

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ**  
**CENTRO DE TECNOLOGIA**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA URBANA**

**KEYLLA PEDROSO**

**AVALIAÇÃO DO TRATAMENTO DO LIXIVIADO DO ATERRO SANITÁRIO DE  
MARINGÁ, PARANÁ, POR PROCESSO DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO E  
OZONIZAÇÃO**

**Maringá**

**2012**

**KEYLLA PEDROSO**

**AVALIAÇÃO DO TRATAMENTO DO LIXIVIADO DO ATERRO SANITÁRIO DE  
MARINGÁ, PARANÁ, POR PROCESSO DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO E  
OZONIZAÇÃO**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Urbana da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Urbana.

Orientadora: Prof. Dr. Célia Regina Granhen Tavares

Maringá

2012

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)  
(Biblioteca Central - UEM, Maringá – PR., Brasil)

P372A      Pedroso, Keylla  
Avaliação do tratamento do lixiviado do aterro  
sanitário de Maringá, Paraná, por processo de  
coagulação/floculação e ozonização / Keylla Pedroso.  
-- Maringá, 2012.  
102 f. : il. col., figs., tabs., Apêndice +  
Anexo.

Orientador: Profa. Dra. Célia Regina Granhen  
Tavares.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de  
Maringá, Centro de Tecnologia, Departamento de  
Engenharia Civil, Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Urbana, 2012.

1. Lixiviado- Tratamento. 2. Aterro Sanitário -  
Maringá - Paraná. 3. Tratamento de efluente. 4.  
Ozonização - Tratamento de lixiviado. 5. Coagulante  
vegetal tanino - Tratamento de lixiviado. I.  
Tavares, Célia Regina Granhen, orient. II.  
Universidade Estadual de Maringá. Departamento de  
Engenharia Civil. Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Urbana. III. Título.

CDD 21.ed. 628.1662


MN-0000490

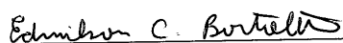
KEYLLA PEDROSO


AVALIAÇÃO DO TRATAMENTO DO LIXIVIADO DO ATERRO  
SANITÁRIO DE MARINGÁ, PARANÁ, POR PROCESSO DE  
COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO E OZONIZAÇÃO

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Maringá, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana, na área de concentração Infra-estrutura e Sistemas Urbanos, para obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 30 de março de 2012.

  
\_\_\_\_\_  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Maria Cristina Borba Braga  
Membro

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Edmilson Cesar Bortoletto  
Membro

  
\_\_\_\_\_  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Célia Regina Granhen Tavares  
Orientadora

## **AGRADECIMENTOS**

*À Deus por me encaminhar para mais uma conquista em minha vida.*

*A minha família pelo apoio, admiração e respeito ao meu trabalho.*

*A Professora Célia Tavares pela Orientação, paciência com meus erros e teimosia, e por cumprir sempre de forma dedicada o seu trabalho.*

*Ao Programa de Pós-Graduação de Engenharia Urbana por contribuir com excelentes profissionais para minha formação acadêmica, que juntamente com a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, concedeu a bolsa de demanda social para realização dessa pesquisa.*

*A Financiadora de Estudos e Projetos – FINEP, financiadora do projeto de estudo de lixiviado e aterro sanitário.*

*Ao Departamento de Engenharia Química por ceder o laboratório e os equipamentos e aos seus funcionários Elenice Tavares, Luis (Luisinho), Orivaldo e ao Guerra pela contribuição prestada durante a realização das análises.*

*Ao Prof. Vanderly Janeiro pela disponibilidade de tempo, compreensão e atenção no auxílio do planejamento estatístico do trabalho.*

*A HG Engenharia empresa responsável pelo gerenciamento do aterro sanitário de Maringá, PR que concedeu o lixiviado utilizado nesse estudo.*

*Ao COMCAP pela realização de análises de metais realizada de forma habilidosa e responsável pela Janaína e pelo Osvaldo.*

*A Prof. Dr. Maria Cristina Braga pela atenção, disponibilidade e contribuição com o trabalho.*

*A minha prima Arquiteta Daniele Martins Thomé no auxílio do planejamento e desenvolvimento dos desenhos inseridos nesse trabalho.*

*Aos meus amigos de trabalho pelo apoio, palavras e momentos que marcaram essa fase da minha vida. Ao Prof. Dr. Edmilson Bortoletto pela sua paciência, compreensão e ensinamento durante o projeto. Ao Paulo graduando de Engenharia Química pelo auxílio nas análises como aluno de iniciação científica e ao Edno e a Paula por iniciar a pesquisa com o lixiviado. Aos companheiros de laboratório Rosane, Marco, Rafa, Eliel, Juliana, Cristhian por fazerem das tardes rotineiras as mais divertidas.*

*Aos meus amigos Renata e Thiago pelo companheirismo durante a pesquisa, falhas e acertos, tristezas e alegrias e ao convívio.*

*Ao Fábio (Bt) pelo companheirismo, paciência e apoio durante esta fase da minha vida.*

*Aos meus amigos de moradia em Maringá que se tornaram minha segunda família durante a fase do mestrado e me apoiaram com o seu carinho, Gilselaine, Joenilson, Letícia, Michele, Paola e Vera.*

*E a todos aqueles que de maneira indireta contribuíram para a conclusão desse trabalho*

## RESUMO

Mesmo que um aterro sanitário seja uma obra projetada dentro dos parâmetros técnicos de engenharia, essa forma de disposição não é totalmente capaz de assegurar que não existam prejuízos para o ambiente e a saúde pública. Isso porque a disposição dos resíduos sólidos urbanos em aterros traz como consequência a formação de dois subprodutos, os gases e o lixiviado gerado. O lixiviado é um líquido escuro, altamente tóxico, de características particulares e composição variada, pois sua geração depende da decomposição anaeróbia dos resíduos aterrados e de vários fatores físicos, químicos e biológicos que ocorrem no aterro. O contato desse efluente com corpos d'água e solo pode trazer grandes consequências negativas, assim como ser uma potencial fonte de poluição. Sendo assim, a presente pesquisa objetivou caracterizar o lixiviado gerado pelo aterro sanitário de Maringá-PR e avaliar os processos de tratamento, individualizados e combinados, visando à melhoria da sua qualidade. O pré-tratamento por coagulação/floculação com tanfloc SG<sup>®</sup>, realizado com a finalidade de remover os sólidos suspensos e dissolvidos na massa líquida, apresentou eficiência na remoção da cor em até 59,97%, da turbidez de até 94,87% e de compostos absorvidos a 254 nm em até 31,69%. Os valores descritos foram obtidos quando os ensaios foram desenvolvidos com pH do lixiviado ajustado para 9 e com dosagens elevadas de coagulante (1100 e 1500 mg/L). O tratamento oxidativo com ozônio foi satisfatório quando testadas diferentes condições de lixiviado em tempos de reação de até 120 minutos. As melhores remoções foram encontradas para o lixiviado ozonizado que foi pré-tratado pelo processo de coagulação/floculação com Tanfloc SG<sup>®</sup>, alcançando remoções de cor em até 96,66%, de turbidez de 88,34%, de compostos absorvidos a 254 nm em 85,11% e de DQO de 89% o que confirma a eficiência da combinação do tratamento físico-químico com ozonização para o tratamento deste lixiviado.

Palavras-chave: lixiviado, coagulação-floculação, ozonização.

## ABSTRACT

Even if a sanitary landfill is a projected work within the technical parameters of engineering, this way of disposition is not totally capable to certify that there isn't damage for environment and health care system. It's because the disposition of urban solid waste in landfills brings as a consequence the formation of two sub products, gases and the leachate. The leachate is a dark liquid, highly toxic, of particular characteristic and diversified composition, because its generation depends on the anaerobic decomposition of buried waste and several physical, chemical and biological factors that occur in landfill. The contact of this effluent with water bodies and soil can bring great and negative consequences, as well as a potential form of pollution. So, this current survey's objective is to monitor the leachate of a sanitary landfill in Maringa-PR and evaluate treatment process, individualized and combined, aiming to improve its quality. The pre-coagulation/flocculation treatment with tanfloc SG<sup>®</sup>, accomplished in order to reduce the suspended solids and dissolved in liquid mass, presented good color removal up to 59,97% the turbidity up to 94,87% and absorbed compounds to 254nm up to 31,69%. Such values had been got when tests were developed with leachate pH adjusted to 9 and with elevated concentrations of coagulants (1100 and 1500 mg/L). The oxidative treatment with ozone was successful when tested different conditions of leachate in reaction times of 120 minutes. The best removals were found for ozonized leachate that was pre-treated for the coagulation/flocculation process with tanfloc SG\*, reaching color removal up to 96,66%, the turbidity of 88,34%, the absorbed compounds to 254nm up to 85,11% and DQO 89% what confirms the efficiency to match the chemical-physical treatment with ozonization to treat this leachate.

Keywords: leachate, coagulation-flocculation, ozonization.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Desenvolvimento de um aterro sanitário (a) escavação e instalação do liner, (b) disposição dos resíduos no aterro, e (c) encerramento do aterro.....	16
Figura 2 - Modelo didático simplificado de aterro sanitário .....	18
Figura 3 - Fluxo de água em um aterro sanitário.....	24
Figura 4 - Imagens da espécie <i>Acácia mearnsii</i> ou <i>Acácia negra</i> .....	30
Figura 5 - Esquema de uma “célula” do gerador de ozônio .....	35
Figura 6 - Localização do município de Maringá – PR.....	37
Figura 7 – Imagem da estrutura da área do aterro sanitário de Maringá-PR.....	40
Figura 8 – Imagem da disposição dos RSU na área do aterro sanitário .....	42
Figura 9 – Imagem dos drenos verticais de gás do aterro sanitário de Maringá-PR. ....	44
Figura 10 - Esquema adotado para procedimento experimental no tratamento do lixiviado ...	49
Figura 11 - Imagem do Coagulante Tanfloc SG® em pó e diluído .....	51
Figura 12 – Desenho do esquema utilizado no sistema de ozonização.....	54
Figura 13 - Coluna de ozonização (a) coluna (b) topo da coluna (c) entrada do gás ozônio (d) sistema de coleta.....	54
Figura 14 – (a) e (b) Imagem da estrutura do gerador de ozônio e (c) concentrador de oxigênio .....	55
Figura 15 – Imagem da coluna de ozonização preenchida com Lixiviado (a) coluna (b) pedras porosas (c) coleta das amostras .....	57
Figura 16 – Precipitação no aterro sanitário de Maringá-PR no período de estudo.....	63
Figura 17 - Gráfico de interação de médias para compostos absorvidos a UV-254 nm para o lixiviado da amostra 3 .....	69
Figura 18 - Gráfico de interação de médias para turbidez (NTU) para o lixiviado da amostra 3 .....	70
Figura 19 - Curva de produção de ozônio a partir da vazão de oxigênio fornecida ao sistema.....	73
Figura 20 – Imagem do reator com a espuma formada no reator de ozonização .....	75
Figura 21 - Variação da cor durante em função do tratamento por ozonização (a) amostra 1 (b) amostra 2 (c) amostra 3 .....	76
Figura 22 - Variação da cor do lixiviado.....	78

Figura 23 - Variação de turbidez durante o tratamento por ozonização (a) amostra 1 (b) amostra 2 (c) amostra 3 .....	80
Figura 24 - Variação da concentração de compostos absorvidos a 254 nm durante o processo de ozonização (a) amostra 1 (b) amostra 2 (c) amostra 3 .....	82
Figura 25 - Variação da concentração de DQO durante o tratamento por ozonização (a) amostra 1 (b) amostra 2 (c) amostra 3 .....	85

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Classificação do lixiviado de acordo com a idade do aterro .....	21
Tabela 2 - Íons encontrados nos lixiviados e suas possíveis fontes .....	21
Tabela 3 - Composição do lixiviado de aterros sanitários, valores em faixa .....	23
Tabela 4 - Condições operacionais dos processos de coagulação/floculação com coagulantes naturais e químicos .....	31
Tabela 5 - Processos oxidativos com ozônio utilizados no tratamento de lixiviado .....	34
Tabela 6 - Características específicas do coagulante Tanfloc SG® à base de tanino .....	52
Tabela 7 - Especificações técnicas do gerador de ozônio .....	55
Tabela 8- Características do lixiviado coletado no aterro sanitário de Maringá durante o período de caracterização .....	59
Tabela 9 - Características das amostras avaliadas nos ensaios de tratamento do lixiviado.....	64
Tabela 10 - Níveis adotados para pH e concentração de coagulante no ensaio de coagulação/floculação .....	64
Tabela 11 - Resumo da análise de variância do planejamento 3x4 para a amostra 1 de lixiviado.....	66
Tabela 12 - Resumo da análise de variância do planejamento 3x4 para a amostra 2 de lixiviado.....	67
Tabela 13 - Resumo da análise de variância do planejamento 3x4 para a amostra 3 de lixiviado.....	68
Tabela 14 - Melhores remoções alcançadas durante o processo de coagulação/floculação para as amostras de lixiviado estudadas .....	71
Tabela 15 - Características das amostras tratadas em maior escala pelo processo de coagulação/floculação .....	72
Tabela 16 - Relação da dosagem de ozônio produzida a partir da vazão de oxigênio .....	73
Tabela 17 - Resultado da cor obtida após 120 minutos do tratamento de ozonização -.....	78
Tabela 18 - Resultados de turbidez obtidos após o processo de ozonização em 120 minutos.	81
Tabela 19 - Resultados de compostos absorvidos a 254 nm obtidos após o processo de ozonização .....	83
Tabela 20 - Concentração de DQO após o processo de ozonização no período de 120 minutos .....	87

## SUMÁRIO

<b>CAPÍTULO I .....</b>	<b>14</b>
<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>14</b>
1.1 Objetivos .....	12
1.1.1 Objetivo Geral .....	12
1.1.2 Objetivos Específicos .....	12
<b>CAPÍTULO II.....</b>	<b>13</b>
<b>2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>13</b>
2.1 Resíduos Sólidos Urbanos (rsu).....	13
2.2 Disposição dos resíduos sólidos urbanos .....	14
2.2.1 Aterro Sanitário .....	15
2.2.1.1 Decomposição dos RSU em Aterros .....	17
2.2.1.2 Geração do Lixiviado .....	19
2.2.1.3 Composição do Lixiviado.....	19
2.2.1.4 Recirculação do lixiviado .....	26
2.3 Problemática ambiental e legislação .....	26
2.4 Tratamento de lixiviado .....	27
2.4.1 Técnicas de tratamento físico-químico .....	27
2.4.1.1 Coagulação-floculação .....	27
2.4.1.2 Coagulantes naturais.....	28
2.4.2 Processos Oxidativos Avançados.....	32
2.4.2.1 Ozonização .....	33
2.4.2.1.1 Características do Ozônio .....	34
2.4.2.1.2 Ozônio em solução .....	35
<b>CAPÍTULO III .....</b>	<b>37</b>
<b>3 IDENTIFICAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO .....</b>	<b>37</b>
3.1 Caracterização da área do aterro .....	38
3.1.1 Localização e estrutura do aterro sanitário.....	38
3.1.2 Disposição dos RSU.....	40
3.1.3 Impermeabilização do fundo .....	43
3.1.4 Sistema de drenagem de águas pluviais .....	43

3.1.5	Sistema de drenagem do lixiviado .....	43
3.1.6	Sistema de drenagem de gases .....	45
<b>CAPÍTULO IV.....</b>		<b>46</b>
<b>4</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>46</b>
4.1	Coleta e preservação das amostras do lixiviado .....	46
4.2	Caracterização do lixiviado.....	46
4.2.1	Potencial Hidrogeniônico (pH) .....	46
4.2.2	Cor aparente .....	47
4.2.3	Turbidez .....	47
4.2.4	Sólidos.....	47
4.2.5	Séries de nitrogênio (Nitrogênio amoniacal) .....	47
4.2.6	Demanda química de oxigênio (DQO).....	47
4.2.7	Demanda bioquímica de oxigênio (DBO <sub>5</sub> ) .....	48
4.2.8	Compostos absorvidos a 254 nm.....	48
4.2.9	Metais .....	48
4.3	Precipitação pluviométrica.....	48
4.4	Tratamento do lixiviado.....	49
4.4.1	Ensaio de coagulação/floculação com Tanfloc SG® .....	49
4.4.1.1	Ensaio de otimização do processo de coagulação/floculação com Tanfloc SG® ....	50
4.4.1.1.1	Solução coagulante de Tanfloc SG®.....	51
4.4.1.2	Pré-tratamento pelo processo de coagulação/floculação em maior escala.....	52
4.4.2	Tratamento por ozonização .....	53
4.4.2.1	Instalações e equipamentos .....	53
4.4.2.1.1	Calibração do gerador de ozônio .....	55
4.4.2.2	Metodologia do experimento de ozonização.....	56
<b>CAPÍTULO V .....</b>		<b>58</b>
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>58</b>
5.1	Caracterização do lixiviado do aterro sanitário de Maringá-PR.....	58
5.1.1	Precipitação pluviométrica.....	62
5.1.2	Tratamento do lixiviado .....	63
5.2	Tratamento de coagulação/floculação com tanfloc SG® .....	64
5.3	Tratamento por ozonização.....	72
5.3.1	Calibração do Gerador de Ozônio.....	72
5.3.1.1	Tratamento por Ozonização .....	73

5.3.1.1.1	Remoção de cor do lixiviado no processo de ozonização .....	75
5.3.1.1.2	Remoção de turbidez do lixiviado no processo de ozonização .....	78
5.3.1.1.3	Remoção de compostos absorvidos na radiação UV-254 nm pelo processo de ozonização .....	81
5.3.1.1.4	Remoção de DQO pelo processo de ozonização .....	83
5.3.1.1.5	Considerações sobre o tratamento de ozonização realizado .....	87
<b>6</b>	<b>CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES</b> .....	<b>88</b>
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>90</b>
	<b>APÊNDICE I</b> .....	<b>98</b>
	<b>ANEXO I - DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)</b> .....	<b>101</b>

## CAPÍTULO I

### 1 INTRODUÇÃO

O aterro sanitário vem sendo utilizado há muitos anos como uma das formas para solucionar os problemas da disposição dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) dos municípios. No entanto, mesmo dentro dos critérios ambientais, o aterro não encerra as atividades poluidoras e contaminantes que os resíduos podem ocasionar, como exemplo destaca-se a formação de um subproduto denominado chorume ou lixiviado.

O lixiviado é um líquido escuro, de mau cheiro que é originado da decomposição dos RSU, cujas características dependem de diversos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no aterro. A sua composição variada e o alto grau contaminante fazem com que a busca de alternativas para o tratamento desse efluente se torne cada vez maior. Nesse âmbito, diversas tecnologias vêm sendo testadas a fim de que se possa encontrar a melhor forma de tratamento para esse tipo de efluente.

O método físico-químico baseado na coagulação/floculação tem como objetivo principal remover os sólidos presentes nos efluentes. Devido sua ampla escala e aos menores custos operacionais, têm sido frequentemente estudado nos processos de tratamento de águas residuárias e também para o lixiviado de aterro sanitário. De acordo com Vaz (2009) o mecanismo de coagulação/floculação é sensível a diversos fatores, a citar: tipo e dosagem de coagulante, pH do efluente, natureza das substâncias que conferem cor e turbidez, entre outros.

O tipo e a dosagem ideal da quantidade de coagulante são definidos em função principalmente da viabilidade econômica e características do efluente. Por esse motivo, ensaios de coagulação, em escala de bancada, são extensivamente usados para determinar as dosagens químicas ótimas no tratamento.

O lixiviado gerado nos aterros apresenta como característica marcante, a sua difícil degradação e um elevado potencial contaminante para o ambiente e para a saúde pública. Em muitos casos, uma só alternativa de tratamento para esse tipo de efluente não se mostra eficaz. Com isso, busca-se a interação de várias tecnologias que apresentem resultados positivos no seu tratamento.

A escolha dos processos oxidativos avançados têm recebido destaque no tratamento de efluentes à medida que, os processos convencionais, como os biológicos, não tem se mostrado satisfatórios para alguns tipos de efluentes que apresentam compostos de difícil degradação, como é o caso dos lixiviados gerados nos aterros sanitários.

Acredita-se que a aplicação desse método, quando utilizado para o tratamento do lixiviado, associado ou não com processos convencionais, como a coagulação/floculação, pode ser uma alternativa eficaz no tratamento desse efluente de grande complexidade.

## **1.1 Objetivos**

### **1.1.1 Objetivo Geral**

O objetivo principal do presente trabalho foi monitorar o lixiviado gerado no aterro sanitário de Maringá-PR e avaliar os processos de tratamento, individualizados e combinados, visando à melhoria da sua qualidade.

### **1.1.2 Objetivos Específicos**

Para alcançar o objetivo principal, os seguintes objetivos específicos foram definidos:

- Determinar as características físicas e químicas do lixiviado gerado no aterro sanitário de Maringá – PR;
- Avaliar a tratabilidade do lixiviado com o uso do coagulante natural do tipo tanino Tanfloc SG®;
- Avaliar o uso potencial do processo oxidativo avançado de ozonização na tratabilidade do lixiviado avaliando diferentes composições de lixiviado encontradas no aterro sanitário de Maringá-PR.

A inovação do presente trabalho está na avaliação da potencialidade de utilização de processos avançados de tratamento, de forma individual ou em combinação com processo físico-químico, em lixiviado novo, gerado em um aterro que opera a pouco menos que dois anos, sendo que nenhum estudo científico foi realizado com o seu lixiviado.



## **CAPÍTULO II**

### **2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

#### **2.1 Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)**

De acordo com a classificação dos resíduos sólidos estabelecida pela NBR 10004/2004, os resíduos sólidos urbanos podem ser enquadrados como aqueles que pertencem ao grupo dos resíduos perigosos e não inertes (classe II A), pois podem apresentar características de biodegradabilidade, combustibilidade e solubilidade.

Após 20 anos tramitando no Congresso Nacional, a nova lei ordena no âmbito nacional a legislação sobre os resíduos sólidos, no qual se enquadram os resíduos sólidos urbanos (RSU). A atual Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei 12.305/2010 classifica como resíduos sólidos urbanos os resíduos domiciliares e de limpeza pública, como os originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana. De uma maneira mais abrangente, pode-se dizer que os RSU podem ser mencionados como aqueles provenientes do sistema de limpeza urbana.

Dentre as novas diretrizes trazidas pela nova Lei 12.305/2010, define-se a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos com a finalidade de reduzir o volume de resíduos gerados e dos impactos causados a saúde humana e a qualidade ambiental.

Dentro do contexto de responsabilidade compartilhada, os resíduos sólidos urbanos podem ser gerenciados de maneira integrada, de modo que, a responsabilidade e a gestão devem ocorrer de forma estratégica, com participação da população que pode minimizar os resíduos gerados, pela tomada de decisões da ação pública, e da iniciativa privada, que tem por obrigação obedecer as leis vigentes dando um destino final adequado para seus resíduos gerados.

De acordo com Braga e Ramos (2006) a otimização da estratégia do gerenciamento integrado para uma região, requer o conhecimento das alternativas e tecnologias disponíveis de gerenciamento dos resíduos, custos econômicos e ambientais associados a essas alternativas e sua aplicabilidade para uma região específica, sendo importante que o administrador tenha como base um planejamento regional otimizado de gerenciamento para atingir metas pré-estabelecidas.

Atualmente, no município de Maringá-PR, a gestão de resíduos sólidos e a execução dos serviços operacionais são de responsabilidade da Secretaria Municipal de Serviços Públicos, porém a disposição final dos resíduos coletados está sendo realizada em um aterro privado (MORAES, 2011). A pouco mais de um ano, o município em estudo, dispõe de uma lei que obriga os estabelecimentos geradores de mais que 50 kg/dia de resíduos a contratarem empresas particulares para fazer a coleta dos resíduos sólidos gerados, assim como responsabiliza os mesmos a darem um destino final para os seus resíduos.

A composição dos resíduos sólidos domiciliares varia muito, principalmente em função dos hábitos culturais, sociais e da situação econômica do aglomerado populacional (FERREIRA, 2010; ALMEIDA, 2009). Com relação à composição dos RSU sabe-se que a maior fração disposta em aterros é de matéria orgânica, acompanhada de grande quantidade de resíduos que poderiam ser conduzidos para reciclagem, como plásticos, papéis, metais etc. Vale ressaltar que o município em estudo não possui um sistema de coleta seletiva e que diariamente existe uma grande variação da massa heterogênea de resíduos a ser aterrado, o que influencia diretamente na variação da composição do lixiviado, fazendo com que o mesmo contenha inúmeros compostos de difícil degradação.

## **2.2 Disposição dos Resíduos Sólidos Urbanos**

A Política Nacional de Resíduos Sólidos Lei nº 12.305/2010 preconiza que, uma disposição final ambientalmente adequada é aquela que realiza a distribuição ordenada de rejeitos em aterros, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais diversos.

O processo de seleção de áreas para disposição final de resíduos sólidos é regulado pelo órgão ambiental estadual, o qual estabelece critérios técnicos a serem utilizados para este fim. Esses critérios são normalmente dirigidos para a avaliação de questões como: legislação de uso do solo, distâncias de cursos d'água, de manchas urbanas e de rodovias, profundidade das águas subterrâneas, declividade do terreno, tempo de utilização do aterro (vida útil) e seus usos futuros (ANDREOLI, 2001). A Lei Estadual nº 12493/1999 regulamentada pelo decreto nº 6674/2002 estabelece princípios, normas e critérios referentes à geração, acondicionamento, coleta, transporte, tratamento e destinação final dos resíduos sólidos no Estado do Paraná, visando ao controle da poluição, da contaminação e a minimização de seus impactos ambientais e adota outras providências.

No Estado do Paraná a Resolução Conjunta nº001/2006 da SEMA/IAP/SUDERHSA estabelece requisitos, critérios técnicos e procedimentos para a

impermeabilização de áreas destinadas a implantação de aterros sanitários, visando à proteção e a conservação do solo e das águas subterrâneas.

Atualmente, mais que a metade dos municípios brasileiros não possui como local de disposição um aterro sanitário dentro dos critérios de engenharia, ou ainda, utilizam-se de aterros controlados, ou até mesmo de estruturas denominadas de lixões a céu aberto. A Associação Brasileira de Resíduos Sólidos e Limpeza Pública - ABLP (2010) relata a recente Pesquisa Nacional de Saneamento Básico de 2010, comprovando que os lixões ainda estão presentes em 50,8% dos 5.565 municípios brasileiros, sendo esta uma forma de disposição propícia a acarretar agravantes problemas ambientais, além de trazer riscos para a saúde pública.

Para minimizar os impactos negativos causados pela disposição dos RSU em aterros sanitários, faz-se necessário respeitar os critérios de engenharia estabelecidos em normas vigentes, levando em consideração que a execução e a operação dos aterros devem ocorrer de forma planejada e adequada. Um fator importante a ser considerado nesse estudo é o lixiviado gerado no aterro, sendo um efluente de grande complexidade, e que quando não coletado e encaminhado para tratamento, pode contaminar solos, corpos d'água além de causar potenciais riscos para o ambiente.

### **2.2.1 Aterro Sanitário**

Segundo a NBR 8419/1992 o aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos pode ser considerado como:

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

A estrutura de um aterro, também referenciada na norma NBR 8419/1992, envolve todos os requisitos operacionais, que vão desde as medidas adotadas no projeto de construção, assim como a impermeabilização do solo, o sistema de drenagem de gases e lixiviado, o material de cobertura dos resíduos dispostos, entre outros fatores de manutenção, como o paisagismo do local. O desenho dessa estrutura pode ser observado na Figura 1.

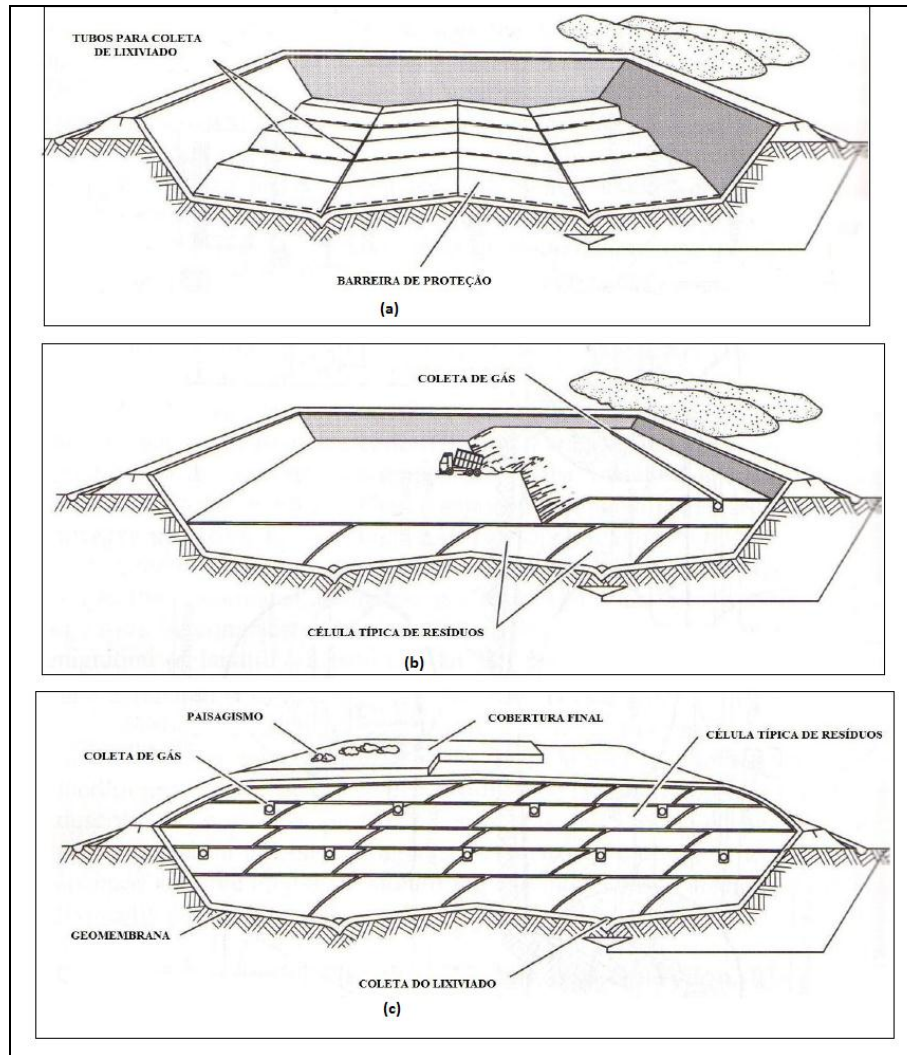


Figura 1 - Desenvolvimento de um aterro sanitário (a) escavação e instalação do liner, (b) disposição dos resíduos no aterro, e (c) encerramento do aterro  
 Fonte: Tchobanoglous, Theisen e Vigiel (1993)

Um aterro de resíduos sólidos pode ser considerado como um reator biológico no qual as principais entradas são os resíduos e a água, e as principais saídas são os gases e o lixiviado (BORBA, 2006; MÁXIMO, 2007). Para Kulikowska e Klimiuk (2008) os aterros sanitários se comportam como reatores anaeróbios de grande escala.

Segundo Moraes (2004) se as técnicas de impermeabilização, drenagem e contenção não forem aplicadas adequadamente nas células do aterro, ou se por motivo accidental ou planejamento inadequado do aterro, o lixiviado in natura alcançar as águas subterrâneas ou superficiais, o que não é incomum em boa parte dos aterros no Brasil, pode-se ter serias conseqüências de caráter sanitário e ambiental.

Como o lixiviado percola através de subcamadas da base do aterro, muitos dos componentes químicos e biológicos contidos originariamente podem ser removidos pela ação

de filtração e adsorção do subsolo. Em geral a eficiência desse processo depende das características do solo, especialmente se for argiloso. Contudo, em função dos riscos envolvidos na possibilidade da movimentação do chorume para o lençol subterrâneo, devem ser empregadas práticas adequadas para evitá-la (HAMADA, 1997).

O gás do aterro, mistura entre o biogás gerado na decomposição anaeróbia dos resíduos sólidos e dos compostos voláteis liberados pelos mesmos, deve ser drenado por meio de tubulações adequadas e encaminhado para queima ou eventual aproveitamento energético. O lixiviado, porém, é um problema mais complexo (SOUTO, 2009).

### **2.2.1.1 Decomposição dos RSU em Aterros**

As comunidades microbianas presentes em sistemas de disposição final de RSU incluem bactérias hidrolíticas e fermentativas, acidogênicas, acetogênicas e *archeas* metanogênicas, além de bactérias redutoras de sulfato e protozoários. Consórcios microbianos presentes em sistemas anaeróbios de aterramento de resíduos são responsáveis pela degradação (MÁXIMO, 2007; CHERNICHARO, 1997).

Em um aterro os resíduos vão sendo depositados ao longo do tempo, e os processos de decomposição os afetam de forma diferente, conforme a fase em que se encontram. Resíduos novos apresentam maior potencial de geração de metano do que resíduos antigos que, em condições de umidade adequada, já passaram pelos processos de biodegradação (BORBA, 2006).

No intuito de compreender o funcionamento de um aterro sanitário, Souto (2009) determinou um modelo didático simplificado para exemplificar o funcionamento de um aterro. Segundo o autor, considera-se o aterro como um grande reator cujas paredes são impermeáveis, mas o topo permanece aberto, permitindo a entrada de água da chuva. Há uma tubulação de drenagem no fundo, instalada em meio a um leito de brita, simulando os sistemas convencionais de drenagem dos aterros sanitários. Um dreno de gás é instalado no centro. Os drenos de gás e de lixiviado propositalmente não se tocam, para que não se possa ter passagem de ar entre um e outro, o que na prática acontece, mas é desprezível. O preenchimento do aterro ocorre de forma contínua, como se fossem “incrementos diferenciais de massa”. O desenho da estrutura descrita pode ser visualizado na Figura 2.

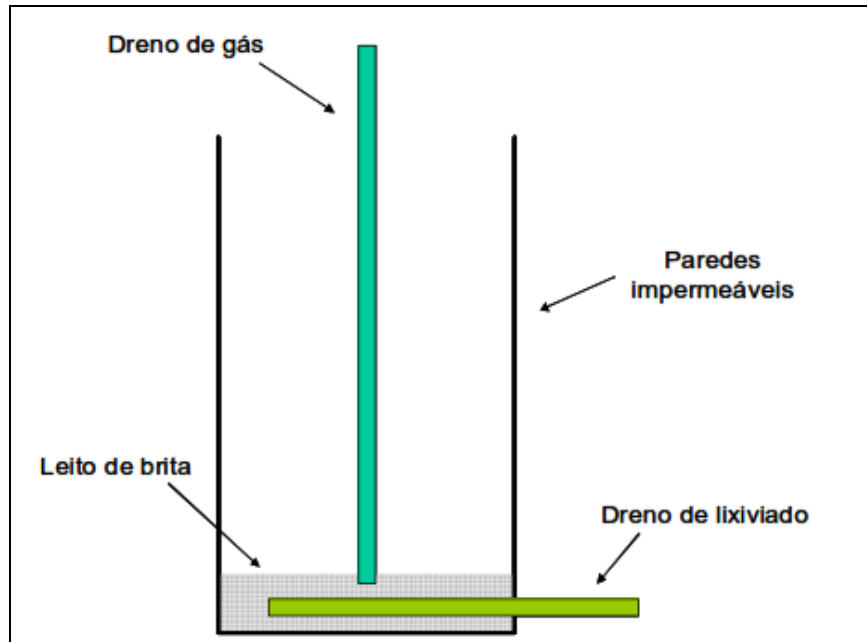


Figura 2 - Modelo didático simplificado de aterro sanitário  
Fonte: Souto (2009)

A degradação inicial dos resíduos por microrganismos permite a transformação dos compostos complexos em subprodutos menos complexos. Tais compostos irão ser novamente quebrados por outros grupos de microrganismos presentes na massa de lixo até a formação final de  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{O}$ . Esta transformação de compostos complexos a compostos simples permite a redução da massa de lixo. Entretanto, estes mecanismos bem como aspectos relacionados à biodegradação não estão totalmente entendidos e novos estudos estão sendo realizados (MONTEIRO *et al.*, 2006).

A taxa global de decomposição dos materiais orgânicos depende das suas características e em grande parte do teor de umidade dos resíduos. A celulose é um dos principais constituintes dos resíduos orgânicos, tais como papel, trapos, cordas, palha e tecidos. Com a exceção dos plásticos, os principais compostos orgânicos encontrados nos resíduos são as proteínas, carboidratos e gorduras, que estão associados à geração da quantidade limitada de sais. Existe uma grande variação de plásticos que podem ser encontrados em resíduos sólidos, de maneira que, torna-se impossível citar uma pequena lista desses compostos (TCHOBANOGLOUS, 1977).

Os principais produtos finais da decomposição anaeróbia são ácidos orgânicos voláteis, e diversos gases como dióxido de carbono, metano, nitrogênio, hidrogênio e sulfeto de hidrogênio. Em condições normais, a taxa de decomposição medida pela produção de gás, é atingida no período de 2 anos, continuando em muitos casos por períodos de até 25 anos (TCHOBANOGLOUS, 1977).

### 2.2.1.2 Geração do Lixiviado

O chorume é o nome tradicionalmente dado ao que hoje, no meio técnico brasileiro, se denomina lixiviado de aterro sanitário (SOUTO, 2009). A NBR 8419/1992 que utiliza o termo *sumeiro* ou *chorume* para lixiviado, define o mesmo como:

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

O lixiviado é originado a partir da degradação dos resíduos e da percolação da água da chuva no lixo, a qual dissolve os compostos orgânicos e inorgânicos. A decomposição biológica do lixo governará a produção de gás e a composição do lixiviado, que dependerão, fundamentalmente, da qualidade do resíduo disposto e da fase em que o processo se encontra (RODRIGUES, 2004).

Na maioria dos aterros a parte líquida do lixiviado é composta pelo líquido produzido na decomposição dos resíduos e pelo líquido que entrou no aterro a partir de fontes externas, tais como a drenagem superficial e a precipitação (TCHOBANOGLIOUS, 1977).

De forma simplificada, pode-se dizer que o volume de lixiviado a ser drenado depende, principalmente, da precipitação na área do aterro, do escoamento superficial da água de chuva em função da declividade e do tipo de cobertura da superfície do aterro, da evapotranspiração local, da capacidade de retenção de água do lixo e do material de cobertura (sendo esses quatro últimos função do projeto e operação do aterro). Regiões com alta pluviosidade têm tendência a produzir maior volume de lixiviado. Argilas compactadas sobre as células de lixo favorecem a diminuição de percolação de água e, conseqüentemente, do volume de lixiviado (RODRIGUES, 2004).

### 2.2.1.3 Composição do Lixiviado

A composição do lixiviado varia em função do tipo de solo utilizado como cobertura dos resíduos, do tipo de lixo depositado, das condições climáticas, da época do ano, da hidrologia, do grau de degradação dos resíduos e da idade do aterro.

Devido à grande complexidade do lixiviado, sua composição global é mais frequentemente determinada por meio de análises físico-químicas e biológicas, com destaque para os seguintes parâmetros; pH, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Carbono Orgânico

Total (COT), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5</sub>), Nitrogênio Kjeldhal Total (NKT), Nitrogênio Amoniacal (N-NH<sub>3</sub>), alcalinidade e toxicidade (KJELDSEN *et al.*, 2002; MORAIS, 2005; RENO *et al.*, 2008).

De acordo com Kjeldsein *et al.* (2002) os poluentes presentes nos lixiviados de aterros de resíduos sólidos urbanos podem ser divididos em quatro grupos:

- Matéria orgânica dissolvida, quantificado como Demanda Química de Oxigênio (DQO) ou Carbono Orgânico Total (COT), ácidos graxos voláteis (que se acumulam durante a fase ácida do processo de estabilização de resíduos, e compostos mais refratários, tais como compostos fúlvicos e húmicos;
- Macrocomponentes inorgânicos: cálcio (Ca<sup>2+</sup>), magnésio (Mg<sup>2+</sup>), sódio (Na<sup>+</sup>), potássio, de amônio (K<sup>+</sup>), (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), Ferro (Fe<sup>2+</sup>), manganês (Mn<sup>2+</sup>), cloreto (Cl<sup>-</sup>), sulfato (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) e hidrogênio carbonato (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>).
- Metais pesados: cádmio (Cd<sup>2+</sup>), cromo (Cr<sup>3+</sup>), cobre (Cu<sup>2+</sup>), chumbo (Pb<sup>2+</sup>), níquel (Ni<sup>2+</sup>) e zinco (Zn<sup>2+</sup>).
- Compostos orgânicos xenobióticos (XOCs) provenientes de uso doméstico ou industrial de produtos químicos, e presentes em concentrações relativamente baixas (geralmente menos de 1 mg/L de compostos individuais). Esses compostos incluem, entre outros, uma variedade de hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, alifáticos clorados, pesticidas e plásticos.

De acordo com estudo realizado por Tchobanoglous *et al.* (1993) a qualidade do lixiviado pode variar de acordo com as fases de degradação que se encontra a massa de resíduos biodegradáveis. Já para Renou *et al.* (2008) três tipos de lixiviado podem ser definidos de acordo com a idade do aterro. A classificação pode ser visualizada na Tabela 1.



Tabela 1- Classificação do lixiviado de acordo com a idade do aterro

	Novo	Intermediário	Velho
Idade (anos)	<5	5 – 10	>10
pH	6.5	6.5 – 7.5	>7.5
DQO (mg.L-1)	>10000	4000 – 10000	<4000
DBO5/DQO	>0,3	0,1 – 0,3	<0,1
Compostos orgânicos	80% ácidos graxos voláteis	5 – 30% ácidos graxos voláteis e ácidos fúlvicos	ácidos húmicos e fúlvicos
Metais pesados	Baixo – médio	-	Baixo
Biodegradabilidade	Alta	Média	Baixa

Fonte: Renou *et al.* (2008)

De acordo com D’Almeida e Vilhena (2000) existem vários tipos de íons que podem ser arrastados pelo líquido que percola a massa de lixo. Esses íons e suas possíveis fontes estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Íons encontrados nos lixiviados e suas possíveis fontes

<b>Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup></b>	-Material orgânico, entulhos de construção e cascas de ovos
<b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, CO<sub>3</sub><sup>2-</sup></b>	-Material orgânico
<b>Cu<sup>2+</sup>, Fe<sup>2+</sup>, Sn<sup>2+</sup></b>	-Material eletrônico, latas e tampas de garrafas
<b>Hg<sup>2+</sup>, Mn<sup>2+</sup></b>	-Pilhas comuns e alcalinas e lâmpadas fluorescentes
<b>Ni<sup>2+</sup>, Cd<sup>2+</sup>, Pb<sup>2+</sup></b>	-Baterias recarregáveis (celular, telefone sem fio e automóveis)
<b>Al<sup>3+</sup></b>	-Latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos e embalagens laminadas em geral
<b>Cl<sup>-</sup>, Br<sup>-</sup>, Ag<sup>+</sup></b>	-Tubos de PVC, negativos de filmes e raio X
<b>As<sup>3+</sup>, Sb<sup>3+</sup>, Cr<sup>x+</sup></b>	-Embalagens de tintas, vernizes e solventes orgânicos

Fonte: D’Almeida e Vilhena (2000)

Segundo Martin Neto *et al.* (1996) e Silva Filho e Silva (2004), citado por Nagashima (2009) o lixiviado de aterro conta ainda com a presença de substâncias húmicas, sendo compostos de elevada massa molecular que podem ser divididas em três frações químicas principais: ácidos húmicos (a), ácidos fúlvicos (b) e huminas (c).

a) ácido húmico – fração escura solúvel em meio alcalino, precipitando-se em forma de produto escuro e amorfo em meio ácido. Quimicamente são muito complexos, formados por polímeros de compostos aromáticos e alifáticos com elevado peso molecular e grande capacidade de troca catiônica. Combina-se com elementos metálicos formando humatos, que podem precipitar ou permanecer em dispersão coloidal.

b) ácido fúlvico – fração colorida que se mantém solúvel em meio alcalino ou em meio ácido diluído. Quimicamente é constituída, sobretudo, por polissacarídeos, aminoácidos e compostos fenólicos. Apresentam alto conteúdo de grupos carboxílicos e seu peso molecular relativamente baixo.

c) humina – fração insolúvel em meio alcalino ou em meio ácido diluído e apresenta reduzida capacidade de reação.

Os tipos, quantidades e taxas de produção de contaminantes do lixiviado de aterros sanitários são influenciadas por vários fatores, incluindo tipo e composição dos resíduos, densidade, seqüência de disposição, profundidade, umidade, temperatura, tempo e pré-tratamento. A quantificação mais precisa desses parâmetros e seus impactos são complexos, devido à heterogeneidade dos resíduos encontrados nos aterros. Os mecanismos e o alcance desses contaminantes liberados, assim como suas concentrações, não são de fácil previsão. Portanto, é de extrema importância a aquisição e análise de dados de diferentes aterros, para que tais experiências possam ser aplicadas a novas situações (HAMADA *et al.* 2007). A variabilidade da composição de diferentes lixiviados, segundo Christensen *et al.* (2001) pode ser observada na Tabela 3.

Além dos parâmetros citados, a precipitação pluviométrica além de exercer uma influência significativa no volume de lixiviado gerado em aterros sanitários, decorrente de sua infiltração na massa de sólidos, também é a responsável pela formação composicional do mesmo.

A infiltração da precipitação através do solo é um processo natural, e faz parte do ciclo de recarga do lençol freático; a percolação é a infiltração de água através dos resíduos sólidos, carreando com ela, as substâncias solúveis suspensas no mesmo; e a lixiviação é a operação que separa certas substâncias, contidas nos resíduos sólidos, por meio de lavagem ou de percolação. Os resíduos sólidos, inicialmente agem como uma esponja e simplesmente absorvem a água; entretanto, o material atinge um teor de umidade conhecido como capacidade de retenção. Qualquer acréscimo de água adicional resulta na percolação de igual quantidade da massa (OLIVEIRA, 2000).

Tabela 3 - Composição do lixiviado de aterros sanitários, valores em faixa

Parâmetros	Faixa
pH	4,5 – 9,0
Condutividade específica ( $\mu\text{.cm}^{-1}$ )	2.500 – 35.000
Sólidos totais ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	2.000 – 60.000
Matéria Orgânica ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	
Carbono Orgânico Total	30 – 29.000
Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO <sub>5</sub>	20 – 57.000
Demanda Química de Oxigênio – DQO	140 – 152.000
Nitrogênio Orgânico	14 – 2.500
Macro-componentes inorgânicos ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	
Fósforo total	0,1 – 23
Cloretos	150 – 4.500
Sulfatos	8 – 7.750
Carbonato de cálcio	610 – 7.320
Na	70 – 7.700
K	50 – 3.700
Nitrogênio amoniacal	50 – 2.200
Ca	10 – 7.200
Mg	30 – 15.000
Fe	3 – 5.500
Mn	0,03 – 1.400
Elementos traços inorgânicos ( $\mu\text{g/L}$ )	
Arsênio	$10^{-3} - 1$
Cádmio	$10^{-3} - 4.10^{-1}$
Cromo	$2.10^{-2} - 1,5$
Cobalto	$5.10^{-3} - 1,5$
Cobre	$5.10^{-3} - 10$
Chumbo	$10^{-3} - 5$
Mercúrio	$5.10^{-5} - 1,6.10^{-1}$
Níquel	$1,5.10^{-2} - 13$
Zinco	$3.10^{-2} - 10^3$

Fonte: Christensen *et al.* (2001)

De acordo com Hamada (1997) a quantidade de água em um aterro depende do balanço de massa que ocorre em uma célula no aterro, sendo que as principais fontes correspondem a: (a) água que entra pela face superior; (b) à umidade presente no lixo doméstico; e (c) à umidade de lodo, se adicionado. As principais saídas são: (a) água que deixa o aterro como gases formados (água usada na formação dos gases); (b) vapor de água saturado como um dos componentes dos gases do aterro; e (c) como lixiviado.

Segundo o autor, a água que entra pela face superior corresponde à parcela que resulta da percolação através da camada de cobertura. Uma das dificuldades para determinar essa parcela reside na determinação da quantidade que efetivamente percola pela camada de cobertura, a partir do escoamento superficial. A água que entra como parte do lixo doméstico

é caracterizado pela umidade própria e pela umidade absorvida da atmosfera ou pela chuva. Em climas secos, parte da umidade característica do lixo se perde, dependendo das condições de armazenamento. A determinação mais precisa da umidade requer a condução de uma série de testes específicos durante diferentes períodos que abrangem climas secos e úmidos.

Já a água que entra com o material de cobertura depende do tipo deste e da estação do ano (sazonalidade). A quantidade máxima de água, neste caso, pode ser determinada pela capacidade campo do material, que correspondem a valores entre 6 e 12% para a areia e 23 a 31% para a argila. A água que sai pela face inferior corresponde ao lixiviado. A Figura 3 representa o fluxo de água que ocorre em um aterro sanitário.

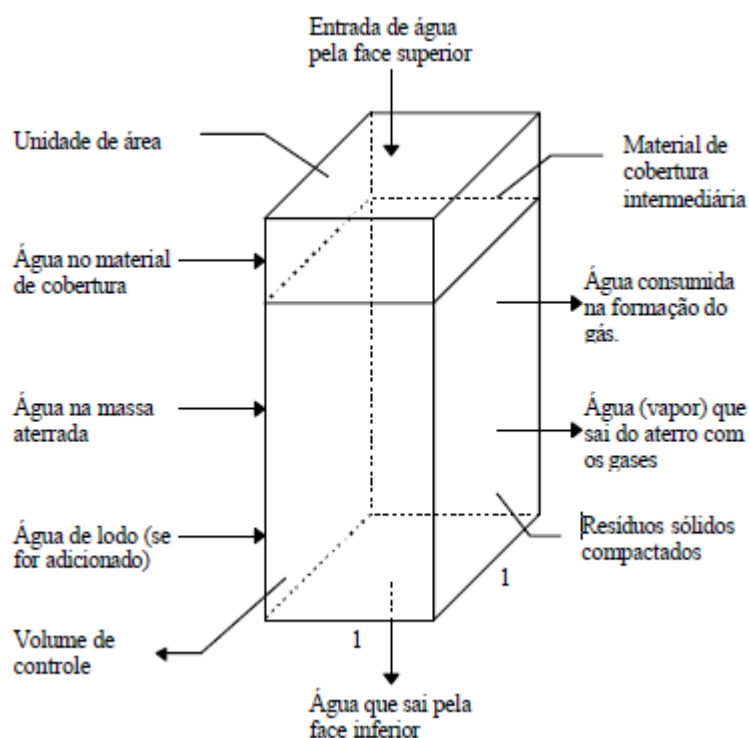


Figura 3 - Fluxo de água em um aterro sanitário  
Fonte: Fenn *et al.*(1975) *apud* Hamada (1997)

Em relação à infiltração de água, quanto mais compactados estiverem os resíduos, menos água percolará. Além disso, dado que a água infiltra na superfície das células, quanto maior a superfície da célula, maior o volume de água infiltrado, portanto, aterros mais baixos tendem a gerar mais lixiviado que aterros de mesmo volume, no entanto mais altos (PASQUALINI, 2010).

A seguir são apresentados alguns dos principais parâmetros para a caracterização de lixiviados de aterros sanitários, bem como a que fatores os mesmos são associados.

- **Cor aparente**

De acordo com Von Sperling (2005) a cor está associada à presença de sólidos dissolvidos. Também pode estar relacionada com a presença de matéria orgânica e substâncias húmicas que promovem cor ao efluente.

- **Turbidez**

A turbidez representa o grau de interferência com a passagem de luz através da água, conferindo uma aparência turva a mesma, devido à presença de sólidos em suspensão (VON SPERLING, 2005).

- **Potencial Hidrogeniônico (pH)**

O potencial hidrogeniônico representa a concentração de íons hidrogênio  $H^+$  (em escala antilogarítmica), dando uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água (VON SPERLING, 2005). Esse é um parâmetro essencial a ser monitorado, visto que seu controle influencia diretamente nos mecanismos de reação que ocorrem na massa de lixiviado.

- **Séries de nitrogênio**

Dentro do ciclo do nitrogênio na biosfera, este se alterna entre várias formas e estados de oxidação. No meio aquático, o nitrogênio pode ser encontrado nas seguintes formas: nitrogênio molecular ( $N_2$ ), escapando para a atmosfera, nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão), amônia (livre  $NH_3$  e ionizada  $NH_4^+$ ), nitrito ( $NO_2^-$ ) e nitrato ( $NO_3^-$ ) (VON SPERLING, 2005).

O lixiviado de aterro também contém altas concentrações de nitrogênio amoniacal que, se for descartado sem tratamento, poderá agravar o fenômeno de eutrofização (excesso de nutrientes no corpo d'água, que estimula o crescimento excessivo de algas e conduz todo ecossistema aquático ao desequilíbrio).

- **Metais**

A expressão “metal pesado” é comumente utilizada para designar metais classificados como poluentes, englobando um grupo muito heterogêneo de metais, semi-metais e mesmo não metais como selênio. Na lista de metais pesados estão com maior frequência os seguintes elementos: cobre, ferro, manganês, molibdênio, zinco, cobalto, níquel, vanádio, alumínio, prata cádmio, cromo, mercúrio e chumbo (CETESB, 2001).

- **Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)**

Para quantificar indiretamente a matéria orgânica com a finalidade de estipular o potencial grau de contaminação de um efluente a ser lançado em um corpo hídrico, são realizadas análises de DQO e DBO, que representam a quantidade de oxigênio necessária para

estabilizar quimicamente e biologicamente a matéria orgânica, respectivamente. Nesse âmbito, esses parâmetros expressam não só a capacidade de contaminação que o lixiviado pode ocasionar, como também pode-se avaliar em que fase de degradação os aterros se encontram, por meio de sua relação.

#### **2.2.1.4 Recirculação do lixiviado**

Este procedimento é realizado com a finalidade de reduzir o volume de lixiviado gerado a partir de perdas por evaporação. O processo de recirculação consiste em retornar para o interior das células o lixiviado gerado pelo aterro.

Segundo Cintra *et al.*(2005) a adoção de técnicas de tratamento de resíduos sólidos urbanos incluem a recirculação do lixiviado pode apresentar uma aceleração do processo de estabilização dos resíduos e tornar-se bastante atrativa tendo em vista os aspectos ambientais, operacionais e financeiros.

O processo de recirculação é relativamente controlado e para maximizar a estabilização do aterro, o volume e a frequência de recirculação de lixiviado devem ser rigorosamente controlados. O excesso de volume nas células do aterro pode resultar na imposição de condições ácidas, as quais vão reduzir a atividade metanogênica, alterando a cinética dos processos de decomposição mediados por microorganismos. Há ainda o aumento de risco de rompimento dos taludes de proteção do aterro e das geomembranas (CHAN *et al.* 2002).

### **2.3 Problemática ambiental e legislação**

De acordo com Sheng Li *et al.* (2009) cada vez mais estão sendo impostas maiores exigências para o lançamento de lixiviado de aterros em águas subterrâneas e superficiais, logo essa preocupação se torna tanto ambiental como econômica, pois padrões de descarte mais rigorosos impõem maiores custos no tratamento. Por isso é de grande importância determinar a opção de tratamento mais adequada, bem como as condições ótimas operacionais necessárias para alcançar a compatibilidade dos tratamentos que visam à remoção máxima dos poluentes presentes no lixiviado de aterro.

Como relatado anteriormente, o lixiviado apresenta particularidades em sua composição, como: cor característica, elevada carga de matéria orgânica, concentração elevada de amônia e presença de metais pesados. Essas e outras características inviabilizam

seu lançamento *in natura* em corpos hídricos, devido ao possível impacto negativo que pode ocasionar tanto para o ecossistema local, quanto para a saúde pública.

A legislação brasileira a partir da resolução CONAMA 430/2011, dispõe sobre as condições e padrões de lançamento dos efluentes, complementando e alterando a resolução 357/2005 a qual também dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento.

Para cumprir as legislações vigentes é necessário tratar os efluentes, de forma que os mesmos se enquadrem nos padrões, visto que muitas fontes poluidoras geram efluentes de alto grau contaminante, como o lixiviado gerado pelo aterro sanitário.

## **2.4 Tratamento de lixiviado**

### **2.4.1 Técnicas de tratamento físico-químico**

As operações de coagulação, floculação, precipitação e sedimentação são empregadas em conjunto, com a finalidade de remover substâncias precipitáveis, como metais pesados e compostos orgânicos em solução no lixiviado, além de partículas coloidais em suspensão. A coagulação e a floculação são operações que permitem a aglomeração de partículas muito pequenas, formando coágulos ou flocos maiores, mais sensíveis à decantação.

A precipitação é o processo físico-químico no qual uma substância solúvel é transformada em insolúvel ou menos solúvel. As operações de coagulação, floculação e precipitação são realizadas pela adição de produtos adequados a esta finalidade ou pela alteração das condições físico-químicas do meio, como pH e temperatura.

A sedimentação é um processo físico regido pela gravidade que age sobre as partículas superficiais ou dispersas no meio líquido. O uso combinando dessas quatro operações requer instalações, equipamentos e produtos químicos definidos para cada caso particular, em função dos volumes a serem tratados e da decomposição do lixiviado (D'ALMEIDA e VILHENA, 2000).

#### **2.4.1.1 Coagulação-floculação**

A coagulação-floculação transforma pequenas partículas em agregados maiores, passíveis de sedimentação. O processo global da coagulação inclui duas fases separadas e sequenciais: formação das espécies do coagulante e desestabilização das partículas e, colisões.

A formação das espécies do coagulante e desestabilização das partículas ocorre por meio de processos químicos, e dependem principalmente do pH em que se realizam, enquanto que, as colisões entre as partículas (suspensas em estado coloidal), são resultantes de um fenômeno físico de transporte, realizado pela difusão e movimento do fluido e controlado por características físicas e químicas do meio (DIMATTEO, 1992).

Outros fatores que influenciam na coagulação são tipo do coagulante utilizado e suas características (pH, composição, temperatura, tipos de ânions presentes), a cinética e o equilíbrio químico da reação entre outros fatores que contribuem com o processo físico-químico.

No tratamento de lixiviado de aterro, além dos fenômenos de coagulação, simultaneamente, ocorre o fenômeno de precipitação química de substâncias húmicas por meio da manipulação do pH. Essas substâncias são constituídas pelas frações de ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina. Os ácidos fúlvicos são solúveis em água em quaisquer condições de pH, os ácidos húmicos não são solúveis em pH abaixo de 2 e a humina não é solúvel em água em qualquer pH (AWWA,1995).

Chan e Lo (2005) demonstraram a partir do levantamento de 118 artigos (1983-2005), que nenhuma técnica físico-química individual pode ser universalmente aplicável ou altamente eficaz para a remoção de compostos recalcitrantes de lixiviado estabilizado, evidenciando que a escolha do mais adequado método de tratamento de lixiviado do aterro, depende das características do mesmo, da aplicabilidade técnica, da alternativa de descarga de efluentes, do custo-eficácia, e da regulamentação e requisitos de impacto ambiental.

Os métodos baseados no princípio de coagulação/floculação são os mais comumente utilizados, devido a sua ampla escala de atuação, menores custos operacionais e aplicabilidade na remoção de sólidos em suspensão (ALMADA *et al.*, 2007).

#### **2.4.1.2 Coagulantes naturais**

De acordo com Cruz *et al.* (2005) os sais de alumínio e os produtos convencionalmente, empregados para a correção do pH, são agentes inorgânicos não biodegradáveis que acrescentam elementos químicos à água, ou ao lodo gerado no processo. Esse lodo inorgânico gerado é de difícil manuseio por parte das empresas, em função do volume gerado e do elevado teor de umidade, bem como de sua difícil degradabilidade.

O uso de biopolímeros extraídos de vegetais no processo de coagulação tem várias vantagens em comparação aos sais químicos: (i) a natureza da alcalinidade da água não é consumida durante o processo de tratamento; (ii) o lodo gerado após tratamento apresenta



tanto um menor volume como se encontra com menor concentração de metais pesados, quando comparado com o lodo gerado como uso de constituintes químicos e, finalmente (iii) esses biopolímeros podem ser originários de plantas locais de fácil processamento, dando um caráter potencial de baixos custos operacionais, quando comparados com reagentes químicos muitas vezes importados. (SILVA *et al.*, 2004).

Tendo em vista as desvantagens de coagulantes comumente utilizados, o estudo com coagulantes naturais vêm aumentando à medida que muitos trabalhos realizados têm demonstrado eficiência para os diferentes efluentes avaliados. Dessa forma, esse trabalho visou avaliar o emprego do coagulante natural à base de tanino, proveniente da espécie arbórea *Acacia mearnsii* De Wild, mais conhecida no Brasil como acácia-negra.

- **Tanino**

De acordo com a EMBRAPA Florestas (2003) as principais espécies plantadas no mundo são *Acacia mangium*, *Acácia saligna* e *Acácia mearnsii* (Figura 4), sendo os principais países plantadores a África do Sul e o Brasil. A concentração de plantio dessa importante espécie se dá no estado do Rio Grande do Sul, aonde vem sendo explorada por milhares de pequenos produtores que suprem empresas do setor florestal, visando ao atendimento de demandas tanto do Brasil, como do exterior, contribuindo para geração de renda e de empregos diretos e indiretos.



Figura 4 - Imagens da espécie *Acácia mearnsii* ou *Acácia negra*

Fonte: Australian National Botanic Gardens

(<http://www.anbg.gov.au/photo/image-collection.html>)

A importância econômica da acácia-negra reside na produção do tanino que é extraído de sua casca e de sua madeira que também é utilizada como lenha, carvão vegetal, produção de chapas de aglomerados e fabricação de celulose e papel.

De acordo com a TANAC/SA empresa responsável pela industrialização de coagulantes naturais, a base de tanino, o Tanfloc SG® (tanino utilizado nesse estudo), é considerado um polímero orgânico catiônico de baixo peso molecular, de origem essencialmente vegetal e que atua como coagulante, floculante e auxiliar de coagulação, no tratamento de águas em geral. Atua em sistemas de partículas coloidais, neutralizando cargas e formando pontes entre essas partículas, sendo este processo responsável pela formação de flocos e conseqüentemente, sedimentação.

Entre muitos coagulantes naturais citados na literatura, alguns trabalhos utilizando o coagulante à base de tanino podem ser observados na Tabela 4. A Tabela também apresenta para embasamento desse estudo, as diferenças operacionais estabelecidas nos ensaios.

Tabela 4 - Condições operacionais dos processos de coagulação/floculação com coagulantes naturais e químicos

Efluente avaliado	Tipo de coagulante	Condições operacionais	Referências
Lixiviado	Tanino Concentrações: 500 mg.L <sup>-1</sup> a 1500 mg.L <sup>-1</sup>	VMR - 400 rpm - 20 segundos VML - 45 rpm - 20 minutos TS - 30 minutos	<i>Máximo et al., 2008</i>
Lixiviado	Sulfato de alumínio, cloreto férrico, tanino catiônico e policloreto de alumínio (utilizando polieletrófilos) Concentrações: 400 a 950 mg.L <sup>-1</sup>	Correção do pH - 4 a 10 VMR - 150 rpm - 5 minutos VML - 15 rpm - 15 minutos TS - 30 minutos	<i>Bila et al., 2005</i>
Lixiviado	Tanino e moringa Concentrações 30, 50 e 100 mL.L <sup>-1</sup>	Correção do pH - 7,5 e 5 VMR - 120 rpm - 20 segundos VML - 45 rpm - 20 minutos TS - 15 a 30 minutos	<i>Bassani, 2010</i>
Lixiviado	Tanfloc SG <sup>®</sup> Concentrações 500, 2250 e 4000 mg.L <sup>-1</sup>	Correção do pH - 4,0; 6,5 e 9,0 VMR - 120 rpm - 20 segundos VML - 45 - 20 segundos TS - 30 minutos	<i>Nagashima, 2009</i>
Efluente de lavanderia industrial	Sulfato de alumínio (800 mg.L <sup>-1</sup> ) e polímero catiônico (2 mg.L <sup>-1</sup> ); tanino catiônico (166 mg.L <sup>-1</sup> ) e polímero aniônico (2 mg.L <sup>-1</sup> ); carvão ativado, tanino (166 mg.L <sup>-1</sup> ) e polímero aniônico (2mg.L <sup>-1</sup> )	Não informado	<i>Cruz et al., 2005</i>

\*VMR - velocidade de mistura rápida, VML - velocidade de mistura lenta, TS - tempo de sedimentação

Com a finalidade de alcançar a maior eficiência no tratamento dos efluentes frente à tecnologia disponível, diversas condições operacionais têm sido testadas nos ensaios de coagulação/floculação. A partir dos trabalhos apresentados, pode-se verificar que inúmeros aspectos podem ser empregados para avaliação do processo físico-químico, e que essas condições podem influenciar significativamente no resultado do tratamento do efluente estudado.

Devido à viabilidade econômica de custos com coagulante, e sabendo-se que esse tipo de tratamento tem como resultado a formação de lodo, o qual também é considerado um resíduo e necessita de um tratamento e uma destinação final adequada, estudos são realizados na tentativa de buscar as melhores dosagens visando uma menor geração de lodo, com características de biodegradabilidade.

### 2.4.2 Processos Oxidativos Avançados

A escolha dos processos oxidativos avançados (POA'S) têm recebido destaque no tratamento de efluentes à medida que, os processos convencionais, como os biológicos, não tem-se mostrado satisfatório para alguns tipos de efluentes que apresentam compostos de difícil degradação na sua composição.

De acordo com Medeiros (2008) o uso de técnicas avançadas de oxidação tem sido objeto de pesquisa nos últimos 30 anos. O desenvolvimento desses processos tem sido estimulado pelas legislações ambientais cada vez mais restritivas, pela contaminação de corpos d'água com pesticidas e outros micropoluentes e pelos exigentes limites de emissão outorgados às indústrias.

Os processos oxidativos avançados são classificados como aqueles em que o agente oxidante é o radical hidroxil ( $\cdot\text{OH}$ ). Podem ser classificados como homogêneos e heterogêneos, com ou sem radiação. Entre os POAs mais conhecidos, pode-se destacar a ozonização ( $\text{O}_3$ ), a radiação ultravioleta (UV), os processos combinados de radiação ultravioleta/ozônio (UV/ $\text{O}_3$ ), radiação ultravioleta/peróxido de hidrogênio (UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$ ), ozônio/radiação ultravioleta/peróxido de hidrogênio ( $\text{O}_3/\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$ ), ozônio e peróxido de hidrogênio ( $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ ), radiação ultravioleta/ozônio (UV/ $\text{O}_3$ ), processo com reagente Fenton ( $\text{Fe}^{+2}/\text{H}_2\text{O}_2$ ), processo ultravioleta/reagente Fenton (UV/ $\text{Fe}^{+2}/\text{H}_2\text{O}_2$ ), também chamado de foto-fenton e a foto-oxidação catalítica.

Os tratamentos baseados na oxidação química, como o caso do processo oxidativo com ozônio, quando bem desenvolvidos, podem ser a solução para o tratamento de efluentes com características particulares. Os processos de oxidação química permitem a mineralização de poluentes em  $\text{CO}_2$ , água e íons inorgânicos, ou sua transformação em produtos menos complexos. Em geral, esses processos são aclopados a outros, sejam biológicos ou físico-químicos, de forma a obter o melhor desempenho possível no processo global de tratamento e diminuir os custos. Os processos oxidativos são particularmente interessantes pelo fato de que podem levar a uma redução na geração de resíduos sólidos. Essas tecnologias podem destruir efetivamente os poluentes orgânicos e não simplesmente transferi-los de fase (DEZOTTI *et al.*, 2008).

### 2.4.2.1 Ozonização

Entre as várias utilizações de sistemas oxidativos encontradas na literatura, Rice (1981) *apud* Silva (2008) destaca a utilização do ozônio para o tratamento de água potável e também para os seguintes propósitos:

- Desinfecção bacteriana, descoloração, desodorização, desintoxicação de efluentes e melhoria da biodegradabilidade;
- Inativação de vírus;
- Oxidação de ferro solúvel e/ou manganês;
- Remoção da cor (oxidação);
- Remoção de algas (oxidação);
- Oxidação de compostos orgânicos dissolvidos (fenóis, detergentes e pesticidas);
- Microfloculação de compostos orgânicos dissolvidos (oxidação);
- Oxidação de compostos inorgânicos (cianeto, sulfeto e nitrato);
- Turbidez ou remoção de sólidos em suspensão (oxidação);
- Pré-tratamento para processos biológicos (degradação);
- Degradação de compostos de efluentes de indústrias químicas e farmacêuticas;
- Desinfecção de Água utilizada em processo industrial;
- Remoção de cor e degradação de compostos de efluente de fábrica de papel e celulose;
- Processos de branqueamento: água mineral (enxágüe de desinfecção de reatores, tanques, garrafas);
- Água utilizada em processos de lavagem de alimentos (saladas, etc.);
- Tratamento de lixívia: chorume;
- Remoção de cor de efluente de indústria têxtil;
- Branqueamento de matérias primas e produtos;
- Oxidação de gases;
- Desinfecção de água de processo e água de resfriamento.

O ozônio tem sido usado extensivamente como oxidante e desinfetante em tratamento de águas superficiais para a produção de água potável na Europa, e está cada vez mais, sendo aplicado como pré-oxidante nos Estados Unidos (MONDARDO, 2006).

Os custos de implantação e de operação dessa tecnologia têm sido um fator negativo à sua aplicação. Porém, instituições públicas e privadas nacionais têm desenvolvido

novos aparelhos geradores de ozônio a custos mais acessíveis, o que pode ampliar a sua utilização na engenharia sanitária (SOARES, 2007).

Diversos estudos têm sido realizados para testar o tratamento do lixiviado, tanto no Brasil quanto em outros países. A Tabela 5 relaciona os trabalhos que utilizaram o processo oxidativo avançado baseado em ozônio, com a combinação de outros processos, para o tratamento de lixiviado.

Tabela 5 - Processos oxidativos com ozônio utilizados no tratamento de lixiviado

Processo de tratamento adotado	Referência
Reatores anaeróbio e aeróbio, carvão ativado em pó e O <sub>3</sub>	<i>Fenguo et al., 2010</i>
Coagulação/floculação, O <sub>3</sub> e tratamento biológico	<i>Bila et al., 2005</i>
O <sub>3</sub> , H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> e UV	<i>Pasqualini, 2010</i>
Reagente de Fenton e O <sub>3</sub>	<i>Derco et al., 2010</i>
Coagulantes naturais, O <sub>3</sub> e UV	<i>Bassani, 2010</i>
O <sub>3</sub> /UV, O <sub>3</sub> /H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV, UV/ZnO, UV/TiO <sub>2</sub> , Reagente de fenton, Foto-Fenton, H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV e tratamento biológico	<i>Morais, 2005</i>
Reativo de Fenton, O <sub>3</sub> e tratamento biológico	<i>Rodrigues, 2004</i>
O <sub>3</sub> , remoção de amônia por air-stripping, membranas, coagulação/floculação	<i>Silva et al., 2004</i>

A ozonização é uma técnica que tem sido sugerida na literatura recente, como potencial alternativa para a descoloração. Oferece eficiência satisfatória, apresentando um efluente com pouca cor e baixa DQO, e adequado para ser lançado ao ambiente ou retornar ao processo (HASSEMER, 2002).

#### 2.4.2.1.1 Características do Ozônio

O ozônio é uma forma alotrópica do oxigênio, constituído por três átomos unidos por ligações simples e duplas, sendo um híbrido de ressonância com comprimento médio de ligação de 1,28 Å<sup>0</sup>, formando ângulo de 116<sup>0</sup>49'. Além disso, é um gás instável de cor azul e é cerca de 1,5 vezes mais denso que o oxigênio, 1,7 vezes mais denso que o ar e 14 a 20 vezes mais solúvel, em água, que o oxigênio (SOARES,2007). Um das vantagens do ozônio é que pode ser gerado no próprio local de aplicação, não exigindo, portanto, transporte e armazenamento (TANGERINO E DI BERNARDO, 2002).

De acordo com Silva (2008) a produção comercial do Ozônio é realizada pelo “processo corona”, o que é baseado na aplicação de uma voltagem alternada entre dois eletrodos separados por um fluxo de oxigênio puro seco ou ar. O campo elétrico aplicado fornece energia suficiente aos elétrons para que estes rompam as duplas ligações da molécula

de  $O_2$  gerando dois átomos de oxigênio, estes reagem com outra molécula de  $O_2$  para formar as moléculas de  $O_3$ . A Figura 5 apresenta o esquema de uma célula geradora de ozônio pelo método do efeito corona.

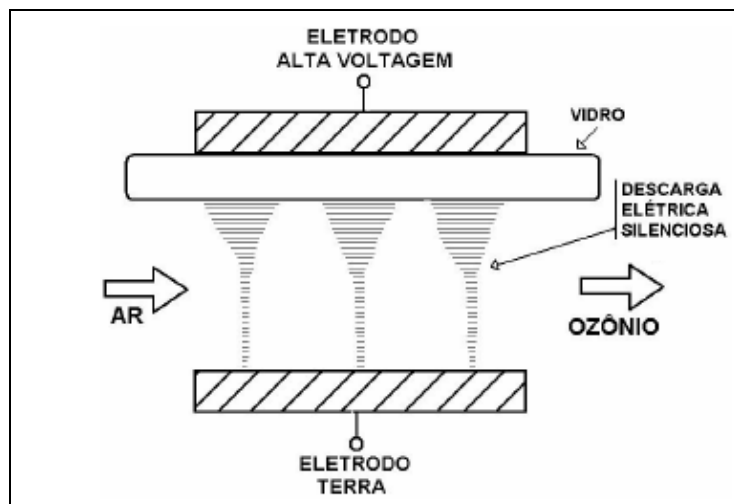


Figura 5 - Esquema de uma “célula” do gerador de ozônio  
Fonte: Magara *et al.* (1995)

Quando o gás que alimenta o gerador de ozônio é o próprio ar atmosférico pressurizado, a produção de ozônio permanece em torno de 2% em peso. Uma vez alimentado por oxigênio puro, ou misturando-se este no ar, a porcentagem pode subir para 5% em peso, melhorando a capacidade de formação do ozônio (SOARES, 2007).

#### 2.4.2.1.2 Ozônio em solução

De acordo com Souza (2009), quando o ozônio está dissolvido na água, os seguintes mecanismos de reação podem ocorrer:

- Reação direta com compostos dissolvidos;
- Decomposição em oxidantes secundários altamente reativos, os radicais hidroxil ( $\cdot OH$ ,  $\cdot OH$ );
- Formação de oxidantes secundários adicionais, a partir da reação do ozônio com outros solutos;
- Subseqüentes reações desses oxidantes secundários com solutos.

Após o ozônio ser transferido para a água, as substâncias contidas nesta, que devem ser tratadas, são oxidadas nas próprias colunas a partir do ozônio dissolvido. As reações entre o ozônio dissolvido e as substâncias podem ser reações diretas de moléculas de ozônio, ou, reações indiretas, em que radicais hidroxil ( $\cdot OH$ ), formados durante a auto-

decomposição do ozônio agem como agentes oxidantes. Na reação direta, a matéria orgânica ou inorgânica reage diretamente com o ozônio e não forma radicais (SALLA, 2006).

O mecanismo da reação direta envolve reações seletivas que podem levar vários minutos quando comparado ao mecanismo indireto. Já no segundo mecanismo, indireto, a oxidação dos compostos orgânicos e inorgânicos é realizada pelos produtos da decomposição do ozônio, principalmente devido aos radicais hidroxil. Este radical é altamente reativo e tem meia-vida de apenas alguns microssegundos na água. O mecanismo indireto é ativado por íons hidroxila, peróxido de hidrogênio ou radiação ultravioleta, formando outros íons a partir do ozônio (SOARES, 2007).

Para a realização de experimentos que utilizam o ozônio no tratamento de efluentes são utilizadas câmaras de contato. De acordo com Soares (2007) dentre as várias configurações de câmaras de contato gás-líquido em uso, pode-se destacar: a difusão convencional de bolhas, a mistura por turbina, o injetor e o misturador estático, a coluna empacotada, a câmara vaporizada, o tubo em U e a turbina radial estática submersa.

Visto que o processo de ozonização tem sido utilizado para diversas finalidades, a desinfecção tem sido um dos parâmetros investigativos mais importantes, para efluentes que apresentam essas características particulares. Segundo a literatura, os principais fatores que influenciam na desinfecção com ozônio são: dose de ozônio, tempo de contato, presença de sólidos suspensos, pH, demanda química de oxigênio (DQO), carbono orgânico, temperatura e a geometria da câmara de contato (WEF, 1996 *apud* SOARES, 2007).



## CAPÍTULO III

### 3 IDENTIFICAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Maringá situa-se geograficamente no Noroeste do Paraná, a 430 km de Curitiba, capital, limitada ao norte por Ângulo e Mandaguaçu, ao sul por Floresta, Ivatuba e Marialva, a oeste por Mandaguaçu e Paçandu, e a Nordeste por Iguaraçu e Astorga. O município situa-se em zona de altitude compreendida entre as cotas 500 e 600 metros em relação ao nível do mar. É cortado pelo trópico de Capricórnio, tendo latitude de  $23^{\circ} 25' S$  e longitude de  $51^{\circ} 57' W$  (GARCIA, 2006). Na Figura 6 é apresentada a localização do município de Maringá, no Estado do Paraná.

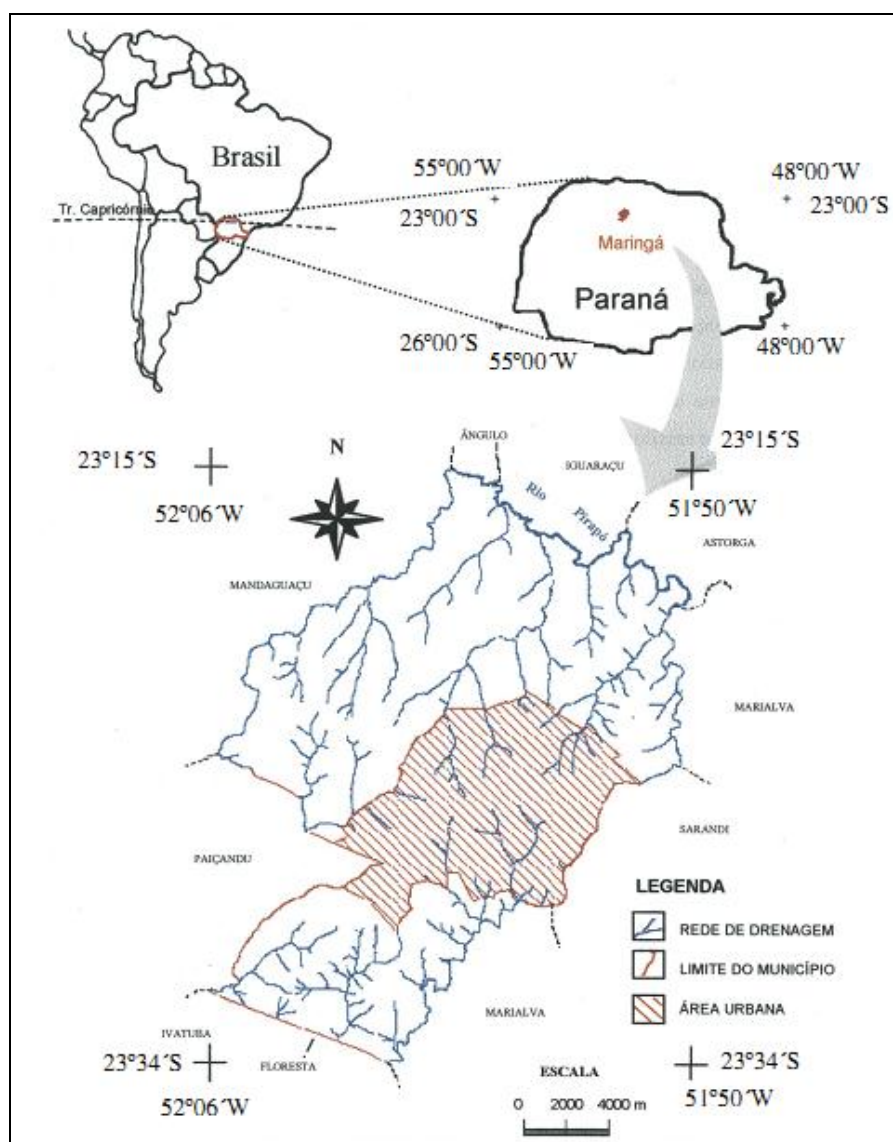


Figura 6 - Localização do município de Maringá – PR  
Fonte: Barros *et al.* (2004)

A cidade possui uma população de 357.077 habitantes distribuídos em uma área total de 487, 73 km<sup>2</sup> (IBGE, 2010). O clima predominante da região é do tipo subtropical; a temperatura média do mês mais frio é inferior a 18°C, e a temperatura média anual superior a 20°C, com verões chuvosos e invernos secos (GARCIA, 2006).

A cidade de Maringá utilizou, durante 20 anos, uma área de disposição inadequada para resíduos sólidos urbanos, área esta, considerada um lixão, que após muitos anos e devido à interferência do poder público passou por um processo de recuperação. Essa área passou a ser denominada como aterro controlado. Atualmente esse empreendimento encontra-se encerrado.

Em março de 2009 as obras de implantação do novo aterro sanitário foram iniciadas, e em janeiro de 2010 os resíduos começaram a ser depositados no novo local, objeto desse estudo.

### **3.1 Caracterização da área do aterro**

#### **3.1.1 Localização e estrutura do aterro sanitário**

O atual aterro sanitário da cidade de Maringá-PR, objeto deste estudo, está situado na Estrada São José, no Bairro Jardim São Clemente. De acordo com a empresa responsável pelo gerenciamento do aterro, HG Engenharia, o empreendimento está instalado em área rural, respeitando os critérios ambientais de escolha de áreas destinadas a este propósito, ficando fora da área de influência direta do manancial de abastecimento, assim como, está distanciado a 200 m de residências isoladas e, também, a 1500 m de núcleos populacionais a partir do perímetro da sua área. Quanto ao isolamento, o local situa-se a 3 km de distância do acesso ao centro urbano da cidade, existindo duas guaritas com cancelas e portões para dois pontos de acesso ao terreno, com segurança em tempo integral, o que garante que não ocorram invasões por pessoas não autorizadas, como os catadores de materiais recicláveis.

O aterro sanitário de Maringá está situado na bacia do Rio Ivaí, na sub bacia do Ribeirão Borba Gato, que possui cerca de 22 km<sup>2</sup> de área de drenagem e localiza-se na porção sul do município (HG ENGENHARIA, 2011).

O acesso à área do empreendimento ocorre por meio do Anel Viário Prefeito Sincler Sambati, com percurso aproximado de 2,5 km. Segundo a empresa gerenciadora do

aterro, o fato do Anel Viário costear todo o lado sul da cidade facilita o acesso dos caminhões do centro urbano até o local de disposição dos resíduos.

A área em que o aterro está localizado e que vem recebendo os RSU a serem dispostos é de responsabilidade da empresa *Pedreira Ingá Indústria e Comércio Ltda*, a qual dispõe de maquinário e operários para realizar os serviços de manutenção e operação do mesmo. Já o gerenciamento e a responsabilidade técnica do aterro são de responsabilidade da empresa *HG Engenharia*.

O aterro sanitário de Maringá-PR está inserido no mesmo local de um empreendimento que possui como atividade principal uma pedreira, com extração de rochas basálticas. Por sua estrutura ser formada de rochas, o empreendimento conta também com uma área licenciada para a escavação de solo, o qual é utilizado para o recobrimento da área de disposição dos resíduos.

Na cidade de Maringá o solo é oriundo da decomposição da rocha basáltica e classificado como latossolo roxo, com características sílico-argilosa, com cores predominantes bruno-avermelhado escuro. Também conhecido como “terra roxa”, cuja fertilidade é devida à presença de minerais ferro-magnesianos em sua composição. Podendo ocorrer variação para latossolo vermelho-amarelado com granulometria síltico argilosa (HG ENGENHARIA, 2011).

O solo local é classificado como terra roxa estruturada, com espessura do horizonte A de aproximadamente de 0,40 m, que tem sua passagem para o horizonte B de forma nítida. O horizonte B possui cor vermelha escura marcante com manchas amareladas localizadas, e estruturas definidas, com uma espessura média de 1 m. O horizonte C tem espessura média de 40 cm e é marcado pela presença de resíduos de rocha basáltica em adiantado estado de alteração (HG ENGENHARIA, 2011). Na Figura 7 é apresentada a área do aterro sanitário de Maringá-PR.



Acesso ao centro urbano  
Estrada São José (aprox. 3,0Km)

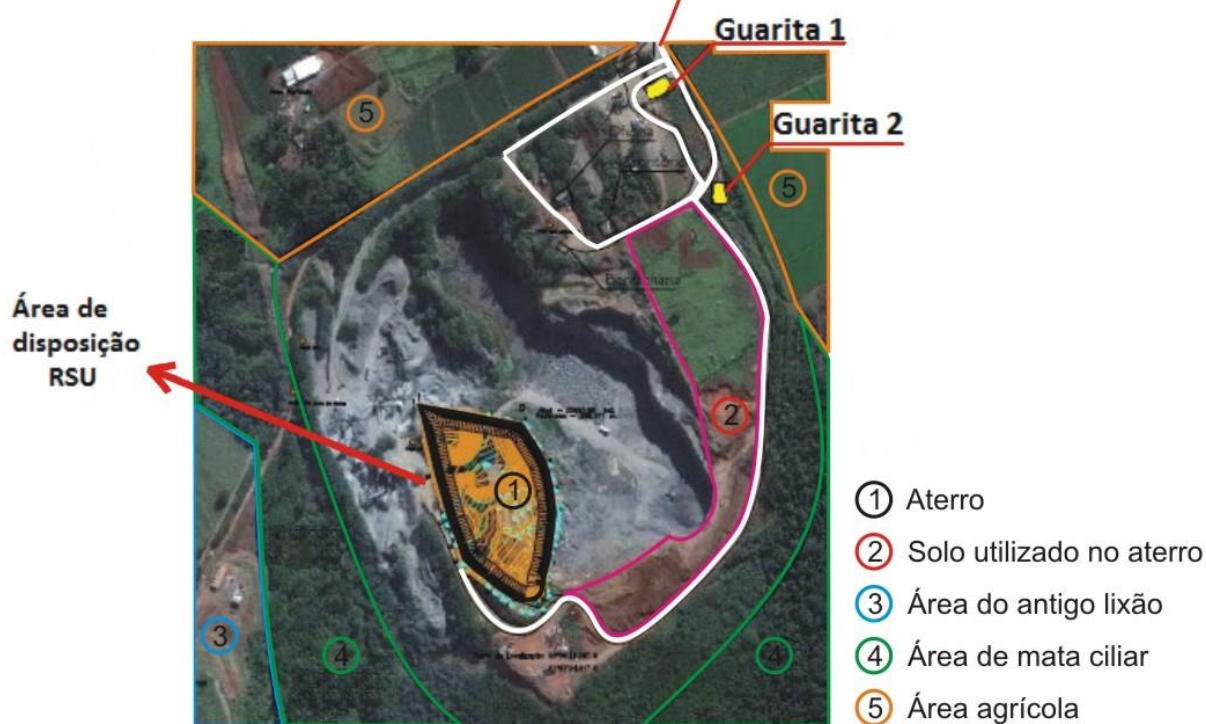


Figura 7 – Imagem da estrutura da área do aterro sanitário de Maringá-PR  
Fonte: Google Maps, 2011

### 3.1.2 Disposição dos RSU

O aterro sanitário de Maringá-PR recebe diariamente em média 300 t/resíduos dia, operando de segunda a sábado em diferentes turnos (HG ENGENHARIA, 2011). Estima-se que desde o início de sua operação até dezembro de 2011 o aterro já aterrou 219.000

t/resíduos. Antes da disposição dos resíduos no aterro, é realizada a pesagem dos caminhões que estão carregados. A pesagem é realizada em balanças localizadas próximo as guaritas.

O aterramento dos resíduos é realizado pelo método de disposição em área. Esse método consiste na disposição, compactação e recobrimento dos resíduos em áreas geralmente planas. Após a pesagem dos veículos de coleta, os resíduos são dispostos no solo em sentido horizontal, formando pilhas de resíduos com o auxílio de tratores esteiras e compactados com um rolo compactador. A cada camada de resíduos disposta (de 2 a 3 metros) é depositada uma camada de 30 cm de solo, formando-se taludes (HG ENGENHARIA, 2011).

Desde o início da operação do aterro, o aterramento dos RSU é realizado em uma mesma área formando um maciço de resíduos composto por várias células. Atualmente esta área encontra-se 30% ocupada, com uma estimativa de vida útil de até 2 anos. Futuramente, a exploração da pedreira irá permitir com que o aterro disponha de uma nova área, a qual servirá para a formação de novas células de disposição, com uma vida útil estimada de até 6 anos. A Figura 8 apresenta a imagem da disposição dos resíduos no aterro.

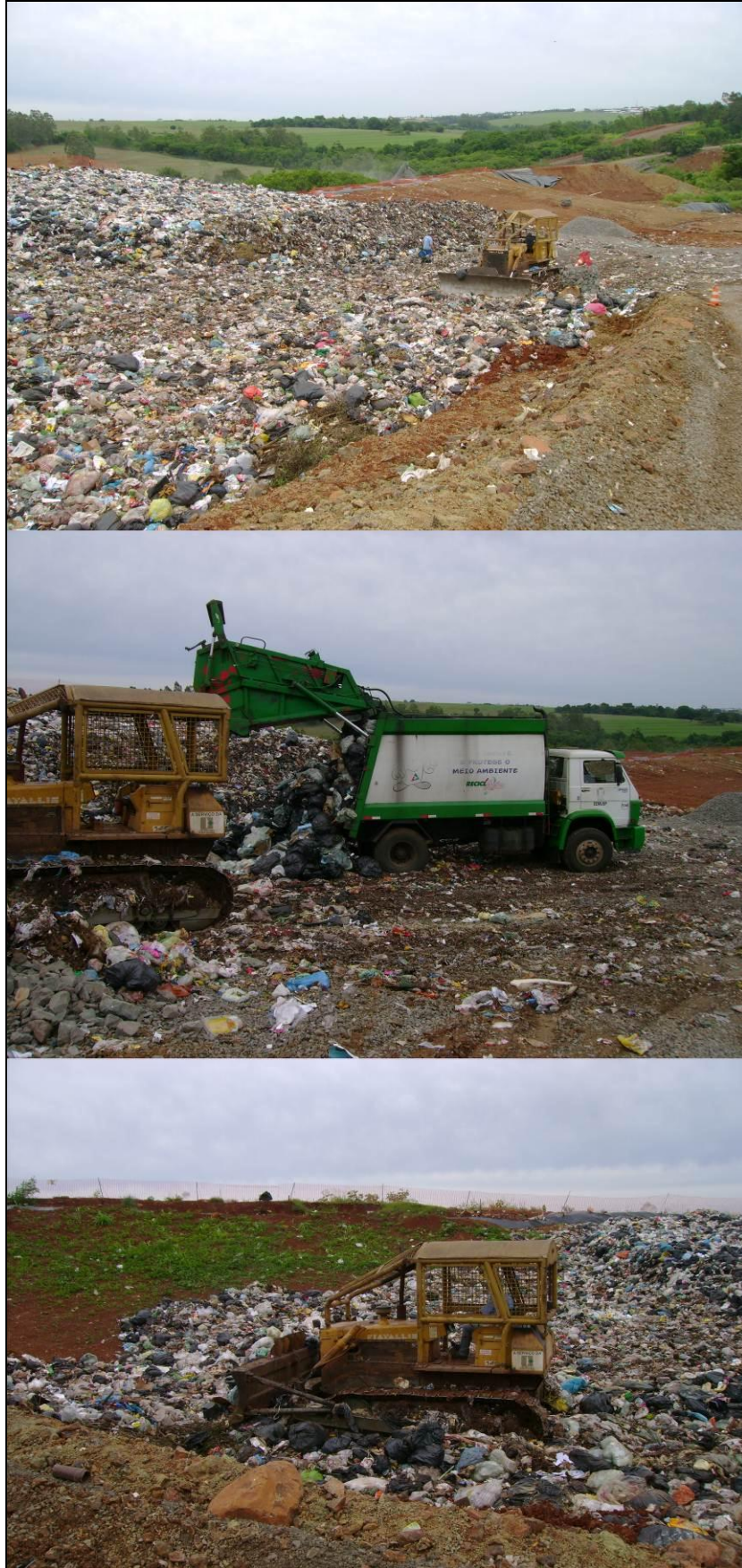


Figura 8 – Imagem da disposição dos RSU na área do aterro sanitário  
Fonte: HG Engenharia (2011)

### 3.1.3 Impermeabilização do fundo

A área onde ocorre a disposição dos resíduos está impermeabilizada com manta de PEAD (polietileno de alta densidade) sendo a estrutura da seguinte forma:

- Área inferior até a altura de 2 metros do solo: manta com espessura de 2 mm.
- Área das laterais, a partir dos 2 metros de altura: manta com espessura de 1,5 mm.

As áreas por onde passam os drenos que levam o lixiviado até o tanque reservatório também são totalmente impermeabilizadas com manta de PEAD com espessura de 2 mm (HG ENGENHARIA, 2011).

### 3.1.4 Sistema de drenagem de águas pluviais

O sistema de drenagem de águas pluviais tem por objetivo conduzir as águas precipitadas e escoadas superficialmente para fora da área operacional, e diminuir a quantidade de águas infiltradas no maciço (D'ALMEIDA E VILHENA, 2000).

O sistema consiste na existência de canaletas do tipo meia-cana, com diâmetro de 400 mm instaladas nas bordas dos taludes formados pelas pilhas de resíduos, com finalidade de conduzir as águas de precipitação para o tanque de armazenamento de lixiviado. As águas de precipitação bem como o lixiviado são conduzidos para um tanque de acumulação.

### 3.1.5 Sistema de drenagem do lixiviado

O sistema de drenagem de lixiviado deve conduzir e coletar o líquido percolado, reduzindo as pressões destes sobre a massa de lixo e, também, minimizando o potencial de migração para o subsolo. Outro motivo para se drenar o percolado é impedir que ele ataque as estruturas do aterro (camada de impermeabilização de base) (D'ALMEIDA E VILHENA, 2000).

O sistema do aterro de Maringá-PR foi construído com manilhas de concreto perfurado, com diâmetro de 30 cm, distribuídas horizontalmente ao longo da área de disposição dos resíduos. A distribuição da malha horizontal tem formato de “espinha de peixe”, sendo os drenos inferiores revestidos por rochas do tipo rachão e manta bidim. Os drenos verticais, interligados aos horizontais, possuem 60 cm de diâmetro e são preenchidos internamente com rochas do tipo rachão, sendo protegidos externamente por uma tela metálica, a qual serve de suporte inicial para acomodar em torno das manilhas mais uma

camada de rochas (40 cm) do tipo “rachão”. Na Figura 9 é apresentada a imagem da estrutura dos drenos verticais.



Figura 9 – Imagem dos drenos verticais de gás do aterro sanitário de Maringá-PR.

O lixiviado drenado pelo sistema é encaminhado para um tanque reservatório de concreto armado, escavado na rocha com 10 cm de espessura e revestido com manta de Polietileno de alta densidade (PEAD) de 2 mm de espessura, com volume total de 50 m<sup>3</sup> (HG ENGENHARIA, 2011). Além do tanque reservatório, o aterro conta com o auxílio de um caminhão-tanque para transporte do lixiviado, que possui um volume útil de 30 m<sup>3</sup>.

O aterro opera com um sistema de recirculação do lixiviado que é realizado de acordo com o volume de lixiviado disponível no tanque de acumulação. O sistema consiste na utilização de bombas, responsáveis em distribuir o lixiviado do tanque de armazenamento por meio de mangueiras até a superfície das células do aterro.

Semanalmente, o lixiviado é coletado por um caminhão-tanque e encaminhado para tratamento externo sob responsabilidade da empresa *Textil-lav Lavanderia Industrial Ltda*, uma empresa de tratamento de efluentes licenciada para esta operação, a qual emite um certificado de disposição final de efluentes líquidos para apresentação aos órgãos fiscalizadores.



### **3.1.6 Sistema de drenagem de gases**

De acordo com a empresa gerenciadora do aterro, como o aterro encontra-se em pequeno tempo de operação, a quantidade de gases gerada neste início de operação é considerada muito pequena, o que não é suficiente para manter um queimador aceso (HG ENGENHARIA, 2011). De acordo com o projeto de implantação, assim que o aterro estiver gerando quantidade significativa de gases, será necessária a instalação de um queimador para promover a queima do biogás formado no local.

## **CAPÍTULO IV**

### **4 MATERIAL E MÉTODOS**

#### **4.1 Coleta e preservação das amostras do lixiviado**

As amostras de lixiviado utilizadas nesse estudo foram coletadas no tanque de armazenamento de lixiviado. O tanque foi projetado apenas com a função de dispor todo o volume de lixiviado drenado pelo sistema existente no aterro. A área em que se encontra instalado o aterro sanitário de Maringá-PR não possui no próprio local uma estação de tratamento ou um processo projetado com a finalidade de tratar o lixiviado gerado, dessa forma o efluente gerado é encaminhado para tratamento externo.

As amostras de lixiviado utilizadas nessa pesquisa foram coletadas ao mesmo tempo em que se realizava o esgotamento do tanque de armazenamento pelo caminhão-tanque. A cada esgotamento do tanque, realizado em diferentes períodos (mensais e quinzenais), retiravam-se amostras simples e homogêneas do lixiviado a serem utilizadas no presente trabalho, tanto para a sua caracterização como para os ensaios de tratamento.

Após a coleta, as amostras eram armazenadas em galões de polietileno e conduzidas para o Laboratório de Gestão Controle e Preservação Ambiental (LGCPA) da UEM, no qual se realizavam os ensaios. Quando necessário, as amostras eram armazenadas e resfriadas para garantir seu uso posterior, seguindo a descrição dos métodos de preservação e armazenagem das amostras líquidas estabelecidas na NBR 10007/2004 da ABNT.

#### **4.2 Caracterização do lixiviado**

Os parâmetros investigados no estudo da caracterização do lixiviado e os procedimentos empregados são descritos a seguir.

##### **4.2.1 Potencial Hidrognônico (pH)**

A determinação de pH das amostras era realizada pelo método potenciométrico a partir de um pHgâmetro digital portátil da marca Digimed DM/2.

#### **4.2.2 Cor aparente**

A cor aparente era determinada em espectrofotômetro HACH modelo DR/2010, de acordo com metodologia do equipamento, sendo seu resultado expresso em mg/LPtCo. A leitura direta da cor aparente auxilia na facilidade da análise quando comparada com a cor verdadeira, pois não é necessária a centrifugação das amostras.

#### **4.2.3 Turbidez**

Para leitura da turbidez foi utilizado o espectrofotômetro HACH modelo DR/2010, com as amostras manualmente agitadas para dispersão das partículas em suspensão. Os resultados obtidos em FAU (Unidades de Atenuação de Formazina) pelo equipamento eram convertidos em NTU (Unidades Nefelométricas de Turbidez) a partir da correlação obtida durante os ensaios para esse tipo de efluente.

#### **4.2.4 Sólidos**

Os sólidos totais (ST), os sólidos fixos (SF) e os sólidos voláteis (SV) eram determinados de acordo com a metodologia especificada no Standard for the Examination of Water and Wastewater Methods (APHA, 1998).

#### **4.2.5 Séries de nitrogênio (Nitrogênio amoniacal)**

As series de nitrogênio eram analisadas por meio de leitura em espectrofotômetro HACH/DR 2010, de acordo com metodologia do equipamento, utilizando KIT-HACH. Para leitura de Nitrogênio amoniacal utilizou-se o método Nessler com leitura em um comprimento de onda de 425 nm. Esse método fornece valores das concentrações de amônia ( $\text{NH}_3$ ), amônio ( $\text{NH}_4$ ) e amônio de nitrogênio (NH).

#### **4.2.6 Demanda química de oxigênio (DQO)**

O método utilizado para análise da DQO foi o colorimétrico 5220 B, descrito pela APHA (1998) (Anexo I). Esse método consiste na digestão das amostras, em um reator COD - REACTOR HACH para leitura posterior em um espectrofotômetro HACH DR/2010, previamente calibrado, com comprimento de onda de 600 nm, com soluções que correspondem à curva padrão de leitura. Todas as análises eram realizadas em triplicata.

#### **4.2.7 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>)**

A DBO<sub>5</sub> do lixiviado era determinada de acordo com a metodologia do equipamento BOD Trak™ II – HACH Company, instalado em uma estufa controlada a 20°C. O método consiste em medir a quantidade de oxigênio consumido pela bactéria que oxida a matéria orgânica em uma amostra de efluente, sendo este um método que ajuda a simular as condições naturais de um meio em um menor período de tempo.

#### **4.2.8 Compostos absorvidos a 254 nm**

A leitura dos compostos absorvidos a 254 nm era realizada em um espectrofotômetro HACH DR/5000, com leitura em comprimento de onda de 254 nm. Devido a concentração elevada das amostras eram realizadas diluições de 1:50.

#### **4.2.9 Metais**

Foi realizada a investigação de alguns metais a fim de avaliar as possíveis concentrações encontradas para esse lixiviado. A determinação da concentração de metais do lixiviado foi realizada na Central de Análises Avançadas de Materiais do Complexo de Centrais de Apoio à Pesquisa da Universidade Estadual de Maringá (CAM/COMCAP/UEM), utilizando-se um Espectrômetro de Absorção Atômica (EAA) Varian – SPECTRAA – 240FS. Os metais avaliados foram: Alumínio (Al), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni), Prata (Ag) e Zinco (Zn). As análises foram realizadas de acordo com cada método utilizado no COMCAP.

### **4.3 Precipitação pluviométrica**

Devido a precipitação pluviométrica ser um dos fatores de grande importância pois esta diretamente relacionada com o volume do lixiviado formado, foram obtidos os dados da precipitação pluviométrica do município de Maringá-PR do período de dezembro de 2010 a dezembro de 2011, que foram cedidos pela Estação Meteorológica de Superfície Classe 2, do Aeroporto de Maringá – PR, localizada a 9,5 km do aterro, sendo esta considerada a estação mais próxima do aterro.

#### 4.4 Tratamento do lixiviado

Após a coleta e caracterização, o tratamento do lixiviado foi dividido em etapas, sendo a primeira a otimização do processo físico-químico do lixiviado, utilizando-se diferentes dosagens de coagulante natural, combinado com diferentes condições de pH. Posteriormente avaliou-se também o processo oxidativo avançado com ozônio para amostras de lixiviado in natura, amostras com pH ajustado e para amostras pré-tratadas pelo processo de coagulação/floculação otimizado. A representação esquemática do estudo pode ser observada na Figura 10.

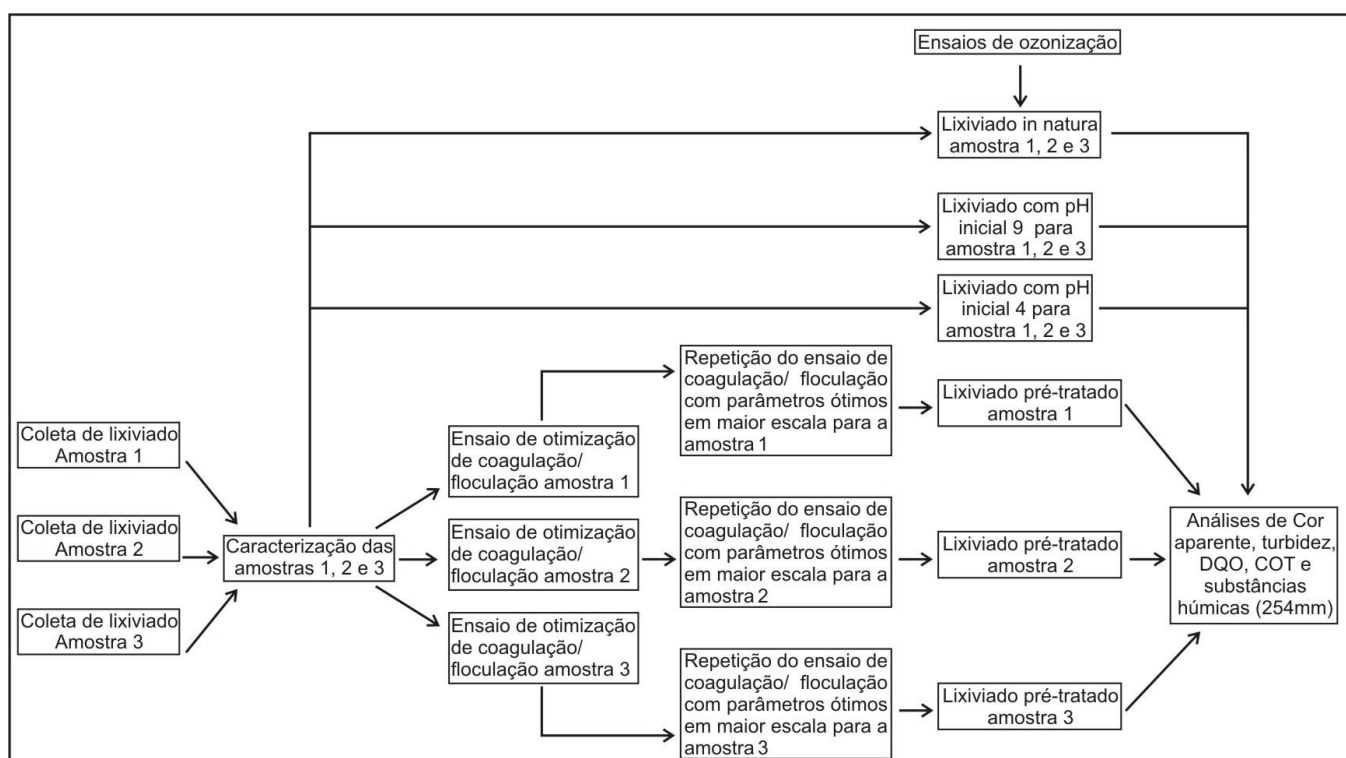


Figura 10 - Esquema adotado para procedimento experimental no tratamento do lixiviado

##### 4.4.1 Ensaios de coagulação/floculação com Tanfloc SG®

Diversas espécies de coagulantes naturais são utilizadas a fim de diminuir a alta toxicidade dos lodos produzidos por esses processos. Por formarem um lodo biologicamente degradável, estão sendo testados diversos tipos de coagulantes como tanino, moringa, casca de banana, quiabo entre outros. Muitos trabalhos demonstraram as vantagens de utilizar o coagulante à base de tanino no tratamento de efluentes recalcitrantes, como o lixiviado. Esse coagulante natural tem como vantagem adicional a eliminação do uso de alcalinizantes (como soda ou cal). Além disso, devido a sua composição, não são acrescentados metais ao processo,

proporcionando uma redução de contaminantes presentes no volume do lodo a ser descartado. Para alcançar um tratamento eficiente, visto a complexidade de um efluente como um lixiviado de aterro, devem ser realizados planejamentos experimentais de maneira que se possa avaliar as melhores condições operacionais por meio da sua otimização.

#### **4.4.1.1 Ensaios de otimização do processo de coagulação/floculação com Tanfloc SG®**

O processo de coagulação/floculação realizado foi avaliado para três diferentes amostras de lixiviado, coletadas entre o período de setembro de 2011 a dezembro de 2011. Optou-se em estudar diferentes amostras de lixiviado devido à sua composição ser extremamente variável. Cada amostra representou os possíveis valores (altos, médios e baixos) encontrados para o lixiviado com relação aos parâmetros estudados como cor, turbidez e substâncias húmicas presentes.

Para a realização do processo físico-químico, duas variáveis foram escolhidas como os fatores de controle a serem otimizados, sendo eles:

- Dosagem de coagulante Tanfloc SG® utilizado;
- pH das amostras do lixiviado.

Para avaliar o tratamento de coagulação/floculação realizou-se um planejamento experimental 3x4. Foram estudadas quatro diferentes dosagens de coagulante Tanfloc SG® aplicadas para três condições de pH do lixiviado. Sendo assim, foram investigadas as melhores condições de tratamento do lixiviado com relação à remoção de cor aparente, turbidez e compostos absorvidos a 254 nm

Os testes de coagulação/floculação foram realizados em um equipamento de Jar Test da marca Milan, modelo 101/6, o equipamento possui hastes de aço inox e controlador de rotação. Fixou-se no presente trabalho o tempo de 20 segundos de rotação para mistura rápida a 120 rpm (aproximadamente GMR de  $110 \text{ s}^{-1}$ ) e o tempo de 20 minutos de rotação para mistura lenta a 60 rpm (aproximadamente GML  $\text{s}^{-1}$ ). Os valores foram encontrados com base nas especificações do modelo fornecido pela empresa fabricante do Jar test, também citado por Franco (2009). Adotou-se como tempo de sedimentação o período de 30 minutos. Nos ensaios, o equipamento operou com seis bécheres de vidro de 250 mL, com volume útil de 150 mL. Todos os ensaios foram conduzidos com o lixiviado em temperatura ambiente de  $25^{\circ}\text{C}$ .

Para ajuste do pH das amostras de lixiviado, foram utilizadas soluções de ácido clorídrico HCl (Biotec® 0,5 N) e de hidróxido de sódio NaOH (Nuclear® 0,5 N). Após o período de agitação em Jar Test, nas condições estabelecidas, as amostras foram mantidas em

repouso para que os flocos formados sedimentassem ao longo de 30 minutos, analisando-se o sobrenadante sem o excesso do material decantado. Não foram realizados ensaios com o lodo obtido nos processos de coagulação/floculação.

Para avaliação do tratamento, foram coletadas amostras do sobrenadante realizando-se as seguintes análises: cor aparente ( $\text{mg.L}^{-1}$  PtCo), turbidez (FAU convertido para NTU) e absorvância a 254 nm, conforme as metodologias já mencionadas na caracterização do lixiviado. Para maior confiabilidade dos resultados todas as análises eram realizadas em triplicata.

Os resultados de remoção dos parâmetros avaliados foram analisados por meio do programa estatístico SAS versão 9.1 (Statistical Analysis System) pertencente ao Departamento de Estatística da Universidade Estadual de Maringá –PR.

#### 4.4.1.1.1 Solução coagulante de Tanfloc SG®

Para a preparação da solução padrão de coagulante utilizado nos ensaios diluía-se o coagulante de acordo com as dosagens utilizadas. Quatro dosagens foram avaliadas: 500, 900, 1100 e 1500 mg/L. As características do coagulante, fornecidas pelo fabricante são apresentadas na Figura 11 e na Tabela 6.



Figura 11 - Imagem do Coagulante Tanfloc SG® em pó e diluído

Tabela 6 - Características específicas do coagulante Tanfloc SG® à base de tanino

TANFLOC SG®	
Estado Físico	Pó fino higroscópico
Umidade ao embalar (%)	4,5 – 6,5
pH	1,8 – 2,7
Solvente	Exclusivamente água

De acordo com o fabricante, o Tanfloc SG não altera o pH da água tratada, por não consumir a alcalinidade do meio, ao mesmo tempo em que é efetivo para o tratamento de efluentes em uma faixa de pH de 4,5 a 8,0.

#### 4.4.1.2 Pré-tratamento pelo processo de coagulação/floculação em maior escala

Após a realização dos ensaios em Jar test em bancada, conduzidos com a finalidade de avaliar as condições ótimas do processo de coagulação/floculação, uma segunda etapa de tratamento foi realizada. Optou-se, dessa forma, em repetir as mesmas condições ótimas já verificadas, porém, para um maior volume de lixiviado, aumentando a escala do tratamento. Para evitar possíveis erros devido à mudança da qualidade do lixiviado, foram utilizadas as mesmas amostras de lixiviado *in natura* utilizada em ensaios anteriores.

Utilizou-se um agitador mecânico Fisotom modelo-713 com os mesmos parâmetros operacionais utilizados no Jar test. O experimento consistiu em adicionar o lixiviado em um recipiente com capacidade de 10 L que se encontrava ao agitador. Após o período de agitação as amostras permaneciam em repouso para decantação, e após o período de 30 minutos de sedimentação, retirava-se o excesso do material decantado, separando-se 5 litros do sobrenadante a ser analisado. A escolha desse volume foi determinada devido a seu uso futuro na coluna de ozonização para que se pudesse avaliar o tratamento combinado de coagulação/floculação e ozonização. Para validar o tratamento e confirmar os resultados obtidos em bancada, as mesmas análises de cor, turbidez e compostos absorvidos a 254 nm foram realizadas para o tratamento em maior escala.



## 4.4.2 Tratamento por ozonização

### 4.4.2.1 Instalações e equipamentos

O reator foi construído a partir de uma coluna de acrílico transparente de 1,0 m de altura e 0,14 m de diâmetro interno. A coluna foi fixada em um suporte de aço com sistema de operação descontínuo (em batelada). Para a distribuição do fluxo de ozônio, foram fixadas nove pedras porosas comercialmente utilizadas para aquário. A parte superior da coluna era dotada de três aberturas, cuja função era tanto a alimentação manual do lixiviado na coluna, como de permitir a saída do gás liberado pelo sistema (gás não absorvido pela massa líquida), denominado *off-gás*, para um frasco lavador de gás. Esses dispositivos serviam também para facilitar a lavagem e a manutenção do reator.

Para realizar a coleta das amostras ozonizadas no decorrer dos ensaios, foram adaptadas torneiras com operação manual, posicionadas para coletar o lixiviado em diferentes alturas da coluna.

O sistema de fornecimento de gás ozônio consistia em um gerador de ozônio produzido por Oxiclean Soluções Ambientais, integrado a um concentrador de oxigênio da marca Millennium Resperonics. O sistema utilizado no experimento consistia de um gerador de ozônio alimentado por um concentrador de oxigênio responsável pela transformação do ar do ambiente em oxigênio molecular ( $O_2$ ). O oxigênio molecular era transformado em ozônio no gerador, por meio de descargas elétricas, conhecido como descarga corona.

O concentrador admitia cinco vazões disponíveis para geração de diferentes dosagens de ozônio. O desenho do sistema de ozonização projetado no presente trabalho, bem como as imagens do reator são apresentadas nas Figura 12, 13 e 14, respectivamente. As especificações técnicas do sistema de geração de ozônio são descritas na Tabela 7.

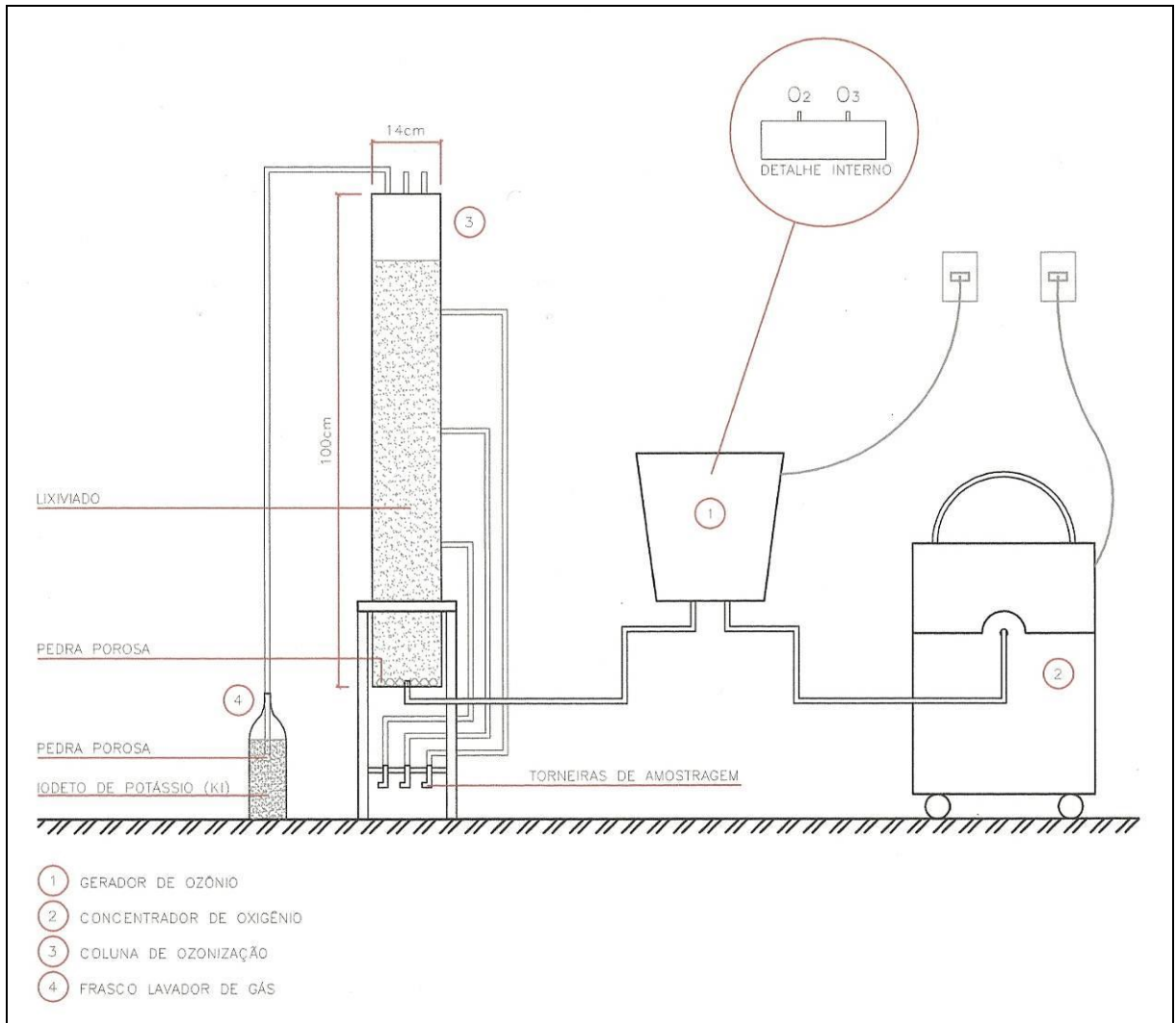


Figura 12 – Desenho do esquema utilizado no sistema de ozonização



Figura 13 - Coluna de ozonização (a) coluna (b) topo da coluna (c) entrada do gás ozônio (d) sistema de coleta



Figura 14 – (a) e (b) Imagem da estrutura do gerador de ozônio e (c) concentrador de oxigênio

Tabela 7 - Especificações técnicas do gerador de ozônio

<b>Gerador de ozônio</b>	Feito em caixa de aço com pintura esmaltada branca, com componentes: Ventoinha, transformador de corrente, célula para descarga de corona (geração do ozônio) e fusíveis.
<b>Especificações elétricas</b>	Voltagem: 220 voltz, Potência: 20.000 Wattz, Corrente: 4 amperes. Tamanho: 40x30x20(cm) consumo de energia: 60Wattz
<b>Funcionamento</b>	Dentro do gerador ocorre descarga elétrica que quebra as moléculas de oxigênio que tendo átomos soltos fará a geração de ozônio
<b>Gerador de oxigênio</b>	É um potencializador que abastece o gerador de ozônio captando o ar com pureza de até 94%, aumentando assim a capacidade do gerador de ozônio

#### 4.4.2.1.1 Calibração do gerador de ozônio

Para estabelecer a produção de ozônio a ser utilizada durante os experimentos realizou-se a calibração do gerador de ozônio, combinado com o concentrador de oxigênio, pelo método iodométrico 2350E, descrito como método semi-batelada *pelo Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

O procedimento consistiu em determinar a produção do gás ozônio por meio da passagem do gás durante 10 minutos em uma armadilha em série, de dois frascos lavadores de gás, contendo um volume determinado de 200 mL de solução de iodeto de potássio (KI) a 2% m/v em cada.

Após a ozonização da solução, acidificava-se uma alíquota da amostra com ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) 2N, para fixação do ozônio no meio líquido, e titulava-se com tiosulfato de sódio ( $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ ) 0,025N até que a cor amarela do iodo quase desaparecesse. Em sequência foram adicionados de 1 a 2 ml de solução de amido para continuar a titulação e para o desaparecimento da cor azul da solução, dando fim ao experimento.

Para o procedimento de calibração com o gerador de ozônio foram consideradas diferentes vazões de oxigênio fornecidas pelo concentrador de oxigênio, sendo: 60, 120, 180, 240 e 300 L.h<sup>-1</sup>. O cálculo da produção de ozônio é apresentado pela Equação 1:

$$\text{Dose de ozônio mg/L} = \frac{(A+B) \times N \times 24}{T} \quad (1)$$

Em que:

A = mL do titulante gasto na armadilha A

B = mL do titulante gasto na armadilha B

N = Normalidade do  $\text{Na}_2\text{SO}_3$

T = tempo de ozonização

24 = fator de correção das unidades

#### 4.4.2.2 Metodologia do experimento de ozonização

A batelada de cada ensaio era realizada com um volume de 5 litros de lixiviado disposto na coluna de ozonização. Para os ensaios foram adotadas as seguintes condições a serem avaliadas: lixiviado bruto, lixiviado bruto com pH ajustado para ácido (pH=4), lixiviado bruto com pH ajustado para básico (pH= 9) e lixiviado pré-tratado com Tanfloc SG<sup>®</sup>.

As amostras de lixiviado que alimentavam o reator eram submetidas a um período pré-determinado de exposição ao ozônio, estabelecidos em 30, 60, 90 e 120 minutos. Em cada período alíquotas eram retiradas para avaliação da cor, turbidez, DQO e compostos absorvidos a 254 nm. A Figura 15 apresenta as imagens da coluna de ozonização preenchida com lixiviado e a passagem de gás por meio das pedras porosas, com a retirada manual das alíquotas para realização das análises.



Figura 15 – Imagem da coluna de ozonização preenchida com Lixiviado (a) coluna (b) pedras porosas (c) coleta das amostras

## **CAPÍTULO V**

### **5 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

#### **5.1 Caracterização do Lixiviado do Aterro Sanitário de Maringá-PR**

Com o objetivo de avaliar as características do lixiviado gerado pelo aterro sanitário de Maringá-PR, em uma primeira fase do estudo, foram realizadas coletas de lixiviado no período de dezembro de 2010 a maio de 2011. Em seguida, para dar continuidade ao estudo de caracterização foram obtidas amostras entre o período de setembro de 2011 a dezembro de 2011.

Visto que o aterro está continuamente gerando lixiviado, e que suas características qualitativas e quantitativas não são constantes, foi necessário realizar durante todo o período de estudo a caracterização do mesmo. Na Tabela 8 é apresentada a variação das características físicas e químicas do lixiviado investigadas no presente trabalho.

Tabela 8- Características do lixiviado coletado no aterro sanitário de Maringá durante o período de caracterização

Parâmetros	Unidade	09/12/2010	20/01/2011	10/02/2011	10/03/2011	11/04/2011	01/05/2011	29/09/2011	19/10/2011	07/12/2011	
Temperatura	°C	26	24	25	24	24	26	27	26	25	
pH	-	7,43	6,92	7,66	7,62	6,73	8,14	7,51	7,7	6,49	
Cor aparente	mg/LPt Co	11000	11500	2000	2500	1000	2500	4480	7040	10800	
Turbidez	NTU	4000	5000	3000	1000	4250	2250	360	1560	2000	
Nitrogênio amoniacal (NH <sup>4+</sup> )	mg/L	2820	2860	2770	1230	1246	1770	1060	1477	1525	
DQO	mg/L	11783	3600	23727	11850	8266	6441	3670	6780	10252	
DBO	mg/L	3750	1072	942	505	-	-	582	839	1230	
DQO/DBO	mg/L	3,14	3,36	25,19	23,46	-	-	6,30	8,08	8,33	
ST	mg/L	13400	11900	50700	4000	4500	12260	5000	7500	9400	
SF	mg/L	3900	7600	48600	3000	1700	3400	2500	4500	5300	
SV	mg/L	9500	4300	2100	1000	2800	8860	2500	3000	4100	CONAMA 430/11
Alumínio (Al)	mg/L	1,157	-	0,509	0,475	1,23	0,71	0,25	0	7,451	-
Cádmio (Cd)	mg/L	0,018	0,013	0,004	0,006	0	0	0	0,003	0	0,2
Chumbo (Pb)	mg/L	0,224	0,803	0,004	0,006	0,02	0,04	0,11	-	-	0,5
Cobre (Cu)	mg/L	0,1	0,098	0,004	0,018	0	4	0,022	0,069	0,001	1
Cromo (Cr)	mg/L	0,0231	0	0,015	0,011	0	0	0	0,020	0,012	1
Ferro (Fe)	mg/L	12,283	6,92	0,762	2,139	0,21	0,21	2,18	0,457	0,420	15
Manganês(Mn)	mg/L	18,195	-	0,043	0,06	0,33	0,76	0,23	0	0,066	1
Mercúrio (Hg)	mg/L	45,339	-	11,681	2,116	-	-	-	-	-	0,01
Níquel (Ni)	mg/L	0,237	0,276	0,066	0,113	0,036	0,036	0,067	-	-	2
Prata (Ag)	mg/L	0,017	0,019	0,002	0,003	0,007	-	0,016	-	-	0,1
Zinco (Zn)	mg/L	0,239	0,347	0,048	0,114	0,03	0,41	0,07	-	-	5,0

A partir da caracterização, foi possível identificar as características mais marcantes desse lixiviado, que justificam a real necessidade de se realizar um tratamento que se mostre eficiente para a melhoria da sua qualidade. Sendo assim, foi observado que:

- A coloração escura, apresentada principalmente pela cor marrom e preta no lixiviado, é indicativa da presença de grande quantidade de compostos dissolvidos e em suspensão que conferem resultados de elevada cor. A presença de substâncias húmicas também promove a coloração do lixiviado, além de ser responsável pela presença de matéria orgânica na massa líquida;

- A quantidade de sólidos presentes no lixiviado confere elevada turbidez ao mesmo, indicando a necessidade da realização de um tratamento físico-químico com intuito de remover parte dos sólidos passíveis de sedimentação;

- A razão DQO/DBO<sub>5</sub>, conhecida como razão de biodegradabilidade, está relacionada com a fração de matéria orgânica biodegradável. A razão que pode ser observada na Tabela 8 está relacionada com a matéria recalcitrante presente no lixiviado, pois a matéria orgânica biodegradável já foi consumida. A recalcitrância está associada à dificuldade de degradação de certas substâncias químicas presentes na massa líquida, que em lixiviado podem estar relacionada à presença de compostos de elevada massa molar como as substâncias húmicas.

- A elevada concentração de compostos de nitrogênio presente no lixiviado, como o elevado teor de amônia, contribui com o caráter poluente do lixiviado podendo ocasionar problemas de contaminação quando lançado sem prévio tratamento em corpos hídricos. Um exemplo é a eutrofização, capaz de causar danos irreversíveis a flora e fauna aquática.

Foi determinada a concentração de metais pesados presentes no lixiviado. Os resultados apresentados na Tabela 8 referem-se à concentração de metais encontrada no lixiviado durante o período de caracterização. Realizou-se uma comparação de acordo com os limites estabelecidos pela resolução CONAMA n°430/2011 em relação à concentração de metais padronizada para o lançamento de efluentes.



É possível observar a partir da Tabela 8 que as maiores concentrações encontradas no lixiviado de acordo com a legislação citada foram de Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Cobre (Cu).

O chumbo é um metal que apresenta alta toxicidade e, quando lançado ao ambiente, tem um longo tempo de residência comparado à maioria de outros poluentes. Como resultado, ele tende a se acumular em solos e sedimentos, nos quais, pela reduzida solubilidade, pode permanecer acessível à cadeia alimentar e ao metabolismo humano por longo tempo (SAUVE *et al.*, 1998).

A ocorrência de chumbo nas amostras de lixiviado pode estar associada à presença de pilhas e baterias, canos de antigos sistemas de distribuição de água, inúmeras ligas, tintas, tabacos, vidros, que foram dispostos no aterro sanitário. Os sais de chumbo formam a base de muitas tintas que fornecem pigmento branco, amarelo, laranja, vermelho e verde (NAGASHIMA, 2009).

Com relação ao Manganês (Mn) foram encontradas altas concentrações apenas na primeira amostra caracterizada (dezembro/2010). De acordo com Nagashima (2009) a origem do manganês no lixiviado está relacionada à presença de aço, ligas metálicas, baterias, tintas, vernizes, fogos de artifícios e fertilizantes que foram aterrados, e que solubilizam na forma de  $Mn^{+2}$  (forma mais solúvel) e  $Mn^{+4}$  (forma menos solúvel).

Foram encontradas altas concentrações de mercúrio (Hg) em todas as amostras avaliadas, acima do que estabelece o padrão de lançamento, de acordo com a legislação brasileira. O mercúrio é utilizado em baterias, termômetros, amálgama dentária e produtos farmacêuticos, que por ventura podem ter sido descartados no lixo comum.

De acordo com Kjeldsein *et al.* (2002) a concentração de metais presentes no lixiviado está diretamente relacionada com os métodos de amostragem e leitura realizados para a investigação desses parâmetros. Não existem metodologias padronizadas para a amostragem, filtração e armazenamento de amostras de lixiviado que contenham metais.

Ainda segundo o autor, a variação na quantidade de metais encontrada em diferentes aterros pode estar relacionada com a forma de amostragem e manuseio das amostras de lixiviado. Manter as amostras em condições anaeróbias após a coleta pode colaborar com a sua preservação, pois a concentração de metal pode variar de acordo com o estágio de oxidação do lixiviado.

Segundo Gounaris *et al.* (1993), citado por Kjeldsein *et al.* (2002), a existência de colóides no lixiviado pode ter elevada afinidade com a concentração de metais pesados. Os colóides podem ser encontrados tanto nas amostras de lixiviado *in natura*, como também na

massa líquida após a realização de algum tratamento, garantindo a presença dos metais pesados.

### **5.1.1 Precipitação pluviométrica**

Em um aterro sanitário a precipitação é um dos fatores mais importantes pois está relacionada com a quantidade de água que entra em um aterro. Como resultado da precipitação se dá o processo de evaporação da água, o escoamento superficial e subsuperficial, a infiltração e conseqüentemente o escoamento de lixiviado.

A água tem papel fundamental, uma vez que é responsável pela integração dos fenômenos que acontecem no aterro, seja transportando materiais de um ponto a outro ou promovendo reações químicas. Por isso, tanto a quantidade de água disponível quanto as características do seu escoamento (retornando ou não ao topo do aterro pelo sistema de recirculação) são determinantes para o desempenho da degradação dos resíduos sólidos (FERREIRA,2010).

A partir do gráfico da Figura 16, observa-se que não se pode fazer qualquer correlação direta entre o volume de precipitação, que poderia promover a diluição do lixiviado, e a cor do lixiviado, que também está associada à presença de matéria orgânica, expressa indiretamente pela DQO. Atribui-se esse comportamento ao processo de recirculação do lixiviado para a massa de resíduo aterrada, que conseqüentemente contribui para a composição do lixiviado.

Como não existe nenhum dado do volume de lixiviado gerado e dos períodos em que foram realizadas as recirculações, nem tampouco a quantidade recirculada, não é possível identificar quais fatores contribuíram de forma mais ou menos significativa para os valores determinados no presente trabalho. A Figura 16 apresenta a precipitação verificada durante o período de estudo.

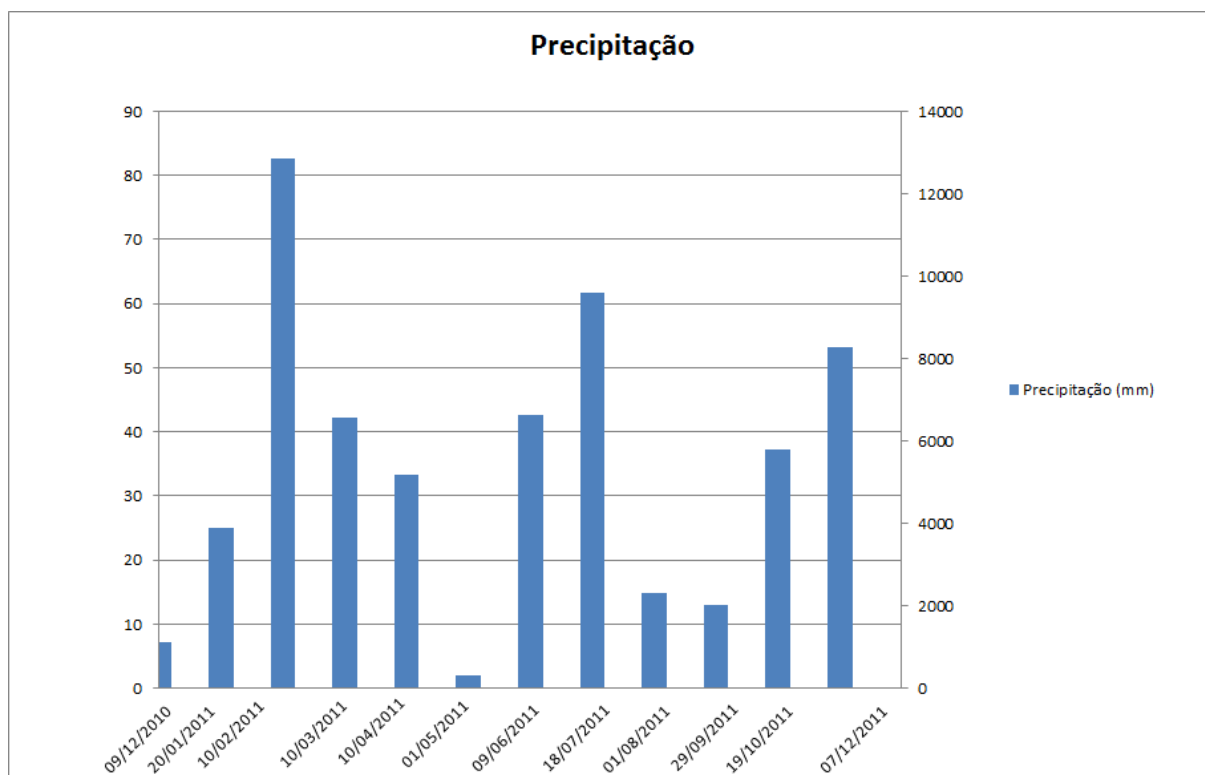


Figura 16 – Precipitação no aterro sanitário de Maringá-PR no período de estudo

### 5.1.2 Tratamento do lixiviado

Os processos de tratamentos, realizados no presente trabalho, foram desenvolvidos com as amostras de lixiviado coletadas no período de setembro de 2011 a dezembro de 2011. Para evitar problemas de mudança na qualidade do lixiviado e para não subestimar as verdadeiras características de sua composição, os experimentos foram realizados no mesmo dia em que as amostras eram coletadas. A escolha dessa forma de amostragem, em diferentes períodos e sem a homogeneização de amostras de diferentes coletas, justifica-se pelo fato de que cada uma das amostras deveria apresentar sua verdadeira composição, mostrando a influência sofrida por todos os fatores intervenientes no processo de aterramento dos resíduos, no período em que foi coletada.

Para avaliar os tratamentos realizados no lixiviado as amostras foram classificadas em três diferentes composições: alta, intermediária e baixa concentração de poluentes, que representavam as diferentes composições encontradas para o lixiviado gerado no Aterro sanitário de Maringá-PR. As características das amostras brutas são apresentadas na Tabela 9.

Tabela 9 - Características das amostras avaliadas nos ensaios de tratamento do lixiviado

<i>Classificação Das Amostras</i>	<i>pH do lixiviado bruto</i>	<i>Cor aparente (mgPtCo)</i>	<i>Turbidez (NTU)</i>	<i>Compostos absorvidos a 254 nm</i>	<i>DQO (mg/L)</i>
<i>Amostra 1 (baixa concentração)</i>	<b>7,51</b>	<b>4480</b>	<b>360</b>	<b>12,24</b>	<b>3670</b>
<i>Amostra 2 (média concentração)</i>	<b>7,7</b>	<b>7040</b>	<b>1560</b>	<b>13,52</b>	<b>6780</b>
<i>Amostra 3 (alta concentração)</i>	<b>6,49</b>	<b>10800</b>	<b>2000</b>	<b>25,24</b>	<b>10252</b>

## 5.2 Tratamento de coagulação/floculação com Tanfloc SG®

Nessa etapa do tratamento foi avaliado a influência da dosagem de coagulante Tanfloc SG® e do pH na eficiência do tratamento de três diferentes amostras de lixiviado quando utilizado o coagulante à base de tanino. Utilizou-se como ferramenta a análise de tendência do planejamento fatorial 3x4 (12 tratamentos) com duas réplicas, totalizando 24 ensaios para cada amostra. Como variáveis respostas foram avaliadas as remoções de cor aparente, turbidez e de compostos absorvidos a radiação de UV-254 nm. A avaliação estatística para as variáveis respostas foram obtidas pelo programa SAS 9.1. Os resultados completos dos ensaios encontram-se no APÊNDICE I. Foram considerados nos ensaios três níveis de pH e quatro de coagulante utilizado, como apresentado na Tabela 10.

Tabela 10 - Níveis adotados para pH e concentração de coagulante no ensaio de coagulação/floculação

<b>pH</b>	<b>Dosagem de coagulante (mg/L)</b>
4	500
pH da amostra do lixiviado bruto	900
	1100
	1500

O critério para a adoção de diferentes valores na correção do pH do lixiviado, entre ácido (pH 4) e básico (pH 9), foi determinado devido a tentativa de verificar se possivelmente a alteração do pH promoveria eficiência no tratamento de ozonização, visto que o valor do pH do lixiviado pode estar em constante variação.

A escolha das diferentes dosagens de coagulante Tanfloc SG® utilizado foi baseada na literatura, uma vez que diversos trabalhos têm apresentado diferentes faixas no tratamento, de 500 a 3000 mg/L (BILA, 2002), de 500 a 2300 mg/L (MÁXIMO, 2007), de 30 a 100 mL/L (BASSANI, 2010) e de 500 a 4000 mg/L (NAGASHIMA, 2009). Visto que de

acordo com a empresa fornecedora do Tanfloc SG® esse coagulante é efetivo para um efluente com pH de 4,5 a 8 e que o pH do lixiviado bruto coletado encontrava-se próximo a neutralidade, foram também realizados ensaios no intuito de verificar quais as respostas seriam obtidas para um lixiviado em condições de pH básico (pH=9) e ácido (pH=4).

Nas Tabela 11, 13 e 14 são apresentadas respectivamente, para cada amostra de lixiviado, a análise de variância para os fatores principais e para as interações. São indicadas as significâncias das remoções ao nível de 5% para cada variável resposta estudada, como também são apresentados os resultados a partir das médias obtidas pelo teste de Tukey.

Na Tabela 12 é apresentada a análise de variância do planejamento estatístico obtido na avaliação da amostra 1, sendo esta classificada dentre as três como a que apresenta a menor concentração de poluentes para o lixiviado estudado.

Verifica-se na Tabela 12 que os resultados obtidos em relação à remoção de compostos absorvidos a 254 nm, apresentando como significativos os valores quando o pH do lixiviado foi corrigido para básico (9) e com uma elevada dosagem de coagulante (1500 mg/L). Já para a cor os resultados mostram-se significativos apenas para o fator coagulante, verificando-se que melhores remoções são obtidas quando utilizadas também uma das maiores dosagens de Tanfloc SG®, de 1100 mg/L. Para a turbidez nota-se que apenas o fator pH foi significativo, obtendo-se maiores remoções quando o pH foi corrigido para básico (pH=9).

Contudo, para o tratamento da amostra 1 foi observado que, de maneira geral, as melhores condições de remoção são obtidas quando o lixiviado é ajustado para um pH=9 e quando são utilizadas altas dosagens de coagulante Tanfloc SG® de até 1500 mg/L.

Na Tabela 12 é apresentada a análise de variância do planejamento estatístico obtido na avaliação da amostra 2, sendo esta classificada dentre as três como a que apresenta a concentração intermediária de poluentes para o lixiviado estudado.

Tabela 11 - Resumo da análise de variância do planejamento 3x4 para a amostra 1 de lixiviado

<i>Parâmetro Avaliado</i>	<i>pH</i>		<i>Dosagem de coagulante (mg/L)</i>		<i>Interação pH x Dosagem de coagulante (mg/L)</i>
	<b>Significativo (p = 0.0003)</b>		<b>Significativo (p = 0.0023)</b>		Não Significativo (p = 0.4901)
<i>Compostos absorvidos a 254 nm</i>	pH	Média	coagulante	Média	
	bruto	0,256 A*	500(mg/L)	0.257 A*	
	4	0,224 B*	900(mg/L)	0.230 B*	
	9	0,216 B*	1100(mg/L)	0.224 B*	
			1500(mg/L)	0.217 B*	
	Não Significativo (p = 0.6785)		<b>Significativo (p = 0.0346)</b>		Não Significativo (p=0,2511)
<i>Cor aparente (mg/L PtCo)</i>	pH	Média	coagulante	Média	
	9	1930	500 (mg/L)	2360 A*	
	bruto	1735	900 (mg/L)	1813 B A*	
	4	1715	1500(mg/L)	1688B A*	
			1100(mg/L)	1313 B*	
<i>Turbidez (NTU)</i>	<b>Significativo (p = 0.0003)</b>		Não Significativo (p = 0,1334)		Não Significativo (p = 0.1164)
	pH	Média	Coagulante	Média	
	4	197,5 A*	500 (mg/L)	193,3	
	bruto	185 A*	1100(mg/L)	163,3	
	9	115 B*	900 (mg/L)	153,3	
		1500(mg/L)	153,3		

Significativo e não significativo por meio do teste F considerando 5% de significância.  
 \*Médias seguidas de letras latinas iguais, não apresentam diferença significativas segundo teste de Tukey com 5% de significância.

Tabela 12 - Resumo da análise de variância do planejamento 3x4 para a amostra 2 de lixiviado

Parâmetro Avaliado	pH		Dosagem de coagulante (mg/L)		Interação pH x Dosagem de coagulante (mg/L)
	Significativo (p = 0,0001)	Significativo (p = 0,0402)	Não Significativo (p = 0,1400)		
<i>Compostos absorvidos a 254 nm</i>	pH	Média	Coagulante	Média	
	bruto	0,550 A*	500 (mg/L)	0,506 A*	
	9	0,461 B*	900(mg/L)	0,488 B A*	
	4	0,458 B*	1500(mg/L)	0,487 B A*	
			1100(mg/L)	0,478 B	
	Não Significativo (p = 0,4199)		Não Significativo (p = 0,8149)		Não Significativo (p = 0,4104)
<i>Cor aparente (mg/L PtCo)</i>	pH	Média	Coagulante	Média	
	Bruto	5955	1100(mg/L)	5727	
	4	4795	900(mg/L)	5167	
	9	4575	500(mg/L)	5020	
			1500(mg/L)	4520	
	Não Significativo (p = 0,2787)		Não Significativo (p = 0,1480)		Não Significativo (p = 0,6554)
<i>Turbidez (NTU)</i>	pH	Média	Coagulante	Média	
	bruto	114,29	1500(mg/L)	126	
	4	105	1100(mg/L)	113	
	9	80	500 (mg/L)	80	
			900 (mg/L)	72	

Significativo e não significativo por meio do teste F considerando 5% de significância.

\*Médias seguidas de letras latinas iguais, não apresentam diferença significativas segundo teste de Tukey com 5% de significância.

Observa-se na Tabela 12 que com relação à remoção de compostos absorvidos a uma radiação de 254 nm, os resultados foram significativos e aproximados quando o pH do lixiviado foi corrigido para ácido (4) e para básico (9), e com uma elevada dosagem de coagulante utilizado (1100 mg/L). Já para a remoção de cor nenhum dos fatores estudados mostram-se significativos, porém verifica-se que melhores remoções são obtidas quando utilizadas maiores dosagens de Tanfloc SG® de 1500 mg/L com pH ajustado para básico (pH=9). Para a turbidez também nota-se que nenhum fator foi significativo e analisando a remoção obtida verifica-se que as melhores condições são alcançadas quando o pH do lixiviado é corrigido para 9 com uma concentração mais baixa de coagulante de 900 mg/L.

Sendo assim, avaliando os fatores significativos e as remoções obtidas por aqueles que não apresentaram significância, foi possível concluir que a eficiência no tratamento de coagulação/floculação da amostra 2 foi obtida quando o lixiviado era corrigido para um pH=9 e quando utilizavam-se maiores dosagens de coagulante (de 1100 mg/L).

E por fim, na Tabela 13 é apresentada a análise de variância do planejamento estatístico obtido na avaliação da amostra 3, sendo esta classificada dentre as três como a que apresenta a maior concentração de poluentes para o lixiviado estudado.

Tabela 13 - Resumo da análise de variância do planejamento 3x4 para a amostra 3 de lixiviado

<i>Parâmetro Avaliado</i>	<i>pH</i>		<i>Dosagem de coagulante (mg/L)</i>		<i>Interação pH x Dosagem de coagulante (mg/L)</i>
	<b>Significativo (p =0,0925 )</b>		<b>Significativo (p = 0,0215)</b>		<b>Significativo (p = 0,0383)</b>
<i>Compostos absorvidos<sup>a</sup> 254 nm</i>	pH	Média	Coagulante	Média	<b>pH 9 e coagulante 1500 (mg/L)</b>  <b>(Figura 20)</b>
	bruto	23,32	500(mg/L)	23,23	
	4	22,11	900(mg/L)	23,05	
	9	22,11	1100(mg/L)	22,77	
			1500(mg/L)	21,00	
		Significativo (p =0,0048)		Não Significativo (p =0, 1965)	
<i>Cor aparente (mg/L PtCo)</i>	pH	Média	Coagulante	Média	
	Bruto	7100 A*	900(mg/L)	6373,3	
	9	5575 B*	500(mg/L)	6153,3	
	4	5120 B*	1100(mg/L)	6073,3	
			1500(mg/L)	5126,7	
<i>Turbidez (NTU)</i>		Significativo (p = 0,0001)		Significativo (p =0,0012)	Significativo (p =0,0003)
	pH	Média	Coagulante	Média	<b>pH 9 e coagulante 900 (mg/L)</b>  <b>(Figura 21)</b>
	Bruto	1180	500(mg/L)	966,67	
	9	650	900(mg/L)	946,67	
	4	580	1100(mg/L)	713,33	
			1500(mg/L)	586,67	

Significativo e não significativo por meio do teste F considerando 5% de significância.  
\*Médias seguidas de letras latinas iguais, não apresentam diferença significativas segundo teste de Tukey com 5% de significância.



A Tabela 13 apresenta os resultados dos valores obtidos para os compostos absorvidos a 254 nm e para esse parâmetro dois fatores foram significativos, bem como a interação entre os mesmos. Nesse caso, devido à interação ter significância foi necessário avaliar os resultados ótimos a partir da interação, obtendo-se os valores a partir do gráfico da interação das médias, como apresentado na Figura 17.

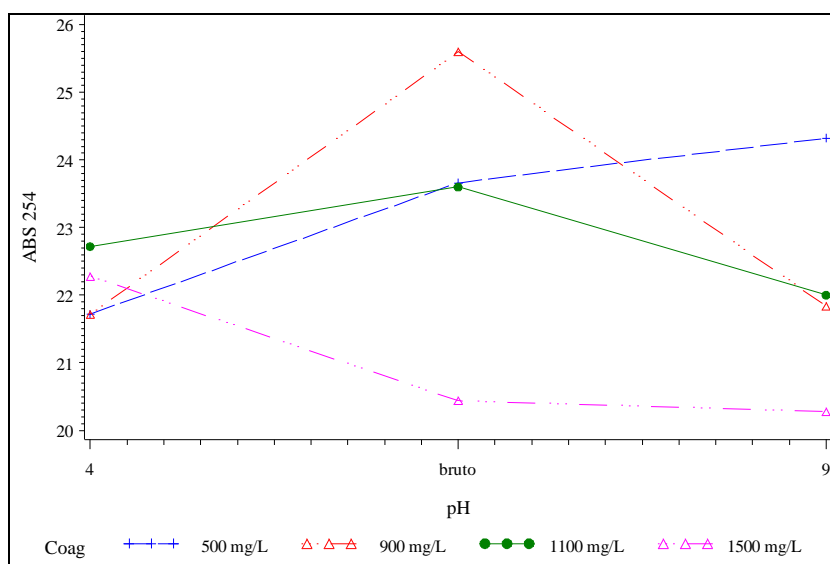


Figura 17 - Gráfico de interação de médias para compostos absorvidos a UV-254 nm para o lixiviado da amostra 3

Na Figura 17 é apresentada a variação dos compostos absorvidos a 254 nm, sendo que melhores resultados foram alcançados para esse parâmetro quando o coagulante Tanfloc SG<sup>®</sup> é utilizado a uma dosagem de 1500 mg/L com pH corrigido para 9.

Ainda na Tabela 14 é possível visualizar que com relação à cor nenhum fator foi de interação foi significativo para esse parâmetro, porém as reduções são observadas quando a dosagem do coagulante também é elevada (1550 mg/L) tanto para um lixiviado com pH corrigido para 4 como para 9. Já à turbidez investigada apresentou como significativo os resultados apresentados na interação entre os fatores. Sendo assim, foi necessário avaliar também o gráfico de interação de médias obtido para remoção de turbidez da amostra, apresentado na Figura 18.

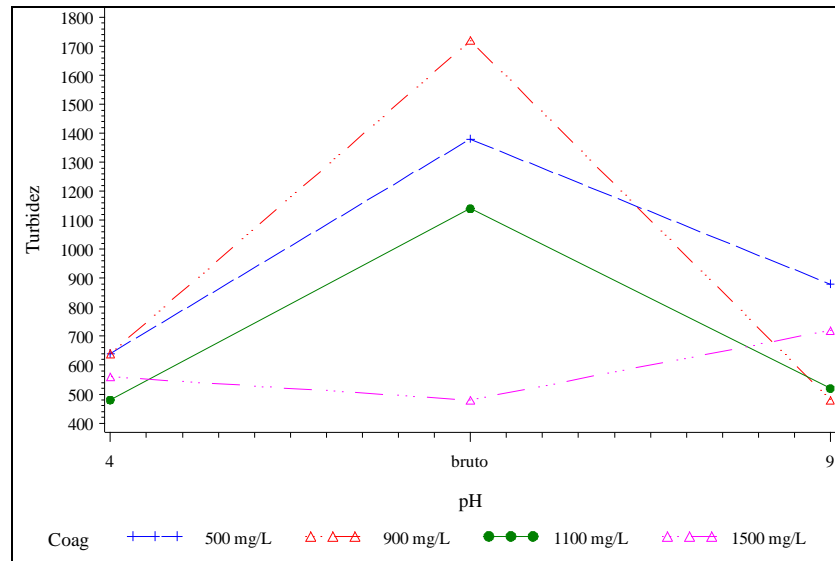


Figura 18 - Gráfico de interação de médias para turbidez (NTU) para o lixiviado da amostra 3

Na Figura 18 é possível verificar que a remoção máxima para a turbidez é obtida quando o coagulante Tanfloc SG<sup>®</sup> é utilizado a uma concentração de 900 mg/L com pH=9. A concentração de coagulante de 1500 mg/L também se apresentou como satisfatória para esse fator, principalmente quando avaliadas as amostras com o lixiviado bruto que se apresentava próximo a neutralidade para essa amostra.

Dessa forma, considerando a significância obtida a partir da interação dos fatores na avaliação dos compostos absorvidos a 254 nm e da turbidez, e a melhor remoção de cor (que não foi significativa para nenhum fator mas que se apresentou satisfatória) foi possível concluir que a eficiência no tratamento de coagulação/floculação da amostra 3 foi obtida quando o lixiviado era corrigido para um pH=9 e quando utilizava-se a maior dosagem de coagulante, de 1500 mg/L.

Com o intuito de sumarizar os resultados ótimos obtidos nos ensaios de coagulação/floculação para as três amostras de lixiviado estudadas, a Tabela 14 apresenta as remoções obtidas no processo de tratamento.

Tabela 14 - Melhores remoções alcançadas durante o processo de coagulação/floculação para as amostras de lixiviado estudadas

Amostra	pH da amostra e dosagem do coagulante	Parâmetros	Características Iniciais das Amostras	Remoções obtidas %
<b>amostra 1 baixa concentração de poluentes</b>	pH= 9 1500 mg.L <sup>-1</sup>	Cor (mg/L PtCo)	4480	59,97%
		Turbidez (NTU)	360	53,93%
		Compostos absorvidos a 254 nm	12,24	24%
<b>amostra 2 média concentração de poluentes</b>	pH= 9 1100 mg.L <sup>-1</sup>	Cor (mg/L PtCo)	7040	33,80%
		Turbidez (NTU)	1560	94,87%
		Compostos absorvidos a 254 nm	25,68	31,69%
<b>Amostra 3 alta concentração de poluentes</b>	pH= 9 1500 mg.L <sup>-1</sup>	Cor (mg/L PtCo)	10800	48,70%
		Turbidez (NTU)	2000	64%
		Compostos absorvidos a 254 nm	25,24	19,66%

O processo de coagulação/floculação com Tanfloc SG<sup>®</sup> permitiu reduções significativas principalmente para cor e turbidez do lixiviado do aterro sanitário de Maringá-PR, enquanto menores reduções foram encontradas para os compostos absorvidos a 254 nm.

Em estudo realizado por Nagashima (2009) no tratamento do lixiviado do aterro de Paranaíba-PR foram obtidas remoções de cor em 75% quando utilizado o coagulante Tanfloc SG<sup>®</sup>. Para Bassani (2010) que realizou o tratamento do lixiviado do antigo aterro de Maringá-PR foram encontradas remoções de cor de 53% quando utilizadas dosagens de 30 mL/L de Tanfloc SG<sup>®</sup> diluído em água. Em ensaios realizados por Almada *et al.*(2007) os resultados no tratamento de efluente industrial se apresentaram bons quando o pH encontrava-se em uma faixa de 8 e 9, quando utilizava-se o Tanfloc SG<sup>®</sup>. Vaz (2009) obteve melhores remoções de 95,90% para cor e 99,73% para turbidez quando utilizou o Tanfloc SG<sup>®</sup> no tratamento de efluente de galvanoplastia.

É possível verificar que as diferenças de remoções obtidas tanto em outros trabalhos como para esse estudo se devem ao fato da particularidade da composição de cada lixiviado, bem como dos critérios de otimização adotados no tratamento dos mesmos. Para o

lixiviado do aterro sanitário de Maringá-PR o processo de coagulação/floculação com tanino SG<sup>®</sup> apresentou resultados satisfatórios para as três amostras avaliadas, evidenciando a eficiência do processo realizado para esse estudo.

Após a etapa de verificação dos resultados ótimos, obtidos nos ensaios de coagulação/floculação em Jar test, foram replicados os ensaios nas mesmas condições para as três amostras, utilizando um maior volume de lixiviado. Após o ensaio, retirava-se um volume de 5 litros do sobrenadante tratado para seu uso posterior no tratamento de ozonização, e o lodo gerado era descartado, não sendo realizadas análises com o mesmo.

Os resultados obtidos após a realização dos experimentos de coagulação/floculação em uma maior escala são sumarizados na Tabela 15, evidenciando a funcionalidade de tratamento físico-químico para os parâmetros avaliados.

Tabela 15 - Características das amostras tratadas em maior escala pelo processo de coagulação/floculação

Amostra	Parâmetros ótimos	Parâmetros	Características Iniciais das Amostras	Características após tratamento
<b>amostra 1</b> <b>baixa</b> <b>concentração de</b> <b>poluentes</b>	pH= 9 1500 mg.L <sup>-1</sup>	Cor (mg/L PtCo)	7640	3510
		Turbidez (NTU)	1120	347
		Compostos absorvidos a 254 nm	17,1	14,76
<b>amostra 2</b> <b>média</b> <b>concentração de</b> <b>poluentes</b>	pH= 9 1100 mg.L <sup>-1</sup>	Cor (mg/L PtCo)	7605	5192
		Turbidez (NTU)	1880	369
		Compostos absorvidos a 254 nm	19,23	15,5
<b>amostra 3</b> <b>alta concentração</b> <b>de poluentes</b>	pH= 9 1500 mg.L <sup>-1</sup>	Cor (mg/L PtCo)	10020	5965
		Turbidez (NTU)	1760	500
		Compostos absorvidos a 254 nm	25,62	21,5

### 5.3 Tratamento por Ozonização

#### 5.3.1 Calibração do Gerador de Ozônio

A calibração permitiu que fossem encontradas as dosagens de ozônio geradas pelo sistema de ozonização, admitindo-se as cinco vazões de entrada do concentrador de oxigênio. A Figura 19 e a Tabela 16 apresentam a curva de produção de ozônio a partir da vazão de oxigênio gerado pelo sistema e a dosagem de ozônio produzida a partir da vazão.

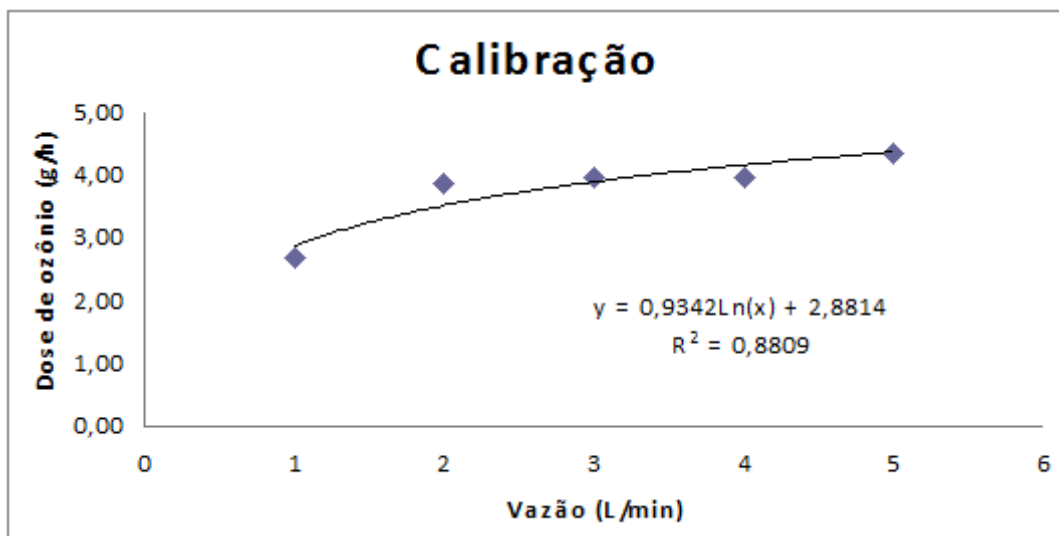


Figura 19 - Curva de produção de ozônio a partir da vazão de oxigênio fornecida ao sistema

Tabela 16 - Relação da dosagem de ozônio produzida a partir da vazão de oxigênio

Vazão (L/min)	gO <sub>3</sub> /h
1	2,70
2	3,86
3	3,98
4	3,98
5	4,36

Para a realização dos ensaios de ozonização na coluna com o lixiviado adotou-se a vazão de 4 L/min ou 240 L/h correspondente a uma produção de ozônio de 3,98 gO<sub>3</sub>/h. Optou-se em não utilizar a maior concentração de ozônio produzido devido ao fato de que vazões acima de 300 L/h podem provocar agitação excessiva do meio aquoso, e exercer influência negativa na transferência de ozônio da fase gasosa para líquida (SOARES, 2007; BASSANI, 2011). No presente trabalho, por razões técnicas, não foram determinadas as concentrações de ozônio residual na fase líquida, nem na fase gasosa (off gás).

### 5.3.1.1 Tratamento por Ozonização

Foram realizados ensaios de ozonização para cada uma das três amostras testadas, sendo avaliadas as diferentes condições: lixiviado bruto, lixiviado bruto com pH corrigido para 4, lixiviado bruto com pH corrigido para 9 e lixiviado pré-tratado com tanfloc SG<sup>®</sup>. A escolha dessa configuração de tratamento, submetendo o lixiviado no processo oxidativo com pH modificado, foi proposto com a finalidade de avaliar se a mudança da característica inicial

do pH do lixiviado influenciaria na eficiência do tratamento com ozônio, visto que o pH é um fator condicionante para os mecanismos de reação no meio aquoso. Também foram verificadas as performances do tratamento de ozonização para o lixiviado bruto (*in natura*) comparando-se com o mesmo lixiviado em condições de pré-tratamento com tanfloc SG<sup>®</sup>.

Em estudos preliminares realizado com o lixiviado na coluna de ozonização observou-se que as reduções nos parâmetros monitorados alcançavam resultados satisfatórios em até 120 minutos de tratamento, e que após esse período a taxa de consumo de ozônio tornava-se constante, não alterando de forma significativa o tratamento da massa de lixiviado. Dessa maneira, foi adotado em todos os ensaios um tempo máximo de ozonização de 120 minutos.

Os valores encontrados durante o monitoramento do processo de ozonização, para todos os parâmetros avaliados, foram obtidos a partir das médias dos ensaios realizados, avaliados sempre em duplicata. Optou-se em repetir o experimento para cada ensaio a fim de desprezar os possíveis erros como a mudança na qualidade do lixiviado, as variações das condições operacionais no uso do reator e os possíveis erros de amostragem.

Durante os ensaios de ozonização na coluna, observou-se que após a injeção do gás ozônio, a massa de lixiviado produzia espuma. Esse fenômeno também ocorreu em ensaios realizados por Pasqualini (2010), que justifica esse fato pela presença de surfactantes no lixiviado. Esses compostos podem estar presentes em embalagens e resíduos, dispostos no aterro, contendo resíduos de detergente e sabão. A Figura 20 apresenta a imagem do reator com a formação de espuma na coluna, durante o ensaio de ozonização.



Figura 20 – Imagem do reator com a espuma formada no reator de ozonização

#### **5.3.1.1.1 Remoção de cor do lixiviado no processo de ozonização**

Uma das características mais marcantes do lixiviado é a sua cor escura confirmada pela tonalidade marrom e preta. Mesmo não sendo um padrão estabelecido dentro das normas ambientais de lançamento de efluentes, sabe-se que a cor é um parâmetro físico que expressa o resultado do tratamento de um efluente, pois essa característica está diretamente correlacionada com a presença de substâncias dissolvidas no lixiviado, como a matéria orgânica, e que quando lançada em um corpo hídrico pode ser potencialmente contaminante ao meio.

A Figura 21 apresenta a variação da cor do lixiviado com relação ao tempo de ozonização, em um período de 120 minutos, empregado para as diferentes amostras estudadas.

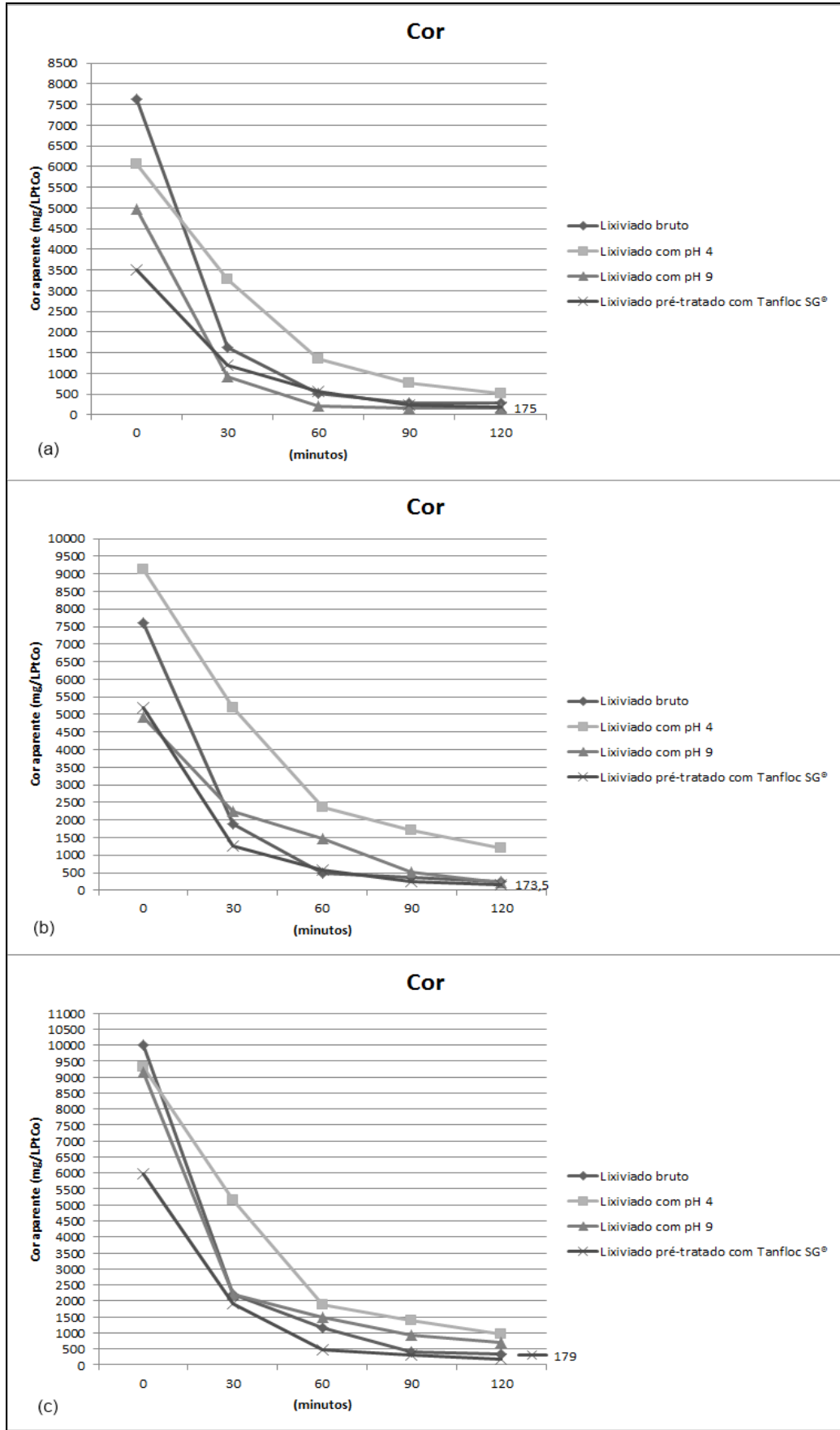


Figura 21 - Variação da cor durante em função do tratamento por ozonização (a) amostra 1 (b) amostra 2 (c) amostra 3



Observa-se na Figura 23 que os resultados obtidos para cor foram sempre decrescentes ao longo do tratamento de 120 minutos, obtendo-se remoções significativas já nos primeiros 30 minutos de ozonização das amostras. Segundo Tizaoui *et al.* (2007) a mudança de coloração entre rápida e lenta ocorre devido aos mecanismos de reação do ozônio na massa líquida, que provoca alterações na natureza dos compostos existentes, ou seja, na formação de subprodutos da oxidação. A cor também pode estar associada à presença de compostos aromáticos no efluente, que quando ozonizado provoca a formação de fenóis rapidamente, e que quando oxidados podem resultar em ácidos alifáticos e aldeídos, em menor velocidade.

Verifica-se ainda, na Figura 21, que o lixiviado com pH corrigido para ácido (pH=4) sempre apresentou maior cor inicial quando comparado com o lixiviado bruto. Esse fato pode estar relacionado à presença de substâncias húmicas e compostos solúveis (ácidos húmicos e fúlvicos) que quando em pH mais baixo são capazes de promover um aumento da cor na massa de lixiviado.

É possível observar que as melhores remoções de cor foram obtidas na ozonização com o lixiviado pré-tratado pelo processo de coagulação/floculação com tanfloc SG®, alcançando remoções no tempo de 120 minutos, de 95% para amostra 1, 97% para a amostra 2 e 97% para a amostra 3. Trabalhos referenciados na literatura como o de Wu *et al.* (2004) apresentaram descoloração de até 90% apenas com processo oxidativo de ozonização.

As amostras de lixiviado bruto e com pH ajustado para 9 apresentaram remoção crescente de cor, apresentando maior eficiência apenas para a amostra 1 quando comparadas com as amostras 2 e 3 pré-tratadas com Tanfloc SG®. De forma geral, com relação ao parâmetro cor, para todas as condições em que o lixiviado foi submetido, foram alcançados resultados satisfatórios de remoção, visto que esses resultados tornam-se significativos devido à cor inicial do lixiviado ser sempre elevada. A Tabela 17 apresenta os resultados de cor obtidos após 120 minutos de tratamento de ozonização para cada amostra.

Tabela 17 - Resultado da cor obtida após 120 minutos do tratamento de ozonização -  
*Cor aparente (mgPtCo)*

	Amostra 1		Amostra 2		Amostra 3	
	tempo inicial	tempo 120'	tempo inicial	tempo 120'	tempo inicial	Tempo 120'
Lixiviado bruto	7640	<b>280</b>	7605	<b>260</b>	10020	<b>330</b>
Lixiviado com pH 4	5920	<b>480</b>	9120	<b>1200</b>	9320	<b>960</b>
Lixiviado com pH 9	4960	<b>160</b>	4915	<b>225</b>	9160	<b>700</b>
Lixiviado coagulado	3510	<b>175</b>	5192	<b>173</b>	5965	<b>179</b>

Estudos realizados por Silva *et al.* (2004), Tizaoui *et al.* (2007), Pasqualini (2010) e Fengguo *et al.* (2010) também demonstraram a eficiência do processo de descoloração no tratamento de lixiviado, o que confirma a vantagem do processo oxidativo de ozonização quando comparado com outros tratamentos que visam essa finalidade.

De acordo com Wu *et al.* (2004) a cor é proveniente das ligações insaturadas e de grupos de radicais funcionais específicos e a hidroxila gerada pelo processo de ozonização ataca especificamente cadeias conjugadas que conferem cor as moléculas orgânicas.

Na Figura 22 são apresentadas as fotos do lixiviado bruto, após o processo de coagulação/floculação e ao longo do processo de ozonização.

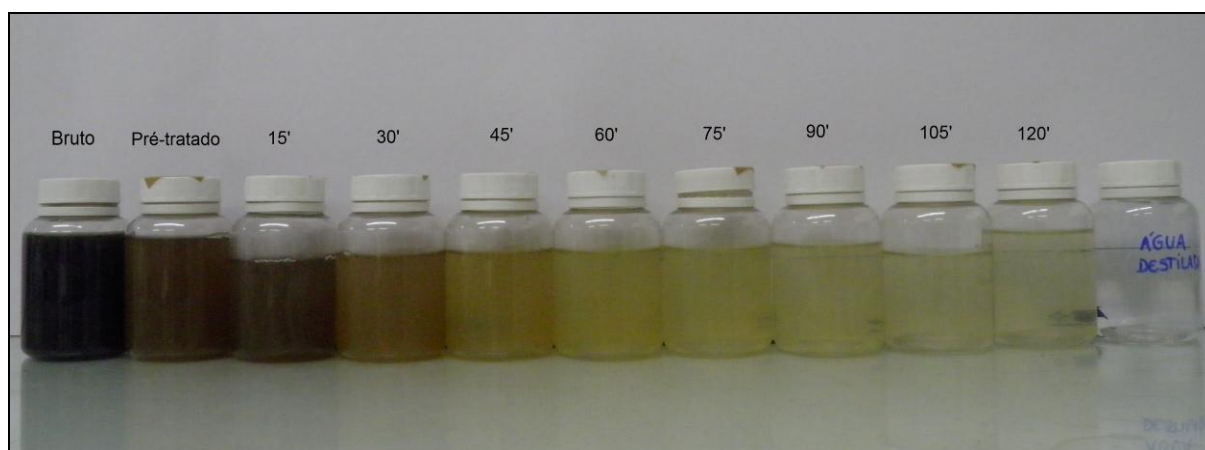


Figura 22 - Variação da cor do lixiviado.

#### 5.3.1.1.2 Remoção de turbidez do lixiviado no processo de ozonização

A turbidez, medida pela dificuldade de um feixe de luz ao atravessar uma amostra, assim como o parâmetro cor, não possui um limite padrão definido nas legislações que determinam a qualidade no lançamento de um efluente. Contudo, para o presente trabalho

avaliou-se esse parâmetro a fim de avaliar a interferência dos sólidos suspensos presentes na massa líquida tratada no processo de ozonização.

A Figura 23 apresenta o comportamento da turbidez durante o tratamento por ozonização durante o período avaliado de 120 minutos.

Quanto aos índices de turbidez pode-se observar que os valores são decrescentes durante o processo de ozonização. Pequenas variações podem ser observadas no decorrer do processo, mas que não apresentaram significância relevante, visto que no final do tratamento foram obtidas grandes remoções desse parâmetro. O aumento da turbidez em determinados momentos do tratamento pode ocorrer devido à ozonização ser responsável pela formação de compostos que se mantêm suspensos na massa líquida, sendo degradados consequentemente durante o processo.

Os melhores resultados foram observados para as amostras pré-tratadas com Tanfloc SG<sup>®</sup>, confirmando a funcionalidade do tratamento combinado de coagulação/floculação e ozonização. As remoções obtidas com o lixiviado pré-tratado após 120 minutos de ozonização foram de 83% para a amostra 1, 89% para a amostra 2 e 76% para a amostra 3 respectivamente. Também foram encontradas melhores remoções de turbidez para o lixiviado com pH ajustado para 9 e 4 apenas para amostra 1, sendo esta a que apresenta a menor concentração de poluentes.

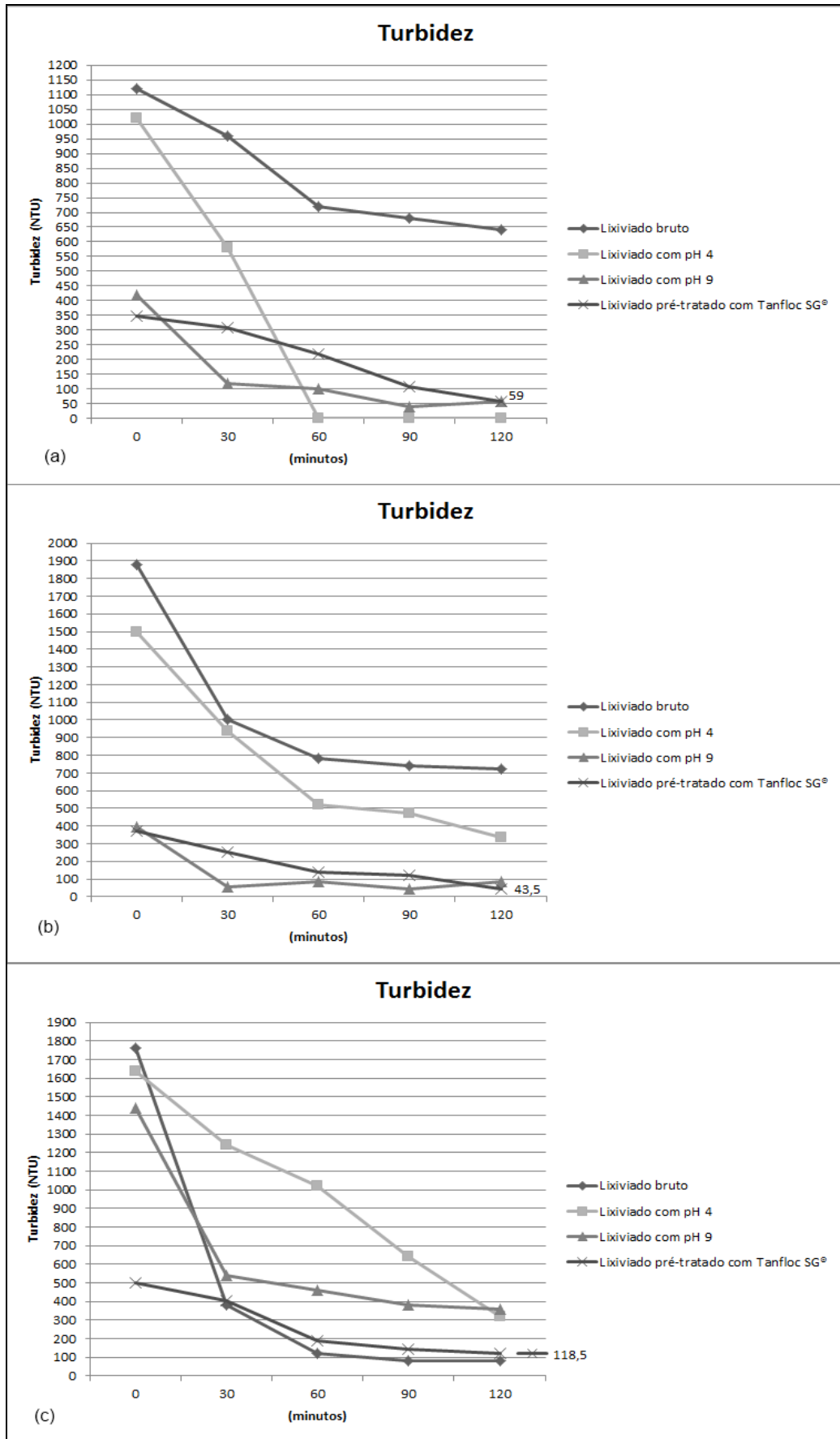


Figura 23 - Variação de turbidez durante o tratamento por ozonização (a) amostra 1 (b) amostra 2 (c) amostra 3

A Tabela 18 apresenta os resultados de turbidez obtidos no tratamento de ozonização em um período de 120 minutos empregado para as diferentes amostras estudadas.

Tabela 18 - Resultados de turbidez obtidos após o processo de ozonização em 120 minutos

	<i>Turbidez (NTU)</i>					
	<i>Amostra 1</i>		<i>Amostra 2</i>		<i>Amostra 3</i>	
	<i>tempo inicial</i>	<i>tempo 120'</i>	<i>Tempo inicial</i>	<i>tempo 120'</i>	<i>Tempo inicial</i>	<i>Tempo 120'</i>
<i>Lixiviado bruto</i>	1120	<b>640</b>	1880	<b>725</b>	1760	<b>80</b>
<i>Lixiviado com pH 4</i>	760	<b>60</b>	1500	<b>337</b>	1640	<b>320</b>
<i>Lixiviado com pH 9</i>	420	<b>60</b>	395	<b>83</b>	1440	<b>360</b>
<i>Lixiviado coagulado</i>	347	<b>59</b>	369	<b>43</b>	500	<b>118</b>

### 5.3.1.1.3 Remoção de compostos absorvidos na radiação UV-254 nm pelo processo de ozonização

Os compostos húmicos, fúlvicos e huminas estão relacionados com a matéria orgânica presente no lixiviado. Sua remoção é indicativa de que o processo oxidativo pode ser eficiente na degradação da matéria orgânica e recalcitrante. A variação da concentração desses compostos presentes no lixiviado pode ser medida indiretamente por meio de verificação de compostos que absorvem a radiação em UV-254 nm. Na Figura 24 é apresentada a absorbância dos compostos absorvidos a 254 nm avaliados pelo período de 120 minutos durante o processo de ozonização.

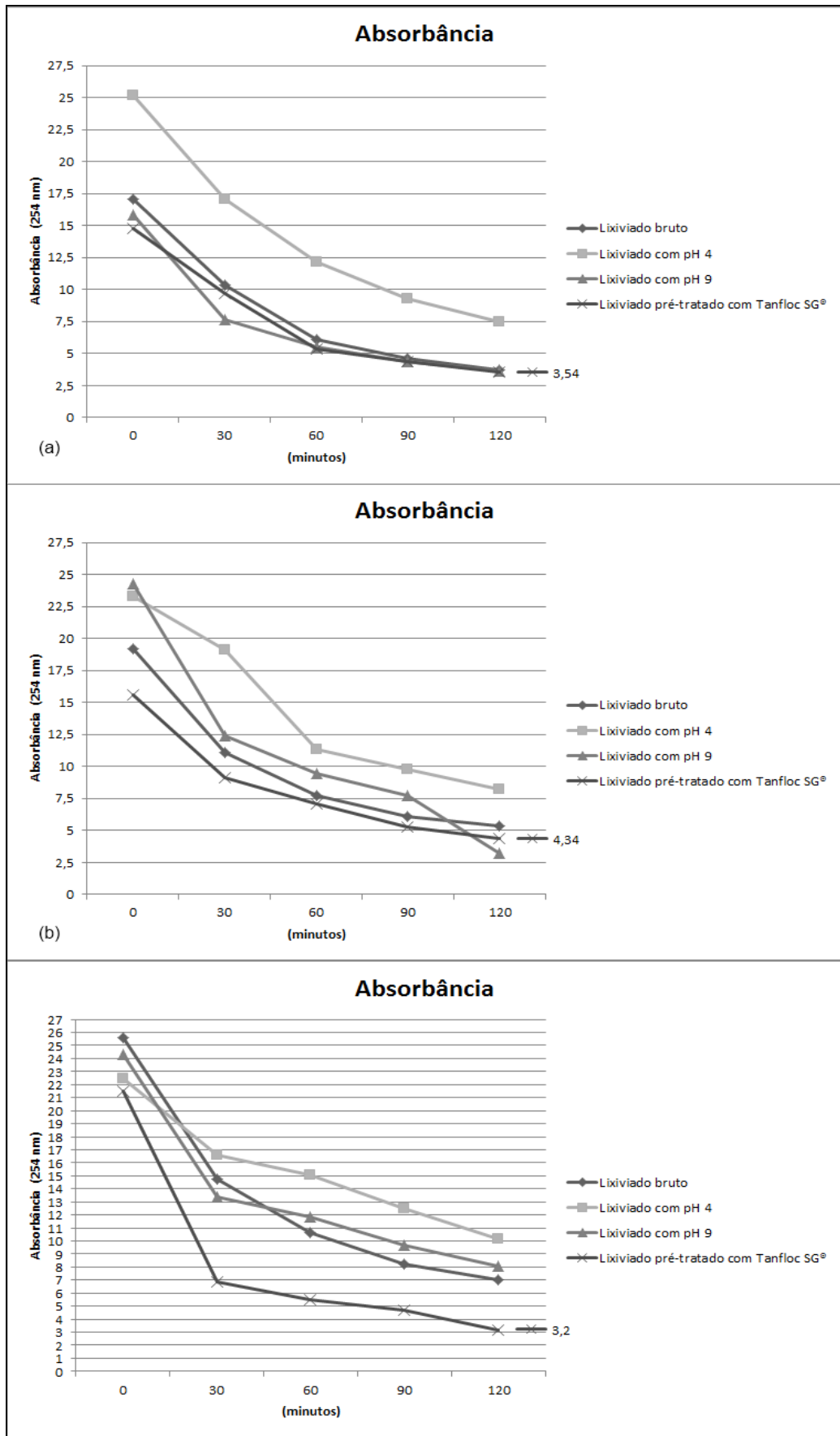


Figura 24 - Variação da concentração de compostos absorvidos a 254 nm durante o processo de ozonização (a) amostra 1 (b) amostra 2 (c) amostra 3

Verifica-se a partir da Figura 24 que o tratamento contribuiu significativamente na redução dos compostos húmicos, fúlvicos e huminas, sendo possível observar grandes remoções obtidas para o lixiviado pré-tratado com Tanfloc SG<sup>®</sup> de 76% para a amostra 1, 72% para a amostra 2 e 85% para amostra 3. Quando comparados os tratamentos realizado com o lixiviado bruto e com o lixiviado com pH corrigido para 4 não foram verificadas melhores remoções, visto que a correção do pH para ácido não contribuiu na eficiência do tratamento para esse parâmetro. Nota-se ainda, que as amostras de lixiviado inicial com pH corrigido para ácido (pH=4) sofreram um aumento com relação a leitura de absorvância desses compostos quando comparadas com as amostras de lixiviado bruto. Esse fato esta relacionado com a precipitação química de substâncias húmicas pela manipulação do pH, dissolvendo ácidos húmicos em pH ácido, formando compostos de novas estruturas que não são facilmente oxidados pelo processo de ozonização. Também é possível verificar a partir da Tabela 20, que com a correção do pH do lixiviado para 9 foram obtidas reduções significativas de compostos absorvidos a 254 nm para as amostras 1 e 2 quando avaliado o lixiviado com pH corrigido para 9.

De maneira geral, o processo oxidativo por ozonização mostrou-se capaz de contribuir na remoção desses compostos. A Tabela 19 apresenta os resultados de compostos absorvidos a 254 nm obtidos no final do tratamento de ozonização no período de 120 minutos para cada amostra.

Tabela 19 - Resultados de compostos absorvidos a 254 nm obtidos após o processo de ozonização

	<i>Compostos absorvidos a 254 nm</i>					
	<i>Amostra 1</i>		<i>Amostra 2</i>		<i>Amostra 3</i>	
	<i>Tempo inicial</i>	<i>Tempo 120'</i>	<i>Tempo Inicial</i>	<i>Tempo 120'</i>	<i>Tempo Inicial</i>	<i>Tempo 120'</i>
<i>Lixiviado bruto</i>	17,1	<b>3,7</b>	19,23	<b>5,38</b>	25,62	<b>7,06</b>
<i>Lixiviado com pH 4</i>	25,55	<b>7,6</b>	23,28	<b>8,22</b>	22,44	<b>10,16</b>
<i>Lixiviado com pH 9</i>	15,85	<b>3,6</b>	24,29	<b>3,46</b>	24,32	<b>8,06</b>
<i>Lixiviado coagulado</i>	14,76	<b>3,54</b>	15,5	<b>4,34</b>	21,5	<b>3,2</b>

#### 5.3.1.1.4 Remoção de DQO pelo processo de ozonização

A quantidade de matéria orgânica em lixiviado pode ser expressa em termos de DQO, DBO e COT. A matéria orgânica é responsável pelo consumo indireto, pelos

microorganismos, do oxigênio dissolvido na água. São os parâmetros de maior importância na caracterização do grau de poluição de um corpo d'água. No entanto, a medida da DQO pode acarretar limitações para caracterização em um efluente como o lixiviado. A demanda química de oxigênio necessária para estabilizar quimicamente a matéria orgânica pode sofrer interferências devido à presença de constituintes inorgânicos como Ferro II ( $\text{Fe}^{2+}$ ), Manganês II ( $\text{Mn}^{2+}$ ), Sulfetos ( $\text{S}^{2+}$ ) além de Cloretos ( $\text{Cl}^-$ ) (MORAIS, 2005; KJELDSEN *et al.*, 2002). Devido à facilidade de manipulação e economia de tempo, comumente utiliza-se as análises de DQO para verificar a presença de matéria orgânica de forma indireta em efluentes.

A Figura 25 apresenta a variação de DQO obtida no processo de ozonização para as três amostras de lixiviado durante o período de 120 minutos.



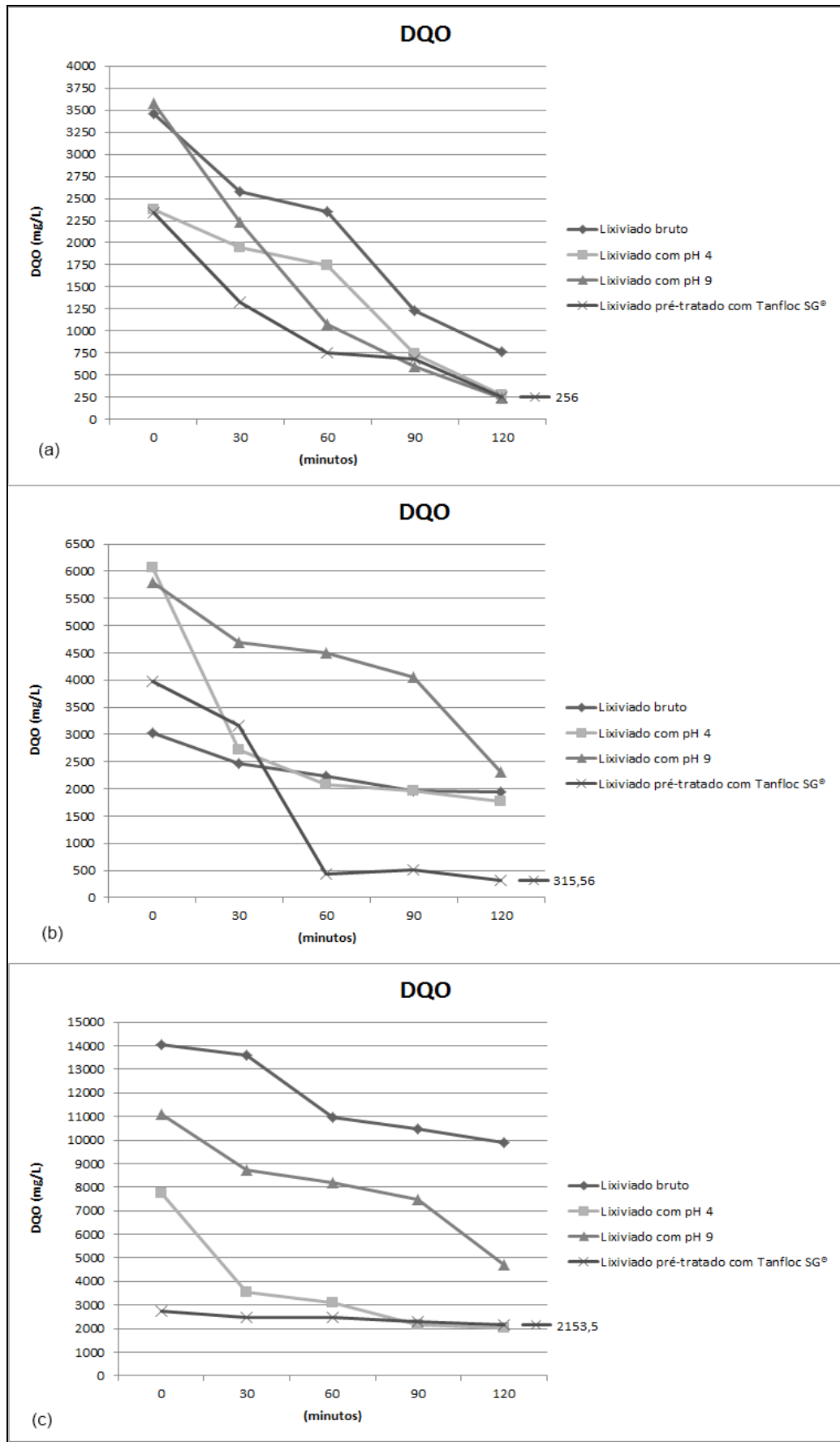


Figura 25 - Variação da concentração de DQO durante o tratamento por ozonização (a) amostra 1 (b) amostra 2 (c) amostra 3

Evidencia-se a partir da Figura 25 que as remoções foram crescentes e que o lixiviado pré-tratado com tanfloc SG<sup>®</sup> foi o que apresentou maiores remoções de DQO para as amostras ao final dos 120 minutos de tratamento, alcançando 89% de remoção para a amostra 1 e 92% para a amostra 2. A amostra 3, caracterizada inicialmente com a maior concentração de matéria orgânica no lixiviado, foi a que apresentou a menor remoção para a amostra já pré-tratada com Tanfloc SG<sup>®</sup>, apresentando uma remoção de 21% da DQO.

Na Figura 25 verifica-se também que as condições avaliadas com o lixiviado em pH 4 e pH 9 demonstraram que, com relação ao parâmetro DQO, essa configuração de tratamento só contribuiu de forma significativa para a remoção da matéria orgânica durante o tratamento da amostra 1, não sendo possível visualizar a remoção para as amostras 2 e 3 com o ajuste do pH do lixiviado.

É possível verificar na Figura 25 que durante o processo de ozonização ocorreram picos de aumento da matéria orgânica no lixiviado medida pelas análises de DQO. O estudo realizado por Fengguo *et al.* (2010) também demonstrou que o tratamento do lixiviado com ozônio promoveu um aumento da DQO das amostras no início da ozonização. Segundo o autor, isso ocorre devido a uma rápida mudança na estrutura dos compostos orgânicos, que a partir das reações, formam compostos que são facilmente oxidáveis nos testes de DQO.

Em estudo realizado por Silva *et al.* (2004) o lixiviado classificado como estabilizado foi submetido ao processo de coagulação/floculação, arraste por ar e por ozonização. Para o efluente coagulado/floculado combinado no processo de ozonização foi obtida uma eficiência final de remoção de DQO de aproximadamente 50% e remoção de cor de até 75%, contribuindo ainda para a redução na toxicidade do lixiviado. O estudo apontou o potencial do uso de ozônio tanto para aumento de biodegradabilidade do lixiviado, quanto para a diminuição de sua toxicidade.

Na Tabela 20 são apresentados os resultados de DQO obtidos no final do tratamento de ozonização para cada amostra de lixiviado durante o período de 120 minutos.

Tabela 20 - Concentração de DQO após o processo de ozonização no período de 120 minutos

	<i>DQO (mg/L)</i>					
	<i>Amostra 1</i>		<i>Amostra 2</i>		<i>Amostra 3</i>	
	<i>Tempo inicial</i>	<i>Tempo 120'</i>	<i>Tempo inicial</i>	<i>Tempo 120'</i>	<i>Tempo inicial</i>	<i>Tempo 120'</i>
<i>Lixiviado bruto</i>	3457	<b>765</b>	3027	<b>1943</b>	14040	<b>9905</b>
<i>Lixiviado com pH 4</i>	2456	<b>246</b>	6062	<b>1767</b>	7750	<b>2020</b>
<i>Lixiviado com pH 9</i>	3578	<b>246</b>	5791	<b>2311</b>	11100	<b>4690</b>
<i>Lixiviado coagulado</i>	2345	<b>256</b>	3980	<b>315</b>	2720	<b>2153</b>

### 5.3.1.1.5 Considerações sobre o tratamento de ozonização realizado

De maneira geral, verifica-se que os melhores resultados foram obtidos para o processo de ozonização que foi combinado com as amostras de lixiviado pré-tratadas com o coagulante natural Tanfloc SG<sup>®</sup> para as três amostras.

No entanto, com relação à amostra 1, caracterizada no estudo como a amostra de lixiviado com a menor concentração de poluentes, em termos de cor, turbidez, DQO e compostos absorvidos a 254 nm, o tratamento de ozonização mostrou-se eficiente quando o pH inicial do lixiviado era corrigido para 9.

## 6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Ao final da presente pesquisa, pode-se concluir que o lixiviado do aterro sanitário de Maringá-PR apresentou como característica uma elevada concentração de matéria orgânica representada por uma alta DQO de até 23727 mg/L, além de elevada cor (11500 mg/L PtCo) e elevada turbidez (de até 5000 NTU). Além disso, o lixiviado gerado no aterro sanitário de Maringá-PR tem sofrido uma grande influência como consequência do processo de recirculação de lixiviado. A distribuição do lixiviado pela recirculação, que ocorre de forma não controlada por esse processo operacional no aterro, dificulta a obtenção de informações sobre as características do lixiviado gerado, não sendo possível fazer uma correlação do lixiviado gerado com as fases de decomposição dos resíduos, deixando implícita também a influência da precipitação nas células do aterro.

Não é possível avaliar, devido à falta de informações, se o processo de recirculação é vantajoso ou não com relação à composição do lixiviado, pois não são controlados os dados sobre o volume dos líquidos infiltrados no aterro, além de não serem investigados outros fatores como a permeabilidade do solo (cobertura em função da espessura e do tipo de solo utilizado).

Constatou-se que o processo físico-químico de coagulação/floculação utilizando coagulante natural do tipo tanfloc SG<sup>®</sup> apresentou-se como satisfatório principalmente com relação à redução da cor e da turbidez do lixiviado, assim como de compostos absorvidos a 254 nm verificados. A cor e a turbidez do lixiviado que se apresentaram sempre elevadas em até 10800 mg/LPtCo e 2000 NTU respectivamente, alcançaram remoções durante o tratamento com tanfloc SG<sup>®</sup> de até 59,97% para a cor e de 94,87% para a turbidez. Já a os compostos absorvidos a 254 nm apresentaram remoção de até 85,11%. A redução destes parâmetros representa de forma indireta parte da matéria orgânica removida em forma de sólidos dissolvidos e suspensos no lixiviado. O estudo da otimização do tratamento de coagulação/floculação com o lixiviado possibilitou verificar que, devido às características variáveis de formação do lixiviado e dos mecanismos de reação do pH e da dosagem de coagulante utilizado, é necessário determinar frequentemente as condições de tratamento com tanfloc SG<sup>®</sup>.

Em alguns aterros sanitários brasileiros são realizados processos biológicos com a finalidade de tratar o lixiviado gerado. Apesar dos tratamentos biológicos serem relativamente mais baratos e mais simples que o processo oxidativo com ozônio, existe o inconveniente desse tipo de tratamento não ser tão eficiente na remoção de parâmetros como cor, turbidez,

DQO e compostos absorvidos a 254 nm devido às características recalcitrantes do lixiviado. Dessa maneira, estudos de novos processos oxidativos como a ozonização devem ser revistos para o tratamento desse efluente, visto que esse processo pode ser vantajoso ao ser aplicado isoladamente ou combinado com outros processos.

Nesse trabalho, os resultados de eficiência no tratamento foram promissores quando a ozonização foi combinada com o processo de coagulação/floculação com Tanfloc SG<sup>®</sup>, fazendo com que o lixiviado alcançasse remoções de cor de até 96,66%, de turbidez de 88,34%, de compostos absorvidos a 254 nm em 85,11% e de DQO de 89%.

Com base nos resultados obtidos no presente trabalho, sugere-se para o desenvolvimento de trabalhos futuros:

- Realizar uma investigação mais aprofundada do processo de recirculação do lixiviado realizado no aterro, bem como dos processos operacionais no aterramento dos resíduos que podem interferir na formação do lixiviado gerado;
- Verificar fatores climatológicos e hidrológicos da área do aterro que contribuem com a geração do lixiviado como a intensidade de precipitação, evaporação, ventos entre outros;
- Realizar novos ensaios de otimização de coagulação/floculação com Tanfloc SG<sup>®</sup>, visto que as características do lixiviado são sempre variáveis;
- Avaliar outros aspectos operacionais do processo de ozonização, como ozônio residual na fase líquida e gasosa;
- Investigar a combinação de novos tratamentos físico-químicos com coagulantes naturais combinado com novos processos de pós-tratamento como O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> e O<sub>3</sub>/UV.

## REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RESÍDUOS SÓLIDOS E LIMPEZA PÚBLICA- ABPL, 2010. Consórcio: uma solução para lixões. *Revista limpeza pública*, n° 75, pg 22 – 31.
- ALMADA, R. B. BILA, D. M. DEZOTTI, M., 2007. Coagulação/floculação de um efluente industrial visando remoção de cinzas para fins de reuso. *24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Belo Horizonte, MG, Brasil.
- ALMEIDA, T. L., 2009. *Implicações ambientais do processo de atenuação de lixiviado em locais de disposição de resíduos sólidos urbanos*. Tese de Doutorado. POLI/USP, São Paulo, SP, Brasil.
- AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION - AWWA, 1995. Humic substance removal and minimization of thalomethanes by ferric chloride coagulation. *Research Foundation*.
- ANDREOLI, C. V., 2001. *Resíduos Sólidos de Saneamento: processamento, reciclagem e disposição final*. Rio de Janeiro - RJ: ABES, pg 145.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 1998, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20<sup>th</sup> ed, Washington D.C.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 2005, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, Washington D.C.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). Resolução NBR n° 8419, de 1992. Dispõe sobre a apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). Resolução NBR n° 10004, de 2004. Dispõe sobre a classificação de resíduos sólidos.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). Resolução NBR n° 10007, de 2004. Dispõe sobre a amostragem de resíduos sólidos.
- BASSANI, F., 2010. *Monitoramento do lixiviado do aterro controlado de Maringá, Paraná, e avaliação da tratabilidade com coagulantes naturais, radiação ultravioleta (UV) e Ozônio*. Dissertação de Mestrado, PEU/UEM, Maringá, PR, Brasil.

BILA, D.; MONTALVÃO, A.F.; DEZOTTI, M., 2002. Aplicação de um processo oxidativo no aumento da biodegradabilidade do chorume do aterro de gramacho/RJ. In: *COBEQ- Congresso Brasileiro de Engenharia Química*, Natal, RN, Brasil.

BILA, D. M.; MONTALVÃO, A. F.; SILVA, A. C.; DEZOTTI, M., 2005, “Ozonation of a landfill leachate: evaluation of toxicity removal and biodegradability improvement”, *Journal of Hazardous Materials*, B117, pp. 235-242.

BARROS, Z. X.; TORNERO, M. T.; STIPP, N. A. F.; CARDOSO, L.G.; POLLO, R. A., 2004. Estudos da adequação do uso do solo, no município de Maringá-PR, utilizando-se de geoprocessamento. *Engenharia agrícola*, v.24, pp 436-444, Jaboticabal, SP, Brasil.

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

BRAGA, M. C. B.; RAMOS, S. I. P., 2006. Desenvolvimento de um modelo de banco de dados para sistematização de programas de gerenciamento integrado de resíduos sólidos em serviços de Limpeza pública. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Vol.11, nº 2 - abr/jun, pp.162-168.

CHAN, G. Y.; LO, W.;KURNIAWAN, T. A., 2005, “Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate”, *Journal of Hazardous Materials* B129, pp. 80-100.

CHAN, G. Y. S.; CHU, L. M.; WONG, M. H., 2002 “Effects of leachate recirculation on biogas production from landfill co-disposal of municipal solid waste, sewage sludge and marine sediment” *Environmental Pollution*, v. 118, pp. 393-399.

CHERNICHARO, C. A. L., 1997. *Reatores anaeróbios*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2<sup>a</sup> Ed, v. 5, Belo Horizonte, MG, Brasil.

CHRISTENSEN, T. H; BJERC, P.P.; JENSEN, D.L.; CHRISTENSEN, A.; BAUM, A.; ALBRCHTSEN, H.J; HERON, G., 2001 “*Biochemistry of landfill leachate plumes Applied Geochemistry*” V. 16, 659-718.

CINTRA, I. S.; LIBÂNIO, P. A. C; COSTA, B. M. P; CHERNICHARO, C. A. L., 2005. Influência da recirculação de chorume cru e chorume inoculado nas fases de digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos. *23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Campo Grande, MS, Brasil.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB), 2001. Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas. São Paulo, SP, Brasil.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA - Resolução nº 357 de 17 de Março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA - Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e os padrões de lançamento de efluentes, complementando e alterando a resolução 357 de 17 de março de 2005, 2011.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE- CONAMA. Lei nº. 12305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE- CONAMA. Lei nº. 12493, de 22 de janeiro de 1999. Estabelece princípios, procedimentos, normas e critérios referentes a geração, acondicionamento, armazenamento, coleta, transporte, tratamento e destinação final dos resíduos sólidos no Estado do Paraná, visando controle da poluição, da contaminação e a minimização de seus impactos ambientais e adota outras providências.

CRUZ, J. G.; MENEZES, J. C. S. S.; RUBIO, J.; SCHNEIDER, I. A. H., 2005. Aplicação de coagulante vegetal á base de tanino no tratamento por coagulação/floculação e adsorção/coagulação/floculação do efluente de uma lavanderia industrial. *23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Campo Grande, MS, Brasil.

D'ALMEIDA, M. L. O. e VILHENA, A. *Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado*. 2ª ed. São Paulo – SP: IPT/CEMPRE, 2000.



DERCO, J.; GOTVAJN, A. Z.; ZAGORC-KONČAN, J.; ALMASIOVA, B.; KASSAI, A., 2012. "Pretreatment of landfill leachate by chemical oxidation processes", *Chemical Papers*, v 64, n. 2, pp 237–24.

DEZOTTI, M. [coord.] et al., 2008. Processos e Técnicas para o Controle Ambiental de Efluentes Líquidos. *Série Escola Piloto de Engenharia Química*, 5<sup>a</sup> ed, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

DIMATTEO, M. L., 1992. *Influência da pré-ozonização na coagulação – floculação utilizando o cloreto férrico como coagulante*. Dissertação de Mestrado, FEC/UNICAMP, Campinas, SP, Brasil.

EMBRAPA Florestas. Sistema de produção, ed. 3, versão eletrônica, janeiro 2003. Disponível em: <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/AcaciaNegra/CultivodaAcaciaNegra/>. Acesso em: 12/07/2011.

FENGGUO, C.; SHIDONG, Y.; LANHE, Z.; YULING, L.; YUGIE, R., 2010 "Landfill Leachate Treatment by SBR Process with Ozonation and Adsorption" *IEEE*, n. 978, pp. 4244-4713.

FERREIRA, A. G., 2010. *Estudo dos lixiviados das frações do aterro sanitário de São Carlos – SP por meio da caracterização físico-química*. Dissertação de Mestrado, EESC/USP, São Carlos, SP, Brasil.

FRANCO, E. S., 2009. *Avaliação da influência dos coagulantes sulfato de alumínio e cloreto férrico na remoção de turbidez e cor da água bruta e sua relação com sólidos na geração de lodo em estações de tratamento de água*. Dissertação de mestrado, ICEB/UFOP, Ouro preto, MG, Brasil.

GARCIA, J. C., 2006. *Maringá verde? O desafio ambiental da gestão das cidades*. EDUEM/UEM, Maringá, PR, Brasil.

HAMADA, J.; GIACHETI, L. H.; IWAI, C. K., 2007. Metodologia para previsão de carga orgânica de aterro sanitário. *24<sup>o</sup> Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Belo Horizonte, MG, Brasil.

HAMADA, J., 2007. Estimativa de geração e caracterização do chorume em aterros sanitários. *19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Foz do Iguaçu, PR, Brasil.

HASSEMER, M. E. N.; SENS, M. L., 2002. “Tratamento do efluente de uma indústria têxtil. Processo físico- químico com ozônio e coagulação/floculação” *Engenharia sanitária e ambiental*, v. 7, n° 1, jan/mar e n° 2 abr/jun, pp. 30-36.

HG ENGENHARIA, 2011. Incubadora tecnológica de Maringá. Projetos e Assessoria Ambiental. Informações da empresa disponível em WWW. URL <http://www.hgengenharia.eng.br/index.php>.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Disponível via internet em <http://www.ibge.gov.br/>. Acesso em 27/07/2011.

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M.A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T., 2002 “Presente and Long-term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review” *Environmental Science and Technology*. V. 32, n. 4, pp. 297-336.

KULIKOWSKA, D.; KLIMIUK, E., 2008 “The effect of landfill age on municipal leachate composition” *Bioresource Technology*, v. 99, pp. 5981-5985.

MAXIMO, V. A., 2007. *Tratamento por coagulação-floculação dos lixiviados do aterro sanitário da região metropolitana de Florianópolis*. Dissertação de Mestrado. PPGEA/UFSC, Florianópolis, SC, Brasil.

MAXIMO, V. A; CASTILHOS, A. B.; MARTINS, C.L; SILVA, J. D., 2008. Estudo do processo de tratamento por coagulação-floculação de lixiviados gerados em aterro sanitário da região metropolitana de florianópolis. *XIII SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Belém, PA, Brasil.

MEDEIROS, D. R., 2008. *Tratamento de efluentes do branqueamento da polpa celulósica por processos oxidativos avançados baseados em ozônio*. Tese de Doutorado, EESC/USP, São Carlos, SP, Brasil.

MONDARDO, R. I.; SENS, M. L.; MELO FILHO, L. C., 2006 “Pré-tratamento com cloro e ozônio para remoção de cianobactérias” *Engenharia sanitária e Ambiental*, v.11, n. 4, pp 337-342.

MONTEIRO, V. E. D.; MELO, M. C.; ALCÂNTARA, P.B.; ARAÚJO, J. M.; ALVES, I. R. F. S.; JUCÁ, J. F. T., 2006 Estudo do comportamento do RSU em uma célula experimental e suas correlações com aspecto microbiológico, físico e químico. *Engenharia sanitária e ambiental*, v.11, n. 3, pp 223-230.

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 de Doutorado, DQ/UFPR, Curitiba, PR, Brasil.

MORAES, E., 2011. *Diagnóstico da gestão de resíduos sólidos urbanos de sete municípios da região metropolitana de Maringá, Paraná*. Dissertação de Mestrado, PEU/UEM, Maringá, PR, Brasil.

MORAES, P. B., 2004. *Tratamento de Chorume de Aterro Sanitário usando Eletrólise Foto-assistida*. Tese de Doutorado, FEM/UNICAMP, Campinas, SP, Brasil.

NAGASHIMA, L.A., 2009. *Monitoramento do lixiviado em lagoa de estabilização e estudo da aplicabilidade do reagente fenton e do coagulante tanino como formas de tratamento*. Tese de Doutorado, DEQ/UEM, Maringá, PR, Brasil.

OLIVEIRA, S.; PASQUAL, A., 2000. Monitoramento do lixiviado de aterro sanitário. *XXVII-AIDIS Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Porto Alegre, RS, Brasil.

PASQUALINI, L. N., 2010. *Estudo da oxidação de matéria orgânica de lixiviado de aterro sanitário por meio de tratamento com ozônio, peróxido de hidrogênio e radiação ultravioleta*. Dissertação de Mestrado, EESC/USP, São Carlos, SP, 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.

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*. Tese de Mestrado. POLI/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

SALLA, M. R., 2006. *Sistema de ozonização em esgoto de reator anaeróbio: estudo da hidrodinâmica das respostas oscilantes de DQO*. Tese de Doutorado. EESC/USP, São Carlos, SP, Brasil.

SEMA – Secretaria Estadual do meio Ambiente do estado do Paraná; SUDERHSA – Superintendência de desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental; IAP – Instituto Ambiental do Paraná. SEMA/IAP/SUDERHSA, 2006. Resolução conjunta nº 01. Estabelece requisitos, critérios técnicos e procedimentos para a seleção de áreas destinadas a implantação de Aterros sanitários, elaboração do projeto executivo e operação do aterro, visando a proteção do meio ambiente e da saúde pública. Curitiba, PR, Brasil.

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

SILVA, G. H. R., 2008. *Formação de aldeídos e trihalometanos da desinfecção por ozonização, cloração e ozonização/cloração de efluente de tratamento anaeróbio de esgoto sanitário*. Tese de Doutorado, EESC/USP, São Carlos, SP, Brasil.

SILVA, A. C.; DEZOTTI, M.; SANT’ANNA JR, G. L., 2004 “Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate” *Chemosphere*, vol 55, pp 207–214.

SILVA, F. J. A; SOUZA L. M. M.; MAGALHÃES S. L., 2004. Uso Potencial de Biopolímero de origem vegetal na descolorização de efluente têxtil índigo. *22º Congresso Brasileira de Engenharia Química, Joinville, SC, Brasil*.

SOARES, L. V., 2007. *Ozonização de esgoto sanitário; estudo da hidrodinâmica, transferência de massa e inativação de microrganismos indicadores*. Tese de Doutorado, EESC/USP, São Carlos, SP, Brasil.

SOUTO, G. D. B., 2009 *Lixiviados de aterros sanitários brasileiros-estudo da remoção de nitrogênio amoniacal por processos de arraste com ar stripping*. Tese de Doutorado, EESC/USP, São Carlos, SP, Brasil.

SOUZA, F. B., 2009. *Remoção de compostos fenólicos de efluentes petroquímicos com tratamentos sequenciais e simultâneos de ozonização e adsorção*. Dissertação de Mestrado, ENQ/UFSC, Florianópolis, SC, Brasil.

SUAVE, S.; McBRIDE, M. B.; HENDERSHOT, W. H., 1998 “Speciation of lead in contaminated soils” *Environmental Pollution*, v. 98, n. 2, pp 149-155.

TANAC/SA. Tanfloc: Coagulante/floculante de origem vegetal. Tanac S.A. Montenegro/RS, Disponível na internet via WWW. URL: <http://www.tanac.com.br/PT/index.php>. Acesso em: 20/07/2011.

TANGERINO, E. P.; DI BERNARDO, L., 2002 Remoção de substâncias húmicas em sistema de oxidação com peróxido de hidrogênio e ozônio. *XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancun, Mexico*.

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

TCHOBANOGLIOUS, M.; KERSTEN, R.; VIGIL, S.S. 1993, *Integrated solid waste management engineering principles and management issues*. (s.l.): McGraw-Hill.

TCHOBANOGLIOUS, G., 1977. *Solid wastes engineering and principles and management issues*. McGRAW-WILL, BOOK COMPANY.

VAZ, L. G. L., 2009. *Performance do processo de coagulação/floculação no tratamento do efluente líquido gerado na galvanoplastia*. Dissertação de Mestrado. EQ/UNIOESTE, Toledo, PR, Brasil.

VON SPERLING, M., 2005. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 3ª Ed, Belo Horizonte, MG, Brasil.

WU, J. J.; WU, C., MA, H.; CHANG, C., 2004. Treatment of landfill leachate by ozone-based advanced oxidation processes. *Chemosphere*, v. 54, pp 997-1003.

## APÊNDICE I

Tabela 1 - Médias obtidas no tratamento de coagulação/floculação para amostra de lixiviado 1 (29/09/2010)

		Abs	Cor	Turb
		Média	Média	Média
pH	Coag			
<b>4</b>	<b>500 mg/L</b>	10.12	2860.00	260.00
	<b>900 mg/L</b>	9.22	1520.00	170.00
	<b>1100 mg/L</b>	8.60	920.00	180.00
	<b>1500 mg/L</b>	8.04	1560.00	180.00
<b>bruto</b>	<b>500 mg/L</b>	11.60	1780.00	180.00
	<b>900 mg/L</b>	9.84	2300.00	210.00
	<b>1100 mg/L</b>	9.68	1400.00	200.00
	<b>1500 mg/L</b>	9.84	1460.00	150.00
<b>9</b>	<b>500 mg/L</b>	9.16	2440.00	140.00
	<b>900 mg/L</b>	8.64	1620.00	80.00
	<b>1100 mg/L</b>	8.62	1620.00	110.00
	<b>1500 mg/L</b>	8.26	2040.00	130.00
<b>Média Geral</b>		9.30	1793.33	165.83

abs= compostos absorvidos a radiação UV-254 nm, cor= cor aparente (mg/L PtCo) e Turb= turbidez (NTU)

Tabela 2 - Desvio padrão obtido nos ensaios de coagulação/floculação para amostra 1 de lixiviado (29/09/2010)

Média			desvio padrão		
abs	Cor	Turb	Abs	Cor	Turb
9.30	1793.33	165.83	1.05	644.84	51.91

abs= compostos absorvidos a radiação UV-254 nm, cor= cor aparente (mg/L PtCo) e Turb= turbidez (NTU)

Tabela 3 - Médias obtidas no tratamento de coagulação/floculação para amostra de lixiviado 2 (19/10/2010)

		abs	Cor	Turb
		Média	Média	Média
pH	Coag			
4	500 mg/L	18.06	5660.00	80.00
	900 mg/L	18.50	2780.00	80.00
	1100 mg/L	18.32	5100.00	100.00
	1500 mg/L	18.44	5640.00	160.00
bruto	500 mg/L	22.80	4100.00	80.00
	900 mg/L	21.80	7260.00	80.00
	1100 mg/L	21.52	7420.00	160.00
	1500 mg/L	22.02	5040.00	120.00
9	500 mg/L	19.90	5300.00	80.00
	900 mg/L	18.30	5460.00	60.00
	1100 mg/L	17.54	4660.00	80.00
	1500 mg/L	18.06	2880.00	100.00
<b>Média Geral</b>		19.61	5108.33	99.13

abs= compostos absorvidos a radiação UV-254 nm, cor= cor aparente (mg/L PtCo) e Turb= turbidez (NTU)

Tabela 4 - Desvio padrão obtido nos ensaios de coagulação/floculação para amostra 2 de lixiviado (19/10/2010)

Média			desvio padrão		
abs	Cor	Turb	abs	Cor	Turb
19.61	5108.33	99.13	1.90	2097.40	43.27

abs= compostos absorvidos a radiação UV-254 nm cor= cor aparente (mg/L PtCo) e Turb= turbidez (NTU)

Tabela 5 - Médias obtidas no tratamento de coagulação/floculação para amostra de lixiviado 3 (07/12/2010)

		abs	Cor	Turb
		Média	Média	Média
pH	Coag			
4	500 mg/L	21.72	6000.00	640.00
	900 mg/L	21.72	4600.00	640.00
	1100 mg/L	22.72	4760.00	480.00
	1500 mg/L	22.28	5120.00	560.00
bruto	500 mg/L	23.66	7900.00	1380.00
	900 mg/L	25.60	8520.00	1720.00
	1100 mg/L	23.60	7260.00	1140.00
	1500 mg/L	20.44	4720.00	480.00
9	500 mg/L	24.32	4560.00	880.00
	900 mg/L	21.84	6000.00	480.00
	1100 mg/L	22.00	6200.00	520.00
	1500 mg/L	20.28	5540.00	720.00
<b>Média Geral</b>		22.52	5931.67	803.33

abs= compostos absorvidos a radiação UV-254 nm, cor= cor aparente (mg/L PtCo) e Turb= turbidez (NTU)

Tabela 6 - Desvio padrão obtido nos ensaios de coagulação/floculação para amostra 3 de lixiviado (07/12/2010)

Média			desvio padrão		
abs	Cor	Turb	abs	Cor	Turb
22.52	5931.67	803.33	1.74	1495.80	408.93

abs= compostos absorvidos a radiação UV-254 nm cor= cor aparente (mg/L PtCo) e Turb= turbidez (NTU)



## ANEXO I - DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)

(APHA, 1995)

### Metodologia:

Determinação da demanda química de oxigênio através do micro método.

### Materiais, Reagente e Equipamentos:

- Tubos de oxidação;
- Reator (COD – REACTOR HACH);
- Água destilada;
- Solução oxidante;
  - $K_2Cr_2O_7$ : Cromato de Potássio;
  - $HgSO_4$ : Sulfato de Mercúrio;
  - $H_2SO_4$ : Ácido Sulfúrico;
- Solução catalítica;
  - $Ag_2SO_4$ : Sulfato de Prata;
  - $H_2SO_4$ : Ácido Sulfúrico;
- Solução padrão;
  - $C_8H_5KO_4$ : Biftalato de Potássio;

### Procedimento:

#### Preparo da solução oxidante:

Dissolver em 500mL de água destilada, 10,216g de  $K_2Cr_2O_7$  (Dicromato de Potássio), previamente seco à 103°C por 2h; adicionar 33,3g de  $HgSO_4$  (Sulfato de Mercúrio) e 167mL de  $H_2SO_4$  (Ácido Sulfúrico) concentrado. Dissolver, esperar esfriar e após, completar o volume de 1000mL com água destilada.

#### Preparo da solução catalítica:

Dissolver 10g de  $Ag_2SO_4$  (Sulfato de Prata) em 1000mL de  $H_2SO_4$  (Ácido Sulfúrico) concentrado.

Preparo da solução padrão:

Pesar 0,8509g de  $C_8H_5KO_4$  (Biftalato de Potássio P.A.) seco em estufa a 105-110°C por 2h e dissolver em água destilada. Logo após, completar o volume de 1000mL com água destilada. Esta solução corresponde a uma concentração de 1000mg de  $O_2/L$ .

Preparação da curva de calibração:

Preparar uma série de soluções padrões de 100 a 700mg de  $O_2/L$  a partir da solução padrão de acordo com a Tabela 1.

**Tabela 1:** Série de soluções padrões de 100 a 700mg de  $O_2/L$  a partir da solução padrão.

Volume da solução padrão a elevar a 100MI	Concentração (mg de $O_2/L$ )
10	100
20	200
30	300
40	400
50	500
60	600
70	700

Conhecida a concentração de oxigênio a ser oxidado em cada amostra, fazer o procedimento abaixo para cada solução, determinar a absorvância para solução e construir uma reta de calibração. O branco é preparado, substituindo-se a amostra por água destilada.

Análise de DQO:

Colocar em tubos de oxidação 1,5mL de solução oxidante; 2,5mL da amostra (DQO menor que 600mg de  $O_2/L$ ); 3,5mL de solução catalítica. Fechar e agitar. Colocar no reator (COD – REACTOR HACH) à 150°C durante 2h. Ler a absorvância a 600nm após ligeiro resfriamento. Ler a curva de calibração e determinar a concentração de oxigênio necessário para oxidar a amostra.

**OBS:** Se a amostra contiver íons  $Cl^-$ , a leitura deve ser realizada a quente, pois os íons  $Cl^-$  precipitam com a prata à frio, interferindo na leitura.