5.1.1. Toxicidade aguda	62
2.5.5.1.2. Toxicidade crônica	62
2.5.5.2. Métodos e organismos utilizados	63
2.5.5.2.1. Métodos	63
2.5.5.2.2. Organismos mais Utilizados em Testes de Toxicidade	64
<b>OBJETIVOS DO TRABALHO</b>	<b>67</b>
OBJETIVO PRINCIPAL	67
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	67
<b>3. MATERIAIS E MÉTODOS</b>	<b>68</b>
3.1. ÁREA DE ESTUDO	68
3.1.1. Aterro Sanitário de Curitiba	68
3.1.2. Características do lixiviado	69
3.2. ESCALA DE BANCADA	71
3.2.1. Esquema das Unidades do sistema de bancada	71
3.2.2. Diagrama de blocos dos processos unitários	72
3.2.3. Descritivo das Unidades do sistema de bancada da pesquisa	74
3.2.3.1. Tanque Pulmão e remoção de amônia	74
3.2.3.2. Tanque para Neutralização de pH	75
3.2.3.3. Tanque de Aeração	77
3.2.3.4. Decantador Secundário	79
3.2.3.5. Procedimentos analíticos	79



3.3. PROCEDIMENTOS DE COLETA E PRESERVAÇÃO DAS AMOSTRAS .....	81
3.4. FORMAÇÃO DA BIOMASSA – ACLIMATAÇÃO .....	82
3.5. LEVANTAMENTO DOS PARÂMETROS CINÉTICOS .....	83
3.6. TOXICIDADE .....	83
3.6.1. Teste de toxicidade aguda com <i>Daphnia Magna</i> .....	83
3.6.2. Teste de toxicidade com Algas <i>Scenedesmus subspicatus</i> .....	84
3.6.2.1. Determinação dos resultados dos testes .....	85
<b>4. RESULTADOS .....</b>	<b>86</b>
4.1. CARACTERIZAÇÃO ANALÍTICA DO LIXIVIADO BRUTO E TRATADO.....	86
4.2. EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DA AMÔNIA .....	88
4.3. AVALIAÇÃO NO DESEMPENHO DE REMOÇÃO DOS PARÂMETROS TESTADOS.....	90
4.3.1. Parâmetros Gerais referentes às relações de A/M testadas .....	90
4.3.2. Avaliação de Parâmetros Específicos .....	97
4.3.2.1. Turbidez.....	97
4.3.2.2. DQO e DBO <sub>5</sub> .....	99
4.4. AVALIAÇÃO DA FORMAÇÃO DE BIOMASSA .....	110
4.4.1. Análise das Concentrações de sólidos suspensos e índice volumétrico de lodo .....	110
4.5. PARÂMETROS CINÉTICOS .....	111
4.5.1. Taxa de remoção de substrato .....	111
4.5.2. Produção de Lodo biológico .....	113
4.5.3. Consumo de Oxigênio .....	116
4.6. AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE.....	119
<b>5. CONCLUSÕES.....</b>	<b>121</b>
<b>6. RECOMENDAÇÕES .....</b>	<b>123</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>124</b>
<b>APÊNDICES .....</b>	<b>131</b>

## 1. INTRODUÇÃO

Com o crescimento urbano, a industrialização e a conseqüente elevação no consumo, a geração de resíduos sólidos urbanos tem aumentado consideravelmente.

Essa quantidade gerada e sua composição estão diretamente relacionadas com o modo de vida da população, sua condição sócioeconômica e com a facilidade de acesso aos bens de consumo (MORAIS, 2005).

Os impactos causados pelos resíduos sólidos podem apresentar como conseqüência, a contaminação das águas, porque indústrias lançam produtos tóxicos diretamente, ou através da lixiviação de solos contaminados. Pesticidas e herbicidas usados na agricultura também colaboram para este tipo de poluição (RODRIGUES, 2005).

Os fatores como características do material aterrado, o grau de compactação dos resíduos nas células e regime de chuvas, afetam significativamente a qualidade e quantidade da geração do lixiviado de aterro (CASTILHOS JUNIOR *et al.*, 2006). Na sua composição, além dos compostos orgânicos e inorgânicos mais comuns, também podem estar presentes outras substâncias tóxicas provenientes da disposição de resíduos não só domiciliares, mas também industriais e comerciais, que podem apresentar substâncias perigosas (MORAIS, 2005).

Essas substâncias, dependendo do grau de sua periculosidade, podem provocar danos ambientais significativos e dificilmente removíveis ao atingir o lençol freático ou mesmo as águas superficiais, como também a contaminação do solo e do ar, com emissões de gases voláteis.

Em pesquisas recentes, tem sido demonstrado que efeitos adversos podem ser observados no solo, a distâncias superiores a 100 m do aterro, assim como alterações na biota aquática, principalmente nas imediações da descarga do lixiviado (KJELDSEN *et al.*, 2002; BAUN *et al.*, 2004). Por este motivo, a implementação de sistemas de coleta e tratamento para esse resíduo líquido é essencial (MORAIS, 2005).

Portanto, faz-se necessária a busca por melhoria contínua nos processos de tratamento deste lixiviado, desenvolvendo e aperfeiçoando tecnologias que venham permitir o aprimoramento nos sistemas de tratamento.

Desta forma, devido á condição complexa da qualidade do lixiviado gerado proveniente dos resíduos diversos dispostos, observa-se que, para um tratamento eficaz deste líquido, é necessária a utilização de tratamentos integrados, uma das últimas tendências na área de remediação de matrizes complexas. (MORAIS, 2005).

Entre as diversas opções estudadas, destaca-se o emprego de pré-tratamentos físico-químicos, fundamentados em sistemas de precipitação-coagulação (AMOKRANE *et al.*, 1997; OZTURK *et al.*, 2003). Embora estes procedimentos permitam uma remoção parcial da cor e da carga orgânica, não produzem significativa biodegradação dos resíduos (TATSI *et al.*, 2003).

Neste trabalho, foi avaliada a cinética do tratamento biológico, por lodos ativados, do lixiviado gerado no Aterro Domiciliar que atende ao município de Curitiba e a mais 16 municípios da região metropolitana (PREFEITURA MUNICIPAL DE CURITIBA, 2007), com determinação e remoção de componentes tóxicos que possam interferir na sua biodegradabilidade.

Com essa avaliação, definindo suas constantes cinéticas, detectando seus possíveis componentes tóxicos para um adequado tratamento, conseguir-se-á obter o conhecimento da eficiência desse sistema de tratamento, permitindo que projetos em escala real possam ser realizados com segurança, caso esses resultados venham a atender às necessidades de remoção dos poluentes ainda presentes no lixiviado lançado no corpo receptor.

Acredita-se que, por meio deste estudo, possam também surgir novas oportunidades de pesquisa, incentivando uma complementação de processos e avaliação dos componentes tóxicos e sua possível remoção do meio, possibilitando a melhoria contínua da qualidade do lixiviado tratado.

## **2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **2.1. VISÃO GERAL DO PROBLEMA DOS RESÍDUOS GERADOS**

Observando a atual geração dos resíduos sólidos urbanos domiciliares, que vem acompanhada do elevado crescimento da população mundial e, por consequência, do aumento do consumo, verifica-se o quão complexo é equilibrar essa geração com a sua destinação adequada, sabendo que destinação adequada é aquela em que se pode dispor os resíduos de forma que ocorra sua transformação sem degradar o meio ambiente (SILVA, 2002).

Essas transformações são as reações ocorridas no momento em que o resíduo é acondicionado de alguma forma. No caso de aterro, a reação realizada é a transformação do material sólido em líquido e gás. Por consequência, esse líquido e gás estarão contaminados com partículas presentes nestes resíduos (SILVA, 2002).

Devido a essas peculiaridades e diversidades de características do lixiviado, muitas pesquisas estão continuamente sendo realizadas, adaptando sistemas e processos à realidade local, permitindo chegar a diversas opções possíveis para a redução das cargas orgânicas presentes nesse líquido gerado nos aterros do Brasil e do mundo (MORAIS, 2005).

Vale ressaltar que mesmo quando os resíduos sólidos são depositados no solo adequadamente e o aterro encerra suas atividades no tempo correto, a geração do lixiviado não se extingue, em geral, quanto mais velho o aterro, menos biodegradável se torna esse efluente, necessitando de processos de tratamento mais complexos.

Essa complexidade nas características do lixiviado, é originada pelo tipo de resíduos ali depositados e portanto fará a composição do lixiviado a ser tratado. Dentre tantas características de resíduos dispostos em aterros, tem-se a definição de D'Almeida e Vilhena (2000), descrevendo que os resíduos apresentam-se no estado sólido, semi-sólido ou semilíquido (com quantidade de líquido insuficiente para que possam fluir livremente), podendo apresentar uma classificação conforme se observa no QUADRO 1, quanto à sua periculosidade.

Para ilustrar, no QUADRO 2, é apresentada uma descrição dos resíduos perigosos, de acordo com sua origem.

<b>Categoria</b>	<b>Características</b>
Grupo A	Resíduos com a possível presença de agentes biológicos que, por suas características de maior virulência ou concentração, podem apresentar risco de infecção. É subdividido em A1, A2, A3, A4 e A5.
Grupo B	Resíduos contendo substâncias químicas que podem apresentar risco à saúde pública ou ao meio ambiente, dependendo de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade e toxicidade.
Grupo C	Quaisquer materiais resultantes de atividades humanas que contenham radionuclídeos em quantidades superiores aos limites de eliminação especificados nas normas da Comissão Nacional de Energia Nuclear-CNEN e para os quais a reutilização é imprópria ou não prevista. a) enquadram-se neste grupo quaisquer materiais resultantes de laboratórios de pesquisa e ensino na área de saúde, laboratórios de análises clínicas e serviços de medicina nuclear e radioterapia que contenham radionuclídeos em quantidade superior aos limites de eliminação
Grupo D	Resíduos que não apresentem risco biológico, químico ou radiológico à saúde ou ao meio ambiente, podendo ser equiparados aos resíduos domiciliares.
Grupo E	Materiais perfurocortantes ou escarificantes, tais como: lâminas de barbear, agulhas, escalpes, ampolas de vidro, brocas, limas endodônticas, pontas diamantadas, lâminas de bisturi, lancetas; tubos capilares; micropipetas; lâminas e lamínulas; espátulas; e todos os utensílios de vidro quebrados no laboratório (pipetas, tubos de coleta sanguínea e placas de Petri) e outros similares.

QUADRO 1 - CLASSIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS À PERICULOSIDADE  
FONTE: RESOLUÇÃO CONAMA 358 (2005)

<b>TIPO</b>	<b>PRODUTO</b>
Material de pintura	Tintas, solventes, pigmentos, vernizes.
Materiais para jardinagem e animais	Pesticidas, inseticidas, repelentes, herbicidas.
Materiais automotivos	Óleos lubrificantes, fluidos de freio e transmissão, baterias.
Outros itens	Pilhas, frascos de aerossóis, lâmpadas fluorescentes

QUADRO 2 - RESÍDUOS DOMÉSTICOS POTENCIALMENTE PERIGOSOS  
FONTE: IPT-CEMPRE (2000)

O Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) realizou a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), em 2000, a qual consta que apenas em torno de 20% de todos os resíduos sólidos urbanos são adequadamente dispostos em aterros sanitários. Os restantes, são dispostos a céu aberto (lixão), ou outra disposição como queima, terrenos baldios, ou enterrados.

## 2.2. CARACTERÍSTICAS DE UM ATERRO SANITÁRIO

Aterro sanitário é “uma técnica de disposição de resíduos sólidos 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 urbanos 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, conforme foto da FIGURA 1, ou a intervalos menores, se for necessário” (norma ABNT NBR 8419/1992).



FIGURA 1 - COMPACTAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS EM CÉLULAS DE ATERRO  
FONTE: SENAI-CIC/CETSAM – CSM - RESÍDUOS SÓLIDOS

Os procedimentos necessários para uma correta operação oriunda de um bom projeto são fixados pela norma NBR 8419 da ABNT.

Um aterro sanitário deve apresentar suas instalações da seguinte forma:

- Instalações de apoio;
- Sistema de drenagem de água pluviais;
- Sistema de coleta e tratamento de líquidos percolados (lixiviado) e de drenagem de gases formados a partir da decomposição da matéria orgânica presente nos resíduos sólidos urbanos;
- Impermeabilização lateral e inferior, de modo a evitar a contaminação do solo e do lençol freático.

Para D’Almeida e Vilhena (2000) considerando os aspectos ambientais, o aterro sanitário é um método atraente e de menor custo para a comunidade com poucos recursos financeiros e humanos, e que pode satisfazer as condições de preservação do meio ambiente. O mais importante é selecionar com qualidade os

resíduos gerados, para que se possa reduzir consideravelmente o que será disposto no aterro e reciclar e transformar o máximo possível, para que venham a ser novamente um produto.

### **2.3. CARACTERÍSTICAS GERAIS DO LIXIVIADO DE ATERROS DE RESÍDUOS DOMICILIARES**

O lixiviado liberado no processo de decomposição anaeróbica de resíduos domésticos, gerado nos aterros, é um líquido escuro e turvo, de odor desagradável, que apresenta em sua composição altos teores de compostos orgânicos e inorgânicos, nas formas dissolvida e coloidal.

Entretanto, apenas esta definição não é suficiente para realmente definir o que é lixiviado. Para D'Almeida e Vilhena (2000) a questão sobre “o que é e como se forma” o lixiviado, não tem resposta tão simples quanto possa parecer. Deve-se conhecer primeiramente, quais são os fatores importantes na sua formação e composição.

Segundo Schalch (1984) (*apud* SISINNO e OLIVEIRA, 2000), para haver a geração de lixiviado, é necessário manter as condições anaeróbias de uma massa de resíduos sólidos urbanos com elevados teores de matéria orgânica e umidade. Por esta razão, existe a necessidade do controle dos procedimentos realizados no aterro, através do monitoramento ambiental, da qualidade e da quantidade do líquido produzido caracterizado como lixiviado. No entanto, como a geração apresenta uma grande dependência em relação à qualidade e à quantidade do que é depositado, esse procedimento não é de todo simples, pois variará de acordo com o tipo de material, condições climáticas e temperatura da massa da célula.

## 2.4. QUALIFICAÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DO LIXIVIADO GERADO EM ATERROS DE RESÍDUOS DOMICILIARES

### 2.4.1. Geração do Lixiviado

Para a caracterização do lixiviado e determinação de volume produzido, deve ser avaliado o aterro em todas as suas especificidades, observando-se todas as variáveis ambientais em relação ao solo, água e ar.

A permeabilidade do solo, capacidade de carga, grau de compactação e material de cobertura, são alguns dos fatores estudados e avaliados para evitar a contaminação do solo e das águas subterrâneas, como também características gerais dos resíduos, topografia e tendências sócioeconômicas da população (IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas, CEMPRE, 1995).

O volume de lixiviado gerado é função, principalmente, da precipitação pluvial e da umidade, idade, densidade e método de disposição dos resíduos depositados e do método de impermeabilização do local (CHEN, 2005).

São quatro fases distintas (KJELDSEN *et al.*, 2002) que ocorrem até sua estabilização completa, quais sejam: aeróbia; anaeróbia; metanogênica inicial e estabilização metanogênica.

Na fase aeróbia, o oxigênio do meio dos resíduos recentemente depositados é rapidamente consumido, resultando na formação de CO<sub>2</sub> e no aumento da temperatura interna das células (BARLAZ *et al.*, 1990).

A elevação da temperatura ocorre devido à elevada liberação de calor e esse fenômeno pode provocar a formação de sais contendo metais, pois muitos íons são solúveis em água em temperaturas elevadas (MEIRA, 2003).

Durante a fase anaeróbia, que é a fase seguinte e permanente, são produzidas quantidades consideráveis de compostos orgânicos simples e de alta solubilidade, principalmente ácido graxos voláteis, como o ácido acético, e também grande quantidade de nitrogênio amoniacal (MEIRA, 2003).

Os ácidos se misturam com o líquido que percola pela massa de resíduos, fazendo com que o pH caia para valores entre 4 e 6, o que ajuda na solubilização de materiais inorgânicos, podendo apresentar altas concentrações de ferro, manganês, zinco, cálcio e magnésio (D'ALMEIDA e VILHENA, 2000).



Nesta fase, o lixiviado contém grande quantidade de matéria orgânica, representando valores elevados de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5</sub>). A essa fase, chama-se acetogênica.

Na fase seguinte, os compostos orgânicos simples formados na fase acetogênica começam a ser consumidos por bactérias estritamente anaeróbias, denominadas bactérias metanogênicas, as quais irão gerar o gás metano (CH<sub>4</sub>) e o gás carbônico (CO<sub>2</sub>) (D'ALMEIDA E VILHENA, 2000).

Nesta fase, estabelece-se um equilíbrio dinâmico entre a população de bactérias acetogênicas e metanogênicas, desta forma os compostos produzidos na segunda fase de decomposição do chorume começam a ser fonte de nutrientes, sendo consumido pelas bactérias metanogênicas presentes no meio. Esta fase, que é a mais ativa biologicamente, pode ser reconhecida pelo aumento de pH (devido ao consumo de substâncias ácidas) e pela intensificação da taxa de produção de gás metano (EL FADEL *et al.*, 2000). Concentrações de matéria orgânica (medidas em DQO e de DBO) decrescem à medida que as substâncias mais facilmente biodegradáveis (por exemplo, os ácidos carboxílicos) são consumidos, a razão DBO<sub>5</sub>/DQO sofre decréscimo (LOUKIDOU *et al.*, 2001). . Esses compostos também contribuem sobremaneira para a coloração escura do lixiviado (MEIRA, 2003).

Os fatores principais que influenciam essa composição, são apresentados no QUADRO 3.

Características dos resíduos	Composição, granulometria, umidade, idade, pré-tratamento.
Condições ambientais	Geologia, regime pluviométrico, temperatura, clima.
Características do aterro	Aspectos construtivos das células, balanço hídrico, condições do terreno, grau de compactação, co-disposição do percolado, irrigação e recirculação.
Processos internos	Hidrólises, adsorção, biodegradação, especiação, dissolução, diluição, redução, troca iônica, tempo de contato, partição, geração e transporte de gás.

QUADRO 3 - PRINCIPAIS FATORES QUE INFLUENCIAM A COMPOSIÇÃO DO LIXIVIADO  
 FONTE: EL FADEL *et al.*(2000); KJELDTSEN *et al.*(2002); CINTRA *et al.* (2002).

No lixiviado, os íons presentes em grandes quantidades percolam pelo solo e combinam-se com espécies doadoras de elétrons como o íon CN<sup>-</sup>, formando complexos como  $Cd^{+2} + CN \rightarrow CdCN^{+}$ .

Também podem se ligar à compostos com cadeias curtas de carbono, o que os torna solúveis em tecidos animais, podendo atravessar membranas biológicas do tipo  $\text{CH}_3 - \text{S} - \text{Pb} - \text{S} - \text{CH}_3$ . (SILVA, 2002; ANDRADE, 2001).

Os íons que podem ser encontrados no lixiviado e suas possíveis origens estão ilustrados no QUADRO 4 (IPT-CEMPRE, 2000).

Íons	Fontes
$\text{Na}^+$ , $\text{K}^+$ , $\text{Ca}^{+2}$ , $\text{Mg}^{+2}$	Material orgânico, entulhos de construção, cascas de ovos
$\text{PO}_4^{-3}$ , $\text{NO}_3^{-3}$ , $\text{CO}_3^{-2}$	Material orgânico
$\text{Cu}^{+2}$ , $\text{Fe}^{+2}$ , $\text{Sn}^{+2}$	Material eletrônico, latas, tampas de garrafas
$\text{Hg}^{+2}$ , $\text{Mn}^{+2}$	Pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes
$\text{Ni}^{+2}$ , $\text{Cd}^{+2}$ , $\text{Pb}^{+2}$	Baterias recarregáveis (celular, telefone sem fio, automóveis)
$\text{Al}^{+3}$	Latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos, embalagens laminadas em geral
$\text{Cl}^-$ , $\text{Br}^-$ , $\text{Ag}^{+2}$	Tubos de PVC, negativos de filmes de raio-X
$\text{As}^{+3}$ , $\text{Sb}^{+3}$ , $\text{Cr}^{x+}$	Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos

QUADRO 4 - IONS PRESENTES NO LIXIVIADO E SUAS FONTES PRINCIPAIS

FONTE: IPT-CEMPRE (2000)

#### 2.4.1.1. Variabilidade do lixiviado

A grande variabilidade da composição de lixiviado de aterros sanitários pode ser observada na TABELA 1.

TABELA 1 - COMPOSIÇÃO DO LIXIVIADO DE ATERROS SANITÁRIOS

PARÂMETRO	FAIXA
<b>PARÂMETROS FÍSICOS</b>	
pH	4,5 – 9,0
Condutividade específica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	2500 - 35000
Sólidos totais (mg/L)	2000 – 60000
<b>MATÉRIA ORGÂNICA (mg/L)</b>	
Carbono orgânico total	30 – 29000
Demanda Bioquímica de Oxigênio ( $\text{DBO}_5$ )	20 - 57000
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	140 – 152000
Nitrogênio Orgânico	14 – 2500
<b>MACROCOMPONENTES INORGÂNICOS (mg/L)</b>	
Fósforo total	0,1 – 23
Cloretos	150 – 4500
Sulfatos	8 – 7750
$\text{HCO}_3^-$	610 – 7320
Sódio	70 – 7700
Potássio	50 – 3700
Nitrogênio amoniacal	50 – 2200
Cálcio	10 – 7200
Magnésio	30 – 15000
Ferro	3 – 5500
Manganês	0,03 – 1400

Continua

		Conclusão
PARÂMETRO	FAIXA	
ELEMENTOS TRAÇOS INORGÂNICOS ( $\mu\text{g/L}$ )		
Arsênico	0,01 – 1,0	
Cádmio	0,0001 – 0,4	
Cromo	0,02 – 1,5	
Cobalto	0,005 – 1,5	
Cobre	0,005 – 10,0	
Chumbo	0,001 – 5,0	
Mercúrio	0,00005 – 0,16	
Níquel	0,015 – 13	
Zinco	0,03 – 1000	

FONTE: CHRISTENSEN *et al.* (2001)

A necessidade de identificação de compostos orgânicos no lixiviado vem motivando a pesquisa científica em nível mundial (NASCIMENTO *et al.*, 2001; BAUN *et al.*, 2004). Vários compostos orgânicos, por exemplo, ftalatos, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, fenóis e compostos nitrogenados têm sido detectados, tanto em resíduos sólidos urbanos municipais como em lixiviado de aterro sanitário (REITZEL *et al.*, 2002; BAUN *et al.*, 2004).

Cumprе ressaltar, que a toxicidade do lixiviado pode estar relacionada à presença de grande variedade de compostos persistentes, metais potencialmente tóxicos, presença de grandes concentrações de amônia e elevada alcalinidade (SILVA *et al.*, 2004, KOHN *et al.*, 2004). Segundo Clement *et al.* (1997), a toxicidade do lixiviado não pode ser associada a uma substância isoladamente e nem à soma de todas as substâncias presentes, mas sim ao efeito sinérgico entre as diferentes substâncias existentes no lixiviado.

#### 2.4.1.2. Classificação do lixiviado

De acordo com os estudos realizados, o lixiviado tem apresentado diferenças significativas na sua composição, em que se observa sua interligação direta com o período de funcionamento do aterro (HARMSEN *et al.*, 1983; BRAIG *et al.*, 1999; KJELDSSEN *et al.*, 2002).

No entanto, apesar das grandes variações da composição do lixiviado produzido nos diferentes aterros, o estado de degradação (relacionado com a idade do aterro) é considerado como sendo o parâmetro de classificação mais aceito (CHRISTENSEN *et al.*, 2001). Na classificação recomendada por Braig e colaboradores (1999), o lixiviado pode ser novo (jovem), intermediário e estabilizado

(velho, maduro), sendo que os valores de pH, juntamente com as razões  $DBO_5/DQO$  e  $DQO/COT$ , são os principais parâmetros para a aplicação dessa metodologia de classificação.

Quanto maiores os valores das razões  $DBO_5/DQO$  e  $DQO/COT$ , maior é a quantidade de bactérias aeróbias e facultativas, o que é observado em aterros novos (EL FADEL *et al.*, 2002).

#### **2.4.1.3. Recalcitrância**

A recalcitrância ocorre em aterros antigos, onde há maior presença de substâncias químicas que apresentam dificuldade de serem degradadas pelos microorganismos, sendo esses os principais agentes na degradação e reciclagem de nutrientes, conforme literatura pesquisada (MILLOT *et al.*, 1987; KANG, *et al.*, 2002).

As substâncias podem oferecer dificuldade à biodegradação em decorrência de diversos fatores, dentre os quais pode-se citar:

- i)** estrutura química complexa desprovida de grupos funcionais reativos;
- ii)** ação tóxica de alguns componentes do lixiviado sobre os microorganismos ou inativação de enzimas do metabolismo celular;
- iii)** complexação ou interação das substâncias químicas com elementos ou compostos químicos, dificultando a ação das enzimas exocelulares.

De acordo com Kjeldsen *et al.* (2002) a baixa relação  $DBO_5/DQO$  sugere um lixiviado com baixas concentrações de ácidos graxos e quantidades relativamente altas de combinações entre ácidos húmicos fúlvicos.

Essas substâncias apresentam as suas conformações químicas alteradas, freqüentemente, em função das interações que ocorrem entre os grupos funcionais presentes na sua estrutura. Também possuem estruturas complexas e heterogêneas, compostas de carbono, oxigênio, hidrogênio e pequenas quantidades de nitrogênio, fósforo e enxofre (JONES e BRYAN, 1998; KAPPLER e BRUNE, 2001; LEHTONEM, HANNINEM e KETOLA, 2001; SILVA, 2002).

O nitrogênio é considerado um constituinte 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 (WELANDER *et al.*, 1998; SILVA, 2002; MARTTINEN *et al.*, 2002).

A amônia é o principal componente que se apresenta em concentrações elevadas, o que faz com que se eleve o nível de toxicidade do lixiviado para um tratamento biológico.

A concentração de nitrogênio amoniacal engloba a forma gasosa ( $\text{NH}_3$ ), denominada amônia, e a forma ionizada  $\text{NH}_4^+$ , denominada amônio. O equilíbrio é estabelecido entre a amônia gasosa dissolvida e os íons amônio, sendo que a relação das espécies presentes depende do pH da solução.

Equilíbrio químico (Equação 1):



A partir da constante de equilíbrio da reação 1, obtém-se a relação entre as concentrações das espécies para um determinado pH (equação 2), sendo que em valores de pH acima de 9,3 o equilíbrio é deslocado para a direita e a espécie amônia é predominante. Entretanto, o aumento na força iônica do meio desfavorece a razão de concentração amônia/amônio, implicando necessidade de um aumento no pH para a manutenção das mesmas relações (HAALING-SORENSEN e JORGENSEN, 1993) (Equação 2).

$$\text{pH} = 9,25 - \log f + \log [\text{NH}_3]/[\text{NH}_4^+] \quad (2)$$

Em que  $f$  é a força iônica.

## 2.5. SISTEMAS DE TRATAMENTO POSSÍVEIS PARA O LIXIVIADO

Por todos os relatos já realizados sobre o potencial de toxicidade do lixiviado e pelos dados verificados em levantamentos realizados em diversos aterros, observa-se uma característica muito diferenciada de cada local, apresentando cada um sua composição específica e única (SILVA, 2002)

Na seqüência, apresenta-se sucintamente, alguns sistemas de tratamento que já foram implantados e que se encontram em fase operacional e/ou sistemas que foram apenas testados em pesquisas e projetos pilotos, sem muito sucesso.

Essa avaliação foi realizada como embasamento do trabalho, a fim de verificar a necessidade de estudo de um processo biológico, caso existissem outros tratamentos que técnica e economicamente fossem viáveis e estivessem solucionando com maior eficiência a remoção do material poluente do lixiviado.

### 2.5.1. Tratamento Primário

O tratamento primário ou físico-químico é utilizado principalmente para remover material sólido em suspensão e ajustar o pH.

O princípio do processo consiste na neutralização das cargas elétricas do material em suspensão, por adição de agentes de coagulação (por exemplo, sulfato de alumínio). Após a neutralização das cargas superficiais, a mistura é deixada em repouso, o que facilita a aglutinação das partículas por adsorção (SILVA, 2002).

Apesar de uma considerável bibliografia focar a coagulação/floculação de lixiviado, muitas investigações são limitadas para o estudo dos efeitos das diferentes variáveis de operação e para a conversão final, medidos em termos de DQO, cor e DBO<sub>5</sub>. Assim, também, a questão da toxicidade pode ser uma desvantagem do processo. Ela pode se elevar devido a excessiva adição de produtos químicos por métodos padronizados.

Outra desvantagem importante, é a elevada geração de lodo, que deverá apresentar uma disposição adequada, revertendo desta forma, os inconvenientes da geração de resíduos (METCALF & EDDY, 1991).

### 2.5.2. Remoção da Amônia

A amônia se apresenta em elevado grau de concentração no lixiviado com características altamente tóxicas para lançamento em corpos hídricos, como para sistemas de tratamento, haja vista sua toxicidade ser nociva à formação de biomassa em processos biológicos.

A amônia pode estar na forma livre (NH<sub>3</sub>) ou ionizada (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), dependendo do pH do meio. Em concentrações altas, contribui para o aumento de toxicidade dos efluentes, afetando peixes e inibindo o metabolismo de microrganismos.

Todavia, o nitrogênio também é um dos principais nutrientes utilizados pelas bactérias em tratamentos biológicos, apresentando-se sob as formas de nitrogênio orgânico, amônia, nitritos (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) e nitratos (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>).

As bactérias heterotróficas e autotróficas necessitam de nitrogênio para sua atividade metabólica, devendo o mesmo apresentar-se numa forma assimilável, como amônia e nitrato (VON SPERLING, 2002).

A amônia pode ser removida das águas residuárias por volatilização, por meio de processo físico de arraste com ar. Para tanto, deve-se elevar o pH do meio, favorecendo a transformação do íon amônio em amônia livre. Na TABELA 2, são apresentadas as faixas de pH e as formas predominantes da amônia correspondentes. Em esgotos foi verificado que os percentuais de  $\text{NH}_3$  em relação ao  $\text{NH}_4^+$ , crescem quando o pH e a temperatura aumentam. Em estudo feito por REIS *et al.* (1999), verificou-se a diminuição da toxicidade em peixes quando a amônia está na forma não-ionizada, com o aumento do pH e da temperatura (VON SPERLING, 2002; REIS e MENDONÇA, 1999).

TABELA 2 – FORMAS DA AMÔNIA DE ACORDO COM O pH DO MEIO

pH	Forma da amônia
< 8,0	Praticamente toda a amônia está na forma de $\text{NH}_4^+$
8,0 – 11,0	$\text{NH}_3 = 50\%$ e $\text{NH}_4^+ = 50\%$ , aproximadamente
> 11,0	Praticamente toda a amônia na forma de $\text{NH}_3$

FONTE: VON SPERLING, 2002

O processo de arraste é simples embora apresente algumas desvantagens, como o elevado custo de operação (devido ao alto consumo de energia elétrica), liberação de amônia para a atmosfera e, em casos onde a cal é utilizada para aumentar o pH, entupimento de tubulações pela formação de carbonato de cálcio.

Li *et al.* (1999), demonstraram que é possível precipitar a amônia na forma de fosfato de magnésio-amônia. Os pesquisadores utilizaram combinações de três produtos químicos (fosfatos de sódio, magnésio e cálcio) e obtiveram ótimos resultados, sendo que em uma das proporções baixaram o teor de amônia de 5.618 para 112 mg/L em 15 minutos, gerando lodos bastante compactos, os quais poderiam ser dispostos em aterro sem a necessidade de tratamento posterior para desidratação.

Uma desvantagem desse processo químico foi a alta concentração de sais do efluente devida às reações químicas, que poderiam prejudicar o funcionamento de um posterior tratamento biológico.

### 2.5.3. Tratamento Biológico

#### 2.5.4.1 Princípios da Oxidação Biológica

A maioria dos compostos orgânicos presentes em um efluente são removidos em um sistema de tratamento biológico por um ou mais mecanismos, apresentados como sorção, *stripping*, ou biodegradação.

##### a) Sorção

A sorção limitada de compostos orgânicos não degradáveis em sólidos biológicos ocorre para uma variedade de compostos orgânicos, e esse fenômeno não é um mecanismo primário de remoção na maioria dos casos. No entanto, Eckenfelder (1989) cita Weber e Jones (1983), que relatam haver uma exceção, é o Lindano, o qual mostra que enquanto não há biodegradação, há sim uma significativa sorção, levando à visualização de que outros pesticidas responderiam de uma maneira similar em processo biológico de tratamento de águas residuárias.

A significância da sorção para compostos orgânicos não é tão relevante quanto para os metais pesados. Os metais pesados se complexam com a parede celular e se bioacumulam.

##### b) *Stripping*

Os chamados compostos orgânicos voláteis (VOCs) seriam removidos pelo ar (*stripping*) nos processos de tratamento biológico, isto é, filtros biológicos, lodos ativados, lagoas aeradas. Kincannon e Stover (1982), citados por Eckenfelder (1989, p.146) descrevem que, dependendo dos VOCs em questão, ambos os processos podem ocorrer, *stripping* e biodegradação conforme FIGURA 4. O processo de *stripping* de VOCs em processos de tratamentos biológicos é visto atualmente com uma considerável atenção, principalmente nos Estados Unidos devido aos limites permissíveis na atmosfera de VOCs.



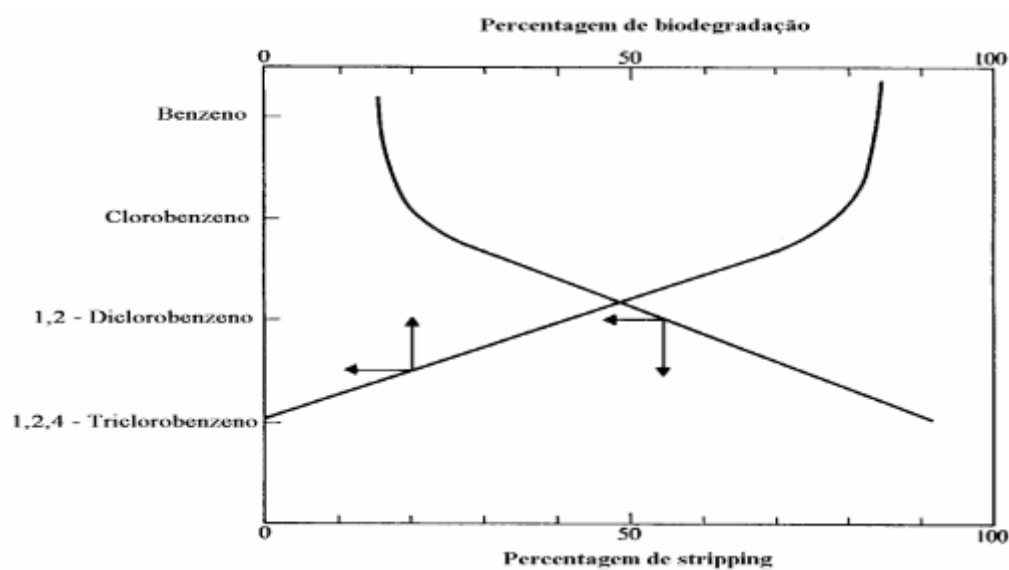
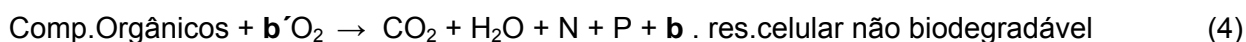
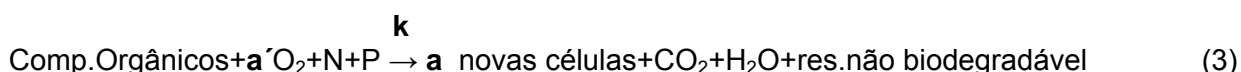


FIGURA 2 - STRIPPING E BIODEGRADAÇÃO DE COMPOSTOS ORGÂNICOS EM PROCESSOS DE LODOS ATIVADOS

FONTE: ECKENFELDER (1989)

### c) Biodegradação Aeróbia

Em processos aeróbios, quando a matéria orgânica é removida da solução por microrganismos, dois fenômenos básicos ocorrem: o oxigênio é consumido pelos organismos para sua energia e síntese de novas células. Os organismos também passam pelo processo de auto-oxidação da massa celular. Estas reações podem ser ilustradas pelas equações abaixo (SOUZA, 2003): (Equações 3 e 4)



Na Equação (3),  $k$  é o coeficiente de velocidade e é função da biodegradabilidade do composto orgânico ou da mistura de compostos orgânicos nas águas residuárias (taxa de remoção de substrato). O coeficiente  $a'$  é a fração orgânica removida para a produção de energia, e o coeficiente " $a$ " é a fração orgânica removida que é sintetizada em massa celular. Na Equação (4), o

coeficiente  $b$  é a fração por dia de biomassa degradável oxidada e  $b'$  o oxigênio requerido para esta oxidação (SOUZA, 2003).

A TABELA 3 apresenta alguns compostos orgânicos e os mecanismos responsáveis pela sua remoção.

TABELA 3 – MECANISMOS DE REMOÇÃO POR PROCESSO BIOLÓGICO

<b>Compostos</b>	<b>Sorção (%)</b>	<b>Stripping (%)</b>	<b>Biodegradação (%)</b>
Acrilonitrila			99,9
Fenol			99,9
2,4 – Dinitrofenol			99,3
2,4 – Diclofenol			95,2
1,2 – Clorobenzeno		21,7	78,2
Benzeno		2,0	97,9
Tolueno	0,02	5,1	94,9
Etilbenzeno	0,19	5,2	94,6
%Tricloroetano	0,83	65,1	
Clorofórmio	1,19	19,0	
Acroleína			99,9
Fenantreno			98,2
Naftaleno			98,6
Etil Acetato			98,8

FONTE: GOETTEMS (1992)

Para efluentes complexos, como o lixiviado, que apresentam na sua composição compostos orgânicos com as mais diversas funções químicas, necessitam de um maior tempo para a aclimatação, devendo a concentração do substrato complexo ser menor que a concentração de inibição (SOUZA, 2003).

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) reduzida de um efluente por processo de lodos biológicos em massa suspensa deve-se considerar como ocorrendo em duas fases. Uma inicial de alta remoção de suspensão coloidal e de DBO solúvel, seguida de uma fase mais lenta de remoção da DBO solúvel remanescente. A redução inicial de DBO é efetuada por um ou mais mecanismos, dependendo das características físicas e químicas da matéria orgânica. Estes mecanismos são (VON SPERLING, 2002):

- a) remoção da matéria suspensa por captura no floco biológico. Esta remoção é rápida e dependente de uma adequada mistura da água residuária com o lodo.
- b) remoção do material coloidal por adsorção físico-química no floco biológico.
- c) uma bioadsorção de matéria orgânica solúvel pelos microorganismos. Existem algumas questões em que esta remoção é resultado de enzimas complexas ou um fenômeno de superfície, logo se a matéria orgânica é retida na superfície da bactéria ou é armazenada no seu interior como produtos ou ambas. A quantidade imediata de DBO solúvel removida é diretamente proporcional a concentração de lodo presente, da idade do lodo, e das características da matéria orgânica.

Segundo Eckenfelder (1989), o tipo de lodo gerado afeta as propriedades adsorventes. Em geral, lodos gerados em sistemas em batelada “batch” ou “plug-flow” teriam melhor capacidade adsorviva do que aqueles sistemas completamente misturados.

Estes três mecanismos ocorrem imediatamente quando do contato da água residuária com o lodo. O material coloidal e suspenso deve passar por uma quebra seqüencial para moléculas menores de maneira a estar disponível à célula para a oxidação e síntese. O tempo requerido para aclimatação do sistema está relacionado primeiramente com as características da matéria orgânica e a concentração de lodo ativado. Em águas residuárias complexas com alta concentração de DBO a taxa de síntese é independente da concentração enquanto todos os componentes permanecerem, e como resultado, existe uma constante e uma taxa máxima de crescimento celular. Com a aeração contínua, os componentes mais prontamente removíveis são esgotados e a taxa de crescimento decrescerá com o decréscimo da concentração da DBO que permanece em solução.

Isto causa um decréscimo da massa celular e carbono celular acompanhado por um correspondente decréscimo no nitrogênio celular, como mostra a FIGURA 3 (ECKENFELDER,1989), em que demonstra um pico máximo após uma aeração de 6 horas quando do tratamento de águas residuárias de celulose. O decréscimo da massa celular após uma substancial exaustão de substrato, pode ser atribuído a conversão dos carboidratos armazenados no interior do protoplasma celular.

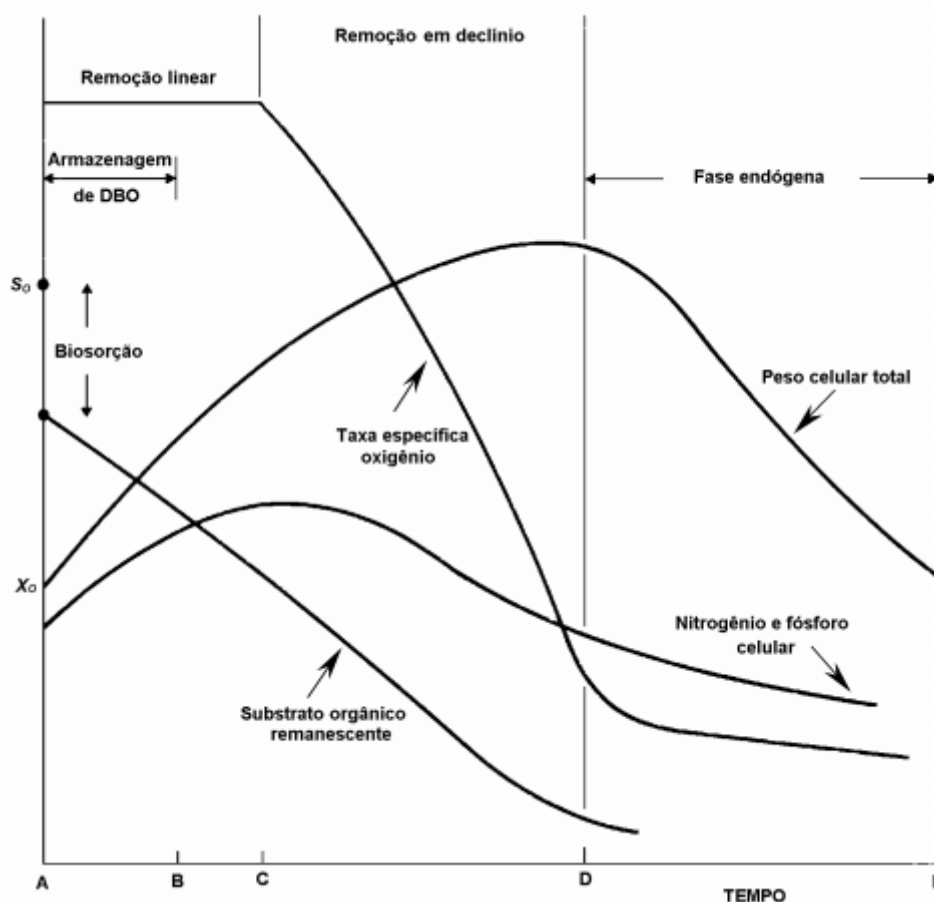


FIGURA 3 - REAÇÕES QUE OCORREM DURANTE A BIODEGRADAÇÃO.  
 FONTE : ECKENFELDER (1989)

Na Figura 3 o declínio de remoção inicia no ponto C. O armazenamento de carboidratos é utilizado pelas células no intervalo de tempo de BC. Isto resulta em um incremento (aumento) de nitrogênio celular. O nitrogênio celular tem seu pico no ponto C, quando o armazenamento dos carboidratos é reduzido. A massa celular é aumentada no intervalo de tempo entre CD declinando seu crescimento e remoção.

Dependendo da concentração da DBO que permanece no ponto C e da velocidade de remoção, a massa de lodo deve tender a permanecer constante ou até se elevar enquanto o nitrogênio celular permaneceria substancialmente constante. Após o ponto D, resulta a autooxidação com a redução do peso e nitrogênio celular.

A utilização do oxigênio continua na máxima taxa até ocorrer a redução da DBO adsorvida, após isto decresceria com a taxa de remoção de DBO. Em águas residuárias contendo matéria suspensa e coloidal, o conhecimento da taxa de consumo de oxigênio reflete também a taxa de solubilização e subsequente síntese da DBO coloidal e suspensa (ECKENFELDER, 1989).

### 2.5.4.2 Processo de Lodo Ativado

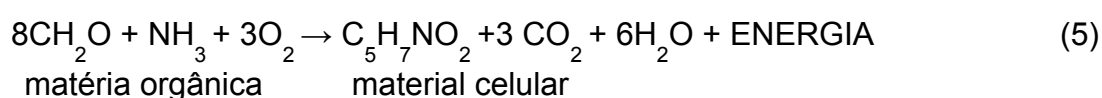
O extensivo emprego do processo de lodos ativados para tratamento de águas residuárias domésticas e industriais (ALEM SOBRINHO, 1981), tem proporcionado a sua utilização para outros despejos como para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário, conforme se observa em muitas pesquisas (IRENE *et al.*, 1996; MORAIS, 2005),

Morais (2005), cita Mendonça (2002), que comenta das diversas variantes do sistema de lodo ativado, que pode ser classificado de acordo com as características hidráulicas e tipo de aeração, principalmente.

O princípio de depuração para lodos ativados com biomassa suspensa emprega, como elementos ativos, os flocos biológicos que, em contato com substrato biodegradável e na presença de oxigênio, crescem e floculam (BITTON, 1999). Os flocos biológicos serão mais bem abordados no item da cinética do crescimento.

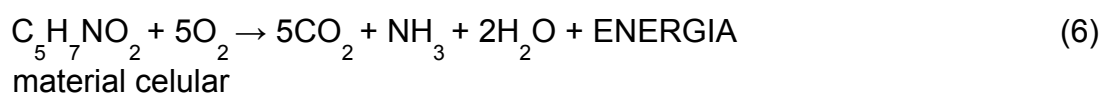
Segundo Van Handel e Gerrit (1999), as reações aeróbias de estabilização da matéria carbonácea procedem de uma maneira simplificada e desprezando mecanismos intermediários, de acordo com as etapas seguintes:

(1) Etapa Inicial: Predominância da Síntese (Anabolismo), representado pela Equação 5.



A matéria orgânica biodegradável presente na água residuária é utilizada pelos microorganismos para as suas atividades metabólicas de crescimento e obtenção de energia. Ocorre o consumo de oxigênio e o aumento do material celular, ou seja, aumento da população de microrganismos (MORAIS, 2005).

(2) Etapa subsequente: Predominância da Respiração Endógena (Catabolismo), representado pela Equação 6:



Quando a matéria orgânica biodegradável é removida e a população de microorganismos se encontra em seu máximo, a principal fonte de alimento passa a ser os próprios protoplasmas celulares, predominando assim os mecanismos de auto-oxidação ou respiração endógena.

#### 2.5.4.2.1 Sistema Descontínuo ou em Batelada

Em reatores descontínuos ou em batelada, a concentração dos reagentes e produtos estão constantemente mudando com o tempo. A ação dos microorganismos sobre a matéria orgânica, em uma decomposição aeróbia, pode ser representada pela FIGURA 4.

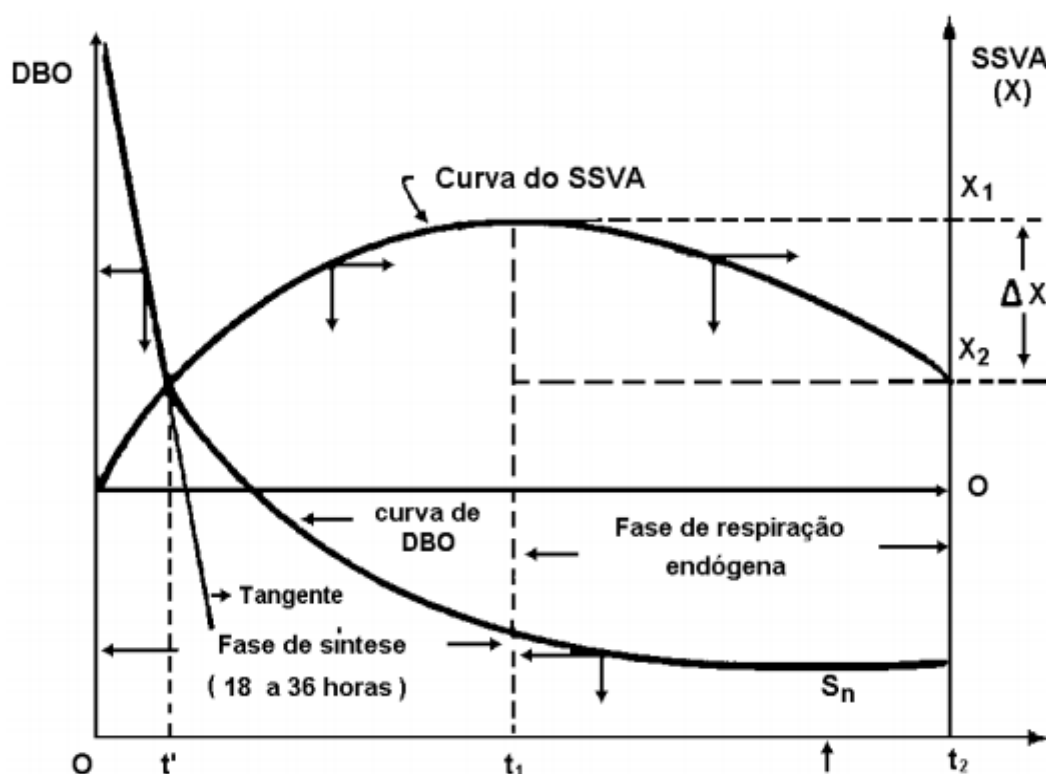


FIGURA 4 – CURVAS TÍPICAS DE DBO E SSVA EM REATOR EM BATELADA  
 FONTE : RAMALHO (1977)

A DBO da água residuária decresce com o tempo, representando a matéria orgânica oxidada. Já o patamar existente na curva corresponde à quantidade de matéria não biodegradável (S<sub>n</sub>).

A concentração de sólidos suspensos voláteis (SSVA) aumenta durante o período, quando a concentração de substrato é relativamente alta, mantendo o crescimento dos microorganismos. Esse crescimento é correspondente à fase de síntese.

Do tempo  $t_1$  ao  $t_2$  existe a chamada fase de respiração endógena ou de redução da concentração de sólidos suspensos voláteis (SSVA).

#### 2.5.4.2.2 Processo em Sistema Contínuo

Em um reator denominado contínuo ou de fluxo estável é possível criar condições chamadas de reações estáveis nas quais a concentração de reagentes e produtos efluentes do tanque de aeração não mudam com o passar do tempo.

Do mesmo modo, no sistema contínuo, consegue-se manter o valor de  $X_a$  constante, por meio do retorno de lodo do decantador secundário (SILVA *et al.*, 2004).

Esse sistema é apresentado de forma simplificada na FIGURA 5.

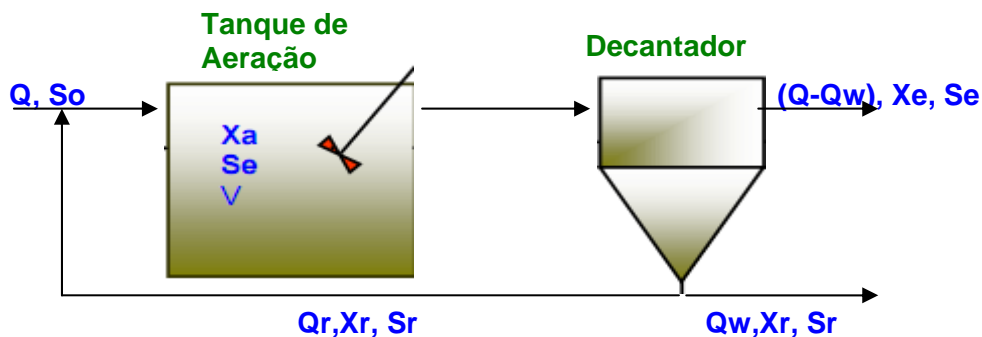


FIGURA 5 – FORMA SIMPLIFICADA DE UM REATOR CONTÍNUO, MISTURA COMPLETA, COM RECICLO DE LODO  
 FONTE: ECKENFELDER (1989)

Em que:

$Q$  = vazão afluyente ao tanque de aeração,  $m^3/h$ .

$S_o$  = concentração de substrato (DQO ou  $DBO_5$ ) afluyente ao tanque de aeração, em  $mg/L$ .

$V$  = volume do tanque de aeração, em  $m^3$

$X_a$  = concentração de sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração, em  $mg/L$ .

$Q_w$  = vazão de descarte

$X_e$  = concentração de sólidos suspensos voláteis no efluente de saída, em mg/L.

$S_e$  = concentração de substrato (DQO ou  $DBO_5$ ) efluente do decantador secundário, em mg/L.

$Q_r$  = vazão de reciclo de lodo ao tanque de aeração

$X_r$  = concentração de sólidos suspensos voláteis no lodo de reciclo, em mg/L.

$S_r$  = concentração de substrato (DQO ou  $DBO_5$ ) no lodo de reciclo e/ou descarte, em mg/L.

A aplicação desse tipo de reator é, normalmente, denominada de cultura contínua, e foi primeiramente aplicado por Novick e Szilard (1950) e Monod (1950), segundo Curds (1993).

O reator contínuo completamente misturado é o de uso mais comum; mas o termo cultura contínua pode ser usado para vários outros tipos de reatores de fluxo contínuo.

A seguir serão apresentadas algumas expressões matemáticas para o balanço do substrato e de células, em regime permanente, sendo, no entanto observadas as seguintes simplificações (AISSE 1985; SILVA, 2003):

- A concentração de microorganismos no afluente e no efluente é considerada desprezível;
- O processo biológico de estabilização das águas residuárias ocorre somente no tanque de aeração, as reações de oxidação da matéria orgânica e de crescimento celular no decantador secundário são desprezadas, quando comparadas às reações que ocorrem no tanque de aeração;
- A idade do lodo é calculada utilizando-se somente o volume do tanque de aeração, sendo desprezado os sólidos contidos no decantador secundário e na linha de reciclo;
- A carga orgânica de alimentação é considerada constante ou no estado estacionário, embora se saiba que a mesma varia ao longo do tempo, em função da concentração e da vazão da água residuária, sendo por si só considerado um processo dinâmico;



- O tanque de aeração é considerado um reator de mistura completa, ideal, embora alguns fatores o afastem do modelo ideal (mistura inadequada, distribuição deficiente de oxigênio, entre outros);
- O substrato afluente ao processo é considerado simples e único, enquanto na realidade o mesmo é complexo e multicomposto.

#### 2.5.4.2.3 Balanço de substrato

Fazendo-se o balanço do substrato no tanque de aeração tem-se a Equação (7) (SOUZA, 2003):

$$\text{Variação de substrato no TA} = \text{Aumento do substrato - esgoto afluente} - \text{Redução de substrato - esgoto efluente} - \text{Redução de substrato devido à reação} \quad (7)$$

$$\frac{dS}{dt} \cdot V = Q \cdot S_o - Q \cdot S_e - \frac{dS}{dt} \cdot V$$

Em que:

V = volume do tanque de aeração;

Q = vazão afluente;

S<sub>o</sub> = concentração do substrato afluente;

S<sub>e</sub> = concentração do substrato efluente;

$\frac{dS}{dt}$  = taxa de utilização de substrato.

Quando é atingido o regime permanente, o substrato do tanque de aeração permanece constante, ou seja, não varia com o tempo, conforme a Equação 8:

$$0 = Q \cdot S_o - Q \cdot S_e - \frac{dS}{dt} \cdot V \quad (8)$$

Considerando-se que as reações bioquímicas sejam de primeira ordem, isto é, que a taxa de utilização de substrato seja proporcional à concentração de substrato remanescente, e que seja um sistema contínuo de mistura completa, pode-se exprimir em função da concentração de sólidos voláteis (Equação 9 e 10):

$$\frac{dS}{dt} = -k \cdot S_e \cdot X_a \quad (9)$$

Substituindo (9) em (8):

$$\frac{S_0 - S_e}{t \cdot X_a} = k \cdot S_e \quad (10)$$

Em que:

k = constante de remoção de substrato (L/mg.d)

#### 2.5.4.2.4 Cinética de Crescimento

A busca pelo conhecimento da velocidade com que os microorganismos degradam a matéria orgânica contida nas águas residuárias vem sendo foco de estudos cada vez mais intensos pela comunidade científica (SILVA, 2003). E essa velocidade, assim como a interação existente com o meio e a comunidade biológica envolvida no processo de estabilização, liga-se diretamente ao melhor desempenho dessas unidades de tratamento (MORAIS, 2005).

Para propiciar condições adequadas à microbiota envolvida no tratamento, devem ser observados (MORAIS, 2005):

1. fatores ambientais: pH, temperatura, presença de nutrientes, tipo e concentração de substratos, disponibilidade de sólidos suspensos;
2. parâmetros de projeto: relação A/M (alimento/microorganismo), índice volumétrico de lodo (IVL), tempo de retenção celular ( $\theta_c$ ), tempo de detenção hidráulico (TDH);
3. configuração do sistema: batelada, contínuo, mistura completa; e acompanhamento da floculação e da presença/ausência de alguns microorganismos considerados indicadores de depuração biológica.

##### a) Temperatura

Entre os microorganismos presentes em sistemas de lodos ativados, os tipos mais comumente encontrados são os mesófilos, cuja temperatura ótima de crescimento está entre 25 °C e 40 °C (TORTORA *et al.*, 2000). Em estudo realizado por Costa *et al.* (2003) envolvendo variações de temperatura, foi possível constatar que a maior eficiência de remoção de matéria orgânica, correlacionada com boas características apresentados pelos flocos do sistema, ocorreu quando a temperatura foi mantida entre os valores 25 e 35 °C. (MORAIS, 2005)

#### b) pH

A maioria das bactérias sobrevivem em ambientes de pH abaixo de 9,5 e acima de 4,0, sendo que o ótimo se situa em torno da neutralidade (6,5 a 7,5) (METCALF e EDDY, 2003).

#### c) Aeração

A aeração no sistema de lodos ativados é aplicada para fornecimento de oxigênio e geração de turbulência suficiente para manter os sólidos em suspensão no tanque de aeração (VAN HANDEL *et al.*, 1999). Quanto menores as bolhas no líquido, maior será a área superficial e portanto, maior a transferência de oxigênio. Para garantir um bom desempenho do sistema de tratamento é necessário que o oxigênio dissolvido (OD) seja mantido com valores superiores a  $2 \text{ mg L}^{-1}$  (VON SPERLING, 2002).

#### d) Relação carbono: nitrogênio: fósforo (C: N: P)

Também existem necessidades nutricionais dos microorganismos presentes nos sistemas de lodos ativados, controlado pela relação ideal de DBO: N: P, em que a DBO representa a necessidade de carbono como nutriente.

A relação de equilíbrio da presença destes compostos para o desenvolvimento adequado dessa biomassa, é descrita pela maioria dos autores incluindo Von Sperling (2002), como sendo 100 : 5 : 1, respectivamente, para  $\text{DBO}_5:\text{N}:\text{P}$ .

O carbono é o principal elemento requisitado para a formação dos seres vivos, o nitrogênio é essencial para formação dos aminoácidos que constituirão as proteínas, e o fósforo é necessário para a síntese dos ácidos nucléicos, para os fosfolípídeos componentes da membrana celular (TORTORA *et al.*, 2000).

#### e) Substrato

Os microorganismos presentes no lodo são quimio-heterotróficos, ou seja, obtêm a maior parte de carbono de que necessitam a partir dos substratos disponíveis. O aproveitamento destes substratos ocorre por meio de reações bioquímicas chamadas de metabolismo (BITTON, 1999; TORTORA *et al.*, 2000). Quanto menor a partícula e mais simples a sua estrutura, mais biodegradável será determinado substrato.

As partículas menores que passam pela membrana celular são biodegradadas através de endoenzimas; já moléculas mais complexas e maiores são primeiramente hidrolisadas por exoenzimas, para tornarem-se assimiláveis pela membrana e, só então, serão biodegradadas (VON SPERLING, 2002).

A disponibilidade do alimento relaciona-se não apenas com a concentração do substrato, mas também com sua biodegradabilidade frente aos organismos empregados no tratamento biológico. A sua representação é realizada pelos parâmetros associados com matéria orgânica: Demanda Química de Oxigênio (DQO), Carbono Orgânico Total (COT) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5</sub>). A relação mais utilizada para representar a biodegradabilidade é a razão DBO<sub>5</sub>/DQO = 0,3, considerada como um referencial mínimo de biodegradabilidade para que determinado efluente seja submetido a um tratamento biológico (KARRER *et al.*, 1997; MARCO *et al.*, 1997).

#### f) Sólidos Suspensos Voláteis

Representa indiretamente a concentração de microorganismos, sendo portanto a denominação para a biomassa de um sistema de lodos ativados (SSV ou Xa). A qualidade do inóculo, para um determinado efluente, está relacionada com sua capacidade de depuração desse material.

Quando não é possível aumentar a biodegradabilidade do efluente, deve-se recorrer a processos de adaptação biológica dos microorganismos ao efluente. Denomina-se aclimatação o processo que tem a finalidade de selecionar no consórcio de microorganismos as espécies que se adaptarem ao substrato.

A aclimatação, quando realizada em uma estação de tratamento de efluentes, consiste basicamente no fornecimento de concentrações gradativamente crescentes do efluente, associado com um substrato assimilável, para a cultura de microorganismos. O processo pode durar dias (sistema aeróbio), meses e anos (sistemas anaeróbios) (CHEN *et al.*, 2005).

#### g) Razão Alimento/Microorganismos (A/M)

Esta relação é baseada no conceito de que a quantidade de alimento ou substrato disponível por unidade de massa dos microorganismos é relacionada à entrada do sistema. Entende-se que, quanto maior a carga de DBO fornecida a um

valor unitário de biomassa (elevada relação A/M), menor será a assimilação deste substrato.

Porém, menor será o volume requerido para o reator. Inversamente, quanto menos DBO for fornecida às bactérias (baixa relação A/M), maior será a avidez pelo alimento, implicando numa maior eficiência na remoção da DBO, conjuntamente com o requisito de um maior volume para o reator. Na condição em que a quantidade de alimento fornecida é bem baixa, passa a prevalecer o mecanismo de respiração endógena, característico dos sistemas de aeração prolongada. Usualmente a relação A/M ( $d^{-1}$ ), é dada em  $kg\ DBO_5\ d^{-1} / kg\ SSV$  (VON SPERLING, 2002).

#### h) Tempo de Detenção Hidráulico (TDH)

O tempo de detenção hidráulico é o tempo médio de permanência do efluente líquido no reator biológico (BITTON, 1999). É dado pela relação entre o volume do Tanque de Aeração e a vazão.

#### i) Tempo de Retenção celular ( $\theta_c$ ) ou Idade do Lodo

Idade do lodo é o quociente entre a massa de sólidos no reator e massa de sólidos retirada do reator por unidade de tempo (VON SPERLING, 2002). É característico do sistema de lodos ativados o aumento de biomassa, de tal forma que para manter o sistema em equilíbrio é necessário a retirada de parte do lodo (MORAIS, 2005).

#### j) Índice Volumétrico do Lodo (IVL)

O IVL é definido como o volume ocupado por um grama de lodo após uma decantação por 30 minutos (BITTON, 1999). É um dos parâmetros de maior importância, pois está associado às condições de sedimentabilidade do lodo. Um aumento significativo de IVL prejudica a sedimentação e a separação entre o efluente e a biomassa empregada no tratamento (JENKINS *et al.*, 1993).

#### l) Crescimento Microbiológico

Na microbiota de sistemas de lodos ativados são encontrados diversos tipos de bactérias, fungos, protozoários e micrometazoários.

O crescimento padrão, baseado no número de microorganismos com o tempo, é dividido nas seguintes fases, como segue (McKINNEY, 1962):

i) Fase de aclimação - Durante esta fase existe a aclimação dos microorganismos ao meio ambiente físico-químico e ao tipo de substrato, ocorrendo um processo seletivo e competitivo.

ii) Fase de crescimento exponencial – Nesta fase, o crescimento é restrito à habilidade dos microorganismos em consumir o substrato e reservá-lo dentro de suas células, que poderá ser utilizado quando da inexistência deste substrato no meio.

iii) Fase de crescimento com taxa declinante – Nessa fase, o crescimento dos microorganismos está limitado à quantidade de substrato disponível.

iv) Fase estacionária – Nessa fase, existe um equilíbrio entre o crescimento e a morte de microorganismo, mantendo o sistema com uma população estável.

v) Fase do decaimento – Nessa fase, evidencia-se o início em que a taxa de morte supera a taxa de crescimento microbiano.

vi) Fase de decaimento exponencial - Nessa fase, a taxa de morte é muito superior à taxa de crescimento, sendo essa taxa normalmente função da população viável e das características ambientais do meio.

vii) Fase de extermínio - Nessa fase, a taxa de morte suplanta por completo a taxa de crescimento, passando os microorganismo ao processo de consumo de suas próprias reservas, processo esse que se chama autólise.

A FIGURA 6 apresenta a curva de crescimento bacteriano baseado na massa de microorganismos.

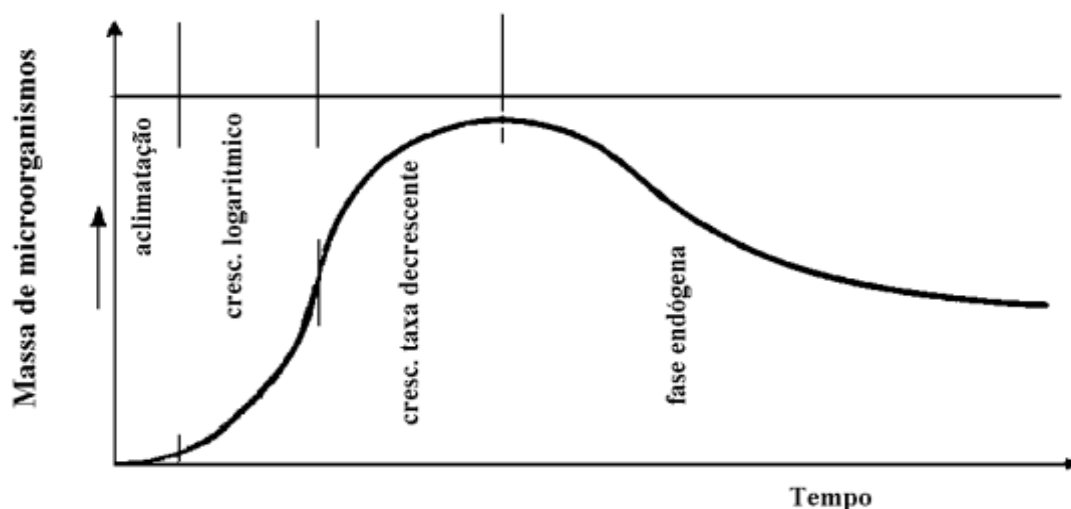


FIGURA 6 - CRESCIMENTO BACTERIANO TÍPICO BASEADO NA MASSA DE MICROORGANISMOS

Fonte : McKINNEY (1962)

#### m) Floculação Microbiana

Os flocos dos lodos ativados são formados por dois níveis de estrutura: a micro e a macroestrutura. A microestrutura é formada pelos processos de adesão microbiana e biofloculação, enquanto a macroestrutura é formada pelos organismos filamentosos, os quais formam uma espécie de rede dentro dos flocos sobre a qual as bactérias aderem (ALEM SOBRINHO, 1981). Portanto, os insucessos na separação do lodo ativado podem estar relacionados a problemas da micro e/ou da macroestrutura dos flocos.

O processo de sedimentação da biomassa, necessário para a separação do efluente tratado, só é possível graças à floculação (MENDONÇA, 2002).

Mckinney (1962), citado por Alem Sobrinho (1981), ressalta que a habilidade de floculação dos microorganismos nos tanques de aeração é função do nível de energia no sistema. As células são consideradas como colóides hidrofílicos, carregadas negativamente e a dispersão é devida às forças eletrostáticas repulsivas entre elas. Em altos valores da relação alimento/microorganismos, a remoção do substrato orgânico se dá à máxima taxa possível, o mesmo ocorrendo com o crescimento dos microorganismos (fase do crescimento logarítmico). Essa fase proporciona um nível de energia suficientemente alto para manter todos os microorganismos em suspensão e dispersos.

Quando a relação alimento/microorganismos se apresenta em níveis em que a taxa de crescimento dos microorganismos é limitada pela disponibilidade de alimento (fase de crescimento à taxa decrescente), parte dos microorganismos começa a morrer e os flocos começam a ser formados. Na fase endógena, as bactérias passam a metabolizar predominantemente as reservas de alimentos de dentro de suas próprias células, com uma conseqüente queda no nível de energia. Conforme o nível de energia cai, a taxa de formação dos flocos cresce rapidamente (ALEM SOBRINHO, 1981).

#### n) Ecologia de microorganismos presentes em sistemas de lodos ativados

A densidade, diversidade e especificidade da microfauna presente nos sistemas de lodos ativados são características da idade do lodo, da saprobiedade do meio e das demais condições do sistema (MORAIS, 2005).

As espécies reagem individualmente aos fatores de seleção do meio segundo suas características. Esses microorganismos são extremamente sensíveis

às modificações no processo, alternando-se no sistema em resposta às mudanças das condições biológicas, físico-químicas e ambientais (MENDONÇA, 2002).

O monitoramento contínuo da microbiota permite a obtenção de informações a respeito da qualidade dos flocos e da presença/ausência de microorganismos considerados como indicadores de qualidade de sistemas de lodos ativados.

As bactérias são os principais constituintes dos flocos biológicos, o equilíbrio entre bactérias formadoras de flocos e as filamentosas é determinante para que os flocos apresentem boa estrutura, compacta e robusta. As bactérias podem então se aderir a superfícies e também umas às outras (METCALF e EDDY, 2003).

Os protozoários são organismos unicelulares, heterotróficos, que podem absorver alimento solúvel e alguns são capazes de englobar partículas como bactérias. Durante o tratamento biológico, atuam no consumo de matéria orgânica, consumo de bactérias livres, participação na formação de flocos e clarificação do efluente final (JENKINS *et al.*, 1993; MENDONÇA, 2002).

No Filo Protozoa tem-se como destaque a Classe *Ciliata* (Ciliados livres e ciliados fixos) e a Classe *Mastigophora* (Flagelados). Os ciliados promovem a clarificação do efluente por meio do consumo das bactérias; desta forma, esses organismos devem ser mantidos em máxima taxa de reprodução, promovendo ampla taxa de renovação celular (VAZOLLÉR, 1989).

Os flagelados são característicos de lodo jovem, enquanto uma predominância de ciliados pedunculados (fixos) e ciliados livres indicam boas condições de depuração do sistema, operação estável e formação de flocos com boas características de sedimentabilidade (VAZOLLÉR, 1989; JENKINS *et al.* 1993).

Os Rotíferos apresentam várias formas e são mais complexos e maiores que os protozoários. Aparecem principalmente quando o lodo está com idade avançada.

Segundo Jenkins *et al.* (1993) alguns rotíferos (*Philodina sp.*, *Cephalodella sp.* e *Corlurelea sp.*), são encontrados em lodo com baixa carga, submetidos a alta taxa de oxigenação. *Aeolosoma spp.* é um anelídeo que aparece em sistemas de nitrificação devido a resistência à toxicidade da amônia, e também indica idade de lodo alta, oxigênio dissolvido alto (VAZOLLÉR, 1989; JENKINS *et al.*, 1993). A presença do anelídeo *Bartierchen sp.* (Tardigrades) indica baixa carga e condições de boa oxigenação (BAYERISCHES, 1999).



Já os Nematóides são vermes alongados, translúcidos, movimentam-se por contrações rápidas e não possuem segmentação. Encontrados em baixa carga, idade do lodo alta e se alimentam de flocos (BAYERISCHES, 1999).

Os microorganismos mais comuns encontrados e sua relação em quantidade no lodo ativado, é apresentado na FIGURA 7, em forma esquemática.

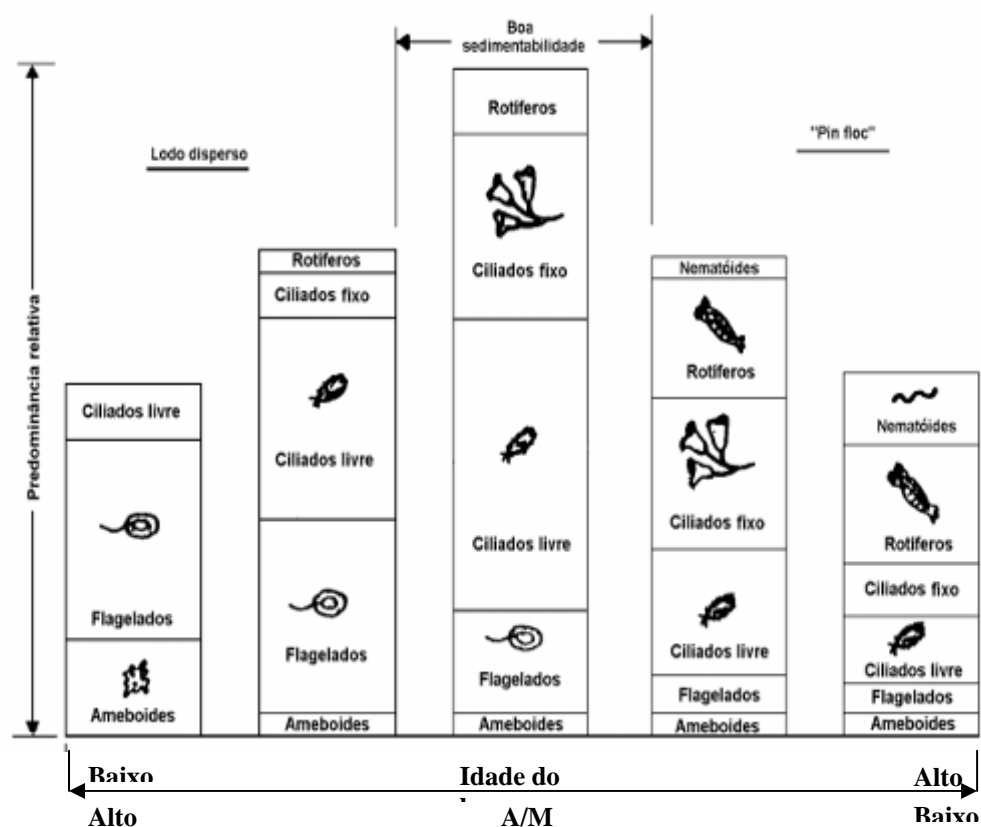


FIGURA 7 - PREDOMINÂNCIA RELATIVA DE MICROORGANISMOS VERSUS A/M E IDADE DO LODO  
 FONTE: BOYAJIAN *et al.* (1987)

#### 2.5.4.2.5 Modelos Cinéticos

O estudo da cinética de tratamentos biológicos aerados resulta na definição de taxas em que os microorganismos conseguem degradar um resíduo orgânico específico (RAMALHO, 1977), denominadas constantes cinéticas, obtidas por meio de modelos matemáticos, o que permite determinar os parâmetros necessários ao projeto de uma estação de tratamento, incluindo a avaliação da remoção de substrato, a produção de lodo e o consumo de oxigênio (ECKENFELDER, 1989).

Aisse (1985) cita que vários modelos têm sido desenvolvidos ao longo do tempo, como os de Grau (1991), para substratos orgânicos solúveis, de mistura de multicomponentes. Os modelos apresentados a seguir, prevêm uma relação de dependência entre a concentração do substrato afluente e efluente.

##### a) Modelo de Grau *et al.* (1991)

A equação cinética da remoção de substrato pode ser dada pela Equação 11:

$$\frac{dS}{dT} = -Kn.X.\left(\frac{S}{S_0}\right)^{n'} \quad (11)$$

e sua integração para  $n' = 1$  e  $n' = 2$  fornece os casos mais comuns existentes na cinética da remoção do substrato de múltiplos componentes .

Para reator de mistura completa, sem recirculação, pode-se obter para a equação 11, de primeira ordem  $n' = 1$ , as Equações 12 e 13:

$$X = \frac{a.(S_0 - S)}{(1 + b.t)} \quad (\text{mg/L}) \quad (12)$$

$$S = \frac{S_0.(1 + b\theta_c)}{a.Kn.\theta} \quad (\text{mg/L}) \quad (13)$$

Em que:

S = concentração de substrato

T = tempo de Detenção hidráulico

a = coeficiente de síntese celular

$b$  = coeficiente de decaimento da massa celular devido à respiração endógena;

$K_n$  = constante da taxa de remoção de substrato multicomposto ( $t^{-1}$ );

$\theta_c$  = idade do lodo (tempo);

$S_0$  = concentração de substrato afluyente ao tanque (massa/volume).

#### b) Modelo de Suschka

Esse modelo considera que a taxa específica máxima de remoção de substrato ( $U_m$ ) decresce com a oxidação biológica de um substrato complexo, quando se admite que a reação seja de primeira ordem. Foi proposta a relação entre a taxa de remoção com a carga aplicada, e não com a concentração do substrato remanescente, numa forma semelhante a Michaelis-Mentem, citado por Souza (2003), a partir da qual se obtém a Equação 14:

$$U = \frac{dS/dt}{dX} = U_m \cdot \left( \frac{A/M}{K_u + (A/M)} \right) \quad (14)$$

Em que:

$U$  = taxa específica de remoção de substrato

$K_u$  = constante de meia saturação de substrato (massa/volume);

$A/M$  = relação alimento-microorganismo;

$U_m$  = taxa específica máxima de remoção de substrato.

#### c) Modelo de Eckenfelder

Dentre os grupos de modelos cinéticos o que atualmente constitui o modelo mais utilizado por diversos autores é o de Eckenfelder, que baseia-se em um modelo de primeira ordem, em que a taxa de reação é proporcional à concentração do reagente em um dado instante. Esta condição limita um pouco o modelo principalmente para a condição de reatores com fluxos pistão, em que não ocorre a mistura completa, dificultando a proporcionalidade às concentrações do substrato, mas é de fácil dimensionamento para os reatores de mistura completa.

Os parâmetros desse modelo podem ser obtidos por estudos com reatores em batelada ou contínuo.

Esse modelo é válido para reatores completamente misturados, aeróbios e anaeróbios, que empreguem a recirculação de sólidos, admitindo-se as seguintes hipóteses (ECKENFELDER, 1989):

- ◆ todos os nutrientes necessários ao adequado crescimento biológico estão presentes. A única substância limitante é a matéria orgânica necessária ao crescimento heterotrófico, ou, no caso de organismos autotróficos, é a fonte inorgânica de energia.
- ◆ as equações se aplicam aos processos de tratamento de despejos em que as bactérias são os principais organismos estabilizadores do esgoto.
- ◆ as equações se aplicam apenas à porção solúvel e biodegradável do despejo.
- ◆ não há microorganismos no despejo de entrada.
- ◆ a utilização do decantador secundário implica em mais duas hipóteses:
  - ✚ a estabilização do despejo pelos microorganismos ocorre apenas no tanque de aeração;
  - ✚ o volume utilizado no cálculo da idade do lodo refere-se apenas ao tanque de aeração, pois se assume que o decantador serve como um reservatório a partir do qual os sólidos são retornados ao reator, para manter uma concentração desejada de biomassa.

A cultura de microorganismos é uma mistura, sendo desenvolvida na própria massa líquida a ser tratada (ECKENFELDER, 1989).

Os parâmetros cinéticos serão determinados pela avaliação da massa líquida tratada, a biomassa formada, dependente de seu tempo de detenção hidráulico, tempo de detenção celular e eficiências na remoção do substrato presente (RAMALHO, 1977).

Desta forma, os parâmetros cinéticos a serem determinados, pelo modelo de Eckenfelder, encontram-se descritos a seguir.

i) Taxa de remoção de substrato ( $k$ )

A taxa de remoção de substrato (DBO) determina a velocidade com que ocorre a degradação da matéria orgânica. Como substrato, podem ser utilizados o

valor de concentração da DBO, DQO ou COT. No caso específico da pesquisa, será utilizado o valor de DBO para a determinação das constantes cinéticas.

Na FIGURA 8 é apresentado um desenho esquemático de reator funcionando como um sistema de mistura completa.

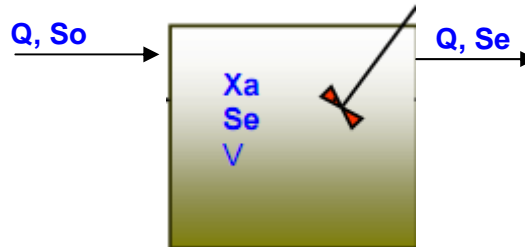


FIGURA 8 - ESQUEMA DE REATOR CONTÍNUO MISTURA COMPLETA  
FONTE: ECKENFELDER (1989)

Observando a FIGURA 8, é adotado que a remoção de substrato  $dS/dt$  ocorre segundo uma cinética de primeira ordem, ou seja, para concentrações relativamente baixas de substrato a taxa de remoção é proporcional à concentração de substrato remanescente (RAMALHO, 1977). Equação 15:

$$\frac{dS}{dt} = -KS \quad (15)$$

A relação entre K e k é:

$$K = k.Xa$$

Em que:

K = taxa máxima de utilização do substrato por unidade de massa de microorganismos ( $d^{-1}$ );

k = taxa de remoção de substrato (l/mg.dia)

Xa = massa de sólidos suspensos voláteis no reator (mg/L)

Da equação 15, substituindo K por k, tem-se a equação 16:

$$\frac{dS}{dt} = -k.Xa.S \quad (16)$$

Ao final do tempo de retenção hidráulico “t” no tanque de aeração contínuo, a concentração “S” passa a ser igual a “Se”, e a Equação 16 assume a forma apresentada na Equação 17:

$$\frac{dS}{dt} = -k.Xa.Se \quad (17)$$

Mediante um balanço de massa do material no reator da FIGURA 8, conduz à Equação 18:

$$V \frac{dS}{dt} = QSo - QSe - KSV \quad (18)$$

Substituindo K por k, na equação 18, tem-se a Equação 19:

$$V \frac{dS}{dt} = QSo - QSe - kXaSeV \quad (19)$$

Para a condição de estado estacionário, a equação 19 faz surgir a equação 20 como:

$$Q.So - Q.Se - k.Xa.Se.V = 0 \quad (20)$$

Dividindo a Equação 20 por V, e sendo  $V/Q = t$ , resulta na Equação 10, apresentada no item 2.5.4.2.3 referente a balanço de substrato.

$$\frac{So - Se}{Xa.t} = k.Se \quad (10)$$

Caso haja uma concentração “Sn” de material não-biodegradável, tem-se a Equação 21:

$$\frac{So - Se}{Xa.t} = k(Se - Sn) \quad (21)$$

No entanto, nesta pesquisa não se considerou o material não-biodegradável, se utilizando desta forma da equação 10 para então definir o parâmetro cinético k, através do gráfico na FIGURA 9, conforme menciona Eckenfelder (1989) e Ramalho (1977).

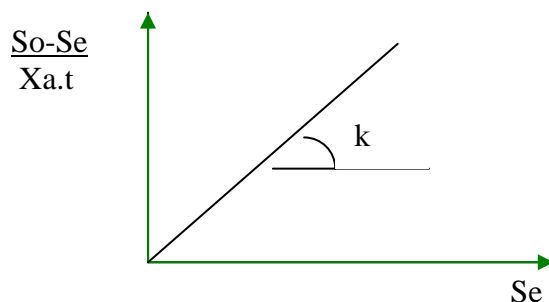


FIGURA 9 - DETERMINAÇÃO DO PARÂMETRO  $k$   
 FONTE: PAWLOWSKY, 1991

ii) Taxas de Consumo de Oxigênio -  $a'$  e  $b'$

Em um sistema de tratamento biológico, parte do substrato é oxidado, produzindo energia para o metabolismo celular, e parte é utilizado na síntese de novas células. Quando a concentração de substrato se torna fator limitante, os microorganismos passam a consumir seu material protoplasmático, sendo essa fase denominada de respiração endógena, ocorrendo então um maior consumo de oxigênio (ECKENFELDER, 1989).

Para a definição dos parâmetros cinéticos relacionados à necessidade de oxigênio, dois parâmetros são utilizados para compor a necessidade de oxigênio para realizar a síntese e para a oxidação na produção de energia.

Tais parâmetros são definidos como  $a'$  e  $b'$  e estão conceituados nas Equações 22 e 23:

$$a' = \frac{\text{massa de oxigênio utilizada para produção de energia}}{\text{massa de substrato removido}} \quad (\text{adimensional}) \quad (22)$$

$$b' = \frac{\text{massa de oxigênio utilizada para respiração endógena/dia}}{\text{massa de SSV no reator}} \quad (\text{dimensão, } d^{-1}) \quad (23)$$

Desta forma, em processo aeróbio, a constante cinética  $a'$  está diretamente ligada a produção de energia por meio do oxigênio, sendo portanto uma fração da massa de substrato removido, ficando conforme a reação apresentada na Equação 24:

$$\begin{aligned} \text{a) remoção biológica da matéria orgânica - } a' \\ (a' \cdot (So-Se) \cdot Q) \rightarrow \text{mg/dia} \end{aligned} \quad (24)$$

Já a constante  $b'$  estando referenciada à necessidade de oxigênio para a fase da respiração endógena, a qual ocorre na biomassa no interior do reator, apresenta uma reação conforme Equação 25:

$$\begin{aligned} \text{b) } & \text{respiração endógena} - b' \\ & (b' \cdot X_a \cdot V) \rightarrow \text{mg/dia} \end{aligned} \quad (25)$$

Para a determinação experimental destas constantes, utiliza-se o gráfico apresentado na FIGURA 10, em que a taxa  $R_r$ , também é utilizada para a definição. Esta taxa é de respiração, que calcula diretamente a taxa de oxigênio utilizado por dia por unidade de volume de reator.

O valor de  $R_r$  também se origina de um gráfico plotado com valores medidos em laboratório do oxigênio dissolvido de uma amostra coletada no tanque de aeração. Esta amostra é coletada em um frasco de DBO, completado até a boca e com a introdução de um eletrodo de Oxigênio dissolvido, se começa as medições dentro de um tempo até seu valor se estabilizar próximo a zero.

Estas medições geram um gráfico de OD x Tempo, em que se obterá a taxa  $R_r$ , conforme se pode observar na FIGURA 10.

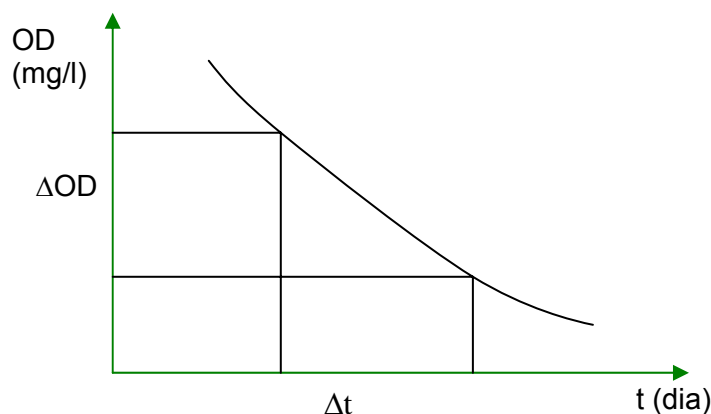


FIGURA 10 - DETERMINAÇÃO DA TAXA DE RESPIRAÇÃO  $R_r$

Com este gráfico da FIGURA 10, verifica-se as plotagens das variações dos valores medidos de oxigênio dissolvido dentro de um período de tempo em dias. Para se calcular o  $R_r$ , a equação 26 é utilizada:

$$R_r = \frac{\Delta OD}{\Delta t} \quad (\text{mg/L.dia}) \quad (26)$$



Mediante este valor, se multiplica pelo volume do tanque e tem-se o valor da taxa em massa pelo tempo.

Na seqüência, são apresentadas as equações que resultarão na definição dos parâmetros  $a'$  e  $b'$ .

Das Equações 24 e 25, resulta a Equação 27:

$$Rr.V = a'.(So - Se).Q + b'.Xa.V \rightarrow \left(\frac{\text{massa}}{\text{tempo}}\right) \quad (27)$$

$$Rr = \text{taxa de respiração}, \frac{\text{massa}}{\text{tempo.volume}}$$

$$a' = \frac{\text{mgO}_2}{\text{mgDBOremovido}} \qquad b' = \frac{\text{mgO}_2}{\text{mgSSV.dia}}$$

Dividindo a Equação 27 por  $Xa.V$ , tem-se a Equação 28:

$$\frac{Rr}{Xva} = a' \cdot \frac{(So - Se)}{Xva.t} + b' \quad (28)$$

Esta relação origina o gráfico para as constantes  $a'$  e  $b'$ , conforme apresentado na FIGURA 11.

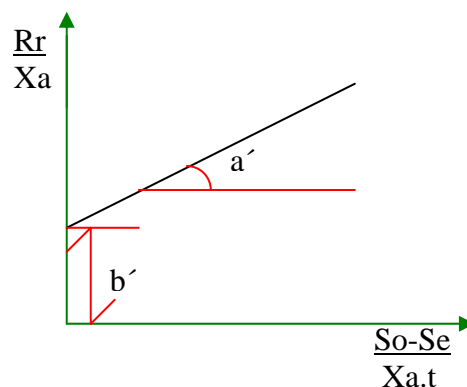


FIGURA 11 - DETERMINAÇÃO DOS PARAMETROS  $a'$  E  $b'$

### iii. Taxas de Produção de Lodo Biológico – parâmetros $a$ e $b$

Os parâmetros cinéticos  $a$  e  $b$ , estão diretamente relacionados com a produção de lodo no tanque de aeração. Desta forma, são definidos como sendo:

O valor de  $a$  é definido como a quantidade de microorganismos ativos produzidos relacionados à quantidade de substrato removido.

E o valor de  $b$  define-se como a quantidade de microorganismos oxidados por dia (na fase endógena) com relação à quantidade total de microorganismos presentes no reator ou tanque de aeração. Equacionada esta definição, temos as Equações 29 e 30, exemplificando cada um dos parâmetros.

$$a = \frac{\text{massa de SSV produzidos}}{\text{Massa de substrato removido}} \quad (\text{adimensional}) \quad (29)$$

$$b = \frac{\text{massa de SSV oxidada /dia (resp. endógena)}}{\text{Massa de SSV do reator}} \quad (\text{dimensão, d}^{-1}) \quad (30)$$

Portanto, o valor de  $a$ , representa o quanto de lodo biológico foi produzido pelo total de substrato removido.

O valor de  $b$ , representa o quanto de lodo biológico total foi oxidado no interior do tanque de aeração (reator) – respiração endógena.

O acúmulo de lodo biológico ( $\Delta X_v$ ) no sistema de lodos ativados pode ser calculado utilizando as seguintes parcelas:

- a) aumento devido à síntese de células –  $(a \cdot (S_o - S_e) \cdot Q)$ ;
- b) diminuição devida à respiração endógena –  $(b \cdot X_a \cdot V)$ .

Assim temos:

$$\Delta X_v = a \cdot (S_o - S_e) \cdot Q - b \cdot X_a \cdot V \quad \left( \frac{\text{massa}}{\text{tempo}} \right) \quad (31)$$

Dividindo por  $X_a \cdot V$ , resulta:

$$\frac{\Delta X_v}{X_a \cdot V} = a \cdot \frac{(S_o - S_e)}{X_a \cdot t} - b \quad (32)$$

Para se determinar estes parâmetros, se utiliza também de gráfico, conforme apresentado na FIGURA 12.

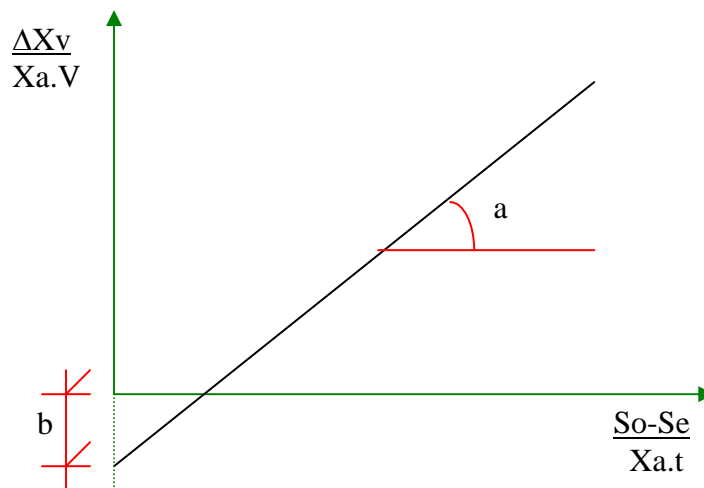


FIGURA 12- DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS a E b

#### 2.5.4.2.6. Controle do Sistema de Lodos Ativados

O sistema pode ser controlado por meio da relação alimento/microorganismos ( $A/M$ ) ou por meio da idade do lodo ( $\theta_c$ ).

##### i. Controle por meio da relação alimento/microorganismos

Essa relação baseia-se no conceito de que a quantidade de substrato ou alimento disponível por unidade de massa dos microorganismos está relacionada diretamente à eficiência do sistema (VON SPERLING, 2002).

Essa será uma condição avaliada nesta pesquisa, desenvolvendo o estudo com base nesta relação, conforme Equação 33.

$$A/M = \frac{S_o \cdot Q}{X_{a,v}} \quad (33)$$

Sabendo que:

$$\frac{Q}{V} = \frac{1}{t}, \text{ logo, substituindo na Equação 33, tem-se a Equação 34:}$$

$$A/M = \frac{S_o}{X_{a,t}} \quad (34)$$

Sendo  $t$ , o tempo de retenção hidráulico.

As faixas de A/M, de acordo com bibliografias, variam de 0,05 d<sup>-1</sup> como valor mínimo e característico em processo de lodo ativado e aeração prolongada, podendo chegar a valores superiores a 1,0 d<sup>-1</sup>.

Na TABELA 4, estão apresentadas algumas dessas variações.

TABELA 4 – FAIXAS DE A/M DE ACORDO COM ALGUNS AUTORES

<b>Autores</b>	<b>Faixas de A/M aeração prolongada</b>	<b>Faixas de A/M aeração convencional</b>
VON SPERLING, 2002	0,08 – 0,15	0,30 - 0,80
ECKENFELDER, 1989	0,05 – 0,15	> 0,20
RAMALHO,V 1977	< 0,30	0,30 – 0,60

## ii. Controle por meio da idade do lodo

O controle da taxa de crescimento de microorganismos e do grau de estabilização do despejo é realizado pelo descarte diário de uma determinada porcentagem da massa celular do sistema.

A idade do lodo, ou tempo médio de residência celular, é dada pela Equação 35:

$$\theta_c = \frac{\text{massa biológica sob aeração}}{\text{massa biológica total descartada do sistema por dia}} \quad (35)$$

Se o descarte é realizado a partir do tanque de aeração, tem-se a Equação 36:

$$\theta_c = \frac{V.X_a}{Q_w.X_a + (Q - Q_w).X_e} = \frac{V}{Q_w} \quad (36)$$

(X<sub>e</sub> é desprezível)

Se o descarte for realizado a partir da linha de recirculação de lodo, que é a prática mais comum, obtém-se a Equação 37:

$$\theta_c = \frac{V.X_a}{Q_w.X_r + (Q - Q_w).X_e} = \frac{V.X_a}{Q_w.X_r} \quad (37)$$

(X<sub>e</sub> é desprezível)

## **2.5.5 Toxicidade – Conceitos, Métodos e Organismos Utilizados**

### **2.5.5.1 Conceito**

Segundo Knie (2004), a ecotoxicidade é a ciência que estuda os efeitos causados pelos agentes físicos, químicos e biológicos sobre organismos vivos, particularmente sobre populações e comunidades em seus ecossistemas.

O estudo da toxicidade é utilizado para detectar e avaliar a capacidade inerente do agente tóxico em produzir efeitos deletérios em organismos vivos. Desta forma se avalia ambientalmente as substâncias nocivas ao ambiente tipo flora e fauna, que reagem com maior sensibilidade às alterações do meio.

Concentram-se nelas, direta ou indiretamente todos os efeitos que provocam reações específicas de organismos. Dessa forma, essas modificações mensuráveis e visíveis em muitos organismos de reações semelhantes, conduziram a procedimentos técnicos em espécies típicas do meio ambiente, objetivando à detecção de ações danosas. Essas técnicas complementam os exames químicos das avaliações de análises que detectam perturbações ambientais.

Sabe-se portanto, que um poluente químico gera sempre um risco aos seres vivos e ao equilíbrio ecológico. Entre eles, os aquáticos de alguma forma, se constituem em receptáculos temporários ou finais de uma grande variedade e quantidade de poluentes, sejam esses lançados no ar, solo, ou diretamente nos corpos d'água.

O seu respectivo grau de risco será julgado com base na probabilidade dos danos que suas concentrações ambientais podem causar. E nessas avaliações, é considerada, entre outras, a sua toxicidade. De acordo com Pawlowsky (1997), os testes de toxicidade objetivam avaliar os danos causados a organismos aquáticos, quando organismos representativos da biota aquática são submetidos a várias concentrações de uma ou mais substâncias poluidoras, durante um determinado período de tempo.

A toxicidade é, desta forma, uma propriedade inerente do agente químico que produz efeitos danosos a um organismo quando esse é exposto durante um certo tempo, a determinadas dosagens (ZAGATTO, 2000 e PAWLOWSKY, 1997).

A toxicidade dos efluentes pode não ser detectada por todos os organismos (CETESB, 1990). Segundo Behrens (1995), é aconselhável avaliar o efeito da

toxicidade de determinado efluente no mínimo a duas espécies representativas da biota aquática para que se possa estimar o impacto do efluente ao corpo receptor.

Esses efeitos podem ser classificados como agudos e crônicos.

#### 2.5.5.1.1 Toxicidade aguda

O efeito agudo da toxicidade é uma resposta severa e rápida dos organismos aquáticos a um estímulo, que se manifesta, em geral, num intervalo de 0 a 96 horas, causando quase sempre a letalidade, sendo que pode ocorrer a imobilidade a alguns microcrustáceos (CETESB, 1990).

Os resultados de um efeito agudo, para microcrustáceos, causado por agentes tóxicos são dados pela concentração efetiva (CE 50), determinada por método estatístico, em que a concentração do poluente causa imobilidade a 50% dos organismos em um período de 24 a 96 horas de exposição. A unidade será dada em porcentagem quando se tratar de efluentes líquidos e águas, e em miligramas por litro para substâncias químicas.

O resultado do efeito tóxico pode ser expresso em fator de toxicidade (FT), o qual corresponde à menor diluição da amostra na qual não se observa imobilidade maior que 10% dos organismos–teste, sendo representado por um número inteiro.

Por fim, a forma qualitativa também pode ser usada, sendo que, para amostras sem diluição, o resultado deve ser expresso como tóxico ou não tóxico (ABNT, 2004).

#### 2.5.5.1.2 Toxicidade crônica

O efeito crônico é uma resposta a um estímulo que continua por um longo tempo, sendo que esses períodos podem durar parte ou todo o ciclo de vida dos organismos aquáticos (ZAGATTO, 2000).

Estes efeitos crônicos, geralmente, são subletais e observados no ambiente quando as concentrações do agente tóxico permitem a sobrevivência dos organismos, porém causam distúrbios em suas funções biológicas, como na reprodução, desenvolvimento de ovos, crescimento e maturação (GOLDSTEIN, 1990).

O seu resultado é dado pela concentração máxima do agente tóxico que não causa o efeito observado no teste (CENO), isto é, a maior concentração do poluente tóxico que não cause efeito deletério estatisticamente significativo, na sobrevivência e reprodução dos organismos-teste, durante um tempo de sete dias de exposição (CETESB, 1990).

Os efeitos crônicos podem surgir quando os organismos são submetidos, por um longo período, a baixas concentrações de poluentes tóxicos que se encontram em efluentes líquidos, sendo estes tratados ou não (ZAGATTO, 2000). Um dos organismos que permitem realizar essa avaliação é a alga do tipo *Scenedesmus subspicatus*.

### **2.5.5.2 Métodos e organismos utilizados**

#### 2.5.5.2.1 Métodos

O laboratório que realiza os ensaios de toxicidade, primeiramente, opta pela utilização de métodos rápidos e de baixo custo, aplicando testes complementares de acordo com a necessidade (CETESB, 1990).

As normas para a realização dos ensaios dispõem de alguns métodos padronizados disponíveis para avaliar a toxicidade.

No controle de emissões, é mais adequado conhecer a toxicidade do efluente de lançamento no corpo hídrico, tendo sido ele submetido ou não a tratamento (MONITOR, 1986). Para se avaliar a eficiência da remoção de toxicidade, se faz analisar a toxicidade antes e após o tratamento (METCALF & EDDY, 2003).

Usualmente, o teste inicial a ser aplicado é com *Daphnia similis* ou *Daphnia magna*, sendo este um organismo que apresenta grande sensibilidade a uma elevada diversidade de poluentes, podendo ser efetuado com rapidez e avalia a toxicidade aguda (CETESB, 1990).

Kimball e Levin (1988) acreditam que, com o monitoramento por testes biológicos, pode-se ter um controle direto dos corpos hídricos, em que, inicialmente é realizada a avaliação da toxicidade aguda, sub-aguda ou crônica com organismos e células, e em seguida é levado em consideração as populações ou o ecossistema global, para comprovar as transformações dos poluentes tóxicos na água, ao longo do tempo.

#### 2.5.5.2.2 Organismos mais Utilizados em Testes de Toxicidade

De acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2004), para que os testes de toxicidade forneçam resultados confiáveis, que traduzam realmente o estado do efluente, é necessário que o cultivo e a manutenção de organismos-teste sejam feitos de maneira adequada.

De acordo com o IAP (1997), a localização dentro da estrutura e funcionamento das biocenoses, a distribuição da espécie, o conhecimento da biologia, hábitos nutricionais e fisiologia, a estabilidade genética e uniformidade das populações, a manutenção e cultivo em laboratório, a disponibilidade ao longo do ano, a sensibilidade constante e o tipo de teste, são alguns critérios para a seleção de organismos.

Goldstein *et al.* (1990), acrescentam que dentre os organismos recomendados, as *Daphnia magna* têm sido amplamente utilizadas nos testes de toxicidade, por serem de fácil manutenção em laboratórios e sensíveis a diferentes grupos de agentes químicos. A CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental utiliza, como microcrustáceo, a *Daphnia similis* em testes de toxicidade (GOLDSTEIN *et al.*, 1990). Já o microcrustáceo utilizado pelo IAP (1997), é a *Daphnia magna*.

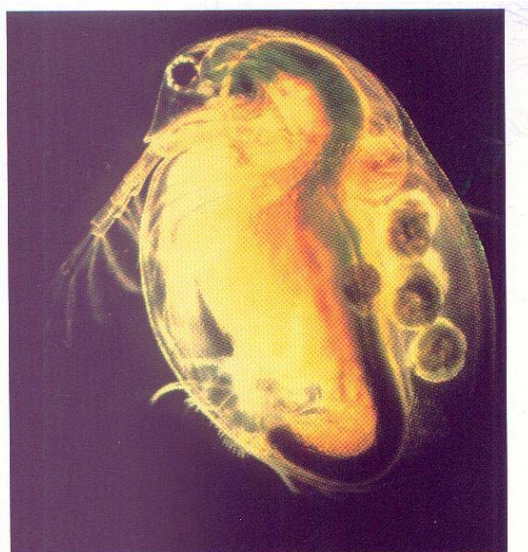
##### a) Microcrustáceos – *Daphnia magna*

Conhecido também como pulga d'água, é um organismo-teste muito utilizado. São microcrustáceos que compõem o zooplâncton, como consumidores primários e secundários e fazem a ligação entre níveis inferiores e superiores da cadeia alimentar.

São facilmente encontrados em lagos e represas de águas continentais (FRELLO, 1998).

Segundo Knie (2004), a *Daphnia magna*, conforme apresentado na FIGURA 13, possui tamanho médio de 5 a 6 mm e alimenta-se através da filtração de material orgânico particulado, principalmente de algas unicelulares.





*Daphnia magna* com embriões.

FIGURA 13 - MICROCRUSTÁCEO *DAPHNIA MAGNA*  
FONTE: KNIE (2004)

b) Bactérias – *Vibrio fischeri*

Segundo Knie (2004), os ensaios com as bactérias *Vibrio fischeri* foram utilizados desde os anos 70 para determinar a toxicidade de solos e sedimentos, além de meios aquáticos.

A bactéria marinha *Vibrio fischeri*, anaeróbica facultativa é utilizada em testes de toxicidade (ISO, 1989). De acordo com Knie (2004), estando estas bactérias em condições ambientais favoráveis, elas emitem luz naturalmente, desde que a concentração de oxigênio do meio esteja acima de 0,5 mg/L.

c) Peixes

Fazem parte da comunidade nectônica. Como organismos consumidores, constituem o nível superior da cadeia alimentar. Destacam-se como exemplos o *Poecilia reticulada*, *Hemigrannus marginatus*, *Brachydanio rerio*, e *Cheirodon notomelas* (ISO, 1993).

d) Algas

Compondo o fitoplâncton como produtores primários, elas transformam a matéria inorgânica em orgânica, podendo responder a efeitos tóxicos de várias substâncias. Destacam-se a *Chorella vulgaris*, *Selenastrum capricornutum*, *Scenedesmus subspicatus*, *Skeletonema costatum* (ISO, 1989).

Na FIGURA 14, pode ser observada uma foto desta alga.

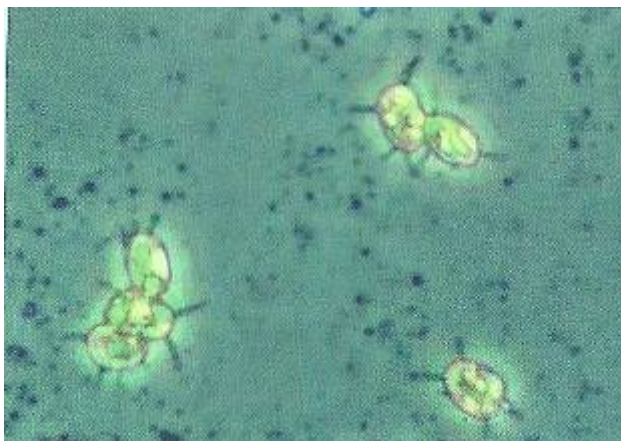


FIGURA14 - ALGA *SCENEDESMUS SUBSPICATUS*  
FONTE: KNIE (2004)

### 2.5.6 Padrões de Lançamento

Para a avaliação final do efluente a ser lançado em corpo receptor, este, deve obedecer a critérios e padrões de lançamento que são estabelecidos pelos órgãos de fiscalização.

A resolução CONAMA 357 (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, listando os principais parâmetros de controle. Sendo este, portanto, o recurso mais utilizado de fiscalização e controle.

No entanto, dois parâmetros importantes de avaliação para lançamento de efluentes líquidos, a DQO e DBO<sub>5</sub>, não estão listados na respectiva resolução. Desta forma, os órgãos ambientais de cada região definem seus valores de acordo com o caso avaliado.

Especificamente para o aterro da Cachimba, o chorume a ser lançado no corpo receptor, caracterizado como Rio Iguaçu, deve obedecer limites de lançamento de acordo solicitação do IAP, constando na licença de operação do aterro sob n.º 1422/05. Os valores máximos exigidos para a DQO e DBO<sub>5</sub>, é de 150 mg/L e 100 mg/L, respectivamente.

Com base na necessidade de se atingir os padrões de lançamento constantes nessa licença de operação, e pela dificuldade na tratabilidade do lixiviado gerado no no aterro sanitário de Curitiba, localizado no bairro da Cachimba, justifica-se uma investigação em sistemas de tratamento que venham proporcionar uma redução das concentrações poluentes atualmente existentes no lixiviado lançado no Rio Iguaçu.

## **OBJETIVOS DO TRABALHO**

### **OBJETIVO PRINCIPAL**

Avaliar a tratabilidade do Lixiviado efluente da lagoa facultativa do aterro sanitário da Cachimba de Curitiba, por meio de processo aeróbio de lodos ativados.

### **OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- caracterizar analiticamente o lixiviado gerado no aterro sanitário de Curitiba, verificando suas concentrações e identificando parâmetros tóxicos que venham interferir no processo de lodos ativados;
- avaliar os resultados obtidos das caracterizações analíticas realizadas, propondo alternativas de redução ou remoção da amônia, componente tóxico para o meio, que possa ser identificado como prejudicial ao processo de lodos ativados;
- avaliar o processo de lodo ativado para o tratamento do lixiviado do aterro sanitário de Curitiba, avaliando eficiências de remoção, principalmente nos parâmetros de  $DBO_5$  e DQO, parâmetros principais de avaliação;
- avaliar o desenvolvimento de biomassa no reator do lodo ativado por meio de formação de sólidos suspensos voláteis e sua sedimentabilidade no decantador secundário;
- determinar os principais parâmetros cinéticos aplicados a sistema de lodos ativados específico de lixiviado;
- avaliar a toxicidade do lixiviado da saída da última lagoa facultativa existente e no efluente da unidade de lodos ativados em escala de bancada.

### **3. MATERIAIS E MÉTODOS**

#### **3.1. ÁREA DE ESTUDO**

##### **3.1.1. Aterro Sanitário de Curitiba**

Localizado ao sul do Município de Curitiba (no Bairro do Cachimba), distante 23 km do centro, entre os municípios de Araucária e Fazenda Rio Grande, esse aterro Sanitário foi colocado em operação em novembro de 1989 (CURITIBA, 2007).

Inicialmente, sua capacidade era de atender uma produção média diária de resíduos sólidos urbanos de 0,55 kg/hab.dia, o que daria uma vida útil de cerca de 10 anos, atendendo os municípios de Curitiba, São José dos Pinhais e Almirante Tamandaré.

Em virtude das necessidades básicas da região, as quais se caracterizavam em proteger o meio ambiente e assim tentar controlar ao máximo a geração de seus resíduos, e não haver outra área adequada disponível, o aterro da Cachimba teve sua vida útil prolongada. O que mais contribuiu para se atingir essa capacidade de aumento, foi a implantação da coleta seletiva no município de Curitiba (CURITIBA, 2007).

Inicialmente, o lixiviado gerado no Aterro da Cachimba seguia através de drenos para uma lagoa específica, para homogeneizar o líquido gerado.

Dessa lagoa inicial, seguia então a uma segunda lagoa caracterizada como lagoa de estabilização e uma terceira lagoa de tratamento, funcionando como lagoa facultativa.

Após esse tratamento, o lixiviado era lançado no corpo receptor denominado Rio Iguaçu, com uma distância de percurso em torno de 3 km (MORAIS, 2005).

Mediante as características de um aterro com controle de contaminação conforme normas de um aterro adequado à disposição de resíduos, outros municípios foram também depositando seus resíduos sólidos urbanos no Aterro da Cachimba, totalizando 16 Municípios da Região. São eles: Almirante Tamandaré, Araucária, Bocaiúva do Sul, Campina Grande do Sul, Campo Largo, Campo Magro, Colombo, Contenda, Curitiba, Fazenda Rio Grande, Itaperuçu, Pinhais, Piraquara, São José dos Pinhais, Mandirituba e Quatro Barras. (MORAIS, 2005).

Devido a essas condições operacionais e a falta de área para a construção de um novo aterro, atualmente, o aterro da Cachimba apresenta uma condição bem característica que é a geração de um lixiviado velho e um novo.

O lixiviado denominado velho, é proveniente das células mais antigas (Fase I e II) e o lixiviado novo é proveniente da ampliação Fase III. (MORAIS, 2005).

O sistema de tratamento permanece inicialmente o mesmo, apresentando, contudo uma complementação por meio de mais duas lagoas facultativas, sendo uma aerada e também um sistema em paralelo que trata atualmente apenas 6,0 m<sup>3</sup>/h, e que se caracteriza por um sistema físico-químico seguido de lodo ativado. A origem do lixiviado para esse tratamento paralelo é das células antigas, o lixiviado chamado velho, que, saindo das células, passa por uma canaleta, seguindo a um tanque de bombeamento para ser enviado ao processo.

No entanto, este sistema de lodos ativados instalado para atender a vazão de 6,0 m<sup>3</sup>/h não apresenta estudo sobre constantes cinéticas e tem operado com baixa eficiência, desta forma, se confirma a necessidade de se pesquisar a viabilidade técnica deste sistema biológico para verificar as eficiências máximas possíveis do processo.

### **3.1.2. Características do lixiviado**

O lixiviado pré-tratado (considerado como bruto para a pesquisa), foi coletado no aterro de Curitiba, no bairro da Cachimba, no ponto de saída final da última lagoa facultativa de tratamento, conforme mostra a FIGURA 15.

Este ponto foi definido para verificar com o estudo, a possibilidade de se implantar em escala real, o processo de lodos ativados como sistema complementar de tratamento.

Foram realizadas inicialmente, caracterizações analíticas das amostras coletadas para detectar concentrações de possíveis elementos que pudessem interferir no processo a ser avaliado. Esses parâmetros estão listados na TABELA 5.

Posteriormente, após uma ampla caracterização de todos os parâmetros pré-definidos, foram determinados apenas os parâmetros principais para controle de processo e eficiência do tratamento por lodos ativados, para as definições das constantes cinéticas, pois não se tinha mais disponibilidade de recursos financeiros para dar continuidade às caracterizações de todos os parâmetros.



FIGURA 15 - LOCAL DE COLETA – SAÍDA DA ÚLTIMA LAGOA  
 FONTE: O autor (2007)

TABELA 5- PARÂMETROS ANALISADOS DO LIXIVIADO BRUTO

PARÂMETROS	UNIDADE
pH	Unidades de pH
DQO	mg/L
DBO <sub>5</sub>	mg/L
Óleos e graxas totais	mg/L
Nitrogênio total	mg/L
Nitrogênio Amoniacal	mg/L
Fósforo total	mg/L
Sólidos sedimentáveis	ml/L
Sólidos suspensos totais	mg/L
Sólidos suspensos voláteis	mg/L
Turbidez	NTU
Ferro	mg/L
Níquel	mg/L
Cobre	mg/L
Chumbo	mg/L
Zinco	mg/L
Cromo total	mg/L
Cromo Hexavalente	mg/L
Cádmio	mg/L

continua

		conclusão
PARÂMETROS	UNIDADE	
Fenóis	mg/L	
Cloretos	mg/L	
Nitratos	mg/L	
Nitritos	mg/L	
Alcalinidade total	mg/L	

FONTE: ANÁLISES REALIZADAS NO LABORATÓRIO DO SENAI-CIC /CETSAM

### 3.2. ESCALA DE BANCADA

O projeto de bancada foi instalado nas dependências da Incubadora do TECPAR – Centro de Tecnologia do Paraná, na área da Intech, centro de pesquisas, localizado no bairro da Cidade Industrial do município de Curitiba.

Para esta pesquisa, foi projetado um sistema de lodos ativados em escala de laboratório, com unidades específicas que lhe antecederam para equalizar o efluente em estudo, remover o excedente de amônia para evitar toxicidade ao desenvolvimento dos microorganismos do sistema biológico e regularizar pH.

O período da pesquisa foi de janeiro a novembro de 2007, quando foram realizadas caracterizações analíticas do lixiviado a ser testado e do lixiviado tratado.

As instalações completas das unidades de estudo compreenderam: unidade de equalização para uniformizar a alimentação aos tanques de tratamento, unidade para remoção de amônia, neutralização de pH e o tratamento por lodos ativados por meio de um tanque de aeração e decantador.

#### 3.2.1. Esquema das Unidades do sistema de bancada

O fluxograma da FIGURA 16 apresenta as etapas do processo de tratamento realizado, o qual envolveu o processo de remoção parcial da amônia através de borbulhamento de ar no tanque-pulmão, além do controle do pH e o tratamento biológico de lodos ativados.

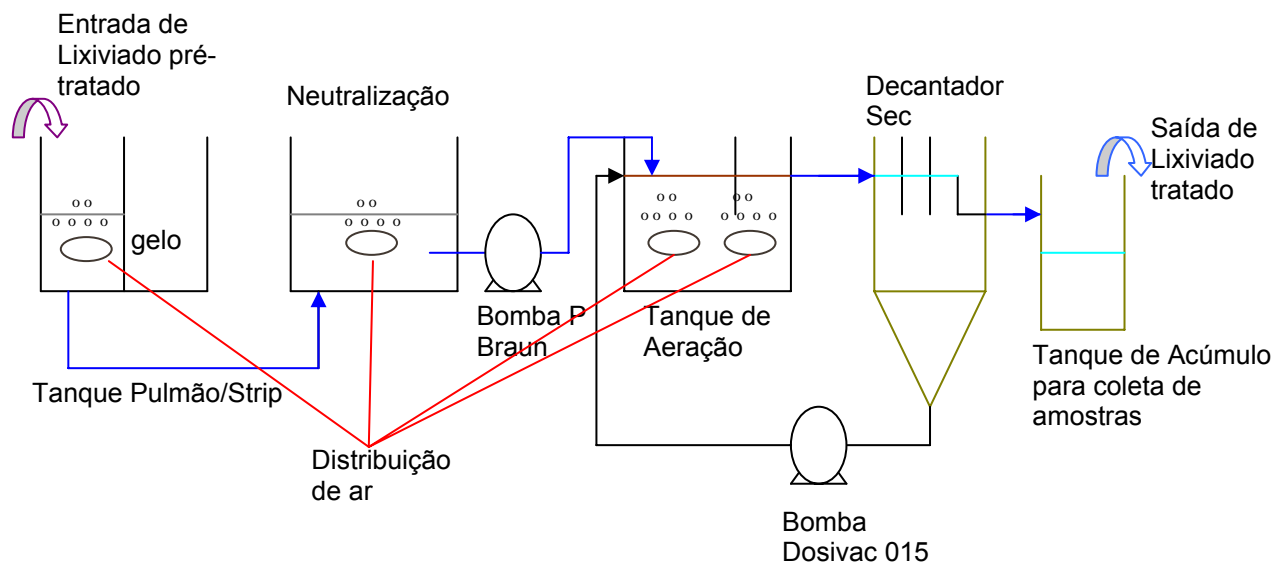


FIGURA 16 - ESQUEMA DO PROJETO DE BANCADA  
 FONTE: O autor (2007)

A distribuição de ar no tanque pulmão se realizava por meio de pedras porosas, que permitiam uma boa liberação do gás amônia, atingindo eficiências suficientes para o qual se destinava.

O mesmo procedimento de fornecimento de ar era realizado no tanque de neutralização e aeração, para realizar mistura e formar biomassa, respectivamente.

### 3.2.2. Diagrama de blocos dos processos unitários

O diagrama apresentado a seguir, objetiva uma melhor compreensão do processo assim como seu procedimento de controle.



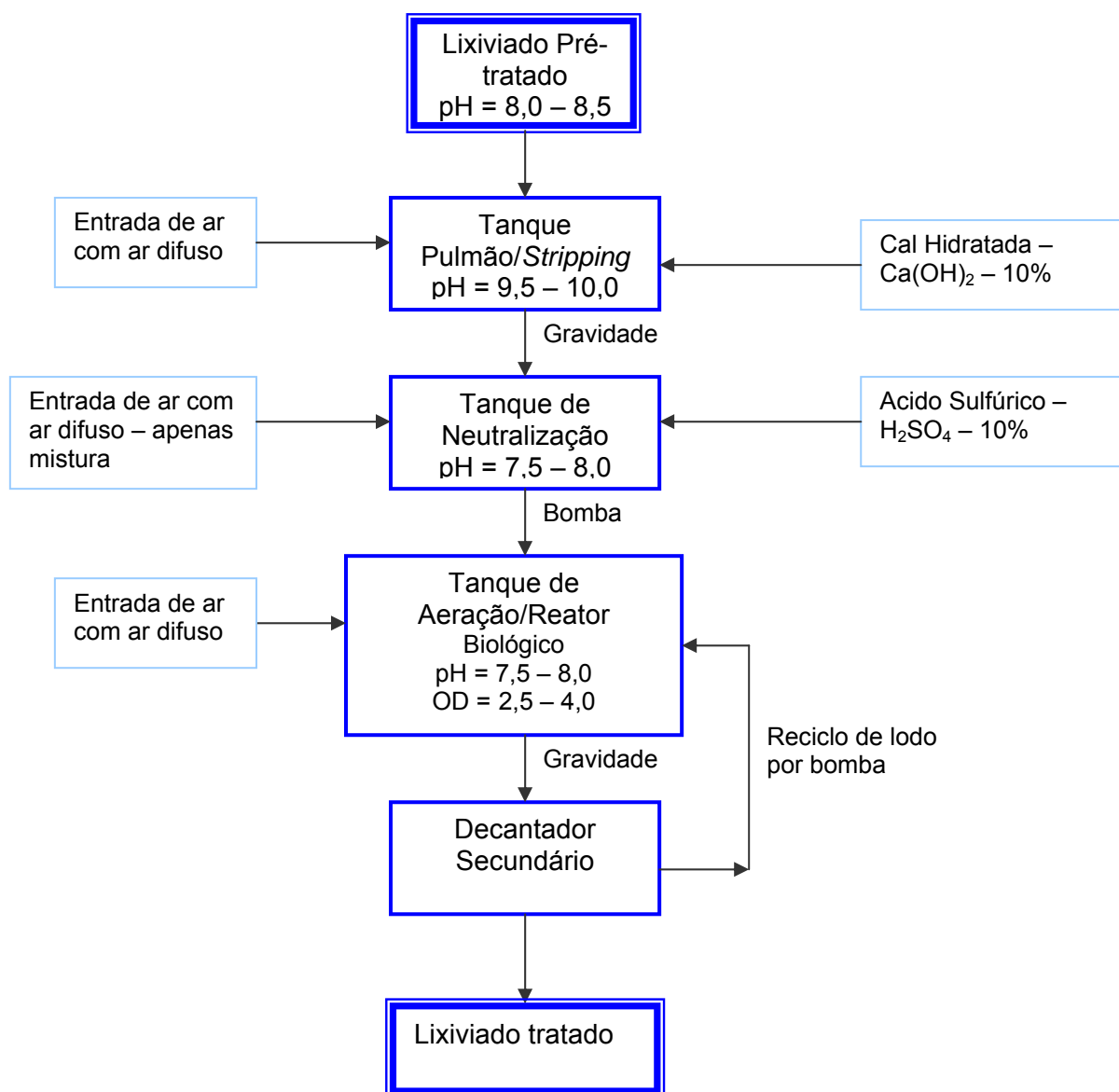


DIAGRAMA DE BLOCO – FLUXOGRAMA DO PROJETO EM ESCALA DE BANCADA  
FONTE: O autor (2007)

### 3.2.3. Descritivo das Unidades do sistema de bancada da pesquisa

As formas de controle conforme esquema apresentado, estão descritas nos itens que se seguem.

#### 3.2.3.1. Tanque Pulmão e remoção de amônia

Essa unidade objetivou, principalmente, manter as condições e características do lixiviado oriundo do aterro, que era coletado semanalmente.

Devido às características dos parâmetros principais do lixiviado, analisados, foi inicialmente testado o processo de lodos ativados com inoculação de lodo biológico, mas devido às altas concentrações de amônia, optou-se por descartar essa primeira fase e iniciar um novo sistema com remoção de amônia antecedendo ao processo biológico em estudo.

A amônia apresenta alta toxicidade aos processos biológicos e aos peixes, o que torna a sua remoção justificada e necessária. Foi utilizado o processo de aeração (*air stripping*), que é basicamente o arraste por borbulhamento de ar, considerado o mais apropriado para remoção de nitrogênio amoniacal quando apresentado em grandes concentrações, caso deste trabalho.

Realizou-se a introdução de ar utilizando os difusores cerâmicos (com elevado grau de porosidade), para formar microbolhas e distribuir ar no meio da massa líquida e assim remover a amônia presente.

A temperatura era controlada, mantendo-a em valores abaixo de 10 °C, para procurar manter o lixiviado com a maior estabilidade possível. Essa condição era conseguida com a utilização de tanque em acrílico, dividido em duas seções, sendo uma para o acondicionamento do líquido e outra para a colocação de gelo.

O pH inicial do lixiviado chegando do aterro apresentava valores médios de 8,0 a 8,5 unidades. Mas para atingir eficiência do sistema de *stripping*, este pH era regulado para 9,5 ou 10,0 por meio de adição de solução de cal hidratada ( $\text{Ca(OH)}_2$ ) a 10%.

O tanque-pulmão e *stripping* são mostrados na FIGURA 17, o qual apresenta-se com isopor em todas as laterais, a fim de controlar com maior precisão as temperaturas baixas necessárias.

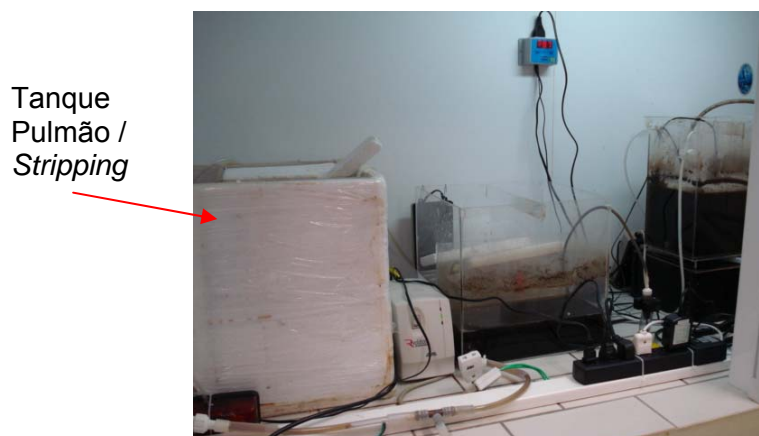


FIGURA 17 - UNIDADE DE BANCADA COM O TANQUE PULMÃO E STRIPPING  
 FONTE: O autor (2007)

A FIGURA 18 apresenta o esquema utilizado para remover parte da amônia do meio.

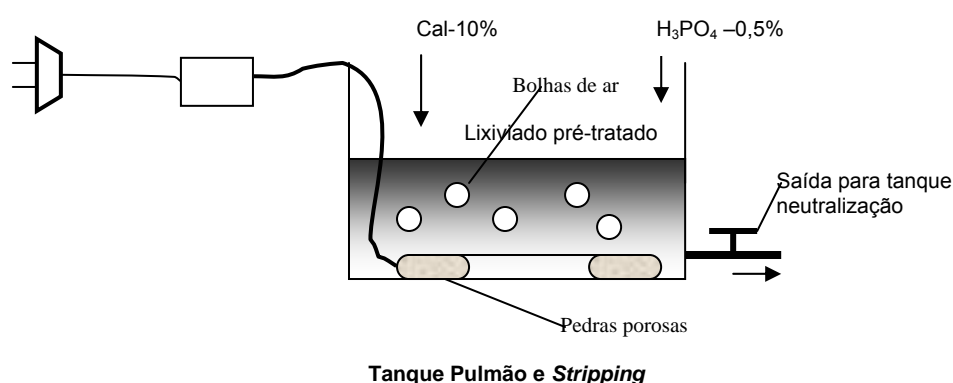


FIGURA 18- REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO SISTEMA DE STRIPPING

### 3.2.3.2. Tanque para Neutralização de pH

Essa unidade recebia o lixiviado do tanque pulmão e *stripping* e por esta razão, tinha pH muito elevado para encaminhar ao tanque de aeração. Desta forma, para regularizar o pH, o lixiviado seguia a um tanque de neutralização, onde o pH era ajustado para o tratamento.

A entrada de lixiviado nesta unidade era por gravidade ou por vasos comunicantes.

O ajuste de pH era realizado com solução a 10 % de ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$ ) e para facilitar sua mistura no líquido e evitar sedimentação de sólidos, foi

adicionado um sistema de agitação por meio de pedras porosas de aquário. A dosagem de ácido era manual, controlando durante o dia por meio de medições de pH com phmetro eletrônico da Digimed, modelo DM20.

A alimentação para o tanque de aeração era automática, com bomba peristáltica rotativa, marca Braun, modelo Nutrimat II, com vazão contínua.

Na FIGURA 19, podem ser observadas as instalações com o tanque de neutralização.

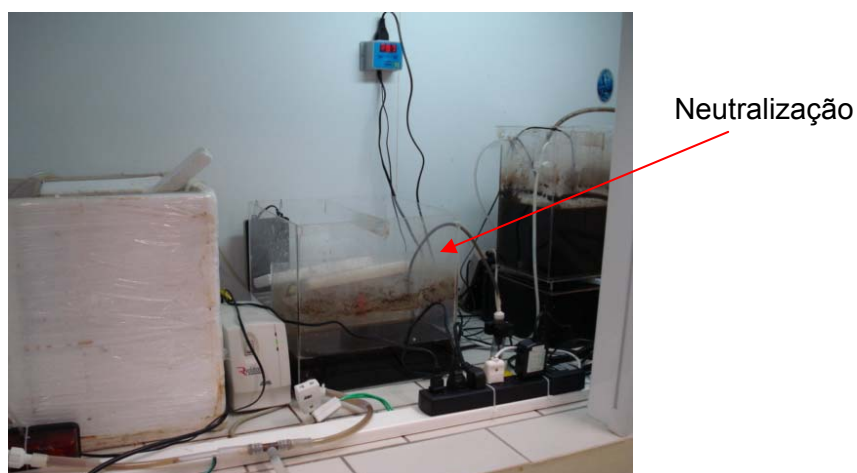


FIGURA 19 - UNIDADE DE BANCADA DE NEUTRALIZAÇÃO  
 FONTE: O autor (2007)

A FIGURA 20 apresenta um esquema da forma de funcionamento desta unidade.

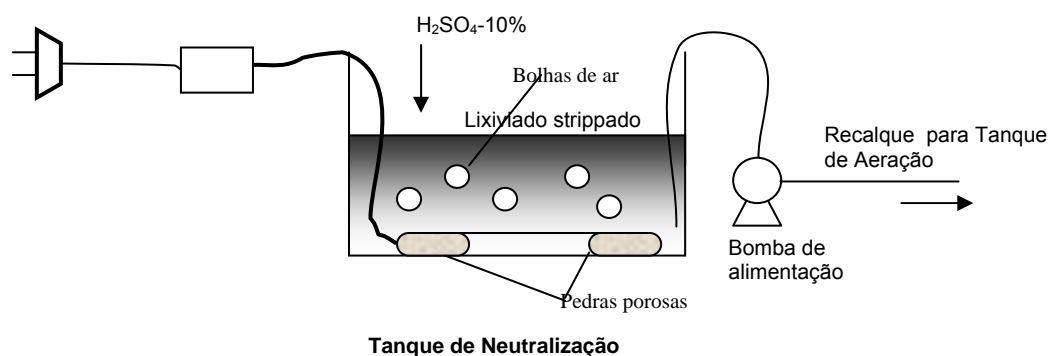


FIGURA 20- REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO TANQUE DE NEUTRALIZAÇÃO

### 3.2.3.3. Tanque de Aeração

Esta unidade apresenta um volume útil de 6 L, construído em acrílico transparente para facilitar a visualização do sistema.

A aeração era por ar difuso, introduzido por meio de dois compressores modelo  $\beta$ -3000.

O controle da temperatura era automático, por meio de um sensor colocado no interior do tanque e um leitor digital localizado na parte superior, fixado na parede, facilitando a visualização.

Eram controlados também no local, o pH, Oxigênio dissolvido e sólidos sedimentáveis. Suas medições eram realizadas com um pHmetro Digimed, modelo DM20, oxímetro Digimed, modelo DM4 e cone de Imhoff, respectivamente.

A vazão de alimentação do lixiviado nesta unidade era definida de acordo com o A/M desejado, com base no resultado da  $DBO_5$  de entrada. Cada A/M permanecia em teste durante 15 dias aproximadamente, quando se realizavam todos os ensaios acima especificados e o tratamento propriamente dito. Quando finalizados, o A/M era alterado e conseqüentemente a vazão era ajustada.

Realizava-se uma vez por dia, a aferição da vazão por meio do uso de um recipiente de volume conhecido. Esse recipiente, normalmente uma proveta de 50 mL, era colocado na tubulação de recalque da bomba e cronometrado o tempo para completar esse volume.

Na FIGURA 21 observa-se a unidade de lodos ativados, com o tanque de aeração ao fundo, recebendo o lixiviado bombeado e o lodo de reciclo oriundo do decantador.

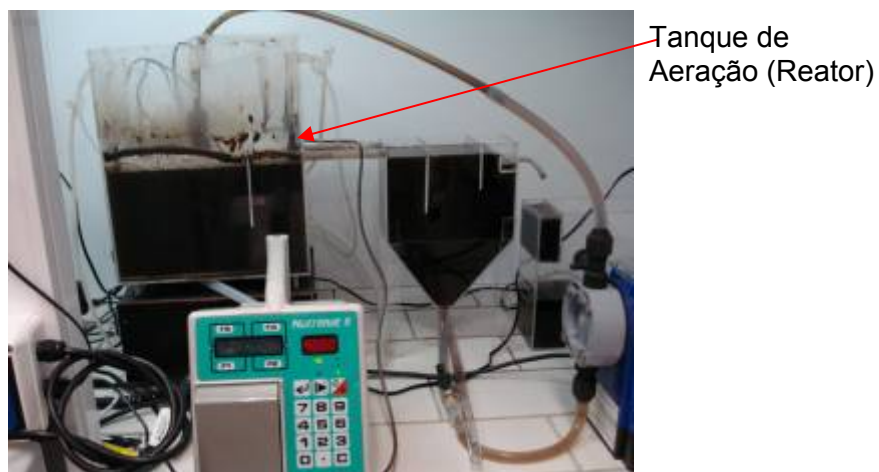


FIGURA21 - UNIDADE DE BANCADA VISTA DO TANQUE DE AERAÇÃO  
FONTE: O autor (2007)

Na FIGURA 22, é apresentada uma foto das pedras porosas utilizadas assim como sua instalação no fundo do tanque de aeração. Na FIGURA 23, apresenta-se um desenho esquemático do funcionamento do Tanque de Aeração.



FIGURA 22- VISUALIZAÇÃO DAS PEDRAS POROSAS E SUA INSTALAÇÃO NO TANQUE DE AERAÇÃO DO SISTEMA DE BANCADA

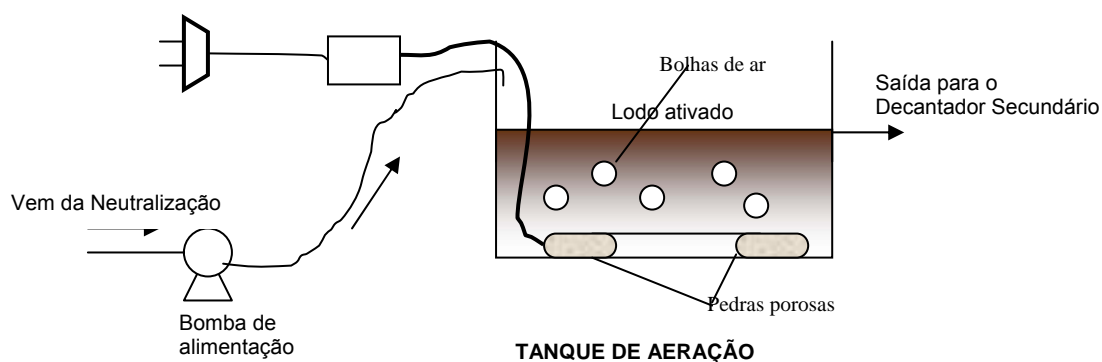


FIGURA 23 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO FUNCIONAMENTO DO TANQUE DE AERAÇÃO

#### 3.2.3.4. Decantador Secundário

Utilizou-se essa unidade para a separação dos sólidos e retorno do lodo ao tanque de aeração, completando assim o processo de lodo ativado com sistema contínuo.

Na FIGURA 24 observa-se a unidade em funcionamento.

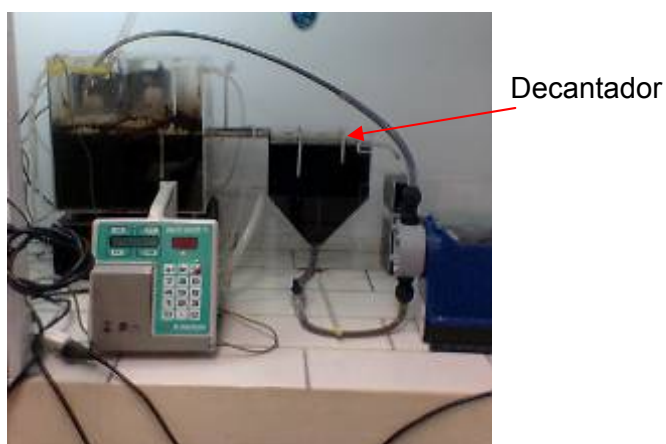


FIGURA24 – UNIDADE DE BANCADA DO DECANTADOR SECUNDÁRIO

#### 3.2.3.5. Procedimentos analíticos

As determinações analíticas de parâmetros físico-químicos foram realizadas de acordo com o “Standard Methods for the examination of water and wastewater” (APHA, 1998).

As amostras foram coletadas para análise nos seguintes pontos:

- saída da última lagoa do aterro, caracterizado na pesquisa como lixiviado bruto.
- tanque Pulmão/*stripping*: lixiviado homogeneizado;
- tanque de Neutralização: lixiviado neutralizado;
- tanque de Aeração: lodo ativado;
- saída do decantador secundário: lixiviado tratado.

A frequência de coleta foi de duas vezes por semana, para as caracterizações gerais, três vezes por semana para os parâmetros de DQO, N-NH<sub>4</sub> e sólidos suspensos.

Na TABELA 6 é apresentada uma síntese da rotina seguida para a realização das análises, que iniciaram em janeiro de 2007 e finalizaram totalmente em novembro de 2007.

TABELA 6 - FREQUÊNCIA DAS ANÁLISES DE CONTROLE OPERACIONAL DO LODO ATIVADO

Parâmetros	Pontos de coleta				
	Lixiviado Pré-tratado	Tanque Neutralização	Lixiviado tratado	Tanque Aeração	Lodo reciclo
pH	Diário	Diário	diário	Diário	-----
DQO (mg/L)	3 x semana	4 x semana	4 x semana	-----	-----
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	2 x semana	2 x semana	2 x semana	-----	-----
Óleos e Graxas	1 x semana	1 x semana	1 x semana	-----	-----
S.sedimentáveis	1 x semana	-----	Diário	-----	-----
SST/SSV	3 x semana	-----	3 x semana	3 x semana	3 x semana
N total	3 x semana	3 x semana	3 x semana	-----	-----
N amoniacal	3 x semana	3 x semana	3 x semana	-----	-----
P total	1 x semana	-----	1 x semana	-----	-----
Oxigênio dissolvido	-----	-----	-----	Diário (2 x)	-----
Metais	2 x semana	-----	2 x semana	-----	-----
Turbidez	mensal	-----	mensal	-----	-----
Toxicidade	1 análise	-----	4 análises	-----	-----

FONTE: O autor (2007)



Devido às condições exigidas para a definição dos parâmetros cinéticos do processo, os parâmetros como DQO, DBO<sub>5</sub>, sólidos suspensos voláteis, oxigênio dissolvido, eram analisados mais freqüentemente, possibilitando um maior número de resultados e, conseqüentemente, obtendo valores mais próximos de sua condição real.

Para melhor funcionamento do sistema de lodo ativado, era controlado diariamente o sistema de borbulhamento de ar para remoção da amônia, a fim de evitar a toxicidade à biomassa gerada no processo.

Foi também controlado no sistema, o oxigênio dissolvido e os sólidos sedimentáveis, parâmetros estes importantes em sistema de lodos ativados, conforme poderá ser verificado nas avaliações de resultados a serem apresentados.

### **3.3. PROCEDIMENTOS DE COLETA E PRESERVAÇÃO DAS AMOSTRAS**

O lixiviado era coletado semanalmente, no aterro da Cachimba, na saída da última lagoa de tratamento, acondicionado em bombonas de 50 litros, transferido através de balde de 5 litros. Após coleta, se realizava o fechamento com boa vedação para evitar vazamentos.

Finalizada a coleta, o material era imediatamente encaminhado ao laboratório da pesquisa localizado nas instalações do Tecpar, para continuar o processo de tratamento.

Por ser realizado semanalmente, o volume de amostra coletada deveria ser suficiente para alimentar o sistema durante uma semana e para tanto, não devendo sofrer alterações significativas em sua composição. Para isso, sua conservação era em geladeira, abaixo de 4 °C, e outra parte que passava a ser utilizada imediatamente no tratamento, era acondicionada no tanque pulmão do sistema de tratamento, que também mantinha a temperatura abaixo de 10 °C, conseguida pela adição de gelo em compartimento isolado, na parte interna da unidade-pulmão.

As análises físico-químicas do lixiviado bruto tinham uma periodicidade de 02 (duas) vezes por semana, preferencialmente, sendo uma análise da amostra coletada diretamente no aterro nos dias de coleta, e outra em dias previamente definidos, após 2 ou 3 dias da coleta no aterro, coletando diretamente do tanque-pulmão.

As amostras do lixiviado do processo de tratamento, como: após processo de remoção do excesso de amônia, do interior do tanque de aeração e da saída do decantador secundário, eram coletadas de 02 (duas) a 03 (três) vezes por semana, acondicionando em caixa de isopor com gelo e encaminhado ao laboratório imediatamente após a coleta.

A realização das análises era no laboratório do SENAI-CIC/CETSAM, com exceção da toxicidade, que foi realizada no laboratório do Instituto Ambiental do Paraná-IAP.

### **3.4. FORMAÇÃO DA BIOMASSA – ACLIMATAÇÃO**

Para dar início ao processo e facilitar a geração de biomassa, o lixiviado foi diluído em 50% com água destilada e adicionado um inóculo com lodo ativado da estação de tratamento de esgoto da empresa Cimento Rio Branco S/A do grupo Votorantim, que opera com sistema de lodos ativados convencional.

O lodo foi retirado do sistema de reciclo, para garantir uma quantidade de sólidos suspensos voláteis que permitisse uma boa eficiência na tratabilidade do lixiviado.

No entanto, houve perda total do inóculo durante os primeiros meses da pesquisa de janeiro a fevereiro de 2007. Dessa forma, em março foi reiniciado o processo com aclimatação total do sistema por formação da biomassa com o próprio material orgânico presente no lixiviado, e assim tentou-se adaptar o processo e aclimatá-lo com maior resistência e flexibilidade às variações naturais desse tipo de efluente.

A aclimatação se iniciou com a adição de apenas 10% do lixiviado, passando na seqüência, para 20%, 30%, 40% e 50% semanalmente. Posteriormente, o aumento da concentração era realizado a cada 10 dias. O ciclo de aclimatação durou cerca de 3 (três) meses, ou seja, de março a maio de 2007.

As análises físico-químicas foram realizadas durante o período de aclimatação, com o objetivo de avaliar em paralelo os resultados obtidos após esta fase.

Foram realizadas análises diárias de sólidos sedimentáveis, verificando temperatura e oxigênio dissolvido do tanque de aeração, como também instalado o sistema de *stripping*, para a remoção da amônia.

### 3.5. LEVANTAMENTO DOS PARÂMETROS CINÉTICOS

Os parâmetros cinéticos foram determinados através do modelo de Eckenfelder, apresentado na revisão bibliográfica, em que foram utilizados todos os resultados analíticos específicos para sua determinação. Os valores foram plotados nos respectivos gráficos para se chegar nos resultados das constantes cinéticas.

### 3.6. TOXICIDADE

Foram coletadas 05 (cinco) amostras para realizar as análises de toxicidade. Estas amostras foram as seguintes:

- Amostra bruta = lixiviado bruto. Amostra coletada na saída da última lagoa de tratamento – Quantidade de amostra: 01 (uma);
- Amostra tratada = lixiviado tratado. Amostra retirada do ensaio de bancada, após passar pelo processo de lodos ativados da referida pesquisa – Quantidade de amostras: 04 (quatro).

Dessas amostras, a amostra do lixiviado bruto foi coletado no dia 19 de novembro de 2007 e as amostras tratadas foram coletadas nos dias 05, 19, 21 e 26 de novembro, quando se operava o sistema com a relação A/M em 0,15 kgDBO<sub>5</sub>/kgXa no TA.

Os ensaios de toxicidade realizados foram:

- Microcrustáceo *Daphnia magna*
- Alga *Scenedesmus subspicatus*.

#### 3.6.1. Teste de toxicidade aguda com *Daphnia magna*

O método utilizado para a avaliação da toxicidade aguda com *Daphnia magna* foi realizado de acordo com as normas ISO 6341 e DIN 38412.

Esse teste consiste em expor indivíduos jovens do microcrustáceo *Daphnia magna* a várias diluições do agente-teste por um período de 48 horas, em que o efeito tóxico agudo é determinado por meio da perda de movimento dos organismos.

As cinco amostras coletadas foram testadas com este microcrustáceo, sendo o envio em um único período, devido à disponibilidade do laboratório em realizar os testes.

A preservação aconteceu com congelamento das amostras em temperaturas abaixo de 18 °C negativos, com prazo de cinco dias. O prazo para realizar as análises nessa temperatura é de sessenta dias.

O organismo-teste, de acordo com a norma, deve apresentar uma manutenção das culturas com renovação da água de cultivo no mínimo uma vez por semana. A água de cultivo é o meio em que permanecem os organismos-testes, selecionados para os ensaios. Essa solução é constituída por dez soluções que estão apresentadas nos anexos juntamente com a metodologia dos ensaios realizados.

### **3.6.2. Teste de toxicidade com Algas *Scenedesmus subspicatus***

O teste com algas *Scenedesmus subspicatus* é realizado verificando a inibição do crescimento ou a sua transparência.

Em laboratório, o *Scenedesmus subspicatus* se apresenta normalmente com uma célula, unicelular, já na natureza forma agregados de até 5 ou 6 células.

O princípio do ensaio consiste na exposição de uma suspensão com densidade conhecida de algas *Scenedesmus subspicatus*, juntamente com um meio nutriente, a diversas diluições de uma amostra, por um período de 72 horas, sob condições definidas. O efeito é determinado pela comparação da reprodução das algas nas diluições-teste, em relação a um controle onde não é adicionado amostra. Durante o tempo de exposição, as algas se multiplicam até 3 vezes por dia. Desta forma, trata-se de um teste crônico, pois abrange várias gerações dos organismos.

Dentre os vários métodos para a determinação da biomassa algal, os quais foram utilizados nesses ensaios, foi o da contagem celular, baseados nas normas ISO 8692 (1989); normas da ABNT NBR 12648 (2004) e DIN 38412-9 (1991).

### **3.6.2.1. Determinação dos resultados dos testes**

Ao término do período de incubação, é medida a densidade celular ou a transparência nos recipientes de teste e de controle. Determina-se o desenvolvimento das algas.

A densidade algal pode ser determinada diretamente pela contagem de células em um contador automático de partículas, como o Coulter Counter ou no microscópio em câmara de contagem.

O número de células de algas também pode ser determinado pela medida fotométrica ou fluorométrica da absorbância luminosa no comprimento de onda de 685 nm.

Como existe uma correlação entre quantidade de células e sua absorbância, basta descrever graficamente, uma só vez, a relação dos dois pares em forma de uma curva de calibração.

Esta foi a metodologia, de uma forma sucinta explicada, utilizada nos ensaios realizados no IAP – Instituto Ambiental do Paraná.

## 4. RESULTADOS

Foram obtidos resultados significativos referente à remoção de amônia, remoção das cargas orgânicas, e definição dos parâmetros cinéticos.

É importante ressaltar que os parâmetros cinéticos foram definidos com base nos resultados nas relações de A/M analisados, em que foi verificada de uma maneira geral, a eficiência e desempenho do sistema de lodos ativados testado.

### 4.1. CARACTERIZAÇÃO ANALÍTICA DO LIXIVIADO BRUTO

Como primeira etapa dos trabalhos, a caracterização analítica do lixiviado bruto foi realizada a cada coleta semanal e de acordo com as possibilidades do laboratório, realizava-se outra análise do lixiviado que se encontrava no local da pesquisa, verificando suas condições de estabilidade frente ao que havia sido coletado no aterro.

Foi com base nos resultados analíticos do lixiviado bruto que se detectou o valor muito elevado da amônia, sendo esta uma das causas para a dificuldade de se ter bons resultados com o inóculo utilizado no início dos testes.

Em março se reiniciou o processo com a aclimatação do sistema e para isso, se introduziu o sistema de *stripping*, para remoção parcial da amônia, verificando o ponto em que sua concentração não se tornaria inibidora no desenvolvimento da biomassa no tanque de aeração.

Dessa forma, os resultados apresentados a seguir na TABELA 7, referem-se a uma média das amostras analisadas, no período completo dos testes que se seguiram de março a novembro de 2007, desconsiderando os meses de janeiro e fevereiro em que se aproveitou apenas para ajustar as unidades instaladas.

Nas tabelas seguintes, serão apresentadas as avaliações relacionadas às relações de A/M estudadas, com os resultados do lixiviado tratado.

Todas as tabelas com seus resultados encontram-se nos anexos deste documento.

TABELA 7 - PARÂMETROS ANALISADOS NO LIXIVIADO BRUTO

PARÂMETROS	LIXIVIADO BRUTO	N.º AMOSTRAS	DESVIO PADRÃO
pH	8,2	71	0,2
DQO (mg/L)	3542,0	149	432,0
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	1211,0	149	136,0
O&G totais (mg/L)	50,0	28	10,0
Nitrogênio total (mg/L)	950,0	96	98,0
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	785,0	96	46,0
Fósforo total (mg/L)	6,30	45	4,96
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	0,50	26	0,64
Sólidos suspensos totais (mg/L)	326,00	39	122,80
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	221,00	39	125,10
Turbidez (NTU)	736,00	7	210,50
Ferro (mg/L)	5,13	24	1,58
Níquel (mg/L)	0,18	24	0,02
Cobre (mg/L)	1,68	24	4,86
Chumbo (mg/L)	0,48	24	0,10
Zinco (mg/L)	0,33	24	0,36
Cromo total (mg/L)	0,05	24	0,00
Cromo Hexavalente (mg/L)	0,05	24	0,00
Cádmio (mg/L)	0,10	24	0,00
Fenóis (mg/L)	0,13	16	0,10
Cloretos (mg/L)	2.293,00	16	298,57
Nitratos (mg/L)	12,13	05	9,87
Nitritos (mg/L)	0,10	05	0,18
Alcalinidade total (mg/L)	6.171,00	05	140,52

FONTE: ANÁLISES REALIZADAS NO LABORATÓRIO DO SENAI-CIC /CETSAM

Dos parâmetros analisados, verifica-se o teor elevado de amônia (nitrogênio amoniacal), o que se concluiu que poderia estar ocasionando toxicidade à atividade biológica.

Com a instalação do sistema de borbulhamento de ar (*stripping*), foram realizadas as análises do nitrogênio amoniacal antes e após o *stripping*, verificando-se o tempo necessário para atingir o valor máximo de amônia que a biomassa poderia absorver sem interferir no seu desempenho.

## 4.2. EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DA AMÔNIA

De todos os testes realizados, considerando tempo de contato no tanque de borbulhamento de ar, o que apresentou resultados satisfatórios para redução de amônia, foi o tempo de 24 horas, mas considerando os fatores de custo/benefício, foi utilizado o tempo de 12 horas, que apresentou valores um pouco mais elevados, porém não causando inibição na atividade biológica.

Na TABELA 8, estão apresentados os valores médios obtidos de Nitrogênio total e amoniaco do líquido bruto e do líquido após o sistema de *stripping*, verificando sua eficiência dentro do período médio de 12 horas de mistura.

TABELA 8 - PARÂMETROS ANALISADOS DO LÍQUIDO ANTES E APÓS O SISTEMA DE *STRIPPING* COM SUAS EFICIÊNCIAS

PARÂMETROS	LÍQUIDO BRUTO	N.º ANÁLISES	DESVIO PADRÃO	LÍQUIDO APÓS <i>STRIPPING</i>	N.º ANÁLISES	DESVIO PADRÃO	EFICIÊNCIA (%)
Nitrogênio total (mg/L)	950	96	98	469	61	91	51
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	785	96	46	373	61	97	52

FONTE: ANÁLISES REALIZADAS NO LABORATÓRIO DO SENAI-CIC /CETSAM

Observando-se os resultados, o tempo de contato de 12 horas apresentou uma eficiência em torno de 50%, permitindo que este valor fosse suficiente para se conseguir a aclimação desejada da biomassa. Com tempos maiores de contato, a eficiência apresentou uma melhora, mas não influenciou significativamente na aclimação, e dessa forma não seria vantajosa economicamente a aplicação de um tempo maior de 12 horas.

A seguir, na TABELA 9, podem ser observadas as remoções médias atingidas em nitrogênio total e amoniaco no sistema de tratamento biológico, após o *stripping*, apresentando um melhor resultado com a operação em 0,15 da relação A/M, em que se verifica a ocorrência natural da nitrificação no processo de lodos ativados, apresentando uma eficiência em torno de 99% .

Na FIGURA 25, se verificam estas reduções com mais facilitando, sabendo que o resultado apresentado da concentração de *stripping* é uma média de 60 análises realizadas e o tratado para a relação de A/M 0,15, é uma média de 15 análises.



TABELA 9 - EFICIÊNCIAS ATINGIDAS NA REMOÇÃO DA AMONIA NO SISTEMA DE TRATAMENTO BIOLÓGICO POR LODOS ATIVADOS DO LIXIVIADO

PARÂMETROS	APÓS STRIPPING	TRATADO A/M = 0,15	EFICIÊNCIA (%)
Nitrogênio total (mg/L)	469	36	96,2
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	373	3	99,6

FONTE: ANÁLISES REALIZADAS NO LABORATÓRIO DO SENAI-CIC /CETSAM

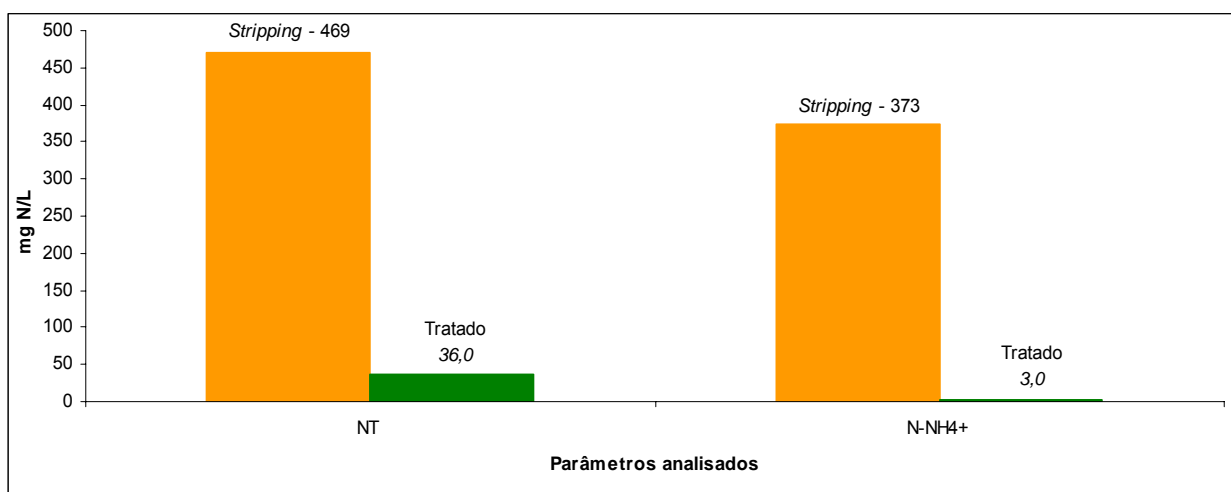


FIGURA 25 - REMOÇÃO DO NITROGÊNIO TOTAL E AMONIACAL NO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS DE BANCADA

A remoção do nitrogênio total como o amoniacal foi importante para o processo testado, em que se conseguiu atingir valores de concentração residual em amônia suficiente para não inibir o processo biológico do lodo ativado, conseguindo uma boa formação de biomassa no sistema.

Pode-se observar que com a remoção da amônia em torno de 50% obtida no processo de *stripping*, no tratamento biológico se conseguiu atingir a eficiência de 99%, o que é de grande importância para o processo, removendo quantidade suficiente para atender à legislação da resolução do CONAMA 357/05 aos padrões de emissão para nitrogênio amoniacal que é de 20,0 mg/L.

Observa-se também, uma boa atividade biológica do processo de lodos ativados, com a redução considerável do nitrogênio, apresentando claramente a ocorrência da nitrificação, com uma eficiência na remoção da amônia, em torno de 99%. Esta condição é claro, não elimina totalmente o problema da existência de compostos nitrogenados, pois com a nitrificação, há a formação de nitrato, principalmente, verificado no resultado analítico do lixiviado tratado na TABELA 7. Porém, a remoção do nitrato não fez parte do estudo, ficando para posteriores pesquisas.

### 4.3. AVALIAÇÃO DA RELAÇÃO A/M EM RELAÇÃO AO DESEMPENHO DE REMOÇÃO DOS PARÂMETROS TESTADOS

#### 4.3.1. Parâmetros Gerais referentes às relações de A/M testadas

Para uma avaliação do desempenho do processo de lodos ativados de acordo com as relações de A/M, os resultados médios apresentados na TABELA 7, do lixiviado bruto, são apresentadas a seguir, com os resultados do lixiviado tratado para cada relação de A/M, podendo assim ser verificado quais destas relações foram mais eficientes. Na TABELA 10, os resultados referem-se à relação de A/M=0,05 d<sup>-1</sup>.

TABELA 10 - CONCENTRAÇÕES FINAIS DOS PARÂMETROS ANALISADOS E SUA EFICIÊNCIA – A/M = 0,05 d<sup>-1</sup>

PARÂMETROS	BRUTO	TRATADO	EFICIÊNCIA (%)
pH	8,3	8,5	
DQO (mg/L)	3470,0	1538,0	55,7
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	950,0	35,0	96,3
O&G totais (mg/L)	52,0	29,0	43,8
Nitrogênio total (mg/L)	895,0	54,0	94,0
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	813,0	8,2	99,0
Fósforo total (mg/L)	5,6	9,3	NEG
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	0,5	1,0	NEG
Sólidos suspensos totais (mg/L)	318,0	129,0	59,5
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	261,0	99,0	61,9
Turbidez (NTU)	597,0	25,0	95,8
Ferro (mg/L)	5,09	3,65	28,0
Níquel (mg/L)	0,17	0,18	22,0
Cobre (mg/L)	1,68	4,03	NEG
Chumbo (mg/L)	0,48	0,50	0,0
Zinco (mg/L)	0,33	0,30	38,0
Cromo total (mg/L)	0,05	0,05	0,0
Cromo Hexavalente (mg/L)	0,05	0,05	0,0
Cádmio (mg/L)	0,10	0,10	0,0
Fenóis (mg/L)	0,13	0,02	84,6
Cloretos (mg/L)	2.293,0	1.867,0	18,6
Nitratos (mg/L)	12,0	494,0	NEG
Nitritos (mg/L)	0,1	12,7	NEG
Alcalinidade total (mg/L)	6.171,0	3.450,0	44,0

FONTE: ANÁLISES REALIZADAS NO LABORATÓRIO DO SENAI-CIC /CETSAM

Com esta relação de A/M pesquisada, verifica-se a obtenção de eficiências significativas para as concentrações de  $\text{DBO}_5$ , e DQO, haja vista a dificuldade existente de uma maneira geral, em se tratar biologicamente o lixiviado de aterros.

Estes dois parâmetros serão considerados um dos fatores de referência para avaliação da melhor relação A/M do processo de estudo.

Quanto aos outros parâmetros analisados da TABELA 10, a maioria apresentou boa eficiência de remoção em sua concentração, no entanto, outros apresentaram aumento em sua concentração final, como: o cobre, os sólidos sedimentáveis, nitratos e nitritos.

Os sólidos sedimentáveis apresentaram aumento devido a condição do lodo ativado, que com a formação dos sólidos suspensos no interior do tanque de aeração, geração da própria biomassa, ficaram alguns sólidos muito leves, não floculando com toda a massa biológica formada, sendo descartados junto ao efluente final. No entanto, o valor final não ultrapassou o limite de lançamento que é de 1 ml/L de acordo com a resolução do CONAMA no. 357/05.

Os nitratos e nitritos foram ocasionados pela nitrificação do processo, observado naturalmente na remoção da amônia.

Entretanto, o residual elevado de cobre no lixiviado tratado não foi totalmente estudado e dessa forma não se conseguiu concluir as razões de tal fato, pois com o pH de trabalho não haveria tecnicamente condições de dissolução deste metal.

Na TABELA 11, os resultados referem-se à relação  $A/M = 0,10 \text{ d}^{-1}$ .

TABELA 11 - CONCENTRAÇÕES FINAIS DOS PARÂMETROS ANALISADOS E SUA EFICIÊNCIA – A/M = 0,10 d<sup>-1</sup>

PARÂMETROS	BRUTO	TRATADO	EFICIÊNCIA (%)
pH	8,2	8,2	
DQO (mg/L)	3780,0	1645,0	56,5
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	680,0	51,0	92,5
O&G totais (mg/L)	35,0	8,0	77,0
Nitrogênio total (mg/L)	838,0	42,0	95,0
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	742,0	2,5	99,6
Fósforo total (mg/L)	10,0	10,0	0,0
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	0,50	1,0	NEG
Sólidos suspensos totais (mg/L)	350,0	135,0	61,4
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	275,0	38,0	86,2
Turbidez (NTU)	850,0	45,0	94,7
Ferro (mg/L)	5,0	3,5	28,3
Níquel (mg/L)	0,17	0,18	0,0
Cobre (mg/L)	1,68	4,00	NEG
Chumbo (mg/L)	0,48	0,50	0,0
Zinco (mg/L)	0,30	0,30	9,0
Cromo total (mg/L)	0,05	0,05	0,0
Cromo Hexavalente (mg/L)	0,05	0,05	0,0
Cádmio (mg/L)	0,10	0,10	0,0
Fenóis (mg/L)	0,13	0,02	84,6
Cloretos (mg/L)	2.293,0	1.867,0	18,6
Nitratos (mg/L)	12,0	494,0	NEG
Nitritos (mg/L)	0,10	12,5	NEG
Alcalinidade total (mg/L)	6.171,00	3.450,00	44,0

FONTE: ANÁLISES REALIZADAS NO LABORATÓRIO DO SENAI-CIC /CETSAM

Com a relação de A/M = 0,10 d<sup>-1</sup>, observa-se uma melhora significativa da eficiência de óleos e graxas e uma redução na concentração de DBO<sub>5</sub>. Nos parâmetros restantes, seu desempenho ficou similar ao processo da relação de A/M de 0,05 d<sup>-1</sup>. Sabendo que os óleos e graxas totais representam a soma dos minerais e vegetais/animais, e que, segundo a resolução CONAMA 357/95, o padrão de emissão para os minerais é de 20 mg/L e para os vegetais/animais é de 50 mg/L, o valor final do lixiviado tratado está atendendo a quaisquer desses padrões de lançamento.

Na TABELA 12, os resultados da operação com a relação A/M=0,15 d<sup>-1</sup>, estão apresentados.

TABELA 12 - CONCENTRAÇÕES FINAIS DOS PARÂMETROS ANALISADOS E SUA EFICIÊNCIA – A/M = 0,15 d<sup>-1</sup>

PARÂMETROS	BRUTO	TRATADO	EFICIÊNCIA (%)
pH	8,2	7,9	
DQO (mg/L)	3560,0	1144,0	68,0
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	953,0	36,0	96,2
O&G totais (mg/L)	60,0	7,0	89,0
Nitrogênio total (mg/L)	1098,0	36,0	96,7
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	740,0	3,0	99,6
Fósforo total (mg/L)	7,0	8,6	NEG
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	0,5	1,0	NEG
Sólidos suspensos totais (mg/L)	567,5	221,5	61,0
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	467,5	158,0	66,2
Turbidez (NTU)	940,0	10,0	99,0
Ferro (mg/L)	4,6	2,3	49,6
Níquel (mg/L)	0,12	0,08	33,0
Cobre (mg/L)	0,10	0,10	0,0
Chumbo (mg/L)	0,50	0,50	0,0
Zinco (mg/L)	0,78	0,95	NEG
Cromo total (mg/L)	0,05	0,05	0,0
Cromo Hexavalente (mg/L)	0,05	0,05	0,0
Cádmio (mg/L)	0,10	0,10	0,0
Fenóis (mg/L)	0,13	0,02	84,6
Cloretos (mg/L)	2.293,0	1.867,0	18,6
Nitratos (mg/L)	12,0	494,0	NEG
Nitritos (mg/L)	0,1	12,7	NEG
Alcalinidade total (mg/L)	6.171,0	3.450,0	44,0

FONTE: ANÁLISES REALIZADAS NO LABORATÓRIO DO SENAI-CIC /CETSAM

Nesta relação de A/M = 0,15 d<sup>-1</sup>, ocorre um aumento relevante na eficiência de remoção da DQO, e referente a DBO<sub>5</sub>, a eficiência aumenta similarmente às condições apresentadas na relação do A/M = 0,05 d<sup>-1</sup>. Esta condição de melhora da DQO, caracteriza uma possível adaptação da biomassa às condições do efluente lixiviado, conseguindo dessa forma, remover um pouco mais de material poluente presente na sua composição. A concentração do cobre também apresentou resultado positivo, pois não houve alteração de seu valor, o que já é significativo com relação aos anteriores, que apresentavam aumento em sua concentração.

Porém, o zinco e o fósforo apresentaram um pequeno aumento em seus valores analisados. A condição do fósforo é aceitável devido a dosagem que se

realizava de ácido fosfórico para a complementação de nutrientes, que devido a condição de pouco volume no teste, pode ter ocorrido uma dosagem maior que o normal. No entanto, com o zinco assim como o cobre, não se conseguiu avaliar com segurança esta ocorrência.

Apesar destas alterações ocorridas, essa relação de A/M apresentou resultados melhores que os anteriores já avaliados, com relação às eficiências de uma maneira geral, podendo ser um fator importante na escolha da melhor relação de A/M para o processo.

Na TABELA 13, são apresentados os resultados referentes ao  $A/M=0,20\text{ d}^{-1}$ .

TABELA 13 - VERIFICAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES FINAIS DOS PARÂMETROS ANALISADOS E SUA EFICIÊNCIA –  $A/M = 0,20\text{ d}^{-1}$

PARÂMETROS	BRUTO	TRATADO	EFICIÊNCIA (%)
pH	8,1	8,3	
DQO (mg/L)	3186,0	1274,0	60,0
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	950,0	90,0	90,5
O&G totais (mg/L)	50,0	6,5	87,0
Nitrogênio total (MG/L)	1029,0	41,0	96,0
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	777,0	9,2	98,8
Fósforo total (mg/L)	6,0	11,0	NEG
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	0,5	1,0	NEG
Sólidos suspensos totais (mg/L)	630,0	160,0	74,6
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	500,0	80,0	84,0
Turbidez (NTU)	720,0	53,0	92,6
Ferro (mg/L)	4,65	1,94	58,0
Níquel (mg/L)	0,35	0,87	NEG
Cobre (mg/L)	2,60	1,10	58,0
Chumbo (mg/L)	0,46	0,58	0,0
Zinco (mg/L)	0,74	0,36	51,0
Cromo total (mg/L)	0,05	0,05	0,0
Cromo Hexavalente (mg/L)	0,05	0,05	0,0
Cádmio (mg/L)	0,10	0,10	0,0
Fenóis (mg/L)	0,13	0,02	84,6
Cloretos (mg/L)	2.293,0	1.867,0	18,6
Nitratos (mg/L)	12,0	494,0	NEG
Nitritos (mg/L)	0,1	12,7	NEG
Alcalinidade total (mg/L)	6.171,0	3.450,0	44,0

FONTE: ANÁLISES REALIZADAS NO LABORATÓRIO DO SENAI-CIC /CETSAM

Nesta relação  $A/M = 0,20 \text{ d}^{-1}$ , observa-se principalmente a redução da concentração do cobre, apresentando uma eficiência positiva. No entanto, com relação à DQO e  $\text{DBO}_5$ , houve redução de suas eficiências com relação ao anterior, ficando equivalente às condições apresentadas na relação do  $A/M = 0,10 \text{ d}^{-1}$ .

Este fato, pode ter sido provocado pela inibição da atividade biológica com o aumento da carga de entrada. Os óleos e graxas apresentaram significativa eficiência, permanecendo seu valor final abaixo do padrão de lançamento. Nos parâmetros restantes, as eficiências permaneceram com leve alteração. O fósforo ainda apresenta desajuste, devido a condição de uma possível dosagem excessiva de ácido fosfórico. Na TABELA 14, estão os resultados referentes ao  $A/M=0,25 \text{ d}^{-1}$ .

TABELA 14 - VERIFICAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES FINAIS DOS PARÂMETROS ANALISADOS E SUA EFICIÊNCIA –  $A/M = 0,25 \text{ d}^{-1}$

PARÂMETROS	BRUTO	TRATADO	EFICIÊNCIA (%)
pH	8,0	8,4	
DQO (mg/L)	3487,0	1224,0	65,0
$\text{DBO}_5$ (mg/L)	982,0	81,0	92,0
O&G totais (mg/L)	65,0	5,0	92,3
Nitrogênio total (mg/L)	930,5	47,0	95,0
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	794,0	8,4	99,0
Fósforo total (mg/L)	7,6	8,3	NEG
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	0,5	1,0	NEG
Sólidos suspensos totais (mg/L)	392,5	192,5	51,0
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	342,0	149,5	56,3
Turbidez (NTU)	870,0	36,0	95,9
Ferro (mg/L)	5,25	1,35	74,0
Níquel (mg/L)	0,25	0,16	36,0
Cobre (mg/L)	0,10	0,56	NEG
Chumbo (mg/L)	0,48	0,54	0,0
Zinco (mg/L)	1,15	0,85	26,0
Cromo total (mg/L)	0,05	0,05	0,0
Cromo Hexavalente (mg/L)	0,05	0,05	0,0
Cádmio (mg/L)	0,10	0,10	0,0
Fenóis (mg/L)	0,13	0,02	84,6
Cloretos (mg/L)	2.293,0	1.867,0	18,6
Nitratos (mg/L)	12,0	494,0	NEG
Nitritos (mg/L)	0,1	12,6	NEG
Alcalinidade total (mg/L)	6.171,0	3.450,0	44,0

FONTE: ANÁLISES REALIZADAS NO LABORATÓRIO DO SENAI-CIC /CETSAM

Com esta relação de  $A/M = 0,25 \text{ d}^{-1}$ , observa-se uma boa eficiência atingida tanto pela DQO como pela  $\text{DBO}_5$ , mas ficando esta última, com valores de eficiência menores que os observados para as relações de  $A/M$  de 0,05 e  $0,15 \text{ d}^{-1}$ .

Na TABELA 15, são apresentados os resultados referentes ao  $A/M=0,30 \text{ d}^{-1}$ .

TABELA 15 - VERIFICAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES FINAIS DOS PARÂMETROS ANALISADOS E SUA EFICIÊNCIA –  $A/M = 0,30 \text{ d}^{-1}$

PARÂMETROS	PRÉ-TRATADO	TRATADO	EFICIÊNCIA (%)
pH	8,0	8,6	
DQO (mg/L)	3213,0	1013,0	68,5
$\text{DBO}_5$ (mg/L)	1047,0	120,0	88,5
O&G totais (mg/L)	52,00	5,70	89,0
Nitrogênio total (mg/L)	911,0	41,0	95,5
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	774,0	8,5	99,0
Fósforo total (mg/L)	4,30	6,20	NEG
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	0,50	1,00	NEG
Sólidos suspensos totais (mg/L)	378,00	187,50	50,4
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	321,00	163,00	49,2
Turbidez (NTU)	920,0	32,0	96,5
Ferro (mg/L)	6,80	2,23	67,0
Níquel (mg/L)	0,24	0,18	25,0
Cobre (mg/L)	2,50	0,96	62,0
Chumbo (mg/L)	0,38	0,45	0,0
Zinco (mg/L)	0,50	0,23	54,0
Cromo total (mg/L)	0,05	0,05	0,0
Cromo Hexavalente (mg/L)	0,05	0,05	0,0
Cádmio (mg/L)	0,10	0,10	0,0
Fenóis (mg/L)	0,13	0,02	84,6
Cloretos (mg/L)	2.293,00	1.867,00	18,6
Nitratos (mg/L)	12,13	494,00	NEG
Nitritos (mg/L)	0,10	12,65	NEG
Alcalinidade total (mg/L)	6.171,00	3.450,00	44,0

FONTE: ANÁLISES REALIZADAS NO LABORATÓRIO DO SENAI-CIC /CETSAM

Neste último teste, a eficiência da DQO foi similar à relação de  $A/M = 0,15 \text{ d}^{-1}$ , no entanto o valor de  $\text{DBO}_5$  apresentou um dos menores valores para a eficiência, mesmo que suas diferenças não tenham sido muito elevadas.



Dessa forma, considerando a avaliação do desempenho com base na remoção de  $DBO_5$ , de acordo com a relação de A/M operado, este último apresentou em termos de rendimento, um dos mais baixos estudados.

### 4.3.2 Avaliação de Parâmetros Específicos

#### 4.3.2.1 Turbidez

A turbidez apresentou uma boa eficiência, e por esta razão está sendo apresentada com referência de avaliação, relacionada diretamente às relações de A/M analisadas.

Na TABELA 16 são apresentados seus resultados referenciados a essas relações, podendo ser observado o melhor resultado na relação de A/M, na foto da FIGURA 26.

TABELA 16 - VARIACÕES DA TURBIDEZ (NTU) NAS ETAPAS DO PROCESSO DE TRATAMENTO

A/M	BRUTO	TRATADO	UNIDADE	E%
0,05	597	25	NTU	95,9%
0,10	850	45	NTU	94,7%
0,15	940	10	NTU	98,9%
0,20	720	53	NTU	92,6%
0,25	870	36	NTU	95,9%
0,30	920	32	NTU	96,5%

FONTE: O autor (2007)

Com os valores apresentados, a relação do A/M = 0,15 d-1 apresentou o melhor resultado em redução da turbidez, o que interrelaciona às eficiências obtidas dos parâmetros de controle como DQO e  $DBO_5$ .



FIGURA 26 - AMOSTRA DE LIXIVIADO BRUTO E TRATADO PARA ENSAIO DE TURBIDEZ EM  $A/M = 0,15 \text{ d}^{-1}$

Na FIGURA 27, é representada graficamente sua variação.

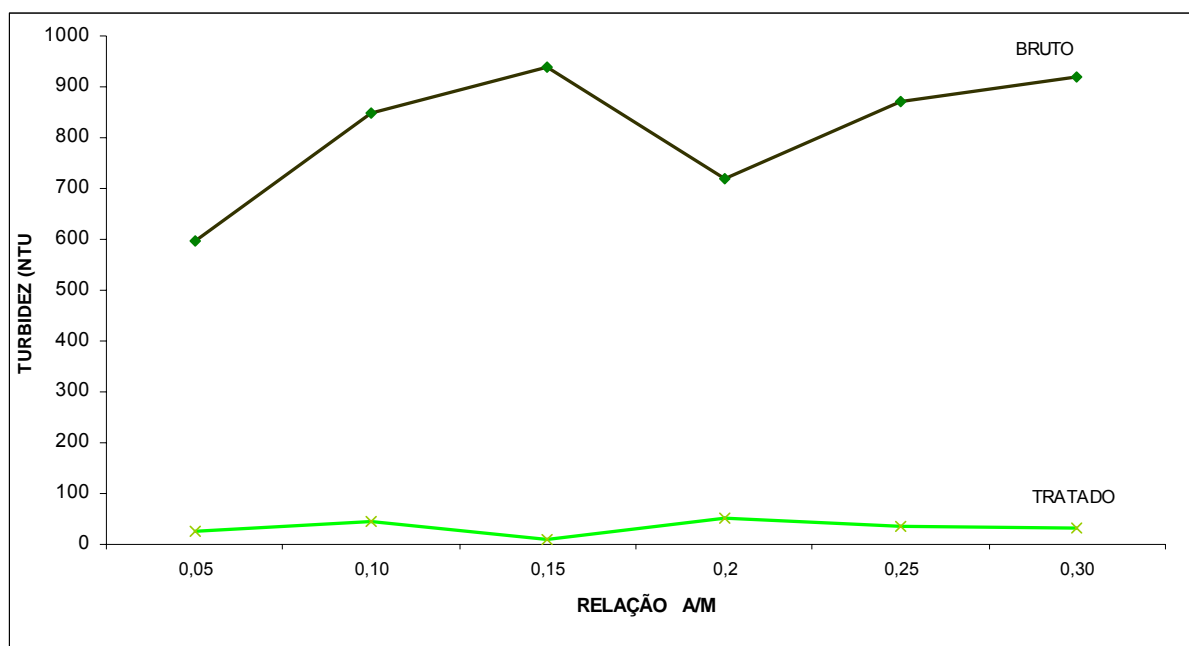


FIGURA 27 - VARIAÇÃO DA TURBIDEZ NAS RELAÇÕES A/M ESTUDADAS

Pode ser observada na FIGURA 27, a variação de eficiência das relações de A/M, ficando a relação de 0,15 a que apresentou uma melhor eficiência, ficando as restantes com valores mais constantes, sem grandes variações. Os valores do lixiviado bruto apresentou uma maior variação em cada A/M analisado.

#### 4.3.2.2 DQO e DBO<sub>5</sub>

A TABELA 17 apresenta os resultados obtidos durante o período de aclimação do processo de lodos ativados, o qual iniciou em março de 2007, permanecendo nesta fase sem avaliação das relações de A/M até junho de 2007. Dessa forma, se poderá avaliar as variações das concentrações de DQO e DBO<sub>5</sub> ocorridas durante o período de aclimação da biomassa no tanque de aeração e no período de avaliação com as relações de A/M que inicia em julho de 2007 e finaliza em novembro do mesmo ano, em que foram testados 06(seis) diferentes relações de A/M, conforme resultados listados nas tabelas subseqüentes.

TABELA 17 - RESULTADOS ANALÍTICOS DE DQO E DBO<sub>5</sub>, NO PERÍODO DE ACLIMATAÇÃO DA BIOMASSA NO PERÍODO DE MARÇO À JUNHO/2007

DATAS	DQO			DBO <sub>5</sub>			DQO	DBO <sub>5</sub>
	BRUTO	STRIP	TRATADO	BRUTO	STRIP	DBO <sub>5</sub> TRATADO	EF.(%)	EF.(%)
5/mar.	4370,0	3365,0	704,0	2133,0	1386,5	310,0	84,0%	85,5%
8/mar.	4070,0	3052,0	680,0	1378,0	896,0	53,0	83,0%	96,0%
15/mar.	3900,0	3847,0	818,0	1244,0	809,0	36,0	79,0%	97,0%
19/mar.	3700,0	2886,0	960,0	1980,0	1287,0	49,0	74,0%	97,5%
22/mar.	3850,0	3041,0	805,0	1267,0	824,0	78,0	79,0%	94,0%
26/mar.	3700,0	2960,0	815,0	1978,0	1286,0	211,0	78,0%	89,0%
2/abr.	3970,0	3057,0	1010,0	1244,0	809,0	178,0	75,0%	86,0%
9/abr.	3450,0	2587,0	1130,0	1244,0	809,0	67,0	67,0%	95,0%
12/abr.	3280,0	2526,0	1280,0	578,0	376,0	289,0	61,0%	50,0%
16/abr.	3530,0	2612,0	1445,0	1267,0	824,0	78,0	59,0%	94,0%
19/abr.	2917,0	2130,0	1316,0	517,0	336,0	49,0	55,0%	90,5%
23/abr.	3041,0	2342,0	1041,0	944,0	614,0	167,0	66,0%	82,0%
26/abr.	2953,0	2303,0	1054,0	1090,0	708,0	56,0	64,0%	95,0%
10/maio	3541,0	2797,4	1541,0	1350,0	877,5	78,0	56,5%	94,2%
17/maio	3757,0	2892,9	1479,0	967,0	628,6	100,0	60,6%	89,7%
21/maio	3682,0	2835,1	1829,0	1467,0	953,6	178,0	50,3%	87,9%
24/maio	4207,0	3365,6	1804,0	1378,0	895,7	178,0	57,1%	87,1%
28/maio	4078,0	3099,3	1416,0	1822,0	1184,3	107,0	65,3%	94,1%
04/jun.	3866,0	3092,8	1541,0	1344,0	873,6	122,0	60,1%	90,9%
11/jun.	2804,0	2187,1	1616,0	1567,0	1018,6	233,0	42,4%	85,1%
14/jun.	3391,0	2611,1	1591,0	1211,0	787,2	44,0	53,1%	96,4%
21/jun.	3566,0	2745,8	1629,0	956,0	621,4	400,0	54,3%	58,2%
25/jun.	3666,0	2433,0	1391,0	1044,0	678,6	44,0	62,1%	95,8%
<b>MÉDIA</b>	<b>3621,0</b>	<b>2772,5</b>	<b>1256,0</b>	<b>1303,0</b>	<b>847,0</b>	<b>135,0</b>	<b>63,6%</b>	<b>91,9%</b>
<b>DESVIO PADRÃO</b>	<b>417,0</b>	<b>346,0</b>	<b>356,0</b>	<b>406,0</b>	<b>264,0</b>	<b>99,0</b>		

FONTE: ANÁLISES REALIZADAS NO LABORATÓRIO DO SENAI-CIC/CETSAM

Na FIGURA 28, é apresentado o gráfico referente aos dados da TABELA 17.

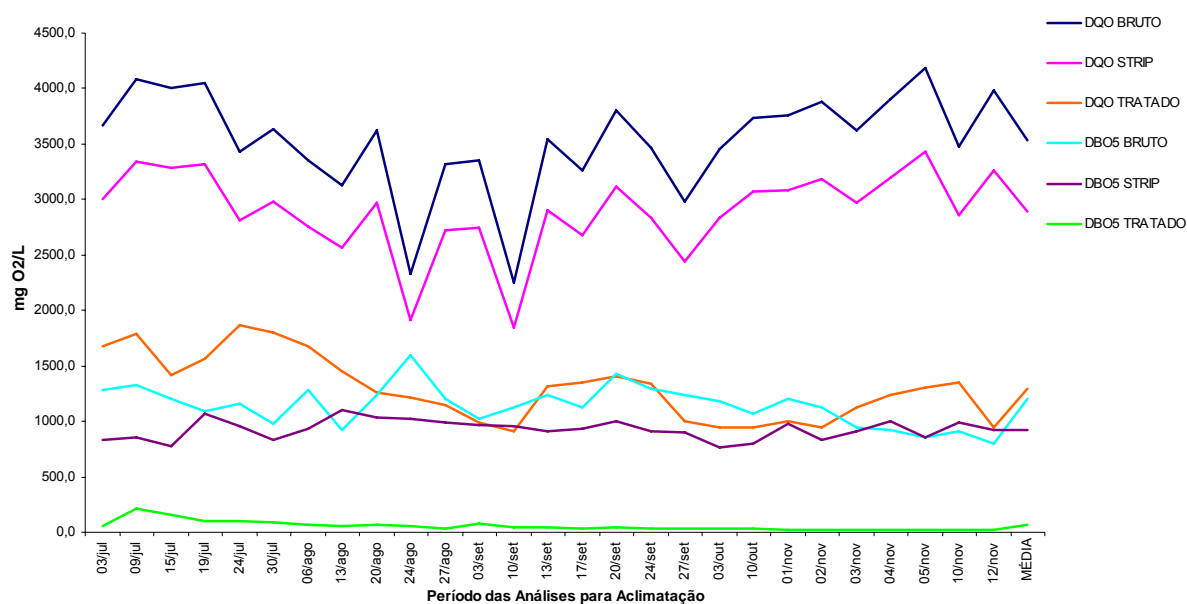


FIGURA 28- VARIAÇÕES OCORRIDAS NAS ANÁLISES DE DQO E DBO<sub>5</sub> DE MARÇO À JUNHO DE 2007 DURANTE A ACLIMAÇÃO DO LODO ATIVADO

Consegue-se observar uma variação elevada tanto das concentrações de DQO como de DBO<sub>5</sub> do lixiviado, ocasionado principalmente pelas diluições provoadas do efluente para a condição de aclimação. As diluições eram realizadas com maior proporção no início, reduzindo com o aumento da concentração à medida que a biomassa era aclimatada às características reais do lixiviado.

Observa-se, inclusive, que o processo de *stripping* além de reduzir a amônia, contribuiu também na redução das concentrações de DQO e DBO<sub>5</sub>, apresentando uma condição de cargas menores para entrada no processo de lodos ativados.

Com a aclimação finalizada, o lixiviado era adicionado em 100% de sua concentração, iniciando-se assim a avaliação de acordo com as relações de A/M para posterior definição dos parâmetros cinéticos.

Dessa forma, nas tabelas seguintes serão apresentadas as variações obtidas dos valores para DQO e DBO<sub>5</sub>, podendo assim ser avaliado o comportamento do processo na remoção das respectivas concentrações consideradas como parâmetros importantes de controle.

Na TABELA 18, são apresentados os valores obtidos para DQO e DBO<sub>5</sub> para a relação de A/M=0,05 d<sup>-1</sup>.

TABELA 18 - RESULTADOS ANALÍTICOS DE DQO, REFERENCIADOS AOS VALORES DA RELAÇÃO DE A/M=0,05 d<sup>-1</sup>

RELAÇÃO A/M	DQO			DBO5		
	BRUTO	STRIP	TRATADO	BRUTO	STRIP	TRATADO
0,05	3541,0	2845,0	1541,0	1124,1	950,0	57,0
	3757,0	3050,0	1479,0	1273,6	980,0	62,0
	3682,0	2998,0	1829,0	1187,7	900,0	56,0
	4107,0	3325,0	1804,0	1237,0	975,0	41,0
	3358,0	2754,0	1678,0	1101,0	968,0	50,0
	2278,0	1930,0	899,0	1204,0	950,0	35,0
	2355,0	1980,0	989,0	1046,7	879,0	33,0
	2898,0	2463,3	998,0	1249,1	988,0	32,0
	3420,0	2907,0	1155,0	1121,3	1100,0	32,0
	3760,0	3196,0	1427,0	1274,6	1020,0	35,0
	4120,0	3502,0	1633,0	1279,5	986,0	20,0
	3900,0	3315,0	1125,0	1143,7	989,0	22,0
	3795,0	2950,0	1215,0	1072,0	980,0	21,0
	3689,0	2895,0	1430,0	1042,1	958,0	18,0
	3542,0	2750,0	1355,0	1229,9	945,0	20,0
	3492,0	2968,2	1285,0	1207,8	948,0	22,0
	3598,0	2585,0	1458,0	1450,0	1055,0	28,0
	4120,0	3025,0	1368,0	1355,0	909,0	31,0
	4258,0	2950,0	1289,0	1148,0	850,0	38,0
	3580,0	2325,0	1185,0	1168,0	805,0	43,0
3825,0	2978,0	1155,0	985,0	820,0	47,0	
MÉDIA	3575,0	2842,5	1347,5	1186,0	950,0	35,0
D PADRÃO	518,0	403,0	343,0	110,0	72,0	13,0

FONTE: ANÁLISES REALIZADAS NO LABORATÓRIO DO SENAI-CIC/CETSAM

Na FIGURA 29 se consegue observar as oscilações dos valores resultantes destes dois parâmetros.

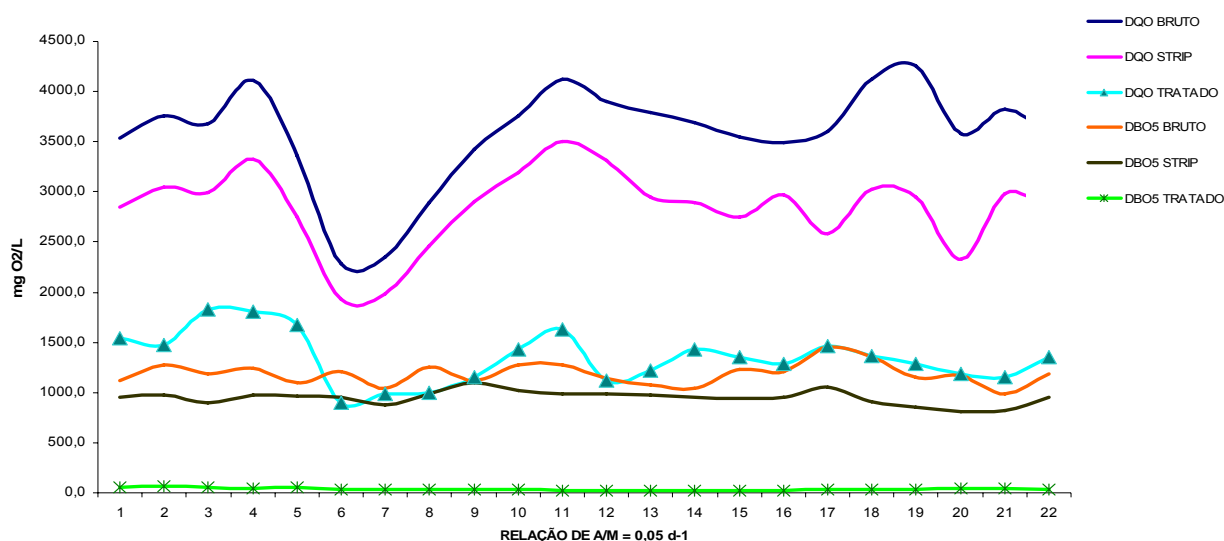


FIGURA 29- VARIAÇÕES OCORRIDAS NAS ANÁLISES DE DQO E DBO<sub>5</sub>, DURANTE AS AVALIAÇÕES DO PROCESSO COM AS RELAÇÕES DE A/M = 0,05 d<sup>-1</sup>

Observa-se oscilações significativas das concentrações dos parâmetros analisados das amostras brutas e conseqüentemente após o processo de *stripping* que contribuiu com uma redução tênue, mas importante para o posterior tratamento biológico.

Na TABELA 19 são apresentados os valores obtidos para DQO e DBO<sub>5</sub> para a relação de  $A/M=0,10 \text{ d}^{-1}$ .

TABELA 19- RESULTADOS ANALÍTICOS DE DQO, REFERENCIADOS ÀS FAIXAS DA RELAÇÃO DE  $A/M=0,10 \text{ d}^{-1}$

RELAÇÃO A/M	DQO			DBO5		
	BRUTO	STRIP	TRATADO	BRUTO	STRIP	TRATADO
0,10	4004,0	3403,4	1348,0	1232,0	780,0	85,0
	4054,0	3445,9	1566,0	1266,9	750,0	96,0
	3428,0	2913,8	1768,0	1113,0	650,0	95,0
	3638,0	3092,3	1455,0	1154,9	650,0	52,0
	4200,0	3570,0	1824,0	1292,3	720,0	65,0
	4250,0	3612,5	1966,0	1307,7	630,0	63,0
	3988,0	3389,8	1450,0	1227,1	710,0	56,0
	3755,0	3191,8	1425,0	1155,4	690,0	52,0
	4528,0	3228,0	1280,0	1393,2	750,0	50,0
	4026,0	3255,0	1354,0	1238,8	680,0	45,0
	4115,0	2890,0	1320,0	1266,2	680,0	44,0
	3958,0	3064,0	1390,0	1217,8	680,0	42,0
	3250,0	2762,5	1488,0	1000,0	650,0	25,0
	3180,0	2703,0	1410,0	978,5	650,0	23,0
	3160,0	2686,0	1320,0	972,3	650,0	25,0
	3744,0	3182,4	1365,0	1187,2	645,0	24,0
	4125,0	3506,3	1328,0	1195,0	625,0	25,0
	4011,0	3105,0	989,0	1215,0	650,0	45,0
	3875,0	2758,0	1203,0	1045,0	675,0	52,0
	3750,0	2655,0	1444,0	1185,0	685,0	45,0
3985,0	3265,0	1398,0	1128,0	680,0	55,0	
MÉDIA	<b>3858,0</b>	<b>3128,0</b>	<b>1433,0</b>	<b>1180,0</b>	<b>680,0</b>	<b>51,0</b>
D PADRÃO	<b>300,0</b>	<b>255,0</b>	<b>179,0</b>	<b>110,0</b>	<b>42,0</b>	<b>21,0</b>

Na FIGURA 30 se verifica no gráfico as variações destes valores com maior nitidez, em que os grandes picos nas amostras brutas, observado na relação anterior, apresentaram uma melhora nesta fase, proporcionando uma ocorrência mais constante, ficando as amostras tratadas com a similar uniformidade esperada de um processo com bom desempenho, conforme a relação estudada de  $A/M=0,05 \text{ d}^{-1}$ .

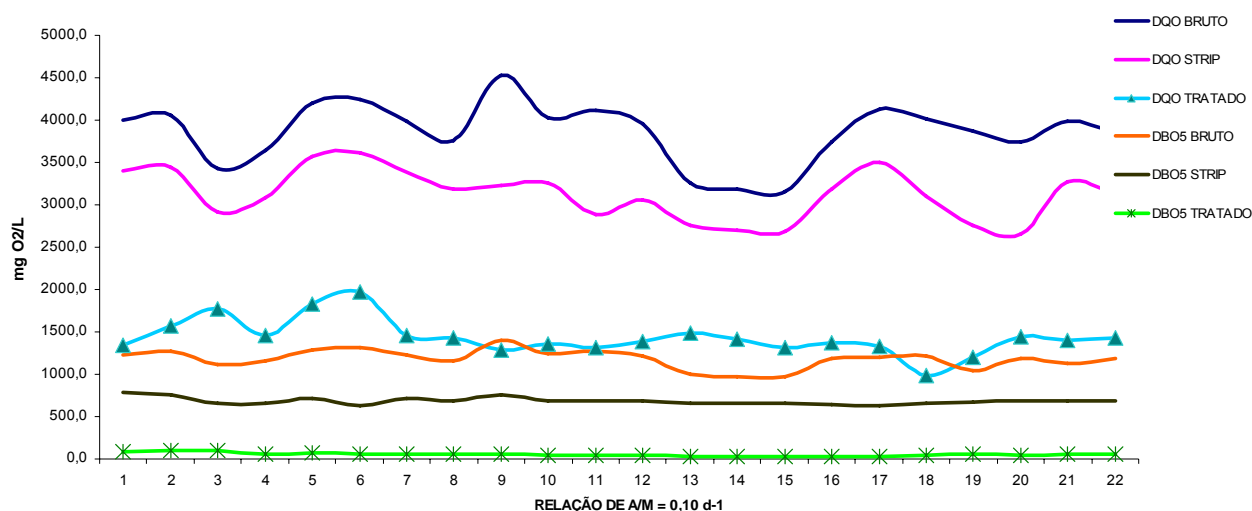


FIGURA 30- VARIAÇÕES OCORRIDAS NAS ANÁLISES DE DQO DURANTE AS AVALIAÇÕES DO PROCESSO COM AS REALÇÕES DE A/M = 0,10 d<sup>-1</sup>

Observa-se tanto nesta FIGURA 30, como nos anteriores, a redução significativa da concentração da DQO, mantendo uma oscilação uniforme entre a DQO bruta e após o sistema de *stripping*, o que se consegue verificar a estabilidade ocorrida nesta fase de borbulhamento de ar.

Na TABELA 20 são apresentados os valores obtidos para DQO e DBO<sub>5</sub> para a relação de A/M=0,15 d<sup>-1</sup>.

TABELA 20- RESULTADOS ANALÍTICOS DE DQO, REFERENCIADOS ÀS FAIXAS DA RELAÇÃO DE A/M=0,15 d<sup>-1</sup>

RELAÇÃO A/M	DQO			DBO5		
	BRUTO	STRIP	TRATADO	BRUTO	STRIP	TRATADO
0,15	3391,0	2712,8	1591,0	1255,9	850,0	35,0
	3566,0	2852,8	1629,0	1048,8	900,0	55,0
	3666,0	2932,8	1391,0	1078,2	1050,0	51,0
	3666,0	2932,8	1304,0	1078,2	930,0	55,0
	4079,0	3263,2	1466,0	1199,7	880,0	52,0
	3618,0	2894,4	941,0	1064,1	985,0	57,0
	2328,0	1862,4	1118,0	1940,0	1110,0	54,0
	3318,0	2654,4	1049,0	1075,0	930,0	43,0
	3550,0	2640,0	980,0	1194,0	1050,0	45,0
	3880,0	3104,0	930,0	1141,2	980,0	30,0
	3450,0	2760,0	955,0	1014,7	1050,0	25,0
	3900,0	3120,0	890,0	1147,1	980,0	20,0
	4080,0	3064,0	1010,0	1200,0	1020,0	25,0
	3380,0	2604,0	990,0	994,1	980,0	25,0
	3440,0	2652,0	924,0	1011,8	930,0	20,0
	3756,0	2875,0	920,0	1055,8	940,0	18,0
	3558,0	2446,0	922,0	1250,8	865,0	20,0
	3987,0	2795,0	915,0	1145,0	850,0	25,0

Continua

conclusão

RELAÇÃO A/M	DQO			DBO5		
	BRUTO	STRIP	TRATADO	BRUTO	STRIP	TRATADO
0,15	3880,0	2888,0	904,0	1325,0	910,0	20,0
	3250,0	2600,0	908,0	1220,0	820,0	25,0
	3640,0	2812,0	924,0	1245,0	950,5	35,0
MÉDIA	<b>3590,0</b>	<b>2784,0</b>	<b>1079,0</b>	<b>1175,0</b>	<b>950,0</b>	<b>35,0</b>
D PADRÃO	<b>378,0</b>	<b>291,0</b>	<b>241,0</b>	<b>198,4</b>	<b>77,0</b>	<b>14,0</b>

Na FIGURA 31, apresenta-se em gráfico os resultados da TABELA 20, podendo ser observado as variações verificadas nos dois parâmetros analisados. No entanto, o valor médio da concentração da DBO<sub>5</sub> nesta relação de A/M, apresentou o resultado similar ao da relação de A/M de 0,05, sendo este o melhor resultado obtido, com uma eficiência significativa na remoção deste parâmetro de controle.

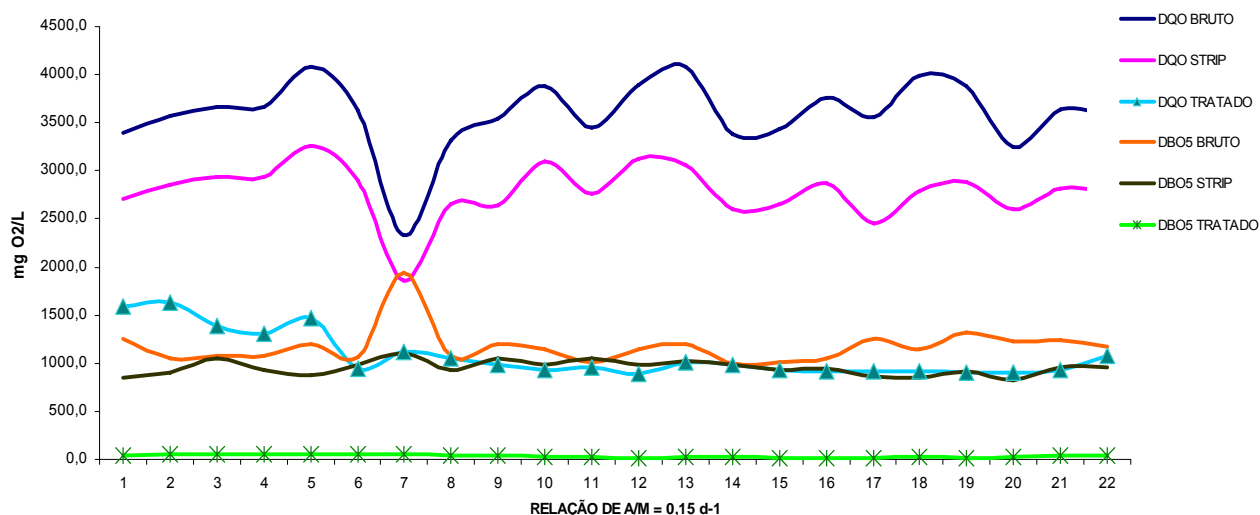


FIGURA 31- VARIAÇÕES OCORRIDAS NAS ANÁLISES DE DQO DURANTE AS AVALIAÇÕES DO PROCESSO COM AS RELAÇÕES DE A/M = 0,15 d<sup>-1</sup>

Nesta FIGURA 31, é observado uma oscilação de pico da DBO<sub>5</sub>, em que sua concentração da amostra bruta se aproximou da concentração de DQO da amostra após o *stripping*, mas manteve sua remoção total para os valores apresentados na amostra tratada, podendo ter sido um problema analítico, não representando o perfil do comportamento do processo.

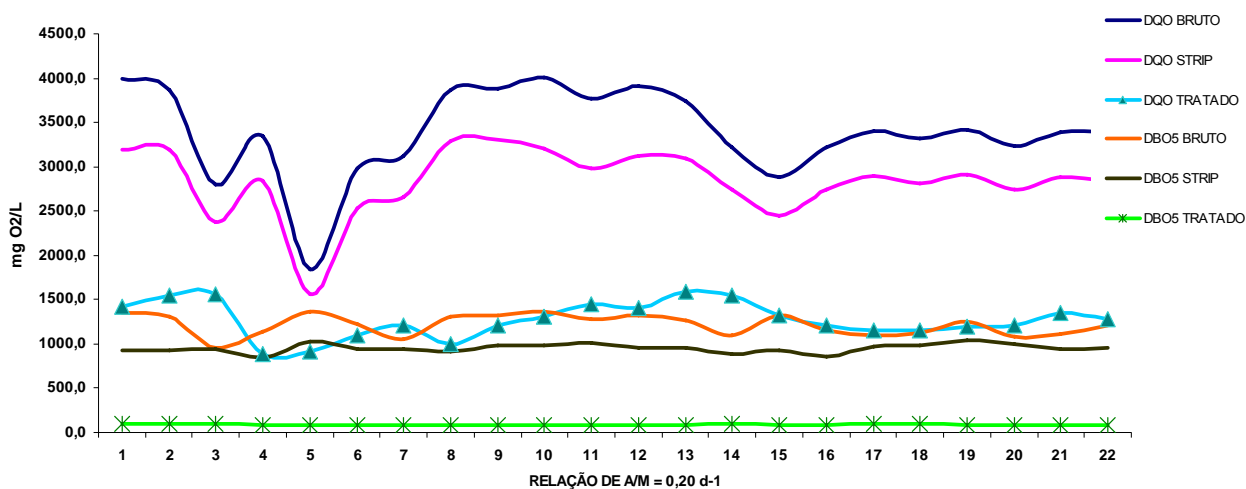
Na TABELA 21 são apresentados os valores obtidos para DQO e DBO<sub>5</sub> para a relação de A/M=0,20 d<sup>-1</sup>.



TABELA 21- RESULTADOS ANALÍTICOS DE DQO, REFERENCIADOS ÀS FAIXAS DA RELAÇÃO DE A/M=0,20 d<sup>-1</sup>

RELAÇÃO A/M	DQO			DBO5		
	BRUTO	STRIP	TRATADO	BRUTO	STRIP	TRATADO
	3987,0	3189,0	1416,0	1351,5	925,0	99,0
	3866,0	3186,0	1541,0	1310,5	930,0	102,0
	2804,0	2383,4	1565,0	950,5	945,0	92,0
	3348,0	2845,8	888,0	1134,9	850,0	88,0
	1836,0	1560,6	908,0	1360,0	1020,0	89,0
	2985,0	2537,3	1102,0	1218,4	945,0	91,0
	3122,0	2653,7	1204,0	1058,3	940,0	89,0
	3865,0	3285,3	998,0	1310,2	920,0	90,0
	3888,0	3304,8	1211,0	1318,0	985,0	91,0
	4005,0	3204,0	1309,0	1357,6	980,0	88,0
<b>0,20</b>	3765,0	2985,0	1455,0	1276,3	1010,0	84,0
	3916,0	3127,0	1401,0	1327,5	950,0	88,0
	3745,0	3090,0	1589,0	1269,5	950,0	90,0
	3222,0	2738,7	1544,0	1092,2	889,0	93,0
	2885,0	2452,3	1322,0	1325,0	925,0	85,0
	3225,0	2741,3	1204,0	1149,8	857,0	86,0
	3410,0	2898,5	1150,0	1090,0	968,0	96,0
	3315,0	2817,8	1155,0	1125,0	987,0	92,0
	3418,0	2905,3	1202,0	1255,0	1043,0	88,0
	3228,0	2743,8	1210,0	1088,0	995,0	83,0
	3395,0	2885,8	1357,0	1110,0	945,0	85,0
MÉDIA	<b>3392,0</b>	<b>2835,0</b>	<b>1273,0</b>	<b>1213,0</b>	<b>950,0</b>	<b>90,0</b>
D PADRÃO	<b>880,0</b>	<b>684,0</b>	<b>339,0</b>	<b>121,0</b>	<b>49,0</b>	<b>5,0</b>

É fácil verificar que o valor final da concentração da DBO<sub>5</sub> nesta relação de A/M ficou mais elevado que os anteriores. Mediante o gráfico da FIGURA 32, podem ser observadas as oscilações ocorridas destes dois parâmetros.

FIGURA 32- VARIAÇÕES OCORRIDAS NAS ANÁLISES DE DQO DURANTE AS AVALIAÇÕES DO PROCESSO COM AS RELAÇÕES DE A/M = 0,20 d<sup>-1</sup>

Na FIGURA 32, verifica-se uma maior uniformidade nas oscilações apresentadas dos resultados das concentrações analisadas, principalmente da DQO, no entanto, suas eficiências de remoção apresentaram valores mais elevados. Isto pode ter sido provocado pela elevada concentração de substrato de entrada.

Na TABELA 22 são apresentados os valores obtidos para DQO e DBO<sub>5</sub> para a relação de A/M=0,25 d<sup>-1</sup>.

TABELA 22- RESULTADOS ANALÍTICOS DE DQO, REFERENCIADOS ÀS FAIXAS DA RELAÇÃO DE A/M=0,25 d<sup>-1</sup>

RELAÇÃO A/M	DQO			DBO5		
	BRUTO	STRIP	TRATADO	BRUTO	STRIP	TRATADO
	3540,0	3115,2	1112,0	1220,7	955,0	83,0
	3120,0	2745,6	1250,0	1075,9	970,0	55,0
	3800,0	3044,0	1310,0	1310,3	930,0	78,0
	3855,0	3196,0	1452	1329,3	990,0	95,0
	4035,0	3250,0	1389	1391,4	977,0	90,0
	3956,0	3280,0	1485	1364,1	1050,0	95,0
	3408,0	2999,0	1358	1175,2	960,0	85,0
	3221,0	2834,5	1198	1110,7	1028,0	72,0
	2995,0	2635,6	1224	1032,8	968,0	75,0
	3110,0	2736,8	1129	1072,4	975,0	75,0
<b>0,25</b>	3208,0	2823,0	1242	1106,2	980,3	72,0
	3125,0	2750,0	1214	1077,6	975,0	75,0
	3680,0	3238,4	1215	1269,0	967,0	75,0
	3554,0	3027,0	1305	1225,5	894,0	85,0
	3485,0	3066,8	1112	1201,7	986,0	95,0
	3335,0	2934,8	1320	1187,7	1025,0	84,0
	3228,0	2840,6	1385	1180,0	978,0	84,0
	3655,0	3105,0	1297	1280,0	990,0	87,0
	3475,0	3058,0	1348	1320,0	1016,0	75,0
	3420,0	2850,0	1405	1148,0	1008,0	81,0
	3126,0	2750,9	1310	1250,0	965,0	71,0
MÉDIA	<b>3444,0</b>	<b>2966,0</b>	<b>1289,0</b>	<b>1206,0</b>	<b>980,0</b>	<b>80,0</b>
D PADRÃO	<b>343,0</b>	<b>196,0</b>	<b>139,0</b>	<b>104,0</b>	<b>34,0</b>	<b>10,0</b>

Nesta relação de A/M se verifica uma pequena melhora na eficiência de remoção da concentração de DBO<sub>5</sub> relacionado ao A/M anterior, mas ainda não atingiu as eficiências obtidas nas relações de 0,05 e 0,15. No gráfico da FIGURA 33, se observa as oscilações apresentadas.

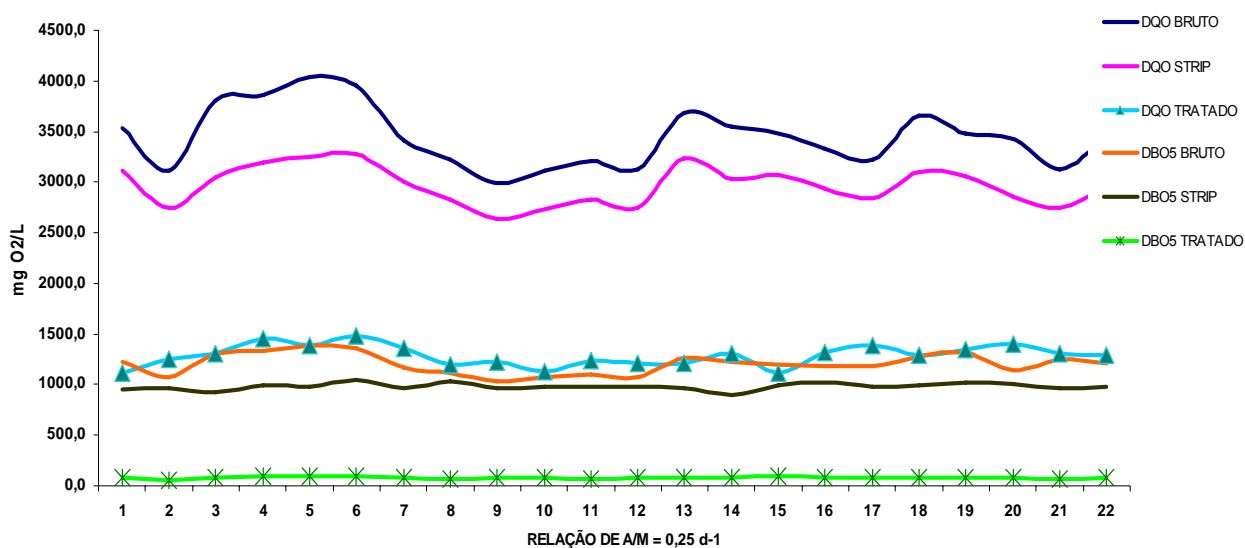


FIGURA 33- VARIAÇÕES OCORRIDAS NAS ANÁLISES DE DQO DURANTE AS AVALIAÇÕES DO PROCESSO COM AS REALÇÕES DE A/M = 0,25 d<sup>-1</sup>

Nesta FIGURA 33, é observada a variação das concentrações, em que os valores de DQO tratado e DBO<sub>5</sub> da amostra bruta e *stripping*, se encontram em uma mesma faixa de oscilação, com variações uniformes, mostrando um maior equilíbrio do processo no desenvolvimento da biomassa. No entanto, estas concentrações elevadas de DBO<sub>5</sub> no efluente bruto do lixiviado provocaram uma inibição da atividade, fazendo com que a redução média de sua concentrações chegasse a 80,0 mg/L, superior ao atingido em 0,05 e 0,15 de A/M.

Na TABELA 23 são apresentados os valores obtidos para DQO e DBO<sub>5</sub> para a última relação de A/M avaliada que foi a de 0,30 d<sup>-1</sup>.

TABELA 23- RESULTADOS ANALÍTICOS DE DQO, REFERENCIADOS ÀS FAIXAS DA RELAÇÃO DE A/M=0,30 d<sup>-1</sup>

RELAÇÃO A/M	DQO			DBO5		
	BRUTO	STRIP	TRATADO	BRUTO	STRIP	TRATADO
	3460,0	2941,0	1233,0	1098,4	980,0	110,0
	2980,0	2533,0	1280,0	1146,4	990,0	115,0
	3200,0	2720,0	1025,0	1145,0	1080,0	106,0
	3450,0	2932,5	1235	1210,0	1060,0	130,0
	3355,0	2851,8	1458	1369,4	1010,0	145,0
	3421,0	2807,0	1322	1591,2	1080,0	135,0
	3512,0	2894,0	1342	1277,1	1020,0	148,0
	3478,0	2956,3	1358	1104,1	1050,0	115,0
	3688,0	3134,8	1298	1170,8	1010,0	108,0
	3429,0	2914,7	1310	1203,2	1020,0	120,0
<b>0,30</b>	3352,0	2849,2	1310	1197,1	1020,0	110,0
	3112,0	2645,2	1325	1324,3	1030,0	98,0
	3210,0	2728,5	1200	1211,3	1050,0	115,0
	3129,0	2659,7	1585	1227,1	1100,0	119,0
	3119,0	2651,2	1255	990,2	1250,0	126,0
	3225,0	2741,3	1406	1203,8	1050,0	125,0
	3604,0	3063,4	1308	1185,0	989,0	115,0
	3128,0	2658,8	1405	1020,0	1025,0	108,0
	3033,0	2578,1	1444	1244,0	1042,0	132,0
	3187,0	2709,0	1525	1352,0	1105,0	129,0
	3445,0	2928,3	1850	1212,0	1095,0	116,0
MÉDIA	<b>3310,0</b>	<b>2805,0</b>	<b>1356,0</b>	<b>1213,0</b>	<b>1050,0</b>	<b>120,0</b>
D PADRÃO	<b>188,0</b>	<b>153,0</b>	<b>141,0</b>	<b>128,0</b>	<b>59,0</b>	<b>13,0</b>

Nesta relação de A/M estudada a eficiência obtida da concentração de DBO5 foi a menor de todas. Esta condição reforça a condição de que o grau de toxicidade aumentou com o aumento da carga de entrada de substrato, influenciando na atividade biológica, inibindo de certa forma o seu desenvolvimento no interior do tanque de aeração.

No gráfico da FIGURA 34 se verifica suas oscilações ocorridas durante os processos testados.

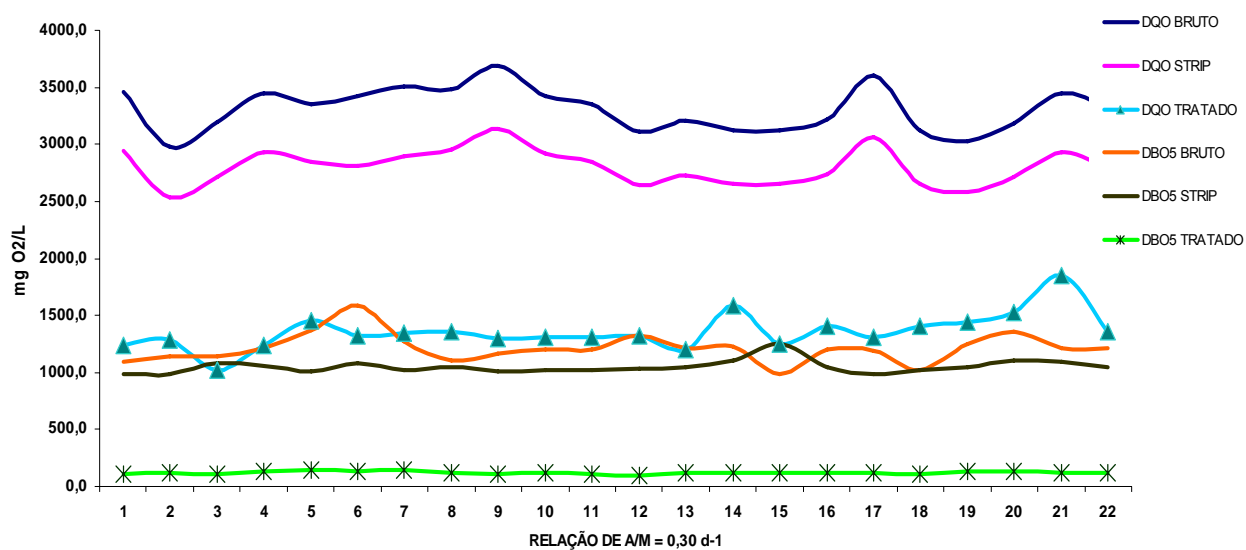


FIGURA 34-VARIAÇÕES OCORRIDAS NAS ANÁLISES DE DQO DURANTE AS AVALIAÇÕES DO PROCESSO COM AS RELAÇÕES DE A/M = 0,30 d<sup>-1</sup>

Observa-se nesta relação de A/M, as oscilações semelhantes aos anteriores quanto aos valores de DQO do lixiviado bruto e após stripping, ocorrendo maiores oscilações nas concentrações de DQO tratado e DBO<sub>5</sub> bruto e após stripping, isto devido as condições do aumento da concentração de entrada, mostrando que o sistema sofreu interferência de toxicidade, conforme já observado na relação do A/M anterior. Todavia, a concentração de DBO<sub>5</sub> do lixiviado tratado ficou mais elevado que as anteriores, mas se manteve com uma maior uniformidade.

Cumprе salientar, que os valores finais atingiram valores muito bons, porém no que tange à DQO, se faz necessário, um processo complementar, para se atingir aos padrões de emissão. Sabendo que estes padrões não constam na lista de referências da resolução do CONAMA 357/05, mas se encontra como exigência na licença n.º 1422/05, do aterro, emitida pelo IAP (Instituto Ambiental do Paraná), que é de 300 mg/L para DQO e 100 mg/L para DBO<sub>5</sub>.

#### 4.4. AVALIAÇÃO DA FORMAÇÃO DE BIOMASSA

##### 4.4.1. Análise das Concentrações de sólidos suspensos e índice volumétrico de lodo

O índice volumétrico do lodo foi utilizado para avaliar a decantabilidade do lodo.

Os resultados obtidos estão apresentados na TABELA 24 plotados em gráfico na FIGURA 35 para melhor visualização de seus valores.

TABELA 24– RESULTADOS DE SÓLIDOS SUSPENSOS, SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS E IVL, REFERENCIADOS ÀS FAIXAS DE A/M

PARÂMETROS	A/M					
	0,05	0,10	0,15	0,20	0,25	0,30
MÉDIA SD <sub>30</sub> (ml/L)	149	148	155	129	147	160
SST TA (mg/L)	2122	2970	2585	2158	2750	2341
IVL	70	50	60	60	53	68

FONTES: ANÁLISES REALIZADAS NO LABORATÓRIO DO SENAI-CIC/CETSAM

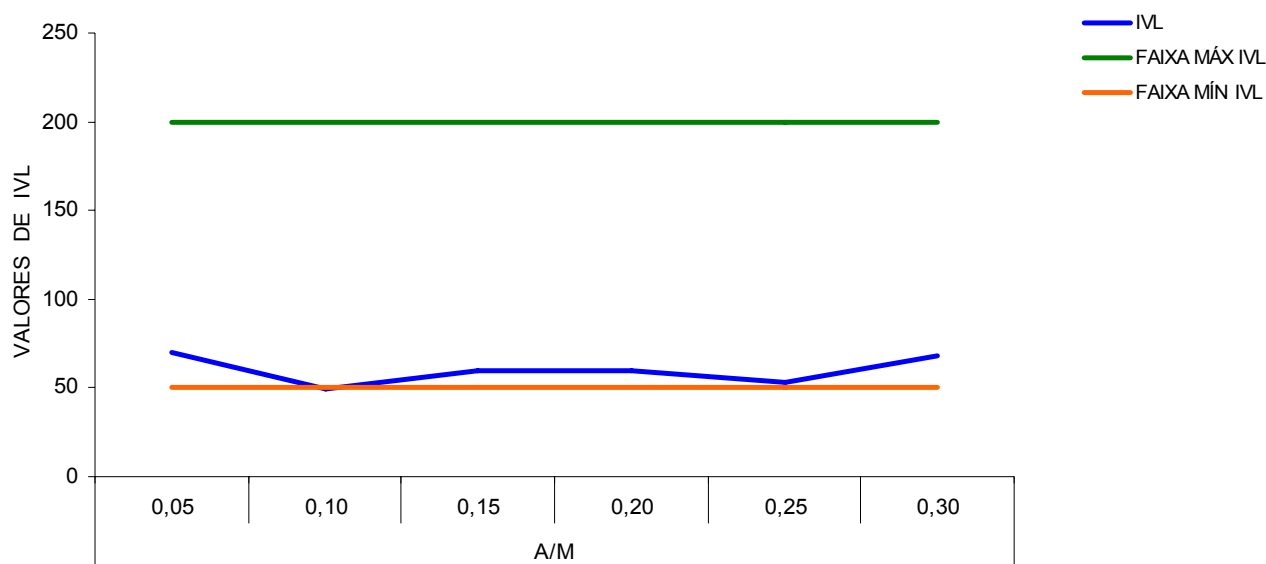


FIGURA 35- COMPORTAMENTO DO IVL COM RELAÇÃO AOS VALORES MÁXIMOS E MÍNIMOS DE REFERÊNCIA, CONFORME AS RELAÇÕES DE A/M ESTUDADAS

Verifica-se que todos se mantiveram próximos ao valor mínimo da faixa de boa geração de lodo, sendo importante, portanto, se avaliar os valores que mais se distanciam deste mínimo, cuja tendência é se elevar para próximo de 70 ou 80, o que já é mais aceitável para uma condição de trabalho em escala real.

No entanto, como os valores estão bem próximos, considera-se na verdade, que todos os ensaios apresentaram boa sedimentabilidade do lodo.

#### 4.5. PARÂMETROS CINÉTICOS

Para a definição dos parâmetros cinéticos para o lixiviado em estudo, foram utilizados resultados analíticos a partir de julho de 2007, considerando que neste período o sistema estava com sua biomassa bem adaptada e com 100% do lixiviado bruto alimentando o reator biológico.

Na TABELA 25 são apresentados todos os valores médios obtidos dos resultados analíticos de ensaios realizados no período da pesquisa, referentes às relações de A/M avaliadas. Estes valores médios são resultados de baterias analíticas efetuadas em cada relação de A/M, em que se avaliava uma relação de A/M a cada 2 semanas, coletando 3 amostras por semana, totalizando 6 amostras para cada relação de A/M da pesquisa. A Tabela geral, com todos os valores, se encontra nos apêndices.

TABELA 25 - PARÂMETROS GERAIS PARA DETERMINAÇÃO DAS CONSTANTES CINÉTICAS

TESTE	A/M (dia-1)	So DBO <sub>5</sub> entrada (mg/L)	Se DBO <sub>5</sub> saída (mg/L)	% remoção	Xa TA (mg/L)	t det. Hid (dias)	Rr/Xa	θc (dias)	$\frac{(So-Se)}{Xa.t}$ (dia-1)	$\Delta Xv/Xa.V$ (dia-1)
1	0,05	950,00	35,00	96,3	1700,0	7,5	0,210	50,00	0,072	0,020
2	0,10	680,00	50,00	92,6	2500,0	2,4	0,234	45,00	0,105	0,022
3	0,15	950,00	35,00	96,3	2850,0	2,5	0,245	35,00	0,128	0,029
4	0,20	950,00	90,00	90,5	1350,0	3,0	0,384	25,00	0,212	0,040
5	0,25	980,00	80,00	91,8	2450,0	1,9	0,298	25,00	0,193	0,040
6	0,30	1050,00	120,00	88,6	1200,0	3,0	0,410	25,00	0,258	0,040

FONTE: ANÁLISES REALIZADAS NO LABORATÓRIO DO SENAI-CIC/CETSAM

Para a definição dos parâmetros cinéticos, esta tabela será apresentada apenas com valores respectivos para cada cinética verificada.

##### 4.5.1. Taxa de remoção de substrato

Para a definição da taxa de remoção de substrato, sabe-se que tal remoção ocorre segundo uma cinética de primeira ordem e, portanto, sua respectiva taxa é proporcional à concentração de substrato remanescente.

O seu valor é expresso pela Equação 10, apresentada na revisão bibliográfica:

$$\frac{S_o - S_e}{X_a \cdot t} = k \cdot S_e \quad (10)$$

Em que:

$S_o$  = concentração inicial do substrato (mg/L de  $DBO_5$ );

$S_e$  = concentração final do substrato (mg/L de  $DBO_5$ );

$X_a$  = biomassa (sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração em mg/L);

$t$  = tempo de retenção hidráulico (dias)

Para se obter o gráfico da FIGURA 43, para a determinação da constante  $k$ , segue a TABELA 26, com valores médios resultantes de análises realizadas durante o período de maio à novembro de 2007. Todos os valores encontram-se nos apêndices. Cada valor médio é o resultado de 21 análises realizadas.

TABELA 26 - PARAMETROS PARA DETERMINAÇÃO DA CONSTANTE CINÉTICA  $k$

TESTE	A/M (dia <sup>-1</sup> )	Se $DBO_5$ saída (mg/L)	( $S_o - S_e$ )/ $X_a \cdot t$ (dia <sup>-1</sup> )
1	0,05	35,00	0,072
2	0,10	50,00	0,105
3	0,15	35,00	0,128
4	0,20	90,00	0,212
5	0,25	80,00	0,193
6	0,30	120,00	0,258

FONTE: ANÁLISES REALIZADAS NO LABORATÓRIO DO SENAI-CIC/CETSAM

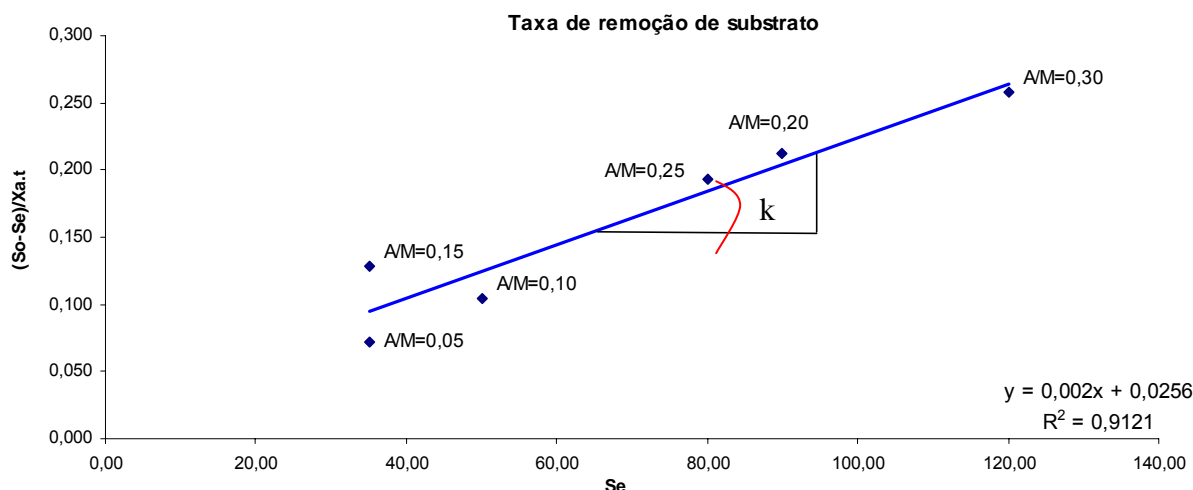


FIGURA 36- TAXA DE REMOÇÃO DE SUBSTRATO -  $k$



Para se calcular essa constante, utiliza-se o método da linearização dos dados, em que a resultante da tangente é o valor esperado.

Desta forma, o valor de  $k$  para esta reta obtida dos valores da TABELA 26 plotados no gráfico da FIGURA 36, é o que segue na Equação 39:

$$k = \frac{Y}{X}; \quad (39)$$

Em que:

$$Y = y_2 - y_1$$

$$X = x_2 - x_1$$

Sabendo que  $Y$  é o eixo apresentado com os valores de  $(So-Se)/Xa.t$  e  $X$  é o eixo onde estão os valores de  $Se$ .

Resulta em um valor de  $k = 0,002$  L/mg.dia.

O coeficiente de correlação resultante foi de  $r^2 = 0,9121$ , o que significa uma adequada linearidade da reta, produzindo resultados próximos aos valores da reta de tendência.

Quanto ao valor de  $k$ , comparando aos valores apresentados em literatura para outros despejos, como de indústrias petroquímicas que varia de 0,0029 – 0,018 l/mg.dia, ou para esgotos domésticos variando entre 0,017-0,03 L/mg.dia (RAMALHO, 1977 e ECKENFERLDER, 1989), pode se observar que o lixiviado testado apresentou uma velocidade de reação relativamente baixa, aproximando-se à condição de uma indústria petroquímica, cuja expectativa de composição do despejo é de presença de produtos químicos, com tempo de degradação elevado.

As substâncias fúlvicas, podem ser um fator de contribuição à baixa velocidade de degradação e com presença elevada em lixiviados de aterros domiciliares.

#### 4.5.2. Produção de Lodo biológico

A produção de lodo se deve à síntese celular e consumo devido à respiração endógena.

A base para este cálculo pode ser pela DQO ou DBO<sub>5</sub>. Nesse estudo, foi utilizado a DBO<sub>5</sub>, caracterizando a remoção de material orgânico biodegradável.

A fórmula utilizada para representar estas constantes de produção, é a apresentada na Equação 32, na revisão bibliográfica:

$$\frac{\Delta X_v}{X_a} = a \frac{(S_o - S_e)}{X_{v,a}.t} - b \quad (32)$$

Em que:

$\Delta X_v$  = acúmulo de lodo biológico (quantidade de sólidos suspensos voláteis do lodo de descarte somados aos sólidos suspensos voláteis do efluente de saída)

$a$  = massa biológica produzida/massa de substrato removido

$b$  = massa biológica oxidada/dia (resp. endógena)/massa biológica no tanque de aeração.

Pela representação gráfica apresentada na FIGURA 37, chega-se aos resultados esperados para as constantes “a” e “b”. Na TABELA 27 estão apresentados especificamente os valores para a obtenção em gráfico destes parâmetros cinéticos.

TABELA 27 - PARAMETROS PARA DETERMINAÇÃO DAS CONSTANTES CINÉTICAS “a” E “b”

TESTE	A/M (dia <sup>-1</sup> )	(So-Se)/Xa.t (dia <sup>-1</sup> )	$\Delta X_v/X_a.V$ (dia <sup>-1</sup> )
1	0,05	0,072	0,020
2	0,10	0,105	0,022
3	0,15	0,128	0,029
4	0,20	0,212	0,040
5	0,25	0,193	0,040
6	0,30	0,258	0,040

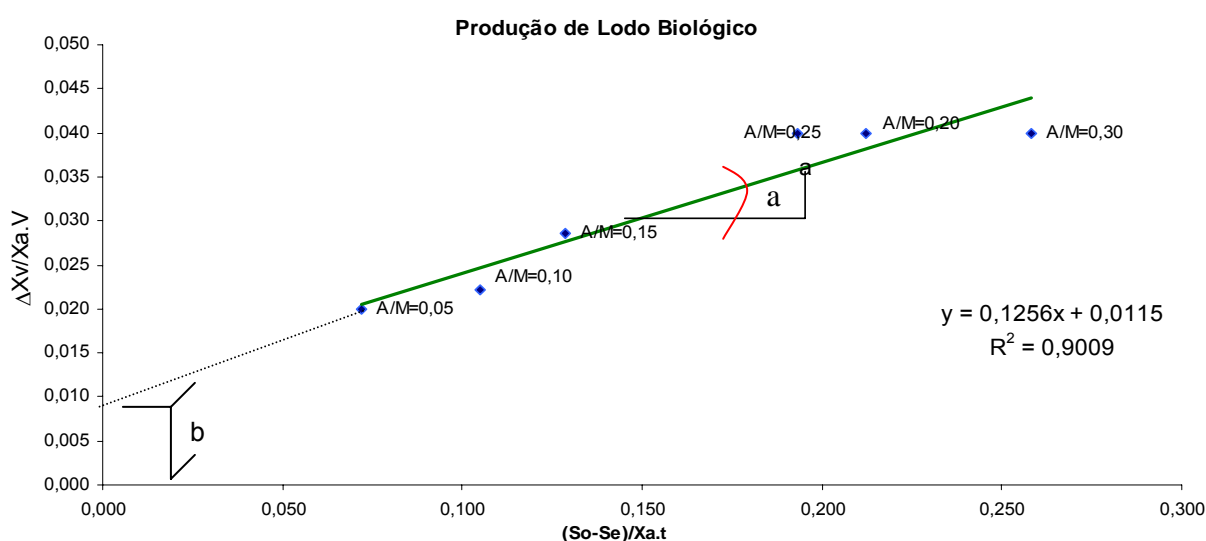


FIGURA 37 - CONSTANTES REFERENTES À PRODUÇÃO DE LODO – a E b

Para se calcular essas constantes, se utiliza o método da linearização da reta, em que a resultante da tangente é o valor esperado de “a” e o valor de “b” é o valor no eixo dos Y (vertical) onde toca a extensão da reta plotada, conforme apresentado no gráfico da FIGURA 37.

Desta forma, estes valores podem ser obtidos com os valores da TABELA 27 plotados no gráfico da FIGURA 37, resultando na Equação 40:

$$a = \frac{Y}{X}; \quad (40)$$

Em que:

$$Y = y_2 - y_1$$

$$X = x_2 - x_1$$

Sabendo que Y é o eixo apresentado com os valores de  $\Delta X_v / X_a \cdot V$  (dia<sup>-1</sup>) e X é o eixo onde estão os valores de  $(S_o - S_e) / X_a \cdot t$ .

Resulta nos valores:

$$a = 0,1256 \text{ kg SSV produzido/kg DBO}_5 \text{ removido.}$$

$$b = 0,0115 \text{ kg SSV oxidado/kg SSV no tanque de aeração (d}^{-1}\text{).}$$

O coeficiente de correlação resultante foi de  $r^2 = 0,9009$ , o que significa uma adequada linearidade da reta, produzindo resultados próximos aos valores da reta de tendência.

Os valores encontrados apresentaram uma geração de lodo biológico relativamente baixo, em torno de 13% da DBO<sub>5</sub> removida. Em comparação à indústria petroquímica e esgoto doméstico, os valores apresentados por RAMALHO (1977) variam de 0,31 - 0,73, respectivamente. No entanto, deverão ser consideradas as perdas de sólidos suspensos presentes no descarte e no efluente de saída. Estes valores representam em torno de 533 mg/dia na saída junto com o efluente tratado e em torno de 400 mg/dia de saída com o lodo de descarte. Somados, tem-se em torno de 933 mg/dia de perda, que é significativo devido a vazão de tratamento relativamente baixa.

Desta forma, considera-se que houve uma boa remoção da matéria orgânica, o que permite o uso deste tipo de sistema para essa finalidade, porém devendo apresentar um tempo de retenção bem maior no tanque de aeração, para que ocorra a reação.

### 4.5.3. Consumo de Oxigênio

Estes parâmetros cinéticos são importantes porque definem a necessidade de oxigênio para a síntese de protoplasma e respiração endógena.

A equação para estes parâmetros é a Equação 41 apresentada abaixo:

$$\text{kgO}_2/\text{dia} = a'(\text{kgDBO}_5\text{rem.}/\text{dia}) + b'(\text{kgSSVreator}) \quad (41)$$

Dessa forma, pode ser definido conforme a Equação 28:

$$\frac{R_r}{X_{va}} = a' \frac{(S_o - S_e)}{X_{va}.t} + b' \quad (28)$$

Em que:

$R_r$  = taxa de respiração (mgO<sub>2</sub> consumido/Litro.dia)

$a'$  = fração do substrato total removido para utilização de energia

$b'$  = massa O<sub>2</sub> utilizada/dia (para respiração endógena)/massa SSV no reator.

O valor de  $R_r$  é obtido conforme Equação 26 apresentada, em que se utiliza os dados analisados da variação de oxigênio dissolvido em um intervalo de tempo.

$$R_r = \frac{\Delta OD}{\Delta t} \quad (\text{mg/L.dia}) \quad (26)$$

Os valores médios medidos de OD (oxigênio dissolvido) durante o período de tempo  $t$ , considerado de 1,0 (um) dia, estão listados na TABELA 28, juntamente com os parâmetros restantes utilizados para o cálculo da relação de  $R_r/X_a$ .

TABELA 28 - VALORES DOS PARÂMETROS UTILIZADOS PARA O CÁLCULO DO  $R_r/X_a$

F/M (dia <sup>-1</sup> )	X <sub>a</sub> (mg/L)	ΔOD (mg/L)	R <sub>r</sub> (mg/L.dia)	R <sub>r</sub> /X <sub>a</sub> (dia <sup>-1</sup> )
0,05	1700	2,47	355,68	0,209
0,10	2500	4,06	584,64	0,234
0,15	2850	4,85	698,4	0,245
0,20	1350	3,60	518,4	0,384
0,25	2450	5,07	730,08	0,298
0,30	1200	3,42	492,48	0,410

Para se obter os valores de  $R_r$  apresentados na TABELA 28, utilizou-se os seguintes valores na Equação 42:

$$R_r = \left( \frac{\Delta OD}{60 \text{ min}} \right) * 1440 \text{ min} \quad (42)$$

Esta condição porque o OD foi medido em uma hora, logo, se divide por 60 para se ter o valor em minutos e em seguida é multiplicado pelo número de minutos em 24 horas. Este resultado final é para um tempo de 1,0 (um) dia de variação de oxigênio dissolvido.

Após estas definições, se consegue obter a TABELA 29, com os resultados plotados no gráfico da FIGURA 38, conforme segue:

TABELA 29 - PARAMETROS À DETERMINAÇÃO DAS CONSTANTES CINÉTICAS "a'" E "b'"

TESTE	A/M (dia <sup>-1</sup> )	R <sub>r</sub> /X <sub>a</sub> (dia <sup>-1</sup> )	(S <sub>o</sub> -S <sub>e</sub> )/X <sub>a</sub> .t (dia <sup>-1</sup> )
1	0,05	0,212	0,056
2	0,10	0,179	0,106
3	0,15	0,245	0,145
4	0,20	0,384	0,180
5	0,25	0,298	0,227
6	0,30	0,450	0,266

FONTE: ANÁLISES REALIZADAS NO LABORATÓRIO DO SENAI-CIC/CETSAM

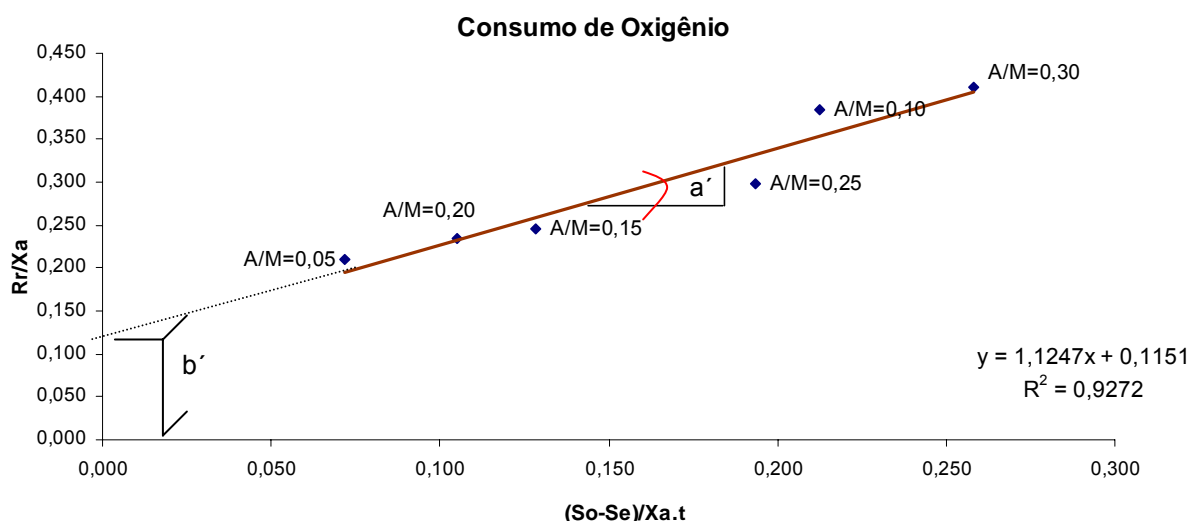


FIGURA 38 - CONSTANTES DA OXIGENAÇÃO – a' E b'

Plotando os respectivos valores da TABELA 29 nesse gráfico, o a' é obtido pelo método da linearização da reta, em que a resultante da tangente é o valor

esperado de  $a'$  e o valor de  $b'$  é o valor no eixo dos Y (vertical) onde toca a extensão da reta do gráfico. Desta forma, o  $b'$  será a utilização da equação da reta, considerando o valor de  $x = 0$ .

A forma de cálculo é a seguinte: (Equação 43)

$$a' = \frac{Y}{X}; \quad (43)$$

Em que:

$$Y = y_2 - y_1$$

$$X = x_2 - x_1$$

Sabendo que Y é o eixo apresentado com os valores de  $Rr/Xa$  (dia-1) e X é o eixo onde estão os valores de  $(So-Se)/Xa.t$ .

Resulta nos valores:

$a' = 1,1247$  kg  $O_2$  utilizado para oxidar substrato/kg  $DBO_5$  removido.

$b' = 0,14$  kg  $O_2$  para respiração endógena/kg SSV no reator ( $d^{-1}$ ).

O coeficiente de correlação resultante foi de  $r^2 = 0,9272$ , o que significa uma adequada linearização da reta, produzindo resultados próximos aos valores da reta de tendência.

Estes valores significam a necessidade de uma grande quantidade de oxigênio para produção de energia, apresentando uma necessidade média de 1,1247 kg  $O_2$ /kg de  $DBO_5$  removido. Conforme literatura, os valores mais utilizados estão dentro das faixas de 0,77 - 0,31 em  $a'$  para refinaria e indústria petroquímica, respectivamente, e de 0,255 - 0,106 para  $b'$  nos efluentes de indústria petroquímica e doméstico, respectivamente. O  $a'$  para esgoto doméstico fica em valores aproximados de 0,52 (RAMALHO, 1977 E ECKENFELDER, 1989), o que se verifica que o valor encontrado para o lixiviado ficou bem acima de todos os já estudados. Esta condição comprova a necessidade real de se ter um fornecimento de oxigênio superior aos que se pratica nos tratamentos de efluentes em geral.

#### 4.6. AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE

Na avaliação da toxicidade os testes foram aplicados apenas em uma amostra de lixiviado bruto e 04 (quatro) amostras do lixiviado tratado.

As coletas foram realizadas nos seguintes dias:

- Amostra bruta – lixiviado pré-tratado: 05/11/2007
- Lixiviado tratado: 05, 19, 21 e 26/11/2007

Neste período, o sistema se apresentava operando com a relação de A/M = 0,15 d<sup>-1</sup>. Mas, como esta relação se apresentou com boa eficiência na remoção de outros parâmetros de controle, esta avaliação foi considerada suficiente para a verificação do nível de toxicidade do lixiviado bruto e tratado.

O parâmetro de análise foi o Fator de Toxicidade (FT), que representa o menor valor de diluição da amostra na qual não se observa mais que 10% dos organismos imóveis para microcrustáceos.

Para as algas, o FT representa o menor valor de diluição em que o coeficiente de variação da biomassa algácea das replicatas do controle, no término do ensaio, for menor ou igual a 20%.

Quando o resultado de toxicidade, que é dado em FT, apresentar valor maior que 1 a amostra apresenta toxicidade.

O padrão de lançamento é fornecido pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP), através da Portaria 019 de 10 de fevereiro de 2006, em que os limites máximos de toxicidade tanto para *Daphnia magna* como para o *Scenedesmus subspicatus*, é o FT (Fator de Toxicidade) = 8. Este fator indica que com uma diluição da amostra em 8 vezes, não há morte ou inibição do crescimento nos organismos-teste acima de 10% ou 20% considerados de cada tipo de ensaio.

Na TABELA 30, estão os resultados obtidos com as amostras especificadas da pesquisa.

TABELA 30 - RESULTADOS DOS TESTES DE TOXICIDADE AGUDA E CRÔNICA NO LIXIVIADO PRÉ-TRATADO E TRATADO

ORGANISMO-TESTE	AMOSTRAS					Eficiência (%)
	Bruto 05/11	Tratado 05/11	Tratado 19/11	Tratado 21/11	Tratado 26/11	
<i>Daphnia magna</i>	32	2	2	2	2	93,8%
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	64	8	8	8	8	87,5%

FONTE: ANÁLISES REALIZADAS NO LABORATÓRIO DO IAP

Na FIGURA 39, pode ser observado o nível de redução da toxicidade atingido com o sistema de tratamento por lodos ativados desta pesquisa.

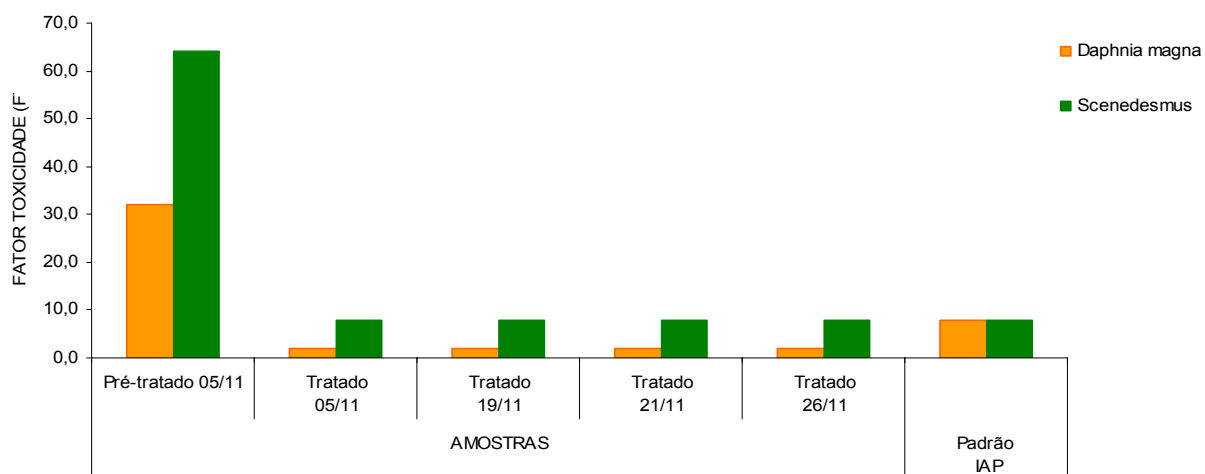


FIGURA 39 – FATOR DE TOXICIDADE DAS AMOSTRAS DE LIXIVIADO TESTADAS

De acordo com os padrões exigidos pelo IAP, o grau de toxicidade atingido ficou considerado aos níveis de padrões de lançamento para o corpo hídrico, obtendo uma boa eficiência na redução da toxicidade.



## 5. CONCLUSÕES

A amônia foi o parâmetro, de todos os analisados, que apresentou nível de toxicidade elevada, tornando necessária a instalação de um sistema de borbulhamento de ar (*air stripping*) na unidade que antecedia ao tanque de aeração do processo referido.

Com este sistema, os valores iniciais da concentração da amônia que ficavam em torno de 700 a 900 mg/L, passaram para 400 a 450 mg/L, o que era bem absorvido pela biomassa em desenvolvimento no processo biológico.

Após a redução das concentrações iniciais da amônia, o lixiviado passava para o processo de lodos ativados, que apresentou boa formação de biomassa responsável pela degradação do material orgânico presente. O processo foi pesquisado com base na relação de A/M que variou de 0,05 à 0,30 d<sup>-1</sup>, apresentando bons resultados nas eficiências de remoção das concentrações de DBO<sub>5</sub> e DQO, as quais apresentaram 97 % e 69 %, para a relação de A/M 0,15 d<sup>-1</sup>, respectivamente.

Para os parâmetros restantes avaliados, boas eficiências de remoção também foram obtidas, com exceção do cobre, que em algumas avaliações apresentou valores elevados, sem se conseguir detectar a causa de tal fato.

A condição de sedimentabilidade do lodo foi avaliada através da verificação do Índice Volumétrico do Lodo, objetivando contribuir na definição da relação A/M de trabalho. Em todas as relações de A/M os resultados apresentaram boa sedimentabilidade.

A concentração da DBO<sub>5</sub> do lixiviado tratado, apresentou uma redução crescente à medida que o processo avançava, caracterizando assim um desenvolvimento lento, mas contínuo da biomassa, que se adaptava ao lixiviado e conseguia reduzir os poluentes presentes com maior eficiência.

Seus valores chegaram a apresentar 20,0 mg/L no lixiviado tratado, com uma média final de 35,0 mg/L, no final do período de funcionamento do sistema com a relação de A/M de 0,15 d<sup>-1</sup>. Nesta mesma relação de estudo, as concentrações de DQO, apresentaram valores de 900 mg/L, com uma média final de 1080 mg/L, o que também é um bom resultado para os ensaios realizados com lodos ativados, haja vista a elevada presença de recalcitrantes, substâncias estas com alto grau de

inorgânicos, condições propícias à baixa biodegradabilidade e por conseqüência, dificuldade na formação de biomassa.

O processo também apresentou uma boa eficiência na redução da turbidez, com valores de remoção em torno de 95%, condição essa importante para este parâmetro avaliado.

Com base nos parâmetros de controle do processo e nas relações de A/M avaliados, os principais parâmetros cinéticos aplicados ao sistema de lodos ativados foram definidos, com base no modelo cinético de Eckenfelder, cujos resultados obtidos foram: Taxa de remoção de substrato (k), 0,002 L/mg.dia; produção de lodo ("a" e "b"), com valores de 0,126 kg SSV produzido/kg DBO<sub>5</sub> removido e 0,012 kg SSV oxidado/kg SSV, respectivamente; as constantes referentes ao consumo de oxigênio ("a" e "b"), ficaram em 1,125 kgO<sub>2</sub> /kg DBO<sub>5</sub> removido e 0,14 kg O<sub>2</sub> na respiração endógena/kg SSV no reator, respectivamente.

Com o uso destes parâmetros cinéticos, se conseguirá obter uma melhor definição no dimensionamento em escala real.

A toxicidade foi um fator de estudo importante, apresentando reduções significativas no processo avaliado. Suas eficiências chegaram a 94% para o microcrustáceo *Daphnia magna* e 87%, para a alga *Scenedesmus subspicatus*. Mediante os resultados apresentados, de FT=2,0 e FT=8,0, respectivamente, verificou-se que se encontravam dentro do padrão máximo de lançamento que é FT=8,0, referenciado na Portaria 019 de 2006 do IAP, tanto para *Daphnia magna* como para *Scenedesmus subspicatus*.

Desta forma, considera-se um parâmetro de controle importante, haja vista sua relação significativa e direta ao habitat do corpo hídrico, podendo tornar os valores apresentados do parâmetro de DQO, não tanto rigorosos para lançamento ou pelo menos, mostrando a necessidade de um estudo mais aprofundado sobre seus padrões de emissão.

## 6. RECOMENDAÇÕES

Em função do exposto anteriormente, algumas recomendações consideradas importantes estão citadas a seguir:

Recomenda-se um estudo sobre a verificação da eliminação da amônia lançada. Esta amônia na atmosfera é tóxica, devendo ser verificada uma forma de captação e controle de seu lançamento, assim como os nitratos gerados, provenientes das reações da amônia removida.

É importante ser avaliado um tratamento complementar, verificando principalmente a remoção de DQO e cor, possibilitando inclusive a condição de reuso do lixiviado tratado final.

Nos estudos possíveis de tratamento complementar, poderá estar incluso o processo físico-químico como pré-tratamento para o sistema de lodo ativado testado ou após o sistema de lodos ativados, objetivando a remoção do residual de cor e turbidez e redução da DQO para parâmetros próximos aos estabelecidos pelos órgãos de controle, que para o Aterro da região metropolitana de Curitiba, encontra-se na ordem de 150 mg/L.

Um processo por meio de oxidação úmida com o uso de UV e peróxido, também poderá ser um processo a ser testado, observando sua condição custo/benefício.

E por fim, a própria continuidade do processo de lodos ativados, podendo ser seqüência de um tratamento anaeróbico compacto, substituindo o sistema de lagoas existentes, como também a verificação das eficiências nas reduções das concentrações de DQO e DBO<sub>5</sub>, observando-se as condições de valores mínimos atingidos, pois com o ensaio foi possível averiguar que o desenvolvimento da biomassa foi lento, mas os microorganismos se adaptaram gradativamente ao meio e criaram resistência às toxicidades presentes, mostrando uma eficiência crescente na degradação das cargas poluentes.

## REFERÊNCIAS

- AISSE, M. M. **Sedimentação do lodo secundário obtido no processo dos lodos ativados**. Dissertação de Mestrado pela Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 1985.
- ALEM SOBRINHO, P. **A influência da idade do lodo e das características hidráulicas do tanque de aeração no desempenho do processo de lodos ativados. Determinação dos parâmetros de crescimento biológico para esgoto predominantemente doméstico**. Tese de Doutorado pela Escola politécnica da USP, São Paulo, 1981
- AMOKRANE, A.; COMEL, C.; VERON, J. **Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation**. Water Research. V. 31, (11), p. 2775-2782, 1997.
- ANDRADE, J. **Tratamento de percolado de Aterros de Resíduos sólidos urbanos Urbanos enfatizando o uso de Processos Oxidativos Avançados**. Disciplina: Processos Oxidativos Avançados no Tratamento de Efluentes-PEQ/COPPE/UFRJ, janeiro 2001.
- APHA.AWWA.WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 ed. Washington, 1998.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 8419 / NB 843: **Apresentação de Projetos de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos - Procedimento**. Rio de Janeiro: 1992. p. 09.
- BARLAZ, M. A.; HAM, R. K.; SCHAEFER, D. M. **Methane Production from Municipal Refuse: A Review of Enhancement Techniques and Microbial Dynamics**. CRC Critical Review Environmental Control, V. 19, (6), p. 557-569, 1990.
- BAUN, A. *et al.* **Xenobiotic organic compounds in leachates from ten Danish MSW landfills: chemical analysis and toxicity tests**. Water Research. V. 38, p. 3845–3858, 2004.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT. **Das mikroskopische bild bei der biologischen abwasserreinigung**. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München, 1999.
- BEHRENS, A. **Avaliação da toxicidade aguda (FD) em efluentes industriais – galvanoplastia**. Curitiba, 1995. 37f. Monografia (Bacharelado em Biologia) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Pontifícia Universidade Católica do Paraná.
- BITTON, G. **Wastewater Microbiology**, 2. ed., Ed. Wiley-Liss, New York, 1999.
- BOYAJIAN, E. *et al.* **Activated Sludge – Manual of Practice N.º OM-9**. Alexandria: Water Pollution Control Federation, 1987.

CASTILHOS JUNIOR, A. B. **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. 494p. Projeto PROSAB.

CHEN, Y.; CHEN, Y.-S.; XY, O.; ZHOU, O. GU, G. **Comparison between acclimated and unaclimated biomass affecting anaerobic-aerobic transformations in the biological removal of phosphorus**. *Process Biochemistry*. V.40, p. 723–732, 2005.

CHRISTENSEN, T. H. **Biochemistry of landfill leachate plumes**. *Applied Geochemistry*. V.16, p. 659-718, 2001.

CINTRA, F. H.; HAMADA, J.; CASTILHO FILHO, G. S. **Fatores que afetam a qualidade do lixiviado gerado em aterro controlado de resíduos urbanos**. VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Vitória-ES, 2002.

CLEMENT, B.; COLIN, J. R.; ANNE, L. D-D. **Estimation of the hazard of landfill leachates through toxicity testing of leachates**. *Chemosphere*. V. 35, (11), p. 2783-2796, 1997.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. **Ensaio biológico com organismos aquáticos e sua aplicação**. São Paulo: CETESB, 1990 p. 17 e 50.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **CONAMA 358**: Tratamento e destinação final dos resíduos dos serviços de saúde. Conselho Nacional de Meio Ambiente, Resolução N.º 358, 29/04/2005.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **CONAMA 357**: Classificação das águas doces, salobras e salinas do território nacional. Conselho Nacional de Meio Ambiente, Resolução N.º 357, 18/05/2005.

CURDS, C. R.; HAWKES, H. A. **Ecological Aspects of Used-Water Treatment**. London: Academic Press, Inc., 1993, v.3.

D'ALMEIDA, M. L. O. e VILHENA, A. **Resíduos sólidos urbanos Municipais: Manual de Gerenciamento Integrado**. São Paulo-SP. 2.ª ed. IPT/CEMPRE, 2000.

ECKENFELDER, W. W. **Industrial Water Pollution Control**. Singapore: McGraw Hill, 1989.

EL FADEL, M.; KHOURY, R. **Modeling Settlement in MSW Landfills: a critical review**. *Environmental Science and Technology*. V.30, (3), p.327-361, 2000.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. EPA. **Advanced Photochemical Oxidation Processes**. Handbook, Washington, U. S. Environmental Protection Agency, 1998.

FRELLO, C. E. **Avaliação da toxicidade aguda do agrotóxico carbofuran utilizando reativos biológicos: *Poecilia reticulata* e *Daphnia magna*.** Florianópolis, 1998. 96f. Dissertação – Mestrado em Engenharia Ambiental na Universidade Federal de Santa Catarina.

GOLDSTEIN, G. E.; BERTOLETTI, E.; ZAGATTO, P. e ARAUJO, R. **Procedimentos para utilização de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos.** Série Manuais. CETESB/PROCOP. São Paulo, Brasil, 1990.

GRAU, P. **Criteria for nutrient-balanced operation of activated sludge process.** Water Science Technology, v.24, N.º 3/4, p251-258,1991.

HARMSSEN, J. **Identification of organic compounds in leachate from a waste tip.** Water Research. v. 17, p. 699 - 707, 1983.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **Fresh Water Algal Growth Inhibition Test with *Scenedesmus subspicatus* and *Selenastrum capricornutum*.** ISO 6341: Geneve, 1989.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **Water Quality Determination of the Acute Lethal Toxicity of Substances to a Freshwater Fish *Brachydanio rerio* (Hamilton-Buchanan) (teleostei, Cyprinidae) – P1 – Statistic Method.** ISO-Draft International Standard – ISO/DIN – 7346-1. Geneve, 1993a.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ – IAP. **Manual de métodos para avaliação de toxicidade.** Curitiba: IAP, 1997. p. 101.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **IBGE.** Disponível em (<http://www.ibge.gov.br>). Acesso em: 23 de abril de 2007.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS – IPT. **Manual de Gerenciamento Integrado.** CEMPRE, 2000.

INSTITUTO PARA A DEMOCRATIZAÇÃO DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO BÁSICO E MEIO AMBIENTE. Disponível em <<http://www.resol.com.br/curiosidades>>. Acesso em 18 de fevereiro de 2008.

IRENE, M.; LO, C. **Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills.** Environment International. v. 22, p.433-442, 1996.

JENKINS, D., RICHARD, M. G. e DAIGGER, G. T. **Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking and Foaming.** 2.<sup>a</sup> ed., Michigan, Lewis Publishers, 1993.

JONES, M. e BRYAN, N. **Colloidal properties of humic substances.** Advances in Colloid and Interface Science, v.78, pp.1– 48,1998.

KANG, K.H.; SHIN, H.S.; PARK, H. **Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications.** Water Research. V. 36, (16), p. 4023 - 4032, 2002.

KAPPLER, A.; R.JI e BRUNE B. A. **Dynamics in composition and size-class distribution of humic substances in profundal sediments of lake constance.** *Organic Geochemistry*, vol.32, pp. 3–10, 2001.

KARRER, N. J.; RYHINER, G.; HINZLE, E. **Applicability test for combined biological-chemical treatment of wastewaters containing biorefractory compounds.** *Water Research*. v. 31, p.1013-1020, 1997

KIMBALL, K. D.; LEVIN, S. A. **Limitations of laboratory bioassays: The need for ecosystem – level testing.** In: *BioScience*, v. 35, n. 1, p. 165-171, 1988.

KINCANNON, D. F., e E.L. STOVER. **EPA Report CR – 806843-01-02**, 1982.

KJELDSEN, P. *et al.* **Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review.** *Environmental Science and Technology*. v. 32, (4), p. 297 - 336, 2002.

KNIE, JOAQUIM L. W. **Testes toxicológicos: métodos, técnicas e aplicações.** Florianópolis/SC: Fatma / GTZ, 2004. 289 p. pp. 109 – 175.

KOHN, O.; CHEN-HAMACHER, X.; HICKE, K.; THIERMANN, W. **Leachate treatment by the combination of photochemical oxidation with biological process.** *Journal of Photochemical Photobiology*. v. 162, p. 261-271, 2004.

LEHTONEM, K.; HANNINEM, K. e KETOLA, M. **Structurally Bound Lipids in Peat Humic Acids.** *Organic Geochemistry*, vol.32, pp. 33–43, 2001.

LI, X. Z.; ZHAO, Q. L.; HAO, X. D. **Ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation.** *Waste Management*. V. 19, p. 409 - 415, 1999.

LOUKIDOU, M. X; ZOUBOULIS, A. I. **Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment.** *Environmental Pollution*. Vol. 111, p. 273-281, 2001.

MARCO A.; ESPLUGAS, S.; SAUM, G. **How and why to combine chemical and biological processes for wastewater treatment.** *Water Science and Technology*. V. 35, (4), p. 321-327, 1997.

MARTTINEN, S. K. *et al.* **Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates.** *Chemosphere*. V.46 e 54, pp. 851–858, 17-20, 2002.

McKINNEY, R, E. **Microbiology for Sanitary Engineers.** New York: McGraw Hill Book, Inc, 1962.

MEIRA, J. C. R. **Lixiviado do aterro sanitário de Goiânia: Tratamento por floculação/coagulação/degradação fotoquímica e custos operacionais.** Florianópolis, 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção). Universidade Federal de Santa Catarina.

MENDONÇA, L. C. **Microbiologia e cinética de sistemas de lodos ativados como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de leito expandido**. São Carlos, 2002. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal de São Carlos.

METCALF & EDDY. **Chemical Unit Process, Waste Water Engineering Treatment, Disposal and Reuse**. Capítulo 7, 3.<sup>a</sup> ed, Mc Graw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering, New York, 1991.

METCALF E EDDY. **Waste Engineering**. NY, McGraw Hill, 3.<sup>a</sup> ed. 1334 p., 2003.

MILLOT, N. *et al.* **Application of GPC processing system to landfill leachates**. Water Research. v. 21, (6), p. 709-715, 1987.

MONITOR. **Controlling toxicity: An integrated strategy**. In: *Journal WPCF*, v. 58, n. 1, p. 6-17, 1986.

MORAIS, J.L. **Estudo da Potencialidade de Processos Oxidativos Avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de lixiviado de Aterro Sanitário**. Curitiba, 2005. Tese (Doutorado em Química), Universidade Federal do Paraná.

NASCIMENTO FILHO, I.; MÜHLEN, C. V.; CAMARÃO, E. B. **Estudo de compostos orgânicos em lixiviados de aterros sanitários por EFS e CG/EM**. Química Nova. v. 24, (4), p. 554-556, 2001.

OZTURK, I.; ALTINBAS, M.; KOYUNCU, I.; ARIKAN, O.; GOMEZ-YANGIN, C. **Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates**. Waste Management. v. 23, p. 441-446, 2003.

PAWLOWSKY, U. **Tratamento Biológico de Águas Residuais**. Apostila, 1986.

PAWLOWSKY, U. **Tratabilidade de Efluentes de Fabricação de Herbicidas**. Curitiba, 1994. 318f. Tese para Concurso Público de Professor Titular do Controle de Poluição Hídrica Industrial – Setor de Tecnologia. Universidade Federal do Paraná.

PAWLOWSKY, E. U.; GLOWSKI, A.M.N. e BOSA, M. N., **Aplicação de testes de toxicidade na tratabilidade de efluentes de pesticidas**. Anais do Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Salvador-BA, 1997.

PREFEITURA MUNICIPAL DE CURITIBA. Disponível em; <<http://www.curitiba.pr.gov.br/pmc/destino.asp/Servicos/SMLP/index.html>> Acesso em: 15 de março de 2007.

RAMALHO, R. S. **Introduction to Wastewater Treatment Processes**. 2.<sup>a</sup> ed., New York, Academic Press, Inc., 1977. págs. 164-205.

REIS, J. A. T. & MENDONÇA, A. S. F. **A influência dos valores de pH e temperatura sobre a toxicidade da amônia e sua importância na definição de padrões ambientais para corpos d'água**. 20.<sup>o</sup> Congresso da ABES, 1999.



REITZEL, L. A.; LEDIN, A. **Determination of phenols in landfill leachate contaminated groundwaters by solid phase extraction.** Journal of Chromatography, A. v. 972, p.175–182, 2002.

RODRIGUES, F. S. F. **Aplicação da ozonização e do reativo de Fenton como pré-tratamento de chorume com os objetivos de redução da toxicidade e do impacto no processo biológico.** Rio de Janeiro, 2004. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil. COPPE/UFRJ. RJ

SCHALCH, V. **Produção e Características do Lixiviado em Processo de Decomposição dos Resíduos sólidos urbanos.** Dissertação de Mestrado em Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos - USP, 1984.

SILVA, A. C. **Tratamento do Percolado de Aterro Sanitário e Avaliação da Toxicidade.** Rio de Janeiro, 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) COPPE/UFRJ. RJ.

SILVA, A. C.; DEZOTTI, M.; SANT'ANNA JR. G. L. **Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate.** Chemosphere. V. 55, p. 207-214, 2004.

SISINNO, C. L. S. e OLIVEIRA, R. M. **Resíduos sólidos urbanos, Ambiente e Saúde: uma visão multidisciplinar.** Rio de Janeiro. Editora Fio Cruz, 2000.

SOUZA, A. L. P. S. **A Influência de Micronutrientes na Remoção da Demanda Química de Oxigênio em um Processo de Lodos Ativados.** Florianópolis, 2003. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina.

TATSI, A.A.; ZOUBOULIS, A. I. **A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece).** Advances in Environmental Research. V. 6, p. 207-219, 2002.

TORTORA, G.; SUNKE, B.R.; CASE, C. L. **Microbiologia.** Porto Alegre: Artmed, 6.<sup>a</sup> ed., 2000.

VAN HAANDEL, A.; GERRIT, M., **O comportamento do Sistema de Lodo Ativado,** Campina Grande: EPGRAF, 1999.

VAZOLLÉR, R. F. **Microbiologia de lodos ativados.** Série Manuais - CETESB, São Paulo, 1989.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Lodos ativados.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, Belo Horizonte, vol. 4, 2002.

ZAGATTO, P.A. **Ecotoxicologia e desenvolvimento sustentável: Perspectivas para o século XXI.** VI Encontro de Ecotoxicologia, Mini Curso: Ecotoxicologia Aquática, São Carlos-SP, Brasil, 2000.

WEBER, W.J., and B.E. JONES. EPA NTIS PB 86 – 182425/AS, 1983

WELANDER, U.; HENRYSSON, T. **Physical and chemical treatment of a nitrified leachate from a municipal landfill.** Environmental Technology. v.19, p. 591-562, 1998.

**APÊNDICES**

APÊNDICE 1 – RESULTADOS ANALÍTICOS REALIZADOS DURANTE OS MESES DE JANEIRO À NOVEMBRO DE 2007 .....	132
APÊNDICE 2 – CONTROLE ANALÍTICO DE pH .....	133
APÊNDICE 3 – CONCENTRAÇÕES DE NITROGÊNIO TOTAL NAS DIFERENTES RELAÇÕES DE A/M TESTADOS .....	134
APÊNDICE 4 – CONCENTRAÇÕES DE NITROGÊNIO AMONÍACO NAS DIFERENTES RELAÇÕES TESTADOS .....	135
APÊNDICE 5 – RESULTADOS ANALÍTICOS DOS METAIS AVALIADOS NA PESQUISA .....	136
APÊNDICE 6 – RESULTADOS SÓL. SEDIMENTÁVEIS TANQUE AERAÇÃO PARA AS RELAÇÕES DE A/M 0,05; 0,20; 0,25 E 0,30 .....	137
APÊNDICE 7 – RESULTADOS SÓL. SEDIMENTÁVEIS TANQUE AERAÇÃO PARA AS RELAÇÕES DE A/M 0,10 E 0,15 .....	138
APÊNDICE 8 – SÓLIDOS SUSPENSOS LIXIVIADO BRUTO E TRATADO .....	139
APÊNDICE 9 – SÓLIDOS SUSPENSOS DO LODO ATIVADO .....	140
APÊNDICE 10 – PLANILHA COMPLETA PARA A DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS CINÉTICOS .....	142

**APÊNDICE 1 - RESULTADOS ANALÍTICOS REALIZADOS DURANTE OS MESES DE JANEIRO À NOVEMBRO DE 2007**

Parâmetros	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	Media
Fenóis totais (mg/L)	0,03	0,30	0,14	0,10	0,09	0,07	0,35	0,08	0,11	0,08	0,15	0,01	0,03	0,23	0,15	0,09	0,13	
Cloretos (mg/L)	2100,94	2165,14	1953,27	2270,00	2289,72	2196,26	2210,00	1956,50	2764,20	2555,00	2196,26	2233,00	3129,00	2336,45	2190,47	2139,42	2292,85	
Nitratos (mg/L)							24,00	4,00	16,50	4,00							12,13	
Nitritos (mg/L)							0,005	0,005	0,365	0,005							0,10	
Alcalinidade total (mg/L)												5967,34	6344,36	6173,47	6244,56	6125,88	6171,1	
Alcalinidade hidróxida (mg/L)												320,00	2,00	969,39	151,00	58,00	300,1	

Parâmetros	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	Media
Fenóis totais (mg/L)	0,02	0,02	0,00	0,02	0,001	0,01	0,02	0,01	0,01	0,02	0,09	0,03	0,02	0,02	0,01	0,01	0,02	
Cloretos (mg/L)	1724,60	1628,51	1385,32	1500,00	1628,44	1705,60	1334,50	1844,70	2008,30	2110,24	2196,26	1933,90	3060,75	1989,5	1788,89	1889,65	1866,97	
Nitratos (mg/L)							150,00	492,00	920,00	900,00	5,90						493,58	
Nitritos (mg/L)							2,74	6,32	23,20	31,00	0,00						12,65	
Alcalinidade total (mg/L)												2926,57	4948,98	3215,65	3112,87	3045,67	3449,95	
Alcalinidade hidróxida (mg/L)												486,03	2,00	285	184,35	12,55	193,99	

## APÊNDICE 2 - CONTROLE ANALÍTICO DE pH

A/M = 0,05		A/M = 0,10		A/M = 0,15		A/M = 0,20		A/M = 0,25		A/M = 0,30	
B	T	B	T	B	T	B	T	B	T	B	T
8,26	8,50	8,22	8,01	8,35	7,80	8,15	8,40	8,10	8,40	7,89	8,50
8,33	9,36	8,18	8,10	8,22	7,90	8,10	8,15	8,05	8,32	8,12	8,65
8,25	9,47	8,24	8,30	8,15	8,20	8,12	8,50	8,10	8,15	8,00	8,70
8,21	9,53	8,17	8,12	8,15	7,85	8,21	8,30	7,95	8,25	7,95	8,45
8,24	8,41	8,14	8,20	8,10	7,00	8,10	8,25	8,05	8,20	7,85	8,50
8,66	6,90	8,26	8,30	8,20	7,90	8,00	8,00	8,15	8,35	8,05	8,45
8,33	6,89	8,24	8,67	8,10	7,85	8,20	8,30	8,20	8,15	8,10	8,50
8,30	8,20	8,26	8,19	8,25	8,00	8,15	8,15	8,00	8,00	7,95	8,35
8,22	7,50	8,35	8,12	8,15	7,85	8,20	8,25	7,95	8,30	8,00	8,30
<b>8,31</b>	<b>8,31</b>	<b>8,23</b>	<b>8,22</b>	<b>8,24</b>	<b>7,97</b>	<b>8,15</b>	<b>8,35</b>	<b>8,08</b>	<b>8,36</b>	<b>8,01</b>	<b>8,58</b>

### APÊNDICE 3 - CONCENTRAÇÕES DE NITROGÊNIO TOTAL NAS DIFERENTES RELAÇÕES DE A/M TESTADAS

PARÂMETROS	A/M = 0,05		A/M = 0,10		A/M = 0,15		A/M = 0,20		A/M = 0,25		A/M = 0,30	
	B	T	B	T	B	T	B	T	B	T	B	T
N TOTAL	830,0	35,62	768,0	41,33	1001,5	70,00	1138,0	47,11	931,5	29	944,5	28,9
	887,0	28,95	985,0	28,99	1050,7	53,33	1029,4	46,67	880,5	75	909,3	45,9
	813,0	81,17	945,0	24,13	1072,0	55,47	1205,0	65,00	897,3	47,8	835,8	36,8
	826,0	79,13	780,0	28,54	980,0	52,18	930,0	27	902	45,2	849	49,0
	844,0	38,04	745,0	65,85	1903,9	50,00	945,0	30,17	955	44,8	985	41,5
	980,0	52,16	765,0	36,95	965,0	25,10	924,3	27,5	952	48	994	35,9
	895,0	48,95	789,0	35,88	1180,0	10,75	1050	35	985	49	845	48,0
	959,0	51,74	910,0	49,78	818,0	15,85	987	48	943	38	910	44,0
	978,0	32,52	854,8	70	950,0	32	1054	45	928	43	925	35,0
	979,6	28,5			1256,0	28,5						
	1020,0	33,44			1304,0	31						
	971,0	27,12			1120,0	29						
	902,3	65,66			1003,0	25,6						
	989,0	50,26			967,0	30,5						
	745,8	81			902,0	27,9						
832,2	94,5											
758,9	83,46											
<b>MÉDIA</b>	<b>894,8</b>	<b>53,7</b>	<b>838,0</b>	<b>42,4</b>	<b>1098,2</b>	<b>35,8</b>	<b>1029,2</b>	<b>41,3</b>	<b>930,5</b>	<b>46,6</b>	<b>910,8</b>	<b>40,6</b>
<b>DESVIO PADRÃO</b>	<b>83,6</b>	<b>22,1</b>	<b>83,8</b>	<b>15,4</b>	<b>249,4</b>	<b>15,9</b>	<b>90,4</b>	<b>11,8</b>	<b>30,9</b>	<b>11,6</b>	<b>55,3</b>	<b>6,4</b>

### APÊNDICE 4 - CONCENTRAÇÕES DE NITROGÊNIO AMONIACAL NOS DIFERENTES A/M TESTADOS

PARÂMETROS	A/M = 0,05		A/M = 0,10		A/M = 0,15		A/M = 0,20		A/M = 0,25		A/M = 0,30	
	B	T	B	T	B	T	B	T	B	T	B	T
N AMONIACAL	780,0	2,2	703,1	2,5	751,5	2,7	821,0	4,5	766,0	3,5	706,0	7,9
	799,0	33,5	721,0	2,0	780,0	2,0	835,2	2,0	754,0	4,5	702,0	4,2
	787,0	52,1	755,0	2,0	732,5	2,0	758,9	2,0	755,0	6,8	734,0	6,5
	810,0	2,5	780,0	2,0	744,3	1,5	740,0	6,0	812,0	7,0	802,0	8,5
	844,0	2,0	786,0	3,0	722,7	1,0	758,6	11,2	755,0	9,8	795,0	7,5
	810,0	4,9	680,0	5,0	714,0	6,4	710,0	3,4	780,0	12,5	736,0	6,0
	833,0	2,3	640,0	1,5	714,6	1,0	744,0	12,4	839,0	8,7	844,0	7,5
	732,0	2,0	810,0	2,0	747,2	0,5	785,0	22,0	833,0	13,0	822,0	18,0
	877,0	1,8	802,0	2,5	740,0	6,0	842,0	18,9	855,0	9,6	825,0	10,2
	759,0	2,0			758,6	11,2						
	831,2	2,0			710,0	3,4						
	848,0	2,0			766,0	1,5						
	798,5	3,5			754,0	0,5						
	867,0	2,0			755,0	2,0						
	830,0	4,5			706,0	2,0						
	841,0	8,9										
758,0	12,0											
<b>MÉDIA</b>	<b>812,0</b>	<b>8,2</b>	<b>741,9</b>	<b>2,5</b>	<b>739,8</b>	<b>2,9</b>	<b>777,2</b>	<b>9,2</b>	<b>794,3</b>	<b>8,4</b>	<b>774,0</b>	<b>8,5</b>
<b>DESVIO PADRÃO</b>	<b>41</b>	<b>15</b>	<b>59</b>	<b>1</b>	<b>21</b>	<b>3</b>	<b>46</b>	<b>7</b>	<b>41</b>	<b>3</b>	<b>55</b>	<b>4</b>

## APÊNDICE 5 - RESULTADOS ANALÍTICOS DOS METAIS AVALIADOS NA PESQUISA

Parâmetros		Fe	Ni	Cu	Pb	Zn	Cr total	Cr +6	Cd
<b>PADRÃO EMISSÃO</b>		15,00	2,00	1,00	0,50	5,00	0,50	0,10	0,20
8/1	B	0,80	0,18	0,10	0,05	0,19	0,05	0,05	0,10
15/1	B	1,10	0,19	0,10	0,50	0,22	0,05	0,05	0,10
18/1	B	4,76	0,17	18,81	0,50	0,10	0,06	0,05	0,10
	T	2,07	0,12	7,01	0,50	0,10	0,05	0,05	0,10
22/1	B	5,87	0,15	0,10	0,50	0,19	0,05	0,05	0,10
	T	4,82	0,15	14,54	0,50	0,14	0,05	0,05	0,10
25/1	B	4,49	0,21	12,27	0,50	0,12	0,05	0,05	0,10
	T	2,14	0,18	13,69	0,50	0,10	0,05	0,05	0,10
29/1	B	6,17	0,16	0,10	0,50	0,18	0,05	0,05	0,10
	T	2,89	0,19	29,76	0,50	0,10	0,05	0,05	0,10
1/2	B	5,90	0,17	0,10	0,50	0,18	0,05	0,05	0,10
5/2	B	5,77	0,14	0,10	0,50	0,24	0,05	0,05	0,10
12/2	B	5,28	0,16	0,10	0,50	0,16	0,05	0,05	0,10
	T	1,22	0,10	0,26	0,50	0,10	0,05	0,05	0,10
	T	8,05	0,13	0,44	0,50	0,28	0,05	0,05	0,10
5/3	B	6,47	0,16	0,10	0,50	0,17	0,05	0,05	0,10
	T	3,63	0,11	0,32	0,50	0,10	0,05	0,05	0,10
8/3	B	4,31	0,16	0,10	0,50	0,29	0,05	0,05	0,10
	T	6,81	0,13	0,38	0,50	0,12	0,05	0,05	0,10
19/3	B	6,86	0,16	0,10	0,50	0,21	0,05	0,05	0,10
	T	13,44	0,13	0,36	0,50	0,19	0,05	0,05	0,10
22/3	B	5,74	0,17	0,10	0,50	0,16	0,05	0,05	0,10
	T	1,28	0,13	0,22	0,50	0,10	0,05	0,05	0,10
26/3	B	5,44	0,18	0,10	0,50	0,18	0,05	0,05	0,10
	T	5,60	0,12	0,27	0,50	0,13	0,05	0,05	0,10
2/4	B	5,89	0,18	0,10	0,50	0,19	0,05	0,05	0,10
9/4	B	6,12	0,17	0,10	0,50	0,61	0,05	0,05	0,10
	T	1,29	0,13	0,43	0,50	0,10	0,05	0,05	0,10
16/4	B	5,30	0,17	0,10	0,50	0,48	0,05	0,05	0,10
	T	3,07	0,13	0,56	0,50	0,32	0,05	0,05	0,10
23/4	B	4,34	0,14	0,85	0,50	0,45	0,05	0,05	0,10
3/5	B	5,16	0,17	0,10	0,50	0,89	0,05	0,05	0,10
17/5	B	6,10	0,18	0,10	0,50	1,58	0,05	0,05	0,10
	T	1,56	0,21	1,58	0,50	1,30	0,05	0,50	0,10
16/8	B	4,56	0,12	0,10	0,50	0,78	0,05	0,05	0,10
	T	2,30	0,08	0,10	0,50	0,95	0,05	0,05	0,10
15/9	B	5,25	0,25	0,10	0,48	1,15	0,05	0,05	0,10
	T	1,35	0,16	0,56	0,54	0,85	0,05	0,05	0,10
2/10	B	6,80	0,24	2,50	0,38	0,50	0,05	0,05	0,10
	T	2,23	0,18	0,96	0,45	0,23	0,05	0,05	0,10
10/10	B	4,65	0,35	2,60	0,46	0,74	0,05	0,05	0,10
	T	1,94	0,87	1,10	0,58	0,36	0,05	0,05	0,10



**APÊNDICE 6 - RESULTADOS SÓL. SEDIMENTÁVEIS TANQUE AERAÇÃO PARA  
CADA A/M 0,05; 0,20; 0,25 E 0,30 TESTADOS**

DATA	SSED ml/L	A/M
3/5	42,0	0,05
7/5	38,0	
10/5	52,0	
17/5	100,0	
20/5	125,0	
21/5	130,0	
23/5	110,0	
24/5	150,0	
30/8	100,00	
DATA	SSED	A/M
31/8	100,00	0,20
1/9	80,00	
2/9	100,00	
3/9	130,00	
4/9	140,00	
5/9	140,00	
6/9	125,00	
7/9	100,00	
8/9	100,00	
9/9	110,00	
10/9	120,00	
DATA	SSED	A/M
21/9	150,00	0,30
21/9	130,00	
22/9	140,00	
23/9	145,00	
24/9	145,00	
25/9	150,00	
26/9	160,00	
27/9	165,00	
28/9	170,00	
29/9	165,00	
30/9	170,00	
1/10	170,00	
2/10	180,00	
3/10	175,00	
4/10	180,00	

DATA	SSED ml/L	A/M
31/7	190,00	0,05
1/8	175,00	
2/8	150,00	
3/8	175,00	
4/8	175,00	
5/8	160,00	
6/8	175,00	
7/8	125,00	
8/8	120,00	
9/8	120,00	
10/8	100,00	
11/8	40,00	
12/8	70,00	
13/8	68,00	
14/8	68,00	
15/8	70,00	
16/8	60,00	
20/10	230,00	
23/10	230,00	
28/10	220,00	
30/10	250,00	

DATA	SSED	A/M
11/9	120,00	0,25
12/9	130,00	
13/9	140,00	
14/9	145,00	
15/9	150,00	
16/9	155,00	
17/9	150,00	
18/9	160,00	
19/9	155,00	
20/9	160,00	

**APÊNDICE 7 - RESULTADOS SÓL. SEDIMENTÁVEIS TANQUE AERAÇÃO PARA  
CADA A/M 0,10 E 0,15 TESTADOS**

DATA	SSED ml/L	A/M
12/7	120,0	0,10
13/7	120,0	
15/7	100,0	
17/7	110,0	
18/7	110,0	
19/7	105,0	
20/7	155,0	
22/7	175,0	
23/7	155,0	
24/7	153,0	
25/7	190,0	
26/7	155,0	
27/7	180,0	
28/7	180,0	
29/7	180,0	
30/7	180,00	

DATA	SSED ml/L	A/M
12/6	150,0	0,15
14/6	150,0	
15/6	170,0	
19/6	165,0	
20/6	180,0	
21/6	190,0	
24/6	140,0	
25/6	125,0	
28/6	150,0	
29/6	140,0	
3/7	130,0	
7/7	110,0	
10/7	120,0	
17/8	50,00	
18/8	50,00	
19/8	48,00	
20/8	80,00	
21/8	80,00	
22/8	80,00	
23/8	70,00	
24/8	68,00	
25/8	65,00	
26/8	64,00	
27/8	88,00	
28/8	84,00	
29/8	90,00	
1/11	250,00	
2/11	230,00	
3/11	250,00	
4/11	250,00	
5/11	250,00	
10/11	250,00	
12/11	250,00	

## APÊNDICE 8 - SÓLIDOS SUSPENSOS LIXIVIADO PRÉ-TRATADO E TRATADO

DATA	SOLIDOS SUSPENSOS			
	BRUTO		TRATADO	
	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)
08/jan	660	420	-----	-----
11/jan	557	480	-----	-----
15/jan	308	178	-----	-----
18/jan	324	152	-----	-----
22/jan	356	121	272	196
25/jan	323	223	213	156
29/jan	234	134	288	156
01/fev	282	78	178	132
05/fev	270	156	148	98
08/fev	280	150	100	78
12/fev	310	245	56	46
21/fev	266	134	120	69
26/fev	272	134	190	102
05/mar	212	108	135	92
08/mar	278	132	206	116
12/mar	321	98	175	87
15/mar	260	150	156	65
19/mar	204	102	230	160
22/mar	285	85	202	49
26/mar	350	50	120	114
02/abr	200	156	158	116
09/abr	163	145	83	60
16/abr	163	130	168	141
20/abr	50	30	68	8
23/abr	260	208	50	34
26/abr	252	188	194	138
21/mai	397	347	38	34
24/mai	240	175	220	165
28/mai	480	400	13	13
04/jun	630	500	160	80
21/jun	505	435	283	236
25/jun	350	275	135	38
02/ago	425	385	205	177
16/ago	365	298	185	143
05/set	489	420	190	155
15/set	296	264	195	144
30/set	325	279	210	189
02/out	344	302	196	168
04/out	412	340	179	158

## APÊNDICE 9 - SÓLIDOS SUSPENSOS DO LODO ATIVADO

A/M	SST TA (mg/L)	SSV TA (mg/L)	SST R (mg/L)	SSV R (mg/L)
0,05	1360	660	11000	7900
	2070	1070	9980	6560
	2100	1090	8920	5540
	1624	906	4560	2040
	1580	1400	5760	3900
	2260	1506	6540	2080
	2020	1490	8020	5280
	2520	1750	11600	9060
	2750	1880	11100	8380
	2690	1690	11100	8240
	2280	1480	10980	8720
	2570	1660	11700	8500
	2870	1550	10920	8280
	1830	1600	12060	9340
	1820	1520	8140	5120
1610	1480	6670	4870	
0,10	3430	3170	5700	4370
	2800	2470	9880	7580
	2740	1620	11280	8540
	2910	1940	12740	9140
0,20	2810	1500	8420	5820
	2010	1260	8940	6380
	2020	1450	9020	6760
	2140	1500	8620	6020
	2220	1380	8802	6160
	2270	1550	9130	7000
	2150	1470	9320	7700
	2260	1900	9540	8840
	2430	1620	8560	5980
	2390	1570	8450	5985
	1945	1490	9400	6050
	2040	1500	9880	6200
	1960	1520	8840	6140
	1890	1390	7990	5760
1840	1460	8790	6220	

continua

conclusão

A/M	SST TA (mg/L)	SSV TA (mg/L)	SST R (mg/L)	SSV R (mg/L)
0,15	2020	1880	9220	7280
	2040	1820	9300	7100
	2300	1590	8980	7400
	2690	2000	9320	7850
	2610	1810	9740	7180
	2490	1960	7740	5820
	2490	1630	11320	8370
	1940	1210	8390	5870
	2690	1780	11200	7580
	1760	1290	9200	7330
	1640	1620	8800	7050
	1733	1267	8950	7140
	1580	1130	10040	7860
	2110	1470	8540	7000
	1740	1370	8860	8340
	3450	3300	9780	7850
	3520	3250	10110	8650
	3410	3450	10230	8430
	3605	3200	10408	7920
	3800	3300	9880	8440
3740	3450	9970	8330	
3504	3300	11400	9110	
0,25	2310	1950	8530	4800
	2810	2300	8450	5100
	2770	2100	9010	4950
	2680	1950	8790	4850
	2650	1850	8220	5120
	2590	1880	8560	5050
	2730	2000	8320	4930
	3020	2600	8650	4880
	3010	2200	8990	5150
	2930	1990	9220	5180
0,30	2010	1100	9350	5020
	2200	1200	8350	4910
	2150	1050	7840	4950
	2180	1300	7670	4880
	2200	1300	7500	4900
	2310	1250	7560	4780
	2430	1300	7460	5050
	2410	1150	8200	5100
	2550	1350	7990	5090
	2490	1130	8430	5300
	2670	1280	8370	4910
	2320	1080	8730	5150
	2390	1230	8650	4890
	2265	1180	8330	4790
	2540	1120	8310	5220

**APÊNDICE 10 – PLANILHA COMPLETA PARA A DETERMINAÇÃO DOS  
PARÂMETROS CINÉTICOS**