



COPPE/UFRJ

PROCESSOS COMBINADOS PARA O TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE
ATERRO SANITÁRIO

Cláudia Anastácia Santana Telles

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Química.

Orientadores: Márcia Walquíria de Carvalho
Dezotti
Daniele Maia Bila

Rio de Janeiro
Junho de 2010

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

PROCESSOS COMBINADOS PARA O TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE
ATERRO SANITÁRIO

Cláudia Anastácia Santana Telles

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO
ALBERTO LUIZ COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE
ENGENHARIA (COPPE) DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO
COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO
GRAU DE MESTRE EM CIÊNCIAS EM ENGENHARIA QUÍMICA.

Examinada por:

Prof^a. Márcia Walquíria de Carvalho Dezotti, D.Sc.

Prof^a. Daniele Maia Bila, D.Sc.

Prof. Tito Lívio Moitinho Alves, D.Sc.

Prof^a. Juacyara Carbonelli Campos, D.Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ – BRASIL
JUNHO DE 2010

Telles, Cláudia Anastácia Santana

Processos Combinados para o Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário/ Cláudia Anastácia Santana Telles. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2010.

XIX, 130 p.: il.; 29,7 cm.

Orientadores: Márcia Walquíria de Carvalho Dezotti
Daniele Maia Bila.

Dissertação (mestrado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Química, 2010.

Referências Bibliográficas: p. 111-126.

1. Lixiviado. 2. Coagulação/Floculação. 3. Ozonização.
4. Tratamento Biológico I. Dezotti, Márcia Walquíria de Carvalho *et al.* II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Química. III. Título.

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

São Francisco de Assis.

AGRADECIMENTOS

A Deus por estar sempre presente em minha vida me inspirando, iluminando meu caminho, me fortalecendo e me amparando nos momentos difíceis.

As minhas orientadoras, Prof^a Márcia Dezotti e Prof^a Daniele Bila, pela amizade, incentivo, apoio e toda a dedicação disponibilizada ao longo da pesquisa.

A todos os professores do Programa de Engenharia Química que contribuíram para a minha formação.

A minha mãe, Juruena, aos meus irmãos, Clarissa e Marcelo, ao meu namorado, Marco, por todo carinho, incentivo, compreensão e amor que foram indispensáveis para a finalização do trabalho.

Aos professores Juacyara Carbonelli Campos e Tito Lívio Moitinho Alves por aceitarem o convite para fazer parte da minha banca de tese.

Aos amigos do Laboratório de Controle de Poluição de Águas (LabPol), Bianca, Elis, Felipe, Samanta, Rafael, Bárbara, Milene, Isabelli, Marcela, João e Antônio, pela ajuda, incentivo e companheirismo em todos os momentos.

A CAPES pelo apoio financeiro, possibilitando a realização deste trabalho.

A Central de Tratamentos de Resíduos de Nova Iguaçu pelo fornecimento do efluente utilizado nesta pesquisa.

E, finalmente, a todos os amigos que contribuíram, direta ou indiretamente, para a realização deste estudo, e que certamente foram importantes durante todas as etapas percorridas.

Resumo da Dissertação apresentada à COPPE/UF RJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Ciências (M.Sc.)

PROCESSOS COMBINADOS PARA O TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Cláudia Anastácia Santana Telles

Junho/2010

Orientadoras: Márcia Walquíria de Carvalho Dezotti

Daniele Maia Bila

Programa: Engenharia Química

O objetivo deste trabalho foi avaliar o desempenho de processos de tratamento empregados no lixiviado proveniente da CTR de Nova Iguaçu – RJ. Foram avaliados o processo de coagulação/floculação, a remoção de nitrogênio amoniacal por arraste com ar, o processo de ozonização e o tratamento biológico por lodo ativado. O melhor resultado obtido no processo de coagulação/floculação foi com a utilização do coagulante Tanfloc SL em conjunto com o polieletrólito catiônico (30% de remoção de DQO). O processo de remoção de nitrogênio amoniacal teve uma eficiência de 98% após 4 dias de operação do sistema e em pH 11. A ozonização foi eficiente na remoção da cor ($\cong 90\%$), contudo, obteve uma baixa eficiência na remoção da DQO ($\cong 13\%$) e um discreto aumento na biodegradabilidade do lixiviado. O sistema de lodo ativado alimentado com lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização e com TRH de 24h apresentou eficiência de remoção de DQO entre 70-75% enquanto que o reator alimentado com lixiviado bruto apresentou eficiência de remoção de DQO entre 60-65%. Os ensaios de toxicidade aguda com *Danio rerio* o lixiviado bruto e após a ozonização mostraram a elevada toxicidade do lixiviado, porém, após a remoção de amônia e do tratamento biológico houve uma diminuição moderada na toxicidade do lixiviado.

Abstract of Dissertation presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science (M.Sc.)

COMBINED PROCESSES FOR THE TREATMENT OF LANDFILL LEACHATE

Cláudia Anastácia Santana Telles

June/2010

Advisors: Márcia Walquíria de Carvalho Dezotti
Daniele Maia Bila

Department: Chemical Engineering

The aim of this study was to evaluate the performance of different processes to treat the leachate from the CTR of Nova Iguaçu/RJ. The coagulation/flocculation process, removal of ammonia (stripping), ozonation process and biological treatment using activated sludge were evaluated. The best result obtained by coagulation/flocculation process was with the coagulant Tanfloc SL together with the cationic polyelectrolyte (COD removal of 30%). Ammonia nitrogen stripping had an efficiency of 98% after 4 days of operation at pH 11. The ozonation was effective in the removal of color ($\cong 90\%$), however presented a low efficiency in the removal of COD ($\cong 13\%$) and a subtle increase on biodegradability of the leachate. The activated sludge process fed with pre-treated leachate by ozonation and the HRT of 24 h showed an efficiency in the removal of COD between 70-75%, while the reactor fed with raw leachate showed an efficiency in the removal of COD between 60-65%. Acute toxicity tests with *Danio rerio* showed a high toxicity of leachate, however after stripping of ammonia and biological treatment it was observed a moderate decrease in leachate toxicity.

ÍNDICE

1. Introdução e Objetivos	1
2. Revisão Bibliográfica	4
2.1 – Resíduos sólidos urbanos (RSU).....	4
2.2 – Disposição de resíduos sólidos urbanos no Brasil	6
2.3 – Processo de decomposição do RSU	7
2.4 – Lixiviado	11
2.4.1 – Características gerais	11
2.4.2 – Geração.....	12
2.4.3 – Composição	12
2.4.4 – Impactos ao meio ambiente	15
2.5 – Processos e tecnologias usadas no tratamento do lixiviado	15
2.5.1 – Processo de Coagulação/floculação.....	17
2.5.2 – Remoção de nitrogênio amoniacal por arraste com ar	20
2.5.3 – Ozonização	23
2.5.4 – Tratamento Biológico	29
2.5.4.1 – Processo de lodos ativados	30
2.5.4.1.1 – Lodos ativados convencional (fluxo contínuo)	32
2.5.4.1.2 – Aeração prolongada (fluxo contínuo).....	33
2.5.4.1.3 – Fluxo intermitente (Reatores seqüenciais por batelada)	33
2.5.4.2 – Microscopia do lodo ativado	37
2.6 – Ensaio de toxicidade.....	38
2.6.1 – Teste de toxicidade aguda.....	39
2.6.2 – Teste de toxicidade crônica	40
2.6.3 – Organismos padronizados	40
2.6.4 – Organismo-teste: peixe (<i>Danio rerio</i>)	40
2.7 – Central de Tratamentos de Resíduos de Nova Iguaçu	42

3. Materiais e Métodos.....	44
3.1 – Procedimentos de coleta e preservação das amostras de lixiviado	44
3.2 – Caracterização do lixiviado.....	44
3.3 – Metodologia Analítica.....	45
3.3.1 – Metodologias empregadas para a caracterização do lixiviado	45
3.3.1.1 – Demanda Química de Oxigênio (DQO)	45
3.3.1.2 – Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅)	45
3.3.1.3 – Nitrogênio amoniacal (N-NH ₃)	46
3.3.1.4 – Carbono Orgânico Dissolvido (COD)	46
3.3.1.5 – pH	47
3.3.1.6 – Cor Aparente e Cor Verdadeira	47
3.3.1.7 – Turbidez.....	47
3.3.1.8 – Cloreto	47
3.3.1.9 – Condutividade.....	48
3.3.1.10 – Sólidos em Suspensão Totais e Voláteis (SST e SSV).....	48
3.3.2 – Análises realizadas no lodo biológico	49
3.3.2.1 – Índice Volumétrico de Lodo (IVL)	49
3.3.2.2 – Observações Microscópicas do Lodo	49
3.4 – Ensaio de Coagulação/Floculação	50
3.4.1 – Coagulantes e Floculantes utilizados nos ensaios	50
3.4.2 – Procedimento Experimental	50
3.5 – Remoção de nitrogênio amoniacal por arraste com ar	51
3.5.1 – Procedimento Experimental	51
3.6 – Ozonização.....	52
3.6.1 – Descrição da Unidade.....	52
3.6.2 – Procedimento Experimental	54
3.7 – Teste de tratabilidade	54
3.7.1 – Procedimento Experimental	54
3.8 – Tratamento biológico – Processo do lodo ativado em regime contínuo	56
3.8.1 – Descrição da unidade experimental.....	56
3.8.2 – Procedimento experimental	58
3.9 – Ensaio de toxicidade.....	59
3.9.1 – Organismo testado	59

3.9.2 – Procedimento experimental	59
4. Resultados e Discussão.....	61
4.1 – Caracterização do Lixiviado	61
4.2 – Testes de Coagulação/Floculação	63
4.3 – Remoção de amônia por arraste com ar	66
4.4 – Testes de Ozonização	67
4.5 – Tratamento Biológico	72
4.5.1 – Testes de Tratabilidade	72
4.5.1.1 – Microscopia	75
4.5.2 – Processo de lodo ativado	79
4.5.2.1 – Etapa A	80
4.5.2.1.1 – Microscopia da etapa A	87
4.5.2.2 – Etapa B	92
4.5.2.1.2 – Microscopia da etapa B	99
4.6 – Ensaio de toxicidade	105
5. Conclusões e Sugestões	107
6. Referências Bibliográficas	111
7. Anexo.....	127
7.1 – Anexo I.....	127

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1.	Destino final do lixo no Brasil.....	6
Figura 2.2.	Fases de estabilização dos resíduos sólidos urbanos	8
Figura 2.3.	Representação esquemática de um modelo do processo de coagulação e floculação	18
Figura 2.4.	Esquema do sistema de geração de ozônio por descarga por efeito corona	25
Figura 2.5.	Esquema dos mecanismos de reações do O ₃ e dos radicais OH com compostos (M) em meio aquoso.....	25
Figura 2.6.	Esquema de um sistema de lodos ativados	30
Figura 2.7.	Esquema de um floco de lodo ativado	31
Figura 2.8.	Efeito dos organismos filamentosos na estrutura do floco de lodo ativado	38
Figura 2.9.	Vista aérea da CTR – Nova Iguaçu	43
Figura 3.1.	Esquema do sistema utilizado no processo de arraste de amônia.....	52
Figura 3.2.	Equipamentos que constituem a unidade de ozonização	53
Figura 3.3.	Fotografias dos equipamentos utilizados no processo de ozonização.	53
Figura 3.4.	Sistema empregado nos testes de tratabilidade	54
Figura 3.5.	Esquema da unidade experimental do tratamento biológico	57

Figura 3.6. Fotografia do sistema de lodo ativado	57
Figura 3.7. Peixes da espécie <i>Danio rerio</i>	59
Figura 4.1. Resultados de DQO do lixiviado após o processo de ozonização com diferentes doses de ozônio aplicadas e tempos de reação.	68
Figura 4.2. Redução do COD do lixiviado após o processo de ozonização com diferentes doses de ozônio aplicadas e tempos de reação.....	69
Figura 4.3. Resultados de DBO ₅ do lixiviado após o processo de ozonização com diferentes doses de ozônio aplicadas e tempos de reação.....	70
Figura 4.4. Redução da cor do lixiviado após o processo de ozonização com diferentes doses de ozônio aplicadas e tempos de reação.....	71
Figura 4.5. Foto da redução de cor do lixiviado pelo processo de ozonização com três doses de ozônio.	72
Figura 4.6. Valores da DQO do lixiviado antes e após o teste de tratabilidade.	74
Figura 4.7. Microscopia do lodo da ETE (aumento 100x). (a) ciliado livre-natante; (b) e (c) pedunculados; (d) rotífero.	75
Figura 4.8. Microscopia do lodo no início do teste de tratabilidade. Reator 1 - rotífero; Reator 2 , 4 e 5 – pedunculados; Reator 3 – nematóide; Reator 6 – ciliado livre-natante.	76
Figura 4.9. Microscopia do lodo no 6º dia do teste de tratabilidade. Reator 2, 3, 4, 5 e 6 – pedunculados; Reator 1 – ciliado livre-natante.	77
Figura 4.10. Microscopia do lodo no final do teste de tratabilidade. Reator 1, 5 e 6 – pedunculados; Reator 2 – rotífero; Reator 3 - nematóide.	78

Figura 4.11. Monitoramento dos valores de DQO bruta no: (a) reator 1 (lixiviado bruto) e (b) reator 2 (lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização) na etapa A. * FEEMA atual INEA – DZ – 205. R – 5.	81
Figura 4.12. Remoção da DQO bruta no reator 1 (lixiviado bruto) e no reator 2 (lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização) durante a etapa A.	82
Figura 4.13. Acompanhamento do nitrogênio amoniacal no: (a) reator 1(lixiviado bruto) e (b) reator 2 (lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização) na etapa A.....	84
Figura 4.14. Monitoramento do teor de SSV nos reatores 1 e 2 na etapa A.	86
Figura 4.15. Microscopia do lodo biológico (aumento 100x). (a) e (d) rotíferos; (b) ciliado; (c) pedunculados.	87
Figura 4.16. Microscopia do reator alimentado com lixiviado bruto (aumento 100x). (a) e (b) ciliados; (c), (d), (e) e (f) floco de lodo.	89
Figura 4.17. Microscopia do reator alimentado com lixiviado ozonizado (aumento 100x). (a), (c) e (f) pedunculados; (b) e (d) ciliados livre-natante; (e) floco de lodo.	90
Figura 4.18. Monitoramento dos valores de DQO bruta no: (a) reator 1 (lixiviado bruto) e (b) reator 2 (lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização) na etapa B. * FEEMA atual INEA – DZ – 205. R – 5.	93
Figura 4.19. Remoção da DQO bruta no: (a) reator 1 (lixiviado bruto) e (b) reator 2 (lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização) na etapa B.	95
Figura 4.20. Acompanhamento do nitrogênio amoniacal no: (a) reator 1(lixiviado bruto) e (b) reator e 2 (lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização) na etapa B.	97

Figura 4.21. Monitoramento do teor de SSV dos reatores 1 e 2 na etapa B.	98
Figura 4.22. Microscopia do lodo biológico (aumento 100x). (a) floco de lodo; (b) ciliado livre-natante; (c) rotífero; (d) pedunculado.	99
Figura 4.23. Microscopia do reator alimentado com lixiviado bruto (aumento 100x). (a) e (g) floco de lodo; (b), (c), (d), (e), (f) e (h) ciliados livre-natante.	100
Figura 4.24. Microscopia do reator alimentado com lixiviado ozonizado (aumento 100x). (a), (c) e (g) pedunculados; (b) rotífero; (d), (e) e (h) ciliados livre-natante; (f) floco de lodo.	102

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1.	Classificação do RSU quanto a sua periculosidade.	5
Tabela 2.2.	Descrição das cinco fases de estabilização.	9
Tabela 2.3.	Composição do lixiviado nas diferentes fases existentes no aterro.	10
Tabela 2.4.	Variação da composição do lixiviado gerado em aterros brasileiros.	14
Tabela 2.5.	Distribuição da amônia em relação ao pH.	21
Tabela 2.6.	Algumas vantagens e desvantagens do processo de arraste de amônia por ar.	22
Tabela 2.7.	Potenciais de oxidação de alguns oxidantes em água.	24
Tabela 2.8.	Algumas vantagens e desvantagens do processo de ozonização.	28
Tabela 2.9.	Interpretação das condições de sedimentabilidade do lodo.	32
Tabela 2.10.	Vantagens e desvantagens das variantes mais comuns dos sistemas de lodos ativados.	35
Tabela 3.1.	Descrição dos coagulantes utilizados nos ensaios de coagulação/floculação.....	50
Tabela 3.2.	Amostras dos testes de tratabilidade.	56
Tabela 3.3.	Descrição das análises realizadas nos dois reatores contínuos e suas freqüência.	58
Tabela 4.1	Caracterização do lixiviado proveniente do CTR-Nova Iguaçu.	61

Tabela 4.2. Resumo dos resultados obtidos nos ensaios de coagulação/floculação do lixiviado.	64
Tabela 4.3. Resultados de remoção de nitrogênio amoniacal por arraste com ar do lixiviado do CTR-Nova Iguaçu.	66
Tabela 4.4. Remoção de DQO após o teste de tratabilidade com as amostras de lixiviado bruto e tratado.	73
Tabela 4.5. Resultados dos testes de toxicidade aplicados às amostras de lixiviado bruto e tratado.	105

ABREVIATURAS

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
- AEERJ – Associação das Empresas de Engenharia do Rio de Janeiro
- AgNO₃ – Nitrato de Prata
- Al₂(SO₄)₃ – Sulfato de Alumínio
- Alc. Total – Alcalinidade Total
- AOV – Ácidos Orgânicos Voláteis
- CaCO₃ – Carbonato de Cálcio
- Ca(OH)₂ – Hidróxido de Cálcio
- Ca²⁺ - Íon Cálcio
- CaSO₄.2H₂O – Sulfato de Cálcio
- Cd – Cádmo
- Cd²⁺ - Íon Cádmo
- CE₅₀ – Concentração de agente tóxico que causa efeito adverso em 50% dos organismos testados
- CEMPRE – Compromisso Empresarial para Reciclagem
- CH₄ – Gás metano
- Cl⁻ - Íon Cloro
- CL₅₀ – Concentração de agente tóxico que causa efeito letal em 50% dos organismos testados
- CO₂ – Dióxido de Carbono
- COD – Carbono Orgânico Dissolvido
- COT – Carbono Orgânico Total
- Cr – Cromo
- Cr³⁺ - Íon Cromo
- CTR – Central de Tratamento de Resíduos
- Cu – Cobre
- Cu²⁺ - Íon Cobre
- DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
- DBO₅ – Demanda Bioquímica de Oxigênio (após 5 dias de incubação)
- DQO – Demanda Química de Oxigênio
- Fe – Ferro

$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ – Sulfato Férrico
 Fe^{2+} - Íon Ferro
 FeCl_3 – Cloreto Férrico
FEEMA – Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente
FVMP – Frequência de ocorrência os valores mais prováveis
 H_2O_2 – Peróxido de Hidrogênio
 HCO_3^- - Íon Bicarbonato
HTR – Hydraulic Retention Time
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INEA – Instituto Estadual do Ambiente
IPT – Instituto de Pesquisas Tecnológicas
IVL – Índice Volumétrico de Lodo
 K^+ - Íon Potássio
 K_2CrO_4 – Cromato de Potássio
KCl – Cloreto de Potássio
Mg – Magnésio
 Mg^{2+} - Íon Magnésio
 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – Sulfato de Magnésio
Mn – Manganês
 Mn^{2+} - Íon Manganês
 Na^+ - Íon Sódio
 NaHCO_3 – Bicarbonato de Sódio
NaOH – Hidróxido de Sódio
NBR – Norma Brasileira
 NH_3 – Gás Amônia
N- NH_3 – Nitrogênio Amoniacal
 NH_4^+ - Íon Amônio
Ni – Níquel
 Ni^{2+} - Íon Níquel
NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl
 O_3 – Ozônio
OD – Oxigênio Dissolvido
 $\bullet\text{OH}$ – Radical hidroxila
PAX – Policloreto de Alumínio

Pb – Chumbo
Pb²⁺ - Íon Chumbo
PFC – Policloreto Férrico
PFS – Polissulfato Férrico
pH – Potencial Hidrogênio
PNSB – Pesquisa Nacional sobre Saneamento Básico
PO₄-P – Íon Fosfato
PtCo – Platina cobalto
RBS – Reator Batelada Seqüencial
RSU – Resíduos sólidos urbanos
SFT – Sólidos Fixos Totais
SO₄²⁻ - Íon Sulfato
SST – Sólidos em Suspensão Totais
SSV – Sólidos em Suspensão Voláteis
ST – Sólidos Totais
SVT – Sólidos Voláteis Totais
TRH – Tempo de Retenção Hidráulica
UASB – Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente
UTN – Unidade de Turbidez Nefelométrica
Zn – Zinco
Zn²⁺ - Íon Zinco

CAPÍTULO 1

Introdução e Objetivos

Na antiguidade os rejeitos produzidos pelo homem, além de serem em menor quantidade eram, basicamente, de origem orgânica apresentando uma decomposição relativamente fácil sendo transformados pelos processos naturais de degradação e absorvidos pela própria natureza. O crescimento populacional, o aumento do processo de industrialização e a mudança dos hábitos da sociedade devido ao desenvolvimento de novos produtos, favoreceram o aumento da quantidade e da variedade dos resíduos gerados causando graves problemas para a humanidade e para o meio ambiente.

Em nenhuma fase do desenvolvimento humano se produziu tanto resíduo como atualmente (EDUARDO, 2007). De acordo com RAMOS (2004), no mundo são gerados cerca de dois milhões de toneladas de resíduos domiciliar e comercial a cada dia, o que equivale a uma média de aproximadamente $0,7 \text{ kg.dia}^{-1}$ por habitante de área urbana.

Atualmente, destinar adequadamente a grande quantidade de resíduos gerados é uma das principais preocupações da população uma vez que a produção dos rejeitos é muito superior à capacidade de degradação no meio ambiente.

O destino impróprio dos resíduos sólidos em áreas que não possuem uma infraestrutura adequada para o controle dos poluentes causará uma degradação ambiental acarretando riscos à saúde humana. A disposição inadequada dos resíduos pode causar problemas como: poluição do solo, do ar, das águas superficiais e subterrâneas, proliferação de vetores, contaminação da biota, poluição visual e sonora, desvalorização imobiliária, descaracterização paisagística e desequilíbrio ecológico.

Visando evitar riscos à sociedade e danos ao meio ambiente, o gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos ganhou maior importância nos últimos anos. Dentre as práticas empregadas na disposição dos resíduos, a utilização de aterros sanitários continua sendo amplamente aceita e cada vez mais utilizada, pois possui uma impermeabilização na sua

base que evita que o lixiviado gerado não atinja os recursos hídricos nas proximidades do aterro.

Resíduos sólidos dispostos nos lixões ou nos aterros sofrem os processos de decomposição física, química e biológica, dando origem a efluentes líquidos e gasosos. A fração líquida, conhecida como chorume ou lixiviado, é originada pela umidade natural presente nos resíduos, pelo processo de decomposição da matéria orgânica e pela água da chuva que percola sobre a massa de resíduo e que, dependendo da sua quantidade, pode aumentar o volume de lixiviado (KJELDSEN *et al.*, 2002; BAUN *et al.*, 2003). De acordo com STROOT *et al.*, 2001a e EL FADEL *et al.*, 2002, a fase gasosa, compostas por CH₄, CO₂ e vapor de água, são liberadas para o meio ambiente, porém, se forem canalizadas podem ser queimadas ou aproveitadas como energia.

É crescente a preocupação com o impacto produzido pelo lixiviado no meio ambiente principalmente em relação à poluição das águas. A percolação do lixiviado pode provocar a poluição das águas subterrâneas e superficiais, reduzindo o teor de oxigênio dissolvido e, como consequência, alterar a fauna e a flora aquática. Devido a esses problemas é de grande importância a implementação de sistemas de coleta e tratamento para o lixiviado.

Alguns fatores como: variações climáticas, técnica de aterramento e método de compactação influenciam na quantidade e na qualidade do lixiviado produzido no aterro. O lixiviado pode ser classificado, em função da idade do aterro, em três tipos: jovem, intermediário e estabilizado. O lixiviado jovem é composto, geralmente, por alta concentração de compostos orgânicos, alta concentração de nitrogênio amoniacal, hidrocarbonetos halogenados e metais. Com o passar dos anos o lixiviado produzido no aterro é caracterizado pela presença de substâncias recalcitrantes, alta demanda química de oxigênio (DQO) e baixa biodegradabilidade.

Dependendo das características do lixiviado e dos custos operacionais, vários processos físico-químicos, biológicos e químicos podem ser utilizados para o seu tratamento. Alguns processos de tratamento empregados são: coagulação/floculação, processos biológicos, ozonização, processos oxidativos avançados (POA), processos de separação com membranas, recirculação no aterro, etc.

Assim, o presente trabalho pretende contribuir através da avaliação do desempenho de alguns processos empregados no tratamento de lixiviado originado de aterro sanitário, por meio de parâmetros físico-químicos e por bioensaios de toxicidade aguda empregando o peixe da espécie *Danio rerio* que é um organismo padronizado.

Neste contexto, o presente estudo apresenta os seguintes objetivos:

Objetivo Geral

Avaliar a eficiência de processos físico-químico, oxidativo e biológico no tratamento do lixiviado proveniente da Central de Tratamento de Resíduos de Nova Iguaçu.

Objetivos Específicos

- * Avaliar a eficiência do processo de coagulação/floculação na remoção do material sólido em suspensão;
- * Avaliar o aumento da biodegradabilidade do lixiviado pelo processo de ozonização;
- * Investigar a interferência de altas concentrações de nitrogênio amoniacal presente no lixiviado na remoção matéria orgânica pelo processo de lodos ativados;
- * Avaliar a remoção da matéria orgânica pelo processo de lodo ativado e investigar os efeitos dos compostos presentes no lixiviado na manutenção da comunidade microbiana;
- * Investigar a toxicidade do lixiviado bruto e tratado por processos de ozonização, arraste de nitrogênio amoniacal por arraste com ar e lodos ativados, utilizando o peixe da espécie *Danio rerio* que é um organismo padronizado.

CAPÍTULO 2

Revisão Bibliográfica

2.1 – Resíduos sólidos urbanos (RSU)

Resíduos sólidos urbanos (RSU), comumente conhecido como lixo, são objetos velhos, sem utilidade, que são descartados. São gerados em nossos lares, em indústrias, no comércio, em hospitais e sua geração está relacionada aos hábitos de consumo de cada sociedade e ao seu poder econômico. Uma definição mais técnica dada pela Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT – de acordo com a norma brasileira NBR 10004/2004 para resíduos sólidos urbanos é:

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

Os resíduos sólidos urbanos são constituídos por uma mistura de substâncias que podem ser de fácil, moderada e difícil degradação e até mesmo não degradáveis. Sua composição irá variar dependendo de fatores econômicos, geográficos, sociais culturais e climáticos de cada região.

A Tabela 2.1 apresenta uma classificação dos resíduos quanto aos riscos potenciais ao meio ambiente.

Tabela 2.1 – Classificação dos RSU quanto a sua periculosidade.

Categoria		Especificação dos resíduos
Classe I – Perigosos		São os resíduos que podem representar risco à saúde pública e ao meio ambiente, ou apresentam uma das seguintes características: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade.
Classe II – Não perigosos	II A – Não inertes	São aqueles que não se enquadram nas classificações de resíduos classe I ou de resíduos classe II B. Os resíduos classe II A podem apresentar as seguintes propriedades: combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água.
	II B – Inertes	São os resíduos que ao sofrerem contato dinâmico e estático com água destilada ou deionizada, à temperatura ambiente, conforme NBR-10006 (ABNT, 2004b), não tiverem nenhum de seus componentes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor.

Fonte: NBR-10004/2004 (ABNT, 2004a).

Devido ao fato dos RSU serem uma grande fonte de poluição ao meio ambiente, sua destinação correta e seu tratamento são de grande importância para a preservação ambiental e para a saúde pública.

Um problema ambiental agregado à disposição inadequada de RSU é a geração do lixiviado, líquido altamente poluente proveniente da degradação de compostos orgânicos e inorgânicos presente nos resíduos.

2.2 – Disposição de resíduos sólidos urbanos no Brasil

Nas últimas décadas o Brasil vem sofrendo uma rápida urbanização. O grande aumento na produção e consumo de bens e serviços estão acarretando grande geração de resíduos sólidos podendo ocasionar sérios impactos ambientais no solo, na água e no ar.

Segundo a Pesquisa Nacional sobre Saneamento Básico, realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2000), são coletados, diariamente, cerca de 230 mil toneladas de resíduos sólidos. Sendo que, essa quantidade varia de acordo com cada região, entre 0,79 e 1,96 kg/hab/dia, portanto a geração média de resíduos sólidos é de 1,35 Kg/dia *per capita*. A disposição desses resíduos está distribuída da seguinte forma: 37% em aterro sanitário, 36,2 % em aterro controlado, 22,5% em lixões a céu aberto, 3,8 % são destinados à reciclagem e compostagem e 0,5 % são encaminhados para a incineração como apresentado na Figura 2.1.

Destino Final do Lixo Coletado no Brasil

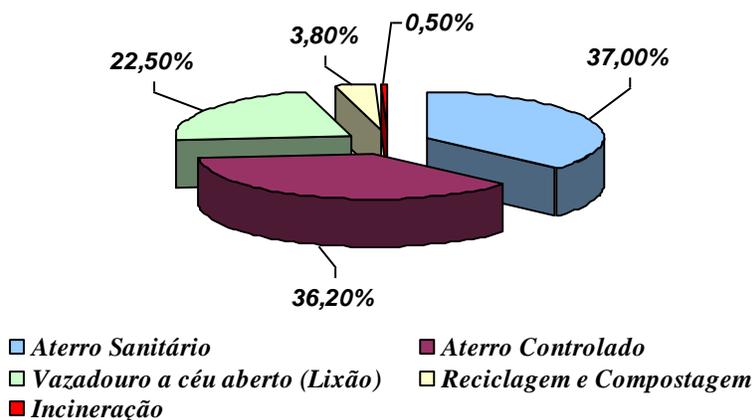


Figura 2.1 – Destino final do lixo no Brasil (PNSB 2000).

Dentre as formas de disposição dos resíduos sólidos urbanos mais usadas, o aterro sanitário é um dos meios mais adequados devido ao monitoramento correto dos

subprodutos gerados, como o lixiviado e o biogás que são coletados e tratados de modo adequado a fim de minimizar impactos ao meio ambiente e a saúde pública.

2.3 – Processo de decomposição do RSU

Alguns estudos consideram os locais de disposição dos RSU como reatores biológicos onde os componentes principais de entrada são os resíduos e a água e os de saída são o lixiviado e o biogás (MARQUES 2001, RITA 2002 e MAXIMO 2007).

O processo de degradação dos compostos orgânicos e inorgânicos presentes nos resíduos é constituído de mecanismos biológicos e físico-químicos, catalisados pela presença de umidade nos resíduos e pelas águas que infiltram ou são recirculadas no aterro (CASTILHOS Jr. *et al.* 2003). Tais mecanismos convertem os resíduos sólidos em substâncias mais estáveis, através da atuação de organismos decompositores como: bactérias, arqueas metanogênicas, fungos, protozoários e algas (FIORE, 2004).

A decomposição biológica dos resíduos acontece por dois processos: primeiro o aeróbio, de curta duração e limitado pela quantidade de oxigênio presente no meio oriundo do ar aprisionado logo após a cobertura do aterro. E o anaeróbio, um processo longo de degradação e realizado por microrganismos que se desenvolvem na ausência de oxigênio. Contudo, o mecanismo de degradação biológica em um aterro é predominantemente anaeróbio devido à baixa penetração de oxigênio no seu interior.

Foram desenvolvidos alguns modelos para descrever a seqüência de eventos que ocorre ao longo da vida útil de um aterro a fim de demonstrar as diferentes etapas até a sua estabilização. O primeiro modelo, proposto por FARQUHAR e ROVERS (1973), apresentava quatro fases focando apenas a produção de biogás. RESS (1980) propôs a primeira modificação, a adição de uma quinta fase ao primeiro modelo e ilustrou, além das curvas de produção dos gases, curvas teóricas de degradação da celulose e dos ácidos graxos voláteis. POHLAND e HARPER (1986) propuseram um modelo composto de cinco fases com a finalidade de avaliar a estabilização dos resíduos sólidos no aterro em função do tempo. A Figura 2.2 ilustra o modelo proposto por POHLAND e HARPER (1986).

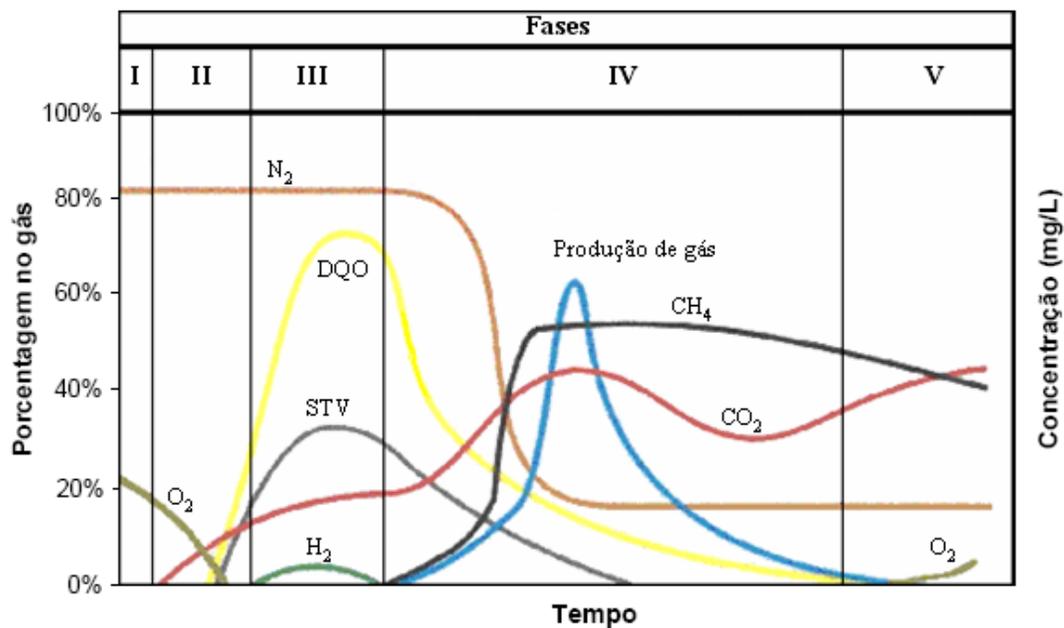


Figura 2.2 - Fases de estabilização dos resíduos sólidos urbanos.
 Fonte: adaptado de Pohland e Harper, 1986.

A Tabela 2.2 apresenta uma descrição sucinta das cinco fases de estabilização distintas definidas por POHLAND e HARPER (1986).

Tabela 2.2 – Descrição das cinco fases de estabilização.

Fases	Descrição
<p>Fase I Ajuste inicial</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Deposição inicial do lixo e acúmulo de umidade; - Cobertura de cada sessão do aterro e assentamento inicial do terreno; - Decomposição é caracterizada pela presença de microrganismos aeróbios e facultativos; - Presença de oxigênio diminui; - Começam as mudanças no interior do aterro iniciando o processo de estabilização.
<p>Fase II Transição</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Formação do lixiviado; - Transição do ambiente aeróbio para o anaeróbio; - Aceptor de elétrons passa de oxigênio para nitratos e sulfatos; - O potencial redox diminui; - Aparecimento de ácidos orgânicos voláteis (AOV).
<p>Fase III Acidificação</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Predominância de ácidos orgânicos voláteis no lixiviado - Liberação de nitrogênio e fósforo que são consumidos pela biomassa microbiana; - Redução do pH, causando mobilização e possível complexação de metais; - Aparecimento do gás hidrogênio que vai afetar a natureza e o tipo de compostos que estão sendo formados.
<p>Fase IV Metanogênese</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Conversão dos ácidos produzidos na fase anterior em metano e gás carbônico; - Controle do pH pelo tampão bicarbonato; - Potencial redox atinge o valor mínimo; - O consumo de nutrientes é contínuo; - A concentração de matéria orgânica diminui e aumenta a produção de gás; - Complexação e precipitação dos metais.
<p>Fase V Maturação final</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Diminuição da concentração de nutrientes limitando o crescimento da biomassa; - Redução ou mesmo cessação da produção de gás; - O aparecimento, lento, de espécies químicas oxidadas e do oxigênio; - Aumento do potencial redox; - Degradação, de forma lenta, dos compostos orgânicos mais biorrecalcitrantes e produção de substâncias húmicas capazes de complexar e com isso novamente mobilizar metais pesados.

Fonte: POHLAND e HARPER (1986).

Vale ressaltar que, o modelo descrito na Tabela 2.2, não reflete na prática o que ocorre em um aterro, uma vez que o tempo para completar o enchimento de um aterro é muito longo. Na realidade, as cinco fases ocorrem simultaneamente nos diferentes setores do aterro, ou seja, setores mais antigos estarão numa fase de estabilização mais avançada em comparação com outros que tem resíduos sólidos recém depositados, conferindo uma composição média ao lixiviado. Além disso, a duração de cada fase de decomposição dos RSU é dependente de vários fatores, tais como: o tipo de material disposto no aterro, as dimensões do aterro, o modo de funcionamento do aterro (aterramento, compactação, recirculação) e o clima.

A Tabela 2.3 apresenta alguns valores de parâmetros físico-químicos obtidos na caracterização do lixiviado durante quatro fases de um aterro. É possível verificar a grande variabilidade dos parâmetros em cada uma das fases.

Tabela 2.3 – Composição do lixiviado nas diferentes fases existentes no aterro.

Parâmetros (mg.L ⁻¹)	Fases de Aterro				
	Transição	Acidificação	Metanogênese	Final	Todas as fases
DBO ₅	100 - 10900	1000 - 57700	600 - 3400	4 - 120	4 - 57700
DQO	480 - 18000	1500 - 71100	580 - 9760	31 - 900	4 - 71100
COT*	100 - 3000	500 - 27700	300 - 2230	70 - 260	70 - 27700
AOV**	100 - 3000	3000 - 18800	250 - 4000	0	0 - 18800
DBO ₅ /DQO	0,23 - 0,87	0,4 - 0,8	0,17 - 0,64	0,02 - 0,13	0,02 - 0,87
NTK	180 - 860	14 - 1970	25 - 82	7 - 490	7 - 1970
N-NH ₃	120 - 125	2 - 1030	6 - 430	6 - 430	2 - 1030
PO ₄ ⁻²	0,6 - 1,7	0,2 - 120	0,7 - 14	0,2 - 14	0,2 - 120
Alc. Total	200 - 2500	140 - 9650	760 - 5050	200 - 3520	140 - 9650
ST	2450 - 2050	4120 - 55300	2090 - 6410	1460 - 4640	1460 - 55300
pH	6,7	4,7 - 7,7	6,3 - 8,8	7,1 - 8,8	4,7 - 8,8
Cu	0,085 - 0,39	0,005 - 2,2	0,03 - 0,18	0,02 - 0,56	0,005 - 2,2
Fe	68 - 312	90 - 2200	115 - 336	4 - 20	4 - 2200
Pb	0,001 - 0,004	0,01 - 1,44	0,01 - 1,0	0,01 - 0,1	0,001 - 1,44
Mg	66 - 96	3 - 1140	81 - 505	81 - 190	3 - 1140
Mn	0,6	0,6 - 41	0,6	0,6	0,6 - 41
Ni	0,02 - 1,55	0,03 - 79	0,01 - 1,0	0,07	0,01 - 79
K ⁺	35 - 2300	35 - 2300	35 - 2300	35 - 2300	35 - 2300
Na ⁺	20 - 7600				20 - 7600
Zn	0,06 - 21	0,65 - 220	0,4 - 0,6	0,4	0,06 - 220
Cd	190 - 490	70 - 3900	76 - 490	76 - 254	70 - 3900
Cr	0,023 - 0,28	0,06 - 18	0,05	0,05	0,023 - 18

* Carbono orgânico total; ** Ácidos orgânicos voláteis.

Fonte: adaptado de POHLAND e HARPER (1986).

Devido às contínuas descargas de resíduos nos aterros é comum se observar à ocorrência simultânea das fases de estabilização, tornando complexa a identificação do estágio de degradação dos resíduos através das características do lixiviado gerado.

Apesar do modelo proposto por POHLAND e HARPER (1986) ser muito utilizado e citado, ele apresenta um erro ao supor que o aterro sanitário é preenchido e coberto uma única vez e não é isso que ocorre na realidade.

Divisões mais simples e práticas foram propostas por alguns autores. MCBEAN, ROVERS e FARQUHAR (1995), dividiram o período de estabilização de aterro em três fases: aeróbia, acidogênica e metanogênica. REICHERT (1999), propôs uma divisão também em três fases: fase ácida, fase metanogênica e fase de maturação. De acordo com KJELDSSEN *et al.* (2002), quatro fases podem ser consideradas durante o período de estabilização do aterro sanitário: fase aeróbia, fase anaeróbia, fase metanogênica inicial e fase de estabilização metanogênica.

2.4 – Lixiviado

2.4.1 – Características gerais

Segundo MORAVIA (2007), lixiviados de aterro sanitário podem ser definidos como o efluente líquido originado da umidade natural e da água presente nos resíduos, do resultado da degradação biológica dos materiais orgânicos e da água que infiltra na camada de cobertura e no interior das células existentes no aterro.

Pela norma brasileira NBR 8849/1985 (ABNT, 1985), o lixiviado é definido como sendo o líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, de cor escura e mau cheiro.

Segundo o IPT/CEMPRE (2000), os líquidos originados em locais de decomposição de resíduos sólidos podem receber as seguintes denominações: chorume, sumeiro, chumeiro, lixiviado e percolado.

Apesar das diferentes nomenclaturas, alguns autores consideram o termo lixiviado mais adequado para a denominação dos líquidos coletados dos aterros, pois ele engloba o

líquido gerado a partir da combinação da umidade inicial dos resíduos, da água gerada durante o processo de decomposição biológica e da água de infiltração no aterro.

2.4.2 – Geração

De acordo com MORAVIA (2007), fatores climáticos (temperatura, precipitação pluviométrica e evapotranspiração), hidrogeológicos (infiltração, geologia, topografia e recirculação do lixiviado), características do resíduo (compactação, granulometria, permeabilidade, massa molecular, etc) e o modo de impermeabilização do aterro são alguns fatores que podem influenciar na geração do lixiviado.

2.4.3 – Composição

Alguns fatores interferem nas características químicas, físicas e biológicas do lixiviado. O tipo de resíduo disposto no aterro, o grau de decomposição, o clima, a idade e a profundidade do aterro, o tipo de operação aplicada no aterro, entre outros, dão origem às características químicas, físicas e biológicas do lixiviado. Assim, a sua composição pode variar de um local para outro ou em um mesmo local em épocas do ano diferentes.

Segundo ANDRADE (2002), os lixiviados de aterro sanitário apresentam em sua composição, basicamente, uma mistura de substâncias orgânicas e inorgânicas, compostos em solução e em estado coloidal e várias espécies de microrganismos.

As diferenças nas características presentes no lixiviado permitem classificá-lo em dois tipos: “lixiviado novo” e “lixiviado velho”. Segundo SOUTO (2009), essa classificação deve estar devidamente associada às fases de degradação e não a idades pré-definidas do aterro.

De acordo com MORAVIA (2007), o “lixiviado novo” apresenta compostos orgânicos biodegradáveis, baixa concentração de nitrogênio amoniacal e elevada concentração de ácidos graxos voláteis de baixa massa molecular. “Lixiviado velho” apresenta baixa concentração de material orgânico biodegradável, elevada concentração de nitrogênio amoniacal e de compostos orgânicos refratários.

Os aterros sanitários recebem uma mistura de resíduos domésticos e comerciais. Dessa maneira, os lixiviados podem ser caracterizados como uma solução aquosa com quatro grupos de poluentes: material orgânico dissolvido (ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos mais refratários como ácidos húmicos e fúlvicos), macrocomponentes inorgânicos tais como: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , metais pesados tais como: Cd^{2+} , Cr^{3+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Ni^{2+} , Zn^{2+} e compostos orgânicos xenobióticos originários de resíduos domésticos e químicos presentes em baixas concentrações (hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas, entre outros) (CHRISTENSEN *et al.*, 1994 *apud* KJELDSEN *et al.*, 2002).

Com a finalidade de disponibilizar uma descrição das características do lixiviado de aterros sanitários brasileiros SOUTO e POVINELI reuniram dados disponíveis na literatura referentes ao lixiviado de 25 aterros, localizados em nove estados e a partir destas informações construíram distribuições de frequência que permitiram determinar as faixas mais prováveis de concentração para 30 variáveis físico-químicas. Ao final do estudo os autores elaboraram uma tabela, de forma resumida, com as características mais prováveis do lixiviado de aterros brasileiros.

Essa composição do lixiviado dos principais aterros brasileiros está apresentada na Tabela 2.4 e os valores encontrados mostram as variações existentes nos diferentes aterros brasileiros.

Tabela 2.4 – Variação da composição do lixiviado gerado em aterros brasileiros.

Variável	Faixa máxima	Faixa mais provável	FVMP
pH	5,7 - 8,6	7,2 - 8,6	78%
Alcalinidade total (mg L ⁻¹)	750 - 11400	750 - 7100	69%
Dureza (mg L ⁻¹)	95 - 3100	95 - 2100	81%
Condutividade (µS/cm)	2950 - 25000	2950 - 17660	77%
DBO₅ (mg L ⁻¹)	< 20 - 30000	< 20 - 8600	75%
DQO (mg L ⁻¹)	190 - 80000	190 - 22300	83%
Óleos e graxas (mg L ⁻¹)	10 - 480	10 - 170	65%
Fenóis (mg L ⁻¹)	0,9 - 9,9	0,9 - 4,0	58%
NTK (mg L ⁻¹)	80 - 3100	Não há	-
N-amoniaco (mg L ⁻¹)	0,4 - 3000	0,4 - 1800	72%
N-orgânico (mg L ⁻¹)	5 - 1200	400 - 1200	80%
N-nitrito (mg L ⁻¹)	0 - 50	0 - 15	69%
N-nitrato (mg L ⁻¹)	0 - 11	0 - 3,5	69%
P-total (mg L ⁻¹)	0,1 - 40	0,1 - 15	63%
Sulfeto (mg L ⁻¹)	0 - 35	0 - 10	78%
Sulfato (mg L ⁻¹)	0 - 5400	0 - 1800	77%
Cloreto (mg L ⁻¹)	500 - 5200	500 - 3000	72%
ST (mg L ⁻¹)	3200 - 21900	3200 - 14400	79%
SVT (mg L ⁻¹)	630 - 20000	630 - 5000	60%
SFT (mg L ⁻¹)	2100 - 14500	2100 - 8300	74%
SST (mg L ⁻¹)	5 - 2800	5 - 700	68%
SSV (mg L ⁻¹)	5 - 530	5 - 200	62%
Ferro (mg L ⁻¹)	0,01 - 260	0,01 - 65	67%
Manganês (mg L ⁻¹)	0,04 - 2,6	0,04 - 2,0	79%
Cobre (mg L ⁻¹)	0,005 - 0,6	0,005 - 0,15	61%
Níquel (mg L ⁻¹)	0,03 - 1,1	0,03 - 0,5	71%
Cromo (mg L ⁻¹)	0,003 - 0,8	0,003 - 0,5	89%
Cádmio (mg L ⁻¹)	0 - 0,26	0 - 0,065	67%
Chumbo (mg L ⁻¹)	0,01 - 2,8	0,01 - 0,5	64%
Zinco (mg L ⁻¹)	0,01 - 8,0	0,01 - 1,5	70%

FVMP: frequência de ocorrência dos valores mais prováveis.

Fonte: Souto e Povinelli (2007).

Os valores apresentados na Tabela 2.4 mostram a grande faixa e a variabilidade dos valores de DQO, DBO₅, nitrogênio amoniacal e a baixa concentração de metais nos aterros brasileiros.

2.4.4 – Impactos ao meio ambiente

O lixiviado é a principal fonte poluidora das águas subterrâneas e superficiais na proximidade dos locais de disposição de lixo (SISINNO, 2002). O seu alto potencial poluidor, em função da sua elevada concentração de compostos orgânicos recalcitrantes e baixa biodegradabilidade, gera impactos ambientais relevantes.

Os principais efeitos do lançamento do lixiviado nos corpos hídricos estão associados à diminuição do teor de oxigênio dissolvido, a toxicidade causada pela amônia e a eutrofização, devido às elevadas concentrações de nitrogênio (FLECK, 2003; KJELDSEN *et al.*, 2002).

Devido à alta concentração de nitrogênio, principalmente na forma amoniacal, muitas vezes apenas o tratamento biológico não é suficiente para o tratamento do lixiviado sendo necessário à associação com processos físico-químicos.

Devido aos problemas relatados e para a proteção da qualidade das águas superficiais e subterrâneas, se faz necessário o tratamento adequado dos lixiviados provenientes de RSU antes de seu lançamento na natureza.

2.5 – Processos e tecnologias usadas no tratamento do lixiviado

A literatura indica uma variedade de tratamentos utilizados como alternativas no tratamento do lixiviado de RSU. Como já mencionado, os lixiviados apresentam uma grande variabilidade em sua composição, além disso, suas características se alteram significativamente com a idade do aterro. Devido a isso, não há uma simples e universal solução para o seu tratamento.

O tratamento do lixiviado através de sistemas biológicos e aeróbios é bastante efetivo quando o lixiviado é novo. Porém, o tratamento biológico isoladamente pode ser ineficiente quando o lixiviado é originário de aterros de meia-idade e velho, neste caso, o efluente apresenta alta concentração de compostos recalcitrantes e necessita de um tratamento prévio que diminua a sua recalcitrância (FERREIRA *et al.*, 2001).

Segundo MORAVIA (2007), os lixiviados característicos de um aterro novo apresentam disponibilidade de compostos orgânicos biodegradáveis de fácil remoção pelos

microrganismos envolvidos no tratamento biológico, baixa concentração de nitrogênio amoniacal, tóxico à biomassa ativa em altas concentrações, e elevada concentração de ácidos graxos voláteis de baixo peso molecular, sendo o tratamento biológico neste caso mais adequado. Quando o lixiviado não apresenta características de proveniência de um aterro novo, presume-se que houve um decréscimo significativo de sua fração orgânica biodegradável. Neste caso, espera-se também uma elevada concentração de nitrogênio amoniacal. Isto significa que tanto o tratamento aeróbio como anaeróbio podem ser limitados na remoção da matéria orgânica. Este problema pode ser amenizado com associações de tratamentos biológicos e físico-químicos. Porém, para remoção do nitrogênio amoniacal, o tratamento aeróbio pode ser indicado, auxiliando inclusive na remoção da DQO remanescente (residual). Quando a relação DBO_5/DQO torna-se muito baixa, ou seja, a predominância de matéria orgânica refratária sobre matéria orgânica biodegradável, característica dos lixiviados de aterros mais antigos, provavelmente a concentração de ácidos graxos voláteis será muito baixa, tornando mais indicado o tratamento por processos físico-químicos.

É crescente o estudo de diferentes processos aplicados no tratamento do lixiviado. Porém, por se tratar de uma mistura complexa, na maioria das vezes é necessário o emprego de duas ou mais tecnologias de tratamento para se obter um lixiviado dentro dos padrões para descarte.

Além da sua complexidade, cada aterro gera um lixiviado com características diferentes e, em um mesmo aterro, essas características são alteradas à medida que os resíduos depositados permanecem mais tempo em processo de decomposição.

A literatura reporta alguns processos que são utilizados no tratamento do lixiviado, entre eles estão: recirculação (REINHART, 1996), evaporação (BIRCHLER *et al.*, 1994; SÁ, 2008), processos eletroquímicos (CHIANG *et al.*, 1995), wetlands (PIRES, 2002), processos biológicos (lodos ativados, reator batelada seqüencial - RBS, aeração prolongada, filtros percoladores, lagoas anaeróbias) (LI *et al.*, 2009; HE *et al.*, 2007, TSILOGEORGIS *et al.*, 2008; UYGUR *et al.*, 2004; YANG *et al.*, 2008; ALESSANDRO *et al.*, 2009; LIN *et al.*, 2000; CASTILLO *et al.*, 2007; LI *et al.*, 2007), precipitação química (ZHANG *et al.*, 2009; ALTINBAS *et al.*, 2002; ZDYBIEWSKA *et al.*, 1991), oxidação (WU *et al.*, 2004; TIZAOUI *et al.*, 2007), sedimentação/flotação (ZOUBOULIS *et al.*, 2003), filtração,

arraste por ar (PI *et al.*, 2009; OZTURK *et al.*, 2003; SILVA *et al.*, 2004), ultrafiltração (XU *et al.*, 2006) e osmose reversa (RENOU *et al.*, 2008a,b; SLATER *et al.*, 1983).

A seguir serão abordados estudos na literatura de alguns processos empregados no tratamento de lixiviado de aterros sanitários.

2.5.1 – Processo de Coagulação/floculação

O processo de coagulação/floculação é um processo que tem como objetivo fundamental a remoção de sólidos em suspensão pelo mecanismo de desestabilização das cargas elétricas existentes na superfície das partículas. Essa desestabilização é provocada pela adição de produtos químicos (eletrólitos) que, através de mecanismos de ligação e adsorção na superfície coloidal, neutralizam as forças elétricas superficiais e anulam as forças repulsivas (ECKENFELDER, 1989).

As partículas desestabilizadas tendem a se aglomerar, através de um mecanismo de agitação para facilitar o contato, formando partículas maiores que são mais suscetíveis a sedimentação.

Segundo DI BERNARDO (1993), a coagulação resulta de dois fenômenos: o primeiro essencialmente químico consiste nas reações do coagulante com a água e resulta na formação de espécies hidrolisadas com carga positiva e depende da concentração do cátion e do pH final da mistura; o segundo, fundamentalmente físico, consiste no transporte das espécies hidrolisadas para que haja o contato com as impurezas presentes na água.

No processo de floculação, a aglutinação dos flocos se dá por adsorção. As cargas em suspensão no meio e o grupo funcional são neutralizados pela carga do polímero, quanto mais atuante, mais facilitará a adsorção das partículas ao polímero (SANTOS FILHO, 1981).

Os coagulantes mais comumente usados são: sulfato de alumínio, sulfato ferroso, cloreto férrico e cal hidratada.

O uso do Tanfloc como coagulante no tratamento de efluentes pode ser uma alternativa para a substituição dos sais inorgânicos. O Tanfloc é um polímero orgânico catiônico, de baixo peso molecular, de origem vegetal, que atua como coagulante,

floculante e auxiliar de floculação. Em sistemas coloidais, neutraliza cargas, promovendo pontes elétricas entre as partículas, desestabilizando-as, formando os flocos e promovendo a sua sedimentação (REIS, 1999).

Para auxiliar o tratamento de coagulação/floculação, são empregadas substâncias denominadas polieletrólitos que são compostos poliméricos constituídos de cadeia longa, solúveis em água, contendo cargas elétricas em sua estrutura (ECKENFELDER, 1989). De acordo com a sua cadeia polimérica, esses compostos são classificados em: polímero catiônico quando possui carga positiva, aniônico quando possui carga negativa e não-iônico na ausência de carga.

Um modelo esquemático do processo de coagulação e floculação, utilizando hidróxido de alumínio como coagulante é mostrado na Figura 2.3.

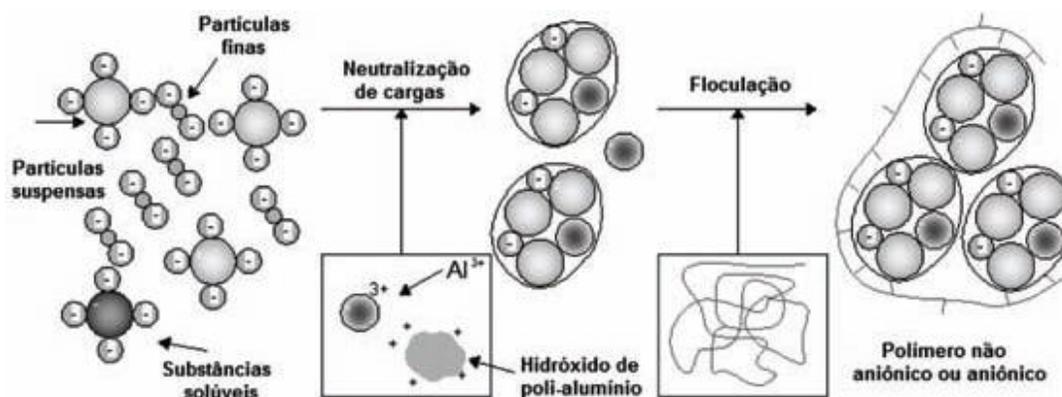


Figura 2.3 – Representação esquemática de um modelo do processo de coagulação e floculação.

Fonte: DEZOTTI *et al* 2008.

O ensaio, controlado e realizado em diferentes condições, mais largamente usado para determinar a melhor dosagem de produtos químicos e o pH que produzirão um efluente clarificado de melhor qualidade é o teste de Jarro (Jar Test). Esses ensaios devem reproduzir, da melhor maneira possível, as condições de projeto da coagulação/floculação, no que diz respeito ao tempo de mistura e velocidade de agitação. O equipamento do teste de Jarro possibilita uma comparação imediata e avaliação da melhor dosagem de

coagulante e polieletrólito a ser usada no processo, podendo-se ainda considerar o tempo de decantação e a qualidade do líquido clarificado e a quantidade de lodo que será gerado (DI BERNARDO, 2002).

Vários estudos têm sido feitos para se avaliar as condições ótimas do processo de coagulação/floculação no tratamento do lixiviado. Os estudos englobam os melhores produtos químicos e suas melhores dosagens e avaliam o pH ótimo do processo.

GUO *et al* (2010) utilizaram o processo de coagulação/floculação como última etapa no tratamento de lixiviado para a remoção de sólidos em suspensão. Os autores obtiveram uma eficiência de 36% na remoção de DQO em pH 5 e utilizando 800 mg.L⁻¹ de FeCl₃.

CASTRILLÓN *et al* (2010) avaliaram o sistema de coagulação/floculação utilizando os coagulantes FeCl₃, Al₂(SO₄)₃ e PAX (policloreto de alumínio) em diferentes dosagens e pH. Esses autores obtiveram uma eficiência de remoção da DQO de 34% usando 4 g.L⁻¹ de PAX em pH 6,5 para amostra coletada da nova área do aterro que iniciou a operação em 2005 (lixiviado novo) e uma eficiência de remoção de 73% de DQO em pH 5 usando 1,7 g.L⁻¹ de FeCl₃ em amostra coletada do aterro que opera desde 1986 (lixiviado velho). Deve-se observar que para uma remoção de DQO de 34% os autores utilizaram uma dosagem muito alta de PAX (4g.L⁻¹).

Estudos de coagulação/floculação após o processo de remoção de nitrogênio amoniacal por arraste com ar utilizado como pré-tratamento de lixiviado foram realizados por PI *et al* (2009) para remoção de DQO e aumento da biodegradabilidade. Os autores utilizaram os coagulantes PFC (policloreto férrico), FeCl₃, PFS (polissulfato férrico) e Fe₂(SO₄)₃ variando a concentração na faixa de 100 a 1100 mg.L⁻¹ em pH 9. A melhor eficiência de remoção da DQO foi alcançada utilizando os coagulantes PFC e FeCl₃, 43,6% e 37%, respectivamente, na concentração de 600 mg.L⁻¹. Utilizando esses dois coagulantes em concentrações variadas e com o pH na faixa de 5 a 12 alcançaram um aumento da biodegradabilidade de 0,046 para 0,132 com o uso de 570 mg.L⁻¹ de FeCl₃ em pH 7.

Estudo realizado por RODRIGUES (2004) resultou em uma eficiência de remoção de, aproximadamente, 45% e 57% para DQO e COD, respectivamente, no ensaio realizado com 700 mg.L⁻¹ do coagulante FeCl₃ em pH 4,0.

SILVA (2002) utilizou o processo de coagulação/floculação como pré-tratamento do lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho. O ensaio foi realizado em pH 4,5 utilizando 700 mg.L⁻¹ do coagulante Al₂(SO₄)₃ e um polieletrólito catiônico. A autora obteve remoção de DQO na faixa de 23-27% de DQO e remoção de COD na faixa de 15-24% utilizando amostras coletadas em 2001.

BILA (2000) realizou testes com quatro coagulantes diferentes (sulfato de alumínio, cloreto férrico, tanfloc SG e cloralfloc 18) em conjunto com polieletrólitos no tratamento do lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho. Os melhores resultados foram obtidos utilizando uma dosagem de cloreto férrico e de sulfato de alumínio na faixa de 700- 950 mg.L⁻¹ em pH 4,5, alcançando uma eficiência de remoção de 43% e 40% de DQO, respectivamente, e de 31% e 25% de COD, respectivamente.

2.5.2 – Remoção de nitrogênio amoniacal por arraste com ar

Segundo CASTILHOS (2006) a alta concentração de nitrogênio amoniacal presente no lixiviado pode ocasionar vários problemas. Nessas condições, o lixiviado, quando descartado nos cursos d'água sem um tratamento prévio, pode estimular o crescimento de algas, o decréscimo na concentração de oxigênio dissolvido, além de ser tóxico a biota do ecossistema aquático. No tratamento biológico, o lixiviado com altas concentrações de nitrogênio amoniacal, pode causar problemas de odores e ser tóxico aos microrganismos.

Segundo GOMIDE (1983), o processo de remoção de amônia (stripping) consiste basicamente em retirar os componentes voláteis de uma mistura líquida por meio de um gás que se faz passar pelo líquido. É um processo de transferência de fases de um meio líquido para um meio gasoso e, dependendo da situação, apenas um componente é transferido entre as fases.

A Equação 2.1 apresenta o equilíbrio da amônia com o íon amônio em pH neutro.



Elevando-se o pH, o equilíbrio da reação se desloca para a esquerda, ou seja, convertendo o íon amônio (NH_4^+) em gás amônia (NH_3). Essa conversão será maior quanto maior for o valor do pH.

A remoção de nitrogênio amoniacal pode ocorrer por volatilização através do processo físico de arraste com ar. Este processo envolve a elevação do pH, obtido com a adição de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (hidróxido de cálcio) ou NaOH (hidróxido de sódio), e injeção de ar, através de difusores ou outros mecanismos de aeração, a fim de promover a transformação dos íons amônio (NH_4^+) para amônia livre (NH_3).

Na Tabela 2.5 estão descritas as faixas de pH e as formas de amônia predominantes.

Tabela 2.5 – Distribuição da amônia em relação ao pH.

pH	Forma Predominante de amônia
pH < 8	Amônia na forma ionizada (NH_4^+)
pH = 9,5	50% amônia ionizada (NH_4^+) e 50% amônia livre (NH_3)
pH > 11	Amônia na forma não ionizada (NH_3)

Fonte: Von Sperling (1996).

Alguns fatores como: a área de contato (gás de arraste – líquido), a difusividade do composto no ar e no líquido, a solubilidade do composto na fase aquosa, a turbulência das fases e a temperatura de operação influenciam na eficiência do processo (SILVA, 2002).

O processo de arraste é simples e apresenta algumas vantagens e desvantagens que estão descritas na Tabela 2.6.

Tabela 2.6 – Algumas vantagens e desvantagens do processo de arraste de amônia por ar.

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> • O processo pode ser controlado para remoção seletiva da amônia; 	<ul style="list-style-type: none"> • Elevado custo de operação e manutenção devido ao uso de agentes químicos, tanto para o ajuste do pH no início do processo quanto ao final dele, uma vez que o efluente não pode ser despejado no ambiente com pH elevado, e ao consumo de energia;
<ul style="list-style-type: none"> • O processo pode ser eficiente para obter concentração de nitrogênio total dentro das normas estabelecidas; 	<ul style="list-style-type: none"> • Entupimento e tubulações pelo carbonato de cálcio quando a cal é utilizada para ajustar o pH;
<ul style="list-style-type: none"> • Não é sensível para substâncias tóxicas. 	<ul style="list-style-type: none"> • Liberação da amônia livre para a atmosfera, quando não for projetado o seu recolhimento no processo.

Fonte: adaptado de Metcalf & Eddy (1991).

GUO *et al.* (2010) aplicaram o processo de remoção de nitrogênio amoniacal por arraste com ar no tratamento de lixiviado, investigando o pH ótimo e o tempo de aeração, utilizando recipientes com volume de 10L. O valor do pH foi variado na faixa de 8 a 13 e o tempo de aeração de 10 a 38 horas utilizando um fluxo de ar de 15 L.min⁻¹. Os autores obtiveram uma redução na concentração de nitrogênio amoniacal de 1.169 mg.L⁻¹ para 40 mg.L⁻¹ (eficiência de remoção de 96,6%) em pH 11 e após 18 horas de aeração.

O trabalho realizado por PI *et al.* (2009) avaliou a etapa de remoção de nitrogênio amoniacal por arraste com ar visando diminuir da toxicidade do lixiviado. Os ensaios foram conduzidos em torres de aço com volume útil de 10L. Os autores reduziram a concentração de nitrogênio amoniacal de 1.868 mg.L⁻¹ para 212,3 mg.L⁻¹, eficiência de 88,6%, a temperatura de 50 °C, em pH 11, após 18 horas de aeração.

GOTVAJN *et al.* (2009) avaliaram a remoção de nitrogênio amoniacal por arraste com ar utilizando reatores de vidro de 1L de capacidade empregando um fluxo de ar de 120 L.h⁻¹, em duas amostras de lixiviado, uma com pH ajustado para 11 e a outra sem ajuste do pH (≈ 8). O melhor resultado alcançado foi em pH 11 e após 50 horas de aeração, no qual a

concentração de nitrogênio amoniacal foi reduzida de 2.300 mg.L⁻¹ para 460 mg.L⁻¹, alcançando uma eficiência de 80%.

Estudos realizados por MORAVIA (2007) utilizando amostras de lixiviado, com concentração inicial de nitrogênio amoniacal de 1.816 mg.L⁻¹, sem e com ajuste do pH para 11,5 submetidas à aeração ou agitação por 48 horas, revelaram não haver diferença na eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal entre as amostras (aeradas ou agitadas). Contudo, a remoção de nitrogênio amoniacal obtida com e sem ajuste de pH, foram, respectivamente 98% e 78%.

OZTURK *et al.* (2003) investigaram o arraste de nitrogênio amoniacal utilizando amostras de lixiviado ajustadas em pH 10, 11 e 12 com diferentes dosagens de cal hidratada e algumas amostras foram mantidas em movimento apenas com o uso de agitadores magnéticos e em outras amostras borbulhou-se ar. O processo foi conduzido em recipientes com capacidade de 1L e utilizando um fluxo de ar de 7,6 L.min⁻¹. O melhor resultado obtido foi na amostra com o pH 12 e agitada magneticamente apresentando uma eficiência de remoção de 95% após 24 horas.

2.5.3 – Ozonização

A ozonização é uma técnica de oxidação química que utiliza o ozônio (O₃) como agente oxidante. O ozônio é um forte agente oxidante utilizado no tratamento e desinfecção de efluentes.

O processo de ozonização tem se mostrado como uma alternativa muito eficiente na mineralização dos poluentes em CO₂, água e íons inorgânicos ou na sua transformação em substâncias menos complexas. Pode ainda ser aplicado para promover a oxidação de compostos orgânicos recalcitrantes, aumentar a biodegradabilidade de compostos orgânicos, para remover cor e odor e para reduzir a produção de excesso de lodo biológico (DEZOTTI, 2008).

O potencial de oxidação do ozônio é um dos maiores entre alguns agentes oxidantes existentes conforme apresentado na Tabela 2.7.

Tabela 2.7 – Potenciais de oxidação de alguns oxidantes em água.

Oxidantes	Potencial de Oxidação (eV)
•OH	2,80
O(¹ D)	2,42
O ₃	2,07
H ₂ O ₂	1,77
Radical Peridróxi	1,70
Íon Permanganato	1,67
Dióxido de Cloro	1,50
Cloro	1,36
O ₂	1,23

Fonte: CRC Handbook (1985).

O ozônio é um gás instável e deve ser gerado *in situ* para uso imediato em plantas de tratamento de água e efluentes (DEZOTTI, 2008). A sua produção pode ser a partir do ar, do oxigênio puro ou da água altamente pura.

Dentre os diferentes métodos existentes para a geração de ozônio, o de descarga elétrica (descarga por efeito carona) e eletrólise são muito utilizados em escala real ou em experimentos de laboratório, sendo o de descarga elétrica o mais utilizado.

Um esquema de um sistema de geração de ozônio por descarga elétrica, que pode utilizar como fonte de gás de alimentação, ar ou oxigênio puro, é representado na Figura 2.4.

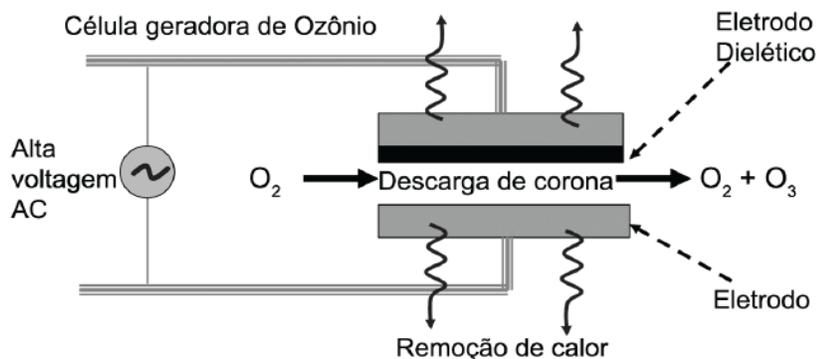


Figura 2.4 – Esquema do sistema de geração de ozônio por descarga por efeito carona.

Fonte: DEZOTTI, 2008.

Nos processos de ozonização, podem ocorrer dois tipos de reações de oxidação, principalmente, por dois agentes oxidantes: o ozônio molecular (O_3) e os radicais OH. As reações são denominadas de reação direta, quando o ozônio molecular reage diretamente com os compostos, ou de reação indireta quando ocorre a decomposição do ozônio molecular em radicais OH que, por sua vez, irão reagir como os compostos. Os dois mecanismos de reação do ozônio com os compostos poluentes são apresentados na Figura 2.5.

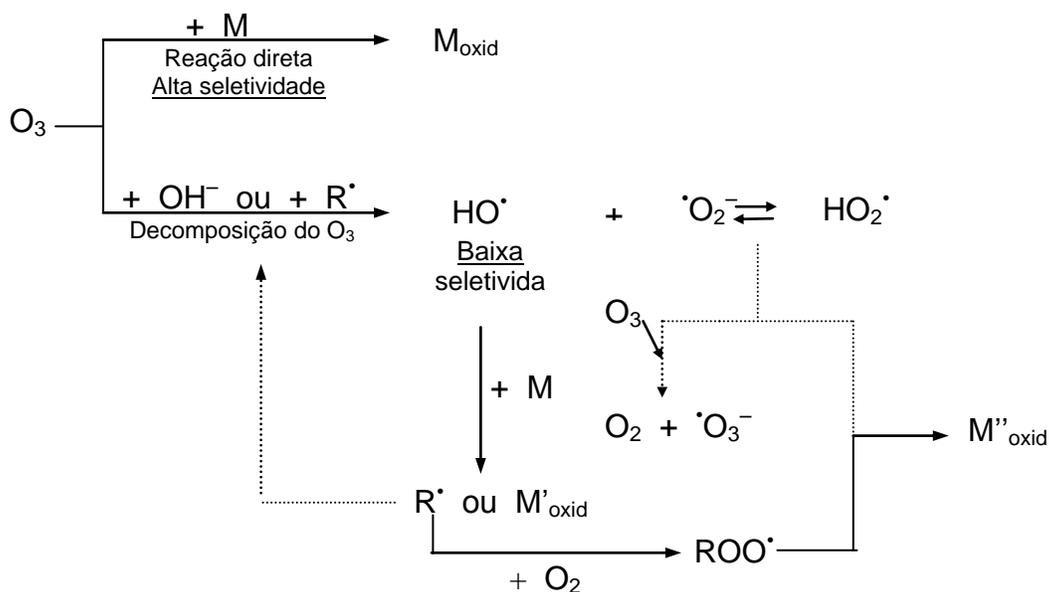


Figura 2.5 – Esquema dos mecanismos de reações do O_3 e dos radicais OH com compostos (M) em meio aquoso.

Fonte: DEZOTTI, 2008.

Na reação indireta, o ânion hidroxila é o principal responsável pela decomposição do ozônio e a reação entre as duas espécies desencadeia uma série de reações radiculares formando radicais OH. Essa rota é complexa e fatores experimentais, concentração ou natureza dos compostos presentes podem influenciar. A seguir estão descritas, de forma simplificada, as três etapas do mecanismo de reação de ozonização e suas equações segundo GOTTSCHALK *et al.* (2000).

Na etapa de iniciação, ocorre a reação entre o íon hidroxila e o ozônio formando o ânion radical superóxido O_2^- e o radical hidroperoxila HO_2^\bullet , que apresenta um equilíbrio ácido-base, como mostram as Equações 2.2 e 2.3.



Na etapa seguinte, a propagação, ocorre a reação entre o ozônio e o ânion radical superóxido formando o ânion radical ozonóide ($\bullet O_3^-$). O ânion radical superóxido se decompõe rapidamente formando os radicais hidroxilas como mostram as Equações 2.4, 2.5 e 2.6.



Pode ocorrer a reação do radical HO^\bullet com o ozônio conforme as Equações 2.7 e 2.8.



Com a formação de HO_2^\bullet e O_2 através do consumo de HO_4^\bullet , a reação em cadeia pode reiniciar.

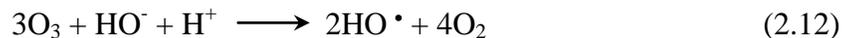
Na última etapa, terminação, alguns compostos orgânicos e inorgânicos reagem com o radical hidroxila e formam radicais secundários que não produzem $\bullet O_2^-$ e HO_2^\bullet atuando como inibidores das reações em cadeia. As Equações 2.9 e 2.10 ilustram esta etapa.



Uma reação entre dois radicais, conforme ilustrado pela Equação 2.11, é uma outra possibilidade para etapa de terminação ocorrer.



A Equação 2.12 mostra que pela combinação destas reações, três moléculas de ozônio produzem dois radicais OH.



Assim, no processo de ozonização os compostos podem ser oxidados pelos radicais hidroxilas, pelo ozônio molecular ou pela combinação desses dois agentes oxidantes. A rota da reação irá depender das concentrações de ozônio e de radicais OH e das cinéticas de reação.

Outro parâmetro importante no processo de ozonização é o pH. Segundo GOTTSCHALK *et al.* (2000), em meio ácido (pH < 4) é predominante o mecanismo de reação direta, ou seja, via ozônio molecular. À medida que o valor de pH vai aumentando, uma maior quantidade de radicais OH são formados e para valores de pH acima de 10 a decomposição do ozônio em radicais OH é instantânea e o mecanismo de reação indireto predomina. Contudo, em pH em torno de 7 podem ocorrer as duas reações, tanto a direta quanto a indireta, devido a presença dos dois agentes oxidantes neste pH.

A aplicação do processo de ozonização no tratamento de águas residuárias tem crescido de maneira considerável nos últimos anos. Na Tabela 2.8 estão apresentadas algumas vantagens e desvantagens do processo de ozonização.

Tabela 2.8 – Algumas vantagens e desvantagens do processo de ozonização.

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> • Alto potencial de oxidação • Alta eficiência na decomposição de compostos mesmo em baixas concentrações • Adiciona O₂ na água • Leva a baixos valores de DQO e DBO • Sua eficiência pode ser pouco alterada com as mudanças de temperatura 	<ul style="list-style-type: none"> • Alto custo • O₃ deve ser gerado “<i>in situ</i>” • Alta reatividade e baixa seletividade • Não se pode ter O₃ residual na água por um longo período de tempo • Pode não oxidar certos compostos orgânicos a CO₂ e H₂O

Fonte: adaptado de DEZOTTI (2008).

DERCO *et al.* (2010) utilizaram o processo de ozonização como pré-tratamento em amostras de lixiviados de um aterro sanitário. Os autores coletaram amostras da “parte velha” do aterro que está fechada desde 1987, mas o lixiviado que ainda é produzido é armazenado em bacias de equalização e amostras da “parte nova” do aterro que está ativo. Os pesquisadores obtiveram em torno de 70% de remoção de DQO do lixiviado proveniente da parte velha do aterro e em torno de 42% de remoção de DQO da parte nova do aterro, utilizando a dosagem de 5 g.h⁻¹ de ozônio após 2 horas de reação.

Estudos realizados por GOI *et al.* (2009) avaliaram o processo de ozonização em três diferentes valores de pH durante 3 horas de reação aplicado em lixiviado com uma concentração inicial de DQO de 14.000 mg.L⁻¹. Os autores obtiveram eficiências de remoção de DQO de 24% em pH 4,5, 29% em pH 8 e 41% em pH 11 com o consumo de 12, 14 e 18 g.L⁻¹ de ozônio, respectivamente.

NTAMPOU *et al.* (2006) avaliaram o processo de ozonização de um lixiviado proveniente de um aterro municipal para posterior aplicação no tratamento combinado com o método de coagulação/floculação. Os autores obtiveram uma eficiência de remoção de

DQO de 80% utilizando a dosagem de ozônio de 2 g.h^{-1} com um fluxo de ar de 4 L. min^{-1} após 3 horas de reação.

MONJE-RAMIREZ *et al.* (2004), aplicaram o processo de ozonização após o lixiviado ser tratado por coagulação/floculação. Utilizando uma dosagem de ozônio de $1,7 \text{ mg O}_3/\text{mg DQO}$ e um tempo de reação de 120 minutos, os autores obtiveram 33% de remoção de DQO e um aumento na biodegradabilidade do lixiviado de 0,003 para 0,015.

RODRIGUES (2004) alcançou uma melhor eficiência de remoção da DQO (64%) no processo de ozonização aplicando uma dosagem de $2,0 \text{ g.L}^{-1}$ de ozônio em lixiviado com pH 12 empregado após o processo de arraste de nitrogênio amoniacal por ar.

O processo de ozonização também foi utilizado por WU *et al.* (2004), para tratar um lixiviado após o processo de coagulação/floculação. Os autores obtiveram um aumento na biodegradabilidade do lixiviado de 0,1 para 0,5 aplicando uma dosagem de ozônio de $1,2 \text{ g.L}^{-1}$ com fluxo de ar de 1 L.min^{-1} durante 30 minutos de reação.

Estudos realizado por BILA (2000) resultou em uma remoção na faixa de 40 a 66% de DQO e um aumento na biodegradabilidade na faixa de 0,22 a 0,33 no lixiviado pré-tratado pelo processo de coagulação/floculação utilizando uma dosagem de $3,0 \text{ g.L}^{-1}$ de ozônio.

2.5.4 – Tratamento Biológico

O tratamento de águas residuárias empregando um processo biológico é caracterizado por reproduzir os processos naturais de depuração que ocorrem no corpo receptor após o lançamento de poluentes no ambiente aquático, ou seja, a remoção de poluentes ocorre através da ação conjunta de diferentes espécies de microrganismos.

Nas estações de tratamento que utilizam um processo biológico, alguns parâmetros como: pH, temperatura e oxigênio dissolvido são controlados, propiciando um ambiente que favoreça o crescimento dos microrganismos aumentando assim a eficiência da biodegradação.

Os processos biológicos são subdivididos em dois grupos:

- Anaeróbios – são os processos no quais os microrganismos, bactérias e arqueas, decompõem a matéria orgânica na ausência de oxigênio molecular. Os sistemas anaeróbios

mais utilizados são: lagoas anaeróbias, filtro anaeróbio e reator anaeróbio de fluxo ascendente (RAF ou UASB).

- Aeróbios – são os processos nos quais a comunidade microbiana, bactérias aeróbias e facultativas e protozoários, degrada os poluentes orgânicos utilizando o oxigênio molecular. Os sistemas aeróbios mais empregados são: lodos ativados, lagoas aeradas e filtros biológicos.

2.5.4.1 – Processo de lodos ativados

O tratamento de águas residuárias domésticas ou industriais mais amplamente usado é o processo de lodos ativados, pois produz um efluente com boa qualidade, possui flexibilidade operacional e apresenta uma relação custo/benefício adequada (VON SPERLING, 2002).

As unidades que integram um sistema de tratamento pelo processo de lodos ativados são: tanque de aeração (reator), tanque de decantação (decantador secundário) e sistema de recirculação de lodo. A Figura 2.6 exemplifica um esquema do sistema de lodos ativados.

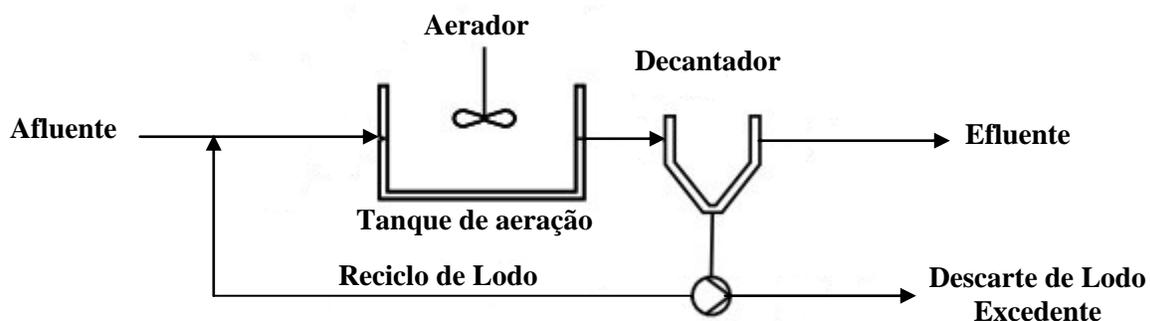


Figura 2.6 – Esquema de um sistema de lodos ativados.

No tanque de aeração (reator) ocorre a degradação de matéria orgânica pelos microrganismos através de reações bioquímicas. No processo de catabolismo ocorre a transformação do material orgânico em produtos finais estáveis com liberação de energia e no processo de anabolismo, que ocorre simultaneamente, acontece a síntese de material celular para o crescimento dos microrganismos (VON SPERLING 2002).

Os aeradores são responsáveis por fornecer oxigênio à mistura (efluente + comunidade microbiana), na concentração adequada, para o metabolismo dos microrganismos e para evitar a deposição dos flocos microbianos formados (COSTA, 2002).

No decantador secundário ocorre a sedimentação da biomassa, permitindo que o sobrenadante seja descartado como efluente tratado, ou seja, com carga orgânica reduzida (VON SPERLING 2002).

Uma parte da biomassa depositada no fundo do decantador retorna ao tanque de aeração, aumentando a sua concentração no reator e elevando a eficiência do sistema. Para se obter um bom desempenho do decantador uma parte do lodo deve ser descartada (lodo excedente) mantendo assim um nível constante de microrganismos no tanque de aeração e um equilíbrio do sistema. Um tratamento adicional deve ser aplicado ao lodo excedente antes do seu descarte no meio ambiente (MEDEIROS, 2004).

O processo de sedimentação ocorre devido à propriedade dos microrganismos de flocular. As bactérias possuem uma matriz gelatinosa que permite a sua aglutinação e de outros microrganismos formando flocos maiores que facilitam a sedimentação (VON SPERLING 2002).

Um esquema de um floco de lodo ativado é ilustrado na Figura 2.7.

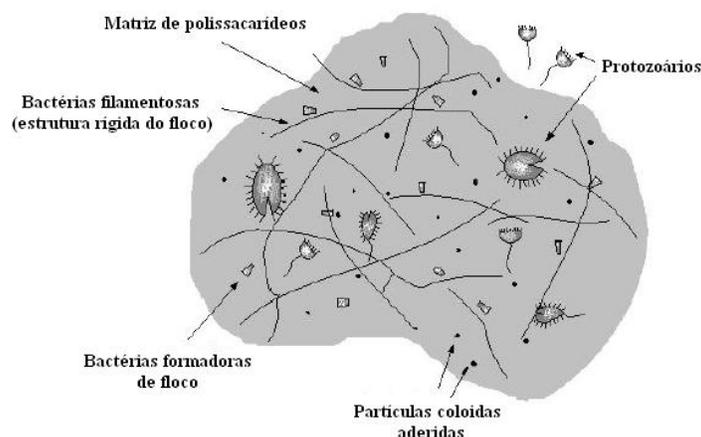


Figura 2.7 – Esquema de um floco de lodo ativado.

Fonte: VON SPERLING (2002).

Uma boa sedimentabilidade indica que há um equilíbrio entre os organismos filamentosos e as bactérias formadoras de flocos na formação da estrutura do lodo. Quando esse balanceamento não ocorre, formam-se flocos fracos e pequenos que resultam na má sedimentabilidade do lodo causando prejuízos a qualidade do efluente final (MEDEIROS, 2004).

A sedimentabilidade do lodo pode ser obtida através da medida do índice volumétrico do lodo (IVL) que é definido como o volume ocupado por 1g de lodo após 30 minutos de decantação. Quanto maior o valor do IVL pior é a sedimentabilidade do lodo, ou seja, o lodo ocupa um maior valor no decantador secundário. A Tabela 2.9 apresenta algumas faixas de IVL utilizadas para avaliar a sedimentabilidade na estação de tratamento de esgotos domésticos.

Tabela 2.9 – Interpretação das condições de sedimentabilidade do lodo.

IVL (mg.L⁻¹)	Sedimentabilidade	Características
0 – 50	Ótima	Efluente sem turbidez
50 – 100	Boa	Efluente bom
100 – 200	Média	Perigo de intumescência e perda do lodo
200 – 300	Ruim	Lodo “doente”
> 300	Péssima	Perda total de lodo

Fonte: adaptado de VON SPERLING (2002).

Segundo JORDÃO & PESSOA (1995), o sistema de lodo ativado possui algumas variantes que podem ser ajustadas para atender aos requisitos necessários para o tratamento de um efluente. Entre elas, as mais empregadas são: o sistema de lodos ativados convencional e o de aeração prolongada.

2.5.4.1.1 – Lodos ativados convencional (fluxo contínuo)

No sistema de lodos ativados convencional um decantador primário é utilizado para a retirada de parte da matéria orgânica (em suspensão ou sedimentável) a fim de economizar energia para a aeração e reduzir o volume do reator. Segundo VON

SPERLING (2002), a idade do lodo é em torno de 4 a 10 dias e o TRH é de 6 a 8 horas nesse sistema. Com esta idade do lodo, um tratamento de estabilização deve ser aplicado a biomassa excedente.

2.5.4.1.2 – Aeração prolongada (fluxo contínuo)

Neste sistema o tempo de retenção celular (idade do lodo) é de 18 a 30 dias e o TRH é em torno de 16 a 36 horas (VON SPERLING, 2002). Com a permanência da biomassa no tanque de aeração por um período mais longo recebendo a mesma carga de DBO, a quantidade de matéria orgânica por unidade de volume no reator e por unidade de biomassa será menor. Como consequência, as bactérias, para sobreviver, começam a metabolizar as próprias reservas estabilizando o lodo no próprio reator. Deste modo, este sistema não possui decantador primário na sua configuração. Porém, um consumo maior de oxigênio é requerido para a estabilização do lodo no reator acarretando um aumento no gasto com energia. Por outro lado, a redução da disponibilidade de alimento e a sua assimilação quase total fazem com que a aeração prolongada seja a variante do processo de lodos ativados mais eficiente na remoção de DBO (VON SPERLING, 2002).

2.5.4.1.3 – Fluxo intermitente (Reatores seqüenciais por batelada)

O processo de lodos ativados com fluxo intermitente incorpora todas as unidades, processos e operações associadas ao tratamento convencional (decantação primária, oxidação biológica e decantação secundária) em um único tanque, assim, os processos e operações passam a ser seqüências no tempo (VON SPERLING, 2002). Esse processo é mais utilizado na modalidade de aeração prolongada, devido a sua maior simplicidade, mas pode ser realizado também na modalidade convencional.

Esse processo emprega um ou mais reatores de mistura completa, onde ocorre o tratamento do efluente com ciclos e tempos de operação estabelecidos. Os ciclos normais de tratamentos são:

- Enchimento – alimentação com água residuária bruta ou pré-decantada no reator;
- Reação – aeração e mistura da massa líquida promovendo a oxidação da matéria

orgânica;

- Sedimentação – etapa de separação dos sólidos em suspensão do efluente tratado;
- Descarte do efluente tratado;
- Repouso – ajuste de ciclos e retirada do lodo excedente.

O período de duração de cada ciclo pode ser modificado em função das variações da vazão do efluente, das necessidades do tratamento e das características do esgoto e da biomassa do sistema.

Algumas vantagens e desvantagens das variantes operacionais mais comuns dos processos de lodos ativados estão apresentadas na Tabela 2.10.

Tabela 2.10 – Vantagens e desvantagens das variantes mais comuns dos sistemas de lodos ativados.

Sistema	Vantagens	Desvantagens
Lodos ativados convencional	<ul style="list-style-type: none"> • Elevada eficiência de remoção de DBO • Nitrificação usualmente obtida • Possibilidade de remoção biológica de N e P • Baixos requisitos de área • Processo confiável, desde que supervisionado • Reduzidas possibilidades de maus odores • Flexibilidade operacional 	<ul style="list-style-type: none"> • Elevados custos de implantação e operação • Elevado consumo de energia • Necessidade de operação sofisticada • Relativamente sensível a descargas tóxicas • Necessidade de tratamento completo do lodo e da sua disposição final • Possíveis problemas ambientais com ruídos e aerossóis
Aeração prolongada	<ul style="list-style-type: none"> • Sistema com maior eficiência na remoção da DBO • Nitrificação consistente • Mais simples que o processo convencional • Estabilização do lodo no próprio reator • Elevada resistência a variações de carga e a cargas tóxicas • Satisfatória independência das condições climáticas 	<ul style="list-style-type: none"> • Elevados custos de implantação e operação • Sistema com maior consumo de energia • Elevado índice de mecanização (embora inferior a lodos ativados convencional) • Necessidade de remoção da umidade do lodo e da sua disposição final (embora mais simples que lodos ativados convencional)
Sistema de fluxo intermitente	<ul style="list-style-type: none"> • Elevada eficiência na remoção de DBO • Satisfatória remoção de N e possivelmente P • Baixos requisitos de área • Mais simples que os demais sistemas de lodos ativados • Menos equipamentos que os demais sistemas de lodos ativados • Flexibilidade operacional • Decantador secundário e elevatória de recirculação não são necessários 	<ul style="list-style-type: none"> • Elevados custos de implantação e operação • Maior potência instalada que os demais sistemas de lodos ativados • Necessidade do tratamento e da disposição do lodo (variável com a modalidade convencional ou prolongada, embora a última seja a mais freqüente) • Usualmente mais competitivo economicamente para populações pequenas e médias

Fonte: adaptado de VON SPERLING (2002).

KHERADMAND *et al.* (2010) aplicaram um tratamento biológico, composto por um processo anaeróbio seguido de um sistema de lodos ativados, em um lixiviado proveniente de aterro sanitário. O lixiviado bruto foi diluído com água obtendo concentrações de matéria orgânica desejáveis na alimentação dos reatores. O sistema operou, inicialmente, com carga orgânica de $0,07 \text{ g.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$ durante 43 dias. A carga orgânica de alimentação aumentou para 0,48, 1,3, 2,25 e $3,37 \text{ g.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$ no 44º, 81º, 125º e 181º dia, respectivamente, e o período de operação do sistema foi de, aproximadamente, 230 dias. Os autores obtiveram uma eficiência de remoção de DQO do sistema total na faixa de 83 – 94%. A máxima eficiência de remoção de DQO (94%) foi alcançada com a alimentação de $2,25 \text{ g.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$ de carga orgânica.

O tratamento biológico com reator batelada seqüencial foi empregado no estudo de processos combinados para tratar lixiviados realizado por GUO *et al.* (2010). Os autores utilizaram o efluente de saída do processo Fenton misturado com esgoto doméstico na razão 1:3, devido a sua baixa biodegradabilidade, como efluente de entrada do tratamento biológico. O processo biológico, com TRH de 5 dias, alcançou uma eficiência de 83% na remoção da DQO.

LI *et al.* (2009) utilizaram o processo biológico de reator batelada seqüencial no tratamento de lixiviado. A DQO do lixiviado apresentou a faixa de 930 mg.L^{-1} a 9.000 mg.L^{-1} durante o período de operação do sistema (220 dias). O processo apresentou uma eficiência média de remoção de DQO de 76%.

GOTVAJN *et al.* (2009) realizaram estudos com diferentes processos de tratamento de lixiviado de aterro sanitário e um dos tratamentos investigados foi o processo biológico aeróbio. Os autores aclimataram o sistema adicionando, durante os primeiros 10 dias de operação, 1% (v/v) de lixiviado no reator. A quantidade de lixiviado foi aumentando para carga orgânica de alimentação aumentou para 3% (v/v), 6% (v/v), 10% (v/v), 15% (v/v), 20% (v/v) e 30% (v/v) no 11º, 19º, 23º, 27º, 33º e 48º dia, respectivamente. O sistema operou durante 54 dias e a eficiência do processo, em termos de remoção de DQO, foi de 80% com a aplicação de 30% (v/v) de lixiviado.

2.5.4.2 – Microscopia do lodo ativado

Os processos biológicos de águas residuárias são realizados pela ação de uma variedade de organismos, sendo as bactérias, os protozoários e os rotíferos, os principais atuantes nesse processo. Logo, uma avaliação da microbiologia do sistema é extremamente importante para a otimização do processo.

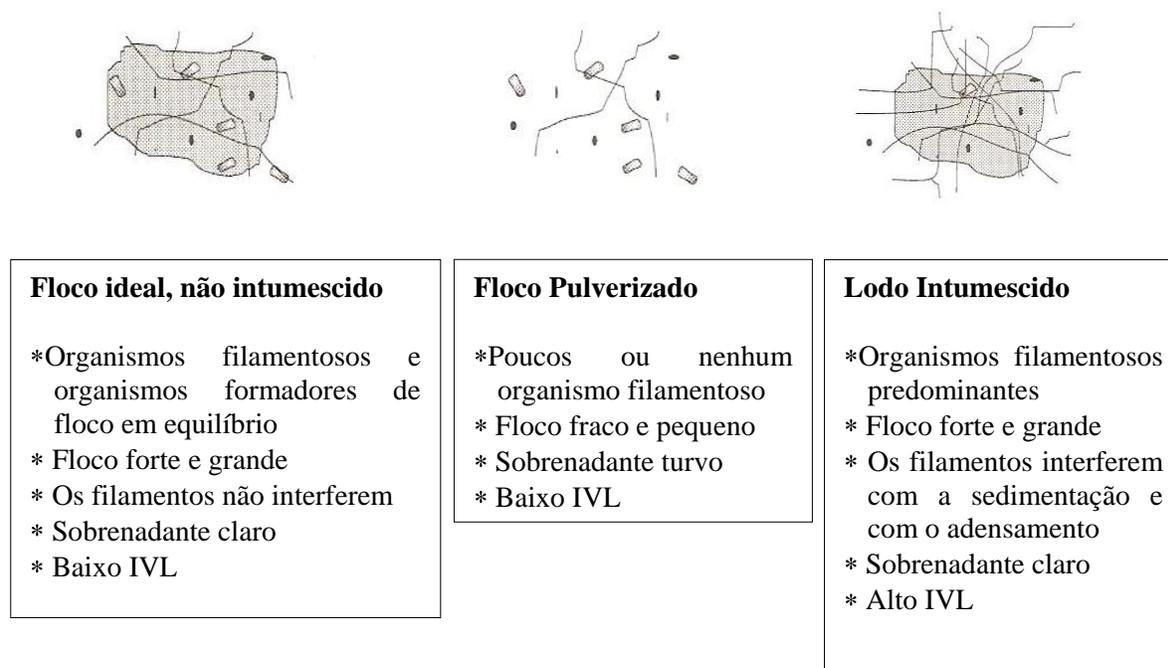
Os agentes biológicos responsáveis pela degradação de matéria orgânica são as bactérias, já os protozoários e rotíferos atuam na clarificação do efluente, consumindo as bactérias não floculadas e pequenos flocos em suspensão (MEDEIROS, 2004).

Além dos microrganismos serem os principais agentes no tratamento biológico, os flocos de lodos ativados também atuam através de interações iônicas. Aproximadamente 40% da DBO que entra no reator, tanto solúvel quanto particulada pode ser adsorvida pela matriz do floco (VON SPERLING, 1996).

Os flocos são constituídos por duas estruturas, a microestrutura que é formada a partir dos processos de adesão microbiana, agregação e biofloculação e a macroestrutura que é formada por microrganismos filamentosos criando uma cadeia ou “esqueleto” sobre o qual as bactérias formadoras de flocos se aderem (COSTA, 2002). Uma boa sedimentabilidade e adensabilidade do lodo são obtidas com o balanço entre os microrganismos filamentosos e os formadores de flocos. Assim, três condições podem ocorrer:

- Equilíbrio entre organismos filamentosos e formadores de flocos – boa decantabilidade e adensabilidade do lodo;
- Predominância dos organismos formadores de floco – floco não é rígido e sim, pequeno, fraco e com má decantabilidade. Tal condição é conhecida como crescimento pulverizado (“pin-point flocc”);
- Predominância dos organismos filamentosos – os filamentos se projetam para fora do floco, impedindo a aderência de outros flocos. Após a sedimentação, os flocos ocupam um volume excessivo (alto valor do IVL), causando um aumento no nível da manta de lodo no decantador secundário. Esta elevação pode chegar a um ponto tal que gere a perda de sólidos, causando má qualidade no efluente final. Esta condição é denominada intumescimento do lodo.

A Figura 2.8 ilustra cada uma das três condições: equilíbrio entre organismos filamentosos e formadores de flocos, predominância dos organismos formadores de floco e predominância dos organismos filamentosos.



Figuras 2.8 – Efeito dos organismos filamentosos na estrutura do floco de lodo ativado.

Fonte: Adaptado de VON SPERLING (2002).

Observações microscópicas da comunidade microbiana no tratamento de lodos ativados são importantes para um melhor controle do processo. A abundância e a dinâmica dos microrganismos, assim como o tamanho, a forma e a estrutura do floco fornecem informações relativas ao comportamento do processo.

2.6 – Ensaio de toxicidade

A toxicidade é uma propriedade característica de compostos químicos que causam efeitos danosos a qualquer organismo vivo. Tal propriedade é dependente da concentração do agente químico e do tempo de exposição, porém, em efluentes que apresentam uma composição química complexa podem ocorrer interações entre as substâncias causando assim um aumento no efeito tóxico (MEDEIROS, 2004).

MEDEIROS (2004) ressalta ainda que, os efeitos tóxicos na biota aquática não estão limitados apenas aos desequilíbrios ecológicos provocados nos corpos receptores. Tais efeitos podem atingir, em longo prazo, a saúde humana devido à ocorrência dos fenômenos de persistência e da bioacumulação ao longo da cadeia alimentar.

Segundo GHERARDI-GOLDSTEIN (1990), os testes de toxicidade são métodos utilizados para detectar e avaliar a capacidade inerente de um composto produzir efeitos deletérios nos organismos vivos. Os testes consistem na disposição de organismos padronizados a diferentes concentrações de substâncias químicas, compostos químicos, efluentes ou água, por um determinado período de tempo.

Através dos testes de toxicidade é possível obter uma análise completa do efluente, pois em sistemas complexos a caracterização química completa do meio é inviável. É possível verificar também os efeitos de todos os compostos químicos presentes no efluente, a interação entre as substâncias, e os efeitos das variáveis ambientais que são capazes de afetar a toxicidade das substâncias ao meio ambiente.

Os testes de toxicidade podem ser utilizados como complemento na avaliação do efluente fornecendo informações através das respostas dos organismos com relação às modificações ambientais. O uso de bioindicadores é o método mais indicado para se obter estas informações. Segundo RODRIGUES (2002), bioindicadores são organismos ou comunidades de organismos que reagem à poluição com modificação de suas funções vitais normais, ou que são capazes de acumular poluentes.

Os testes de toxicidade são empregados para se avaliar a concentração máxima que não causa nenhum efeito aos organismos testes permitindo, assim, estabelecer limites máximos aceitáveis dos poluentes fornecendo informações diretas sobre o seu impacto no meio ambiente.

O grau da toxicidade de um efluente pode ser avaliado através do efeito que uma dose ou concentração de uma certa substância causa a determinado organismo num dado intervalo de tempo. Os efeitos podem ser classificados em agudos e crônicos.

2.6.1 – Teste de toxicidade aguda

No teste de toxicidade aguda o organismo é exposto a uma alta concentração de

poluente em um curto período de tempo, geralmente, de 0 a 96 horas.

No teste agudo o efeito é associado à letalidade ou imobilidade do organismo. A resposta dada pelo organismo é expressa pela concentração letal (CL₅₀) que corresponde à concentração de poluente que causa a letalidade a 50% da população testada ou concentração efetiva média (CE₅₀) que corresponde a concentração estimada de agente tóxico que causa algum efeito grave como a inibição do movimento ou da respiração em 50% dos organismos testados.

2.6.2 – Teste de toxicidade crônica

O teste de toxicidade crônico é realizado através de bioensaios com tempo de exposição longo podendo abranger parte ou todo o ciclo de vida do organismo. Os efeitos crônicos são sub-letais e observados em condições nas quais o composto tóxico permite a sobrevivência do organismo apesar de afetarem uma ou mais funções biológicas com, reprodução desenvolvimento de ovos, crescimento, entre outras.

2.6.3 – Organismos padronizados

Os testes de toxicidade são realizados com diversos organismos utilizando metodologias padronizadas pelos órgãos ou institutos ambientais. Entre eles estão: os microcústáceos *Daphnia* e *Artemia salina*, a bactéria *Vibrio fisheri* e o peixe *Danio rerio*.

Na escolha do organismo-teste que será utilizado nos testes, deve-se levar em consideração a facilidade de manutenção no laboratório, a sua representação em relação a um determinado grupo, a uniformidade de sua população e sua presença como membro de uma família que pertença à cadeia alimentar humana.

2.6.4 – Organismo-teste: peixe (*Danio rerio*)

São organismos consumidores, pertencentes a comunidade nectônica, no ecossistema aquático são o nível superior da cadeia alimentar e apresentam um grande interesse econômico (DEZOTTI, 2008).

Estudos desenvolvidos pela FEEMA, atual INEA, com a finalidade de estabelecer limites de toxicidade para o lançamento de efluentes industriais em corpos receptores, padronizaram o peixe *Danio rerio* para ser utilizado nos ensaios de toxicidade aguda em função de ser considerado o organismo mais resistente (ANDRADE, 2009).

A literatura reporta alguns ensaios de toxicidade aplicados ao lixiviado utilizando diferentes organismos testes padronizados por órgãos ou institutos ambientais.

DERCO *et al.* (2010) avaliaram a toxicidade, em termos de CE_{50} , do lixiviado bruto e após o tratamento oxidativo utilizando a bactéria *Vibrio fischeri* como organismo teste. O estudo foi realizado em amostra coletada da “parte velha” do aterro que está fechada desde 1987, mas o lixiviado que ainda é produzido é armazenado em bacias de equalização e em amostra coletada da “parte nova” do aterro que está ativo. Os resultados obtidos mostraram que o lixiviado bruto proveniente da parte nova do aterro é mais tóxico do que o lixiviado bruto proveniente da parte velha do aterro ($CE_{50 \text{ novo}} \approx 10,65\%$ e $CE_{50 \text{ velho}} \approx 62,6\%$) e que a ozonização reduziu a toxicidade do lixiviado proveniente das duas partes do aterro ($CE_{50 \text{ novo}} \approx 45\%$ e $CE_{50 \text{ velho}} 100\%$).

COTMAN *et al.* (2010) estudaram a toxicidade do lixiviado bruto e após tratamento através da inibição causada no organismo teste *Vibrio fischeri*. Os ensaios foram realizados em amostras de lixiviado coletadas nos meses de março e maio de 2008. Os ensaios de toxicidade que utilizaram o lixiviado após o processo de adsorção em carvão ativado foram os que apresentaram menor inibição no organismo teste, 33% e 7% nas amostras coletadas em março e maio, respectivamente.

Ensaio de toxicidade utilizando a bactéria *Vibrio fischeri* e o microcrustáceo *Daphnia magna* foram realizados por GOTVAJN *et al.* (2009) em amostras de lixiviado bruto e após diferentes técnicas de tratamento. Os autores obtiveram os seguintes resultados para o lixiviado bruto: CE_{50} 11,3% utilizando a bactéria *Vibrio fischeri* e CE_{50} 3,7% e CE_{50} 3,2% utilizando o microcrustáceo *Daphnia magna* após 24 e 48 horas de exposição. Entre os processos utilizados no tratamento do lixiviado, o processo oxidativo de Fenton alcançou maior redução da toxicidade do lixiviado (CE_{50} 41,7% nos ensaios realizados com a bactéria *Vibrio fischeri*).

GOI *et al.* (2009) estudaram o efeito tóxico do lixiviado bruto e após o uso de alguns sistemas de tratamento utilizando o microcrustáceo *Daphnia magna*. Os autores

verificaram que o lixiviado bruto apresentou alta toxicidade para o microcrustáceo *Daphnia magna* com CE₅₀ 2,7% e que o processo de ozonização em pH 11 diminuiu pouco a toxicidade do lixiviado para esse microcrustáceo, apresentando uma CE₅₀ de 5,6%.

SILVA *et al.* (2004) avaliou a toxicidade do lixiviado bruto e após tratamento utilizando os seguintes organismos testes: os microcrustáceos *Artemia salina* e *Daphnia similis*, o peixe *Danio rerio* e a bactéria luminescente *Vibrio fischeri*. Os ensaios com as duas amostras de lixiviado bruto coletadas apresentaram os seguintes resultados: amostra 1 CE₅₀ 15,0% para *Vibrio fischeri*, CE₅₀ 2,3% para *Daphnia similis*, CL₅₀ 11,9% para *Artemia salina* e CL₅₀ 2,2 para *Danio rerio* e amostra 2 CE₅₀ 11,3% para *Vibrio fischeri*, CE₅₀ 2,0% para *Daphnia similis*, CL₅₀ 25,6% para *Artemia salina* e CL₅₀ 2,2 para *Danio rerio*. Entre os processos empregados no tratamento do lixiviado, a coagulação/floculação seguida pelo processo de remoção de nitrogênio amoniacal por arraste com ar foi o mais efetivo na remoção da toxicidade e a ozonização apresentou uma significativa remoção na toxicidade quando uma alta dosagem de ozônio foi aplicada.

2.7 – Central de Tratamentos de Resíduos de Nova Iguaçu

A Central de Tratamentos de Resíduos (CTR) de Nova Iguaçu foi implantada com a finalidade de substituir o antigo lixão da Marambaia, situado próximo a Reserva do Tinguá, que vinha sendo utilizado como depósito de resíduos sólidos urbanos há quase duas décadas, sem qualquer preocupação ou compromisso com a preservação do meio ambiente.

A CTR de Nova Iguaçu iniciou sua operação em 2003 e possui tecnologia e condições operacionais para recepção, tratamento e destino de resíduos sólidos urbanos e industriais classe II, de acordo com a NBR 10.004 da ABNT, e de resíduos de serviços de saúde (AEERJ).

Uma vista aérea da Central de Tratamentos de Resíduos de Nova Iguaçu é apresentada na Figura 2.3.



Figura 2.3 – Vista aérea da CTR – Nova Iguaçu
Fonte: www.institutobrasil.com

CAPÍTULO 3

Materiais e Métodos

Este capítulo apresenta a metodologia analítica empregada na caracterização do lixiviado de aterro de RSU, seguido por uma descrição dos processos de coagulação/floculação, ozonização, arraste de nitrogênio amoniacal, teste de tratabilidade e processo biológico, investigados no tratamento deste lixiviado.

Por último, serão apresentados os ensaios de toxicidade utilizados na avaliação de alguns processos de tratamento.

3.1 – Procedimentos de coleta e preservação das amostras de lixiviado

O presente estudo foi realizado com o lixiviado proveniente da Central de Tratamentos de Resíduos de Nova Iguaçu (CTR-NI), localizada no bairro de Santa Rita, Município de Nova Iguaçu, Estado do Rio de Janeiro. As amostras, depois de coletadas, foram preservadas pelo acondicionamento à temperatura abaixo de 4 °C para posterior realização dos ensaios de caracterização, coagulação/floculação, arraste de amônia, ozonização, processo biológico e ensaio de toxicidade.

A cada 2 meses o lixiviado bruto foi coletado no aterro sanitário em bombonas de polietileno de 25 litros, totalizando o recebimento de 150 litros.

No aterro sanitário, o lixiviado é direcionado diretamente para canaletas, sendo posteriormente armazenado em tanques, de onde foi coletado.

3.2 – Caracterização do lixiviado

Os parâmetros físico-químicos determinados no lixiviado foram: demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), nitrogênio amoniacal (N-NH₃), carbono orgânico dissolvido (COD), pH, cor aparente e verdadeira, turbidez,

cloretos, condutividade, sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV). Todos os procedimentos foram baseados no AWWA (APHA, 2005).

3.3 – Metodologia Analítica

Diferentes metodologias foram aplicadas para caracterizar o lixiviado. Além disso, foram realizadas análises para avaliar as condições do lodo biológico. Tais metodologias, análises e alguns equipamentos utilizados estão descritos a seguir.

3.3.1 – Metodologias empregadas para a caracterização do lixiviado

3.3.1.1 – Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A DQO foi determinada segundo a metodologia descrita no AWWA (APHA, 2005), denominado método colorimétrico – método 5220B. Foi utilizado um termo-digestor de DQO da marca HACH, modelo 45600, para a digestão das amostras e um espectrofotômetro visível marca HACH, modelo DR/2000 para leitura da absorbância.

A oxidação foi conduzida durante duas horas no digestor a $T=150^{\circ}\text{C}$. Após o resfriamento da amostra até temperatura ambiente, fez-se a leitura espectrofotométrica da solução.

Todas as amostras foram diluídas e as análises foram realizadas em triplicata. A DQO foi expressa em $\text{mgO}_2 \text{L}^{-1}$.

3.3.1.2 – Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5)

A análise foi realizada de acordo com a metodologia 5210B descrita no AWWA (APHA 2005).

O método consiste em preencher, completamente, frascos de tamanho específico com amostras diluídas e sementes e incubar em temperatura específica por cinco dias. Neste ensaio foi utilizado esgoto doméstico como semente. A Concentração de oxigênio

dissolvido é medida antes e após o período de incubação (cinco dias), a diferença entre o oxigênio dissolvido inicial e o final representa o valor de DBO_5 .

3.3.1.3 – Nitrogênio amoniacal ($N-NH_3$)

A determinação de nitrogênio amoniacal foi realizada seguindo o método 4500- NH_3 C (APHA, 2005) utilizando o reagente de Nessler que foi preparado dissolvendo 100 g de iodeto de mercúrio (II) e 70 g de iodeto de potássio em 100 mL de água isenta de amônia, adicionando-se uma solução fria de 160 g de NaOH em 700 mL de água destilada e elevando a solução para um volume de 1L. Deixou-se decantar o precipitado por alguns dias antes de utilizar o reagente, o qual foi submetido à calibração com soluções padrão de NH_4Cl . A concentração de nitrogênio amoniacal foi expressa em $mg L^{-1}$.

As amostras foram previamente filtradas em uma membrana de éster de celulose da Millipore, com diâmetro de poro médio de 0,45 mm.

A uma alíquota de 5mL da amostra, em um tubo de ensaio, foi adicionado o volume de 0,1mL do reagente de Nessler. Após 10 minutos a amostra apresentou coloração levemente amarelada. A concentração de nitrogênio amoniacal foi medida a 425 nm utilizando o espectrofotômetro da marca HACH DR/2000. As amostras foram diluídas e as análises foram realizadas em triplicata.

3.3.1.4 – Carbono Orgânico Dissolvido (COD)

O procedimento utilizado para a determinação do teor de COD nas amostras segue o método 5310 B (APHA, 2005) e sua unidade foi medida em $mg C L^{-1}$.

A análise foi realizada utilizando um Analisador de Carbono Orgânico Total da marca Shimadzu modelo 5000 A. O método é baseado na combustão catalítica a alta temperatura ($680^{\circ}C$) seguida pela quantificação do CO_2 formado. A detecção é realizada por um detector de infravermelho não dispersivo. As amostras foram previamente filtradas em uma membrana de éster de celulose da Millipore, com diâmetro de poro médio de 0,45 mm, e diluídas para adequar-se ao limite de detecção do equipamento. As análises foram realizadas em duplicata.

3.3.1.5 – pH

O pH foi determinado pelo método potenciométrico com auxílio de um medidor de pH – Digimed DMPH-2, previamente calibrado com solução tampão de pH 4,0 e 7,0.

3.3.1.6 – Cor Aparente e Cor Verdadeira

A cor foi determinada de acordo com o método padrão Platinum-Cobalt seção 2120 C descrito no APHA (2005), o qual se baseia na medida de absorvância de uma solução e sua correlação com a absorvância de uma solução padrão de platina e cobalto e sua unidade é mg PtCo/L. Para tanto, utilizou-se um espectrofotômetro da marca HACH, modelo DR4000, fazendo-se a leitura de absorvância, no comprimento de onda de 455 nm. No caso da determinação da cor verdadeira, todas as amostras foram previamente filtradas através de membranas com diâmetro de poro igual a 0,45 μ m (Milipore).

3.3.1.7 – Turbidez

A determinação da turbidez do lixiviado foi realizada de acordo com o método 2130 B descrito pela AWWA (APHA 2005) e o resultado foi expresso em UTN (unidade de turbidez nefelométrica).

A medida de turbidez foi realizada em um turbidímetro Nefelométrico, modelo AP2000 da PoliControl, previamente calibrado com soluções padrão de formazina. A medida segue o princípio nefelométrico, que consiste na leitura de intensidade de luz desviada pelas partículas num ângulo de 90° em relação a luz incidente.

3.3.1.8 - Cloreto

O teor de cloreto foi determinado utilizando o método titulométrico conhecido como método de Mohr, descrito no método 4500-Cl⁻ B da AWWA (APHA 2005).

O método consiste na titulação dos íons cloreto utilizando uma solução padronizada de nitrato de prata (AgNO_3) que, na presença do indicador cromato de potássio (K_2CrO_4), forma cloreto de prata e cromato de prata (de cor avermelhada).

3.3.1.9 – Condutividade

A análise realizada segue o método 2510 B descrito em AWWA (APHA, 2005) e sua unidade foi medida em $\mu\text{S}/\text{cm}$. O equipamento utilizado foi um condutivímetro microprocessado digital, da marca QUIMIS Q405-M, com limites de detecção entre 0,00 μS e 19,99 mS.

3.3.1.10 – Sólidos em Suspensão Totais e Voláteis (SST e SSV)

A determinação de sólidos suspensos totais e voláteis foi realizada pelos métodos 2540D e 2540E descritos na AWWA (APHA 2005) e o resultado foi expresso em mg L^{-1} .

Inicialmente, utilizando uma bomba de vácuo, lavou-se uma membrana de borossilicato com 0,45 μm de porosidade com água mili-Q. A mesma foi colocada em um cadinho e levada para secar em uma mufla da marca Pyrotec à 550°C por 1 hora. Depois de retirado da mufla e após esfriar o cadinho foi pesado em uma balança analítica e assim, com a membrana limpa e seca, obteve-se o peso P_1 . Em seguida, filtrou-se na membrana de 50 a 200 mL do efluente e levou-se para secar em estufa (Fabber-Primar - modelo 219) a 105°C por um período de 24 horas. Depois de retirado da estufa, esperou-se o cadinho esfriar e o pesou, obtendo assim o peso P_2 . Posteriormente, levou-se o cadinho novamente para a mufla a 550°C por 1h. Passado esse período e após o seu resfriamento, pesou-se o cadinho e obteve-se o peso P_3 .

3.3.2 – Análises realizadas no lodo biológico

3.3.2.1 – Índice Volumétrico de Lodo (IVL)

O volume em mililitros ocupado por 1 g de lodo ativado seco após sedimentação de 30 minutos é definido como IVL. Assim, é possível observar que melhores condições de sedimentabilidade do lodo serão alcançadas quando os valores do IVL forem baixos.

A análise, nos testes de tratabilidade, foi realizada, primeiramente, retirando-se uma alíquota da mistura da proveta (lodo + líquido) para a determinação do teor de sólidos em suspensão totais. Em seguida, desligou-se a aeração e, após 30 minutos, anotou-se o volume de lodo sedimentado.

Na determinação do IVL no processo de lodo ativado, foram utilizados provetas e um cronômetro. Um volume de aproximadamente 1000 mL de amostra (lodo + lixiviado) foi extraído do tanque de aeração, reservando-se 15 mL para a determinação do teor de sólidos em suspensão totais. O volume de 1000 mL foi adicionado na proveta e após agitação, para homogeneização da amostra, aguardou-se a sedimentação do lodo por 30 minutos. Após esse período de tempo, anotou-se o volume de lodo decantado.

O IVL, em mg.L^{-1} , foi determinado conforme a Equação 3.1.

$$IVL = \frac{V_{\text{Lodo Decantado}}}{SST} \times 1000 \quad (3.1)$$

Onde:

$V_{\text{Lodo Decantado}}$ é o volume de lodo decantado após 30 minutos (mL.L^{-1})

SST é o teor de sólidos em suspensão totais (mg.L^{-1})

3.3.2.2 – Observações Microscópicas do Lodo

Tanto nos experimentos de teste de tratabilidade em batelada quanto no processo de lodo ativado no sistema contínuo foram realizados acompanhamentos da microscopia do lodo. Para isso, amostras das provetas utilizadas nos testes de tratabilidade em batelada e dos reatores utilizados no processo de lodo ativado foram coletadas. Uma gota de amostra

foi colocada sobre uma lâmina e coberta com uma lamínula. As observações foram realizadas utilizando-se um microscópio óptico com iluminação com contraste de fases HUND-WETZLAR, modelo H-500. As amostras foram observadas com aumento de 100x e 400x. Nas observações microscópicas do lodo foram identificados os seguintes aspectos:

- ⇒ Abundância de filamentos nos flocos;
- ⇒ Efeito dos filamentos na estrutura do floco;
- ⇒ Morfologia do floco, e
- ⇒ Presença e tipos de protozoários ou outros organismos presentes.

3.4 – Ensaios de Coagulação/Floculação

3.4.1 – Coagulantes e Floculantes utilizados nos ensaios

Nos experimentos de coagulação/floculação foram avaliados 4 coagulantes e os polieletrólitos catiônico e aniônico. A Tabela 3.1 apresenta a descrição dos coagulantes utilizados.

Tabela 3.1 – Descrição dos coagulantes utilizados nos ensaios de coagulação/floculação.

Nome do Produto	Descrição Química	Nome do Fabricante
Cloreto Férico	Coagulante Inorgânico	VETEC
Sulfato de Alumínio	Coagulante Inorgânico	VETEC
Tanfloc SG	Tanino Catiônico	TANAC
Tanfloc SL	Tanino Catiônico	TANAC

3.4.2 – Procedimento Experimental

Para a realização dos testes de coagulação/floculação utilizou-se um equipamento do tipo “Jar Test” da DIGIMED, modelo Módulo Floculador MF-01, com capacidade de realização de 6 ensaios simultâneos. O equipamento é composto por 6 reatores, sendo que cada reator tem a capacidade de 2 litros. A agitação é proporcionada por agitadores tipo pás localizados na parte superior do equipamento que são controlados por um seletor de

rotações que varia de 0 a 150 rpm. O equipamento é provido de lâmpadas fluorescentes em sua base para facilitar a visualização do processo de coagulação/floculação. Este ensaio é aplicado para se determinar a melhor faixa de aplicação de cada produto e também o valor do pH ótimo que conduzem as melhores condições de coagulação/floculação.

Os ensaios experimentais foram realizados com 6 amostras simultaneamente, em béqueres de 2.000 mL de capacidade, utilizando 1.000 mL de lixiviado. O pH das amostras foi variado entre 4,0 e 10,0 para cada produto (coagulante e floculante) utilizado. Tais correções de pH foram realizadas com auxílio de soluções de ácido sulfúrico e hidróxido de sódio com concentração de 1 % (v/v). As amostras foram dosadas com solução de coagulante de 10.000 mg L⁻¹, a fim de se obter concentrações finais na faixa de 200 – 950 mg/L. As amostras foram submetidas à agitação rápida (150 rpm) por 5 minutos durante a adição do coagulante, seguida de uma agitação lenta (15 rpm) por 15 minutos com a adição de uma solução de polieletrólito, obtendo-se concentrações finais na faixa de 2,0 – 9,5 mg/L. Após este período de tempo, a agitação foi interrompida e esperou-se 30 minutos para a decantação.

No final de cada experimento, amostras do sobrenadante (líquido clarificado) foram coletadas e as análises de DQO foram realizadas.

3.5 – Remoção de nitrogênio amoniacal por arraste com ar

3.5.1 – Procedimento Experimental

O processo utilizado para a remoção de nitrogênio amoniacal foi o conhecido como “air-stripping”, que é o arraste do nitrogênio amoniacal na forma gasosa através da introdução de ar na amostra. No experimento o pH do lixiviado foi elevado até o valor de 12 adicionando-se hidróxido de sódio (NaOH), a fim de deslocar o equilíbrio da reação para a formação da amônia gasosa. Os testes foram realizados em béqueres de 2L com difusor de porcelana poroso adaptado no fundo ligado a uma bomba de ar comprimido (bomba empregada em aquários) como apresentado na Figura 3.1 e em cada bécher, adicionou-se 1,5L de amostra que foram aeradas durante 4 dias. Durante o decorrer do experimento foram realizadas determinações de nitrogênio amoniacal, diariamente, com a

finalidade de acompanhar o decréscimo desse parâmetro até alcançar o valor aproximado de 50mgL^{-1} de nitrogênio amoniacal. Esta amostra foi, posteriormente, utilizada no processo de ozonização.

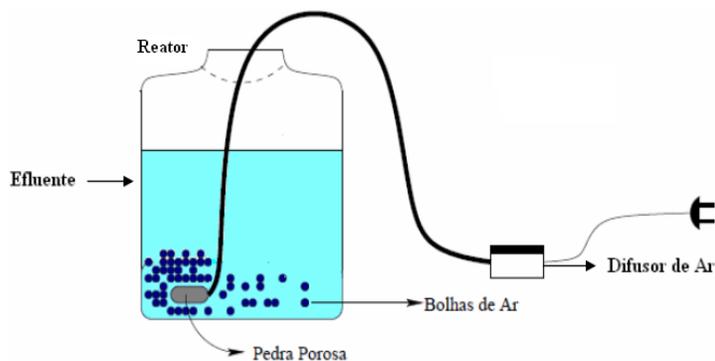


Figura 3.1 – Esquema do sistema utilizado no processo de arraste de amônia.

Fonte: adaptado SILVA, 2002.

3.6 – Ozonização

3.6.1 – Descrição da Unidade

A unidade de ozonização é constituída de uma coluna de acrílico de, aproximadamente, 1,5 metro de altura, 5 cm de diâmetro com um difusor de cilindro poroso no fundo que forma bolhas facilitando o contato do ozônio com o lixiviado, um gerador de ozônio Multivácuo modelo MV-06/220 composto por células que funcionam baseadas no princípio de descargas por barreiras dielétricas. O gerador foi alimentado com uma vazão de 1 L min^{-1} de oxigênio puro e essa vazão foi controlada com o uso de um rotâmetro. A Figura 3.2 apresenta um esquema do sistema utilizado no processo.

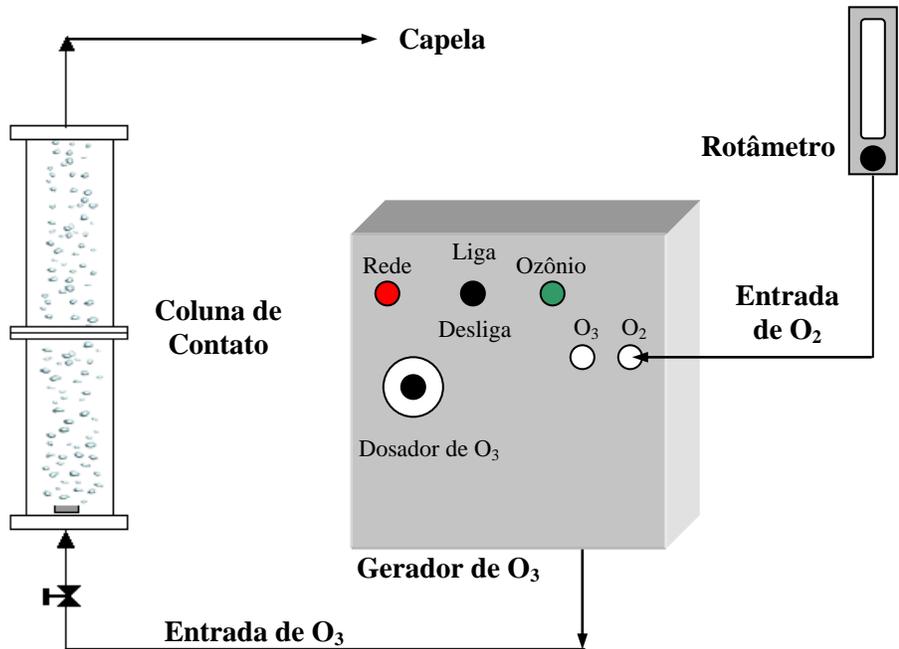


Figura 3.2 – Equipamentos que constituem a unidade de ozonização.

A Figura 3.3 apresenta as fotos dos equipamentos que compõem a unidade de ozonização utilizado no processo.



Figura 3.3 – Fotografias dos equipamentos utilizados no processo de ozonização.

3.6.2 – Procedimento Experimental

Para verificar, em termos de dosagem de ozônio, as melhores condições de ozonização, foram avaliadas diferentes concentrações de ozônio (0,01, 0,03 e 0,06 g.L⁻¹) variando o tempo de ozonização em 15, 30, 45 e 60 min. Os ensaios foram realizados utilizando o volume de 1,0L de lixiviado bruto e para cada concentração de ozônio utilizada foram usadas as quatro variações de tempo. Todos os ensaios de ozonização foram realizados a temperatura ambiente (23-25 °C) e no pH original do lixiviado.

Após os ensaios, as amostras foram submetidas às análises de DQO, DBO₅, COD, nitrogênio amoniacal e cor.

3.7 – Teste de tratabilidade

3.7.1 – Procedimento Experimental

Os testes de tratabilidade foram realizados em provetas de 1 litro de capacidade com difusor de porcelana poroso adaptado no fundo ligado a uma bomba de ar comprimido (bomba empregada em aquários).

Nos ensaios de tratabilidade foram utilizados seis reatores operados em batelada e, em cada reator, foram adicionados 1,0 L de lixiviado.

A Figura 3.4 apresenta um esquema do aparato utilizado nesses ensaios.

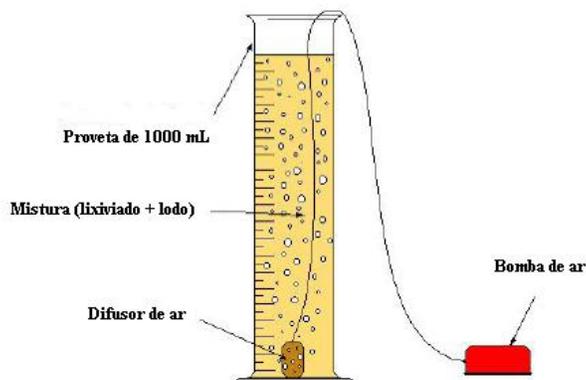


Figura 3.4 – Sistema empregado nos testes de tratabilidade.
Fonte: adaptado RODRIGUES, 2004.

Antes de iniciar o teste de tratabilidade foi necessário adaptar um consórcio de microrganismos capaz de degradar os componentes (material orgânico) do lixiviado. Nesta aclimatação utilizou-se o inóculo do lodo proveniente da Estação de Tratamento de Esgotos Águas de Niterói. No período de aclimatação variou-se a proporção de lixiviado/esgoto doméstico (em volume) na alimentação dos reatores. O percentual volumétrico inicial de lodo biológico utilizado nos testes foi de 20%. A cada 24 horas, realizou-se a variação da proporção de lixiviado e esgoto doméstico conforme descrito a seguir:

- ⇒ 1º dia: 10% de lixiviado e 90% de esgoto doméstico;
- ⇒ 2º dia: 20% de lixiviado e 80% de esgoto doméstico;
- ⇒ 3º dia: 30% de lixiviado e 70% de esgoto doméstico;
- ⇒ 4º dia: 40% de lixiviado e 60% de esgoto doméstico;
- ⇒ 5º dia: 50% de lixiviado e 50% de esgoto doméstico;
- ⇒ 6º dia: 60% de lixiviado e 40% de esgoto doméstico;
- ⇒ 7º dia: 70% de lixiviado e 30% de esgoto doméstico;
- ⇒ 8º dia: 80% de lixiviado e 20% de esgoto doméstico;
- ⇒ 9º dia: 90% de lixiviado e 10% de esgoto doméstico;
- ⇒ 10º dia: 100% de lixiviado;

Diariamente, a aeração do sistema era desligada e amostras de lodo, de cada reator, eram coletadas para a observação microscópica. As misturas contidas nos reatores ficavam em repouso por 30 minutos e, após este tempo, o líquido clarificado era removido. Em seguida, uma nova proporção de lixiviado e esgoto doméstico era adicionada ao reator. Este procedimento foi repetido a cada 24 horas até chegar ao final do teste com 100% de lixiviado no reator.

Foram utilizadas nos testes de tratabilidade amostras de lixiviado após ozonização com $0,06 \text{ g.L}^{-1}$ de O_3 durante 15 minutos, lixiviado ozonizado com $0,06 \text{ g.L}^{-1}$ de O_3 durante 15 minutos após o processo de arraste de amônia por ar, lixiviado após ozonização com $0,06 \text{ g.L}^{-1}$ de O_3 durante 45 minutos, lixiviado ozonizado com $0,06 \text{ g.L}^{-1}$ de O_3 durante 45 minutos após o processo de arraste de amônia por ar, lixiviado após o processo de arraste

por ar e lixiviado bruto. Além disso, foi utilizado como experimento controle, um reator contendo apenas esgoto doméstico e lodo. A Tabela 3.2 apresenta os reatores e as amostras avaliadas no testes de tratabilidade.

Tabela 3.2 – Amostras dos testes de tratabilidade.

Reatores	Amostras de Lixiviado
1	Após a ozonização com $0,06 \text{ g.L}^{-1}$ de O_3 durante 15 minutos de reação
2	Após a remoção de nitrogênio amoniacal + Ozonização com $0,06 \text{ g.L}^{-1}$ de O_3 durante 15 minutos de reação
3	Após a ozonização com $0,06 \text{ g.L}^{-1}$ de O_3 durante 45 minutos de reação
4	Após a remoção de nitrogênio amoniacal + Ozonização com $0,06 \text{ g.L}^{-1}$ de O_3 durante 45 minutos de reação
5	Após a remoção de nitrogênio amoniacal
6	Lixiviado bruto

Nos ensaios do teste de tratabilidade foram realizadas, diariamente, análises de DQO no líquido clarificado, bem como observações microscópicas do lodo em cada um dos reatores.

3.8 – Tratamento biológico – Processo do lodo ativado em regime contínuo

3.8.1 – Descrição da unidade experimental

Foram montados dois reatores constituídos de acrílico e em formato retangular que seguem o modelo convencional para o tratamento biológico aeróbio contínuo de efluentes.

Os reatores são divididos em duas câmaras separadas por um aparato móvel. O reator biológico foi simulado na câmara com volume útil de 2,34L e com sistema de aeração e a câmara com um volume útil de 0,82L atuou como decantador secundário.

Os reatores biológicos foram aerados e agitados por meio de difusores porosos instalados no fundo dos reatores utilizando ar comprimido e a vazão foi controlada por meio de um rotâmetro. Os difusores tinham um formato cilíndrico com 3 cm de diâmetro e

15 cm de comprimento. Ocorreu a recirculação do lodo através do movimento do efluente pelo espaço situado na parte inferior do aparato móvel que dividia as duas câmaras. A Figura 3.5 apresenta um esquema do sistema utilizado.

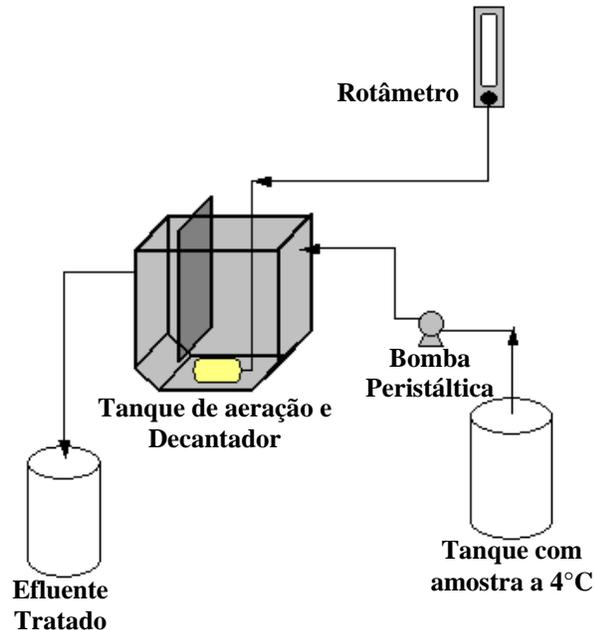


Figura 3.5 – Esquema da unidade experimental do tratamento biológico.

A alimentação dos reatores foi realizada utilizando uma bomba peristáltica Gilson Minipuls e uma vazão de entrada do efluente de $1,8 \text{ L d}^{-1}$. As amostras usadas na alimentação do sistema foram mantidas sob refrigeração a $4 \text{ }^\circ\text{C}$. Uma fotografia do sistema experimental utilizado é apresentada na Figura 3.6.

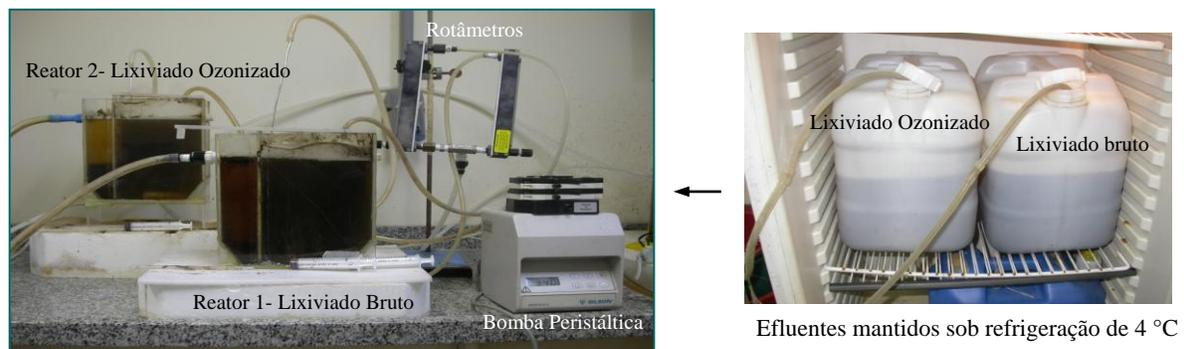


Figura 3.6 – Fotografia do sistema de lodo ativado.

3.8.2 – Procedimento experimental

Foram instalados no laboratório dois sistemas em períodos diferentes e com duração de tempo de operação distintos. O primeiro sistema operou por 80 dias e o segundo sistema operou por 120 dias e foi, inicialmente, aclimatado sendo alimentado até o 24º dia, com 60% de lixiviado e 40% de esgoto, do 25º ao 55º dia alimentado com 80% de lixiviado e 20% de esgoto e após o 55º alimentado com 100% de lixiviado. Os experimentos foram conduzidos a temperatura ambiente (23-25 °C).

Ambos os sistemas foram constituídos de dois reatores sendo o reator 1 foi alimentado com lixiviado bruto e o reator 2 foi alimentado com lixiviado ozonizado. Durante os dois períodos, amostras do efluente foram coletadas na entrada e na saída dos reatores para a realização das análises de DQO, nitrogênio amoniacal, SST e SSV. Foram realizadas também, observações microscópicas do lodo para verificar a presença de protozoários, bactérias filamentosas e rotíferos. Além disso, a vazão de alimentação e o pH dos sistemas foram verificados diariamente. A Tabela 3.3 descreve as análises realizadas no acompanhamento dos reatores e suas frequências.

Tabela 3.3 – Descrição das análises realizadas nos dois reatores contínuos e suas frequência.

Análises	Frequência
DQO	3 vezes por semana
Nitrogênio amoniacal	3 vezes por semana
SST	2 vezes por semana
SSV	2 vezes por semana
Microscopia do lodo biológico	1 vez por semana
Vazão	Diariamente
pH	Diariamente

3.9 – Ensaios de toxicidade

Foram realizados ensaios de toxicidade com a finalidade de avaliar a potencialidade de o lixiviado apresentar ou não efeito tóxico sobre organismos vivos observando o seu efeito agudo.

3.9.1 – Organismo testado

Para a determinação do efeito agudo letal foi utilizado no ensaio de toxicidade o organismo do meio aquático *Danio rerio* comumente conhecido como “Paulistinha” ou “Peixe Zebra”. A Figura 3.7 apresenta uma foto desses peixe. Os ensaios foram realizados em meio estático e seguiram a metodologia proposta pela FEEMA – Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (1994).

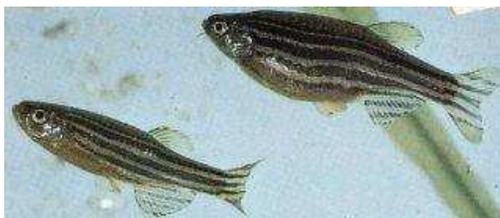


Figura 3.7 – Peixes da espécie *Danio rerio*

Fonte: DEZOTTI, 2008

3.9.2 – Procedimento experimental

Os peixes submetidos aos testes tinham comprimento de 30 a 35 mm e pesavam de $0,3 \pm 0,1$ g, eram peixes adultos e foram obtidos da piscicultura Carlão Peixes Ornamentais localizada no Rio de Janeiro, RJ. Os organismos foram aclimatados e sua alimentação foi suspensa nas 24 horas precedentes ao teste.

Os testes foram realizados com diferentes concentrações das amostras diluídas com água reconstituída a um volume total de 2,0L.

A água reconstituída foi preparada utilizando-se 48,0 mg de bicarbonato de sódio (NaHCO_3), 30,0 mg de sulfato de cálcio ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), 61,5 mg de sulfato de magnésio

($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) e 2,0 mg de cloreto de potássio (KCl) dissolvidos em 1,0L de água destilada. A solução foi aerada por 24 horas obtendo-se pH de 7,2 a 7,6, dureza de 40 a 48 mg/L CaCO_3 , alcalinidade de 30 a 35 mg/L CaCO_3 e OD entre 90% e 100% de saturação, tal como padronizado pela FEEMA, atual INEA, (1994) para testes de toxicidade com organismos aquáticos.

Foram utilizados no preparo das soluções-testes lixiviado bruto, lixiviado ozonizado, lixiviado após o processo de arraste de amônia e o lixiviado obtido na saída do processo biológico, ou seja, reator 1 - lixiviado bruto e reator 2 - lixiviado ozonizado. Um bécher foi preparado apenas com água reconstituída sendo denominado de teste controle.

Em cada bécher foram adicionados, com o auxílio de redes macias, 10 peixes. A cada 24 horas do teste foram medidos o pH, o OD e a condutividade das soluções. A toxicidade foi medida em termos de efeitos de letalidade após 24 e 48 horas.

CAPÍTULO 4

Resultados e Discussão

Neste capítulo, serão apresentados, os resultados obtidos da caracterização do lixiviado e a avaliação dos processos de tratamento empregados neste estudo, bem como a avaliação da toxicidade.

4.1 – Caracterização do Lixiviado

O lixiviado estudado é oriundo da Central de Tratamentos de Resíduos de Nova Iguaçu – RJ (CTR). Foram analisadas nove amostras de lixiviado coletadas no período de dezembro de 2008 a janeiro de 2010. Na Tabela 4.1 estão apresentados os resultados obtidos na caracterização desse lixiviado.

Tabela 4.1 – Caracterização do lixiviado proveniente do CTR-Nova Iguaçu.

Amostragens (n* = 9)					
Parâmetros	Unidades	Máximo	Mínimo	Média	Desvio Padrão
DQO	mg/L	11.775	2.065	4.912	3.394
DQO _{filtrado}	mg/L	10.160	1.575	4.178	2.804
DBO ₅	mg/L	1.440	315	787	408
DQO/DBO ₅	-	6,6	2,5	3,4	1,2
SST	mg/L	805	35	353	301
SSV	mg/L	510	20	171	189
COD	mg/L	3.960	476	1.382	1.159
DQO/COD	-	7,5	2,3	4,0	1,7
Nitrogênio Amoniacal	mg/L	3.945	1.365	2.001	793
Cloreto	mg/L	2.430	1.940	2.090	151
Turbidez	UTN	99,7	7,5	32,1	31
Condutividade	µs/cm	16.940	11.645	15.034	1.778
Cor	mg PtCo/L	3.165	705	1.860	793
pH	-	8,1	7,5	7,7	0,2

n* - número de coletas

Os resultados dos parâmetros utilizados para caracterizar o lixiviado apresentaram uma grande variabilidade. Tal fato pode ser atribuído as condições climáticas (períodos de chuva, seca, etc) e as diferentes estações do ano ao longo do período de realização das coletas (dezembro 2008 a Janeiro 2010).

A literatura reporta que o nível de biodegradabilidade de uma água residuária pode ser indicado pela razão DQO/DBO₅. Quanto menor for o valor desta razão, maior será seu nível de biodegradabilidade e quanto maior esta razão, menos biodegradável será o efluente. Sendo assim, valores de DQO/DBO₅ maiores que 3 ou 4 indicam baixo nível de biodegradabilidade do efluente (BAIG et al., 1997, HUANG, 1993).

Avaliando os resultados da relação DQO/DBO₅ apresentados na Tabela 4.1, verificou-se que o lixiviado oriundo do CTR-Nova Iguaçu apresenta um baixo nível de biodegradabilidade. Porém, estudos realizados por KYLEFORS *et al.* (2003), verificaram que o parâmetro DQO, normalmente utilizado para estimar a quantidade de matéria orgânica presente em uma água residuária, não se adequa para este fim no caso de lixiviados de RSU. Os resultados do estudo de KYLEFORS *et al.* (2003) mostraram que 1/3 do valor da DQO presente no lixiviado pode ser devido a compostos inorgânicos. Os autores concluíram que a DQO não deve utilizada como o único parâmetro indicativo da quantidade de matéria orgânica presente no lixiviado. Sendo assim, a razão DQO/DBO₅ não seria muito indicada para avaliar a biodegradabilidade de lixiviados.

Segundo KYLEFORS *et al.* (2003), uma indicação da possível contribuição inorgânica no valor da DQO pode ser observada pela razão DQO/COD. O lixiviado analisado neste estudo apresentou a razão DQO/COD na faixa de 2,3 a 7,5, com valor médio de 4,0.

Os resultados obtidos para este lixiviado mostram que as medidas das concentrações de matéria orgânica (Carbono Orgânico Dissolvido - COD) estão muito abaixo dos valores obtidos para o parâmetro DQO, provavelmente devido a DQO inorgânica do lixiviado.

Sabe-se que a modelagem, a operação e a eficiência de muitos processos de tratamento de águas residuárias são baseadas no parâmetro físico-químico DQO, sendo assim, os processos de tratamento de lixiviado podem não alcançar os resultados esperados, uma vez que a medida da DQO não expressa somente a demanda de oxigênio para

degradação de substâncias orgânicas, mas nesta está também incluída a demanda de oxigênio que foi consumida para as substâncias inorgânicas presentes no lixiviado.

Na Tabela 4.1 verifica-se também a moderada concentração de íons cloreto e alta concentração de nitrogênio amoniacal presente nesse lixiviado. Elevadas concentrações de íons cloreto podem ocasionar problemas no tratamento do lixiviado nas etapas de remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal por processos biológicos. No caso do nitrogênio amoniacal, pode contribuir para um aumento da toxicidade do lixiviado, indicando a necessidade da sua remoção antes da aplicação de um tratamento biológico, pois o efeito tóxico do nitrogênio amoniacal pode afetar o metabolismo dos microrganismos atuantes no processo (AMOKRANE *et al.*, 1997; LI *et al.*, 1999; TATSI *et al.*, 2003; CASTILHOS 2006).

Assim, os resultados mostram que o lixiviado necessita ser submetido a processos de tratamento que diminuam a sua recalcitrância, aumentem a sua biodegradabilidade e removam compostos que podem conferir toxicidade, como por exemplo, o nitrogênio amoniacal.

4.2 – Testes de Coagulação/Floculação

O processo de coagulação/floculação tem como objetivo principal a remoção do material em suspensão.

Nesses ensaios foram avaliados o desempenho de 4 coagulantes e 2 polieletrólitos, sendo coagulantes inorgânicos e orgânicos e polieletrólitos catiônico e aniônico. Foram realizados, aproximadamente, 100 testes e os resultados obtidos estão apresentados no anexo I.

A Tabela 4.2 apresenta as melhores condições de pH, concentrações de coagulante e polieletrólito obtidas no ensaio de coagulação/floculação do lixiviado do CTR-Nova Iguaçu.

Tabela 4.2 – Resumo dos resultados obtidos nos ensaios de coagulação/floculação do lixiviado.

Coagulante	[coagulante] (mg/L)	Polieletrólito	[polieletrólito] (mg/L)	DQO _{inicial} (mg/L)	DQO _{final} (mg/L)	Eficiência de remoção (%)	pH
FeCl ₃	950	Catiônico	5	8.560	7.365	14	7,5
Al ₂ (SO ₄) ₃	500	Catiônico	8		7.260	15	
		Aniônico			7.255	15	
Tanfloc SG	500	Catiônico	3,5	4.275	2.990	30	5,0
		Aniônico	9,5		3.400	20	
Tanfloc SL	350	Catiônico	8		2.985	30	
		Aniônico	9,5		3.210	25	

Os resultados apresentados na Tabela 4.2 mostram que a remoção da DQO alcançada foi de baixa a moderada para os diferentes coagulantes e polieletrólitos empregados, na faixa de 14 a 30%.

Nos testes realizados utilizando os coagulantes inorgânicos (cloreto férrico e sulfato de alumínio), é possível observar que esses coagulantes não resultaram em um bom desempenho no processo de coagulação/floculação apresentando uma baixa eficiência de remoção de matéria orgânica, em torno de 15%. Tal fato permite sugerir que o cloreto férrico e o sulfato de alumínio não apresentaram uma boa capacidade de se ligar quimicamente com os compostos presentes no lixiviado, uma vez que, para as partículas serem removidas do meio é necessário que ocorra a atração das mesmas, favorecendo a sua aglomeração, formando partículas maiores aumentando a capacidade de sedimentação. Ainda com relação aos dois coagulantes inorgânicos utilizados, os resultados mostram que com uma dosagem menor, o sulfato de alumínio alcançou a mesma eficiência de remoção obtida com o uso do cloreto férrico.

Os ensaios realizados com os coagulantes orgânicos (tanfloc SG e tanfloc SL), apresentaram uma eficiência de remoção um pouco superior a obtida com o uso dos coagulantes inorgânicos, em torno de 30%. O uso do tanfloc SL apresentou a vantagem de se utilizar uma dosagem menor e sem a necessidade do ajuste do pH do lixiviado, ou seja, menor adição de produtos químicos ao lixiviado, para uma eficiência de remoção de 30%, o que se torna bem vantajoso no tratamento do lixiviado.

Vale ressaltar, que para se obter uma melhor avaliação do processo de coagulação/floculação, seria necessário fazer uma análise de custo dos produtos químicos utilizados o que não foi realizado neste estudo.

CASTRILLÓN *et al.* (2010), avaliaram o sistema de coagulação/floculação em lixiviado proveniente de um aterro sanitário com 24 anos de operação e com DQO em torno de 5.000mg/L. Os autores obtiveram uma eficiência de remoção de 73% de DQO em pH 5 usando 1,7 g.L⁻¹ de FeCl₃.

Ensaio de coagulação/floculação realizados por MARAÑÓN *et al.* (2008) em lixiviado proveniente da parte de um aterro sanitário que opera desde 2005 (parte nova) e que apresenta uma DQO variando na faixa de 18.500-20.000 mg.L⁻¹, resultaram em uma eficiência de remoção de DQO de 26% utilizando 0,5 g.L⁻¹ de FeCl₃ em pH 3,8 e uma eficiência de 20% na remoção de DQO utilizando Al₂(SO₄)₃ em pH 6.

RODRIGUES (2004) e BILA (2000) utilizaram o processo de coagulação/floculação como tratamento primário no lixiviado proveniente do Aterro Metropolitano de Jardim Gramacho com uma DQO variando na faixa de 2.420-3.090 mg.L⁻¹ e obtiveram uma eficiência de remoção de DQO em torno de 45% aplicando 700 mg.L⁻¹ de FeCl₃ como coagulante em pH 4.

TATSI *et al.* (2003), obtiveram, nos ensaios de coagulação/floculação aplicados a lixiviado parcialmente estabilizado (por recirculação) proveniente de aterro sanitário com DQO variando na faixa de 700-15.000 mg.L⁻¹, uma eficiência de remoção de DQO de 80% utilizando 2 g.L⁻¹ do coagulante FeCl₃ em pH 10.

Tomando por base os trabalhos citados anteriormente verificou-se que os resultados dos testes de coagulação/floculação obtidos neste estudo apresentaram uma baixa eficiência de remoção de DQO no tratamento do lixiviado da CTR-Nova Iguaçu. Contudo, deve-se ressaltar que os estudos foram realizados com lixiviados com composição química variada, mas com a mesma faixa de DQO. Neste estudo a melhor remoção de DQO foi obtida com a aplicação do coagulante orgânico tanfloc, porém, não foi encontrado nenhum estudo na literatura utilizando esse coagulante em lixiviado.

4.3 – Remoção de amônia por arraste com ar

Esta etapa do tratamento foi aplicada com o objetivo de diminuir a concentração de nitrogênio amoniacal por se tratar de uma substância que contribui para o aumento da toxicidade do lixiviado. Os resultados obtidos durante o ensaio de remoção de nitrogênio amoniacal por arraste com ar estão descritos na Tabela 4.3.

Tabela 4.3 – Resultados de remoção de nitrogênio amoniacal por arraste com ar do lixiviado do CTR-Nova Iguaçu.

Concentração de nitrogênio amoniacal inicial (ppm)	pH	Tempo (dias)	Concentração de nitrogênio amoniacal final (ppm)	Remoção de nitrogênio amoniacal (%)
3.945	12	2	601	84,8
		4	43	98,9

Após os dois dias, a concentração de nitrogênio amoniacal foi determinada e obteve-se um valor de 601 mg/L. As amostras foram mantidas sob aeração por mais dois dias e ao final de 4 dias uma nova análise de amônia foi realizada chegando-se a uma concentração de 43 mg/L de nitrogênio amoniacal.

O processo de remoção de arraste de nitrogênio amoniacal foi realizado com amostra de lixiviado bruto uma segunda vez para ser utilizado no ensaio de toxicidade. A concentração inicial de nitrogênio amoniacal na amostra era de 1.365 mg.L⁻¹ e foi mantida sob aeração em pH 12. Após 4 dias de tratamento a amostra foi submetida a análise apresentando como resultado uma concentração de nitrogênio amoniacal de 13 mg.L⁻¹.

Vale ressaltar que à medida que a concentração de nitrogênio amoniacal reduzia, o valor do pH também diminuía. Isto se deve ao fato de que o processo causa não somente o arraste do gás amônia, mas, provavelmente, também o de compostos orgânicos voláteis presentes no lixiviado (HAND, HOKANSON E CRITTENDEN, 1999). Diante disso, o valor do pH foi novamente ajustado, quando necessário, durante todo o período de monitoramento do processo.

Em um estudo realizado por MARTTINEN *et al.* (2002) uma remoção de 89% no nitrogênio amoniacal do lixiviado de RSU foi alcançada em pH 11 após 24 horas de aeração. O lixiviado utilizado no estudo apresentava uma concentração inicial de nitrogênio amoniacal de 220 mg.L⁻¹.

SILVA (2002) realizou ensaios de remoção de nitrogênio amoniacal por ar a fim de eliminar a possível toxicidade do lixiviado acarretado pela concentração de nitrogênio amoniacal (na faixa de 754 mg.L⁻¹ a 802 mg.L⁻¹) presente no lixiviado estudado. A autora obteve uma concentração de nitrogênio amoniacal abaixo de 5 mg.L⁻¹, concentração permitida para o lançamento de águas residuárias no corpo receptor, após sete dias de ensaios e em pH 11.

CHEUNG *et al.* (1997) utilizaram o processo de remoção de nitrogênio amoniacal por ar no tratamento lixiviado em pH 12 e com vazão de ar de 5 L.min⁻¹, os autores obtiveram uma remoção de nitrogênio amoniacal de 93% após 24 horas.

Deve-se ressaltar que durante o processo de arraste com ar ocorre evaporação parcial da amostra, concentrando-a. Tal fato foi observado nos estudos realizados por SILVA (2002).

4.4 – Testes de Ozonização

A ozonização foi investigada com o objetivo de aumentar a biodegradabilidade do lixiviado. Foram realizados 12 experimentos com o lixiviado bruto. Serão apresentados os resultados obtidos na ozonização utilizando diferentes doses de ozônio aplicada e tempos de reação, ressaltando que as dosagens estão expressas em g.L⁻¹ de ozônio no gás de alimentação.

A Figura 4.1 apresenta os resultados de DQO em diferentes doses de ozônio e tempo de ozonização.

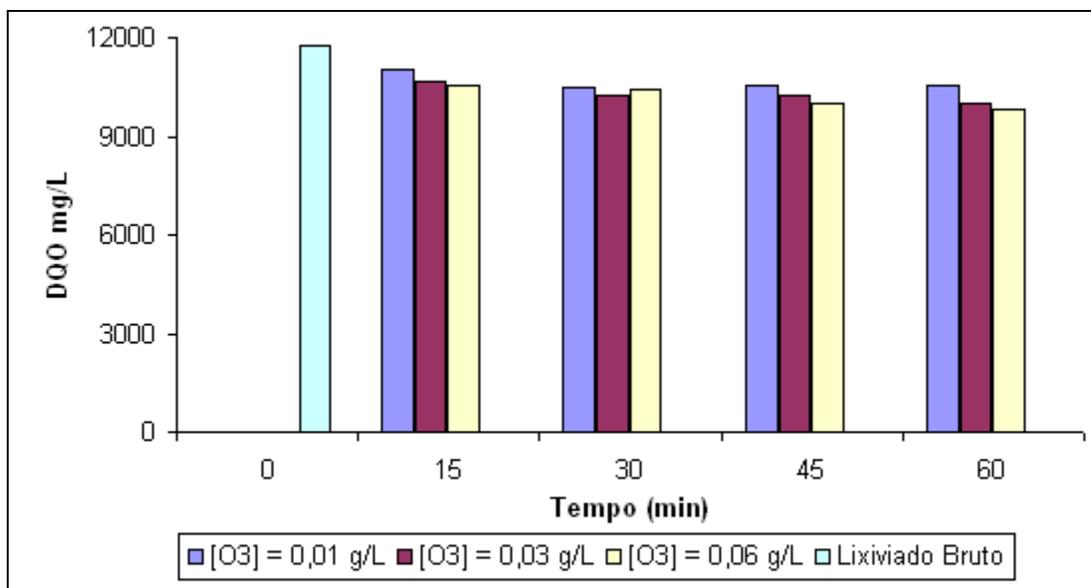


Figura 4.1 – Resultados de DQO do lixiviado após o processo de ozonização com diferentes doses de ozônio aplicadas e tempos de reação.

A Figura 4.1 mostra uma diminuição dos valores de DQO com aumento da dose de ozônio aplicada. Contudo, essa redução foi muito pequena. A maior remoção de matéria orgânica alcançada foi em torno de 16% aplicando uma dosagem de $0,06 \text{ g.L}^{-1}$ de ozônio durante 60 minutos de reação, reduzindo a DQO de 11.775 mg.L^{-1} para 9.820 mg.L^{-1} .

Os resultados alcançados na redução do COD são apresentados na Figura 4.2. Como no caso dos valores de DQO, houve uma baixa redução do COD. Esses valores confirmam que a ozonização, mesmo em altas doses de ozônio aplicadas, não levou a uma mineralização significativa dos compostos orgânicos presentes no lixiviado.

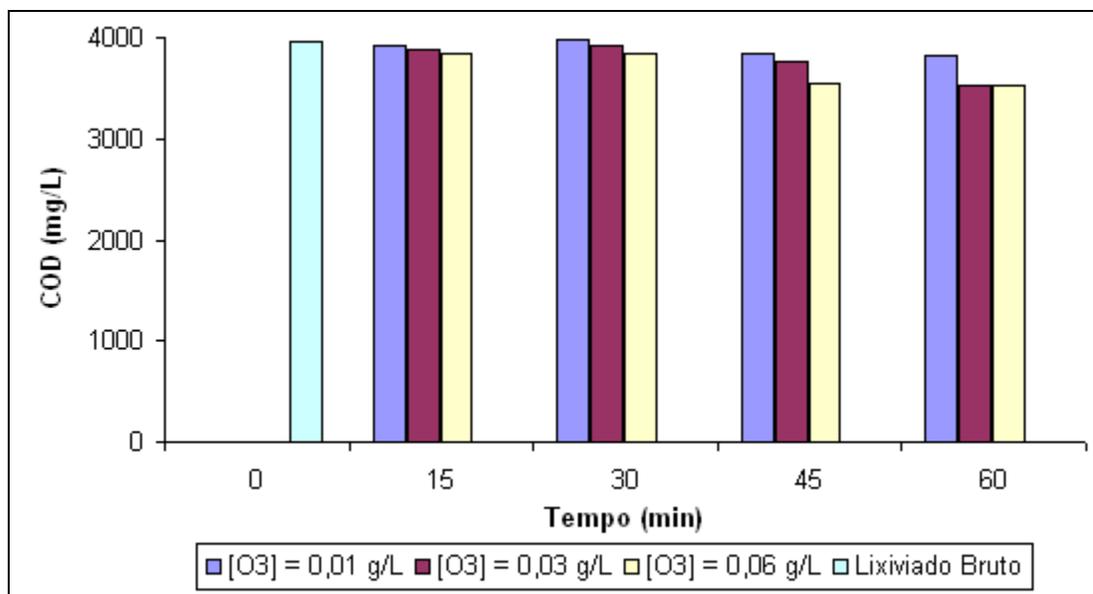


Figura 4.2 – Redução do COD do lixiviado após o processo de ozonização com diferentes doses de ozônio aplicadas e tempos de reação.

A maior redução de COD, aproximadamente 11%, foi obtida aplicando $0,06 \text{ g.L}^{-1}$ de ozônio durante 60 minutos de reação. O que mostra a recalcitrância do material orgânico presente no lixiviado. Observou-se que mesmo utilizando-se altas doses de ozônio, a eficiência de remoção de DQO e COD não aumentou significativamente. Além disso, sabe-se que altas doses de ozônio aumentam o custo desse processo tornando-o inviável economicamente.

Assim, neste estudo, a ozonização foi empregada com o objetivo de aumentar a biodegradabilidade do lixiviado para que posteriormente seja tratado por um tratamento biológico que é um processo de baixo custo aplicado na remoção da matéria orgânica.

A forma mais utilizada para relatar a biodegradabilidade de uma água residuária é através da relação DQO/DBO₅. Contudo, como discutido anteriormente, no caso do lixiviado de RSU, os valores de DQO são fortemente influenciado pela concentração de material inorgânico presente nos lixiviados.

Na ausência de parâmetros que pudessem determinar a biodegradabilidade do lixiviado, neste estudo, optou-se por avaliar o aumento dos valores de DBO₅, pois estes poderiam dar uma idéia do aumento da concentração de material orgânico biodegradável. A

Figura 4.3 apresenta os resultados de DBO₅ obtidos no processo de ozonização com diferentes doses de ozônio e tempo de reação.

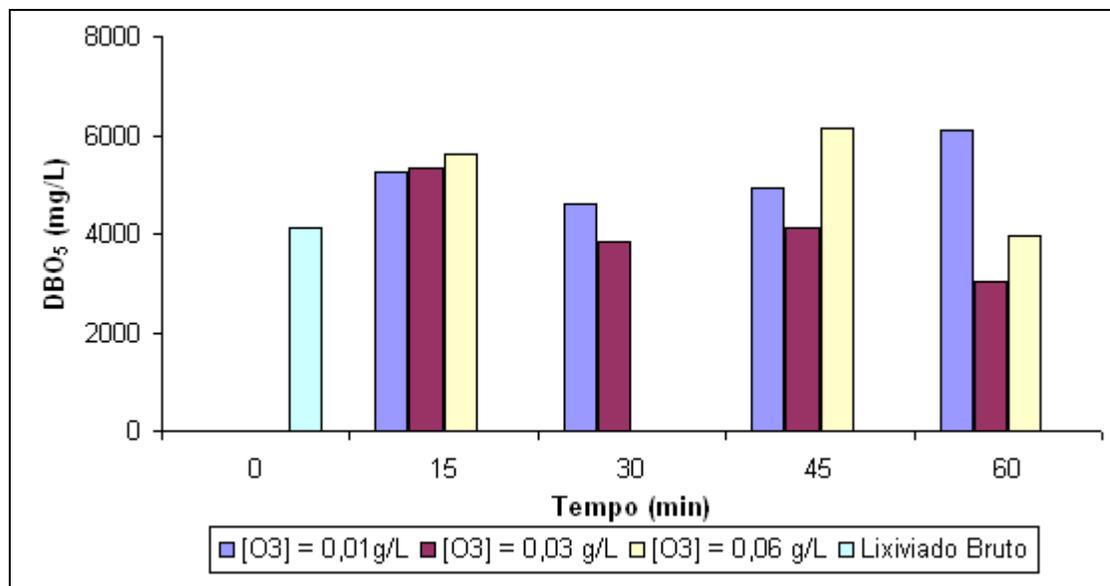


Figura 4.3 – Resultados de DBO₅ do lixiviado após o processo de ozonização com diferentes doses de ozônio aplicadas e tempos de reação.

O objetivo da aplicação do processo de ozonização foi atendido em parte, pois houve um aumento na concentração de compostos biodegradáveis no início dos testes. Porém, a concentração de compostos biodegradáveis foi diminuindo com a aplicação de maiores doses de ozônio. Tal fato pode ser atribuído à oxidação desses compostos biodegradáveis pelo ozônio no decorrer da reação ou ainda à formação de substâncias com alguma toxicidade para os microrganismos presentes no ensaio de DBO₅.

Vale ressaltar ainda que a análise de DBO₅ envolve a medição de processos metabólicos de diferentes microrganismos, além de ser afetada por uma série de fontes de erros o que pode resultar um grau considerável de erro em torno de 20% no resultado da análise.

No processo de ozonização esperava-se obter, como resultado, um maior aumento na concentração de compostos biodegradáveis devido a outros trabalhos encontrados na literatura (MONJE-RAMIREZ *et al.*, 2004; WU *et al.*, 2004; BILA, 2000). Contudo, isso

não foi observado para este lixiviado. Apesar disso, duas condições do processo de ozonização foram escolhidas como pré-tratamento do lixiviado para posterior avaliação da sua tratabilidade por um processo biológico aeróbio, são elas: 0,06 g.L⁻¹ durante 15 minutos de reação e 0,06 g.L⁻¹ durante 45 minutos de reação.

Vários autores relatam a alta eficiência de remoção de cor de lixiviados (POZNYAK *et al.*, 2008; TIZAOU *et al.*, 2007; NTAMPOU *et al.*, 2006; MONJE-RAMIREZ *et al.*, 2004; RODRIGUES, 2004; SILVA, 2002 e BILA, 2000). Os resultados de remoção de cor obtidos para o lixiviado oriundo do CTR-Nova Iguaçu estão apresentados na Figura 4.4.

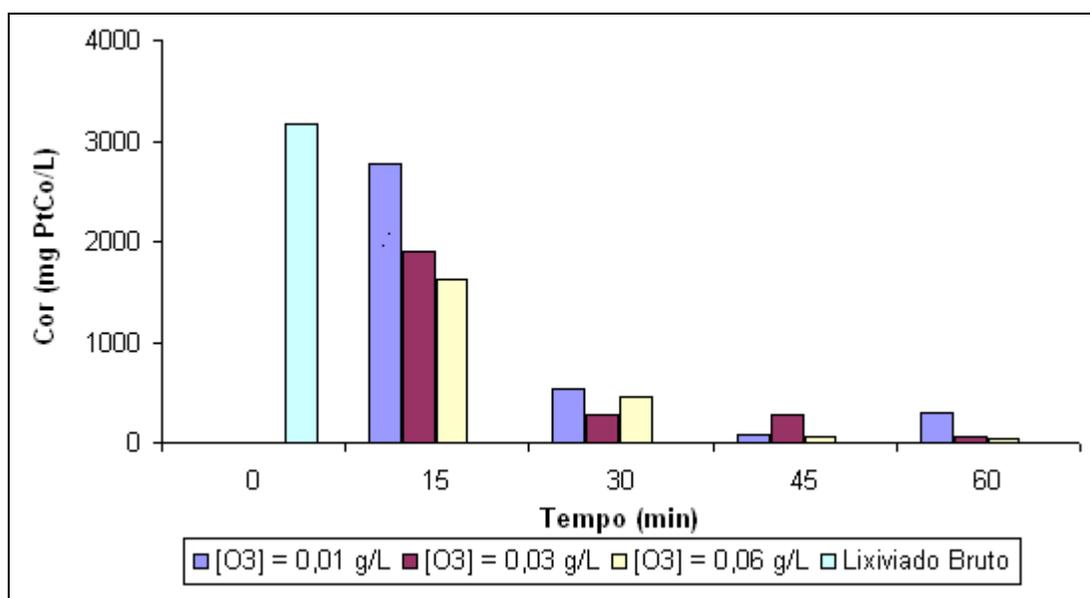


Figura 4.4 – Redução da cor do lixiviado após o processo de ozonização com diferentes doses de ozônio aplicadas e tempos de reação.

A Figura 4.5 ilustra a remoção de cor em um dos ensaios de ozonização realizado com o lixiviado bruto. Cada amostra foi ozonizada durante 30 minutos com a aplicação das seguintes concentrações de ozônio: 0,01 g.L⁻¹ e 0,03 g.L⁻¹.



Figura 4.5 – Foto da redução de cor do lixiviado pelo processo de ozonização com duas doses de ozônio aplicadas nos ensaios.

Estudos reportam que a cor escura do lixiviado pode ser atribuída a presença de substâncias húmicas (NTAMPOU *et al.*, 2006; MONJE-RAMIREZ *et al.*, 2004). Segundo GOTTSCHALK *et al.*, (2000), a redução da cor pode ser atribuída ao ataque direto do ozônio a compostos aromáticos ou com ligações duplas que são responsáveis pela coloração do lixiviado. Assim, os resultados mostram que ocorreu a ação do ozônio em substâncias que contêm duplas conjugadas causando a sua degradação.

Os ensaios de ozonização resultaram em uma baixa remoção de DQO e COD sendo que, a melhor remoção dos dois parâmetros só foi alcançada com a utilização de altas doses de ozônio elevando o custo de operação do processo. O processo de ozonização proporcionou uma alta remoção de cor do lixiviado e um aumento na concentração de compostos biodegradáveis que poderão ser removidos no tratamento biológico com um menor custo.

4.5 – Tratamento Biológico

4.5.1 – Testes de Tratabilidade

Os testes de tratabilidade foram empregados com o objetivo de verificar se a diversidade de compostos, presente no lixiviado, poderia ser assimilada por uma comunidade bacteriana.

Os ensaios foram realizados com amostras de lixiviado pré-tratadas pelo processo de ozonização com $0,06 \text{ g.L}^{-1}$ de ozônio durante 15 minutos e 45 minutos de reação, lixiviado pré-tratado pelo processo de remoção de nitrogênio amoniacal por arraste com ar seguido da ozonização com $0,06 \text{ g.L}^{-1}$ de ozônio durante 15 minutos e 45 minutos de reação, lixiviado tratado apenas pelo processo de remoção de nitrogênio amoniacal por arraste com ar e lixiviado bruto. O teste foi conduzido em seis reatores conforme descrito na Tabela 4.4 e uma biomassa previamente aclimatada foi utilizada nos testes, como descrito no item 3.7.

O desempenho do teste de tratabilidade foi avaliado através do cálculo da remoção da DQO nos seis reatores e das observações microscópicas do lodo. A Tabela 4.4 apresenta, de forma resumida, os resultados obtidos no ensaio de tratabilidade.

Tabela 4.4 – Remoção de DQO após o teste de tratabilidade com as amostras de lixiviado bruto e tratado com duração de 24 horas.

Reatores	Amostra de lixiviado	DQO_{inicial} (mg.L⁻¹)	DQO_{final} (mg.L⁻¹)	Remoção (%)
1	Após a ozonização com $0,06 \text{ g.L}^{-1}$ de O_3 durante 15 minutos de reação	1545	210	86
2	Após a remoção de nitrogênio amoniacal + Ozonização com $0,06 \text{ g.L}^{-1}$ de O_3 durante 15 minutos de reação	1660	260	84
3	Após a ozonização com $0,06 \text{ g.L}^{-1}$ de O_3 durante 45 minutos de reação	1770	260	85
4	Após a remoção de nitrogênio amoniacal + Ozonização com $0,06 \text{ g.L}^{-1}$ de O_3 durante 45 minutos de reação	1765	300	83
5	Após a remoção de nitrogênio amoniacal	1720	340	80
6	Lixiviado bruto	1875	300	84

A Figura 4.6 apresenta os valores da DQO do lixiviado antes e após o ensaio de tratabilidade.

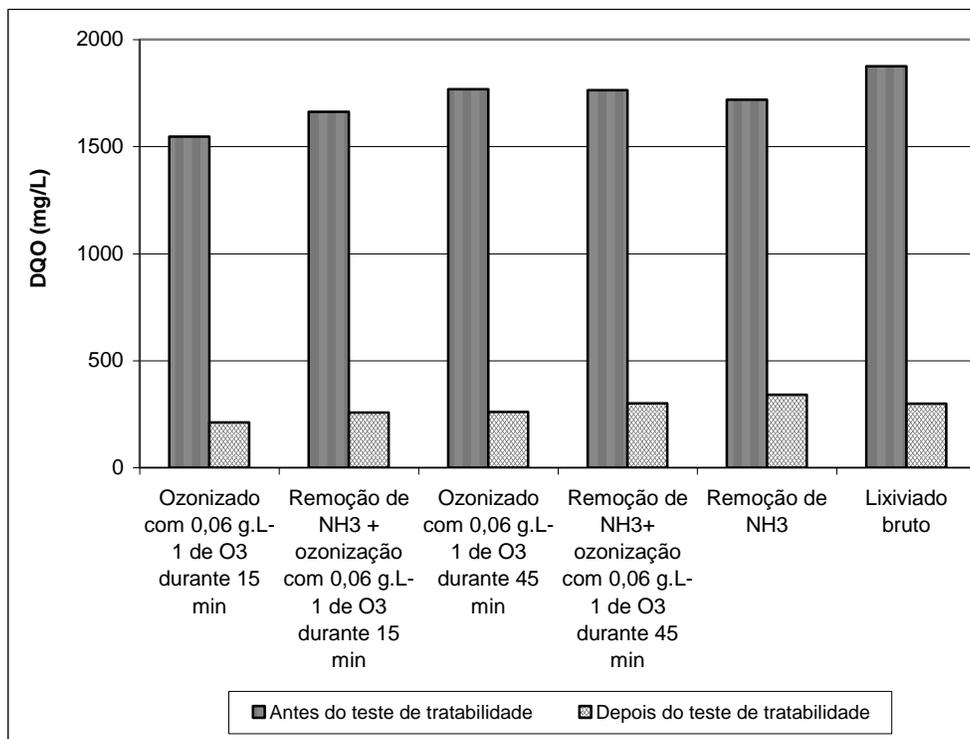


Figura 4.6 – Valores da DQO do lixiviado antes e após o teste de tratabilidade.

Analisando os resultados obtidos neste ensaio verifica-se que a eficiência de remoção de matéria orgânica, representada pela remoção de DQO, foi na faixa de 80 a 86%.

É possível observar, pelos dados da Tabela 4.4, que o lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização com tempo menor de reação (15 min), tanto o tratado anteriormente pelo processo de remoção de nitrogênio amoniacal quanto o não tratado, apresentou uma melhor eficiência de remoção. Isso pode ter ocorrido devido ao fato de que, no lixiviado submetido ao processo de ozonização com duração maior, parte da matéria orgânica facilmente biodegradável pode ter sido completamente oxidada, diminuindo o substrato usado como alimento pela biomassa e sobrando matéria orgânica formada por cadeias maiores que são difíceis de serem assimiladas pelo consórcio microbiano existente.

Como o resultado obtido não foi o esperado, novos ensaios de tratabilidade foram realizados, porém não apresentaram conclusões satisfatórias, pois todas as amostras de lodo biológico coletadas não apresentaram uma boa estrutura e apresentaram pouca variedade de microrganismos.

4.5.1.1 – Microscopia

Ao longo dos testes de tratabilidade foram realizadas observações microscópicas do lodo em todos os seis reatores. Este estudo teve a finalidade de observar a qualidade do lodo e o seu comportamento nos diferentes efluentes utilizados nos ensaios. As seguintes características foram observadas: abundância de filamentos nos flocos, efeito dos filamentos na estrutura do floco, morfologia do floco, e presença e tipos de protozoários ou outros organismos presentes.

Antes do início da aclimatação, uma microscopia do lodo proveniente da ETE foi realizada para verificar a qualidade do lodo inicial, de modo a evitar uma interferência no bom desempenho do ensaio de tratabilidade. A Figura 4.7 apresenta fotos com a microscopia do lodo coletado.

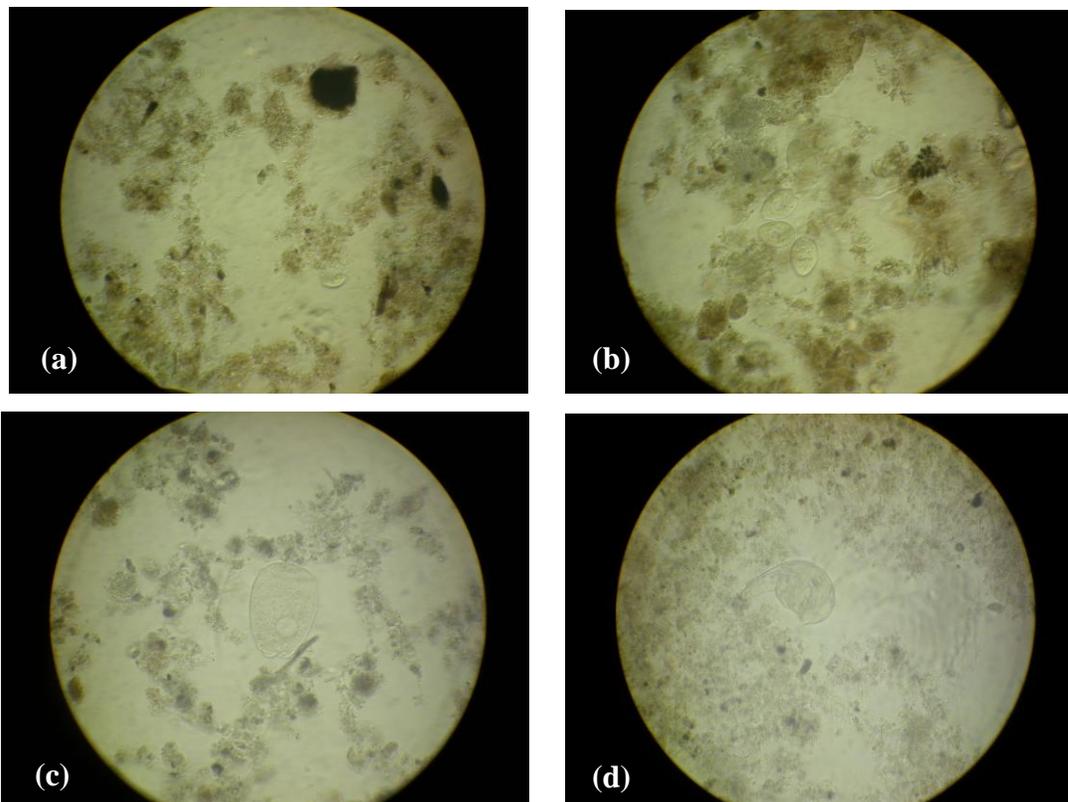


Figura 4.7 – Microscopia do lodo da ETE (aumento 100x). (a) ciliado livre-natante; (b) e (c) pedunculados; (d) rotífero.

A Figura 4.7 mostra que o lodo apresentava boa qualidade, com flocos firmes e compactos, e com presença de microrganismos. Observou-se a presença de protozoários e rotíferos (Figuras 4.7 (b), (c) e (d)).

A Figura 4.8 apresenta as microscopias realizadas no lodo no início do tratamento biológico.

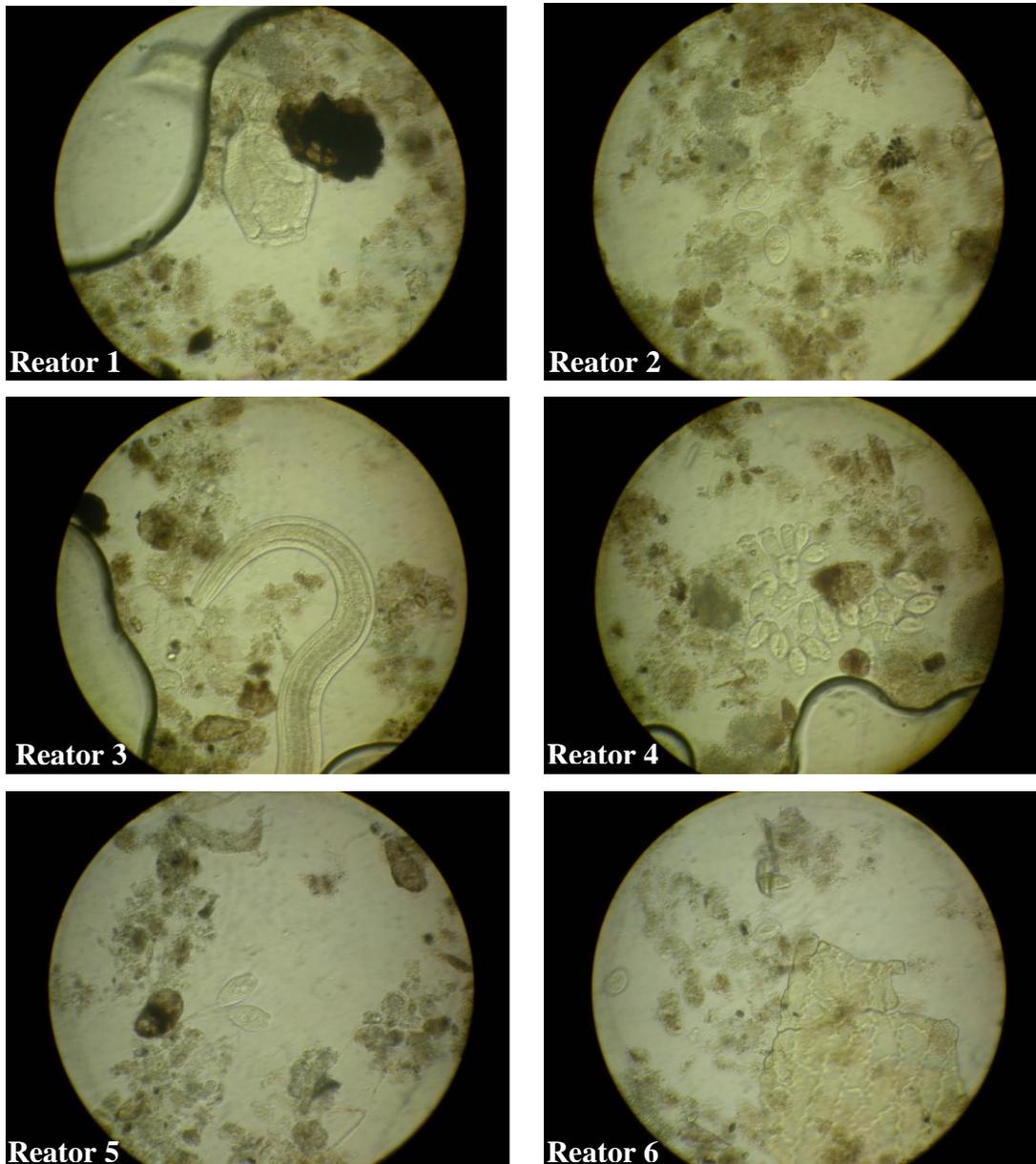


Figura 4.8 – Microscopia do lodo no início do teste de tratabilidade. Reator 1 - rotífero; Reator 2 , 4 e 5 – pedunculados; Reator 3 – nematóide; Reator 6 – ciliado livre-natante.

Pela Figura 4.8 observou-se que o lodo biológico, no início do teste de tratabilidade, apresentou uma boa qualidade nos seis reatores. O lodo apresentava flocos densos e firmes e com a presença de microrganismos filamentosos formando a estrutura do floco. Foram observados, nos seis reatores, a presença de alguns microrganismos que também indicam a boa qualidade do lodo. Foram observados: rotífero (Figura 4.8 Reator 1), pedunculados (Figura 4.8 Reator 2, Reator 4 e Reator 5), nematóide (Figura 4.8 Reator 3) e ciliado (Figura 4.8 Reator 6).

Ao longo do teste de tratabilidade foram realizadas novas análises microscópicas nos seis reatores com a finalidade de verificar possíveis alterações no lodo e na composição microbiana durante o ensaio. A Figura 4.9 apresenta a microscopia dos reatores no 6º dia de teste de tratabilidade.

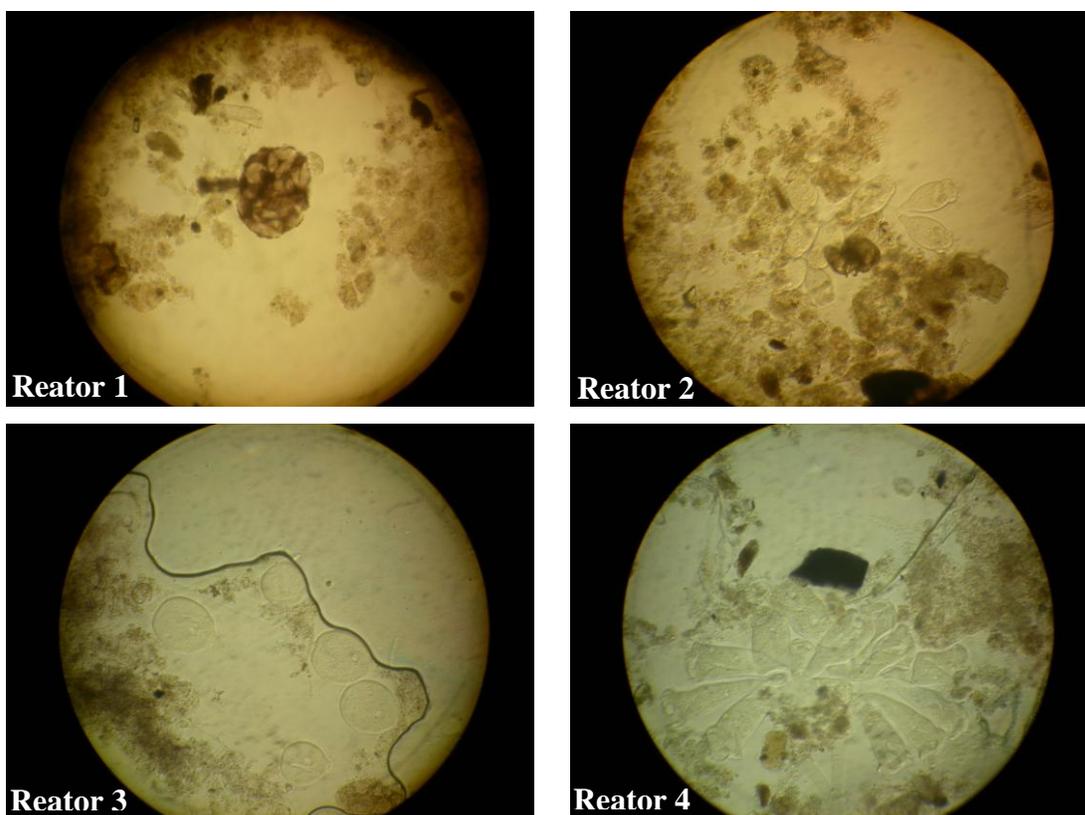


Figura 4.9 – Microscopia do lodo no 6º dia do teste de tratabilidade. Reator 2, 3 e 4 – pedunculados; Reator 1 – ciliado livre-natante.



Figura 4.9 (cont.) – Microscopia do lodo no 6º dia do teste de tratabilidade. Reator 5 e 6 – pedunculados.

Verificou-se, pela Figura 4.9, que durante os ensaios de tratabilidade o lodo continuou apresentando características satisfatórias para o bom desempenho do ensaio, apresentando flocos de boa qualidade, denso e compacto e com um aumento na quantidade de protozoários. Observou-se também a presença de pedunculados em quase todos os sete reatores (Figura 4.9 Reator 2, Reator 3, Reator 4, Reator 5 e Reator 6) e ciliado livre natante (Figura 4.9 Reator 1).

Ao final do teste de tratabilidade uma nova microscopia foi realizada para verificar a qualidade do lodo e a composição da biomassa ao término do ensaio. A análise microscópica no final do teste de tratabilidade está ilustrada na Figura 4.10.

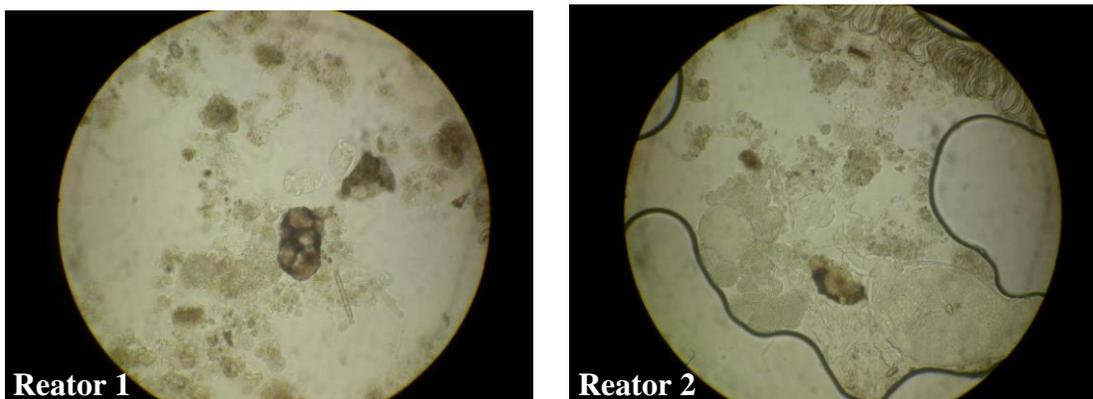


Figura 4.10 – Microscopia do lodo no final do teste de tratabilidade. Reator 1 – pedunculados; Reator 2 – rotífero.

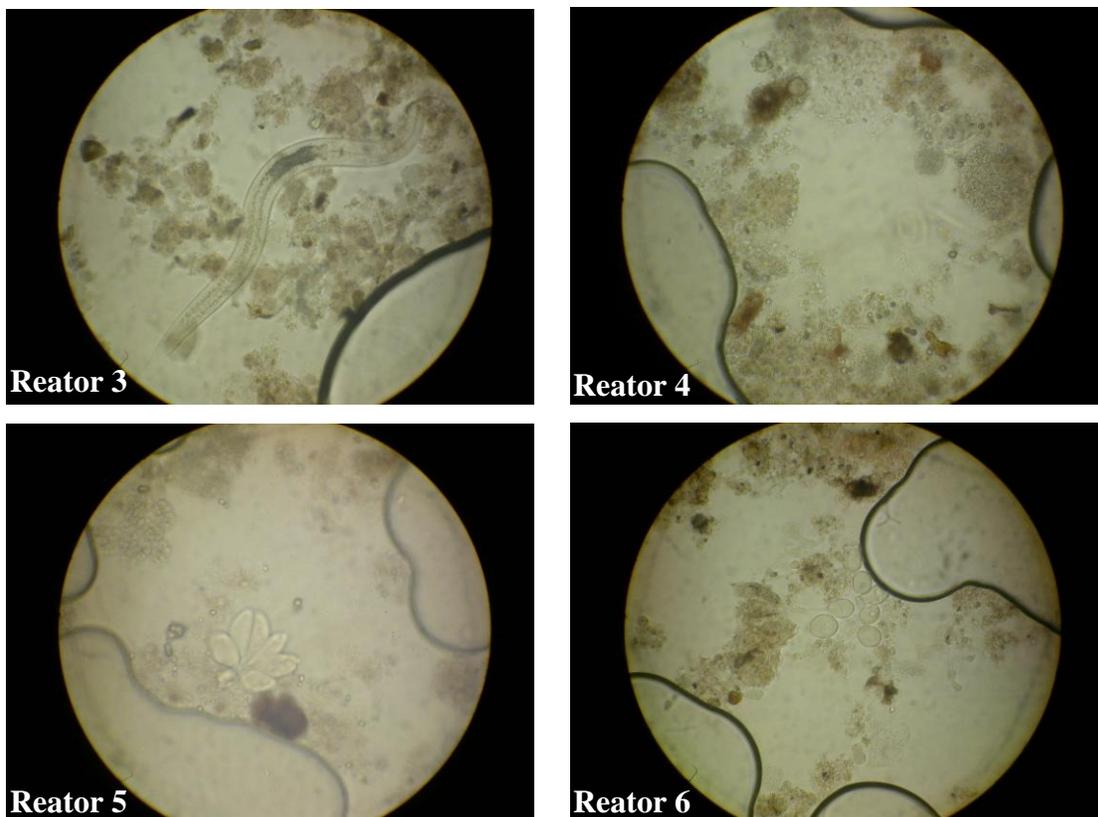


Figura 4.10 (cont.) – Microscopia do lodo no final do teste de tratabilidade. Reator 5 e 6 – pedunculados; Reator 3 - nematóide.

Ao final do teste de tratabilidade verifica-se, pela Figura 4.10, que o lodo nos reatores apresentou uma qualidade satisfatória com a presença de microrganismos, mesmo sendo submetido a 100% de lixiviado. Foi possível visualizar pedunculados (Figura 4.10 Reator 1, Reator 5 e Reator 6), nematóide (Figura 4.10 Reator 3) e rotífero (Figura 4.10 reator 2).

4.5.2 – Processo de lodo ativado

A avaliação do tratamento biológico do lixiviado por lodos ativados foi realizada pelo acompanhamento do desempenho de dois reatores em bancada em duas etapas. Na etapa A o sistema operou durante, aproximadamente, 80 dias e na etapa B por aproximadamente 120 dias. As duas etapas estão descritas a seguir.

4.5.2.1 – Etapa A

Na etapa A, o reator 1 foi alimentado com lixiviado bruto e o reator 2 foi alimentado com lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização com aplicação de uma dosagem de $0,06 \text{ g.L}^{-1}$ de ozônio durante 15 minutos de reação.

Inicialmente, o sistema operou com um TRH de 12 horas. Porém, devido ao mau desempenho apresentado e a diminuição da biomassa dentro dos reatores, aumentou-se o TRH para 24 horas. O período de operação do sistema na etapa A foi de aproximadamente 80 dias.

As Figuras 4.11 e 4.12 apresentam, respectivamente, o monitoramento da DQO na entrada e na saída do reator 1 (lixiviado bruto) e do reator 2 (lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização) e as eficiências de remoções de DQO dos mesmos reatores obtidas durante o tempo de operação do sistema de lodos ativados.

Devido ao fato de ainda não existir na legislação estadual um limite de DQO determinado para o descarte de lixiviados, optou-se por utilizar o valor limite de DQO (250 mg L^{-1}) permitido pela legislação estadual para o descarte de efluentes líquidos de origem industrial para avaliar a eficiência do processo de lodos ativados no tratamento do lixiviado.

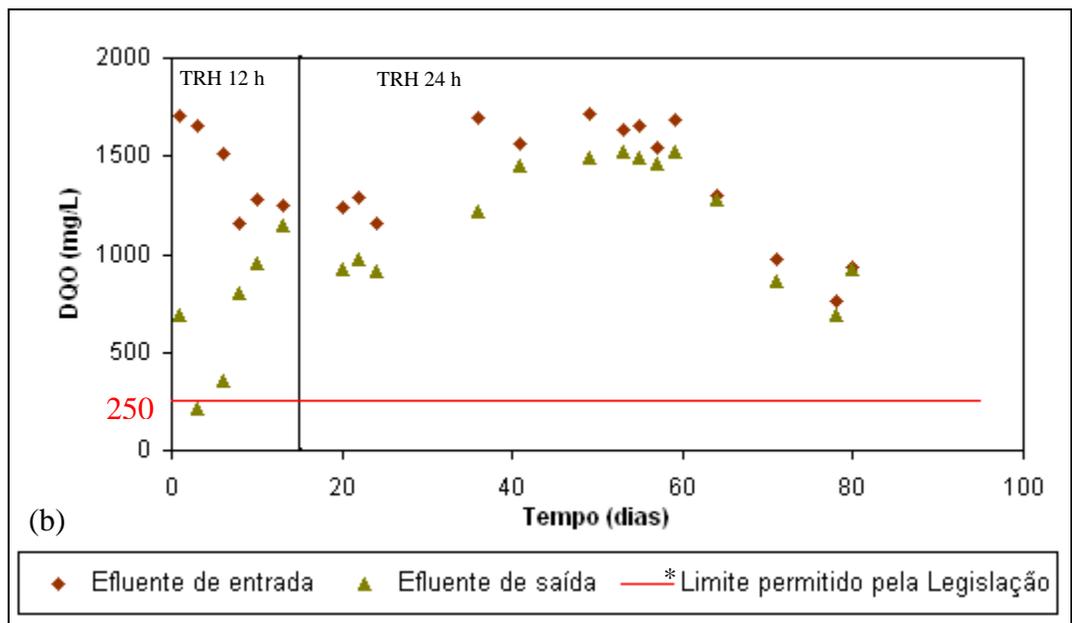
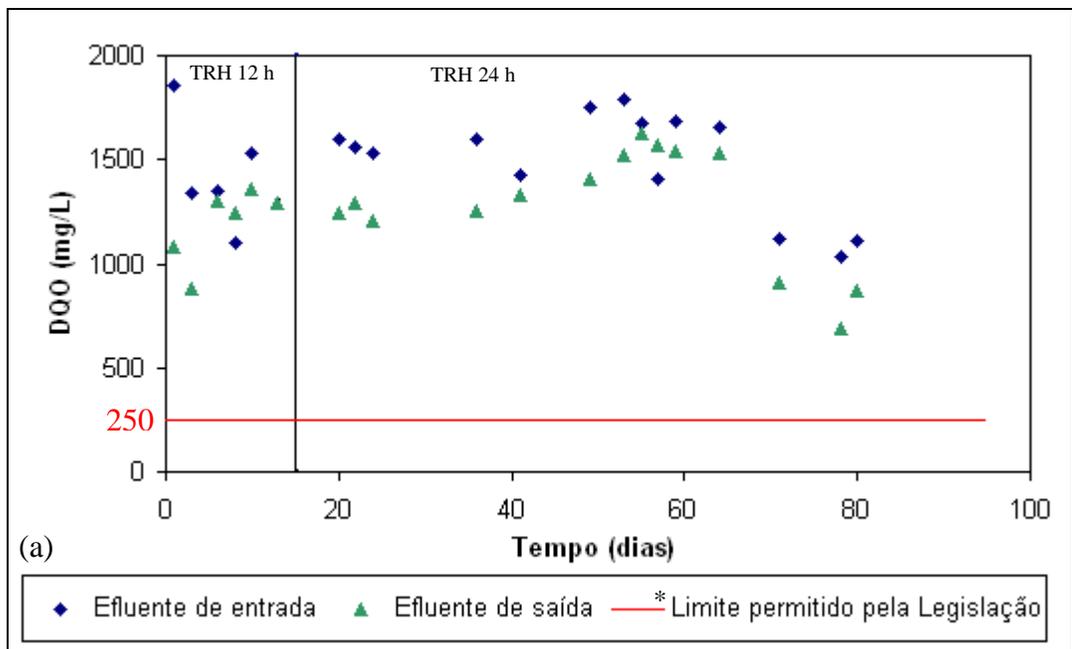


Figura 4.11 - Monitoramento dos valores de DQO bruta no: (a) reator 1 (lixiviado bruto) e (b) reator 2 (lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização) na etapa A. * FEEMA atual INEA – DZ – 205. R – 5.

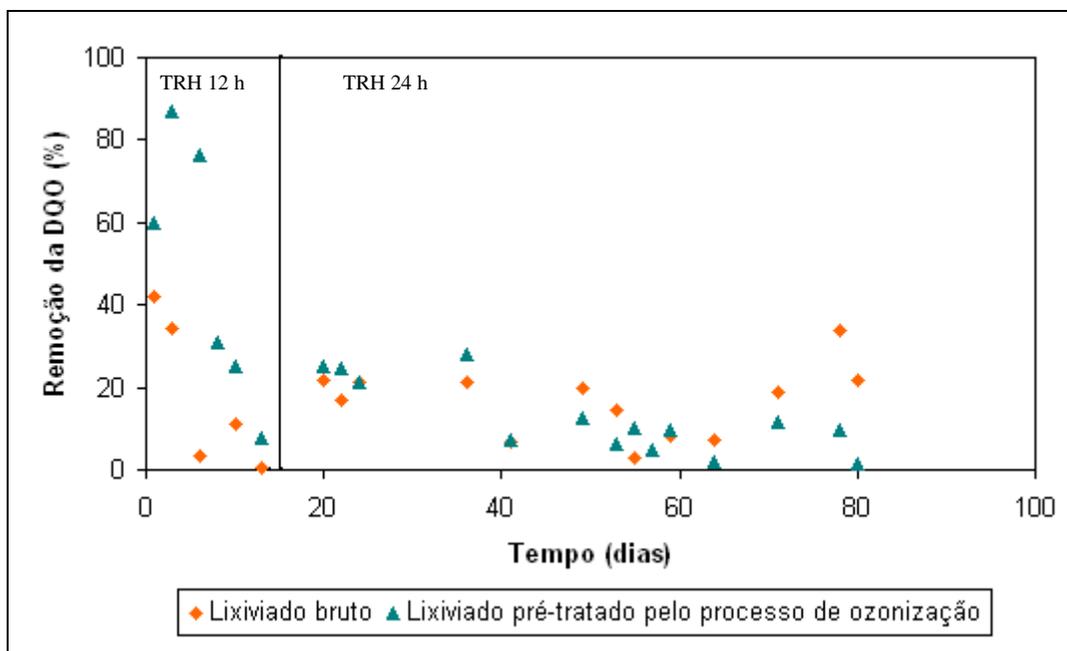


Figura 4.12 – Remoção da DQO bruta no reator 1 (lixiviado bruto) e no reator 2 (lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização) durante a etapa A.

Na Figura 4.11 (a) observa-se uma oscilação nos valores de DQO na alimentação do reator 1 (lixiviado bruto) entre 1200 – 1700 mg.L⁻¹, até, aproximadamente, o 65º dia de operação do sistema. Após os 65 dias de operação a faixa de DQO na alimentação do reator 1 diminuiu para 1000 – 1500 mg.L⁻¹. Tal decaimento na faixa de DQO na alimentação do reator pode ser devido ao uso de lixiviado de uma nova coleta. No início do processo, com TRH de 12 horas, o desempenho do sistema apresentou uma queda com relação à eficiência de remoção de DQO, como observado na Figura 4.12. Sendo assim, decidiu-se aumentar o TRH para 24 horas a partir do 15º dia com a finalidade de se promover uma melhor adaptação da biomassa ao lixiviado.

Verificou-se que o sistema apresentou uma remoção média de DQO em torno de 20% e que após o 65º dia, com a diminuição da faixa de DQO na alimentação, a remoção média deste parâmetro foi em torno de 30%. Pode-se atribuir a baixa eficiência do processo à alta concentração de compostos recalcitrantes, a baixa biodegradabilidade e a alta concentração de nitrogênio amoniacal presente no lixiviado que pode ocasionar um efeito tóxico a comunidade microbiana.

A Figura 4.11 (b) mostra que os valores de DQO na alimentação do reator 2 (lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização) manteve-se na faixa de 1000 – 1700 mg.L⁻¹ durante os primeiros 65 dias de operação do sistema. Como ocorreu com o reator alimentado com lixiviado bruto a faixa de DQO na alimentação do reator alimentado com lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização, devido ao sistema ser alimentado com lixiviado de uma nova coleta, também diminuiu para uma faixa de 700 – 1000 mg.L⁻¹ após o 65º dia de operação do sistema.

O processo apresentou uma boa eficiência de remoção de DQO apenas nos primeiros cinco dias de operação do sistema e logo depois desse período essa eficiência de remoção começou a diminuir, como ilustrado na Figura 4.12. Com o aumento do TRH para 24 horas, a eficiência de remoção de DQO se manteve próximo de 20%. Contudo, no 35º dia de operação do sistema, a eficiência de remoção de DQO diminuiu. Observa-se que a eficiência de remoção de DQO não aumentou com a redução desse parâmetro na alimentação do reator 2 após o 65º dia como ocorreu no reator alimentado com lixiviado bruto. Esperava-se que a eficiência de remoção da DQO aumentasse após o processo de ozonização devido a geração de compostos mais biodegradáveis.

Pelo resultado apresentado na Figura 4.12 supõe-se que a aplicação do lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização não foi eficiente para melhorar o desempenho do sistema de lodos ativados.

Pode-se observar na Figura 4.11 que o sistema de lodos ativados aplicado ao lixiviado bruto e ao lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização não foi eficiente para enquadrar o teor da DQO presente no lixiviado ao nível permitido pela legislação (250 mg.L⁻¹).

A Figura 4.13 apresenta o acompanhamento do nitrogênio amoniacal da entrada e da saída do reator 1 (lixiviado bruto) e do reator 2 (lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização), respectivamente.

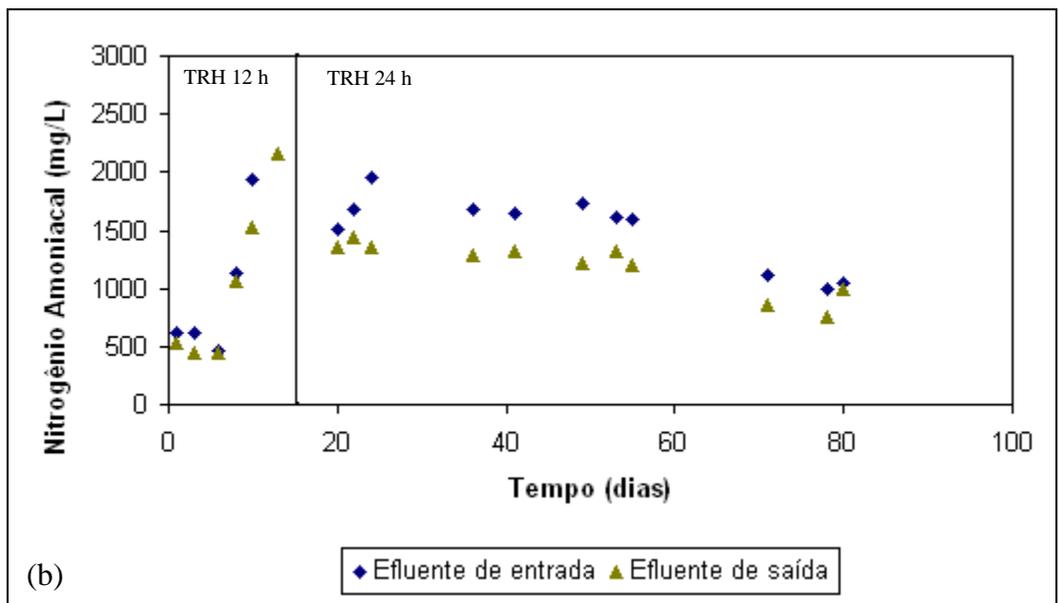
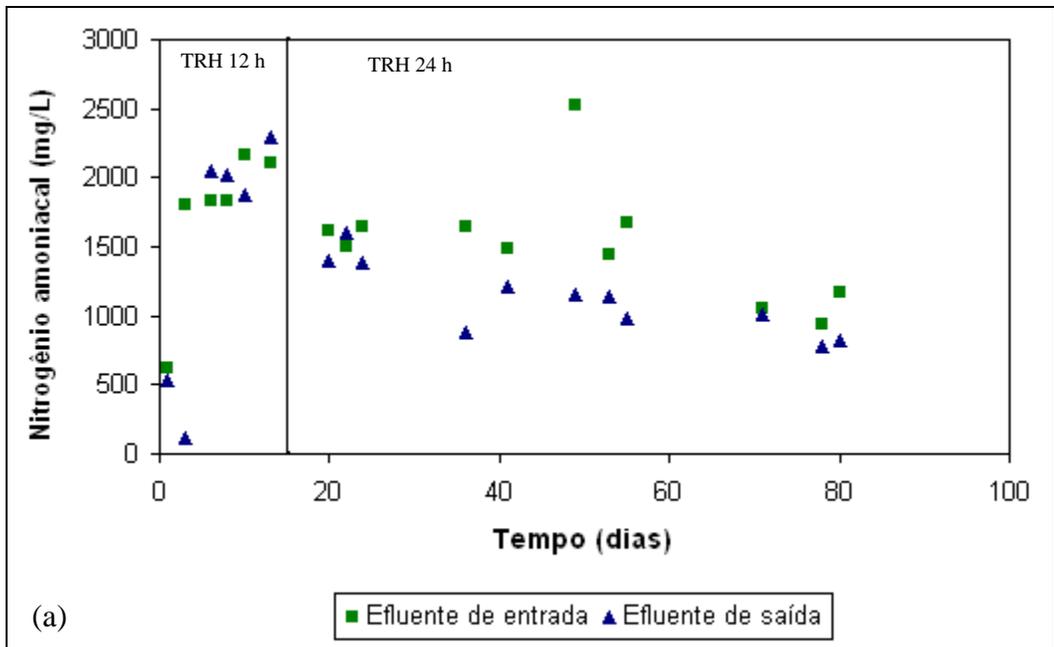


Figura 4.13 – Resultados do nitrogênio amoniacal no: (a) reator 1(lixiviado bruto) e (b) reator 2 (lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização) na etapa A.

Na Figura 4.13 (a) observa-se que a concentração do nitrogênio amoniacal na entrada do reator alimentado com lixiviado bruto variou na faixa de 1000 – 2500 mg.L⁻¹.

Na Figura 4.13 (b) essa faixa de concentração de nitrogênio amoniacal na entrada do reator alimentado com lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização diminuiu para uma faixa de 500 – 2000 mg.L⁻¹. Essa redução da concentração na entrada no reator 2 pode ter ocorrido devido ao arraste de nitrogênio amoniacal por ar no processo de ozonização. A diferença entre a concentração de nitrogênio amoniacal na entrada e na saída de ambos os reatores, durante a maior tempo de operação do sistema, foi baixa e pode ter ocorrido, provavelmente, devido ao arraste com ar em função da aeração do sistema. Ao final do processo, a concentração de nitrogênio amoniacal continuou alta, sendo 823 mg.L⁻¹ para o reator 1 (lixiviado bruto) e 995 mg.L⁻¹ para o reator 2 (lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização).

RODRIGUES *et al.* (2004), avaliaram seqüências de tratamento aplicadas ao lixiviado proveniente do Aterro Metropolitano de Gramacho e o melhor desempenho no tratamento biológico foi obtido quando o lixiviado foi pré-tratado pelo processo de remoção de nitrogênio amoniacal por arraste com ar, uma eficiência de remoção da DQO de 92% foi alcançada. Sem a aplicação do pré-tratamento, os autores alcançaram uma baixa eficiência de remoção da DQO, na faixa de 22-24%. Os resultados mostraram que a remoção do nitrogênio amoniacal reduziu o efeito inibitório na atividade microbiana.

A Figura 4.14 apresenta o acompanhamento do teor de SSV nos reatores 1 (lixiviado bruto) e 2 (lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização) durante o período de operação do sistema de lodos ativados na etapa A.

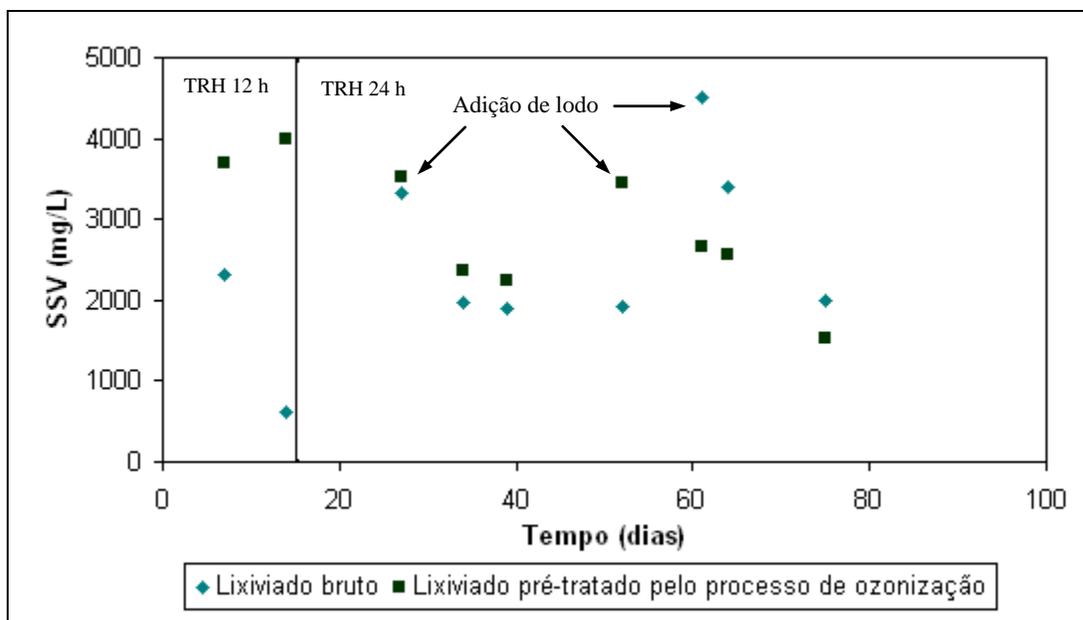


Figura 4.14 – Monitoramento do teor de SSV nos reatores 1 e 2 na etapa A.

Observou-se que o teor de SSV nos reatores foi reduzindo no decorrer do processo indicando uma diminuição da qualidade da biomassa presente nos reatores. Foram realizadas adições de lodo no 30º e no 60º dia no reator alimentado com lixiviado bruto e adição de lodo no 50º dia no reator alimentado com lixiviado ozonizado (Figura 4.14). Porém, não houve uma boa adaptação da biomassa e o teor de sólidos nos reatores continuou diminuindo mantendo-se no limite da faixa de operação recomendada na literatura que é de 2.000 a 3.000 mg.L⁻¹ para o sistema de lodos ativados (JORDÃO, 2005). Quando se adicionou lodo o teor de sólidos nos reatores se manteve na faixa adequada de operação, sem a adição de lodo esse teor tendeu a reduzir ao longo do período de operação do sistema.

A remoção do teor de sólidos suspensos totais (SST) do efluente alimentado aos reatores foi determinada e apresentou uma média de remoção de 80% para o reator alimentado com lixiviado bruto e uma média de remoção de 90% para o reator alimentado com lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização.

A sedimentabilidade do lodo, durante os experimentos, foi avaliada pelo índice volumétrico de lodo (IVL). O resultado da sedimentabilidade do lodo no reator 1 manteve-se na faixa de 18 a 50 mg L⁻¹ e no reator 2 na faixa de 36 a 50 mg L⁻¹. Ambos os reatores

apresentaram a faixa de sedimentabilidade classificada como ótima segundo VON SPERLING (2002). Deve-se ressaltar que essa classificação é aplicada para esgoto doméstico.

Pelos resultados de remoção de DQO obtidos e pela análise do teor de SSV nos reatores observou-se que o sistema não alcançou boas remoções e que houve perda de biomassa durante o período de operação do processo. O baixo desempenho do sistema pode ter sido causado pela alta concentração de compostos recalcitrantes presentes no lixiviado, pela sua baixa biodegradabilidade e pela sua alta concentração de nitrogênio amoniacal que contribui para elevar a sua toxicidade afetando o metabolismo dos microrganismos impedindo a degradação da matéria orgânica.

4.5.2.1.1 – Microscopia da etapa A

Foram realizadas observações microscópicas do lodo com a finalidade de obter informações complementares do tratamento do lixiviado pelo processo de lodos ativados.

Antes do início de cada experimento, realizou-se a avaliação da biomassa através da microscopia com a finalidade de evitar que um lodo biológico de má qualidade fosse empregado no processo interferindo no bom desempenho do sistema de lodos ativados. Figura 4.15 apresenta a microscopia do lodo biológico utilizado nos reatores 1 e 2 na etapa A.

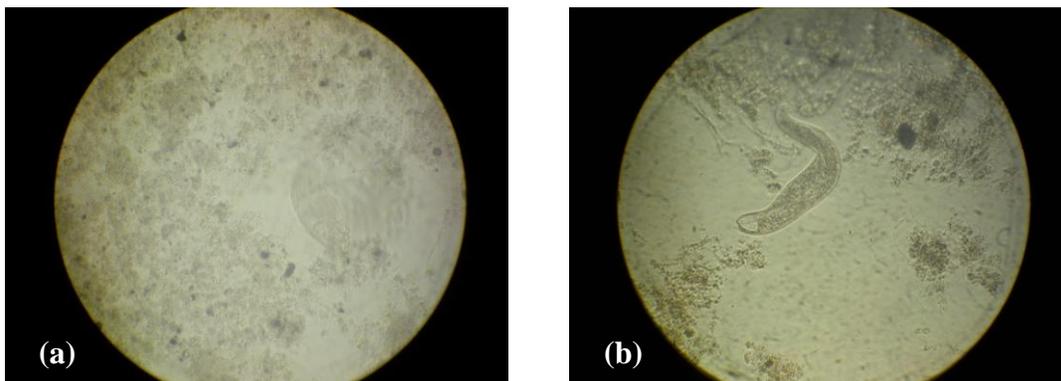


Figura 4.15 – Microscopia do lodo biológico (aumento 100x). (a) rotífero e (b) ciliado.

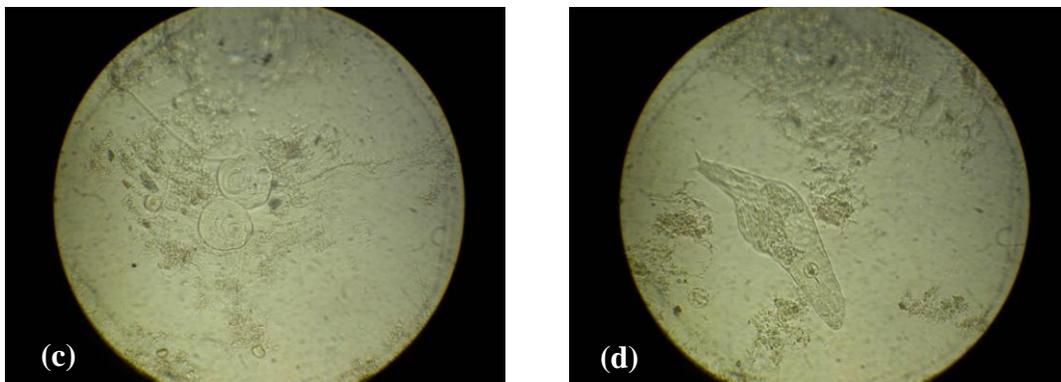


Figura 4.15 (cont.) – Microscopia do lodo biológico (aumento 100x). (c) pedunculados e (d) rotífero.

Pelos resultados apresentados na Figura 4.15, pode-se observar que o lodo biológico apresentava uma boa qualidade, com flocos densos e firmes e com a presença de filamentos na estrutura dos flocos (Figura 4.15a). O lodo biológico também apresentou alguns tipos de microrganismos, o que também é um indicativo de boa qualidade do lodo. Verificou-se a presença de ciliado (Figura 4.15b), pedunculados (Figura 4.15c) e rotífero (Figura 4.15d).

Durante o período de operação do sistema de lodos ativados foi realizado o acompanhamento da biomassa presente nos reatores, através de análises microscópicas, com a finalidade de verificar possíveis alterações no lodo e na composição microbiana causadas pelo lixiviado.

A Figura 4.16 apresenta a microscopia do reator alimentado com lixiviado bruto ao longo do período de duração do processo.

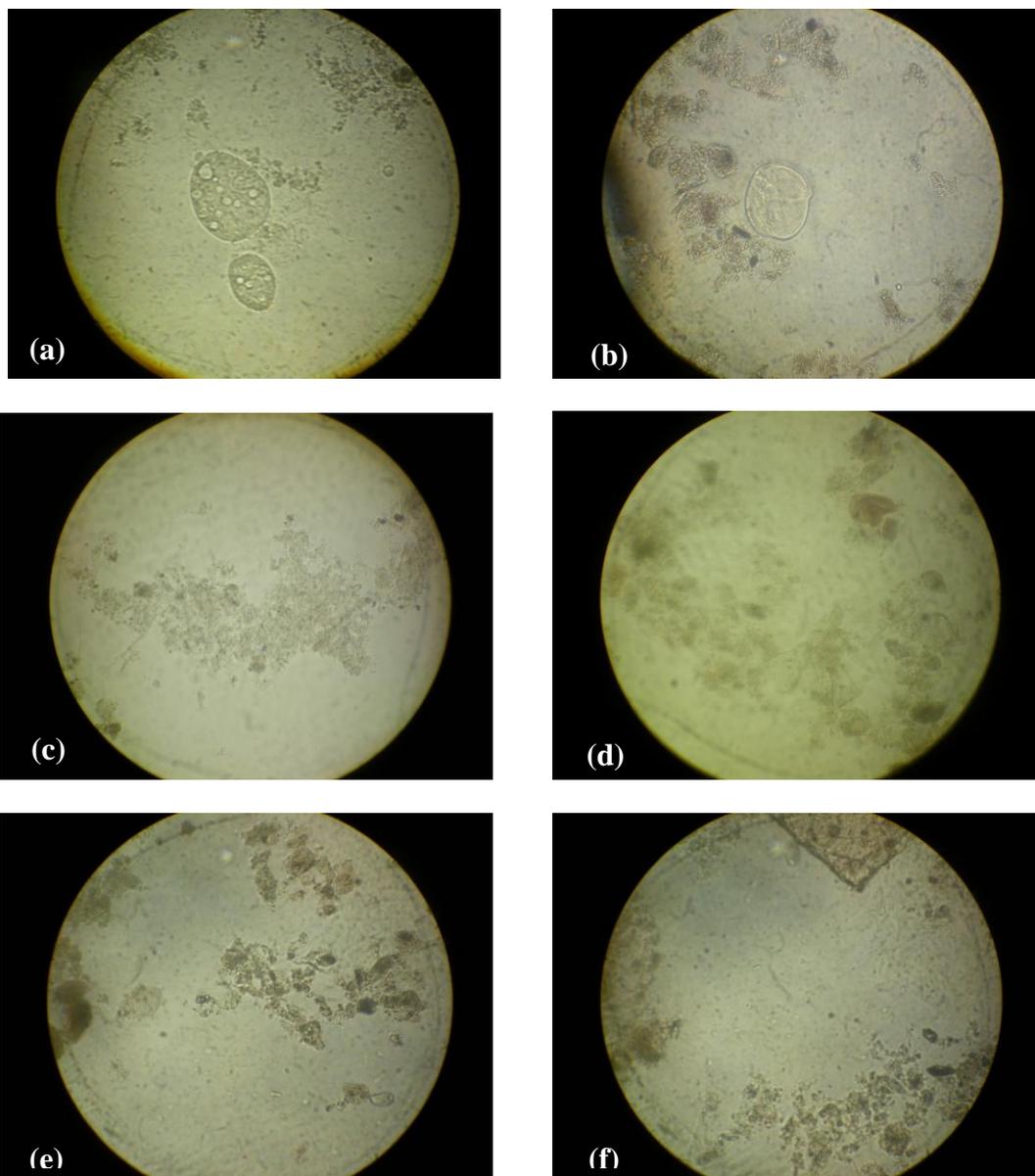


Figura 4.16 – Microscopia do reator alimentado com lixiviado bruto (aumento 100x). (a) e (b) ciliados; (c), (d), (e) e (f) floco de lodo.

Pela Figura 4.16 é possível perceber que o lodo foi perdendo suas boas características ao longo do período de operação do sistema de tratamento biológico. Nos primeiros 25 dias de tratamento foi possível visualizar a presença de alguns ciliados (Figuras 4.16a e 4.16b), porém constatou-se também a redução de bactérias filamentosas através da escassez da formação de flocos de lodo. Após 50 dias de operação o lodo apresentou pouco floco e escassez de microrganismos no reator (Figuras 4.16c e 4.16d). Ao

final do tratamento biológico o lodo se apresentou fraco, menos denso e com poucos flocos (Figura 4.16e e 4.16f). Apesar de terem sido realizadas adições de lodo no 30° e no 60° dias de operação do sistema, como citado anteriormente, o lodo não conseguiu manter a sua qualidade no decorrer do período de duração do tratamento.

A partir da microscopia feita durante a operação do tratamento biológico, ilustrada na Figura 4.16, pode-se supor que o lodo biológico sofreu algum tipo de inibição quanto ao crescimento de microrganismos indicando que o lixiviado é composto de matéria orgânica recalcitrante ou apresenta compostos tóxicos a comunidade microbiana utilizada. Tal fato pode ter contribuído para a baixa eficiência de remoção de DQO, em torno de 30%, obtida ao final do processo de lodos ativados.

O mesmo acompanhamento da biomassa, utilizado para verificar alterações no lodo e na comunidade microbiana ao longo do período de operação do tratamento de lodos ativados, aplicado ao reator alimentado com lixiviado bruto foi realizado no reator alimentado com lixiviado ozonizado.

A microscopia do lodo do reator alimentado com lixiviado ozonizado ao longo do período de duração do processo de lodos ativados está apresentada na Figura 4.17.

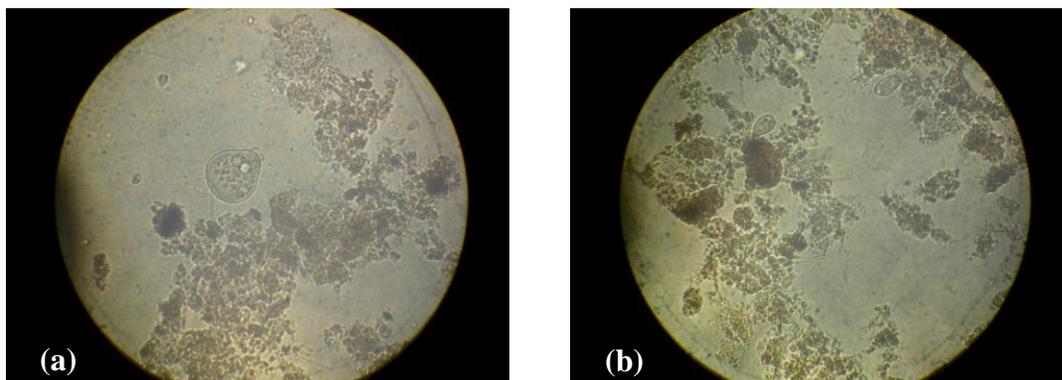


Figura 4.17 – Microscopia do reator alimentado com lixiviado ozonizado (aumento 100x). (a) pedunculado e (b) ciliados livre-natante.

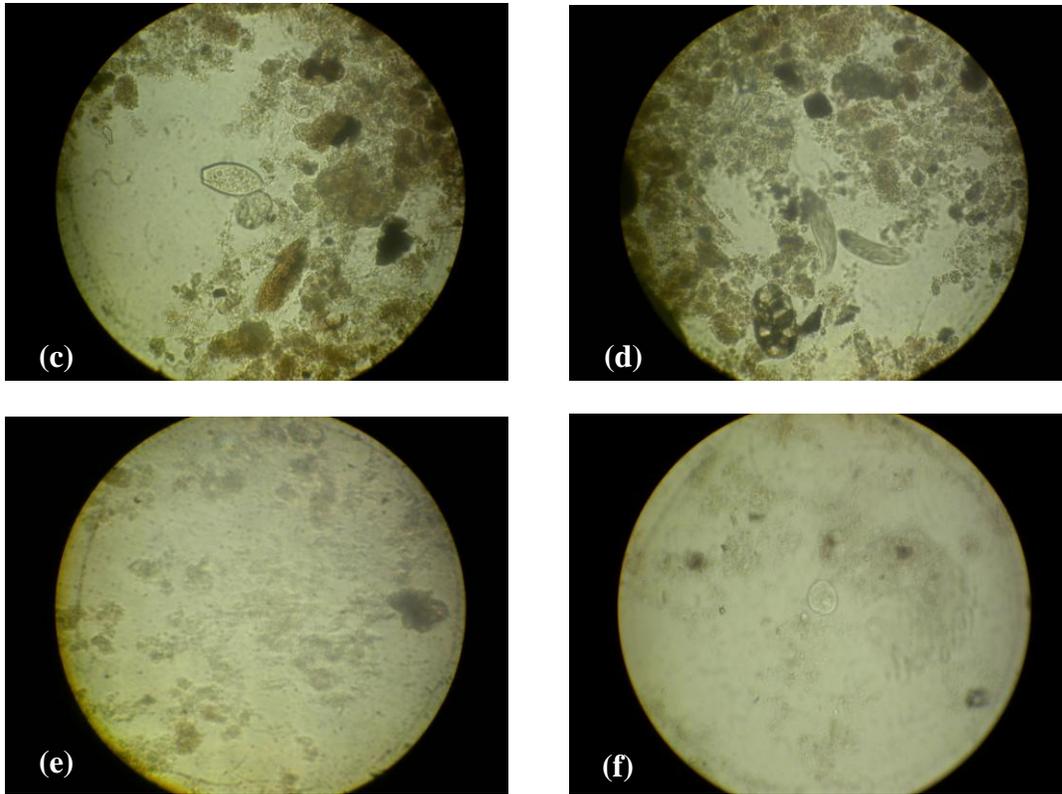


Figura 4.17 (cont.) – Microscopia do reator alimentado com lixiviado ozonizado (aumento 100x). (c) e (f) pedunculados; (d) ciliados livre-natante e (e) floco de lodo.

A Figura 4.17 ilustra a boa qualidade do lodo nos primeiros dias de operação do sistema. Nos primeiros 25 dias de tratamento pode-se observar que o lodo apresentou uma boa qualidade, com flocos firmes e com a presença de alguns microrganismos como pedunculados (Figura 4.17a) e ciliados (Figura 4.17b). Com o passar dos dias o lodo foi perdendo sua qualidade e ocorreu a redução das bactérias filamentosas e da comunidade microbiana, devido a isso houve uma adição de lodo no 50° dia de operação do sistema, como citado anteriormente. A microscopia ilustrada pelas Figuras 4.17c e 4.17d foram realizadas após a adição de lodo no sistema e apresentam um lodo firme e denso, com formação de flocos e com alguns microrganismos presentes pedunculados e ciliados Figuras 4.17c e 4.17d, respectivamente. Porém, ao final do processo de tratamento o lodo perdeu suas boas características apresentando uma estrutura menos densa com pouco ou quase nenhum floco e com escassez de microrganismos, como mostram as Figuras 4.17e e 4.17f.

Pela microscopia ilustrada na Figura 4.17, pode-se supor que o lodo biológico do reator alimentado com lixiviado ozonizado sofreu algum tipo de inibição que impediu o crescimento de microrganismos e afetou a sua boa qualidade. Tal fato pode ser um indicativo de que o lixiviado, mesmo após o processo de ozonização, ainda apresentou matéria orgânica recalcitrante e alguns compostos que podem ser tóxicos a comunidade microbiana causando uma baixa eficiência de DQO ao final do processo de lodos ativados.

Pelos resultados obtidos com relação a eficiência de remoção da DQO, em ambos os reatores (1-alimentado com lixiviado bruto e 2-alimentado com lixiviado ozonizado), pode-se concluir que o processo biológico não apresentou o desempenho esperado no tratamento do lixiviado bruto e após o pré-tratamento pelo processo de ozonização. O sistema de lodos ativados não removeu, de forma eficiente, a matéria orgânica presente no lixiviado. Tal resultado sugere que a aplicação do pré-tratamento de ozonização ao lixiviado bruto não foi eficiente para melhorar o desempenho do sistema de lodos ativados. Avaliando-se as microscopias verificou-se que a comunidade microbiana não se adaptou ao lixiviado, tanto o bruto quanto o pré-tratado pelo processo de ozonização e que o lodo perdeu sua boa qualidade além de perda da diversidade dos microrganismos presentes, em relação ao lodo inicial, ao longo do período de operação do sistema de lodos ativados.

4.5.2.2 – Etapa B

Com a finalidade de se investigar mais o processo de tratamento biológico, optou-se por iniciar um novo sistema de lodos ativados utilizando uma nova amostra de lodo biológico. Nesse novo processo a biomassa foi aclimatada pelo período de, aproximadamente, 55 dias, com a finalidade de se obter um melhor desempenho do sistema. Os reatores foram alimentados, até o 24º dia, com 60% de lixiviado e 40% de esgoto, do 25º ao 55º dia os reatores foram alimentados com 80% de lixiviado e 20% de esgoto e após o 55º os reatores foram alimentados com 100% de lixiviado.

Foram utilizados dois reatores em regime contínuo sendo, o reator 1 alimentado com lixiviado bruto e o reator 2 alimentado com lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização (dosagem de $0,06 \text{ g.L}^{-1}$ de ozônio durante 15 minutos de reação). Devido ao

reator 2, reator alimentado com lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização, apresentar uma diminuição no seu desempenho, após o 75º dia, a sua alimentação foi modificada e a partir daí, utilizou-se um lixiviado ozonizado com uma dosagem de ozônio de 0,06 g.L⁻¹ durante 30 minutos de reação. O sistema operou com TRH de 24 horas e durante, aproximadamente, 120 dias.

As Figuras 4.18 e 4.19 apresentam, respectivamente, o monitoramento da DQO na entrada e na saída do reator 1 (lixiviado bruto) e do reator 2 (lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização) e o acompanhamento das eficiências de remoção deste parâmetro, nos mesmos reatores, durante o tempo de operação do sistema.

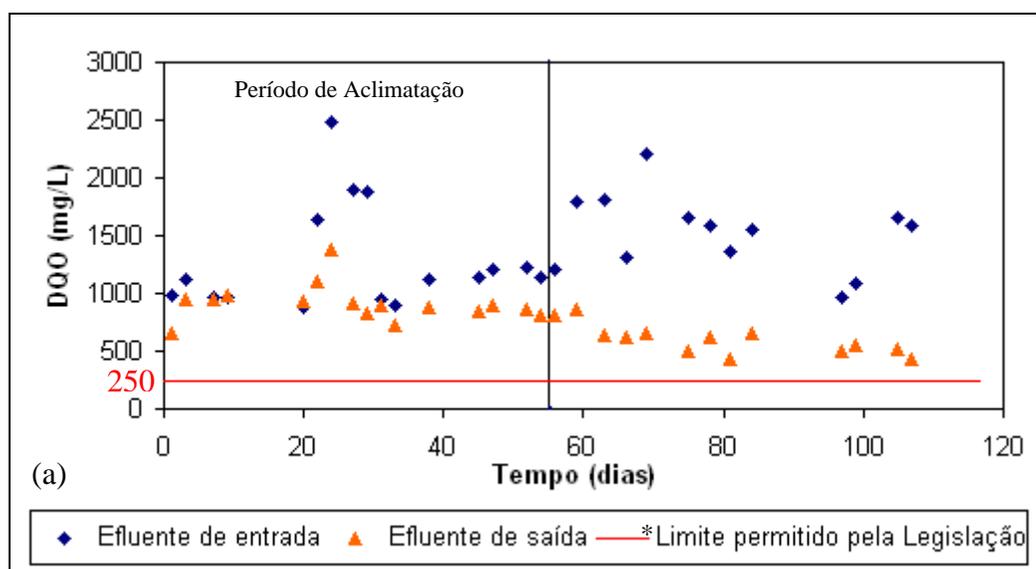


Figura 4.18 – Monitoramento dos valores de DQO bruta no: (a) reator 1 (lixiviado bruto) na etapa B. * FEEMA atual INEA – DZ – 205. R – 5.

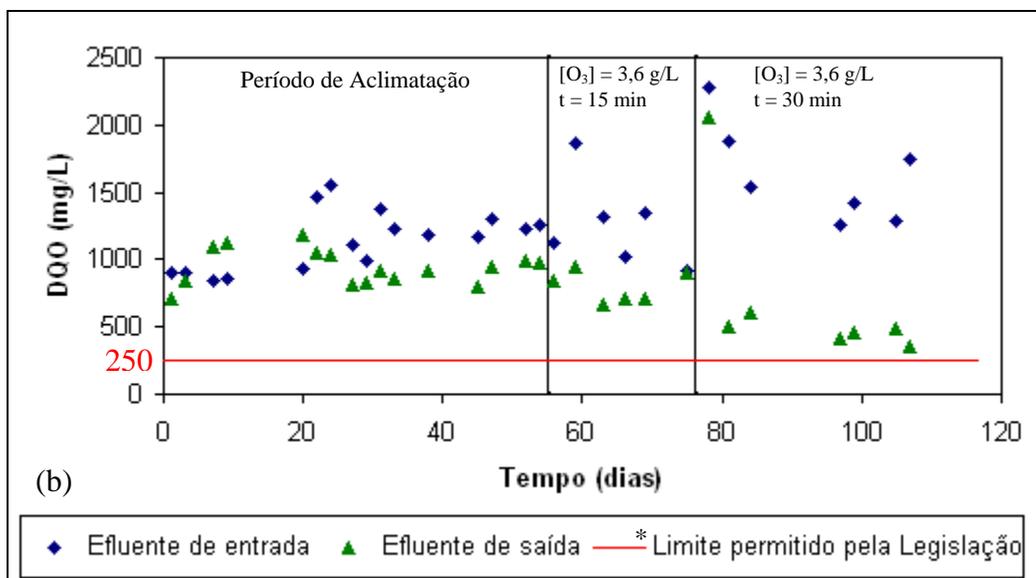


Figura 4.18 (cont.) – Monitoramento dos valores de DQO bruta no: (b) reator 2 (lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização) na etapa B. * FEEMA atual INEA – DZ – 205. R – 5.

Na Figura 4.18 (a) verificou-se que a DQO de entrada no reator 1 (lixiviado bruto) apresentou uma faixa de oscilação de 850 – 2500 mg.L⁻¹. Porém, após o período de aclimação (primeiros 55 dias), mesmo com o valor da DQO de entrada do reator variando de 1000 a 2200 mg.L⁻¹ a faixa de DQO na saída do reator se manteve praticamente constante e menor em relação a DQO de saída do reator durante o período de aclimação. A faixa de DQO na entrada do reator 2 (lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização) foi praticamente a mesma apresentada no reator alimentado com lixiviado bruto, 850 – 2300 mg.L⁻¹, como ilustrado pela Figura 4.18 (b). A diferença entre o valor de DQO na entrada e na saída do reator alimentado com lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização apresentou um aumento após o período de aclimação do sistema e esse aumento foi mais expressivo a partir do 80º dia de operação do sistema após a aplicação de lixiviado ozonizado com 0,06 g.L⁻¹ de ozônio durante 30 minutos de reação na alimentação do reator, obtendo um teor de DQO de saída variando na faixa de 360 a 600 mg.L⁻¹ (Figura 4.18 (b)).

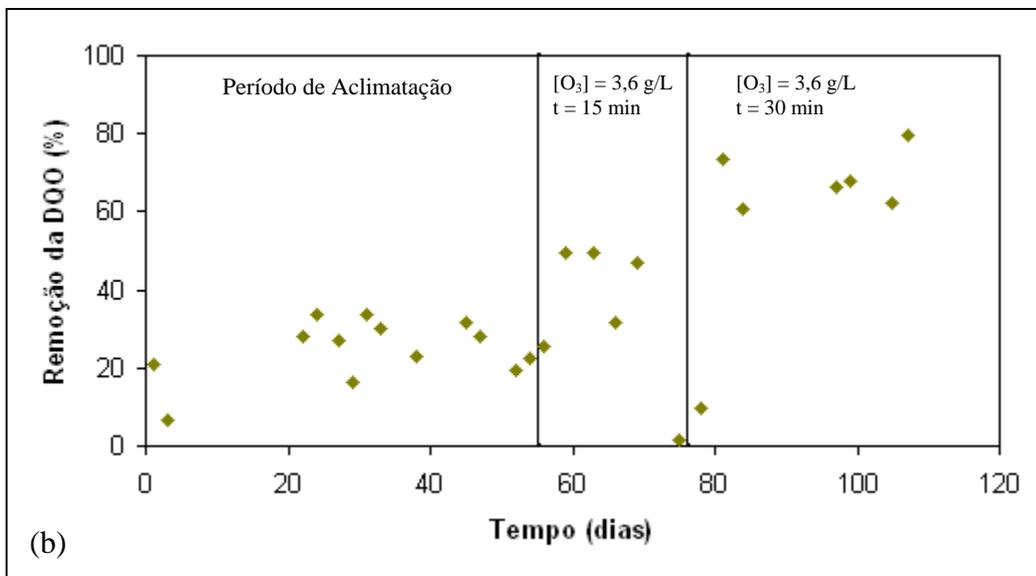
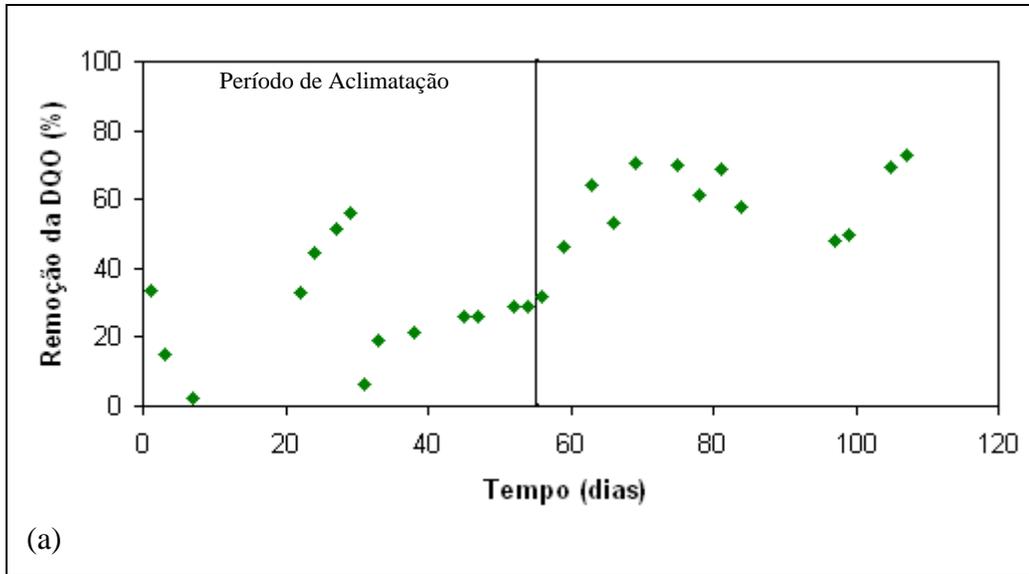


Figura 4.19 – Remoção da DQO bruta no: (a) reator 1 (lixiviado bruto) e (b) reator 2 (lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização) na etapa B.

Pela Figura 4.19 (a) observou-se que ocorreu uma variação na eficiência de remoção da DQO durante o período de aclimação do sistema e que no 30º dia de operação do sistema, aproximadamente, houve uma diminuição brusca na eficiência de remoção desse parâmetro causada, possivelmente, por uma redução da biomassa presente

no reator alimentado com lixiviado bruto. Após o período de aclimação o sistema alcançou uma eficiência de remoção de DQO média de 60%. O processo apresentou um melhor desempenho comparado com o implementado anteriormente sem o período de aclimação.

Na Figura 4.19 (b) observou-se que o sistema alimentado com lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização apresentou uma eficiência de remoção da DQO praticamente constante ($\approx 35\%$) do 20° ao 55° dia de operação do processo (durante a aclimação). Após o período de aclimação, houve um aumento na eficiência de remoção da DQO (50%), porém após o 75° dia de operação do sistema a eficiência de remoção da DQO voltou a cair. Devido a essa redução na eficiência de remoção da DQO, a alimentação do sistema foi alterada. A partir do 80° dia, com o aumento do tempo de ozonização aplicado ao lixiviado bruto, a eficiência de remoção da DQO alcançou uma faixa de 70 a 75%. Os resultados de remoção da DQO obtidos (Figura 4.19 (b)), mostraram que um aumento no tempo de ozonização pode ter levado a um aumento na concentração de compostos biodegradáveis que são mais facilmente assimiláveis pelos microrganismos melhorando a eficiência do sistema de lodos ativados.

Apesar do processo ter alcançado uma melhor eficiência de remoção de DQO em relação ao sistema anterior (sem o período de aclimação – etapa A), pode-se observar na Figura 4.18 que o sistema de tratamento aplicado ao lixiviado bruto e ao lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização não foi eficiente para enquadrar o teor da DQO presente no lixiviado ao nível permitido pela legislação (250 mg.L^{-1}).

Também, foi realizado o acompanhamento do nitrogênio amoniacal da entrada e da saída de ambos os reatores e os resultados estão apresentados na Figura 4.20 (a) e (b).

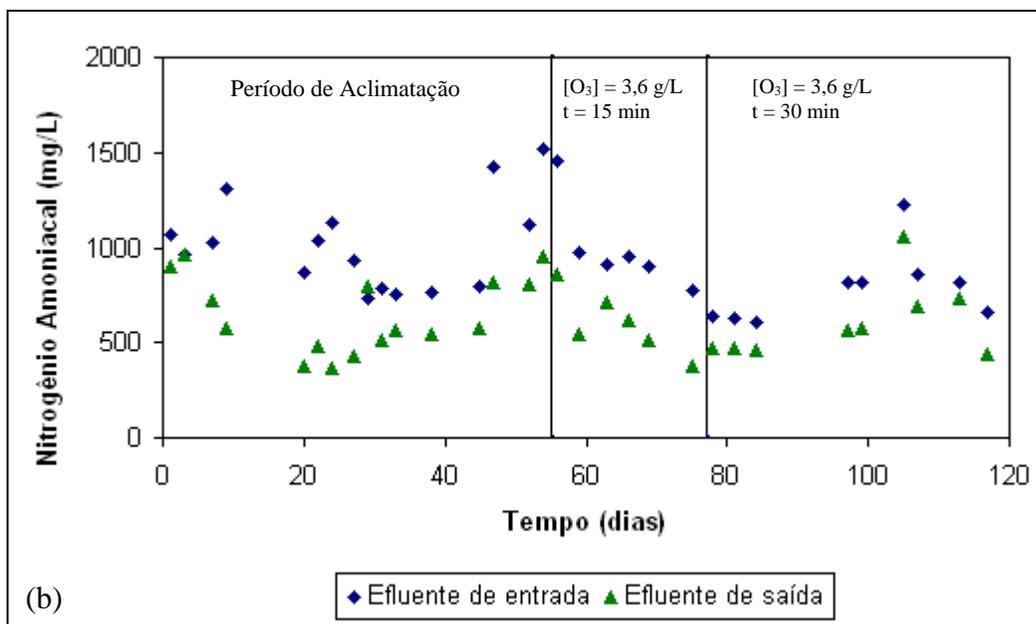
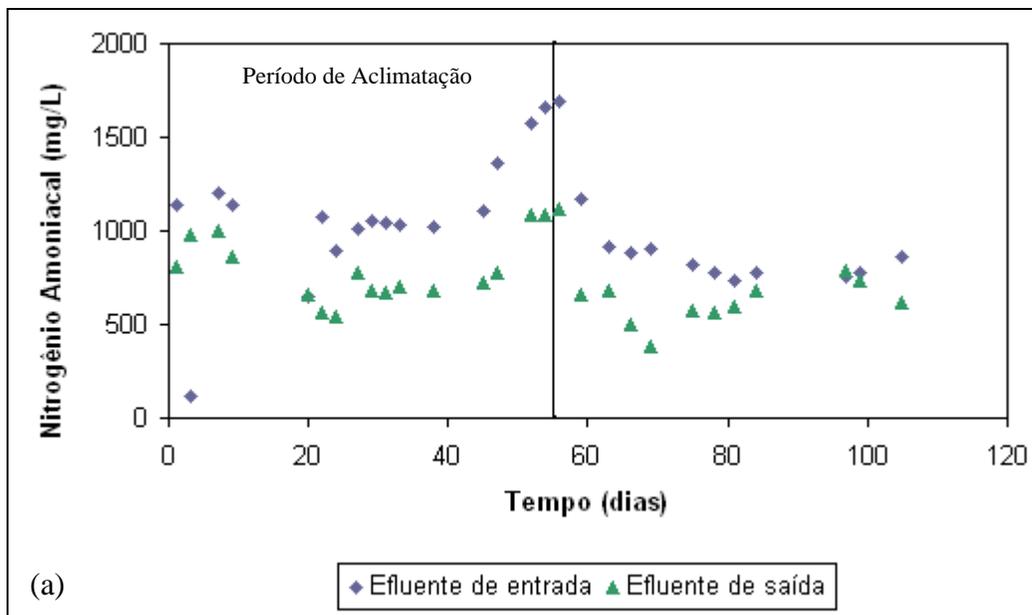


Figura 4.20 – Acompanhamento do nitrogênio amoniacal no: (a) reator 1 (lixiviado bruto) e (b) reator 2 (lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização) na etapa B.

Observou-se na Figura 4.20 (a) que a concentração do nitrogênio amoniacal na entrada do reator alimentado com lixiviado bruto variou na faixa de 700 – 1700 mg.L⁻¹. A variação desse parâmetro no reator alimentado com lixiviado pré-tratado pelo processo de

ozonização ficou na faixa de 600 – 1500 mg.L⁻¹, como ilustrado pela Figura 4.20 (b). A concentração de nitrogênio amoniacal em uma faixa mais baixa na alimentação do reator 2 pode ter sido obtida devido ao arraste por ar ocorrido no processo de ozonização. O processo não apresentou eficiência significativa na remoção de nitrogênio amoniacal. Ao final do tratamento de lodos ativados, para os dois reatores (1 e 2), a concentração de nitrogênio amoniacal continuou alta, sendo 615 mg.L⁻¹ para o reator 1 e 435 mg.L⁻¹ para o reator 2.

O acompanhamento do teor de SSV nos reatores 1 (lixiviado bruto) e 2 (lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização) foi realizado durante o período de operação do sistema na etapa B e está ilustrado na Figura 4.21.

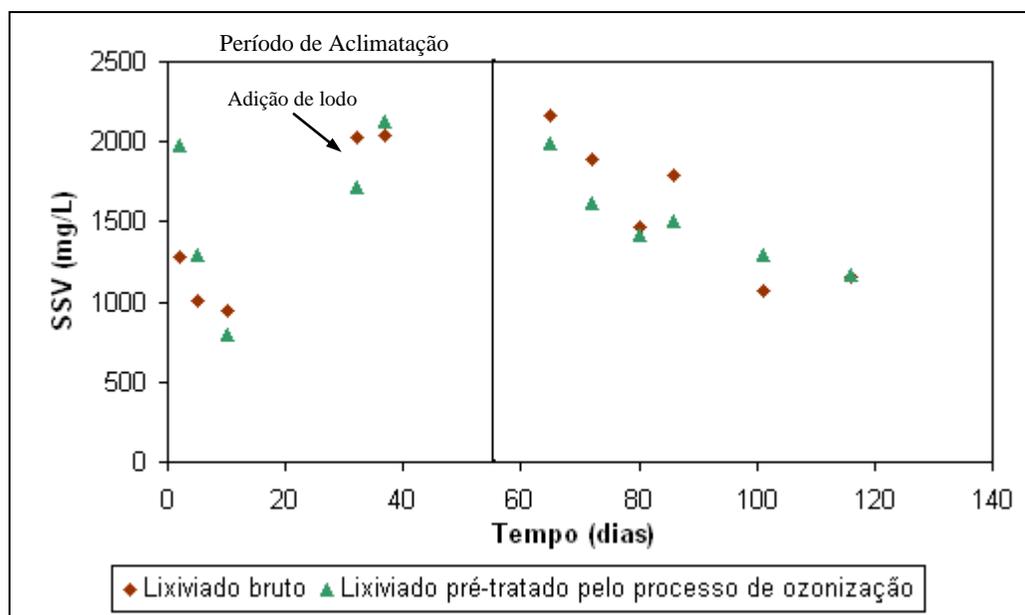


Figura 4.21 – Monitoramento do teor de SSV dos reatores 1 e 2 na etapa B.

Pela Figura 4.21 é possível observar que houve uma redução da biomassa nos primeiros dias de operação do sistema indicado pela diminuição do teor de SSV. Foi realizada uma adição de lodo no 30º dia em ambos os reatores. Porém, pode-se observar que mesmo após o período de aclimação a quantidade de sólidos (SSV) foi reduzindo ao longo do período de operação do sistema.

A remoção do teor de sólidos suspensos totais (SST) do efluente alimentado aos reatores foi determinada e apresentou uma remoção na faixa de 20 a 60% no reator alimentado com lixiviado bruto e uma remoção de 30 a 60% para o reator alimentado com lixiviado ozonizado.

4.5.2.1.2 – Microscopia da etapa B

Observações microscópicas do lodo proveniente da ETE foram realizadas antes de iniciar a operação do sistema de lodo ativados. A Figura 4.22 apresenta a microscopia do lodo biológico utilizado nos reatores 1 e 2 na etapa B.

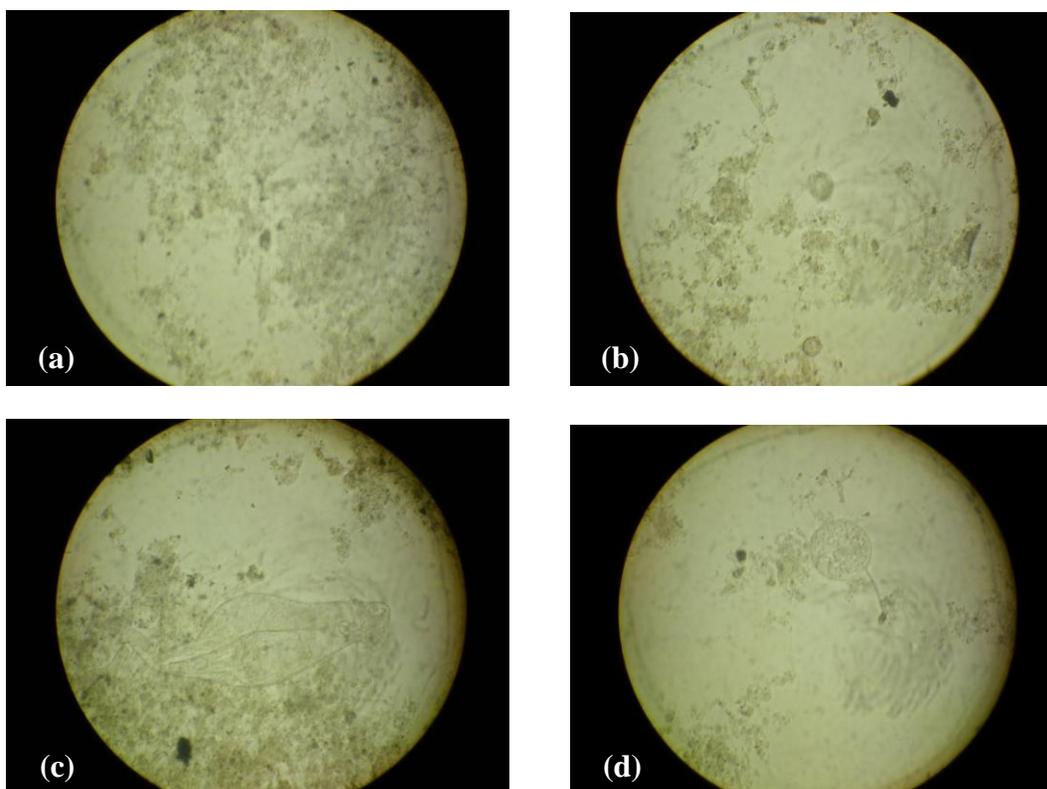


Figura 4.22 – Microscopia do lodo biológico (aumento 100x). (a) floco de lodo; (b) ciliado livre-natante; (c) rotífero; (d) pedunculado.

É possível observar, pela Figura 4.22, que o lodo apresentava boa qualidade, com flocos firmes e compactos e com a presença de organismos filamentosos garantindo a boa estrutura do floco. A estrutura do floco pode ser observada na Figura 4.22a e alguns microrganismos presentes no lodo biológico estão ilustrados nas demais fotografias: ciliado (*Trochilia*) (Figura 4.22b), rotífero (Figura 4.22c) e pedunculado (Figura 4.22d).

Foi realizado o acompanhamento da biomassa presente nos reatores ao longo do período de operação do sistema. As análises microscópicas mostram as possíveis alterações na qualidade do lodo e na composição microbiana causadas pelo lixiviado.

A Figura 4.23 mostra a microscopia do reator alimentado com lixiviado bruto ao longo do período de duração do processo.

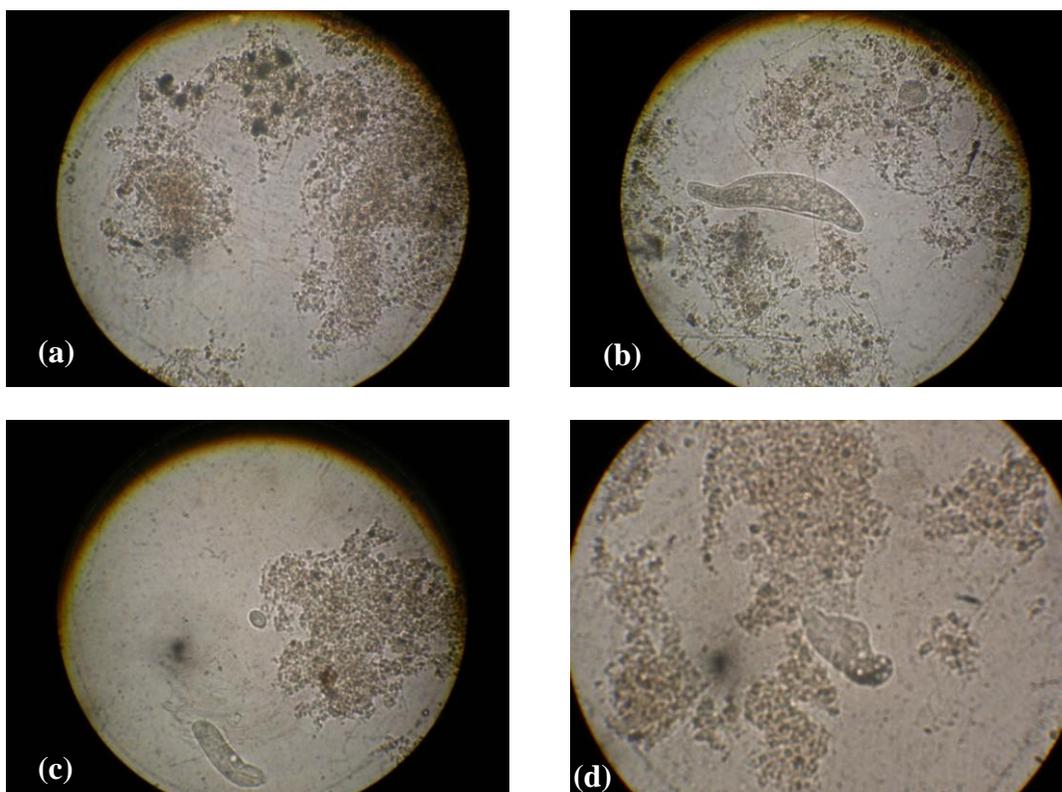


Figura 4.23 – Microscopia do reator alimentado com lixiviado bruto (aumento 100x). (a) floco de lodo; (b), (c), (d) ciliados livre-natante.

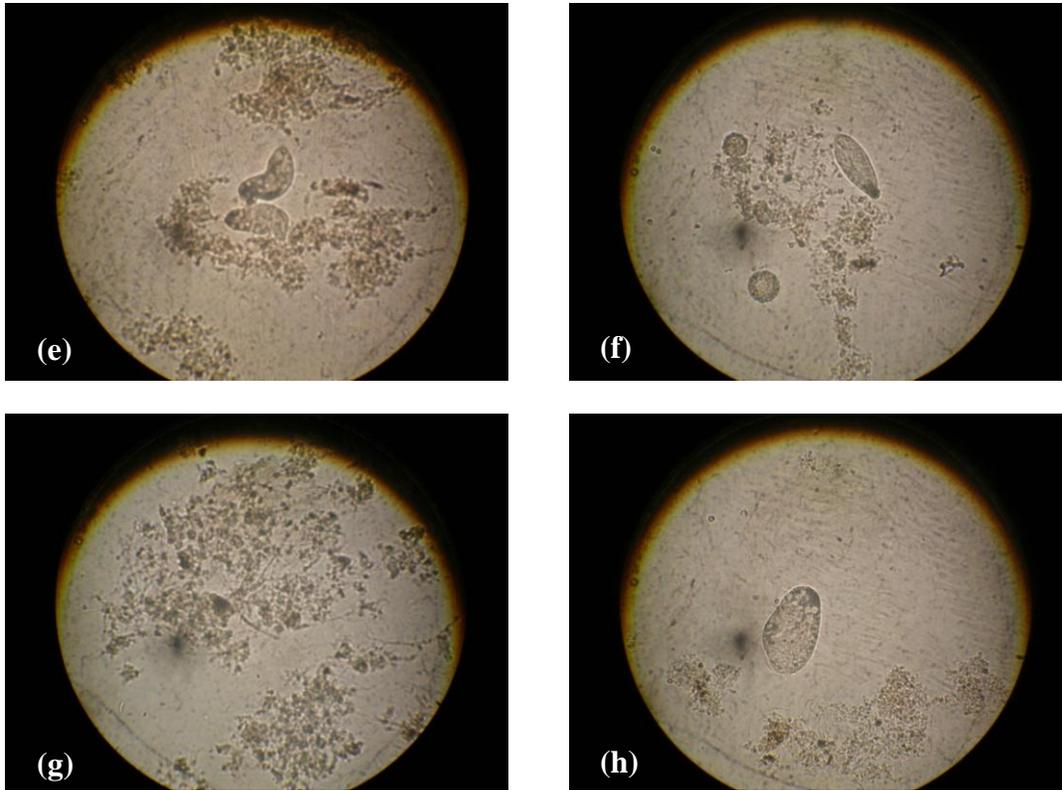


Figura 4.23 (cont.) – Microscopia do reator alimentado com lixiviado bruto (aumento 100x). (g) floco de lodo; (e), (f) e (h) ciliados livre-natante.

Pela análise microscópica realizada no lodo do reator alimentado com lixiviado bruto pode-se observar que o lodo biológico apresentou uma boa estrutura com a presença de microrganismos filamentosos e formação de flocos densos e firmes até aproximadamente, o 75° dia de operação do sistema (Figuras 4.23a, 4.23b, 4.23c, 4.23d e 4.23e). Após esse período (Figuras 4.23f, 4.23g e 4.23h), o lodo foi perdendo sua qualidade tornando-se fraco e menos denso, possivelmente devido a redução do teor de SSV no reator (Figura 4.21), porém foi verificada a presença de microrganismos durante todo o período de operação do sistema de tratamento. Foi possível visualizar a presença de ciliados livres como ilustrado nas Figuras 4.23b, 4.23c, 4.23d, 4.23e, 4.23f e 4.23h.

Pelos resultados obtidos das análises microscópicas realizadas durante a operação do sistema, mostradas pela Figura 4.23, verifica-se que o lodo biológico sofreu uma pequena inibição ilustrada pela perda da qualidade do lodo no reator indicando que o lixiviado é composto de matéria orgânica recalcitrante e/ou apresenta compostos tóxicos a

comunidade microbiana utilizada. Porém, foi uma inibição menor em relação a que ocorreu no sistema operado anteriormente (etapa A – lixiviado bruto) e pode ter ocorrido devido a implementação do período de aclimação da biomassa. Tal período de adaptação pode ter contribuído para o aumento na eficiência de remoção de DQO ao final da operação do sistema, em torno de 60%.

Foi realizado o acompanhamento da biomassa presente no reator alimentado com lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização, durante o período de operação do sistema de lodos ativados conforme ilustrado na Figura 4.24.

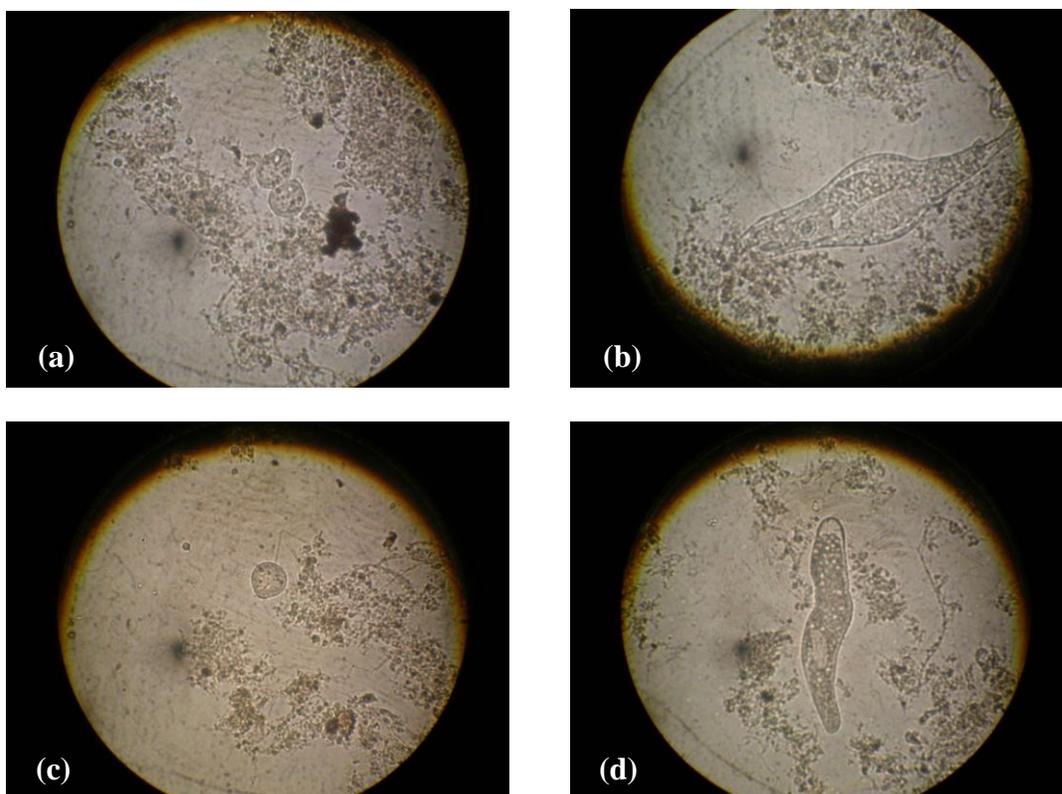


Figura 4.24 – Microscopia do reator alimentado com lixiviado ozonizado (aumento 100x). (a) e (c) pedunculados; (b) rotífero; (d) ciliados livre-natante.

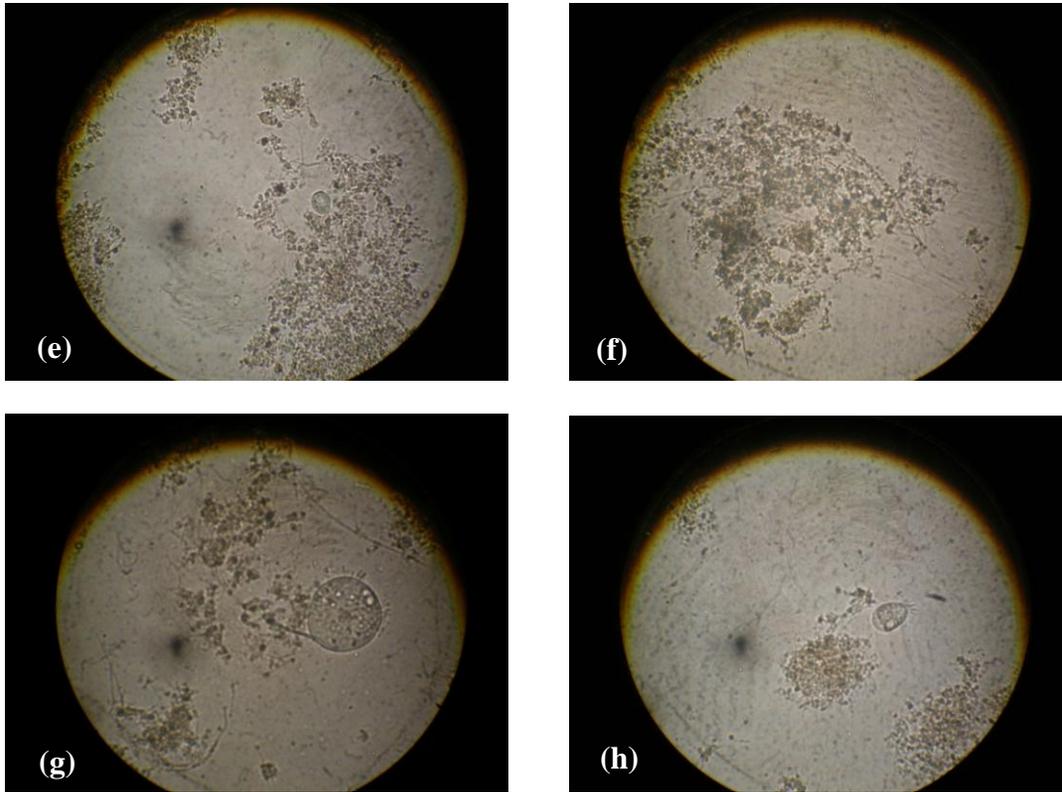


Figura 4.24 (cont.) – Microscopia do reator alimentado com lixiviado ozonizado (aumento 100x). (e) e (h) ciliados livre-natante; (f) floco de lodo; (g) pedunculados.

Verificou-se, pela Figura 4.24, que o lodo presente no reator alimentado com lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização manteve uma qualidade satisfatória durante quase todo o período de operação do sistema. O lodo apresentou uma boa característica com a presença de alguns microrganismos filamentosos formando alguns flocos e uma comunidade microbiana um pouco diversificada. A microscopia revelou a presença de pedunculados fixos (Figuras 4.24a, 4.24c e 4.24g), ciliados (Figuras 4.24c, 4.24e e 4.24h) e rotífero (Figura 4.24d). A Figura 4.24f apresenta o floco de lodo.

A análise microscópica mostrou que, apesar da presença de pedunculado e ciliado, o lodo foi perdendo sua qualidade tornando-se fraco e menos denso a partir do 100º dia de operação do sistema, conforme ilustrado nas Figuras 4.24g e 4.24h e podendo ser confirmada pela queda do teor de SSV (Figura 4.21).

Pode-se supor pelos resultados de eficiência de remoção de DQO obtido nos dois reatores estudados (1-alimentado com lixiviado bruto e 2-alimentado com lixiviado ozonizado), que o período de aclimatação da biomassa aplicado fez com que o desempenho do processo de lodos ativados aumentasse satisfatoriamente em comparação com sistema anterior (etapa A). O reator alimentado com lixiviado bruto apresentou uma eficiência de remoção de DQO na faixa de 60-65% e o reator alimentado com lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização apresentou uma faixa de 70-75% de remoção de DQO ao final do período de operação do sistema de lodos ativados.

Apesar do aumento na eficiência de remoção da DQO obtida no processo de lodos ativados o resultado não foi o esperado uma vez que ambas as etapas (A e B) não conseguiram enquadrar o teor da DQO presente no lixiviado ao nível permitido pela legislação (250 mg.L^{-1}). Segundo AQUINO (2003) a DQO residual de um efluente proveniente de um tratamento biológico é constituída de vários compostos orgânicos como: substrato residual degradável, compostos refratários presentes no afluente que saem intactos do sistema de tratamento, compostos intermediários (ácidos graxos voláteis) e compostos microbianos solúveis produzidos pela biomassa durante o tratamento.

Estudos de alguns pesquisadores demonstram que a maior parte da DQO residual em sistemas de tratamento biológico é devido a produtos microbianos solúveis que foram excretados para desempenhar alguma função microbiana como: para estabelecer a concentração de equilíbrio, para auxiliar a absorção de nutrientes, para proteção contra a toxicidade, crescimento da biomassa ou devido a lise celular. (PARKIN *et al.*, (1981b); EMERY (1982); KUO *et al.*, (1996); LASPIDOU *et al.*, (2002) e BARKER *et al.*, (1999)).

Assim, pode-se supor que ocorreu a remoção da DQO presente no afluente, porém, devido a formação da DQO residual em sistemas de tratamento biológico, o efluente apresentou uma elevada DQO ao final do processo.

Vale ressaltar ainda que, em lixiviados, o valor da DQO sofre a interferência da elevada quantidade de compostos inorgânicos presentes, conforme citado anteriormente.

Fazendo uma comparação com os testes de tratabilidade os resultados obtidos na etapa B reforçam a necessidade de um período de adaptação da biomassa no início do

tratamento biológico para a obtenção de uma melhor eficiência de remoção da matéria orgânica presente no lixiviado.

Os resultados obtidos na etapa B reforçam a necessidade de um período de adaptação da biomassa no início do tratamento biológico para a obtenção de uma melhor eficiência de remoção da matéria orgânica presente no lixiviado. Esses resultados concordam com o ensaio de tratabilidade apresentado no item 4.5.1, uma vez que nos ensaios de tratabilidade o lodo foi lentamente adaptado, aumentando-se de 10 em 10% a porcentagem do lixiviado no reator. Os resultados obtidos na etapa B (adaptação mais lenta) foram melhores que aqueles obtidos na etapa A (rápida adaptação), comprovando que a fase de adaptação da biomassa ao lixiviado é extremamente necessária.

4.6 – Ensaio de toxicidade

Realizou-se a avaliação da toxicidade do lixiviado bruto, lixiviado ozonizado, lixiviado após o processo de arraste de nitrogênio amoniacal e do lixiviado após o tratamento com o sistema de lodos ativados. A Tabela 4.5 mostra os resultados obtidos nos testes de toxicidade.

Tabela 4.5 – Resultados dos testes de toxicidade aplicados às amostras de lixiviado bruto e tratado.

Organismo teste <i>Danio rerio</i>		
Amostras	CL₅₀ (%)	
	24 horas	48 horas
Lixiviado bruto	3,99	3,99
lixiviado ozonizado ($[O_3] = 0,06 \text{ g.L}^{-1}$ e $T_{\text{reação}} = 30 \text{ min}$)	4,12	4,12
lixiviado após remoção de nitrogênio amoniacal	35,35	28,71
lixiviado após o tratamento biológico R1	15,38	15,38
lixiviado após o tratamento biológico R2	32,98	32,98

R1 – Reator alimentado com lixiviado bruto

R2 – Reator alimentado com lixiviado ozonizado ($[O_3] = 0,06 \text{ g.L}^{-1}$ e $T_{\text{reação}} = 30 \text{ min}$)

Pelos resultados apresentados na Tabela 4.5 observou-se que o lixiviado bruto se apresentou bastante tóxico necessitando assim a aplicação de tratamentos adequados antes do seu despejo no meio ambiente. Além disso, as amostras de lixiviado após o processo de ozonização apresentaram, praticamente, a mesma toxicidade do lixiviado bruto indicando que o processo de ozonização não removeu a sua toxicidade.

O lixiviado após o processo de arraste de nitrogênio amoniacal apresentou uma diminuição moderada da toxicidade. O que permite dizer que o nitrogênio amoniacal é uma substância que contribui para a toxicidade do lixiviado. O lixiviado, após o processo de remoção de nitrogênio amoniacal atingiu uma concentração de 13 mg.L^{-1} . Contudo, supõe-se que a toxicidade do lixiviado não é somente devido à amônia, visto que a toxicidade não foi totalmente removida com a redução da concentração da amônia. Essa toxicidade pode também estar ligada a outros compostos presentes no lixiviado.

SILVA (2002), realizou testes de toxicidade utilizando o organismo *Danio rerio* em amostras de lixiviado bruto proveniente do Aterro Metropolitano de Gramacho e obteve CL50(%) de 2,24 submetendo o organismo teste a 48 horas de exposição. Neste estudo, foram utilizados outros organismos para avaliar a toxicidade do lixiviado bruto obtendo-se para a *Artemia salina* CL50(%) 11,89, para a *Daphnia similis* CE50(%) 2,26 e para a bactéria luminescente *Vibrio fischeri* CE50(%) 15,02.

A amostra de lixiviado após o tratamento biológico de lodos ativados e pré-tratada com o processo de ozonização apresentou uma toxicidade menor em relação à amostra de lixiviado bruto tratada apenas pelo processo de lodos ativados. Tal fato pode ter ocorrido devido ao reator 2 ser alimentado com uma concentração de compostos biodegradáveis maior em função do pré-tratamento pelo processo de ozonização, facilitando assim a remoção de parte da toxicidade do lixiviado pelo consórcio microbiano. Esses resultados concordam com o melhor desempenho observado no reator que tratou o efluente ozonizado com maiores dosagens de ozônio (Figura 4.19 (b)).

CAPÍTULO 5

Conclusões e Sugestões

Pelos resultados obtidos nos testes de caracterização do lixiviado verificou-se, a partir da razão DQO/COD, que o valor da DQO pode ser influenciado pela presença de compostos inorgânicos e que, em função disso, a relação DQO/DBO₅ não é muito indicada para avaliar a sua biodegradabilidade. Assim, como a eficiência de muitos processos de tratamento são baseadas nesse parâmetro, os processos de tratamento de lixiviado podem não alcançar os resultados esperados. Essas observações concordam com a baixa eficiência do processo biológico, uma vez que foram utilizadas amostras com boas e ruins relações DQO/DBO₅, ou seja, amostras com boa probabilidade de biodegradabilidade e outras não.

Baixas remoções de DQO foram alcançadas nos ensaios de coagulação/floculação. Os resultados obtidos mostraram que os coagulantes orgânicos tiveram um desempenho melhor de remoção da DQO em comparação com os coagulantes inorgânicos. No entanto, as remoções variaram muito de amostra para amostra, de forma a concluir que esse pré-tratamento foi considerado inadequado no caso desse lixiviado.

Entre as condições aplicadas no tratamento físico-químico a que apresentou melhor resultado, em termos de remoção de DQO, foi com a aplicação do coagulante Tanfloc SL, polieletrólito catiônico em pH 7 (remoção de 30%).

O processo de remoção de nitrogênio amoniacal por arraste com ar diminuiu a concentração de nitrogênio amoniacal de 3.945 mg.L⁻¹ para 43 mg.L⁻¹ após 4 dias de tratamento e em pH 12. A remoção de nitrogênio amoniacal promoveu a redução da toxicidade do lixiviado, fato comprovado pelo ensaio de toxicidade.

Os resultados do processo de ozonização apresentaram uma baixa eficiência na remoção de DQO e COD indicando que, mesmo utilizando altas doses de ozônio, não ocorreu a mineralização significativa dos compostos orgânicos. Porém, através do processo de ozonização houve um aumento na concentração de compostos biodegradáveis, indicado pelo parâmetro DBO₅, devido a oxidação de algumas substâncias recalcitrantes presentes

no lixiviado. A ozonização foi responsável pela alta remoção de cor do lixiviado (98%) devido ao ataque direto do ozônio a compostos aromáticos ou com ligações duplas que são responsáveis pela sua coloração.

O ensaio de tratabilidade apresentou uma eficiência de remoção de matéria orgânica, monitorada pela redução de DQO, na faixa de 80 a 86%. A maior eficiência de remoção (86%) foi obtida no ensaio que utilizou lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização, provavelmente devido ao aumento da concentração de compostos biodegradáveis que são mais facilmente assimiláveis pelo consórcio microbiano. No entanto, há de se considerar que o erro estimado para as análises de DQO é de 10% o que torna as remoções de DQO para as diferentes amostras muito próximas.

Com base nas análises microscópicas realizadas, observou-se que o lodo apresentou características satisfatórias com flocos de boa qualidade, denso e compacto e com a presença de microrganismos, mesmo sendo submetido a 100% de lixiviado.

O processo biológico de lodos ativados avaliado no tratamento do lixiviado apresentou, na etapa A, uma baixa eficiência de remoção de DQO e a análise do teor de SSV nos reatores mostra que houve uma perda de biomassa durante o período de operação do sistema. Pela análise microscópica verificou-se que o lodo biológico, de ambos os reatores, sofreu algum tipo de inibição que impediu o crescimento de microrganismos e afetou a sua boa qualidade.

Pode-se atribuir o baixo desempenho do sistema a alta concentração de compostos recalcitrantes presentes no lixiviado, a sua baixa biodegradabilidade além de sua alta concentração de nitrogênio amoniacal que contribui para elevar a sua toxicidade afetando o metabolismo dos microrganismos impedindo a degradação da matéria orgânica.

O sistema de lodos ativados implementado na etapa B apresentou um desempenho melhor, em ambos os reatores, na eficiência de remoção de DQO. As análises microscópicas do lodo biológico do reator alimentado com lixiviado bruto mostraram que houve uma pequena inibição da biomassa indicando que o lixiviado é composto de matéria orgânica recalcitrante e apresenta compostos tóxicos ao consórcio microbiano. A microscopia realizada no lodo biológico do reator alimentado com lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização mostrou um lodo com qualidade satisfatória, com a presença

de alguns microrganismos filamentosos formando alguns flocos e uma comunidade microbiana um pouco diversificada.

Supõe-se, com base nos resultados de eficiência de remoção de DQO obtido nos dois reatores estudados, que o período de aclimatação da biomassa realizado permitiu um aumento satisfatório do desempenho do tratamento biológico em comparação com o sistema anterior (etapa A). O reator alimentado com lixiviado bruto apresentou uma eficiência de remoção de DQO na faixa de 60-65% e o reator alimentado com lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização apresentou uma faixa de 70-75% de remoção de DQO ao final do período de operação do sistema de lodos ativados.

Apesar disso, o processo de lodos ativados não apresentou o resultado esperado uma vez que ambas as etapas (A e B) não conseguiram enquadrar o teor da DQO presente no lixiviado ao nível permitido pela legislação (250 mg.L^{-1}).

O ensaio de toxicidade realizado com o peixe *Danio rerio* mostrou que o lixiviado bruto é bastante tóxico e, por isso, necessita de tratamentos adequados antes do seu despejo no meio ambiente e que as amostras de lixiviado pré-tratadas pelo processo de ozonização apresentaram, praticamente, a mesma toxicidade do lixiviado bruto mostrando que o processo de ozonização não removeu a sua toxicidade.

O teste de toxicidade aplicado ao lixiviado submetido ao processo de remoção de nitrogênio amoniacal por arraste com ar apresentou como resultado uma diminuição moderada da toxicidade permitindo supor que o nitrogênio amoniacal é uma substância que contribui para a toxicidade do lixiviado. A menor toxicidade foi encontrada na amostra de lixiviado pré-tratada pelo processo de ozonização e após o tratamento biológico de lodos ativados. O resultado obtido pode ser devido a um aumento na concentração de compostos biodegradáveis alcançado pelo pré-tratamento, facilitando a remoção de parte da toxicidade do lixiviado pelo consórcio microbiano.

As seguintes sugestões podem ser aplicadas a estudos futuros:

Quanto à caracterização do lixiviado, sugere-se que seja realizada uma análise mais detalhada que forneçam informações sobre o tipo de tratamento a ser utilizado e a sua possível eficiência de tratamento.

Outros processos podem ser avaliados, como Fenton, com o objetivo de aumentar a biodegradabilidade desse lixiviado.

Realizar o tratamento biológico do lixiviado após o arraste de amônia, pois embora no ensaio de tratabilidade não tenha sido observado diferenças significativas na remoção da DQO nas amostras com e sem remoção de amônia, os ensaios de toxicidade revelaram a sua redução nas amostras após o arraste da amônia.

Uma melhor avaliação da toxicidade desse lixiviado deve ser realizada através da utilização de outros organismos padrões e da verificação dos efeitos crônicos.

CAPÍTULO 6

Referência Bibliográfica

ALBUQUERQUE, J. S., 2008, *Redução da produção de lodo biológico no processo de lodo ativado por ozonização*. Tese D.Sc., PEQ/COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

ALESSANDRO S., STEFANO M. L., 2009, “Nitrogen removal via nitrite in a sequencing batch reactor treating sanitary landfill leachate”, *Bioresource Technology*, v. 100, pp. 609–614.

ALMADA, R. B., 2008, *Processos físico-químicos acoplados para tratamento de efluente industrial para fins de reuso*, Dissertação de M.Sc., PEQ/COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

ALTINBAS M., YANGIN C., OZTURK I., 2002, “Struvite precipitation from anaerobically treated municipal and landfill wastewaters”, *Water Science and Technology*, v. 46, pp. 271–278.

AMARAL, L. A., JÚNIOR, O. D. R., FILHO, A. N., ALEXANDRE, A. V., 1994, “Avaliação da qualidade higiênico-sanitária da água de poços rasos localizados em uma área urbana: utilização de colifagos em comparação com indicadores bacterianos de poluição fecal”, *Revista de Saúde Pública*, v. 28, pp. 345-348.

AMOKRANE, A., COMEL, C., VERON, J., 1997, “Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation”, *Water Research*, V. 31, Pp. 2775-2782.

ANDRADE, S. M. A., 2002, *Caracterização físico-química e tratabilidade por coagulação-floculação dos líquidos percolados gerados no Aterro Sanitário de Uberlândia-MG*. Dissertação de M.Sc., FEQ/UFU, Uberlândia, MG, Brasil.

ANDRADE, V. T., 2009, *Avaliação da toxicidade de água produzida tratada por processo evaporativo com a finalidade de reuso em solo*. Tese D.Sc., PEQ/COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

APHA, AWWA, WEF, 2005, *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 21th ed., American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, USA.

AQUINO, S. F., 2003, “Characterization of COD effluent from biological treatment systems”, *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 8, pp. 135-144.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. Apresentação de Projetos de Aterros Controlados de Resíduos Sólidos Urbanos - Classificação - NBR-8849, 1985.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. Apresentação de Projetos de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos - Classificação - NBR-8419, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. Resíduos Sólidos - Classificação - NBR-10.004, 2004.

BAIG, S., THIÉLBLIN, E., ZULIANI, F., LIECHTI, P., COSTE, C., 1997, “Treatment of Leachates from Domestic Landfills: Case Studies”, 13^o Ozone World Congress, v. 1, pp. 637-642, Japão.

BARKER, D. J., STUCKEY D. C., 1999, “A review of soluble microbial products in wastewater treatment systems”, *Water Research*, v. 33, pp. 3063-3082.

BAUN, A., LOTTE, A., REITZEL, L. A., LEDIN, A, CHRISTENSEN, T.; BJERG, P. L., 2003, “Natural attenuation of xenobiotic organic compounds in a landfill leachate plume (Vejen, Denmark)”, *Journal of Contaminant Hydrology*, v. 65, pp. 269-291.

BHIDE, A., SUNDARESAN, B., 1983, “Solid waste management in developing countries”, *Indian National Scientific Documentation Centre*, pp. 1-55.

BILA, D. M., 2000, *Aplicação de processos combinados no tratamento de chorume*. Dissertação M.Sc., PEQ/COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

BIRCHLER, D. R., 1994, “Landfill leachate treatment by evaporation”, *Journal of Environmental Engineering*, v. 120, pp. 1109-1131.

BORBA, S. M. P., 2006, *Análise de modelos de geração de gases em aterros sanitários: estudo de caso*. Dissertação M.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

CASTILHOS JR., A. B. (coord.), GOMES, L. P., LANGE, L. C., JUCÁ, J. F. T., FERNANDES E SILVA, S. M. C. P., 2006, *Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários*, ABES/PROSAB, Rio de Janeiro.

CASTILHOS JR., A. B. (coord.), MEDEIROS, P. A., FIRTA, I. N., LUPATINI, G., SILVA, J. D., 2003, *Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte*. Rima ABES, Rio de Janeiro.

CASTILLO E., VERGARA M., MORENO Y., 2007, “Landfill leachate treatment using a rotating biological contactor and an upward-flow anaerobic sludge bed reactor”, *Waste Management*, v. 27, pp. 720–726.

CASTRILLÓN L., NAVA Y. F., ULMANU M., ANGER I., MARAÑÓN E., 2010, "Physico chemical and biological treatment of MSW landfill leachate", *Waste Management*, v. 30, pp. 228-235.

CHEUNG K. C., CHU L. M., WONG M. H., 1997, "Ammonia stripping as a pretreatment for landfill leachate", *Water, air and soil pollution*, v. 94, pp. 209-221.

CHIANG L. C., CHANG J. E., WENT T. C., 1995, "Indirect oxidation effect in electro chemical oxidation treatment of landfill leachate", *Water Research*, v. 29, pp. 671-678.

CHRISTENSEN, T.H., KJELDSSEN, P., 1991, *Basic biochemical processes in landfills. Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*, Academic Press.

COSTA, F. C., 2002, *Avaliação do processo de lodos ativados e aplicação de carvão ativado para o tratamento de um efluente da indústria química*. Dissertação M.Sc., PEQ/COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

COTMAN M., GOTVAJN A. Z., 2010, "Comparison of different physico-chemical methods for removal of toxicants from landfill leachate", *Journal of Hazardous Materials*, v. 178, pp. 298-305.

CRC. *Handbook of Chemistry and Physics (CRC Handbook)*. Edited by R. C. West, M. J. Astle, and W. H. Beyer. CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida, 1985.

DERCO J., GOTVAJN A. Z., ZAGORC-KONCAN J., ALMÁSIOVÁ B., KASSAI A., 2010, "Pretreatment of landfill leachate by chemical oxidation processes", *Chemical Papers*, v. 64, pp. 237-245.

DEZOTTI, M. C., 2008, *Processos e técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos*, v. 5, Ed. E-papers.

DI BERNARDO, L., 1993, *Métodos e técnicas de tratamento de água*, v. 2, ABES, Rio de Janeiro.

DI BERNARDO, L., DI BERNARDO, A., CENTURIONE FILHO, P. L., 2002, *Ensaio de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água*. 1 ed. Rima Editora, São Carlos, SP.

ECKENFELDER JR, W. W., 1989, *Industrial water pollution control*, Mc Graw-Hill Book Company.

EDUARDO, J., 2007, *Avaliação das características microbiológicas e físico-químicas do lixiviado (chorume) no processo de tratamento do Aterro Metropolitano de Gramacho (RJ-Brasil)*. Dissertação M.Sc., UERJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

EL FADEL, M., DOUSEID, E., CHAHINE, W., ALAYLIC, B., 2002, "Factors influencing solid waste generation and management", *Waste Management*, v. 22, pp. 269 - 276.

EL FADEL, M., KHOURY, R., 2000, "Modeling Settlement in MSW Landfills: a critical review", *Environmental Science and Technology*, v.30, pp.327-361.

EL-FADEL, M., BOU-ZEID, E., CHAHINE, W., ALAYLI, B., 2002, "Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content". *Waste Management*, v.22, pp. 269-282.

EMERY, T., 1982, "Iron metabolism in humans and plants", *American Scientist*, v. 70, pp. 626-632.

FARQUHAR, G. J., ROVERS, F. A., 1973, "Gas production during refuse decomposition". *Water, Air and Soil Pollution*, v. 2, n. 4, pp. 483-495.

FEEMA, 1991, “*Diretriz de Controle de Carga Orgânica em Efluentes Líquidos de Origem Industrial*”, DZ – 205. R – 5, Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

FERREIRA, J. A. *et tal.* 2001, “Uma revisão das técnicas de tratamento de chorume e a realidade do estado do Rio de Janeiro”, *21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, João Pessoa, Brasil.

FIGLIARO, F.A., 2004, *Avaliação de um sistema integrado de tratamento de resíduos sólidos urbanos e de chorume, com ênfase na fase metanogênica*. Dissertação M.Sc., EE/UFGM, Belo Horizonte, MG, Brasil.

FLECK, E., 2003, *Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário*. Dissertação M.Sc., IPH/PPERHSA/UFRGS, Porto Alegre, RS, Brasil.

FUSCONI, R., GODINHO, M. J. L., 1999, “Bacteria and protozoa population in groundwater in a landfill area in São Carlos, SP”, *Revista de Microbiologia*, v. 30, pp. 196-202.

GHERARDI-GOLDSTEIN, E., BERTOLETTI, E., ZAGATTO, P. A., ARAÚJO, P. R. A., RAMOS, M. L. L. C., 1990, *Procedimentos para a utilização de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos*, CETESB, São Paulo.

GOI A., VERESSININA Y., TRAPIDO M., 2009, “Combination of ozonation and the fenton processes for landfill leachate treatment: evaluation of treatment efficiency”, *Ozone Science & Engineering*, v. 31, pp. 28-36.

GOMES, L. P. (coord), 2009, *Resíduos Sólidos - Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras*, ABES/PROSAB 5, Rio de Janeiro.

GOMIDE, R., 1983, *Operações Unitárias*, 1 ed. CBL, São Paulo.

GOTTSCHALK, C., LIBRA, J. A., SAUPE, A., 2000, *Ozonization of water and wastewater – A practical guide to understanding ozone and its applications*. 2 ed. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim.

GOTVAJN A. Z., TISLER T., ZAGORC-KONCAN J., 2009, “Comparison of different treatment strategies for industrial landfill leachate”, *Journal of Hazardous Materials*, v. 162, pp. 1446-1456.

GREGOR, J. E., NOKES, C. J., FENTON, E., 1997, “Optimising Natural Organic Matter Removal Form Low Turbidity Waters by Controlled pH Adjustment of Aluminium Coagulation”, *Water Research*, v.31, n.12, pp. 2949-2958.

GUO JIN-SONG, ABBAS A. A., CHEN Y. P., LIU Z. P., FANG F., CHEN P., 2010, “Treatment of landfill leachate using a combined stripping, fenton, SBR, and coagulation process”, *Journal of Hazardous Materials*, v. 178, pp. 699-705.

HAND, D. W., HOKANSON D. R., CRITTENDEN, J. C., 1999, *Air stripping and aeration*. In: *Water quality and treatment: a handbook of community water supplies*, 5 ed. McGraw-Hill, New York.

HE, P. J., QU, X., SHAO, L. M., LI, G. J., LEE D. J., 2007, “Leachate pretreatment for enhancing organic matter conversion in landfill bioreactor”, *Journal of Hazardous Materials*, v. 142, pp. 288 - 296.

HUANG, S., S., DIYAMANDOGLU, V., FILLOS, J., 1993, “Ozonation of Leachate from Aged Domestic Landfills”, *Ozone Science & Engineering*, v. 15, pp. 433–444.

http://www.institutobrasil.com/site_antigo/web/saneamento/download/23_setembro/apresenta_novagerar.pdf. Acesso em 11/2008.

<http://www.aeerj.com.br/arq/encarte/enc-396.pdf> - Acesso em 07/2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL. Gestão Integrada de Resíduos Sólidos: manual gerenciamento integrado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: IBAM, 200p., 2001.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB). Rio de Janeiro, 2000. Disponível em <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em 23/03/2010.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS - IPT; COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM - CEMPRE. Lixo Municipal: manual de gerenciamento integrado. São Paulo: IPT/CEMPRE, 370p., 2000.

JORDÃO, E. P., PESSOA, C. A., 1995, *Tratamento de esgotos domésticos*, ABES, Rio de Janeiro.

JORDÃO, E. P., PESSÔA, C. A., 2005, *Tratamento de esgotos domésticos*, 4 ed. ABES, Rio de Janeiro.

KHERADMAND S., KARIMI-JASHNI A., SATAJ M., 2010, "Treatment of municipal landfill leachate using a combined anaerobic digester and activated sludge system", *Waste Management*, v. 30, pp. 1025-1031.

KJELDTSEN P. I., BARLAZ, M. A., ROOKER, A. P., BAUN, A., LEDIN, A., CHRISTENSEN, T. H., 2002, "Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review", *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v.32, pp. 297-336.

KUO, W. C., PARKIN, G. F., 1996, “Characterization of soluble microbial products from anaerobic treatment by molecular weight distribution and nickel-chelating properties”, *Water Research*, v. 30, pp. 915-922.

KYLEFORS, K., ECKE, H., LAGERKVIST, A., 2003, “Accuracy of COD test for landfill leachates”, *Water, Air and Soil Pollution*, v. 146, pp. 153-169.

LASPIDOU, C. S., RITTMANN, B. E., 2002, “A unified theory for extracellular polymeric substances, soluble microbial products and active and inert biomass”, *Water Research*, v. 36, pp. 2711-2720.

LEITE, V. D., LUNA, M. L. D., BENTO, E. R., LOPES, W. S., SILVA, R. R. F., 2007, “Estudo do pH e nitrogênio amoniacal no processo de *stripping* de amônia”, *24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Belo Horizonte, MG, Brasil.

LI H. S., ZHOU S. Q., SUN Y. B., FENG P., LI J. D., 2009, “Advanced treatment of landfill leachate by a new combination process in a full scale plant”, *Journal of Hazardous Materials*, v. 172, pp. 408-415.

LI Z. J., ZHOU S. Q., QIU J. H., 2007, “Combined treatment of landfill leachate by biological and membrane technology”, *Environmental Engineering Science*, v. 24 , pp. 1245-1256.

LI, X. Z., Li, X. Z., ZHAO, Q. L., HAO, X. D., 1999, “Ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation”, *Waste Management*, v. 19, pp. 409-415.

LIN C. Y., CHANG F. Y., CHANG C. H., 2000, “Co-digestion of leachate with septage using a UASB reactor”, *Bioresource Technology*, v. 73, pp. 175–178.

MAHMOUD, A., FREIRE, R. S., 2007, “Métodos emergentes para aumentar a eficiência do ozônio no tratamento de águas contaminadas”, *Química Nova*, v. 30, n. 1, pp. 198-205.

MARAÑÓN, E., CASTRILLÓN, L., FERNÁNDEZ-NAVA, Y., FERNÁNDEZ-MENDES, A., FERNÁNDEZ-SÁNCHEZ, A., 2008, “Coagulation-flocculation as a pretreatment process at a landfill leachate nitrification-denitrification plant”, *Journal of Hazardous Materials*, v. 156, pp. 538-544.

MARQUES, A. C. M., 2001, *Compactação e Compressibilidade de Resíduos Sólidos Urbanos*. Tese D.Sc., EESC/USP, São Carlos, SP, Brasil.

MARTTINEN, S., KETTUNEN, R., SORMUNEN, K., SOIMASUO, R. E RINTALA, J., 2002, “Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates”, *Bioresource Technology*, v. 54, pp. 17-20.

MÁXIMO, V. A., 2007, *Tratamento por coagulação-floculação dos lixiviados do Aterro Sanitário da Região Metropolitana de Florianópolis*. Dissertação M.Sc., UFSC, Florianópolis, SC, Brasil.

MCBEAN E. A., ROVERS F. A., FARQUHAR G. J., 1995, *Solid waste landfill engineering and design*. Englewood Cliffs, New Jersey, EUA: Prentice-Hall PTR.

MEDEIROS, V. A., 2004, *Efeito da salinidade no processo de lodos ativados no tratamento de um efluente industrial complexo*. Dissertação M.SC., PEQ/COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

MENDES, M. R., ARAMAKI, T., HANAKI, K., 2003, “Assesment of the environmental impact of management measures for the biodegradable fraction of municipal solid waste in São Paulo city”, *Waste Management*, v. 23, pp. 403-409.

METCALF & EDDY INC, 1991, *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*, 3 ed. McGraw-Hill, New York.

MOFFETT, J. W., 1968, "The Chemical of High-Rate Water Treatment", *Journal AWWA*, v.11, pp.1255-1270.

MONJE-RAMIREZ, I., ORTA DE VELÁSQUEZ, M. T., 2004, "Removal and tranformation of recalcitrant organic matter from stabilized saline landfill leachates by coagulation-ozonation coupling process", *Water Research*, v. 38, pp. 2359-2367.

MORAIS, J. L., 2005, *Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário*. Tese D.Sc., UFP, Curitiba, PR, Brasil.

MORAVIA, W. G., 2007, *Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas*. Dissertação M.Sc., EE/UFGM, Belo Horizonte, MG, Brasil.

NTAMPOU X., ZOUBOULIS A. I., SAMARAS P., 2006, "Appropriate combination of physico-chemical methods (coagulation/flocculation and ozonation) for the efficient treatment of landfill leachates", *Chemosphere*, v. 62, pp. 722-730.

OLIVEIRA, L. B., ROSA, L. P., 2003, "Brazilian waste potential: energy, environmental, social and economic benefits", *Energy Policy*, v. 31, pp. 1481-1491.

OZTUK, I., ALTINBAS, M., KOYUNCU, I., ARIKAN, O., GOMEZ-YANGIN, C., 2003, "Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates". *Waste Magement*, v. 23, pp. 441-446.

PARKIN, G. F., MACCARTY P. L., 1981b, "Production of soluble organic nitrogen during activated sludge treatment", *Journal WPCF*, v. 53, pp. 99-112.

PI K. W., LI Z., WAN D. J., GAO L. X., 2009, "Pretreatment of municipal landfill leachate by a combined process", *Process Safety and Environmental Protection*, v. 87, pp. 191-196.

PIRES, J. C. de A., 2002, *Projeto de tratamento de chorume produzido no Aterro Metropolitano de Gramacho através de Wetland*, Dissertação M.Sc., UERJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

POHLAND, F.G., HARPER, S. R., 1986, *Critical review and summary of leachate and gas production from landfills*. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, U.S.A.

POVANELLI, G., 2001, *Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com turbidez elevada*. Dissertação de M.Sc., EESC/USP, São Carlos, SP, Brasil.

POZNYAK T., BAUTISTA G. L., CHAÍREZ I., CÓRDOVA R. I., RÍOS L.E., 2008, "Decomposition of toxic pollutants in landfill leachate by ozone after coagulation treatment", *Journal of Hazardous Materials*, v. 152, pp. 1108-1114.

RAMOS, S. I. P., 2004, *Sistematização técnico-organizacional de programas de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos em municípios do estado do Paraná*. Dissertação M.Sc., UFPR, Curitiba, PR, Brasil.

REICHERT, G. A., 1999, *A vermicompostagem aplicada ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário*. Dissertação M.Sc., IPH/PPERHSA/UFRGS, Porto Alegre, RS, Brasil.

REINHART, D. R., 1996, "Full-scale experiences with leachate recirculation landfills: case studies", *Waste Management & Research*, v. 14, pp 347-365.

REIS, J. L. R., 1999, *Estudo da biodegradabilidade do efluente da indústria de borracha sintética*. M.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

RENOU, S., GIVAUDAN, J. G., POULAIN, S., DIRASSOUYAN, F., MOULIN, P., 2008, “Landfill leachate treatment: review and opportunity”, *Journal of Hazardous Materials*, v. 150, pp. 468-493.

RENOU, S., POULAIN, S., GIVAUDAN, J. G. AND MOULIN, P., 2008, “Treatment process adapted to stabilized leachates: Lime precipitation–prefiltration–reverse osmosis”, *Journal of Membrane Science*, v. 313, pp. 9-22.

RESS, J. F., 1980, “The fate of carbon compounds in the landfill disposal of organic matter”, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, v. 30, pp. 161-175.

RITA, F., 2002, *Desempenho de um reator UASB em escala piloto para o tratamento anaeróbio de líquidos percolados de resíduos sólidos urbanos*. Dissertação M.Sc., EQCT/UFSC, Florianópolis, SC, Brasil.

RODRIGUES, F. S. F., 2004, *Aplicação da ozonização e do reativo de fenton como pré-tratamento de chorume com os objetivos da redução da toxicidade e do impacto no processo biológico*. Dissertação M.Sc., PEQ/COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

RODRIGUES, L. H. R., 2002, *Avaliação da sensibilidade de *Raphidocelis subcapitata* (*Chlorococcales*, *Chlorophyta*) ao sulfato de cobre e sulfato de zinco através de testes de toxicidade crônica e determinação da densidade algal por espectrofotometria*. Dissertação M.Sc., UFRGS, Porto Alegre, Brasil.

SÁ, L. F., 2008, *Evaporação natural do lixiviado do aterro da Muribeca através de um destilador solar*. Dissertação M.Sc., UFPE, Recife, PE.

SANTOS FILHO, D. F. dos, 1981, *Clarificação de águas e remoção de alguns elementos indesejáveis*, Tecnologia de Tratamento de Água, Nobel S. A., São Paulo.

SCHIMANKO, H., 2008, *Sistemas de tratamento do lixiviado de aterro sanitário*. Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Graduação em Engenharia Civil, UFSM, Santa Maria, RS, Brasil.

SILVA A. C., DEZOTTI M., SANT'ANNA JR. G. L., 2004, "Treatment and detoxication of a sanitary landfill leachate", *Chemosphere*, v. 55, pp. 207–214.

SILVA, A. C., 2002, *Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado*. Dissertação M.Sc., PEQ/COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

SILVEIRA, A. M. M., 2004, *Estudo do peso específico de resíduos sólidos urbanos*. Dissertação M.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

SISINNO, C. L. S., 2002, *Destino dos resíduos sólidos urbanos e industriais no estado do Rio de Janeiro: avaliação da toxicidade dos resíduos e suas implicações para o ambiente e para a saúde humana*. Tese D.Sc., Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz (ENSP/FOC), Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

SISINNO, C. L. S., MOREIRA, J. C., 1996, "Avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influencia do aterro controlado do Morro do céu, Niterói, Brasil". *Cad. Saúde Pública - Rio de Janeiro*, v. 12, pp. 515-523.

SLATER, C.S., AHLERT, R. C., UCHRIN, C. G., 1983, "Applications of reverse osmosis to complex industrial wastewater treatment", *Desalination*, v. 48, pp. 171-187.

SOUTO, G. D'A. B, 2009, *Lixiviado de aterros sanitários – estudo de remoção de nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar ("stripping)*. Tese D.Sc., EESC/USP, São Carlos, SP, Brasil.

SOUTO, G. D'A. B., POVINELLI J., 2007, Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil, *24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Belo Horizonte, MG, Brasil.

STROOT, P. G., MCMAHON, K. D., MACKIE, R.I., RASKIN, L., 2001a, “Anaerobic Condigestion of Municipal, Solid Waste and Biosolids Under Various Mixing Conditions – I. Digester Performance”, *Water Research*, v. 35, pp. 1804 – 1816.

TATSI, A. A., ZOUBOULIS, A. I., MATIS, K. A., SAMARAS, P., 2003, “Coagulation-flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates”, *Chemosphere*, v. 53, pp.737-744.

TIZAOUI C., BOUSELMI L., MANSOURI L., GHRABI A., 2007, “ Landfill leachate treatment with ozone and ozone/hydrogen peroxide systems”, *Journal of Hazardous Materials*, v. 140, pp. 316-324.

TSILOGEORGIS J., ZOUBOULIS A., SAMARAS P., ZAMBOULIS D., 2008, “Application of a membrane sequencing batch reactor for landfill leachate treatment”, *Desalination*, v. 221, pp. 483 - 493.

UYGUR A., KARGI F., 2004, “Biological nutrient removal from pre-treated landfill leachate in a sequencing batch reactor”, *Journal of Environmental Management*, v. 71, pp. 9–14.

VAN HAANDEL, A., MARAIS, G., 1999, *O Comportamento do Sistema de Lodos Ativados – Teoria e Aplicações para Projetos e Operação*. Campina Grande, Paraíba, Brasil.

VON SPERLING, M., 1996, *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*, v. 2-Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos, DESA, UFMG, Belo Horizonte, Brasil.

VON SPERLING, M., 2002, *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*, v. 4-Lodos Ativados, DESA, UFMG, Belo Horizonte, Brasil.

WEST, R. C., ASTLE, M. J., BEYER, W. H., 1985, *CRC Handbook of Chemistry and Physics (CRC Handbook)*, CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida.

WU, J. J., WU CHIH-CHAO, MA HONG-WEN, CHANG CHIA-CHI, 2004, “Treatment of landfill leachate by ozone-based advanced oxidation processes”, *Chemosphere*, v. 54, pp. 997-1003.

XU, Y. D., YUE, D. B., ZHU, Y., NIE, Y. F., 2006, “Fractionation of dissolved organic matter in mature landfill leachate and its recycling by ultrafiltration and evaporation combined processes”, *Chemosphere*, v. 64, pp. 903 - 911.

YANG Z. Q., ZHOU S. Q., 2008, “The biological treatment of landfill leachate using a simultaneous aerobic and anaerobic (SAA) bio-reactor system”, *Chemosphere*, v. 72, pp. 1751–1756.

ZDYBIEWSKA M. W., KULA B., 1991, “Removal of ammonia nitrogen by the precipitation method, on the example of some selected wastewaters”, *Water Science and Technology*, v. 24, pp. 229–234.

ZHANG T., DING L., REN H., 2009, “Pretreatment of ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation”, *Journal of Hazardous Materials*, v. 166, pp. 911-915.

ZOUBOULIS A. I., JUN W., KATSOYIANNIS I. A., 2003, “Removal of humic acids by flotation”, *Colloid Surf*, v. 231, pp. 181-193.

ANEXO

7.1 – Anexo I

Tabelas dos ensaios de coagulação/floculação.

Testes de coagulação/floculação usando FeCl ₃				
Ensaio	pH	[Coagulante] (mg/L)	[polieletrólito] (mg/L)	Polieletrólito
	7,6			
1	4,02	500	5	Catiônico
2	5,05	500	5	Catiônico
3	6,05	500	5	Catiônico
4	7,05	500	5	Catiônico
5	8,97	500	5	Catiônico
6	9,98	500	5	Catiônico
7	7,6	200	5	Catiônico
8	7,6	350	5	Catiônico
9	7,6	500	5	Catiônico
10	7,6	650	5	Catiônico
11	7,6	800	5	Catiônico
12	7,6	950	5	Catiônico
13	7,6	500	2	Catiônico
14	7,6	500	3,5	Catiônico
15	7,6	500	5	Catiônico
16	7,6	500	6,5	Catiônico
17	7,6	500	8	Catiônico
18	7,6	500	9,5	Catiônico
19	7,6	200	5	Catiônico
20	7,6	350	5	Catiônico
21	7,6	500	5	Catiônico
22	7,6	650	5	Catiônico
23	7,6	800	5	Catiônico
24	7,6	950	5	Catiônico

Testes de coagulação/floculação usando $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$				
Ensaio	pH	[Coagulante] (mg/L)	[polieletrólito] (mg/L)	Polieletrólito
	7,5			
1	4,02	500	5	Catiônico
2	5	500	5	Catiônico
3	6	500	5	Catiônico
4	7	500	5	Catiônico
5	9	500	5	Catiônico
6	9,99	500	5	Catiônico
7	7,5	200	5	Catiônico
8	7,5	350	5	Catiônico
9	7,5	500	5	Catiônico
10	7,5	650	5	Catiônico
11	7,5	800	5	Catiônico
12	7,5	950	5	Catiônico
13	7,5	500	2	Catiônico
14	7,5	500	3,5	Catiônico
15	7,5	500	5	Catiônico
16	7,5	500	6,5	Catiônico
17	7,5	500	8	Catiônico
18	7,5	500	9,5	Catiônico
19	7,5	500	2	Aniônico
20	7,5	500	3,5	Aniônico
21	7,5	500	5	Aniônico
22	7,5	500	6,5	Aniônico
23	7,5	500	8	Aniônico
24	7,5	500	9,5	Aniônico

Testes de coagulação/floculação usando Tanfloc SG				
Ensaio	pH	[Coagulante] (mg/L)	[polieletrólito] (mg/L)	Polieletrólito
	7,6			
1	4	500	5	Catiônico
2	5,02	500	5	Catiônico
3	6,05	500	5	Catiônico
4	7,02	500	5	Catiônico
5	9	500	5	Catiônico
6	10	500	5	Catiônico
7	5	100	5	Catiônico
8	5	250	5	Catiônico
9	5	400	5	Catiônico
10	5	550	5	Catiônico
11	5	700	5	Catiônico
12	5	850	5	Catiônico
13	5	500	2	Catiônico
14	5	500	3,5	Catiônico
15	5	500	5	Catiônico
16	5	500	6,5	Catiônico
17	5	500	8	Catiônico
18	5	500	9,5	Catiônico
19	5	500	2	Aniônico
20	5	500	3,5	Aniônico
21	5	500	5	Aniônico
22	5	500	6,5	Aniônico
23	5	500	8	Aniônico
24	5	500	9,5	Aniônico

Testes de coagulação/floculação usando Tanfloc SL

Ensaio	pH	[Coagulante] (mg/L)	[polieletrólito] (mg/L)	Polieletrólito
	7,6			
1	4	500	5	Catiônico
2	5,08	500	5	Catiônico
3	6	500	5	Catiônico
4	7,02	500	5	Catiônico
5	9	500	5	Catiônico
6	10	500	5	Catiônico
7	7	200	5	Catiônico
8	7	350	5	Catiônico
9	7	500	5	Catiônico
10	7	650	5	Catiônico
11	7	800	5	Catiônico
12	7	950	5	Catiônico
13	7	350	2	Catiônico
14	7	350	3,5	Catiônico
15	7	350	5	Catiônico
16	7	350	6,5	Catiônico
17	7	350	8	Catiônico
18	7	350	9,5	Catiônico
19	7	350	2	Aniônico
20	7	350	3,5	Aniônico
21	7	350	5	Aniônico
22	7	350	6,5	Aniônico
23	7	350	8	Aniônico
24	7	350	9,5	Aniônico

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)