

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS**

José Beldson Elias Ramos

**Estudo da Viabilidade Técnica dos Processos de
Georremediação e Oxidação Úmida para Tratamento
de Percolados de Aterros Sanitários (Chorume da
ETP-Muribeca: Um Estudo de Caso)**

Tese de Doutorado, 2008

DEFESA DE TESE

25.02.2008

JOSÉ BELDSON ELIAS RAMOS

Engenheiro Civil, Universidade Federal de Campina Grande, 1992

Mestre em Engenharia, Universidade Federal de Campina Grande, 1996

**ESTUDO DA VIABILIDADE TÉCNICA DOS PROCESSOS DE GEORREMEDIAÇÃO E
OXIDAÇÃO ÚMIDA PARA TRATAMENTO DE PERCOLADOS DE ATERROS
SANITÁRIOS (CHORUME DA ETP-MURIBECA: UM ESTUDO DE CASO)**

Tese que apresenta à Pós-Graduação em Geociências, do Centro de Tecnologia e Geociências, da Universidade Federal de Pernambuco, orientada pelos professores Dr Eldemar de Albuquerque Menor (UFPE/Brasil) e Dr Juan Ramón Portela Miguélez (UCA/España), como preenchimento parcial dos requisitos para obtenção do grau de **Doutor em Geociências**, área de concentração Geologia Sedimentar e Ambiental.

RECIFE – PERNAMBUCO

2008

ESTUDO DA VIABILIDADE TÉCNICA DOS PROCESSOS DE GEORREMEDIAÇÃO E
OXIDAÇÃO ÚMIDA PARA TRATAMENTO DE PERCOLADOS DE ATERROS
SANITÁRIOS (CHORUME DA ETP-MURIBECA: UM ESTUDO DE CASO)

JOSÉ BELDSON ELIAS RAMOS

Aprovado:




25/02/08

Dr Eldemar de Albuquerque Menor

Data

Dr Juan Ramón Portela Miguélez

Data



Dr André Luis Calado Araújo

25/2/08
Data



Dra Valdinete Lins da Silva

25/2/08

Data



Dr Marcelo Reis Rodrigues da Silva

25/02/2008

Data

Informe sobre la Tesis Doctoral titulada:

Estudo da Viabilidade Técnica dos Processos de Georremediação e Oxidação Úmida para Tratamento de Percolados de Aterros Sanitários

Antes de comenzar este informe, puesto que me ha sido imposible estar hoy presente en el acto de defensa de esta Tesis Doctoral, en primer lugar deseo pedir disculpas por mi ausencia, y en segundo lugar, agradecer a vuestra Universidad y en concreto al Director de Tesis, profesor Eldemar Menor, el privilegio y la oportunidad que me ha brindado para participar como co-orientador en un trabajo de tan alto interés y calidad.

Ahora sí, paso a emitir mis consideraciones sobre el Doctorando y la Tesis Doctoral, centrándome en mayor medida en el trabajo experimental realizado en la Universidad de Cádiz, pues evidentemente conozco con mayor profundidad y me ha sido posible evaluar “in situ” con mayor nivel de detalle.

Durante su estancia en la Universidad de Cádiz, el Doctorando, Don José Beldson Elias Ramos, ha demostrado un excelente espíritu investigador, atendiendo a todas las tareas encomendadas con gran entusiasmo y cumpliéndolas a entera satisfacción, habiéndose integrado perfectamente en nuestro grupo de investigación desde el primer instante. Personalmente he podido comprobar las enormes cualidades del Doctorando, con gran laboriosidad, capacidad de trabajo y un extraordinario espíritu crítico.

También es obligado resaltar que el Doctorando ha realizado un enorme esfuerzo por llevar a cabo la puesta a punto del material utilizado en nuestro grupo de investigación y aprender rápidamente las técnicas y manejo de los equipos necesarios para el desarrollo de la parte experimental relativa a la oxidación húmeda. En este sentido, es necesario destacar la dificultad que supone operar conjuntamente a alta presión y temperatura, máxime cuando es necesario asimilar todos los procedimientos experimentales y protocolos de seguridad en un breve período de tiempo.

La Memoria de Tesis Doctoral analizada y que se presenta para optar al grado de Doctor en Geociencias por la Universidad Federal de Pernambuco, considero que reúne los requisitos de originalidad y rigurosidad que en las Universidades Europeas se exigen, tanto en sus hipótesis como en los planteamientos científicos y tecnológicos utilizados. El tema abordado y los objetivos concretos que se plantean son de gran interés para la comunidad científica y para la

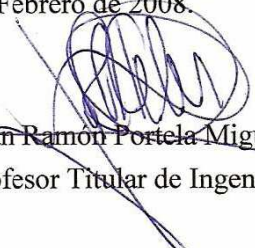
sociedad, en un campo tan relevante y actual como es tratamiento y descontaminación de residuos, la utilización racional de recursos naturales y su aprovechamiento.

En la INTRODUCCIÓN teórica se justifican adecuadamente tanto la importancia del tema como los objetivos que posteriormente se plantean; la sección RETROSPECTIVA HISTÓRICA recoge con rigurosidad los principales aspectos relacionados con los residuos sólidos urbanos y se describen perfectamente los principales métodos de tratamiento a emplear; en la parte EXPERIMENTAL se pone de manifiesto una adecuada metodología para la determinación de los parámetros y variables a cuantificar. En concreto, es de destacar el altísimo nivel de detalle en la caracterización realizada del blend caulínico depurante; la INTERPRETACIÓN de los datos experimentales obtenidos es completa, bien elaborada y fundamentada, discutiéndose en profundidad los aspectos más relevantes de la experimentación; El estudio de VIABILIDAD TÉCNICA DE LOS PROCESOS GAD Y WAO es muy necesario y enriquece mucho el trabajo realizado, favoreciendo la transferencia de los resultados de investigación y la futura aplicación real de los fluxogramas propuestos; las CONCLUSIONES alcanzadas corresponden al planteamiento científico utilizado y están basadas de forma lógica y coherente en la discusión de resultados realizada; y, finalmente, la BIBLIOGRAFÍA que se adjunta se corresponde con la actualidad y profundidad de la investigación que se ha llevado a cabo.

En relación al proceso de oxidación húmeda, si es cierto que hubiese sido necesario disponer de más tiempo para profundizar en la aplicación de dicha tecnología a los Percolados de Aterros Sanitarios. A modo de ejemplo, puede estudiarse el efecto del tiempo de reacción, pues si la máxima conversión alcanzada en este estudio se pudiese obtener en pocos minutos, los costes del proceso disminuirían drásticamente. De otro lado, el estudio de la combinación "Oxidación húmeda + tratamiento biológico" podría demostrar la viabilidad de un fluxograma más económico.

Por todo ello, permanece abierta una puerta para futuras colaboraciones entre nuestras Universidades y no dudo en emitir un informe totalmente favorable sobre el trabajo de investigación realizado y el documento escrito presentado.

Y para que así conste y surta los efectos oportunos, firmo el presente informe en Cádiz, a 21 de Febrero de 2008.


Juan Ramón Portela Miguélez
Profesor Titular de Ingeniería Química

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA
AGRADECIMENTOS
RESUMO
ABSTRACT
LISTA DE TABELAS
LISTA DE FIGURAS
LISTA DE ABREVIATURAS

CAPÍTULO 1	Pág
1. INTRODUÇÃO.....	1
CAPÍTULO 2	
2. RETROSPECTIVA HISTÓRICA.....	3
CAPÍTULO 3	
3. HIPÓTESE DE TRABALHO.....	7
CAPÍTULO 4	
4. ATERRO CONTROLADO DA MURIBECA.....	9
4.1 - Caracterização geológica e hidrogeológica.....	11
4.2 - Caracterização fisiográfica.....	12
4.3 - Morfologia e drenagem.....	13
4.4 - Estação de Tratamento de Percolados (ETP-Muribeca).....	14
4.4.1 - Características físicas e operacionais da ETP- Muribeca.....	16
4.4.2 - Vantagens e desvantagens do sistema adotado na ETP-Muribeca.....	18
4.4.3 - Nova concepção de projeto para ampliação da ETP-Muribeca.....	20
CAPÍTULO 5	
5. RETROSPECTIVA BIBLIOGRÁFICA.....	22
5.1 - Considerações gerais sobre Resíduos Sólidos Urbanos (RSU).....	22
5.2 - Política de resíduos sólidos urbanos do Estado de Pernambuco.....	25
5.3 - Diagnóstico sobre RSU do Estado de Pernambuco.....	25
5.4 - Percolado de aterros de RSU.....	26

5.5 - Composição e características do percolado de aterros sanitários.....	30
5.6 - Tipos de tratamento de percolado de aterros sanitários.....	33
5.6.1 - Tratamento primário.....	35
5.6.2 - Tratamentos oxidativos.....	38
5.6.3 - Tratamento biológico.....	40
5.6.4 - Processos de separação por membranas.....	43
5.6.5 - Evaporação.....	45
5.6.6 - Recirculação.....	45
5.6.7 - Neutralização.....	46
5.6.8 - Processo eletroquímico.....	46
5.6.9 - <i>Wetlands</i>	47
5.6.10 - Remoção de voláteis e amônia.....	47
5.6.11 - Remoção de metais.....	49
5.7 - Considerações sobre os processos convencionais de tratamento.....	49
5.8 - Considerações sobre tratamento de percolados via lagoas de estabilização..	52
5.9 - Oxidação Úmida como tratamento para efluentes altamente contaminantes....	57

CAPÍTULO 6

6. MATERIAIS E MÉTODOS.....	62
6.1 - PROCESSO DE GEORREMEDIAÇÃO.....	62
6.1.1 - Procedimentos de coleta e preservação das amostras do percolado.....	62
6.1.2 - Caracterização do <i>blend</i> caulínico depurante (CC = B3A).....	63
6.1.3 - Caracterização do aditivo de cal depurante.....	66
6.1.4 - Procedimentos laboratoriais: <i>blend</i> caulínico.....	68
6.1.5 - Procedimentos laboratoriais: <i>blend</i> caulínico aditivado.....	71
6.2 - OXIDAÇÃO HIDROTÉRMICA EM CONDIÇÕES SUBCRÍTICAS.....	72
6.2.1 - Equipamento e sistema operacional.....	72
6.2.2 - Componentes do sistema operacional.....	73
6.2.3 - Determinações analíticas.....	75
6.2.4 - Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	76
6.2.5 - Determinação da composição do gás do reator.....	76
6.2.6 - Determinação do pH.....	77
6.2.7 - Determinação da concentração dos metais pesados.....	77

CAPÍTULO 7

7. RESULTADOS EXPERIMENTAIS E DISCUSSÕES.....	78
7.1 - Estudo mineralógico e geoquímico do lodo da ETP-Muribeca.....	78
7.1.1 - Metodologia e resultados preliminares.....	78
7.1.2 - Conclusões sobre o estado mineralógico e geoquímico do lodo.....	86
7.2 - PROCESSO DE GEORREMEDIAÇÃO.....	87
7.2.1 - Concepção metodológica e teste de evidência no percolado pré-descarte...	87
7.2.2 - Conclusões sobre o processo G aplicado no percolado de <i>output</i>	96
7.2.3 - Estratégias para otimização do processo G.....	97
7.2.4 - Aplicação do processo GAD no percolado bruto (<i>input</i>).....	98
7.2.5 - A componente granulométrica.....	100
7.2.6 - Redução de metais pesados nos permeados.....	101
7.2.7 - Adsorção da MO pelo <i>blend</i> caulínico.....	103
7.2.8 – Redução de volume da fração líquida bruta.....	104
7.3 - PROCESSO DE OXIDAÇÃO ÚMIDA (WAO).....	105
7.3.1 - Objetivos específicos e condições operacionais dos experimentos.....	105
7.3.2- Produto oxidante nos testes.....	106
7.3.3- Diagrama de fluxo do processo WAO.....	107
7.3.4 - Evolução e desempenho do reator WAO nos testes.....	108
7.3.5 - Análise do pH do percolado bruto e tratado (<i>vertidos</i>).....	116
7.3.6 - Análise dos MP provenientes do processo WAO.....	117

CAPÍTULO 8

8. VIABILIDADE TÉCNICA DOS PROCESSOS GAD E WAO.....	119
8.1 - Viabilidade técnica do processo de georremediação (GAD).....	119
8.1.1 - Equipamentos básicos necessários para operação do processo GAD.....	120
8.1.2 - Formação da polpa (<i>mixer</i> industrial).....	120
8.1.3 - Separação sólido-líquido da polpa (<i>filterpress</i>).....	122
8.1.4 - Aproveitamento da fração residual sólida (LMIX).....	124
8.2 - Viabilidade técnica do processo de oxidação úmida (WAO).....	127
8.3 - Fluxogramas possíveis para tratamento de percolados (GAD e WAO).....	127
8.4 - Planta padrão do processo GAD para tratamento do percolado do ACM.....	130

CAPÍTULO 9

9. CONCLUSÕES.....	133
--------------------	-----

CAPÍTULO 10

10. RECOMENDAÇÕES.....	137
------------------------	-----

CAPÍTULO 11

11. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	139
-------------------------------------	-----



DEDICATÓRIA

- Dedico esta Tese à minha família, em especial aos meus queridos pais Expedito e Dulcinete, e aos meus queridos irmãos Denílson e Fátima Elias (tia-irmã). Sem eles, jamais eu teria chegado até aqui.

 - Ao Prof Dr Eldemar de Albuquerque Menor (Orientador), pela sua força e luz que deram vida à realização de um sonho.

 - À minha esposa, Janaína Leiros, pela sua incansável presença, participação e incentivo, uma enviada de Deus à minha vida.
-
-

AGRADECIMENTOS

A DEUS, por ter me concedido o espírito da resistência, perseverança, sabedoria, inteligência, humildade, fortaleza e esperança. Muitíssimo obrigado pelo dia de hoje, por meu passado e meu futuro.

Aos meus pais, Expedito Elias e Dulcinete Elias, pelo exemplo de vida e por terem apontado o Norte, conduzindo-me ao caminho da verdade e do êxito, através da ética, da mediação, equilíbrio, compromisso e responsabilidade, minha eterna gratidão.

Ao meu irmão Denílson e tia-irmã Fátima Elias, pelo apoio, força, amizade e incentivo, minha eterna gratidão.

À minha esposa, Janaína Leiros, sempre forte e motivadora, em reconhecimento pelos longos momentos de abstenção da vida compartilhada durante a realização deste trabalho, os meus sinceros agradecimentos.

Ao orientador e grande amigo Prof Dr Eldemar de Albuquerque Menor, pela confiança depositada, pelo apoio incondicional, amizade e exemplo, o qual me ensinou a ser mestre de mim mesmo, minha eterna gratidão.

Ao orientador estrangeiro Prof Dr Juan Ramón Portela Miguélez, da Universidad de Cádiz (UCA), España, meu muito obrigado pelas orientações e ensinamentos recebidos.

A Caulim Nordeste S.A, Grupo João Santos, Oficina Cerâmica Francisco Brennand S.A, ABCP - Associação Brasileira de Cimento Portland, EMLURB - Empresa de Limpeza Urbana da Região Metropolitana do Recife, CEMIT - Comitê Estadual de Monitoramento de Incidentes de Ataques de Tubarões, pela participação direta e indireta na realização deste trabalho de pesquisa.

Ao CEFET - Centro Federal de Educação Tecnológica do Ceará, UnED Juazeiro do Norte (CEFET-Cariri), em reconhecimento à minha liberação total e apoio irrestrito, o qual viabilizou a concretização de um sonho, minha eterna gratidão.

Ao CNPq – Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, pelo financiamento da Bolsa de Doutorado.

Aos funcionários da limpeza da Estação de Tratamento de Percolado da Muribeca, em reconhecimento pela participação e ajuda nos momentos de coleta de chorume.

Ao LGTA - Laboratório de Geoquímica e Tecnologia Ambiental, do Departamento de Geologia; LAMSA - Laboratório de Análises Mineraias, Solos e Água, do Departamento de Química; LMA - Laboratório de Materiais Avançados, do Departamento de Física; LTM - Laboratório de Tecnologia Mineral, do Departamento de Engenharia de Minas, ambos da Universidade Federal de Pernambuco.

À Universidade Federal de Pernambuco, em especial aos professores, funcionários e Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Geociências, Departamento de Geologia, do Centro de Tecnologia e Geociências.

À Universidad de Cádiz (UCA), Cádiz-España, pela oportunidade de estágio e evolução profissional, o qual me possibilitou acesso à tecnologia de ponta, o meu muito obrigado.

Aos amigos espanhóis Belén Garcia, Violeta Vadillo, Jezabel Sánchez e Martín Ramírez, pela troca de informações e idéias, convívio e amizade durante meu estágio na Universidad de Cádiz (UCA).

Ao grupo de professores e funcionários do Departamento de Ingeniería Química, Tecnología de Alimentos y Tecnologías del Medio Ambiente, em especial aos pesquisadores del grupo de investigación “Análisis y Diseño de Procesos con Fluidos Supercríticos”, da Universidad de Cádiz (UCA), España.

Aos companheiros e amigos do Alojamiento Bahia: Mohamed Ajbary (Marrocos) e Manuel Camam (Espanha), pela atenção, convívio e amizade durante minha estadia na Espanha.

À Profª Valdinete Lins da Silva, pelo seu apoio incondicional.

Ao amigo Marcelo Khan, do Laboratório de Tecnologia Mineral, em reconhecimento pelo seu apoio, atenção e amizade.

Aos colegas e amigos do CEFET-Cariri, Homero Jorge, Araújo Pereira, Júnior Lima, Wilson Brito, Alex Jussileno, Soênia Marques e Perboyre Alcântara, os meus sinceros agradecimentos pelos conselhos decisivos, pelo apoio, força e amizade.

Aos queridos amigos(as) Jadir Farias, Écia Leiros, Juliana Leiros, Sarah Leiros e Bruno Luna, pela acolhida, atenção, consideração e apoio incondicional, os meus sinceros agradecimentos.

A todos que colaboraram direta e indiretamente com este trabalho.

E, especialmente, à minha família e amigos pelo incentivo, confiança e credibilidade no meu desempenho profissional.



“Não há nada mais difícil de realizar e mais arriscado de conduzir do que tomar a frente na introdução de coisas novas, pois a inovação tem como inimigos todos aqueles que estavam bem com as velhas, e defensores indiferentes aqueles que poderiam ficar bem com as novas”.

Niccolò Machiavelli: “O Príncipe, Livro VI”

RESUMO

Estudos experimentais foram realizados para estabelecimento de nova metodologia, ou complementação ao processo biológico de tratamento de percolados, utilizando-se amostragem de chorume bruto e de descarte da Estação de Tratamento de Percolados (ETP) da Muribeca, Jabotão dos Guararapes-PE, Brasil. A escolha temática contempla as principais dificuldades de gerenciamento em ETP's: extensivo tempo de residência do chorume, e tendência para elevadas concentrações de carga orgânica e metais pesados nos percolados de descarte. A nova metodologia envolve formação de polpa caulínica diluída no próprio chorume, com recuperação da fração particulada (LMIX) para aproveitamento industrial. Foram testadas várias combinações de polpa incluindo *blend* caulínico e eventual aditivo (cal hidratada). As melhores frações residuais líquidas (FRL) apresentaram reduções até 84% DBO, 47% DQO, remoção de óleos/graxas (70,4%) e nitrogênio amoniacal (94,3%), e reduções até 95% na cor e turbidez, em prazo <15'. Além disso, implica na redução aproximada de 33% do volume do percolado bruto, e de 67-95% dos seus MP: Ni, Cr, Cu e Zn. O conjunto dessas performances revelou-se superior àquelas produzidas em ETP's tradicionais, inclusive considerando-se um procedimento a partir de percolados brutos. Os custos operacionais dessa metodologia (georremediação) são competitivos e implicam em fluxograma mais simples. Os LMIX's foram aprovados para aproveitamento na produção de farinha de clínquer para cimento e/ou tijolos prensados. Programa de tratamento alternativo por oxidação subcrítica (WAO), realizado na Universidade de Cádiz-Espanha, com a mesma amostragem, apresentou um ótimo de redução de 77,6% DQO e clareamento >95%, em tempo de reação de 2 horas.

Palavras-chave: percolado; georremediação; oxidação úmida; tratamento

ABSTRACT

Experimental studies were conducted with the purpose of establish an alternative or additional methodology related to the treatment process of leachate landfill treated by bacterial degradation, widely adopted in Brazil, mainly by the Stabilization Ponds system. The “sample-test” was the leachate from the Stations of Treatments of Leachate (ETL) of the Muribeca’s Controlated Landfill, located in the “Recife’s Metropolitan Region”, in input leachate conditions as well as in output leachate conditions. These sample was chosen due to the management difficulties in these ETL, characterized by the “leachate” extensive residence time in the ponds fluxogram of the unity, as well as the high concentration of BOD (Biochemical Oxygenic Demand), COD (Chemical Oxygenic Demand), turbidity and strong color of the said treated leachate, high concentration of heavy metals (HM) in the pond bottom sediment which constitute a system maintenance problem (periodic output sludge) and, in addition to that, the unknowledgement of some HM do leachate pre-discarding considered of high pathogenic danger. For the methodological development, the formation kaolinic pulp diluted in the leachate itself, followed by the solid residual fraction recuperated (LMIX) recovering and by tests for industrial use, was conceived. The procedures, which can be operationalized with industrial equipments produced in the national park, were tested in several proportions (leachates): kaolinic blend with or without coadjuvant addition (hydrated lime). The results had produced reductions of up to 84% of the BOD, 47% of the COD, good oil removal and greases and ammoniac nitrogen, whose values had reached 70.4% and 94.3%, respectively. Moreover, the residual liquid fraction recouped (LRF) color and turbidity reduction reached 95%. These improvements were achieved in only 15 minutes. In addition to that, the input leachate volume was reduced in about 33%. The method showed efficiency also in the reduction from 67% to 95% of heavy metals: Ni, Ct, Cu and Zn.

Generally, this technique whole performance revealed itself to be much superior than those produced by the traditional bacterial degradation in ETL-Muribeca's, even in input leachate condition. The operational costs involved in this alternative methodology, called additived georremediation (GAD), are highly competitive. For this reason, they demand a much simpler fluxogram than those usually adopted. The LMIX's produced were tested and approved regarding the utilization in flour of clinquer of cement production and, mainly, in pressed bricks production. The LRF's produced are characterized by strong alkalinity, hence a dilution device with pluvial water and/or from his own hydric resources receptor body is needed. In the complementary research level, a treatment program with the same sample was developed. The methodology employed was the subcritical oxidation (WAO = Wet Air Oxidation Processes), in Cádiz University – Spain. The results revealed a great 77,6% COD reduction and color and turbidity elimination above 95% in a 2 hours time reaction.

Keywords: leachate; georremediation; wet air oxidation process; treatment

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características operacionais projetadas para ETP-Muribeca (Secretaria de Serviços Públicos, 2006).....	17
Tabela 2 - Variação dos teores de substâncias contaminantes dissolvidas no percolado do ACM (Lins <i>et al.</i> , 2006).....	17
Tabela 3 - Lagoas de estabilização e sistema bioquímico: vantagens e desvantagens (Jucá <i>et al.</i> , 1999).....	19
Tabela 4 - Origem dos íons em percolados de aterros de lixo urbano (Segato & Silva, 2000).....	31
Tabela 5 – Faixa de variação dos teores de substâncias contaminantes dissolvidas no percolado de aterros sanitários (Freeze & Cherry, 1979 <i>apud</i> Guimarães, 2000).....	32
Tabela 6 - Dados típicos da composição do chorume para aterros novos e antigos (Tchobanoglous <i>et al.</i> , 1993).....	33
Tabela 7 - Tipos de tratamento de percolados de aterros sanitários no Brasil (Jucá <i>et al.</i> , 2003).....	34
Tabela 8 - Potencial de remoção nos processos de filtração por membranas (Silva, 2002).....	44
Tabela 9 - Sumário dos processos utilizados no tratamento de chorume (Silva, 2002).....	50 e 51
Tabela 10 - Análises químicas do <i>blend</i> caulínico CC=B3A (Actlabs, Ontario-Canada, 2005).....	65
Tabela 11 - Análise do tamanho das partículas do <i>blend</i> CC (Caulim Nordeste S/A, 2007).....	66
Tabela 12 - Análise química da cal depurante (Tintas Hidracor S/A, 2007).....	68
Tabela 13 - Análises químicas de lodos da ETP-Muribeca (Actlabs, Ontario-Canada, 2004).....	81
Tabela 14 - Composição mineralógica dos lodos das LD, LA e LF1.....	81
Tabela 15 - Resultados analíticos do percolado (output) e FRL´s (LAMSA, 2006).....	92
Tabela 16 - Redução percentual relativa nos teores em STD e em amônia, na FRL-200 e FRL-400, em relação à variação de pH.....	95

Tabela 17 - Preparação das amostras para análises laboratoriais (GAD).....	98
Tabela 18 - Caracterização química das FRL's de <i>input</i> com <i>blend</i> caulínico aditivado (DEQ/UFPE, 2007).....	99
Tabela 19 - Remoção de MP em permeados bruto e tratado da ETP Muribeca (LAMSA-UFPE-Brasil, 2006 e UCA-España, 2007).....	102
Tabela 20 - Análise de CNHS do <i>blend</i> caulínico e dos LMIX's (sem e com aditivo).....	103
Tabela 21 – Percentual de redução de volume da fração bruta.....	104
Tabela 22 - Condições operacionais e resultados dos testes nos experimentos de WAO (UCA-España, 2007).....	105
Tabela 23 - Mecanismo de reação comumente aceito para auto-oxidação de compostos orgânicos com o oxigênio (Portela, 2006).....	107
Tabela 24 - Concentração de MP no <i>vertido</i> (Lix-4) do processo WAO.....	117



LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização do Aterro Controlado da Muribeca - ACM (Lins, 2003).....	10
Figura 2 - Vista panorâmica da ETP-Muribeca.....	14
Figura 3 - Esquema da ETP-Muribeca.....	14
Figura 4 - SBQ da Muribeca (Beltrão, 2006).....	15
Figura 5 - Concepção do projeto proposto para nova ETP-Muribeca (Lins <i>et al.</i> , 2006).....	21
Figura 6 - Metabolismo bacteriano na decomposição da MO (USEPA, 1976; Stephen & Newbry, 1985).....	27
Figura 7 - Volume de controle utilizado em estudos de aterros sanitários (Tchobanoglous <i>et al.</i> , 1993).....	28
Figura 8 - Estabilização da MO do resíduo via metabolismo bacteriano (Stephen & Newbry, 1976).....	30
Figura 9 - Diagrama de fases da água.....	58
Figura 10 - <i>Layout</i> da Estação de Tratamento de Percolado do Aterro da Muribeca, com os pontos de coleta.....	63
Figura 11 - Minério caulínico (hábito terroso) e direções ópticas e cristalográficas da caulinita.....	64
Figura 12 - Difratoograma RX do <i>blend</i> caulínico B3A (CC).....	65
Figura 13 - Agitador eletrônico Ika-Werke, modelo Eurostar digital, para líquidos semi-viscosos.....	69
Figura 14 - Filtro a vácuo Primar (deslocamento de 48 L/min) com dois kitassatos acoplados em seqüência, e um filtro a vácuo de tela metálica B8A Denver Lab Filter.....	70
Figura 15 - Analisador granulométrico de partículas (a laser), da Malvern Instruments, modelo Mastersizer 2000 (análises entre 0.1 a 3000 μm).....	70
Figura 16 - Esquema geral do equipamento WAO para operação em descontínuo.....	72
Figura 17 - Vista geral do equipamento WAO e de seus elementos operacionais.....	73

Figura 18 - Equipamento e sistema de cromatografia gasosa.....	77
Figura 19 - Difratoograma RX de ST do lodo da Lagoa da Decantação (LD).....	79
Figura 20 - Difratoograma RX de ST do lodo da Lagoa Anaeróbia (LA).....	79
Figura 21 - Difratoograma RX de ST do lodo da Lagoa Facultativa 1 (LF1).....	80
Figura 22 - Composição mineralógica principal dos ST de fundo (lodo) das lagoas LD, LA e LF1 da ETP.....	82
Figura 23 - Variações de concentração de espécies químicas no lodo da ETP.....	83
Figura 24 - Comportamento esquemático das concentrações de algumas espécies químicas, compostos, e de pH do lodo nas lagoas LD, LA e LF1 da ETP Muribeca.....	84
Figura 25 - Prova de evidência da eficiência do <i>blend</i> caulínico B3A na depuração do chorume de descarte da ETP-Muribeca. O produto processado (FRL), apresenta coloração âmbar	89
Figura 26 - Difratoograma RX do LMIX-100 (sem aditivo).....	90
Figura 27 - Difratoograma RX do LMIX-200 (sem aditivo).....	90
Figura 28- Difratoograma RX do LMIX-400 (sem aditivo).....	91
Figura 29 - Comportamento da DBO e DQO no percolado tratado com <i>blend</i> caulínico.....	93
Figura 30 - Comportamento da cor e da turbidez a partir do chorume pré-descarte, até condições da FRL-400.....	94
Figura 31 - Comportamento dos teores em sólidos totais dissolvidos (STD) e em amônia, desde o chorume de descarte até FRL-400.....	94
Figura 32 - Variação dos teores em Ca ⁺⁺ e bicarbonatos dissolvidos desde o chorume pré-descarte à FRL-400.....	96
Figura 33 - Redução da cor e turbidez no processo GAD.....	99
Figura 34 - Análise microgranulométrica do chorume bruto (<i>input</i>).....	100

Figura 35 - Análise microgranulométrica do LMIX-200 (75-25).....	100
Figura 36 - Fluxograma operacional dos processos WAO e OASC (Portela, 2006).....	108
Figuras 37 e 38 - Resultados obtidos no experimento Lix-1.....	109
Figuras 39 e 40 - Resultados obtidos no experimento Lix-2.....	110
Figuras 41 e 42 - Resultados obtidos no experimento Lix-3.....	110 e 111
Figuras 43 e 44 - Resultados obtidos no experimento Lix-4.....	111
Figuras 45 e 46 - Resultados obtidos no experimento Lix-5.....	112
Figuras 47 e 48 - Resultados obtidos no experimento Lix-6.....	112 e 113
Figuras 49 e 50 - Resultados obtidos no experimento Lix-7.....	113
Figuras 51 e 52 - Resultados obtidos no experimento Lix-8.....	114
Figuras 53 e 54 - Resultados obtidos no experimento Lix-10.....	114 e 115
Figura 55 - <i>Vertidos</i> do reator WAO.....	115
Figura 56 - <i>Vertidos</i> com melhores performances de remoção de DQO.....	116
Figura 57 - Esboço de um <i>mixer</i> para formação da polpa.....	121
Figura 58 - Vista geral do <i>filterpress</i>	123
Figura 59 - Detalhes do sistema filtrante de um filtro prensa.....	123
Figura 60 - Diagrama de fluxo típico de um filtro prensa.....	124
Figura 61 - Dimensões do tijolos prensados.....	126
Figura 62 - Encaixe e montagem da alvenaria não estrutural.....	126
Figura 63 - Fluxograma de tratamentos GAD e WAO para percolados.....	128
Figura 64 – Planta modelo para aplicação do processo GAD no tratamento de percolados de AS.....	132

LISTA DE ABREVIATURAS

#	Peneira
μm	Micrômetro (a milésima parte do metro)
Å	Angstron (1 Angstron = 10⁻¹⁰m)
Ab(LMIX + Filtro)	Líquido absorvido pelo concentrado e pelo filtro
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACM	Aterro Controlado da Muribeca
Actlabs	Activation Laboratories, Ontario-Canada
Al ₂ (SO ₄) ₃	Sulfato de alumínio
Al ₂ Si ₂ O ₅ (OH) ₄	Fórmula estrutural da caulinita
ASM	Aterro Sanitário da Muribeca
B3A	Referência do <i>blend</i> caulínico comercial da Caulim Nordeste (matéria-prima utilizada nos experimentos), na forma de “espaguete”
bar	Unidade de pressão (1bar = 1,0197kgf/cm ² = 10,197mca = 14,508psi (lb/pol ²))
Ca	Concentração do soluto
Ca(OH) ₂	Hidróxido de cálcio
CaCO ₃	Carbonato de cálcio
CB	Chorume bruto (ou percolado bruto)
CC	Caulim Comercial (<i>Blend</i>)
CC-CH	<i>Blend</i> caulínico aditivado com cal hidratada
CEPRAM	Conselho Estadual de Proteção ao Meio Ambiente (BA)
CETREL	Empresa de Proteção Ambiental do Estado da Bahia (BA)
CH	Cal hidratada
CNHS	Análise de: Carbono(C), Nitrogênio(N), Hidrogênio(H) e Enxofre(S)
CNTP	Condições Normais de Temperatura e Pressão
Coef. exc.	Coeficiente de excesso de oxigênio
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
C _{org}	Carbono orgânico
C _p	Concentração do soluto do permeado
CPRH	Companhia Pernambucana de Recursos Hídricos
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
Da	Dalton

DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DRX	Difratograma de Raio-X
EMLURB	Empresa de Serviços Públicos de Manutenção e Conservação da Limpeza Urbana de Recife
ETP	Estação de Tratamento de Percolados
FeCl ₃	Cloreto férrico
FP	<i>Filterpress</i>
FRL	Fração residual líquida resultante do processo G ou GAD (= permeado)
FRL-200	Permeado padrão obtido a partir do processo G, sem aditivo, com polpa de 200gCC/L percolado
FRL-200(75-25)	Permeado padrão obtido a partir do processo GAD, contendo 75% CC e 25%CH
F _{RV}	Fator de Redução Volumétrica
G	Processo de georremediação simples
GAD	Processo de georremediação aditivada
GRS	Grupo de Resíduos Sólidos da UFPE
H ₂ O ₂	Peróxido de hidrogênio
H ₂ S	Gás sulfídrico (ou Hidreto de Enxofre)
ha	Hectares (1 ha = 10.000 m ²)
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
<i>input</i>	Afluente da ETP-Muribeca (entrada)
IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo
IVL	Índice Volumétrico de Lodo
LA	Lagoa Anaeróbia
LAMSA	Laboratório de Análises Mineraias, Solos e Água (UFPE)
LD	Lagoa de Decantação
LF1	Lagoa Facultativa 1
Lix's	<i>Vertidos</i> do reator WAO
LMA	Laboratório de Materiais Avançados (UFPE)
LMIX	Fração residual sólida resultante do processo G ou GAD (= concentrado)
LMIX-200	Concentrado padrão obtido a partir do processo G, sem aditivo, com polpa de 200gCC/L percolado

LMIX-200(75-25)	Concentrado padrão obtido a partir do processo GAD, contendo 75%CC e 25%CH
Loi	Perda ao Fogo (sigla em inglês)
LPB	Lagoa de Percolado Bruto
LPT	Lagoa de Percolado Tratado
LTM	Laboratório de Tecnologia Mineral (UFPE)
M	<i>Mixer</i>
MF	Microfiltração
MO	Matéria Orgânica
MP	Metais Pesados
N ₂	Nitrogênio gasoso
NH ₃	Amônia livre
NH ₄ ⁺	Amônia ionizada
N-NH ₃	Nitrogênio amoniacal
O ₃	Ozônio
OD	Oxigênio Dissolvido
OH•	Radical hidroxila
OASC	Oxidação em Água Super Crítica
OHCS	Oxidación Hidrotérmica em Condiciones Subcríticas (= Oxidación Húmeda, sigla em espanhol)
<i>output</i>	Efluente pré-descarte da ETP-Muribeca (saída)
PF	Perda ao Fogo (sigla em português)
pH	Potencial de Hidrogênio
P _o , P	Pressão inicial e final (psi ou bar)
POA	Processos Oxidativos Avançados
ppb	Partes por bilhão (=µg/Kg)
ppm	Partes por milhão (= mg/L)
Q	Vazão diária de percolado
Q _{afI}	Vazão afluyente de percolado
Q _R	Vazão de recirculação de percolado (chorume)
Q _{SBQ}	Vazão afluyente do SBQ
R	Rejeição / Grupo funcional Orgânico / Recirculação
R*	Reprocessado
RMR	Região Metropolitana do Recife

RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
R_v	Percentual de redução da fração líquida bruta (percolado bruto)
SBQ	Sistema Bio-Químico
SDF	Sólidos Dissolvidos Fixos
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SDV	Sólidos Dissolvidos Voláteis
ST	Sedimento Total
T	Temperatura (°C)
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket (= reator de manta de lodo)
UCA	Universidad de Cádiz, España
UH	Unidade de cor (escala de Hazen, de platina-cobalto)
USEPA	Environmental Protection Agency United States
UT	Unidade de turbidez (Jackson ou nefelométrica)
UTM	Universal Transverse Mercator (sistema de coordenadas UTM)
UV	Radiação Ultra Violeta
V_d	Volume disponível
V_{inic}, V_f	Volume inicial e final (mL ou L)
VMP	Valor Máximo Permitido
V_u	Volume útil
WAO	Wet Air Oxidation Processes (= Oxidação Úmida)
x	Veze

CAPÍTULO 1

1. INTRODUÇÃO

A depuração de “chorumes” em Estações de Tratamento de Percolados (ETP’s) envolve volumes consideráveis e, geralmente, são constatadas deficiências de performance em seu tratamento. Os resultados das pesquisas voltadas para remediação das características tóxicas desses efluentes, que variam de aterro para aterro, vêm conduzindo a propostas em que tanto o produto residual líquido (chorume tratado) quanto à pasta adensada de resíduos (lodo), terminam sempre indesejavelmente descartados na Natureza.

Esta tese enfoca o estudo de viabilidade técnica de duas rotas de processo, inovadoras para tratamento de percolados de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos (RSU), visando, sobretudo, altas performances na degradação da matéria orgânica (MO). O escopo da investigação pretendeu, em primeira instância, reduções nos níveis de DBO, DQO e, eventualmente, de algumas espécies químicas metálicas, em escala operacional e prazo reduzido, com a condicionante de custos assimiláveis em impostos públicos.

O desenvolvimento dessas técnicas alternativas teve como meta melhores desempenhos na qualidade de efluentes tratados por processos de degradação biológica da MO, utilizando-se, como caso-estudo, efluentes procedentes da Estação de tratamento de chorume (ETP) da Muribeca, localizada na Região Metropolitana do Recife – Pernambuco.

No processo batizado de **georremediação (Processo G)**, a hipótese experimental foi a de utilização de um *blend* caulínico, para remediação da poluição/contaminação de percolados. Especificamente, dentre outros critérios, foi escolhido um produto comercial, disponível no mercado, em caso de necessidade de consumo extensivo no futuro. Em instância seguinte, uma nova rota de processo foi testada com sucesso e melhores performances, a partir do processo G, com a adição de cal hidratada (**Processo GAD**). Foi também estudada a viabilidade para o aproveitamento industrial dos produtos residuais sólidos e líquidos gerados pelo processo GAD.

A **Oxidação Hidrotérmica em Condições Subcríticas**, também denominada de Oxidação Úmida - Wet Air Oxidation Process (WAO) foi também enfocada, como metodologia alternativa. Esse procedimento produz a oxidação de substâncias orgânicas e inorgânicas dissolvidas em água, em elevadas pressões e temperaturas, nas faixas de: 20-200 bar e 150-325 °C, respectivamente.

Do ponto de vista estritamente técnico, os processos testados apresentaram boas performances de eficiência, sobretudo no que concerne a redução da carga orgânica do percolado em estudo. Levando-se em consideração a qualidade do tratamento obtido nos experimentos, bem como o tempo de processamento, as metodologias propostas apresentam-se como viáveis e competitivas, indiscutivelmente atribuída ao benefício ambiental resultante da aplicação dessas tecnologias. A progressão da pesquisa permite antever novos fluxogramas para ETP's brasileiras, através da otimização da qualidade do efluente de descarte, atenuando substancialmente o passivo ambiental em cursos d'água de qualquer classe.

CAPÍTULO 2

2. RETROSPECTIVA HISTÓRICA

A palavra **saneamento** vem do verbo **sanear** e significa “tornar sadio”. O saneamento básico e ambiental abrange um conjunto de ações no meio físico, destinadas a manter o ambiente em que vivemos favorável à saúde, ao bem-estar das pessoas, e à preservação e conservação do meio ambiente. Nesse mister, estão inevitavelmente incluídos os serviços públicos de abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, controle de vetores de doenças transmissíveis, drenagem de águas pluviais e limpeza urbana (Barros *et al.*, 1995).

Com um quadro definido de *crise ambiental* resultante do processo de *globalização*, muito mais que modismo, a questão ambiental vem tomando impulso e reorientando a discussão e difusão de novos paradigmas designados em seu conjunto como “desenvolvimento sustentável”. São nos princípios desse “desenvolvimento” que se assentam as perspectivas de futuro para a Humanidade, envolvendo os desafios a serem enfrentados pelas presentes e futuras gerações, no sentido de implementar esforços para equacionar os problemas ambientais. Afigura-se cada vez mais, de forma ingente, a necessidade de instauração de um novo modelo de desenvolvimento econômico, que possa despertar uma consciência e postura ética de cada cidadão diante do seu maior patrimônio: o meio ambiente.

A dimensão ambiental, transcendendo as fronteiras do mundo globalizado, vem apontando caminhos para construção de cidades sustentáveis. Nesse sentido, o saneamento ambiental é a base das políticas públicas que assumem um valor

indiscutível dentro dos preceitos de equidade social, que embasam a noção de sustentabilidade do planeta. Os primeiros passos em direção a essa nova consciência foram dados na Conferência de Estocolmo (1972), resultando em uma mensagem de esperança e otimismo em relação à necessidade e possibilidades de se projetar e implementar estratégias ambientalmente adequadas para, dessa forma, promover um desenvolvimento harmônico entre os sistemas econômicos, sociais e ambientais (Souza, 2000). A partir desse evento, despontaram novos encontros em todos os continentes para tratar de questões ambientais, gerando um processo de amadurecimento e reconhecimento do problema em escala global. Nesse transcurso, tornou-se evidente a necessidade de se estimular medidas mitigadoras nos processos poluidores, na tentativa de minimizar os impactos antrópicos ambientais. Nesse contexto, várias intervenções e políticas passaram a ser analisadas, tais como: destruições de habitat, preservação da biodiversidade, e o efeito estufa, em suas proporções globais.

Em 1992, na Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (Rio-92, Brasil) foram debatidas e arquitetadas estratégias mundiais para o desenvolvimento sustentável, por meio de acordos políticos, com base na aprovação da Agenda 21. Esse documento aponta para necessidade de uma revisão das ações antrópicas, trazendo recomendações de novas práticas econômicas, sociais, e de implementação política, a partir de uma perspectiva de cooperação internacional (Souza, 2000). A Agenda 21, documento assinado por 179 países, é constituída de 40 capítulos. O capítulo 21 – conhecido como “agenda marrom”, trata especificamente da questão dos resíduos sólidos urbanos (RSU), e inclui propostas para os governos promoverem políticas e medidas práticas para um adequado gerenciamento desses resíduos, a partir de 4 áreas-programa: redução do lixo, reciclagem, tratamento e/ou destinação final ambientalmente adequada e segura, e ampliação dos serviços de limpeza pública (Agenda 21 Brasileira, 2000).

No Brasil, a questão ambiental urbana foi consolidada através da incorporação dos artigos 182 e 183 à Constituição Federal de 1988, compondo o capítulo da Política Urbana, em defesa do direito dos cidadãos à cidade, à habitação, ao acesso a melhores serviços públicos e, por decorrência, a uma oportunidade de vida urbana digna para todos (Oliveira, 2001). Entretanto, do ponto

de vista pragmático, somente quando os padrões de produção e consumo se tornaram insustentáveis, tangidos pela estabilização da economia (Plano Real), e diante de severos indicadores ambientais de municípios brasileiros (em especial da região Nordeste do Brasil), é que ocorreu uma mobilização nacional, através da “Conferência Nacional de Saneamento”, realizada em outubro de 1999, na Câmara dos Deputados.

A sociedade globalizada de nossos dias se caracteriza por padrões de consumo que atingem níveis alarmantes. Naturalmente, a prática de implantação de aterros é cada vez mais crescente para disposição do descarte desses resíduos sanitários ou industriais não-recicláveis. Essa via tem se tornado prática comum na maioria dos municípios brasileiros, devido à sua praticidade e custos relativamente baixos. Entretanto, na maioria dos casos, as técnicas utilizadas para construção desses aterros, bem como seus métodos operacionais, são muitas vezes inadequadas. Habitualmente, ocorrem vazamentos freqüentes de líquidos percolados (chorume) através do subsolo, além do descarte desse efluente tóxico em corpos d’água receptores, provocando contaminações com grandes prejuízos ambientais.

O percolado, ou “chorume” (como popularmente também é conhecido), é um produto líquido escuro, de odor fétido, extremamente tóxico e contaminante, que resulta da contribuição de três fontes: a) umidade natural do lixo; b) água pluvial percolada na célula de resíduos aterrados e; c) líquido proveniente da dissolução da matéria-orgânica (MO) por enzimas secretadas por bactérias que realizam a biodegradação. Trata-se de um produto residual gerado em volumes expressivos nos aterros de RSU, constituindo-se em sério problema de gestão e tratamento.

O tratamento mais adotado em ETP’s brasileiras é o da degradação da MO via cepas bacterianas, anaeróbias e aeróbias - pela sua simplicidade, eficiência e baixo custo -, consistindo na passagem do percolado em tanques sucessivos (lagoas de estabilização), durante um período de tempo necessário para atuação dessa biotecnologia (Jucá *et al.*, 2003).

Na prática, o descarte de “chorume” deve ostentar níveis de vazão, pH, temperatura, materiais sedimentáveis, óleos e graxas, materiais flutuantes, parâmetros inorgânicos e orgânicos, abaixo dos limites críticos estabelecidos pela Resolução CONAMA 357 (2005). Entretanto, muito freqüentemente isso não ocorre, resultando em danos sérios para os ambientes aquáticos fluviais, estuarinos e de mangues, situados à jusante. Mesmo diluídos, esses efluentes alcançam a plataforma rasa (zona costeira), onde terminam por impor conseqüências drásticas à fauna e flora recifais e, por extensão, a toda a cadeia alimentar, ao termo de poucas décadas. Dentre essas conseqüências, alinha-se a morte dos recifes de corais e, por extensão, o risco potencial de ataque de tubarões a seres humanos, pela decorrente alteração da cadeia alimentar (CEMIT, 2006). De toda forma, ainda que sob severas normas de segurança praticadas em países do primeiro mundo, é fato que o descarte desse efluente em cursos d’água, ainda que tratado “convenientemente”, representa uma agressão ambiental, e um fator de aumento progressivo no passivo de poluição de metais pesados (MP), tais como: Hg, Cd, Pb, Cr, etc.

No estágio atual, alimenta-se a conveniência de se acreditar que o potencial de contaminação do chorume descartado seria “neutralizado ou dissipado pelo poder de autodepuração dos corpos d’água”. Na prática, isso implica na manutenção dos mitos que a fauna e flora desses ambientes não seriam afetadas “em razão do poder natural de regeneração dos corpos hídricos”, que as reservas de proteína aí contidas permaneceriam adequadas para consumo humano e, também, que os lençóis de água subterrânea não correriam riscos de serem afetados pela infiltração de produtos poluentes.

CAPÍTULO 3

3. HIPÓTESE DE TRABALHO

Face às evidências de ineficiência dos métodos convencionais de tratamento de percolados pelos processos biológicos, especialmente via sistemas de lagoas de estabilização, a **hipótese de trabalho** que se preconiza nesta tese é verificar a remoção da carga orgânica recalcitrante e de algumas espécies químicas metálicas, via tratamento com adição de *blend* caulínico, através da formação de uma polpa, utilizando-se como meio líquido o próprio percolado (processo de georremediação), e/ou através de outra rota de processo, denominada de oxidação úmida, que se baseia na capacidade da matéria orgânica ser oxidada de forma rápida, em curto tempo de reação, pela alta solubilidade do oxigênio em condições aquosas, submetidas a elevadas temperatura e pressão. Caso seja confirmada a eficácia dos processos propostos, a idéia central da pesquisa é demonstrar a aplicação prática dessas novas metodologias (alternativa ou auxiliar), tomando como referência o trinômio *eficiência x operacionalidade x viabilidade técnica*. Como caso-estudo foi escolhido o percolado proveniente da Estação de Tratamento de Chorume da Muribeca, situada na Região Metropolitana do Recife, Pernambuco.

Para assegurar a operacionalidade do processo de georremediação, a polpa requer concentrações sólido-líquido até 200g de *blend* mineral ativo (aditivado ou não) para cada litro de chorume, possibilitando a recuperação dos resíduos sólidos, após processamento, em escala industrial, com equipamentos produzidos e disponíveis no mercado nacional. Essa polpa pode ser preparada com a utilização de um *mixer* industrial, e a recuperação da fração residual sólida em *filtro-prensa* do tipo automático, com placas de polipropileno e permeabilidade de $0,83\text{m}^3/\text{min}/\text{m}^2$.

Considera-se que a fração sólida recuperada (LMIX), seca em CNTP (ou através de um secador industrial) até nível de umidade não superior a 5%, seria destinada ao aproveitamento industrial para produção de farinha de cimento Portland, ou como matéria-prima para cerâmica refratária e/ou tijolos prensados, que poderiam ser utilizados como tecnologia alternativa em projetos de construção popular de auto-ajuda ou ajuda mútua. Em instância final, a pretensão maior seria a de criação de um *sistema fechado*, possibilitando eliminar a dejeção de chorume nos corpos d'água, e complexar compostos recalcitrantes, inclusive os metais pesados (MP), em materiais ou sistemas com baixa ou nenhuma possibilidade de contaminação para o meio ambiente.

Por outro lado, acredita-se que a utilização do processo de oxidação úmida (WAO) no tratamento de percolados de aterros sanitários, apresenta-se como uma nova alternativa de depuração de chorume, graças a aplicação e ampliação desta metodologia no tratamento de efluentes altamente contaminantes, cujos resultados têm sido satisfatórios em relação aos procedimentos clássicos. Essa tecnologia permite transformar muitas substâncias persistentes e dificilmente elimináveis (recalcitrantes) em substâncias ecologicamente inofensivas, biologicamente biodegradáveis ou, pelo menos, em substâncias que possam ser melhor eliminadas pelos processos físico-químicos convencionais (Figawa, 1997).

Entretanto, como todo e qualquer processo, a georremediação e a oxidação úmida têm suas vantagens e desvantagens, podendo apresentar-se como uma tecnologia alternativa ou auxiliar, dependendo do nível de qualidade que se quer imprimir ao efluente tratado, e dos recursos disponíveis para implementação de tal investimento. De certo, o que se pode afirmar com razoável segurança, é que do ponto de vista sócio-ambiental, toda e qualquer tecnologia aplicada no tratamento de efluentes potencialmente contaminantes, que tenha comprovada eficiência, será bem vinda e não tem preço.

CAPÍTULO 4

4. ATERRO CONTROLADO DA MURIBECA

O Aterro Controlado da Muribeca (ACM) situa-se no município de Jaboatão dos Guararapes, Pernambuco (Figura 1), próximo ao eixo da integração Prazeres - Jaboatão, distando 16 Km do centro do Recife. Essa unidade sanitária recebe atualmente (2007) cerca de 3.000 ton/dia de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) das cidades do Recife e Jaboatão dos Guararapes, a uma taxa aproximada de 1.000.000 ton/ano, sendo a composição gravimétrica dos resíduos constituída de 60% de material orgânico, 15% de papéis, 8% de plásticos, 2% de metais, 2% de vidros e 13% de outros materiais (Lins, 2003).

O ACM é a maior unidade desse tipo em operação no Estado de Pernambuco, ocupando uma área de 60 ha na bacia hidrográfica do rio Jaboatão, onde nasce um córrego (sem nome) que vai desaguar no rio Muribequinha, afluente da sua margem direita. A área de disposição situa-se entre as seguintes coordenadas UTM: 280.000 e 282.000 Leste e 9.096.000 e 9.098.000 Norte (Lins, 2003). Na realidade, essa região vem sendo degradada desde 1986, quando funcionava como depósito de lixo a céu aberto. Segundo Lins (*op. cit.*), “*após um amplo diagnóstico do meio físico, foi iniciado um processo de tratamento dos resíduos e recuperação ambiental, visando a transformação do lixão em aterro controlado. Nesse processo, foram construídas 9 células (200x200m), que alcançam na atualidade alturas entre 20 a 40 metros*”.



Figura 1- Localização do Aterro Controlado da Muribeca (ACM)
(Lins, 2003)

O ACM é gerenciado pela EMLURB/PE – Empresa de Serviços Públicos de Manutenção e Conservação da Limpeza Urbana de Pernambuco, encarregada da manutenção das vias internas, compactação do lixo (espalhamento, geometrização, e nivelamento do topo das células), drenos de gás (queima do gás através dos drenos), drenos de chorume (drenagens periférica e no interior das células), cobertura das células com material argiloso (material de empréstimo), e drenagem pluvial.

Quanto ao preparo e formação das células de lixo para confinamento dos RSU, o ACM é classificado como aterro de superfície (aqueles executados em regiões planas), onde a técnica operacional emprega o método da área, recomendado para locais onde a topografia se apresenta suavemente irregular e o lençol freático está no limite máximo. Nesse caso, a formação das células exige aquisição e transporte de material para cobertura e, em muitos casos, a construção de diques de contenção ou valas de retenção de águas pluviais (Lima, 1995).

4.1- Caracterização geológica e hidrogeológica

Na área do ACM afloram rochas graníticas a granodioríticas do Pré-Cambriano Indiviso, pertencentes ao Complexo Migmatítico-Granitóide da Província Borborema, correspondendo ao embasamento cristalino regional (GRS, 2003). Sobre esse substrato ocorrem sedimentos inconsolidados do Neógeno (aluviões e dunas) e sedimentos Tércio-Quaternários areno-argilosos da Formação Barreiras. Cerca de 1 km a leste encontra-se a sub-bacia Piedade, compreendida em uma fossa tectônica contendo mais de 2.000m de sedimentos que mergulham para leste. Sobre essa depressão tectônica escoam o rio Jaboatão, que recebe também o rio Muribequinha, com sua carga de poluentes proveniente do ACM.

As unidades aquíferas da área se limitam às camadas de aluvião nos vales e às fissuras das rochas do embasamento cristalino, ambas de pequena capacidade de acumulação de água, e com abrangência limitada à própria área da expansão do aterro (GRS, 2003).

O aquífero fissural, mais profundo, heterogêneo e anisotrópico, tem porosidade considerada nula e baixa permeabilidade, de modo que o fluxo d'água é restrito ao sistema de fraturas e falhas regionais. A infiltração poluente se faz após atravessar o regolito rochoso, atingindo o sistema fraturado com cargas potenciométricas superiores às das do aquífero fissural, invertendo o fluxo original de ascendente para descendente (GRS, 2003).

As aluviões constituem depósitos estreitos com pouca espessura (< 3m), aumentando consideravelmente nas proximidades do rio Jaboatão, alcançando espessuras da ordem de 15m, no rio Muribequinha. Esses depósitos aluviais possuem porosidade e permeabilidade altas e, portanto, são muito vulneráveis aos efeitos poluentes desde superfície, exibindo índices crescentes de contaminação quanto mais próximos se situam do ACM (GRS, 2003). Disso se conclui que, quando não poluídos pelo Homem, os recursos hídricos de superfície são de boa qualidade físico-química.

4.2- Caracterização fisiográfica

Os dados climatológicos (Estação Meteorológica de Recife/PE, no Curado, nº 82.900), numa série histórica de 30 anos: 1960 a 1990 (DNMet,1992 *apud* GRS,2003), fornecem os seguintes parâmetros:

- Precipitação pluviométrica média anual de 2.457,9 mm, apresentando um padrão de distribuição irregular em dois períodos bem distintos:
 - I. Estação chuvosa: inverno (de março a agosto), com precipitações máximas em junho (389,6 mm), excedendo a evaporação em 313,2 mm;
 - II. Estação seca ou estiagem: verão (de setembro a fevereiro), com precipitação mínima em novembro (47,8 mm).
-
-

- Temperatura média mensal pouco variável, com padrões médios máximos de 26,6°C em janeiro-fevereiro, e padrão médio mínimo de 23,9°C em agosto, sendo a média anual de 25,5 °C.
- Evaporação potencial média anual inferior à pluviometria: 1.389,7mm evaporados (3,8 mm/dia de intensidade de evaporação) contra 2.457,9mm de chuva, resultando em excedente hídrico de 1.068,2 mm.
- Umidade relativa do ar alta, com valor médio de 79,8%, máximo de 85% no período maio-agosto, e mínimo de 73% em janeiro.
- Insolação média anual é de 2.463,6h, com máximo de 265,8h em novembro e mínimo de 108,1h em agosto.

Atualmente (2007), já existe uma estação meteorológica montada no mirante do ACM, para a aquisição automática de dados de pluviometria e evaporação.

4.3- Morfologia e drenagem

Dois tipos morfológicos principais são reconhecidos na região:

- Áreas elevadas, com cotas variando entre 8-65 metros, moldadas sobre o embasamento cristalino e;
- Áreas baixas, situadas a leste do aterro, com cotas inferiores a 8 metros, exibindo um relevo plano, constituído por depósitos de sedimentos neogênicos (aluviões).

O rio Jaboação constitui a bacia hidrográfica principal para onde escoam toda a drenagem superficial da área da Muribeca, sendo o rio Muribequinha o agente coletor dos pequenos córregos e riachos que nascem no entorno do ACM.

A drenagem regional é do tipo radial centrípeta, onde os morros atuam como divisores naturais, a partir dos quais escoam lateralmente os pequenos cursos d'água, incluindo uma nascente em exutórios naturais de águas subterrâneas, como é o caso da pequena drenagem que nasce no entorno do aterro (Lins, 2003 & GRS, 2003).

4.4- Estação de Tratamento de Percolados (ETP-Muribeca)

A ETP-Muribeca foi implantada em 2002, adotando um tratamento misto para o percolato do ACM, com base em dois subsistemas distintos: lagoas de estabilização (Figuras 2 e 3), e barreira reativa associada à fitorremediação (Figura 4).



Figura 2 - Vista panorâmica da ETP-Muribeca

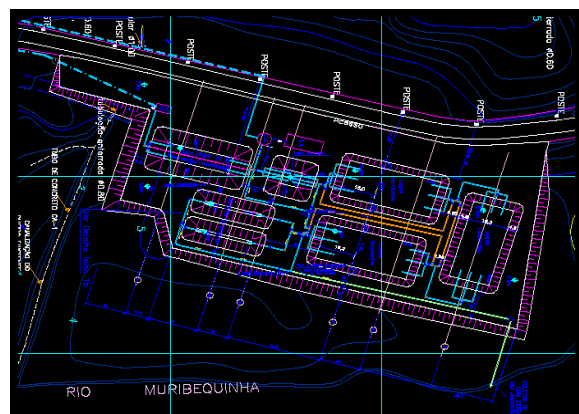


Figura 3 - Esquema da ETP-Muribeca

A seqüência de lagoas é disposta em série: caixa de areia, duas lagoas de decantação, uma lagoa anaeróbia e três lagoas facultativas, além de um sistema bioquímico que utiliza o conjunto solo-plantas-barreira reativa e microrganismos para remoção e degradação de contaminantes (fitorremediação). Por fim, o percolato dito “tratado” é lançado no rio Muribequinha (Classe 3), afluente do rio Jaboatão. O sistema de lagoas de estabilização constitui um processo biológico de tratamento caracterizado pela simplicidade e baixo custo, onde a estabilização da MO é realizada pela oxidação bacteriológica (oxidação aeróbia e/ou fermentação anaeróbia) e/ou redução fotossintética das algas, em simbiose, sob influência de condições climáticas como o vento, temperatura, chuvas e luz solar.

Jucá *et al.* (1999) assinalam que este sistema é adequado para as condições do nordeste brasileiro, em função do clima tropical (temperatura e insolação elevadas), operação simples, e necessidade de pouco ou nenhum equipamento.

O monitoramento das lagoas de estabilização inclui vários parâmetros: turbidez, temperatura, pH, alcalinidade, nitrogênio, fósforo, oxigênio dissolvido, sólidos em suspensão, DBO, DQO, sulfetos/sulfatos, coliformes totais, estreptococos fecais e alguns metais pesados (MP), analisados com regular periodicidade, interessando cada unidade do sistema da ETP.

O sistema bioquímico (SBQ) do tratamento é definido como a utilização do conjunto solo-plantas-microrganismos com a finalidade de remover, degradar ou isolar substâncias tóxicas do efluente (Beltrão, 2006). A descontaminação ocorre de formas variadas e concomitantes, partindo dos princípios de tratamento de efluentes: barreira reativa e fitorremediação. A primeira é representada por uma parede permeável de material reativo que retém poluentes quimicamente e/ou fisicamente, a segunda apresenta-se em forma de charco artificial (Figura 4).

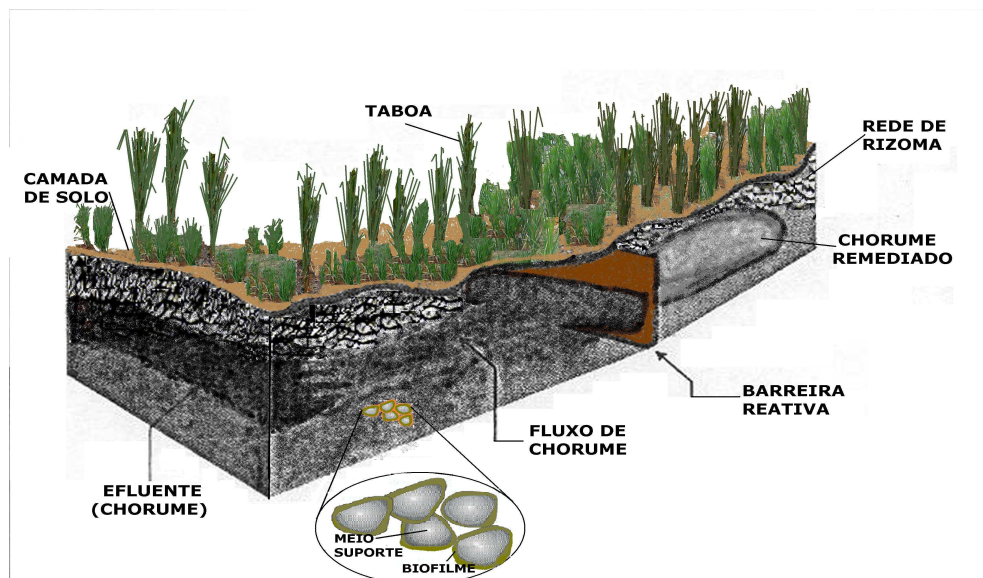


Figura 4 – SBQ da Muribeca (Beltrão, 2006)
Obs. Unidade de pesquisa em fase experimental.

Os principais processos de remoção de poluentes no SBQ são: 1) degradação dos contaminantes através da biomassa aderida ao material de suporte (biofilme); 2) absorção pelas raízes ou degradação dos poluentes por bactérias aderentes ao sistema radicular; 3) sorção via percolação através da barreira reativa, ou retenção física de contaminantes sólidos (Beltrão, 2006).

4.4.1- Características físicas e operacionais da ETP- Muribeca

O atual fluxograma para tratamento do chorume do ACM (Lins *et al.*, 2006) pode ser resumido através das seguintes fases:

- **Recirculação de chorume (pré-tratamento):** dimensionada para uma vazão de $Q_R = 3,5$ L/seg (70% da vazão média anual gerada nas células), com dois objetivos principais: (a) reduzir a vazão e carga orgânica a tratar, através da reinjeção do percolado gerado na massa de lixo já confinada; e (b) reduzir a carga de sólidos em suspensão;

- **Tratamento secundário:** através de uma seqüência de lagoas de estabilização, dimensionadas para tratar $Q_{Afl} = 1,5$ L/seg (30% da vazão média anual de projeto), objetivando uma eficiência de remoção dos poluentes compatível com as exigências e normas do Órgão Ambiental Estadual (CPRH);

- **Tratamento terciário:** onde se incorporou uma unidade piloto de investigação para verificar a eficiência do polimento do efluente, através do sistema bioquímico (SBQ) associado à fitorremediação. Essa unidade experimental foi dimensionada para tratar uma vazão de $Q_{SBQ} = 0,5$ L/seg, e recebeu uma camada vegetal no leito, na qual foram plantadas espécies nativas de várzea: *Typha domingensis*, a popular “taboa”.

O sistema operacional atualmente em vigência na ETP-Muribeca tem as seguintes características (Tabela 1):

Tabela 1 - Características operacionais projetadas para a ETP-Muribeca

Capacidade total de acumulação	14.083 m ³
Vazão afluente média de chorume	5,0 L/seg
Area total da E. T. P.	21.146 m ²
Capacidade de tratamento	129.600 L/dia
Capacidade da lagoa de recirculação	10.310 m ³

Fonte: Secretaria de Serviços Públicos, 2006

A ETP-Muribeca considera os padrões de contaminação constatados durante um monitoramento de mais de dois anos de amostragem mensal simples (Tabela 2).

Tabela 2 – Variação dos teores de substâncias contaminantes Dissolvidas no percolado do ACM (Lins *et al.*, 2006)

PARÂMETRO	FAIXA DE VARIAÇÃO (mg/L)
K ⁺	530 – 2200
Na ⁺	380 – 1700
Ca ⁺²	130 – 740
Mg ⁺²	20 – 320
Cl ⁻	760 – 3400
SO ₄ ⁻²	100 – 5400
Mn	0,15 – 2,50
Cd	0,05 – 0,20
Co	0,40 – 1,40
Cr	0,07 – 0,70
Fe	1,00 – 70,00
Cu	0,20 – 1,30
Zn	0,15 – 0,60
Ni	0,05 – 0,40
Pb	0,20 – 5,00
NO ₃ ⁻	0,90 – 729
NH ₄ ⁺	0,40 – 1100
Demanda Bioquímica de Oxigênio	130 – 7500
Demanda Química de Oxigênio	1560 – 12600
Sólidos Totais	5200 – 13000
pH	6,5 – 8,8
Cor (UH)	1050 – 5000

4.4.2- Vantagens e desvantagens do sistema de lagoas de estabilização

Tratamentos de percolados representam grandes desafios para a gestão de aterros de RSU. Devido à heterogeneidade e complexidade de sua composição, o “chorume” varia quantitativa e qualitativamente de aterro para aterro (Lima, 1995).

Considerando-se as variações de pH e/ou da concentração dos poluentes do percolado - que é função de uma variedade de fatores internos e externos ao meio (condições climáticas, idade do aterro, composição gravimétrica dos resíduos, operação do aterro, etc), além da capacidade limitada de certos microrganismos para degradar alguns compostos orgânicos (substâncias recalcitrantes, por exemplo), as lagoas de estabilização de tratamento apresentam uma série de desvantagens (Tabela 3).

Esses óbices precisam ser bem analisados, em função do nível de tratamento que se quer imprimir à carga poluidora. O tratamento por lagoas de estabilização tem a grande vantagem por apresentar baixos custos e a possibilidade de tratar grandes volumes de percolados. Porém, a capacidade dos organismos para degradação de alguns compostos orgânicos é limitada. Como os microrganismos são os principais agentes do processo de oxidação da MO e reciclagem de nutrientes, sua incapacidade de degradar ou transformar essas substâncias é o indício de sua recalcitrância ou persistência no meio (Silva, 2002).

Tabela 3 - Lagoas de estabilização e sistema bioquímico:
Vantagens e Desvantagens (Jucá *et al.*, 1999)

Sistema	Vantagens	Desvantagens
<p>Lagoa anaeróbia</p> <p>e</p> <p>Lagoa Facultativa</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Requisitos inferiores aos das lagoas facultativas únicas; • Satisfatória eficiência na remoção de DBO; • Eficiente na remoção de patógenos; • Construção, operação e manutenção simples; • Ausência de equipamentos mecânicos; • Requisitos energéticos praticamente nulos; • Satisfatória resistência à variação de carga; • Reduzido custo de operação. 	<ul style="list-style-type: none"> • Possibilidade de maus odores na lagoa anaeróbia; • Eventual necessidade de elevatórias de recirculação de efluente para controle de maus odores. • Necessidade de um afastamento razoável das residências circunvizinhas; • A simplicidade operacional pode trazer o descaso na manutenção (crescimento da vegetação); • Possível remoção de algas do efluente para o cumprimento de padrões rigorosos; • Performance variável com as condições climáticas.
<p>Bioquímico</p>	<ul style="list-style-type: none"> • O investimento em capital e custos de operação baixos; • É aplicável <i>in situ</i>; o solo pode ser reutilizado; • Aplica-se a grande variedade de poluentes, incluindo alguns recalcitrantes; • Aplicável em áreas extensas, onde outras tecnologias são proibitivas; • Em alguns casos, representa uma solução permanente, pois os poluentes orgânicos podem ser mineralizados. 	<ul style="list-style-type: none"> • Resultados mais vagarosos do que aqueles observados com outras tecnologias; • O crescimento de algumas plantas é dependente da estação, do clima e do solo; • As concentrações das substâncias contaminantes podem ser tóxicas; • <u>É incapaz de reduzir 100% da concentração do poluente;</u> • Aplica-se apenas à superfície do solo ou a águas de alagados rasos.

Nota: grifo nosso (vale para todos os sistemas)

4.4.3- Nova concepção de projeto para ampliação da ETP-Muribeca

Considerando-se que o ACM já está no limite operacional (mais de 8.000.000 toneladas de lixo já aterradas), e que há grandes variações nos parâmetros monitorados, que demonstram ineficiências no sistema e dificuldades de gerenciamento da ETP, um novo projeto para implantação de um Aterro Sanitário próximo à Muribeca (ASM) já está sendo desenvolvido (Lins *et al.*, 2006).

O novo projeto visa corrigir falhas existentes no sistema de tratamento de percolado vigente, tais como: carreamento de materiais inertes devido à ineficácia da malha de drenagem de águas pluviais; presença de óleos e graxas, cor acentuada do “chorume”, variação no recebimento de picos de carga ou vazão, presença de bactérias redutoras de sulfato, alta concentração de MP e carga orgânica, liberação de odores fétidos com a volatilização acentuada de gás sulfídrico, etc.

Segundo Lins *et al.* (2006), o novo sistema será implementado via modificação e ampliação das unidades já existentes na ETP, envolvendo uma associação de técnicas tradicionais: lagoas de equalização, caixa de óleo, desarenador, grade, lagoa de sedimentação, correção de pH, reator UASB, lagoas de agitação, lagoas facultativas e sistema bioquímico associado à fitorremediação, objetivando uma melhor eficiência do tratamento dos diversos tipos de contaminantes (Figura 5).

Conforme proposta do GRS/UFPE, pretende-se otimizar a eficiência de tratamento do percolado, através do incremento de novas unidades convencionais, de reconhecida eficácia depuradora para **efluentes domésticos**, com intuito de obter características ideais para um descarte de acordo com as exigências legais do órgão ambiental responsável.

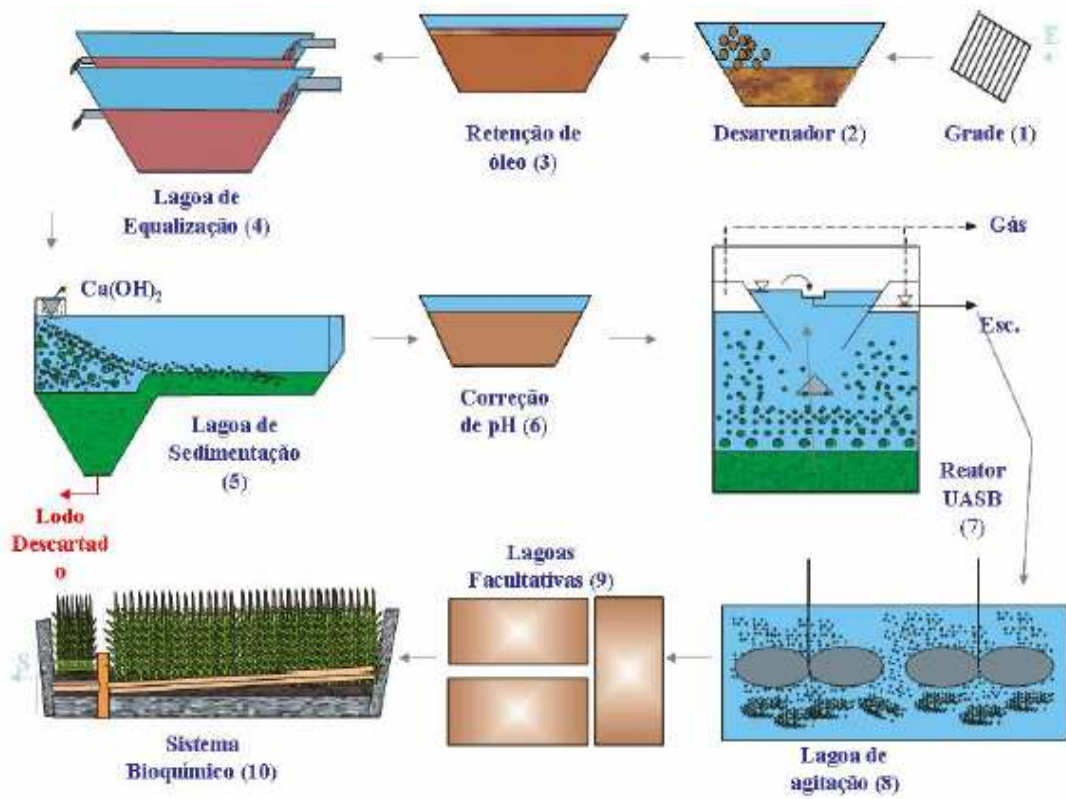


Figura 5 - Concepção do projeto proposto para nova ETP-Muribeca (Lins *et al.*, 2006)

CAPÍTULO 5

5. RETROSPECTIVA BIBLIOGRÁFICA

5.1- Considerações gerais sobre Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)

O processo de desenvolvimento acelerado a que se submeteram as cidades brasileiras nas últimas décadas, acompanhado de vertiginosas concentrações urbanas, sem planejamento adequado para o contexto ambiental, foram fatores que acarretaram um processo contínuo de deterioração dos ecossistemas, com sérias implicações na qualidade de vida do Homem moderno. Nesse sentido, destaca-se o expressivo aumento da geração de RSU e seus impactos negativos (poluição das águas, solos e ar), abrangendo aspectos ecológicos, de saúde pública, econômicos e sociais. A redução dos elevados índices inflacionários tornou a economia mais estável nas últimas décadas, aumentando o poder de compra da população e, em consequência desse consumismo, o lixo produzido nas grandes cidades cresceu entre 15% a 20% em média (Pernambuco, 2001). O quadro vem se agravando a cada dia com a presença de resíduos industriais e de serviços de saúde (RSS), que são normalmente descartados sem nenhum controle nos aterros urbanos.

Nota-se que, na maioria dos municípios, o circuito dos RSU apresenta características muito semelhantes, da geração à disposição final, envolvendo apenas atividades de coleta regular, transporte, e descarga final em locais quase sempre selecionados pela disponibilidade de áreas, vias de acesso, e distância em relação ao centro urbano. E, na maioria das vezes, os RSU são acumulados a céu aberto, nos chamados lixões e/ou aterros controlados.

Esse problema pode ser histórica e estatisticamente visualizado na numerologia do lixo (IBGE, 1992), interessando o destino final dos RSU da maioria dos 5.561 municípios brasileiros. De aproximadamente 150.000 toneladas de lixo produzido em 1991, cerca de 100.000 toneladas eram resíduos de origem domiciliar, dos quais, 30% nem sequer foram coletados, sendo descartados clandestinamente em encostas de morros, estradas, canais, terrenos baldios, corpos aquáticos, etc. Das 70.000 toneladas coletadas, 76% foram parar nos “lixões” a céu aberto, 13% foram descartadas em aterros controlados que recebem algum tipo de controle (cobertura periódica), 10% foram dispostos em aterros sanitários, 0,9% foram tratados em usinas de compostagem (produção do adubo humificado, a partir da bioestabilização da MO presente no lixo), e 0,1% foram incinerados (combustão controlada dos resíduos). As conseqüências danosas deste quadro são bastante conhecidas em termos de impacto ao meio ambiente e na saúde da população, redundando em altos custos para a sociedade e para o poder público. Já na Pesquisa Nacional de Saneamento Básico do IBGE (2002), foram coletados diariamente no Brasil cerca de 228.413,0 toneladas de resíduos sólidos domiciliares. A destinação final desses resíduos de acordo com o IBGE (2002) era assim distribuída: aterros sanitários (47,1%); aterros controlados (22,3%); lixões (30,5%) e reciclagem (0,1%). Esta pesquisa parece mostrar que houve um avanço significativo na disposição final de resíduos sólidos brasileiros; entretanto, não é um dado animador se levarmos em consideração o conceito de aterro controlado e o aumento da geração de resíduos. A quantidade de RSU é seguramente ainda maior nos tempos atuais (2007), não tendo sido registradas ações integradas no âmbito dos três níveis de governo (federal, estadual e municipal), capazes de reverter o agravamento da situação.

O manejo inadequado dos RSU gera desperdícios, contribui de forma significativa para manutenção das desigualdades sociais, constitui ameaça constante à saúde pública e agrava a degradação ambiental, comprometendo a qualidade de vida das populações, especialmente nos centros urbanos de médio e grande porte (Mota, 1987; Leite, 2000). Evidentemente, não existe uma fórmula “mágica” para resolver a problemática do lixo, porquanto variam quantitativa e qualitativamente de local para local, de modo que cada caso deve ser minuciosamente estudado.

Nenhum sistema de destinação final e/ou tratamento é completo ou definitivo, pois sempre há um remanescente inaproveitável, que deve ser encaminhado para um aterro sanitário no fim do circuito. Daí a importância do aterro sanitário, entendido como *“técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos ou riscos à saúde pública e à 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 for necessário”* (ABNT NBR-8419, 1984).

Um grande problema é o entendimento entre as concepções de *aterro sanitário* em relação aos *lixões a céu aberto* ou *aterros controlados*. Esses últimos são os mais encontrados, por serem aparentemente mais práticos e de menor custo de implantação, porém em razão da falta de informação e de consciência dos problemas de saúde pública e ambiental que tal prática pode acarretar (Teles, 1994).

Define-se como *lixão* o descarte de RSU “in natura” no solo, sem qualquer critério técnico ou ecológico, possibilitando a contaminação desse solo, águas e ar, seja pela infiltração do *chorume*, seja pela queima proposital ou involuntária desses resíduos (cortina de fumaça). Ressalte-se, também, a procriação e proliferação de macro e micro vetores transmissores de doenças infecto-contagiosas (moscas, baratas, ratos, urubus, bactérias, vírus, helmintos, etc.), além da poluição visual (estética), e olfativa (mau cheiro) exalada pela decomposição rápida da MO ao ar livre.

O *aterro controlado* é apenas um melhoramento do lixão, consistindo de simples cobertura diária dos resíduos, que evita o carreamento de materiais leves e exposição da MO ao ar livre. Entretanto, o chorume produzido não é controlado, permitindo riscos de contaminação dos solos, e das águas subterrâneas e superficiais (córregos, rios, açudes, lagos, represas), dependendo das condições físicas desses solos e da distância entre a fonte de poluição e o nível do lençol freático (ABNT NBR-001.603.06-006, 1993).

O descarte indevido de lixo hospitalar e industrial em lixões e aterros controlados constituem um problema preocupante, face ao potencial de risco contaminante desses resíduos. Segundo a ABNT NBR-10004 (2004), tais resíduos são classificados segundo seus riscos potenciais em: Classe I (perigosos); Classe II (não perigosos), Classe IIA (não inertes) e Classe IIB (inertes). Assim sendo, a periculosidade de um resíduo está associada às suas características físicas, químicas e biológicas, que possam apresentar riscos à saúde pública e ao meio ambiente. Destacam-se os resíduos Classe I, que apresentam uma ou mais das seguintes características: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade (Schneider *et al.*, 2001).

5.2- Política dos RSU no Estado de Pernambuco

A partir de 1999, a Plenária da Conferência Nacional de Saneamento, com base nas conclusões dos grupos de trabalhos regionais, decidiu exigir dos administradores estaduais a elaboração e implantação de uma Política Estadual integrada e de cunho participativo, para os RSU, conforme princípios da Agenda 21 Global e do Brasil, contemplando os problemas do circuito de resíduos em todo o Estado (Pernambuco, 2001). Até então, a política estadual havia desenvolvido instrumentos de gestão de RSU apenas para Região Metropolitana do Recife (RMR), devido ao seu grande adensamento urbano.

5.3- Diagnóstico sobre RSU do Estado de Pernambuco

A elaboração da Política Estadual dos Resíduos Sólidos foi estabelecida a partir de um estudo minucioso de situação dos RSU em 72 municípios, envolvendo 86% da população urbana estadual (novembro/1999 a maio/2000). Os resultados permitiram estabelecer um diagnóstico temático municipal, como instrumento imprescindível para elaboração de uma política estadual, considerando-se a diversidade regional do Estado.

Por se tratar de um diagnóstico direcionado aos impactos ambientais associados à construção e operação de aterros, enfocando especialmente o de Aguazinha (Município de Olinda, inserido na RMR), serão destacados apenas alguns dos resultados referentes ao manejo dos resíduos nos aterros, extraídos na íntegra do documento original (Pernambuco, 2001).

- 1. Há cerca de 200 áreas ativas de disposição inadequada de RSU no Estado de Pernambuco, denominados vazadouros a céu abertos ou lixões. Não existem aterros sanitários ou industriais (à exceção de alguns particulares), e somente há aterros controlados em 6 municípios: Jaboatão dos Guararapes (atendendo também ao Recife), Olinda, Caruaru, Goiana, Vitória de Santo Antão e Garanhuns.*
- 2. Não há tratamento adequado para resíduos especiais (industriais, dos serviços de saúde, agrícolas, etc.), e nem se tem conhecimento das soluções adotadas atualmente para o tratamento e a destinação final desses resíduos.*

5.4- Percolado de aterros de RSU

Segundo Fellenberg (1980), os componentes orgânicos do lixo sofrem decomposição bacteriana. Esse processo é dinâmico e comandado por organismos decompositores de MO, notadamente bactérias heterotróficas, aeróbias, anaeróbias e facultativas. A umidade que se desprende da célula de lixo “arrasta” consigo muitas substâncias sulfuradas, nitrogenadas e cloradas, extremamente recalcitrantes, situação que se assemelha a uma destilação por “arraste de vapor”. A ação de bactérias acetogênicas e metanogênicas acelera a decomposição dos compostos orgânicos presentes, enquanto a percolação da água de chuva (que é função do grau de compactação, tipo de material e operação da camada de cobertura) carrega os produtos da degradação para as camadas inferiores do aterro, à medida que o lixo vai sendo degradado.

A dissolução da MO é produzida por enzimas bacterianas (Figura 6), o que possibilita a absorção do produto resultante através das membranas desses microrganismos (Luz, 1981). Esse metabolismo é responsável pela conversão e estabilização da MO, processando-se em duas vias: catabolismo e anabolismo. Quando a MO é utilizada como fonte de energia pelas bactérias tem-se o catabolismo; quando se transforma e é incorporada à massa celular observa-se o anabolismo (Van Haandel & Letinga, 1994). O excesso desses mecanismos metabólicos escorre como líquido negro, característico de resíduos orgânicos em decomposição (Luz, 1981), e é habitualmente denominado de “chorume”.

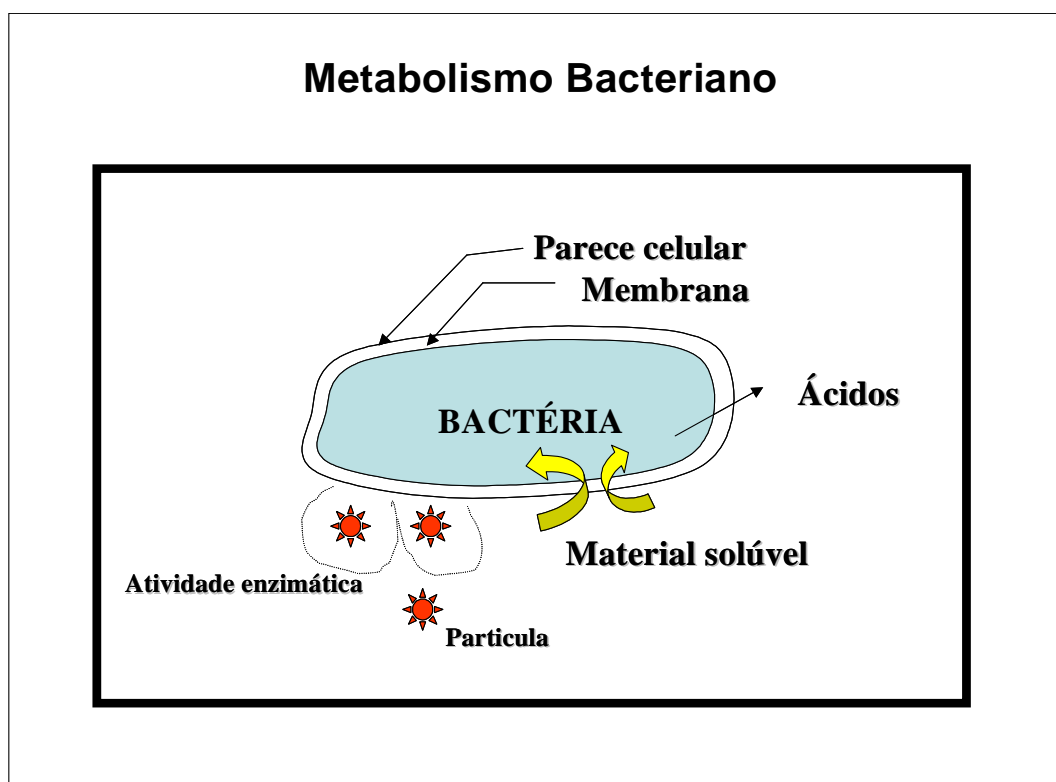


Figura 6 - Metabolismo bacteriano na decomposição da MO (USEPA, 1976; Stephen & Newbry, 1985)

O “chorume” é definido como um líquido escuro e turvo, de odor desagradável, que apresenta em sua composição altos teores de compostos orgânicos e inorgânicos, dissolvidos ou coloidais, liberados durante o processo biológico da decomposição da MO presente no resíduo (Silva, 2002).

O chorume provém de três fontes principais (Luz, 1981): 1) umidade natural do lixo, que se agrava sensivelmente nos períodos de chuva (percolados ou lixiviados); 2) água de constituição dos vários materiais, que sobra durante a decomposição e; 3) líquido proveniente da dissolução da MO por enzimas bacterianas. Dessa forma, a quantidade e qualidade do chorume variam de aterro para aterro (Figura 7), condicionadas a uma série de fatores internos e externos, tornando o tratamento desses efluentes um grande desafio de gestão (Da Silva, 2002).

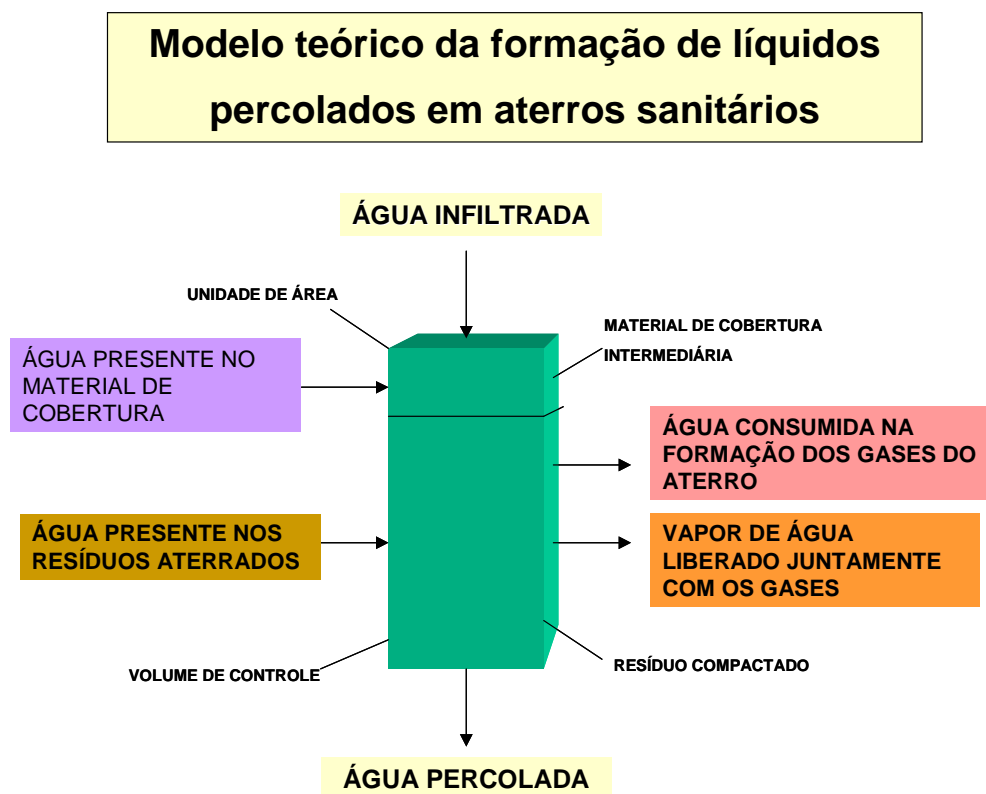


Figura 7 - Volume de controle utilizado em estudos de aterros sanitários (Tchobanoglous *et al.*, 1993)

O processo de maturação da degradação de RSU comporta duas fases: a aeróbia e a anaeróbia (Lima, 1995). Na primeira, são produzidos: ácidos graxos, açúcares e outros compostos orgânicos de baixo peso molecular. Na segunda, os ácidos são consumidos por bactérias metanogênicas, sendo CH_4 , CO_2 , H_2 e H_2S os produtos finais (Figura 8).

A fase aeróbia ocorre durante o primeiro mês de deposição e recobrimento do lixo na célula. A decomposição é realizada por bactérias aeróbias que utilizam o oxigênio presente no interior do aterro. Esse processo inicial é assistido por bactérias acetogênicas (Pacheco & Peralta-Zamora, 2004), conferindo um caráter ácido ao chorume novo produzido. Os processos metabólicos bacterianos, mais intensos no início, diminuem à medida que o oxigênio vai ficando escasso, tornando a decomposição da MO mais lenta. A presença de águas pluviais exerce grande influência, facilitando a ação bacteriana através da redistribuição de nutrientes e microrganismos ao longo da camada do aterro.

Com o passar do tempo, ocorre um aumento na concentração de bactérias metanogênicas, levando à produção de chorumes alcalinos, contendo espécies químicas muito mais recalcitrantes que aquelas produzidas nas fases preliminares de decomposição (Pacheco & Peralta-Zamora, 2004). Estima-se que o principal problema ambiental associado a este tipo de percolado está representado pelos compostos orgânicos xenobióticos, grande parte dos quais apresenta toxicidade elevada, especialmente pela elevada concentração de MP (Lin & Chang, 2000; Christensen *et al.*, 2001; Im *et al.*, 2001)

Quando todo o oxigênio é consumido, inicia-se a fase anaeróbia, sendo a decomposição da MO exercida por organismos anaeróbios e/ou facultativos, que hidrolisam e fermentam celulose e outros materiais presentes no resíduo. Simultaneamente, diminuem as concentrações de C_{org} , ocorrem altos níveis de amônia, e largo espectro de metais, com consideráveis riscos de contaminação ambiental. A fase anaeróbia pode demorar vários anos para se estabilizar completamente.

Van Haandel & Letinga (1994), dividem o processo de fermentação anaeróbia dos substratos de resíduos em 4 fases distintas: (1) Hidrólise, (2) Acidogênese, (3) Acetogênese e (4) Metanogênese (Figura 8).

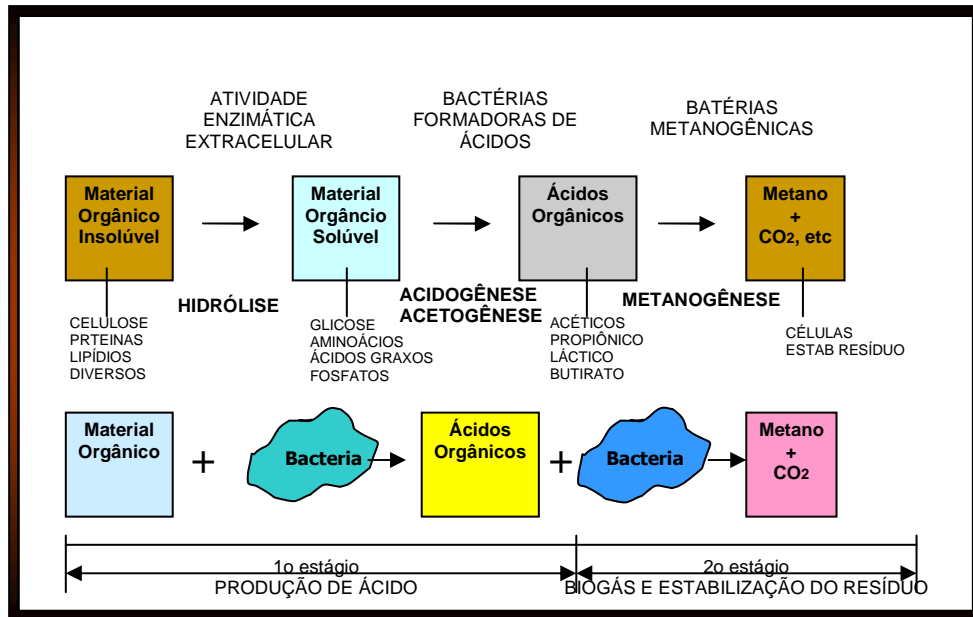


Figura 8 - Estabilização da MO do resíduo via metabolismo bacteriano (Stephen & Newbry, 1976).

5.5- Composição e características do percolado de aterros sanitários

Muitos pesquisadores tentam explicar os processos de infiltração-percolação dos líquidos através da massa de lixo. Pound & Grites (1973; *apud* Lima, 1985) afirmam que a percolação e a infiltração de líquidos no interior da célula de resíduos, permitem que ocorram interações líquido-resíduo-solo, desenvolvendo mecanismos de filtragem e retenção dos sólidos em solução e suspensão, troca de íons, absorção, oxidação dos compostos orgânicos, e precipitações químicas.

Em resíduos municipais (residencial + comercial + público) é grande a variedade de produtos com substâncias que lhes conferem características de inflamabilidade, corrosividade, óxido-redução ou toxicidade. Pilhas, lâmpadas fluorescentes, frascos de aerossóis, baterias, tintas, óleos, vernizes e outros resíduos potencialmente perigosos, estão sempre presentes nos RSU (IPT, 1996), com distintas disponibilidades de liberação iônica (Tabela 4).

Tabela 4 – Origem dos íons em percolados de aterros de lixo
(Segato & Silva, 2000)

ÍONS	ORIGENS
Na^+ , K^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2}	Material orgânico, entulhos de construção, cascas de ovos
PO_4^{-3} , NO_3^- , CO_3^{-2}	Material orgânico
Cu^{+2} , Fe^{+2} , Sn^{+2}	Material eletrônico, latas, tampas e garrafas
Hg^{+2} , Mn^{+2}	Pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes, fungicidas, tintas, amaciantes, produtos farmacêuticos, interruptores...
Ni^{+2} , Cd^{+2} , Pb^{+2}	Baterias recarregáveis (celular, telefone sem fio, automóveis), plásticos, ligas metálicas, pigmentos, papéis, vidro, cerâmica, inseticidas, embalagens...
Al^{+3}	Latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos, embalagens laminadas em geral.
Cl^- , Br^- , Ag^+	Tubos de PVC, negativos de filmes de raio X
As^{+3} , Sb^{+3} , Cr^{+3}	Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos

Percolados de diferentes aterros sanitários revelaram significativas variações de composição química, de tal forma que podem ser considerados como uma “solução aquosa contendo várias substâncias contaminantes dissolvidas” (Tabela 5). As características composicionais dos chorumes também variam em função da idade do aterro (Tabela 6), influenciadas por uma série de fatores tais como: clima, condições operacionais do aterro, composição gravimétrica do lixo, entre outros. Aterros mais novos produzem chorumes muito mais poluentes que aqueles mais antigos (maturados).

Christensen & Kjeldsen (1989) indicam que 97% dos compostos encontrados nos percolados dos aterros podem ser inseridos em quatro categorias, considerando-se que a unidade sanitária receba, em sua maior parte, resíduos domiciliares. São eles: MO, compostos orgânicos específicos, macro-componentes inorgânicos e MP. Esses autores estabeleceram ainda uma classificação conforme o estado de estabilização do percolado:

- **Percolados jovens**, com alta carga orgânica: valores de DQO > 20.000 mgO₂/L, alto conteúdo de metais (até 2.000 mg/L) e degradabilidade média (DBO₅/DQO > 0,65);
- **Percolados estabilizados**, com baixa carga orgânica: valores de DQO < 2.000 mgO₂/L, baixo conteúdo de metais (menos de 50 mg/L) e biodegradabilidade muito fraca (DBO₅/DQO < 0,1);
- **Percolados intermediários**: com características intermediárias aos anteriores.

Tabela 5 – Faixa de variação dos teores de substâncias contaminantes dissolvidas no percolado de aterros sanitários (Freeze & Cherry, 1979 *apud* Guimarães, 2000)

PARÂMETRO	FAIXA DE VARIAÇÃO (mg/L)
K ⁺	200 – 1000
Na ⁺	200 – 1200
Ca ⁺²	100 – 3000
Mg ⁺²	100 – 1500
Cl ⁻	300 – 3000
SO ₄ ⁻²	10 – 1000
Alcalinidade	500 – 10000
Fe (total)	1 – 1000
Mn	0,01 – 100
Cd	0,007 – 0,15
Co	0,04 – 0,13
Cr	0,0005 – 1,90
Fe	0,22 – 2820
Cu	< 10
Zn	0,1 – 100
Ni	0,001 – 100
Pb	< 5
Hg	< 0,2
NO ₃ ⁻	0,1 - 10
NH ₄ ⁺	10 – 1000
Carbono orgânico total dissolvido (COTD)	2000 – 30000
Demanda Química de Oxigênio	1000 – 90000
Sólidos Totais Dissolvidos	5000 – 40000
pH	4 a 8

Tabela 6 - Dados típicos da composição do chorume para aterros novos e antigos (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

PARÂMETROS	Aterros novos (<2 anos)		Aterros Antigos
	Faixa de variação (mg/l)	Típico (média) (mg/l)	(> 10 anos) (mg/l)
DBO ₅	2000-30000	10000	100-200
COT	1500-20000	6000	80-160
DQO	3000-60000	18000	100-500
SSt	200-2000	500	100-400
TKN	10-800	200	80-120
N amoniacal	10-800	200	20-40
Nitrato	5-40	25	5-10
Fósforo total	4-100	30	5-10
Alcalinidade (CaCO ₃)	1000-10000	3000	200-1000
pH	4,5-7,5	6	6,6-7,5
Dureza Total (CaCO ₃)	300-10000	3500	200-500

Os principais fatores que afetam a composição do percolado são: a natureza dos resíduos e a idade do aterro (Fernández-Viña, 2000; *apud* Lins, 2003). A relação DBO₅/DQO também varia com a idade do aterro, e serve para dar uma idéia do estado de degradação do seu efluente:

- Biodegradável: DBO₅/DQO \cong 0,5 (aterro jovem)
- Pouco biodegradável: DBO₅/DQO \cong 0,1 (aterro estabilizado)

5.6- Tipos de tratamento de percolado de aterros sanitários

Os tipos de tratamento de efluentes líquidos (percolados), realizado nos maiores aterros de RSU do Brasil, mostram uma diversidade de técnicas adotadas (Tabela 7). Esse fato demonstra a complexidade para tratamento dessas águas residuárias, dada às características peculiares de cada aterro (Jucá *et al.*, 2003).

Tabela 7 – Tipos de tratamento de percolados de aterros sanitários no Brasil
(Jucá *et al.*, 2003)

Cidade	Tipo de Destinação Final	Quant. (ton/dia)	Tratamento de Chorume
Recife-PE	Aterro Controlado da Muribeca	2.800	Recirculação de chorume, lagoa anaeróbia, lagoas facultativas, sistema bioquímico.
Caruaru-PE	Aterro Sanitário de Caruaru	200	Digestor anaeróbio e um charco artificial
Manaus-PA	Aterro Sanitário de Manaus	1.125	Recirculação de chorume e biorremediação
Belém-AM	Aterro Sanitário de Belém	1.024	Recirculação de chorume e biorremediação
Rio de Janeiro-RJ	Aterro Controlado de Gramacho	7.026	Tanques de polimento e sistemas de nano-filtração.
Fortaleza-CE	Aterro Sanitário de Caucaia	3.500	Lagoas anaeróbia e facultativas
Extrema-MG	Aterro Sanitário de Extrema	80	Lagoas anaeróbias em série, seguidas por facultativa e de maturação.
Paracatu-MG	Aterro Sanitário de Paracatu	26	Uma lagoa anaeróbia seguida de uma facultativa.
Contagem-MG	Aterro Sanitário de Perobas	214	Tanque Inhoff seguido de filtro biológico
Ipatinga-MG	Aterro Sanitário de Ipatinga	150	Reator anaeróbio, lagoa de estabilização, aerador de cascata e lagoa de maturação.
Uberlândia-MG	Aterro Sanitário de Uberlândia	120	Grades, retentor de óleo e desarenador, reator RAFA e filtro biológico.
Três Corações-MG	Aterro Sanitário de Três Corações	30	Uma lagoa anaeróbia seguida por um filtro anaeróbio e uma lagoa facultativa.
Biguaçu-SC	Aterro Sanitário da Formação	11.500 a 14.500	Poço anaeróbico, reator UASB, lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação.
Belo Horizonte-MG	Aterro Remediado de BH	4.139	Recirculação de chorume. Excedente tratado na ETE do município.
Porto Alegre-RS	Aterro Sanitário da Extrema	200	Filtro anaeróbio; lagoa de aeração; transporte para tratamento em ETE.
Porto Alegre-RS	Aterro Sanitário Metropolitano Santa Tecla	1.300	Filtro anaeróbio, lagoa anaeróbia, lagoa aerada, 2 lagoas facultativas, filtro de areia.
Itaquaquecetuba-SP	Aterro Sanitário de Itaquaquecetuba	650	Não tem tratamento, o chorume é tratado na ETE do município.
Mauá-SP	Aterro Sanitário de Mauá	2.000	3 reatores e 2 lagoas com agitador (aerador).
São Paulo-SP	Aterro Sanitário São João**		Tratamento na SABESP (esgotos)
Santo André-SP	Aterro Sanitário de Santo André	700 a 750	Uma lagoa anaeróbia e uma facultativa com aerador
Salvador-BA	Aterro Sanitário Metropolitano	2.500	Tratamento na CETREL (resíduos industriais)
Palmas-TO	Aterro Sanitário	120	Sistema de lagoas de estabilização: anaeróbia, facultativa e maturação.
Araguaína-TO	Aterro Sanitário	160	Fossas sépticas e valas de infiltração.
Guarai-TO	Aterro Sanitário	40	2 lagoas anaeróbias.
João Pessoa-PB	Aterro Controlado do Roger*	870	Digestor anaeróbio seguido de fitorremediação.

* Dados fornecidos em março de 2001.

** Dados fornecidos em agosto de 2002.

Silva (2002) assevera que resultados de tratamento em ETP's, apresentados na literatura, indicam que características como idade do aterro, por exemplo, têm influência significativa na composição química do "chorume" e, conseqüentemente, em seu gerenciamento. Os líquidos percolados, direcionados para as ETP's, são submetidos a um ou mais processos de depuração.

Em geral, são adotados sistemas mistos de tratamento, em razão da variabilidade de composição e complexidade desses efluentes. As técnicas de tratamento mais conhecidas são: tratamento primário, tratamento oxidativo, tratamento biológico, processos de separação com membranas, evaporação, recirculação, neutralização, processo eletroquímico, *wetlands*, remoção de voláteis e amônia, remoção de metais (Silva, 2002).

5.6.1- Tratamento primário

O tratamento primário visa remover prioritariamente sólidos em suspensão sedimentáveis, materiais flutuantes (óleos e graxas) e parte da MO em suspensão. Este processo exclusivamente de ação física pode, em alguns casos, ser ajudado pela adição de agentes químicos que através de uma coagulação/floculação possibilitam a obtenção de flocos de matéria poluente de maiores dimensões e assim mais facilmente decantáveis (Von Sperling, 1996; Silva, 2002).

Neste último, utiliza-se também o processo de coagulação/floculação (Silva, 2002) para promover a clarificação de percolados contendo partículas coloidais e sólidos em suspensão. A coagulação consiste na adição de agentes químicos para neutralizar as cargas elétricas das partículas, provocando-se ligações químicas e absorção das cargas superficiais presentes, o que requer a aplicação de elevada energia às misturas (floculação). De fato, para favorecer esse processo são usados íons de alta valência (Fe^{+3} e Al^{+3}), pois quanto maior a valência do íon, maior será a sua capacidade de coagulação (Dezotti, 1997). O resultado desse procedimento físico-químico é que as partículas agregam-se, constituindo formações gelatinosas inconsistentes, denominadas de “flocos”. Os flocos iniciais são formados rapidamente, e a eles se aderem às partículas finas em suspensão (impurezas), as quais serão removidas *a posteriori* por decantação (sedimentação) ou flotação.

Os reagentes mais empregados são: a) *coagulantes* (compostos de elementos que produzem hidróxidos gelatinosos, como os de alumínio e de ferro (sulfato de alumínio e cloreto férrico, por exemplo); e b) *álcalis* (hidróxido de cálcio e carbonato de sódio), para promover e manter a alcalinidade necessária ao processo.

O coagulante mais empregado é o sulfato de alumínio: $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, bastante comercializado por seu baixo custo, e pelo fato de ser atuante tanto em condições ácidas como básicas. Em condições ácidas exige-se uma certa alcalinidade para a solução, enquanto que nas condições básicas a solução deve ser mantida em baixa alcalinidade (Eckenfelder, 1989).

O valor do pH exerce um papel muito importante na coagulação, para que o sulfato de alumínio possa reagir e formar o precipitado (Eckenfelder, 1989). Contudo, não é fácil estimar com exatidão a quantidade desse reagente para promover uma perfeita coagulação, uma vez que um aumento na alcalinidade poderá implicar no aumento da cor do efluente. Babbit *et al.* (1973) reportam ser esse um dos óbices do processo: o difícil controle da coagulação através do ajuste de pH, devido à pequena margem de valores adequados, uma vez que ocorre uma tendência à diminuição de pH relacionada com as adições de sulfato de alumínio. Do ponto de vista prático, são teoricamente necessários cerca de 20 mg/L de sulfato de alumínio comercial para 7,7 mg/L de alcalinidade na forma de carbonato de cálcio (Babbit *et al.*, *op. cit.*). O tamanho dos *flocos* depende da velocidade e duração do período de floculação (agitação mecânica), bem como das características físico-químicas do efluente, e da quantidade e tipo de coagulante utilizado.

A coagulação/floculação é uma técnica relativamente simples, que pode ser empregada com sucesso para o tratamento de “chorumes” provenientes de aterros mais antigos. Entretanto, pode apresentar alguns inconvenientes: produção de lama excessiva (alto IVL = Índice Volumétrico de Lodo), espuma, e aumento nas concentrações do alumínio ou ferro no efluente (Ntampou *et al.*, 2005).

Modernamente, verifica-se que as condições de coagulação/floculação podem ser melhoradas mediante o emprego de agentes auxiliares de coagulação, tais como: a) *polieletrólitos*, que são substâncias poliméricas com alto peso molecular, solúveis em água, contendo cargas elétricas em sua estrutura; e b) *bentonita*, um argilomineral muito plástico do Grupo das Esmectitas, que se caracteriza por apresentar: i) partículas muito finas; ii) elevada carga superficial; iii) alta capacidade de troca catiônica; iv) elevada área superficial; v) tixotropia em presença de água.

Com relação às cargas, Eckenfelder (1989) enfatiza que os *polieletrólitos* podem ser classificados como: catiônicos (cargas positivas, capazes de absorver os flocos coloidais com partículas negativas) e aniônicos (cargas negativas, realizando a troca destas cargas das partículas coloidais e permitindo a formação de pontes de hidrogênio entre o colóide e o polímero). O *polieletrólito* é uma substância que não é afetada pelo pH do meio e pode servir como coagulante, pois pode reduzir a carga efetiva das partículas coloidais (Eckenfelder, *op. cit.*). Alguns resultados práticos obtidos via tratamento primário de percolados de dois aterros distintos: Aterro Metropolitano de Gramacho – Duque de Caxias, RJ; e Aterro Controlado da Muribeca – Jaboatão dos Guararapes, PE, são a seguir apresentados.

- **Aterro:** Gramacho, RJ (Cammarota *et al.*, 1994)
pH = 4,0 – 4,5
coagulantes = FeCl_3 (cloreto férrico) e $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$
dosagem = 400 – 500 mg/L
remoção (DQO) = 40%, FeCl_3
remoção (DQO) = 25%, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$
 - **Aterro:** Gramacho, RJ (Bila, 2004)
pH = 4,5 – 5,0
coagulantes = $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ e polieletrólito catiônico (Nalco, 7128)
dosagem = 450 – 950 mg/L
resultados = boa redução de DQO e COT, boa clarificação do efluente e tamanho de flocos satisfatório
 - **Aterro:** Muribeca, PE (Alves *et al.*, 2006)
coagulantes = $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (hidróxido de cálcio), $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ e FeCl_3
coadjuvante = bentonita (3 g/L)
dosagem de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ = 10 g/L ; pH = 6,0 (ótimo)
dosagem de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ = 2 g/L ; pH = 8,0 (ótimo)
dosagem de FeCl_3 = 10 g/L ; pH = 8,0 (ótimo)
-
-

resultados descritos no experimento =

“... o $\text{Ca}(\text{OH})_2$ apresentou resultados mais eficientes em relação à redução da turbidez e ausência da formação de espuma para o chorume, tendo como concentrações ideais 10 g/L e 3 g/L de chorume, respectivamente, para o coagulante $\text{Ca}(\text{OH})_2$ e para o coadjuvante bentonita. O pH = 6 foi o ótimo observado no experimento. O coagulante proporcionou uma maior velocidade de decantação quando associado à argila bentonítica, acarretando boa decantabilidade”.

5.6.2- Tratamentos oxidativos

Nos últimos anos, os Processos Oxidativos Avançados (POA's) têm sido considerados uma excelente alternativa para o tratamento de resíduos altamente contaminantes. O processo é baseado na geração do radical hidroxila (OH^\cdot), um agente oxidante poderoso e altamente reativo, capaz de promover a degradação de inúmeros poluentes em curtos prazos de tempo (Camel e Bermond, 1998; Freire *et al.*, 2000; Espulgas *et al.*, 2002; Kuntz *et al.*, 2002; Pacheco & Peralta-Zamora, 2004). Os POA's são capazes de oxidar completamente moléculas orgânicas presentes em águas residuárias poluídas, sobretudo efluentes com elevada DQO, reduzida DBO, com presença de espécies coloridas, recalcitrantes e tóxicas, como os “chorumes”.

Dentre as várias formas de geração destacam-se: a oxidação com ozônio, com peróxido de hidrogênio (H_2O_2), combinados ou não com a radiação UV, bem como a fotocatalise. Silva (2002) apresenta as seguintes vantagens desse processo:

- Não requer a transferência de fase do poluente (como a absorção em carvão ativo);
 - Apresentam alto potencial de oxidação;
 - Não formam sub-produtos sólidos (lodo);
 - Podem levar à mineralização completa dos poluentes, se necessário, ou a formas biodegradáveis, ou a compostos não tóxicos;
 - Promovem a remoção de cor;
 - Removem ferro e manganês (Dezotti, 1998 & Steensen, 1997 *apud* Silva, 2002).
-
-

Embora extremamente eficientes, os POA's apresentam duas limitações no tratamento de matrizes de chorume: elevada carga orgânica (DQO aproximadamente de $5000 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$), que costuma diminuir drasticamente a eficiência do processo; e a elevada concentração de ácidos húmicos (Pacheco & Peralta-Zamora, 2004). Para contornar esse problema, Pacheco & Peralta-Zamora (2004) sugerem uma associação de POA's com uma etapa preliminar para separação de substâncias húmicas.

De acordo com os experimentos de Nanny e Ratasuk (2002; *apud* Pacheco & Peralta-Zamora, 2004), estes compostos precipitam em meio ácido, podendo ser separados por simples filtração. Nesse sentido, merecem especial destaque os sistemas POA's precedidos de tratamento preliminar (precipitação de substâncias húmicas em meio ácido), seguida da combinação do tratamento por sistema UV/H₂O₂ (Pacheco & Peralta-Zamora, 2004).

Quando aplicados de maneira isolada, os processos oxidativos avançados (POA's) não apresentam boa eficiência, em razão de certas características do chorume serem incompatíveis com esse tipo de processo: elevada carga orgânica e forte coloração (presença de ácidos húmicos). Em contraposição, a experiência de Pacheco & Peralta-Zamora (2004), com chorume velho do Aterro da Cachimba (idade > 5 anos, em fase de decomposição metanogênica, com elevado pH = 8,6 e DQO = $4500 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$), através do processo de precipitação do chorume em meio ácido (pH \approx 1; utilizando-se ácido sulfúrico 20%), seguido de centrifugação e filtração em membrana Milipore (0,45 μm), permitiu uma eficiente remoção de substâncias húmicas, carboidratos e outros compostos orgânicos, reduzindo drasticamente a cor do produto tratado. Esses resultados promissores resultaram em reduções de 96% da turbidez e de 75% da DQO, para tempos de reação de 120 min, em um reator fotoquímico convencional (capacidade = 120 mL) equipado com refrigeração a água, agitação magnética e sistema de oxigenação, e com radiação UV proporcionada por uma lâmpada a vapor de mercúrio de 125W.

5.6.3- Tratamento biológico

Os processos biológicos incluem rotinas aeróbias, anaeróbias e facultativas, no tratamento de percolados de aterros sanitários. Dentre os métodos convencionais destacam-se: lodos ativados, filtros biológicos e lagoas de estabilização. Apesar de suas limitações e problemas, esses processos biológicos são os mais utilizados como opção de tratamento. Entretanto, Freire *et al.*, (2000) e Pacheco & Peralta-Zamora (2004) apontam que a necessidade de extensivo tempo de residência (variando de dias até meses) para os efluentes, e baixas eficiências na remoção de compostos recalcitrantes e coloridos, fazem com que sua eficiência seja bastante discutida. Estima-se que seu principal problema é o conteúdo de compostos orgânicos xenobióticos dos chorumes, grande parte dos quais com toxicidade elevada (Chang, 2000; Christensen *et al.*, 2001; Im *et al.*, 2001). Devido à presença desses compostos recalcitrantes, o tratamento biológico tem se mostrado pouco eficiente (ou timidamente eficaz) quando o efluente provém de aterros velhos (Ferreira *et al.*, 2000; Pacheco & Peralta-Zamora, 2004). Outros aspectos negativos são (Camarota *et al.*, 1994; Bila, 2000):

- Baixo desempenho em presença de MP (ex: Cu, Zn e Ni podem inibir a nitrificação);
- Difícil gerenciamento em razão do conteúdo de substâncias recalcitrantes;
- Dependência da composição do substrato afluente;
- Custos altos em caso de necessidade de aeração artificial;
- Dificuldade de controle dos parâmetros que afetam o metabolismo bacteriano;
- Possibilidade de precipitação de CaCO_3 , com prejuízo para os equipamentos de aeração;
- Produção de lodo altamente contaminante.

Testes de tratabilidade biológica revelaram que no processo de *lodo ativado*, este perde atividade com o aumento da concentração de percolado na alimentação do reator (Bila, 2000). A natureza recalcitrante do percolado e sua possível toxicidade foram responsabilizadas pela pequena quantidade de “lodo ativado” e

escassez de flocos (quase sem filamentos estruturais), além da ausência de protozoários, indicativos de lodos com más características.

Quanto ao emprego do processo de *filtro biológico*, McBean *et al.* (1995) reportam que esse sistema é eficiente na remoção de compostos orgânicos biodegradáveis, mas sua eficiência pode ficar seriamente comprometida pela facilidade de entupimento do filtro.

O tratamento biológico via *lagos de estabilização* é outra alternativa para tratamento de chorume, sendo um sistema bastante utilizado em nível mundial, sobretudo nos países de clima quente, onde as condições climáticas são mais favoráveis (temperatura, ventilação e insolação). Essa preferência advém da sua praticidade, simplicidade e baixo custo operacional. No entanto, a maioria dos projetistas e operadores encaram esse sistema como uma seqüência de “caixas pretas” (Tchobanoglous, 1995), nas quais os mecanismos internos responsáveis pelo tratamento são negligenciados. Uma de suas maiores limitações é a utilização “errônea e equivocada” de parâmetros “não-específicos” (DBO, DQO, sólidos suspensos, turbidez, oxigênio dissolvido, etc) para monitoramento do processo, nos quais a natureza geoquímica e o tamanho dos constituintes são desconhecidos (Tchobanoglous, *op. cit.*).

Para uma melhor compreensão do tratamento os estudos devem contemplar, além dos parâmetros tradicionalmente utilizados, a análise microgranulométrica do tamanho das partículas. Nesse sentido, Lawer (1997) afirma que muitos dos contaminantes encontrados nesses efluentes são partículas, ou serão transformados em partículas antes de sua remoção final. Concordantemente, Levine *et al.* (1985) argumentam que os processos de transferência de massa, adsorção e difusão, bem como as reações bioquímicas em cada ETP, são todos influenciados pela geoquímica e tamanho das partículas, isso porque os afluentes dos sistemas de tratamento contêm partículas dos mais variados tipos, formas e tamanhos, tanto de minerais como de microrganismos. E, evidentemente, a eficiência das ETP's está seguramente vinculada às características do material particulado que se pretende remover.

Trabalhos pioneiros dedicados ao estudo do tratamento de águas residuárias, em diferentes frações de esgoto doméstico, foi realizado por Balmat (1957), que determinou valores de DBO em esgotos sanitários, interessando quatro distintas frações: sedimentável, supracoloidal, coloidal e solúvel. Seus experimentos envolveram 4 etapas: 1) Os sólidos sedimentáveis ($>100\mu\text{m}$) foram separados em Cone Imhoff (tempo de sedimentação: 1 hora); 2) A fração supracoloidal ($1\mu\text{m}$ a $100\mu\text{m}$) foi separada por centrifugação do sobrenadante da etapa anterior; 3) O efluente da centrifuga foi filtrado em membrana de ultracentrifugação para remoção de uma nova parcela, considerada equivalente aos sólidos coloidais ($0,08\mu\text{m}$ a $1\mu\text{m}$); e 4) O filtrado foi considerado como sendo de “sólidos solúveis”. Esse fracionamento das amostras permitiu colocar em evidência que a velocidade de degradação aumentava com a diminuição do tamanho das partículas. As frações com partículas $<1\mu\text{m}$ foram facilmente degradadas, enquanto as frações supracoloidal e sedimentável apresentaram menor biodegradabilidade. Balmat (*op. cit*) demonstrou que a biodegradabilidade da fração solúvel foi 3,2x maior que a da supracoloidal, e 1,5x maior que a da coloidal.

Embora os estudos granulométricos de partículas dos afluentes remontem à década de 50, os sistemas atuais desconsideram esse conhecimento fundamental, seja na etapa de projeto ou em sua operação, comprometendo ainda mais a eficiência do tratamento biológico convencional. Com efeito, registros da literatura dão conta que o tratamento biogênico de chorumes provenientes de aterros com mais de 10 anos de idade, mesmo utilizando-se adicionalmente procedimentos físico-químicos e adsorção por carvão ativado, mostraram-se raramente eficientes em toda a Europa e América do Norte (Silva, 2002).

É consenso entre alguns pesquisadores que o estudo exploratório de natureza mineralógica e química do afluente, aliada à análise das afinidades geoquímicas envolvidas em cada etapa do tratamento, traz à tona um conhecimento mais detalhado e aprofundado do substrato a ser depurado, auxiliando no delineamento dos mecanismos de remoção dos poluentes. Em consequência, tais estudos possibilitariam o aperfeiçoamento das técnicas convencionais já existentes, ou poderiam gerar subsídios para descoberta de novos processos de tratamento.

5.6.4- Processos de separação por membranas

Os processos com membranas têm experimentado expressivos progressos nos últimos 30 anos, devido às suas grandes vantagens em relação aos sistemas concorrentes. Exigindo menor consumo energético em relação aos demais sistemas de tratamento, oferecendo flexibilidade operacional e obtenção de produtos finais de boa qualidade, além de melhor controle de monitoramento, esses processos apresentam-se como uma alternativa promissora para tratamento de efluentes altamente contaminantes.

Nas tecnologias de filtração por membranas a vazão afluente é separada por dois fluxos distintos, denominados de “permeado” e “concentrado”. Permeado é a fração (ou parcela) passante, enquanto o concentrado é aquela retida pela membrana, englobando solutos ou sólidos suspensos (Santos *et al.*, 2004). Dependendo da qualidade que se quer imprimir ao permeado, os processos de filtração por membranas são classificados como: microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa. Para cada caso, as membranas possuem características físicas distintas, sobretudo no que tange a dimensão dos seus poros. Portanto, elas são especificadas através da massa molecular de corte ou “cut off”, o que pode ser definido como sendo o valor da massa molecular para qual a membrana apresenta um coeficiente de rejeição de 95% (Silva, 2002). O sistema tem como objetivo separar sólido-líquido (soluto-solvente), podendo incluir nessa partição, dependendo da porosidade da membrana, os microrganismos patogênicos como protozoários, bactérias e vírus (Tabela 8).

A eficiência das membranas é determinada por dois parâmetros: seletividade e fluxo de permeação. A seletividade de uma mistura é geralmente expressa pela rejeição (R), onde o soluto é parcialmente ou completamente retido, enquanto o solvente passa pela membrana, conforme a expressão reportada por Silva (2002):

$$R = (C_a - C_p) / C_a = 1 - (C_p / C_a)$$

onde,

C_a = concentração do soluto;

C_p = concentração do soluto no permeado.

A capacidade seletiva da membrana está diretamente relacionada com as relações do tamanho das espécies e as dimensões dos poros das membranas, podendo ocorrer retenção de maneira distinta de solutos com pesos molares diferentes (Campos, 2000). Do ponto de vista operacional, entretanto, a colmatação interfere em diversos aspectos relativos ao desempenho do processo, bem como a permeabilidade e vida útil das membranas, qualidade do permeado, etc.

Tabela 8 – Potencial de remoção nos processos de filtração por membranas (Silva, 2002)

Membrana	Porosidade	Material retido
Microfiltração	0,1µm – 0,2µm	Protozoários, bactérias, vírus (maioria), partículas.
Ultrafiltração	1.000 – 100.000 Da	Material removido na MF + colóides + totalidade de vírus.
Nanofiltração	200 – 1.000 Da	Íons divalentes e trivalentes, moléculas orgânicas com tamanho maior do que a porosidade da membrana.
Osmose reversa	< 200 Da	Íons e praticamente toda a matéria orgânica.

Nota*: Da = Dalton (massa molecular de corte “cut off”, que designa a massa molar do menor componente que será retido na filtração com membrana, cuja eficiência seja de pelo menos 95%, denominado de coef. de rejeição).

Segundo Schneider & Tsutiya (2001; *apud* Silva, 2002) as membranas de microfiltração e ultrafiltração são muito eficientes para remover material orgânico particulado responsável pela turbidez da água. Além da remoção dos contaminantes biológicos, removem também substâncias contaminantes ou partículas não biológicas, tais como:

- C_{org} dissolvido de baixa massa molecular;
- Substâncias que dão cor;
- Toxinas solúveis de algas;
- MP reduzidos como o Mn⁺⁺ e Fe⁺⁺;
- Sais de Ca e Mg.

Altas remoções de poluentes podem ser alcançadas com a nanofiltração ou osmose reversa, sobretudo no caso de chorumes velhos. A nanofiltração é eficiente na remoção de carga orgânica, pois este processo consegue separar os íons monovalentes e bivalentes agregados ao material orgânico (Peters, 1998). Já o processo de osmose reversa gera um permeado de alta qualidade, mas é considerada cara, além da vulnerabilidade do sistema à colmatação das membranas, sendo necessário operar com elevada pressão (2 a 10 bar). Para que o percolado possa ser tratado através de nanofiltração ou osmose reversa, o mesmo deve ser previamente processado. Nesse sentido, o tratamento biológico tem se mostrado pouco eficiente como pré-tratamento para osmose reversa, ao contrário da coagulação/floculação que tem tido êxito, sobretudo pela remoção das partículas coloidais (Silva,2002).

5.6.5- Evaporação

Esse processo consiste na disposição do afluente em tanques estanques abertos para possibilitar a evaporação do lixiviado. É uma técnica não muito usual, dependente de condições climáticas favoráveis à evaporação. Além desse fator limitante, apresenta a enorme desvantagem de exalar odores féticos (gás sulfídrico) na área de entorno da estação de tratamento (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

5.6.6- Recirculação

Essa técnica é considerada como um método de tratamento complementar, devido aos benefícios gerados a partir de sua implantação:

- Reduz o volume de chorume por evaporação;
 - Aumenta a degradação anaeróbia do aterro com a conversão de ácidos orgânicos em CH₄ (metano) e CO₂, promovendo uma distribuição de nutrientes e umidade no interior da célula de lixo;
 - Favorece uma maior produção de gás;
 - Melhora a compactação do aterro, facilitando o reaproveitamento posterior do terreno;
-
-

- Reduz o tempo necessário para estabilização do aterro de algumas décadas para 2 a 3 anos (Reinhart & Al-Yousfi, 1996)

5.6.7- Neutralização

Silva (2002) reporta a esse processo de tratamento como sendo uma técnica simples de adição de ácidos ou bases para ajustar o pH em níveis aceitáveis entre 6-9. Em outras palavras, corresponde à correção do pH para preparar o percolado para as etapas subseqüentes.

5.6.8- Processo eletroquímico

O processo eletrolítico consiste na passagem de uma corrente elétrica entre dois eletrodos, o qual é capaz de oxidar ou reduzir íons metálicos, cianetos, compostos organoclorados, hidrocarbonetos aromáticos e alifáticos (Eric, 1998; *apud* Freire, 2000). Essa tecnologia pode ser uma forma eficiente e versátil de controle da poluição aquosa, modificando, degradando ou mineralizando compostos orgânicos através de processos onde o único reagente envolvido é o elétron.

Os resultados conseguidos com a aplicação desse processo indicam que a metodologia é eficiente para tratar efluentes recalcitrantes com amplo espectro de substâncias químicas. Seus óbices são o custo elevado de implantação e o próprio sistema operacional (consumo energético), sobretudo quando se trata de efluentes com vazão expressiva, a exemplo do chorume (Bertazzoli & Pelegrini, 2001).

5.6.9- Wetlands

Wetlands são sistemas naturais (várzeas de rios, pântanos, manguezais, etc.) que apresentam ação depuradora através da absorção de partículas pelo sistema radicular das plantas, além da absorção de nutrientes e MP, pela ação dos microrganismos associados à rizosfera. Esse método artificializa esse sistema depurador em escala de uma ETP, através de um processo de fitorremediação. Neste sistema, a evapotranspiração também contribui para redução do volume de chorume, além de constituir uma fonte natural de biomassa que pode ser utilizada

como ração animal, energia e biofertilizante (Ferreira, 2000; MeTcalf & Eddy, 1991 *apud* Silva, 2002). O problema que se atribui a esse sistema é a grande concentração de MP nas plantas que, após a morte, geram um outro tipo de resíduo ainda mais perigoso, com maior risco potencial de contaminação.

5.6.10- Remoção de fósforo, voláteis e amônia

A ação antrópica vem ocasionando uma intensa poluição dos ecossistemas aquáticos, proporcionando a eutrofização (acúmulo de nutrientes, especialmente compostos ricos em nitrogênio e fósforo), através da proliferação excessiva de algas e vegetação aquática (Mota, 1997). O uso intensivo de fertilizantes na agricultura, assim como os lançamentos indesejáveis de efluentes domésticos e industriais, a exemplo do chorume, resultam no carreamento de nitrogênio para os corpos d'água, podendo este ser encontrado na forma de nitrogênio orgânico, amônia ou ainda na forma de nitritos e nitratos.

No ciclo do nitrogênio (Mota,1997), os compostos nitrogenados são transformados em amônia (NH_3), que passa à forma de nitrito e depois a nitrato, por ação de bactérias quimiossintetizantes. Os nitratos são absorvidos pelas plantas para formação de novos compostos orgânicos, e as bactérias desnitrificantes transformam o nitrato em nitrogênio gasoso (N_2), que retorna à atmosfera.

Em sistemas aquáticos, mesmo baixas concentrações de amônia livre (NH_3) representam uma ameaça em potencial para a biota. Para proteção desses organismos, a USEPA (2007) estabelece um limite de 0,02 ppm de N na forma de NH_3 . O CONAMA 357 (2005) permite concentrações de 0,5ppm até 13,3ppm, ou seja, de 25 a 665 vezes maior, dependendo da variação do pH, da classificação e enquadramento do corpo receptor.

A amônia pode ser removida do efluente por arraste (stripping), por cloração ou por outros métodos prévios de remoção de MP. O nitrogênio amoniacal, por exemplo, pode ser removido por "volatilização", donde o processo de arraste da amônia envolve o aumento do pH para níveis elevados, usualmente na ordem de 10,5 a 11,5 (Silva, 2002).

De acordo com experimentos de Eckenfelder (1989), o nitrogênio amoniacal e outras substâncias voláteis são removidas quando da injeção de ar no chorume, através de difusores ou outros mecanismos de aeração. A eficiência de remoção desses compostos orgânicos voláteis depende de:

- Área de contato (gás de arraste – líquido);
- Solubilidade do contaminante na fase aquosa;
- Difusividade do contaminante na água e no ar;
- Turbulência das fases;
- Temperatura ambiente de operação;

Silva (2002) reporta as vantagens e desvantagens do processo de volatilização da amônia. Dentre as vantagens: a) o processo pode ser controlado; b) não é sensível a substâncias tóxicas e; c) se pode alcançar o padrão necessário para lançamento. Dentre as desvantagens: a) elevado custo de operação e manutenção, requerendo cal para o controle do pH; b) o processo é sensível à temperatura, ocorrendo solubilidade da amônia com a diminuição da temperatura; c) acumulação de carbonato de cálcio, causando o entupimento da tubulação; d) inconveniências de ruído e de estética e; e) poluição do ar com o lançamento da amônia.

O fósforo normalmente presente no percolado de aterros sanitários, na forma iônica, encontra-se geralmente como íon fosfato, e é apontado como um dos principais elementos responsáveis pela floração de grupos algais tóxicos (Chao, 2006), quando do lançamento de chorume nos corpos aquáticos. Algumas técnicas podem ser utilizadas para remoção do fósforo nesses efluentes: reator com aeração intermitente seguido por flotação de ar difuso (Marchetto *et al.*, 2003); lodos ativados (Chao, 2006), precipitação química (Cossich, 2006); aplicação da lama vermelha (resíduo da indústria de beneficiamento do alumínio), o qual atua tanto na remoção de fósforo como de nitrogênio (NO_3^- e NH_4^+), adsorção de MP e clarificação do chorume (Silva Filho, 2007), entre outros.

5.6.11- Remoção de metais

Em se tratando de “chorume”, os MP merecem atenção especial, pois sua concentração varia em função do tipo e composição gravimétrica dos resíduos, condições climáticas, técnica de operação e idade do aterro. Os teores dessas espécies químicas pode ser relativamente baixo para o lixo doméstico, porém maior em resíduos industriais. Nos efluentes de ETP’s variam de acordo com os estágios de decomposição do lixo, sendo maiores na fase de fermentação ácida (aterro jovem), quando estes elementos estão mais solúveis; e menores nas últimas fases de estabilização (aterros velhos), quando o pH é normalmente mais alcalino (Sisino, 1995; *apud* Silva, 2002).

A precipitação química é o método mais utilizado para remoção de MP em águas residuárias, sobretudo na forma de sulfetos, ou ainda com precipitação através do emprego de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ou de soda cáustica (Silva, 2002). A precipitação como sulfeto é mais cara e gera H_2S (gás nocivo e indesejável), enquanto que como hidróxido apresenta custo satisfatório e é menos perigosa.

O maior problema da remoção de metais via precipitação química é a geração de grande quantidade de lodo na unidade depuradora, formando um resíduo ainda mais contaminante em MP, e cujo descarte afigura-se como bastante comprometedor para os recursos naturais (solos e água).

5.7- Considerações sobre os processos convencionais de tratamento

Pode-se considerar consensual a não existência de um sistema único que atenda a todos os objetivos de tratamento de chorumes. Dependendo das características peculiares de cada aterro, bem como da qualidade que se quer imprimir ao efluente tratado, adota-se uma ou mais técnicas de tratamento (sistemas mistos). Portanto, o desafio da Engenharia Ambiental é encontrar o processo mais viável que, técnica e economicamente (Tabela 9), atenda todos os requisitos exigidos pela Legislação Ambiental em vigor.

Tabela 9 - Sumário dos processos utilizados no tratamento de chorume (Silva, 2002)

Processo de Tratamento	Aplicação	Observação
Processos Biológicos (Lodos ativados)	Remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis	Podem ser necessários aditivos (anti-espumantes)
Processos Biológicos (Reator Batelada Sequencial-RBS)	Remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis	Similar a lodos ativados, somente é aplicável para vazões de operação não muito elevadas
Processos Biológicos (Aeração prolongada)	Remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis	Requer uma grande área
Processos Biológicos (filtros percoladores, contactores biológicos rotativos)	Remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis	Frequentemente utilizado para efluentes industriais similares ao lixiviado, porém não muito testados com lixiviados de aterros
Processos Biológicos (Lagoas anaeróbias)	Remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis	Requer menor energia e produz menos lodo que os sistemas aeróbios; possui maior potencial para instabilização do processo; mais lento que os sistemas aeróbios
Processos Biológicos (Nitrificação/desnitrificação)	Remoção de nitrogênio	A nitrificação/desnitrificação pode ocorrer simultaneamente com a degradação da matéria orgânica
Processos químicos (Neutralização)	Controle de pH	De aplicação limitada para a maioria dos lixiviados
Processos físico-químicos (Precipitação)	Remoção de metais e alguns ânions	Produz um lodo, que pode requerer descarte como resíduo perigoso.
Osiose reversa	Remoção de substâncias orgânicas e dessalinização	Custo elevado; é necessário pré-tratamento extensivo

Tabela 9 - Sumário dos processos utilizados no tratamento de chorume (Silva, 2002)

Processos Químicos (Oxidação)	Remoção de compostos orgânicos; detoxificação e remoção de algumas espécies inorgânicas	Funciona melhor com resíduos diluídos; o uso de cloro pode provocar a formação de organo-clorados
Processos Químicos (Oxidação por ar úmido)	Degradação de compostos orgânicos	De alto custo; funciona bem com poluentes orgânicos resistentes
Processos Físicos (sedimentação/flotação)	Separação do material em suspensão	Tem aplicação limitada; pode ser utilizado conjuntamente com os processos de tratamento
Processos Físico-Químicos (Filtração)	Separação do material	Somente útil como processo de refino
Arraste por ar	Separação de amônia e compostos orgânicos voláteis	Pode requerer equipamento de controle da contaminação atmosférica
Separação por vapor	Separação de compostos orgânicos voláteis	Alto custo energético; o vapor condensado requer tratamento adicional
Absorção	Remoção de compostos orgânicos	Tecnologia aprovada; custos variáveis de acordo com lixiviado
Troca iônica	Remoção de substâncias e íons inorgânicos dissolvidos	Útil somente como processo de polimento
Ultrafiltração	Separação de bactérias e de compostos orgânicos com alta massa molecular	Propenso a entupimento; aplicação limitada para alguns lixiviados
Evapotranspiração	Quando não se permite a descarga de lixiviados	O lodo resultante pode ser perigoso; é viável normalmente apenas em regiões áridas

5.8- Considerações sobre tratamento de percolados via lagoas de estabilização

O sistema biológico via lagoas de estabilização ainda constitui a técnica mais empregada para tratamento de “chorume”, sendo particularmente mais adequada para regiões de clima quente. Além da simplicidade operacional do processo e baixos custos, essa metodologia possibilita tratar grandes volumes de efluentes. Centenas de instalações desse tipo operam em pequenas e grandes cidades, no Brasil e em todo o Mundo.

Embora existem várias classificações de lagoas, Kellner & Pires (1998) cita três tipos quanto à atividade biológica: anaeróbias, facultativas e de maturação. Essas lagoas podem ser usadas isoladas ou em combinação com outros processos de tratamento de águas residuárias (Middlebrooks *et al.*, 1982). Os vários tipos de lagoas podem ser associados de formas e arranjos diferentes, constituindo os mais variados sistemas, que podem ser usados tanto para o *tratamento de efluentes domésticos (esgoto)* como para *efluentes industriais*. Podem ser interligadas para uniformizar cargas e níveis, possibilitando, assim, uma maior flexibilidade e garantia, no caso de se ter que interromper o fluxo afluente para uma lagoa, devido a algum problema ou eventual manutenção (Von Sperling, 1996).

O regime hidráulico das lagoas tem grande influência na eficiência do sistema. Os reatores (lagoas) mais frequentemente utilizados empregam os seguintes modelos hidráulicos: mistura completa, mistura completa em série, fluxo disperso e fluxo em pistão (Von Sperling, 2000). A eficiência de remoção da DBO está intrinsecamente ligada à concentração do substrato (MO), cinética do metabolismo bacteriano e arranjo das lagoas, onde há grande influência do regime hidráulico (Zoratto *et al.*, 2003).

Lagoas anaeróbias são aquelas que operam sem a presença de oxigênio dissolvido, de maneira que os organismos existentes têm de removê-lo dos compostos presentes no efluente, para obtenção da energia de sobrevivência. Predominam os processos de fermentação ácida metanogênica, na camada de lodo e no líquido sobrenadante.

Essas lagoas correspondem a tanques com grandes profundidades 2,5 a 5,0m (Yanez, 1993), 3,0 a 4,5m (Kellner & Pires, 1998), 2,5 a 4,5m (Uehara & Vidal, 1989) ou da ordem de 4,0 a 5,0m (Von Sperling, 1996) para reduzir a possibilidade de penetração do oxigênio produzido na superfície para as camadas inferiores do reservatório. O tempo de detenção hidráulico preconizado é no mínimo de 3 dias. A carga orgânica deve ser alta, de maneira que a taxa de consumo de oxigênio seja várias vezes superior à sua taxa de produção, criando condições estritamente anaeróbias, o que possibilita uma remoção de 50 a 60% da DBO afluente (Von Sperling, 1996; Jucá *et al.*, 1999).

Os produtos finais da decomposição anaeróbia são, principalmente, metano (CH_4) e CO_2 , com os intermediários: H_2S e ácidos orgânicos voláteis, que liberam odores indesejáveis, quando em desequilíbrio operacional (Von Sperling, 1996). Esse tratamento é muito eficiente para despejos orgânicos concentrados (altas DBO's), ricos em proteínas e gorduras, mas isento de substâncias tóxicas, dispondo-se esta lagoa geralmente em série com facultativas e de maturação, para um polimento final (Barzily & Kott, 1991).

Nas lagoas facultativas a decomposição do "chorume" se processa pela ação de bactérias aeróbias (superfície), anaeróbias (de fundo) e facultativas (aeróbia/anaeróbia), sendo estas últimas atuantes nos estratos intermediários do corpo aquoso. Alguns autores citam que as lagoas facultativas apresentam uma profundidade que variam de 1,0 a 2,0m com períodos de tempo de detenção hidráulica em torno de 15 a 35 dias (Uehara & Vidal, 1989); 1,5 a 2,5m e tempo de detenção hidráulica próximo dos 10 dias (Yanez, 1993); 1,0 a 1,5m e tempo de detenção hidráulica próximo dos 20 dias (Kellner & Pires, 1998) e 1,5 a 3,0m (Jucá *et al.*, 1999). Segundo Von Sperling (1996), o tempo de detenção hidráulica requerido varia também com as condições locais, notadamente a temperatura. Os sólidos decantáveis (no fundo) se decompõem anaerobiamente, liberando nutrientes inorgânicos e compostos fétidos, como H_2S e ácidos orgânicos, mas que não chegam a ser emitidos para atmosfera porque são oxidados na parte intermediária (aeróbia/anaeróbia).

A atividade na parte superior (superfície) compreende a decomposição bacteriana da MO em compostos mais simples, liberando nutrientes (nitrogênio e fósforo) e CO₂. Por sua vez, estes são sintetizados pelas algas que crescem, liberando oxigênio que é utilizado pelas bactérias.

Durante os períodos críticos (inverno) mais prolongados, o oxigênio pode ser fornecido por meios artificiais (mecanicamente ou por ar difuso), através das chamadas *lagoas aeradas*. Segundo Barros *et al.* (1995), existem dois tipos de lagoas aeradas: *facultativas* e *de mistura completa*. Na *lagoa aerada facultativa* os mecanismos de remoção da DBO são similares aos da lagoa facultativa convencional. No entanto, o oxigênio é fornecido por aeradores de ar difuso dispersos no reator, onde apenas parte dos sólidos em suspensão e da biomassa se sedimenta, constituindo o sedimento de fundo. Já as *lagoas aeradas de mistura completa* são aquelas em que a energia introduzida mecanicamente é elevada, o que faz com que os sólidos permaneçam dispersos no meio líquido. Essa concentração de biomassa aumenta a eficiência do sistema na remoção da DBO, o que permite que a lagoa tenha um volume inferior ao da *lagoa aerada facultativa*. Ademais, o efluente contém elevados teores de sólidos, necessitando ser removidos em uma lagoa de decantação posterior (Barros, *op. cit.*). Segundo Von Sperling (1996), o tempo de detenção hidráulica das *lagoas aeradas facultativas* e *de mistura completa* são de 5-10 dias e 2-4 dias, respectivamente.

A *lagoa de maturação* corresponde a um *tanque adicional*, responsável pelo refinamento ou polimento (tratamento terciário) do sistema, onde os processos de autodepuração trazem melhoria na qualidade do efluente (Von Sperling, 1996). Os influxos nesses tanques são cargas orgânicas leves de efluentes resultantes de outros sistemas de tratamento (lagoas facultativas, filtros biológicos, lodos ativados, etc). Aí são reduzidos os teores de nutrientes (fósforo e nitrogênio), microrganismos patogênicos e, em menor proporção, a DBO. A eficiência das *lagoas de maturação* é expressa, principalmente, em termos de redução de bactérias. Influem nessa redução: o tempo de detenção, luminosidade, oxigênio dissolvido, pH, organismos predatórios, e a depleção de nutrientes por produtos tóxicos. Os sólidos suspensos remanescentes, arrastados de outros sistemas de tratamento situados a montante do fluxograma, podem aí serem decantados.

De acordo com Von Sperling (1996), as lagoas de maturação são construídas para altos tempos de detenção e com pequenas profundidades variando de 0,80 a 1,50m, para que a massa líquida receba grande insolação e os raios ultravioletas atinjam as camadas mais profundas.

Os processos biológicos via *lagoas de estabilização* têm eficiência comprovada no tratamento de águas residuárias domésticas (esgoto), as quais têm em sua composição apenas cerca de 0,1% de materiais sólidos biodegradáveis (proteínas, carboidratos, gordura, microrganismos, etc.), compondo-se o restante (99,9%) de água. Nesses casos, os índices de remoção de patógenos costumam ser excelentes (Barzily & Kott, 1991; Liran *et al.*, 1994): ovos de helmintos (total erradicação), bactérias coliformes, vírus e cistos (até 99,99%) e DBO (até 90%).

A alta qualidade microbiológica e o alto teor fertilizante do efluente final desses *esgotos domésticos*, tratados em lagoas de estabilização, têm suscitado o emprego desse produto para irrigação, desde que monitorado em relação aos patógenos (Kato *et al.*, 2007). Essa performance dos sistemas biogênicos não se verifica no tratamento de chorumes, pelas muitas razões já relatadas: composição físico-química extremamente variável desse efluente (de aterro para aterro), dependência da pluviometria local, do tempo de disposição do lixo nas células do aterro, além das características dos resíduos aterrados, etc. Em particular, a presença freqüente de resíduos de indústrias de papel/celulose e indústrias têxteis, contendo fenóis, clorofenóis e cloroligninas, confere elevada toxicidade aos chorumes. Além de comprometimentos para a turbidez, essas espécies químicas possuem forte mutagenicidade, figurando entre as mais resistentes à oxidação nos processos de tratamentos biológicos convencionais (Bertazzoli & Pelegrini, 2001).

Considerando-se as dificuldades para assegurar suficiente eficiência ao tratamento de percolados via lagoas de estabilização, em razão da recalcitrância e persistência de algumas substâncias, a descarga desse efluente (sem tratamento adequado) nos corpos hídricos costuma provocar drásticas depressões do nível de oxigênio dissolvido (OD) no meio líquido, elevando a DBO.

Quando o nível de OD é muito reduzido, os organismos aeróbios são quase que totalmente exterminados, cedendo lugar aos anaeróbios, que são responsáveis pelo desprendimento de gases féticos, como H₂S e amônia, sendo este último tóxico para a maioria da biota aquática.

O potencial poluidor do chorume pode ser exemplificado pelos seus padrões de DBO, na faixa de 10.000 mgO₂/L, enquanto que a DBO média dos esgotos domésticos é da ordem de 300 mgO₂/L (Tchobanoglous, 1993). A isso ainda se adicionam as concentrações em MP que se acumulam nos sedimentos de fundo dos sistemas de drenagem, quando do lançamento do chorume nos corpos aquáticos, além da bioassimilação em organismos aquáticos. Essa bioassimilação produz efeitos deletérios, desde deformações estruturais a graves alterações fisiológicas provocando, e inclusive, conseqüências letais ao longo da cadeia trófica (Cunha & Guerra, 2002).

Outro fator preocupante do sistema de lagoas de percolados, com sérias complicações operacionais, é a geração de lodo. Para evitar a redução da capacidade hidráulica dos tanques e comprometimento da eficiência do sistema (problemas no metabolismo bacteriano devido ao acúmulo de MP), fazem-se necessárias descargas a longo prazo desse material sedimentado (dragagem parcial do lodo), antes que atinja uma massa crítica no fundo das lagoas. Esse excesso de lodo, *a posteriori*, exige o emprego de um processo de separação das fases sólida-líquida, através de leitos de secagem, centrifugação, filtragem a vácuo ou com filtro prensa, para redução de seu volume e transformação do resíduo semi-sólido em sólido seco. Convém ressaltar que a escolha do método de separação dependerá do teor de sólidos, bem como da disponibilidade de recursos financeiros e tecnológicos, ou ainda da área disponibilizada para esse processamento.

A quantidade máxima de lodo a ser retirado das lagoas deve ser determinada, para não comprometer o processo biológico do tratamento. A descarga do seu excesso pode ser realizada após uma análise criteriosa do seu perfil de concentração que, em grande parte, é constituído de MO digerida, associada às frações de argila/silte, que se acumulam devido ao tempo de retenção hidráulica.

Dependendo da composição do “chorume” na ETP e das condições operacionais (notadamente o tempo de detenção hidráulica, temperatura, velocidade de sedimentação, etc.), os MP nele contidos (Fe, Pb, Co, Cu, Cd, Zn, Hg, etc.) podem ser incorporados ao lodo. Por serem acumulativos, esses MP aumentam bastante a toxicidade do lodo, o que não recomenda sua incorporação em solos, ou o lançamento no próprio aterro, pois esses resíduos podem ser suficientemente tóxicos a ponto de causar a inibição da atividade de microrganismos no processo de tratamento biológico, ou imprimir maior toxicidade ao sistema.

Von Sperling (1996) apresenta outros problemas habituais na operacionalidade dos processos biológicos de tratamento, via lagoas de estabilização:

- Lagoas anaeróbias: maus odores, proliferação de insetos, crescimento de vegetais, manchas verdes no encontro do nível d’água com o talude, entupimento da canalização do *input*, e desenvolvimento de espuma na superfície das lagoas.
- Lagoas facultativas: desenvolvimento de espuma e organismos flutuantes (que impedem a passagem da luz solar); maus odores causados por sobrecarga, más condições atmosféricas, curto-circuito hidráulico (má distribuição do afluente e zonas mortas no tanque), massa de algas flutuantes; elevadas concentrações de algas no efluente, tendência progressiva de decréscimo no OD (OD < 3 mg/L nos meses quentes); tendência progressiva de decréscimo do pH (pH ideal: >8), com mortandade de algas verdes, proliferação de insetos e de vegetação.

5.9- Oxidação Úmida como tratamento para efluentes altamente contaminantes

Conforme exhaustivamente relatado, os tratamentos de efluentes por processos biológicos de degradação são pouco eficientes. Variações no pH, ou na concentração do substrato, além de alterações climáticas, podem inibir ou paralisar o metabolismo bacteriano.

Devido a esse conjunto de fatores um consórcio de microrganismos pode não mais reconhecer certas substâncias e não degradá-las, mas transformá-las em produtos mais tóxicos (Bertazzoli & Pelegrini, 2001). A presença de compostos organoclorados (principalmente fenólicos), por exemplo, e a coloração bastante acentuada dos efluentes, são fatores limitantes dos processos biológicos. Em muitos casos, além de serem pouco eficientes na remoção da cor, os efluentes tratados biologicamente podem apresentar uma coloração mais acentuada e muito mais toxicidade que no estado bruto (Bertozzoli & Pelegrini, *op. cit.*).

Diante da grave problemática ambiental que representam os descartes de efluentes nos corpos d'água, sobretudo com a ineficiência dos processos convencionais, surgiu a necessidade de investigação de novas tecnologias de tratamento. Nesse sentido, a **oxidação hidrotérmica em condições subcríticas** apresenta-se como uma alternativa viável para depurar efluentes altamente contaminantes (Portela, 2006). Esse processo, também denominado de **oxidação úmida**, provoca a rápida oxidação de substâncias orgânicas e inorgânicas, dissolvida ou particulada presente na massa líquida, a elevadas pressões e temperaturas, nas faixas de 20-200 bar e 150-325°C, respectivamente; conforme mostra o diagrama de fases da água na Figura 9. Esse método é simples e excepcionalmente adaptável a variações do substrato, sendo capaz de tratar uma ampla variedade de resíduos oxidáveis (Portela, *op. cit.*).

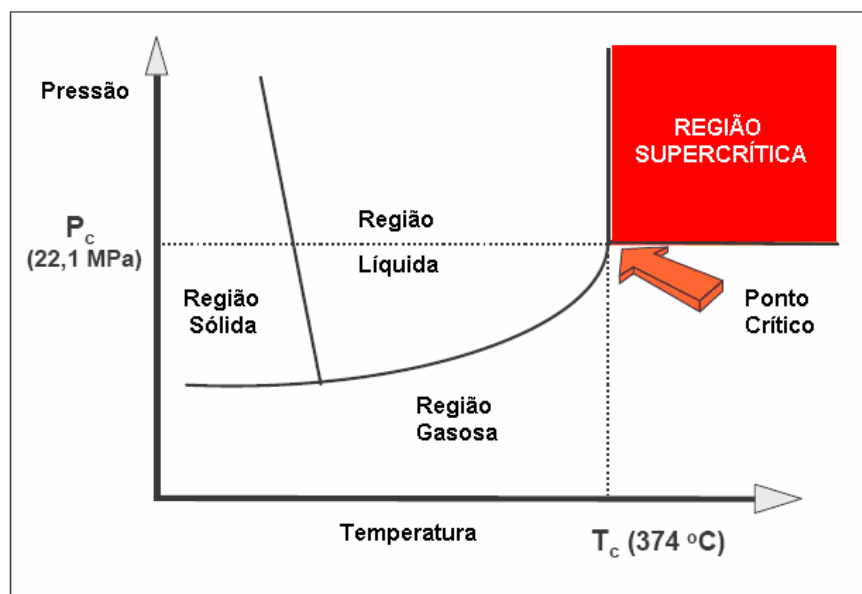


Figura 9 - Diagrama de fases da água

A Figura 9 mostra que ao longo da curva de vaporização à medida que se aumenta a pressão e a temperatura na fase líquida, ocorre o aumento da densidade do gás devido às interações intermoleculares proporcionada pela expansão térmica. Por conseguinte, há uma diminuição da densidade do líquido e o gás prevalece com seu efeito compressivo, produzindo-se um aumento das interações. Deste modo, as propriedades do líquido e do gás vão tomando a mesma direção até que, chegados no ponto crítico, coincidem. Neste ponto existe uma fase única, denominada supercrítica, com propriedades intermediárias entre os líquidos e os gases. A fase subcrítica, aqui conhecida como oxidação úmida, precede à fase supercrítica e ocorre na região compreendida entre os limites de pressão e temperatura.

Foussard *et al.* (1989; *apud* Portela, 2006) asseveram que os principais produtos da oxidação úmida de compostos orgânicos são inócuos: CO₂, água, compostos orgânicos de baixo peso molecular, e principalmente ácido acético. Os compostos orgânicos contendo heteroátomos são transformados em produtos não perigosos ou facilmente elimináveis. Os MP passam por um estado de máxima oxidação e permanecem em fase líquida dissolvidos ou em suspensão. O gás procedente da oxidação úmida contém principalmente o oxigênio em excesso, CO₂ (e nitrogênio se o agente oxidante for o ar ambiente), estando essencialmente livre de qualquer contaminante atmosférico (Dietrich *et al.* 1985; *apud* Portela, 2006).

A oxidação úmida foi proposta e desenvolvida originalmente por Zimmermann (1950), passando a ser comercialmente reconhecida pelo nome de Processo Zimpro (1999). O equipamento desenvolvido para promover esse processo compõe-se de uma tubulação de entrada, contendo o afluente a ser tratado, o qual é bombeado mediante uma bomba de alta pressão. O afluente é pré-aquecido através de um trocador de calor por onde passa o efluente de saída a alta temperatura. Como oxidante pode-se utilizar o ar ou oxigênio, introduzindo-o junto a alimentação ou injetando-o diretamente no reator de oxidação, que é uma coluna vertical que proporciona o tempo de residência necessário às reações de oxidação. O tempo das reações varia desde poucos minutos até horas, em função do tipo de líquido residuário e dos objetivos do tratamento. Segundo Patria *et al.* (2002), o tempo de residência na oxidação úmida varia de 15 a 120 min, e a remoção da DQO pode atingir valores de 75-90%, dependendo das características químicas do efluente.

O calor de oxidação eleva a temperatura do reator até os níveis de operação desejados. Para aqueles sistemas que não geram suficiente calor devido a baixo grau de oxidação, é necessário injetar vapor no reator. O efluente a alta temperatura se esfria por troca de calor com a alimentação antes da sua despressurização através de uma válvula de controle. O líquido e os gases não condensáveis passam por um separador e são descartados individualmente (Portela, 2006).

O processo de oxidação úmida tem sido aplicado a uma grande variedade de resíduos, desde compostos puros até resíduos industriais complexos, obtendo-se na maioria dos casos resultados muito satisfatórios: lodos de estação de tratamento, resíduos de destilarias de álcool, pesticidas, herbicidas, carvão ativo contaminado, indústrias de papel, lodos anaeróbios, indústria petroquímica, entre outros.

Devido ao caráter exotérmico das reações, o processo pode ser auto-suficiente e, inclusive, gerar um excedente de energia (Foussar *et al.*, 1989). O calor operacionalmente gerado pode ser aproveitado para produzir vapor (energia térmica) e, ainda, produzir energia mecânica com o uso de turbinas (Chou y Verhof, 1981; *apud* Portela, 2006).

Para que a oxidação úmida opere de forma satisfatória, é necessária uma quantidade mínima de MO afluente, da ordem de: 15g/L de DQO (Foussard *et al.*, 1989), 20g/L de DQO (Yue *et al.*, 1997) e 30g/L de DQO (Imamura, 1999). Essas diferenças se relacionam com distintos compostos orgânicos que podem ser responsáveis por um mesmo valor da DQO, mesmo que o calor de combustão seja diferente. De qualquer forma, esses padrões mínimos são muito menores que as concentrações exigidas pelo processo de incineração, entre 300 a 400g/L de DQO.

Na literatura existem poucos estudos de viabilidade econômica e rentabilidade desse processo, centrando-se as investigações na viabilidade técnica e eficácia do tratamento. Como referência a custos, viabilidade econômica e rentabilidade operacional, Portela (2006) cita e ressalta os estudos de Baillod (1995; *apud* Portela, 2006), centrados no tratamento de resíduos industriais (alta DQO), utilizando um sistema de alimentação contínua, comprovando o aproveitamento da energia gerada durante o processo de depuração.

Considerando-se os custos do equipamento e os custos operacionais diretos e indiretos, propõe-se a oxidação úmida como um método economicamente atrativo para tratar resíduos que apresentam dificuldade de depuração nos processos biológicos. Por exemplo, Aki & Abraham (1998; *apud* Portela, 2006) indicaram que a oxidação úmida apresenta um custo operacional aproximadamente 30% menor que a incineração de líquidos.

Os inconvenientes relacionados ao processo incluem a presença de sais no afluente e a corrosão nas tubulações do equipamento, resultante das incrustações provocadas pelos sais, tempos de residência relativamente longos, limitações de transferência de matéria entre fases (gás-líquido) e incapacidade para eliminar certos compostos refratários (Vedprakash *et al.*, 1995). Entretanto, várias pesquisas estão sendo realizadas com a finalidade de aumentar a velocidade de oxidação e favorecer a eliminação dos contaminantes, bem como evitar a corrosão do equipamento. Nesse sentido, a “oxidação úmida catalítica” apresenta-se como uma nova vertente para otimizar a eficiência metodológica, permitindo operar a menores pressões e temperaturas, conforme assevera Luck *et al.* (1995b; *apud* Portela, 2006).

No estado atual dos conhecimentos, considera-se como utilização mais viável a oxidação úmida no pré-tratamento ou pós-tratamento de um sistema biológico (Baldi *et al.*, 1985; Otal *et al.*, 1997; *apud* Portela, 2006), de modo a se obter uma alta velocidade de eliminação da DQO. Nesse caso, pode-se aumentar a biodegradabilidade de efluentes, operando-se em condições menos críticas e se reduzindo, dessa forma, os riscos de corrosão do reator e dos custos operacionais do método.

CAPÍTULO 6

6. MATERIAIS E MÉTODOS

6.1 - PROCESSO DE GEORREMEDIAÇÃO (G)

6.1.1- Procedimentos de coleta e preservação das amostras do percolado

O objetivo primordial da pesquisa era o de melhorar radicalmente o processo da degradação da MO contida no poluente e, na medida do possível, provocar uma redução drástica nos teores dos MP. A hipótese de trabalho considerou como ponto de partida o estudo geoquímico do lodo e, posteriormente, a amostragem do percolado da ETP-Muribeca nas condições de entrada (*input*) e na condição final (*output*). A coleta do lodo foi feita nas lagoas LD, LA e LF1, sendo realizadas a dragagem de 3 (três) alíquotas de sedimento em cada lagoa (pontos distintos) e, após quarteamento, este material foi destinado à secagem em CNTP (sombra).

Foram realizadas quatro amostragens de percolado no sistema de lagoas do fluxograma (Figura 10): duas de *output* (abril e novembro/2005) e duas de *input* (abril e setembro/2006). O chorume foi acondicionado em recipientes de poliestireno, previamente lavados com água destilada e, na ocasião da amostragem, relavados com o próprio chorume a ser coletado. Cada coleta, de 100L, foi imediatamente conduzida ao laboratório, nos recipientes hermeticamente fechados, e armazenada em CNTP, em lugar seco e escuro. Todos os testes e processos analíticos foram realizados no prazo de 40 dias após a data da coleta.

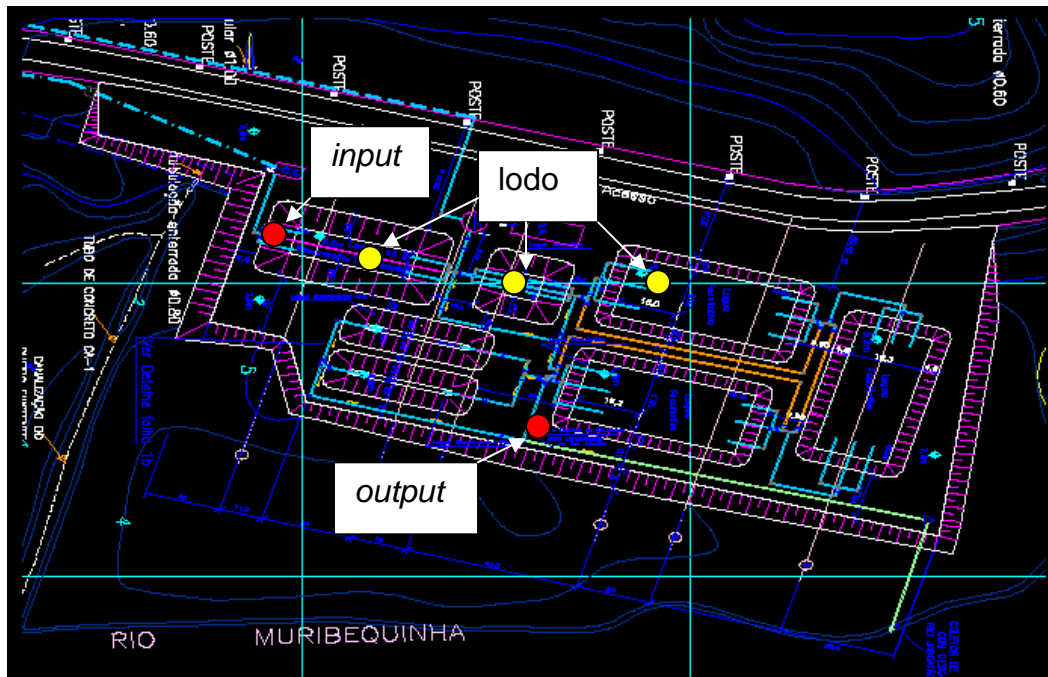


Figura 10 - *Layout* da Estação de Tratamento de Percolado do Aterro da Muribeca, com os pontos de coleta

6.1.2- Caracterização do *blend* caulínico depurante

A matéria-prima utilizada no processo de georremediação (**G** e **GAD**), corresponde a um *blend* caulínico (**CC**), comercialmente processado pela Caulim Nordeste Ltda., sob a referência “**B3A**”, na forma de “espaguete”.

A Caulim do Nordeste S/A é uma empresa de referência no ramo de extração e beneficiamento de minérios caulínicos, produzindo *blends* empregados em diversas áreas industriais: cerâmica, tintas, papel e celulose, cosméticos, produtos farmacêuticos, etc. Essa empresa está localizada às margens da rodovia PE-60, no município de Ipojuca, distando 50 km do Recife e 6 km do Porto de Suape. Suas jazidas são sedimentares, explotadas a céu aberto, no sistema de lavra do tipo “stripping-mining”,

O beneficiamento dos minérios caulínicos obedece a duas rotas de processo: por “via úmida” e por “via seca”. No primeiro caso, a matéria-prima é lavada e tratada através de um circuito com “blungers” e “hidrociclones”, com posterior decantação e filtro-prensagem. Pela “via seca” o produto beneficiado é seco, pulverizado, classificado, e ensacado para comercialização, na qualificação de *massa pronta*.

O grupo das caulinitas compreende aluminossilicatos hidratados, com quatro variedades polimórficas: caulinita (*sensu strictu*), nacrita, diquita, e haloisita (Gardolinski *et al.*, 2003). As três primeiras ocorrem na forma de cristais tabulares, placóides, hexagonais (Figura 11), e a haloisita como tubos ou cilindros, devido ao enrolamento das lamelas de caulinita.

As caulinitas (*sensu strictu*) possuem como fórmula estrutural $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$ (Weaver & Pollard, 1973), e como composição química teórica: $\text{SiO}_2 = 46,5\%$; $\text{Al}_2\text{O}_3 = 39,5\%$ e Perda ao Fogo (hidrato) = $14,0\%$ (Krauskopf, 1967). Esses argilominerais são habitualmente produzidos por hidrólise de aluminossilicatos primários, comuns em diversas rochas que compõem a crosta terrestre, particularmente as de natureza félsica como, por exemplo, os granitos (Krauskopf, 1967; Millot, 1970; Souza Santos, 1975; Gardolinski *et al.*, 2003).

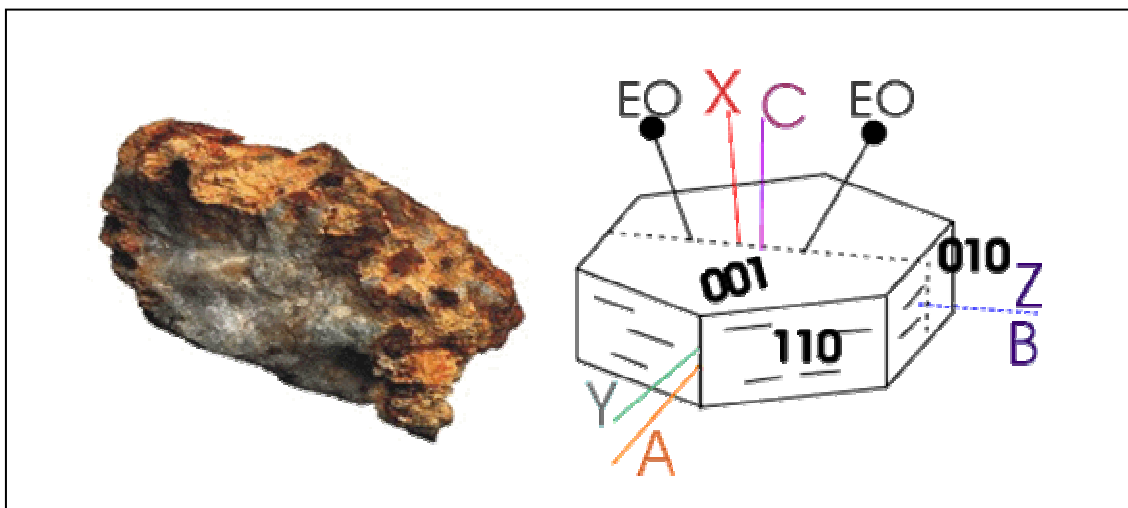
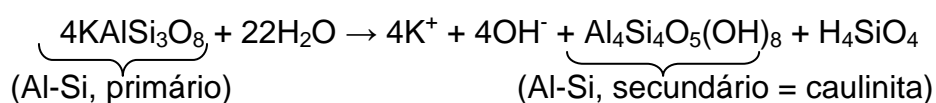


Figura 11 – Minério caulínico (hábito terroso) e direções ópticas e cristalográficas da caulinita

A caulinita é produzida em condições de forte intemperismo, onde os aluminossilicatos primários alterados têm seus cátions (Ca, Mg, Fe, Na, K, etc.) lixiviados, restando apenas como íons disponíveis Si e Al, para a gênese desse argilomineral:



A análise química do *blend* caulínico (Tabela 10) permite determinar que esse produto, estequiometricamente, é composto por: 90% de caulinita (com traços de muscovita), 4% de fração residual de minerais pesados (ilmenita, goethita e apatita), 4% de MO e 2% de quartzo. Chamam a atenção alguns teores relativamente elevados nos elementos-traço: Cr, Pb e V, muito possivelmente resultantes de contaminação dos equipamentos em aço durante o transcurso do beneficiamento do minério caulínico. Concentrações também relativamente elevadas em Ba podem estar associadas à presença de fração residual de feldspatos não inteiramente hidrolisados. Finalmente, registra-se a presença de Hg, que se acredita estar relacionada às caulinitas orgânicas que são adicionadas durante a preparação do *blend* B3A.

Tabela 10 - Análises químicas do *blend* caulínico (CC = B3A)

%											ppm						ppb									
SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	TiO ₂	P ₂ O ₅	MnO	PF	Ba	Sr	Zr	V	As	Br	Co	Cr	Hf	Th	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg
44,04	35,5	2,46	0,21	0,07	0,07	0,16	0,578	0,25	<0,01	16,39	833	262	112	148	18	5	<1	116	2,9	37,3	0,7	7	6	93	13	53

Fonte: Actlabs, Ontario-Canada (2005)

A análise DRX (Figura 12) confirma a qualidade do *blend*, com predominância de caulinita bem cristalizada, perfeitamente definida por seus principais parâmetros cristalográficos; 7,1 Å e 3,58 Å. Dentre os minerais acessórios identificáveis, figuram: quartzo (3,34 Å), goethita (4,18 Å) e traços de mineral a 10 Å (muscovita).

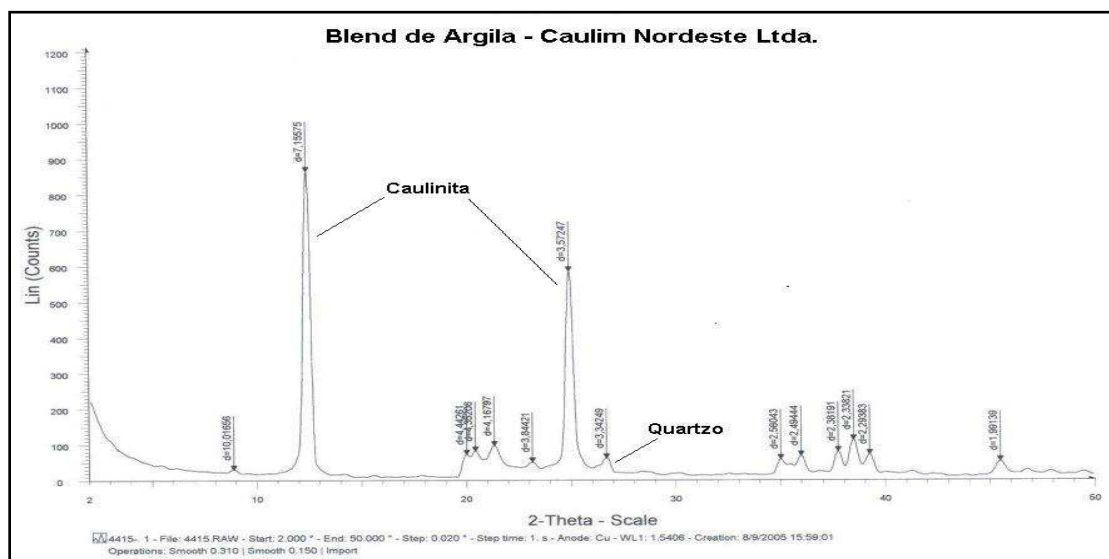


Figura 12 - Difratograma RX do *blend* caulínico B3A (CC)

Quanto às suas características físicas, o *blend* CC apresenta-se com alto teor de colóides (70%), constituindo um material de excelente uniformidade (Tabela 11).

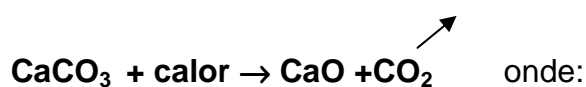
Tabela 11 – Análise do tamanho das partículas do *blend* CC (valores médios)

Resíduo máximo #325	Unidade	CC = B3A
< 20 µm	%	98,8
< 10 µm	%	97,6
< 5 µm	%	93,6
< 2 µm	%	83,9
< 1 µm	%	71,7
< 0,5 µm	%	53,8
Área Superficial Específica (BET)	(m ² /g)	21,0
Índice Azul Metileno	(meq/100g)	5,5

Fonte: Caulim Nordeste S/A, 2007

6.1.3- Caracterização do aditivo de cal depurante

O aditivo utilizado no processo G foi uma cal hidratada tipo CH-III, com a finalidade de remover a cor (reduzindo conseqüentemente a turbidez) e MP do chorume. A cal hidratada resulta de um processamento industrial a partir da calcinação de rochas carbonáticas, a temperaturas entre 850 a 1200 °C (Pezente, 2006), tendo como produto inicial o CaO (cal virgem, ou primária), conforme a reação:



CaCO₃ = carbonato de cálcio (rocha carbonática)

CaO = óxido de cálcio (cal virgem ou primária)

CO₂ = dióxido de carbono (PF = Perda ao Fogo)

Em estágio subsequente, a cal é misturada em proporções adequadas com água, para produzir o hidróxido de cálcio (cal hidratada), conforme a reação:



CaO = cal virgem

H₂O = água

Ca(OH)₂ = hidróxido de cálcio (cal hidratada)

Nesse estágio final, a cal hidratada, seca, pulverizada e classificada, é então hermeticamente ensacada para comercialização. Do ponto de vista químico, esse produto é uma base moderada de custo competitivo, utilizado largamente na construção civil, tratamento de efluentes (correção de pH), remoção de MP, alcalinização, processos de coagulação, etc. (Cincotto, 1977; Alves, 2006; Associação Brasileira dos Produtores de Cal, 2007). Conforme normas ABNT, é classificada conforme sua composição química em: CH-I, CH-II e CH-III.

- Tipo CH-I: essencialmente constituída de hidróxido de cálcio ou de uma mistura de hidróxido de cálcio e hidróxido de magnésio, com teor de CO₂ (perda ao fogo) ≤ 5%.
- Tipo CH-II: essencialmente constituída de uma mistura de hidróxido de cálcio, hidróxido de magnésio, e óxido de magnésio, com teor de CO₂ (perda ao fogo) ≤ 5%, sem limites para os teores de óxidos não hidratados.
- Tipo CH-III: essencialmente constituída de uma mistura de hidróxido de cálcio, hidróxido de magnésio e óxido de magnésio, com teor de CO₂ (perda ao fogo) ≤ 13%.

A análise química do produto fornecida pelo fabricante (Tabela 12) foi obtida por Energia Dispersiva de Raios-X (EDX), utilizando um espectrômetro digital EDAX, acoplado ao microscópio eletrônico PHILIPS (modelo XL-30) para análise morfológica via Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV).

Tabela 12 - Análise química da cal depurante

Amostra	PF	SiO₂	CaO	MgO	Total
Lote 02	6,91	12,69	54,51	27,78	101,89
Lote 09	7,93	10,48	53,84	30,82	103,07
Lote 16	7,23	8,30	68,21	16,34	100,08
Lote 23	5,98	10,43	58,41	27,29	102,11
Lote 30	6,45	10,42	62,37	22,23	101,47
Médias	6,90	10,46	59,47	24,89	101,72

Fonte: Tintas Hidracor S/A, 2007 (ver detalhes em anexo)

Os resultados acima confirmam uma cal hidratada (magnésiana) tipo CH-III (5% < PF < 13%). Quanto às características granulométricas do material, o fabricante assevera que este se apresenta com as seguintes constantes físicas:

- (a) Sedimentação 5 min = máximo 4%; (b) Sedimentação 15 min = máximo 10%;
 (c) Retenção em #325 = máximo 15%; (d) Insolúveis = máximo 10%.

6.1.4 - Procedimentos laboratoriais: *blend* caulínico (CC)

Na preparação das polpas foram utilizadas proporções de 100, 200 e 400g de *blend* caulínico CC (sem aditivo), para cada litro de chorume. Indiferentemente das relações custos/benefícios, as proporções testadas tiveram como objetivo verificar as performances do tratamento em função de quantidades variáveis do *blend*, a fim de se visualizar a quantidade *ótima* dessa fração sólida no processo.

O tempo padrão de preparação da polpa foi fixado em 10 minutos a 800 rpm, em *mixer* eletrônico (Figura 13), conforme avaliações empíricas acerca do “ótimo” operacional para esse procedimento. Ato contínuo, cada polpa processada várias vezes (mesma amostra) foi submetida à passagem em filtro a vácuo (Figura 14), dotado com papel de filtro 90 (poro máximo = 22,4 μ m; poro médio = 13,2 μ m; ver especificação em anexo), recuperando-se, separadamente, também em duplicatas, as frações sólidas (retidas no filtro, e aqui denominadas LMIX-100, LMIX-200 e LMIX-400) e as correspondentes frações líquidas residuais (FRL's).

As alíquotas dos LMIX's foram desidratadas em estufa, sob temperatura de 60°C, no prazo de 96 horas. O material desidratado foi pulverizado, em cadinho de porcelana, 100% passante na malha de 100 mesh, para análises em laboratório. Alíquotas de 10g desse LMIX foram destinadas ao ACTLABS (Activation Laboratories, Ontário, Canadá) para determinação dos óxidos fundamentais e mais 40 elementos traços. Outras alíquotas (1g) foram destinadas ao Laboratório de Materiais Avançados (LMA/Dep. de Física/UFPE), para análises DRX, visando-se a identificação qualitativa das principais frações minerais, antes e após o processamento dos chorumes. Finalmente, alíquotas de 150mg foram expedidas para Central Analítica (CA/Dep. de Química Fundamental/UFPE) para análises C-N-H-S, realizadas por cromatografia gasosa em um Analisador Elementar Carlo Erba, modelo EA-1110.

Dois litros de cada FRL (quantidade resultante do processamento de 3L de percolado bruto), assim como dos percolados *in natura* tanto do *input* como do *output*, foram enviados para análises físico-químicas no LAMSA – Laboratório de Análises Minerais, Solos e Água da UFPE. Essas análises (DBO, DQO, pH, cor, turbidez, alcalinidade, dureza, sólidos e MP) foram realizadas conforme procedimentos recomendados pelo “21th Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2005)”.



Figura 13 – Agitador eletrônico Ika-Werke, modelo Eurostar digital, para líquidos semi-viscosos



Figura 14 – Filtro a vácuo Primar (deslocamento de 48 L/min) com dois kitassatos acoplados em seqüência, e um filtro a vácuo de tela metálica B8A Denver Lab Filter.

Considerando-se que o conhecimento da distribuição granulométrica das partículas em suspensão pode contribuir para a escolha e aperfeiçoamento das tecnologias de tratamento, assim como para adoção de procedimentos operacionais apropriados, foram encaminhadas três amostras para análise microgranulométrica no Laboratório de Tecnologia Mineral - LTM/Dep. Eng. Minas/UFPE (Figura 15):

- chorume bruto (*input*);
- FRL-200 de chorume tratado; (ótimo metodológico para FP)
- polpa de 200g CC/L com água destilada.



Figura 15 – Analisador granulométrico de partículas (a laser) da Malvern Instruments, modelo Mastersizer 2000 (análises entre 0.1 a 3000 μm).

6.1.5 - Procedimentos laboratoriais: *blend* caulínico aditivado

Na tentativa de otimizar o processo G, partiu-se para uma avaliação da eficiência adicionando-se cal hidratada (CC-CH) ao *blend* caulínico. A expectativa seria a de melhorar a remoção da cor, diminuir mais fortemente a DBO, DQO, nitrogênio amoniacal e MP nocivos, persistentes nas FRL's tratadas apenas com o *blend* CC, e ainda aproveitar a fração residual sólida recuperada no processo G. Esse procedimento foi concebido com base nos experimentos de Picchi *et al.* (1988), que comprovaram a viabilidade da tecnologia solo-cal na produção de tijolos prensados, com 10% de cal hidratada na argamassa, após 91 dias de cura.

Os testes físicos de variação dimensional, absorção de água e durabilidade, apontaram perspectivas promissoras desse produto na construção de casas populares (Picchi *et al.*, 1988). Dessa forma, se fez uma opção inicial pela adição de 10% de cal hidratada (CH) ao *blend* caulínico simples (CC 90-10), como concentração desejável para os testes de eficiência. Nesse caso, o LMIX e correspondente FRL foram denominados: LMIX-200 (90-10) e FRL-200 (90-10), respectivamente.

Em função de testes empíricos de evidência (clareamento cromático do chorume bruto após filtração por membrana filtrante, vide Figura 25) em laboratório, o aditivo de CH foi experimentado em várias outras proporções (6%, 8%, 10%, 12% e 25%) em relação ao *blend* CC. Esses testes, com base no parâmetro de redução da cor e turbidez, permitiram definir o *blend* padrão com aditivo como CC (75-25). Essa proporção *ótima* para o *blend*, considerou a combinação de excelente performance do tratamento com as viabilidades técnica e econômica.

Dessa forma foram realizados os testes anteriores, com base em LMIX-200 (75-25) e FRL-200 (75-25) como matéria-prima depurante no processo G. Todos os procedimentos para preparação desse *blend* aditivado, equipamentos utilizados e testes laboratoriais, além dos procedimentos para preparação de amostragem para fins analíticos, seguiram as mesmas normas e práticas empregadas para o *blend* CC.

6.2 – OXIDAÇÃO HIDROTÉRMICA EM CONDIÇÕES SUBCRÍTICAS

6.2.1 – Equipamento e sistema operacional

O equipamento de bancada utilizado no experimento de oxidação úmida (WAO), para tratamento do percolado do ACM, foi desenvolvido pelo grupo de investigação de “Análisis y Diseño de Procesos con Fluidos Supercríticos”, do Departamento de Ingeniería Química, Tecnología de Alimentos y Tecnologías del Medio Ambiente, da Universidad de Cádiz (UCA), Espanha.

A “Autoclave Engineers” foi a empresa responsável pela montagem e adaptações do equipamento. O equipamento WAO (Figuras 16 e 17) foi concebido para operação em descontínuo, projetado para funcionar numa faixa de temperatura até 350°C e pressão máxima de 200 bar. Os dispositivos mecânicos e de comando estão indicados.

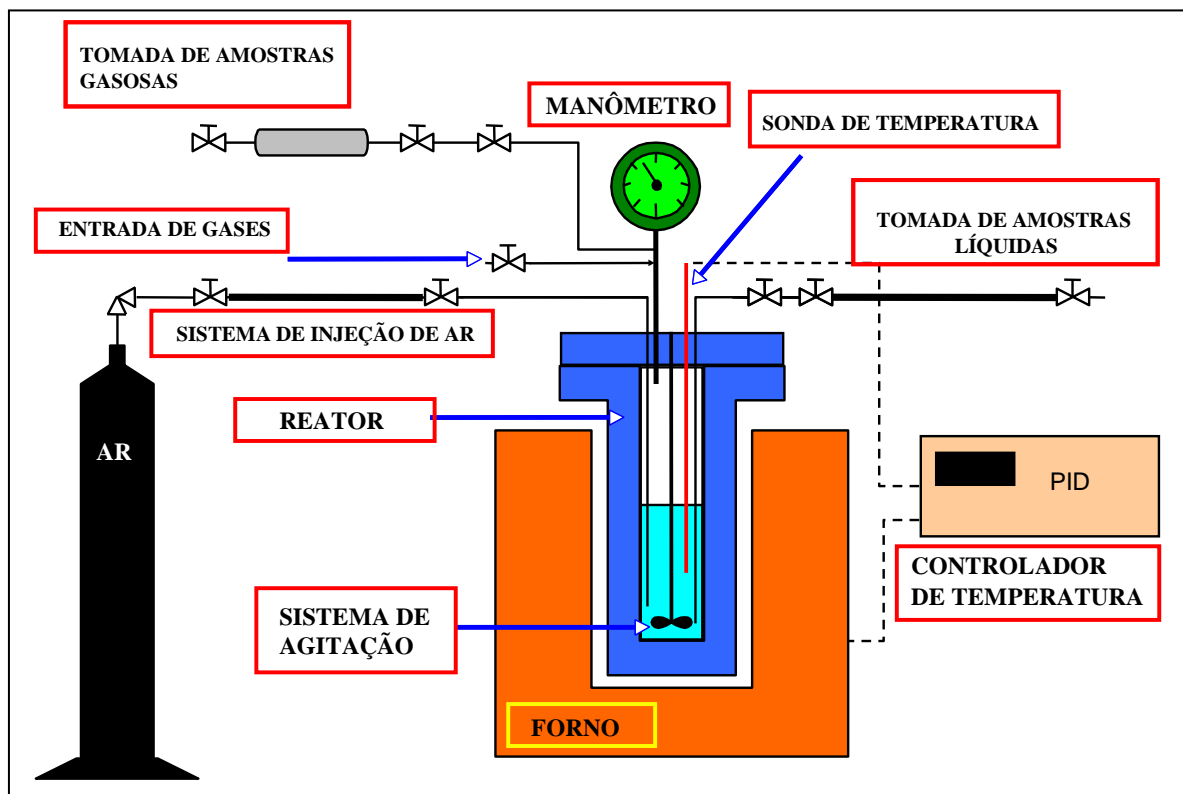


Figura 16 – Esquema geral do equipamento WAO para operação em descontínuo



Figura 17 – Vista geral do equipamento WAO e de seus elementos operacionais

Legenda numérica:

- | | |
|----------------------|---------------------------------|
| 1. Forno | 7. Controlador de temperatura |
| 2. Reator | 8. Entrada dos gases |
| 3. Cilindro de gás | 9. Injetor |
| 4. Agitador mecânico | 10. Tomada de amostras líquidas |
| 5. Manômetro | 11. Tomada de amostras gasosas |
| 6. Termopar | |

6.2.2 - Componentes do sistema operacional

O sistema operacional do equipamento WAO está agrupado em 3 (três) sistemas distintos: (a) sistema de aquecimento, (b) reator e, (c) sistema de injeção e tomada das amostras.

a) Sistema de aquecimento

Inclui todos os dispositivos e elementos necessários para alcançar e manter a temperatura de reação:

- **Forno (1):** aquecedor elétrico cilíndrico que se encaixa no reator. Sua potência é de 1,2 kW e permite elevar a temperatura até 780°C.
- **Controlador de temperatura (7):** tipo PID (ICP, modelo TC21), capaz de manter a temperatura de operação com um erro de $\pm 2^\circ\text{C}$.
- **Sonda de temperatura (6):** termopar tipo K que faz a leitura da temperatura no interior do reator durante os experimentos, estando o mesmo imerso na fase líquida e conectado ao controlador PID.

b) Reator

Este sistema é formado pelo corpo do reator e seus dispositivos complementares:

- **Corpo do reator (2):** unidade produzida pela “Autoclave Engineers”, modelo “Bolted closure packless Autoclave”, em aço inoxidável 316, com volume interno de 300cm³.
 - **Manômetro (5):** dispositivo que indica a pressão no interior do reator, até 550 bar.
 - **Entrada de gases (8):** a pressão necessária para as reações é obtida mediante o estabelecimento de uma pressão inicial (a frio), por introdução de “ar atmosférico”, ou “nitrogênio”, a partir de um cilindro (50 L e 200 bar) para o corpo do reator.
 - No caso das provas de pirólise/hidrólise utiliza-se o hidrogênio (pureza >99%) como gás inerte, para alcançar a pressão de trabalho.
 - Para as provas oxidativas utiliza-se “ar sintético” (79±1% de nitrogênio e 21±1% de oxigênio), com pureza > 99%.
-
-

- **Sistema de agitação (4):** agitador mecânico 0.7502 Magnedrive, capaz de trabalhar até 3.000 rpm.

(c) Sistema de injeção e tomada de amostras

- **Injetor (9):** tubo de aço de 3/8", com um diâmetro interno de 10,7mm, em cujos extremos são colocadas válvulas on-off, modelo Swagelok (SS1VS4), e tem um volume aproximado de 10mL. Neste dispositivo se tem a opção de colocar pequenas amostras que serão injetadas no reator.
- **Tomada de amostras líquidas (10):** consiste em um tubo de aço introduzido até o fundo do reator e conectado na outra extremidade a um sistema de três coletores para tomar amostras simultâneas, sendo uma amostra reserva. Cada coletor é formado por um tubo de aço de 1/4", com um diâmetro interno de 0,89 mm e volume aproximado de 6ml. Desta forma é possível tomar amostras sucessivas em intervalos curtos de tempo.
- **Tomada de amostras gasosas (11):** consiste em um tubo de aço introduzido até o espaço livre da cabeça do reator. Por meio de uma válvula on-off e de uma válvula micrométrica é possível depressurizar o sistema e encaminhar a amostra para análise. Este procedimento só é realizado ao final da prova, depois de se certificar que o equipamento está totalmente frio (temperatura ambiente), para analisar a fase gasosa final resultante. Para isso, se conecta a saída da tomada da amostra gasosa no equipamento ao cromatógrafo de gases (CG) por meio de um tubo de aço.

6.2.3 - Determinações analíticas

Os experimentos tinham como objetivos: avaliar o desempenho do processo WAO em relação ao "lixiviado bruto" (chorume de *input*); encontrar o "ótimo operacional" do binômio temperatura-pressão do equipamento; e a produção de um efluente tratado de boa qualidade, sobretudo com uma redução significativa de DQO.

Assim, as seguintes determinações analíticas foram realizadas nas alíquotas líquidas e gasosas de cada prova experimental:

- **Amostras líquidas:** DQO, metais pesados e pH.
- **Amostras gasosas:** CO, H₂, CO₂, O₂, N₂ e CH₄.

6.2.4 - Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Este parâmetro é um indicativo da quantidade de MO oxidável (não específico) presente no meio, sendo de grande interesse conhecer sua evolução, pois indica o alcance da oxidação e o grau de depuração conseguido por WAO.

As análises de DQO foram feitas por espectrofotometria segundo o método do dicromato (APHA, 2005), utilizando-se um espectrofotômetro SQ-118 Merck. Este método é válido apenas para condições de DQO < 3.000 mgO₂/L, porque acima desse valor às amostras têm um conteúdo de MO oxidável elevado, necessitando de diluição prévia com água destilada. O padrão de calibração utilizado foi o de glicose dissolvida em concentrações pré-estabelecidas.

6.2.5 - Determinação da composição do gás do reator

Este tipo de análise estima a evolução dos gases produzidos durante a oxidação, possibilitando determinar os balanços de carbono no processo WAO, assim como verificar a permanência de oxigênio em excesso ao finalizar a reação. A amostragem gasosa é feita em temperatura ambiente, cada vez que se conclui um experimento. As determinações foram produzidas em triplicata, com o emprego de um Cromatógrafo de Gases Hewlett Packard HP 6890 Plus (Figura 18). Para calibração metodológica utilizou-se um gás de ensaio “padrão” (fornecido por Carburos Metálicos S.A), de composição conhecida, composto de H₂, O₂, N₂, CO₂ e CH₄.



Figura 18 – Equipamento e sistema de cromatografia gasosa

6.2.6 - Determinação do pH

Empregou-se um pH-metro 2002 Crison de alta resolução, calibrado diariamente com soluções “tampão” de pH 7.02, 4.00 e 2.00. Este equipamento dispõe de uma sonda de temperatura que realiza a compensação automática das soluções e permite um resultado confiável e seguro.

6.2.7 - Determinação da concentração dos metais pesados

Um dos inconvenientes do processo WAO é a sua incapacidade para eliminar compostos refratários, tipo MP. Considerando-se a natureza fortemente contaminante do chorume, optou-se por averiguar o comportamento dos principais MP: Pb, Cd, Ni, Co e Hg, antes e depois dos experimentos. Estas análises foram produzidas conforme critérios estabelecidos pelo “21th Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2005)”.

CAPÍTULO 7

7. RESULTADOS EXPERIMENTAIS E DISCUSSÃO

7.1- Estudo mineralógico e geoquímico do lodo da ETP-Muribeca

Em primeira instância, fez-se necessário o reconhecimento da natureza mineralógica e química do “lodo decantado” da ETP-Muribeca e suas relações geoquímicas com os MP. Estabelecidas essas correlações poder-se-ia, eventualmente, conceber intervenções no processo convencional de tratamento, para melhorar a eficiência da remoção de resíduos orgânicos, MP, e substâncias recalcitrantes, tendo por meta efluentes de menor agressividade contaminante para o meio ambiente. Nos itens 7.1.1 e 7.1.2 são apresentados os resultados preliminares obtidos nesse estudo preliminar, os quais ofereceram subsídios para o desenvolvimento da tese.

7.1.1- Resultados preliminares

A amostragem do lodo decantado (Método do Quarteamento, CETESB 1990) foi obtida com emprego de uma Draga de Peterson (concha metálica com dispositivo de abertura, acoplada a um cordel), nas lagoas LD, LA e LF1 da ETP. O pH desse lodo, na ocasião da amostragem, foi de 7,18 (LD), 7,18 (LA) e 7,29 (LF1). Esse sedimento foi desidratado em CNTP à sombra, posteriormente moído <100 mesh, e homogeneizado para fins de análises químicas e DRX (Figuras 19, 20 e 21). Os difratogramas foram produzidos pelo método do pó desorientado, sobre sedimento total (ST), com varredura de 5 a 55 θ no padrão de 1 θ /min, sob emissão $KCu\alpha$.

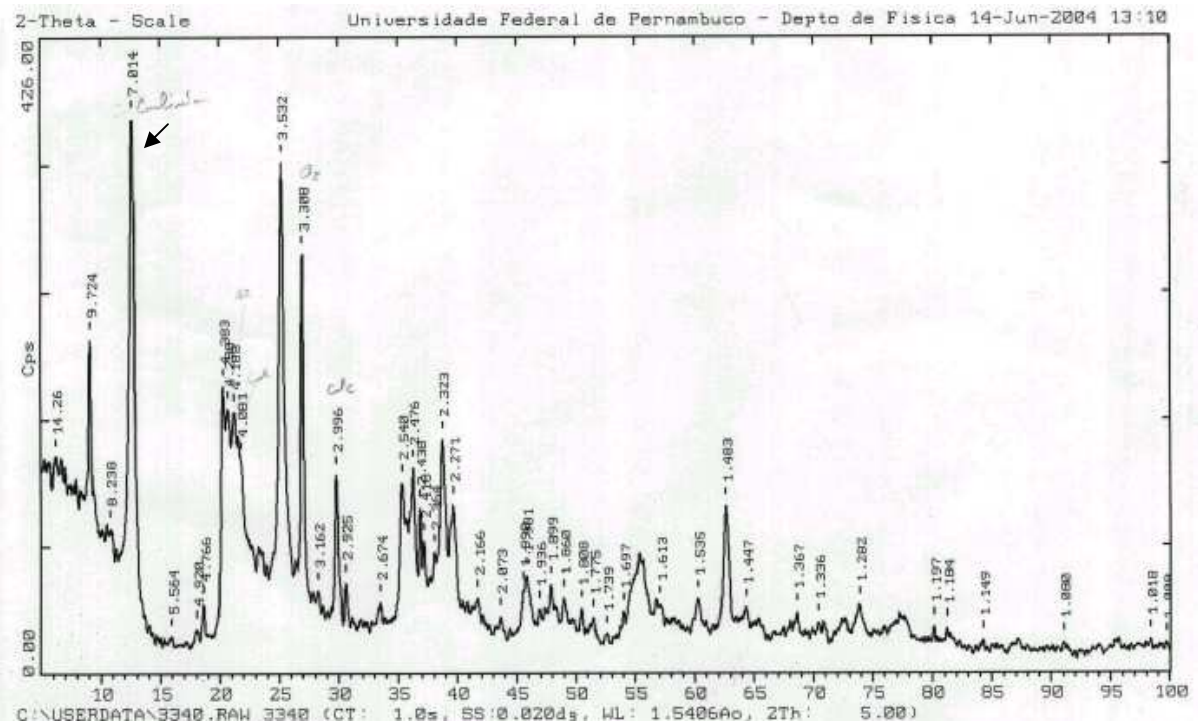


Figura 19 - Difratoograma RX de ST do lodo da Lagoa da Decantação (LD)

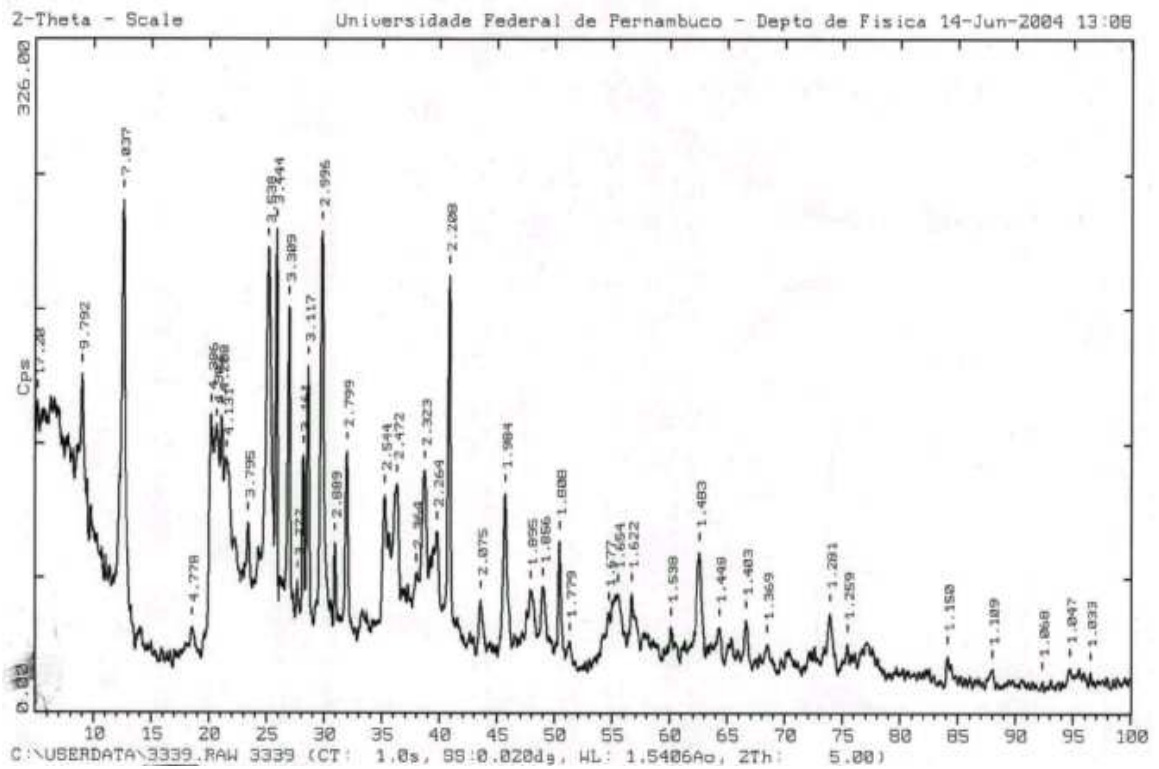


Figura 20 – Difratoograma RX de ST do lodo da Lagoa Anaeróbia (LA)

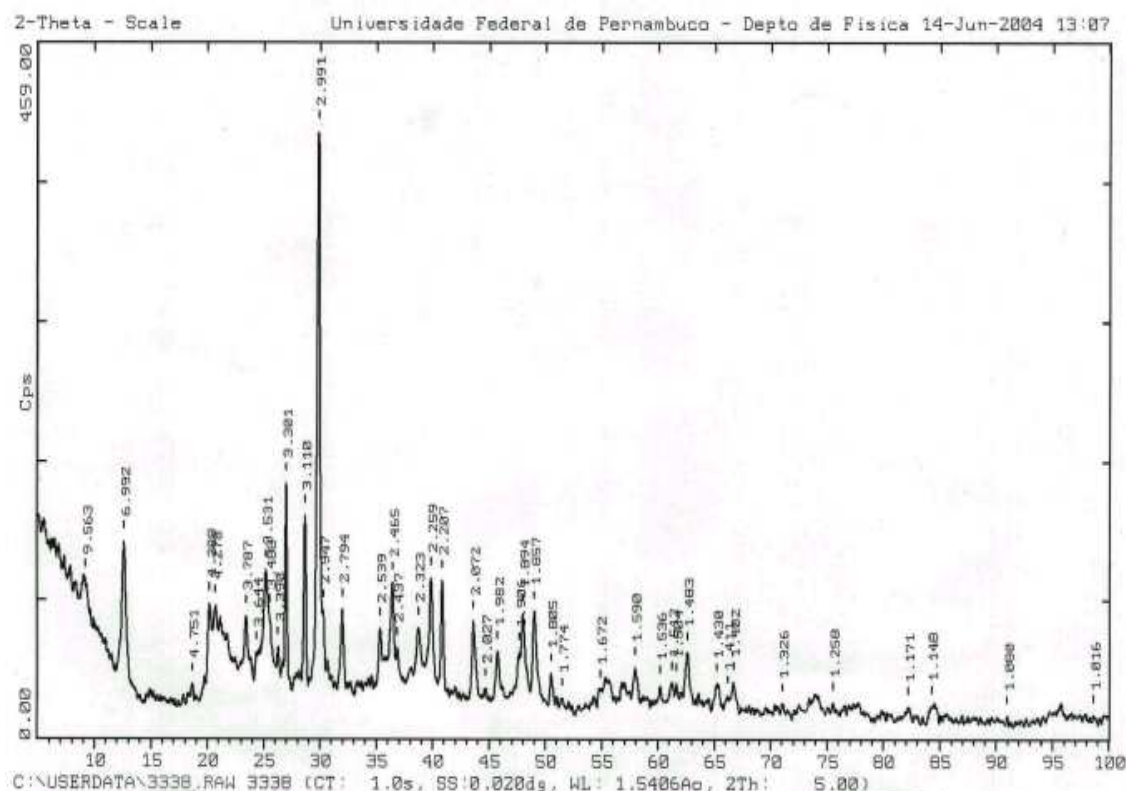


Figura 21 – Difratoograma RX de ST do lodo da Lagoa Facultativa 1 (LF1)

A composição química dos lodos investigados (Tabela 13) permitiu calcular a composição mineralógica desses sedimentos (Tabela 14), obtidas a partir de amostras representativas de cada lote quarteado. Essa composição mineralógica, em princípio confirmada nos difratogramas, foi calculada estequiometricamente, considerando-se formulações químicas ideais para os minerais reconhecidos. Dessa forma, anhidrita, apatita e ilmenita, foram calculadas a partir dos teores em S, P_2O_5 e TiO_2 , respectivamente; goethita, a partir de Fe_2O_3 , deduzido o Fe_2O_3 ilmenita; calcita a partir de CaO, deduzidos CaO_{apatita} e $CaO_{\text{anhidrita}}$. Para a caulinita foram adotados fatores de conversão segundo médias analíticas (Weaver & Pollard, 1971), interessando Al_2O_3 (para cálculo de % caulinita) e razão SiO_2/Al_2O_3 (para cálculo de % quartzo, por dedução de $SiO_2_{\text{caulinita}}$). A MO foi determinada por dedução do somatório de $PF_{(\text{caulinita} + \text{gipsita} + \text{calcita})}$ em relação à PF analisada. O somatório das frações minerais calculadas fechou em $99 \pm 1\%$, sendo os resultados arredondados, preferivelmente, para valores em unidade.

Tabela 13 – Análises químicas de lodos da ETP-Muribeca

Amostra	%												ppm	
	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	TiO ₂	P ₂ O ₅	MnO	S	Loi	Ba	Sr
LD	38,93	28,44	5,59	0,54	2,57	0,40	1,01	0,710	0,38	0,033	0,377	20,51	293	108
LA	24,15	17,70	4,68	1,12	4,90	4,19	5,09	0,445	0,41	0,038	1,088	36,22	211	149
LF1	15,79	12,11	6,53	1,28	12,60	2,85	3,55	0,285	0,83	0,065	2,673	42,77	207	285

Amostra	ppm																ppb
	V	As	Br	Co	Cr	Hf	Sc	Th	Zr	Eu	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg	
LD	66	6	9,5	7	59	2,5	11,9	52,0	94	1,3	1,2	41	19	78	195	145	
LA	37	6	102,5	7	39	1,8	7,2	31,6	51	0,8	0,7	40	28	51	191	138	
LF1	33	8	65,5	12	42	1,0	5,1	22,3	24	0,6	1,3	64	55	60	362	207	

Nota: Loi = Perda ao Fogo; LD = Lagoa de decantação; LA = Lagoa anaeróbia ; LF1 = Lagoa facultativa 1. (Fonte: Actlabs, Ontario-Canada, 2004)

Tabela 14- Composição mineralógica dos lodos das LD, LA e LF1

Fração mineral	LD (%)	LA (%)	LF1 (%)	Obs.
Argilominerais	76	59,5	36	caulinita
Quartzo	4	--	--	
Hematita	5	3	6	
Apatita	1	1	2	
Ilmenita	0,5	tr	tr	
Sulfatos	2	6	14	anhidrita
Carbonatos	2,5	3,5	12	calcita
Matéria Orgânica	9	27	30	

LD = Lagoa de decantação; LA = Lagoa anaeróbia ; LF1 = Lagoa facultativa 1

Dentre os minerais identificados em DRX, pode-se considerar que quartzo, caulinita, minerais micromicáceos (muscovita) e goethita, são de origem pedogênica, e foram integrados ao “chorume” por percolação deste através das camadas de aterramento das células de lixo. A inferência sustenta-se no fato que o material de aterramento provém de solos do embasamento cristalino regional, cuja composição inclui essencialmente esses minerais encontrados na polpa do percolado. O quartzo fica, sobretudo, retido na LD, enquanto que os argilominerais (caulinita) se mantêm presentes em todo o fluxograma da ETP, porém em proporção decrescente no sentido da LD para a LFI (Figura 22). Em contraposição, as concentrações de MO, carbonatos e sulfatos, cresce no sentido da LD para a LF1. A maior retenção da MO, na LF1, pode ser imputada à diminuição progressiva da fração terrígena até esse estágio final da ETP, entretanto, não ultrapassa 30% do ST do limo.

Na LD, os principais minerais identificados são: caulinita e quartzo, secundados por quantidades acessórias de calcita, goethita, e minerais micromicáceos, que se associam a pouca MO. Na LA predomina a caulinita secundada por muscovita, calcita e anhidrita, com quantidades acessórias de goethita, ocorrendo aumento na participação de MO. Na LF1, domina a caulinita com quantidades subordinadas de calcita, e presença acessória de goethita e micromicáceos.

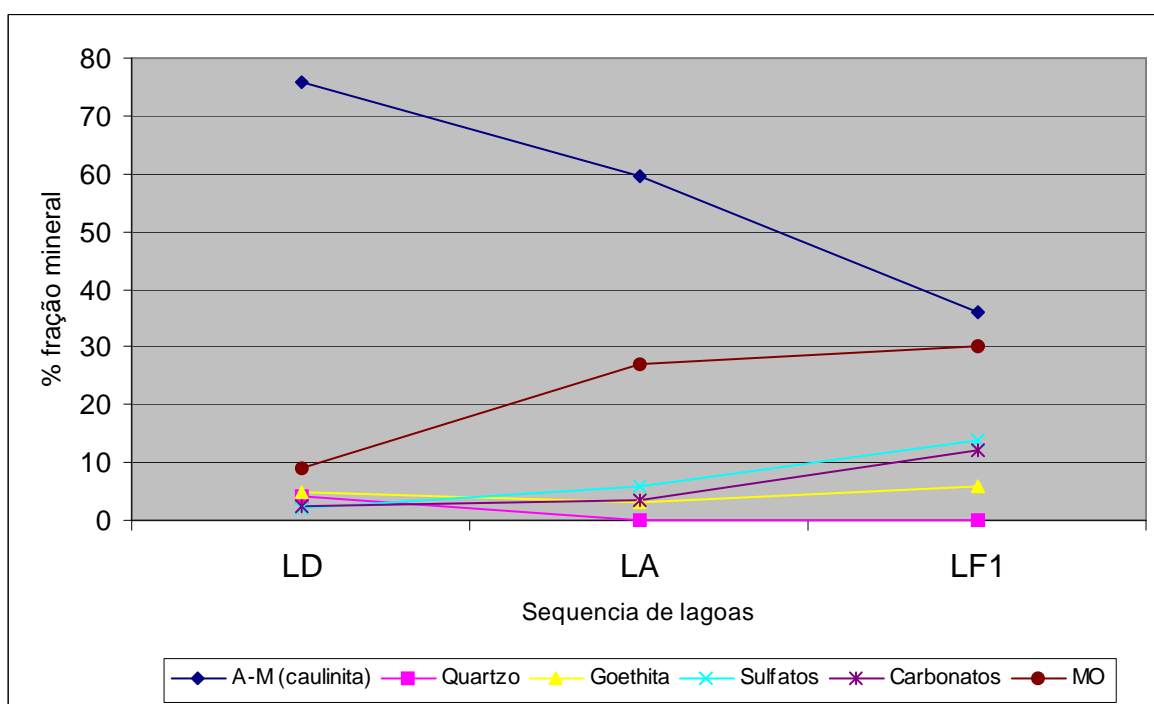


Figura 22 – Composição mineralógica principal dos ST de fundo (lodo) das lagoas LD, LA e LF1 da ETP

A diminuição progressiva dos argilominerais, ao longo das lagoas da ETP, é acompanhada correlativamente por uma típica associação de espécies químicas de filiação terrígena: Si, Al, Zr, Hf, Sc, Ti, Th, V, e Tr (Figuras 23 e 24). Essa tendência correlativa confirma que os minerais de origem pedogênica, vão sendo gradualmente sedimentados de uma lagoa à seguinte, diminuindo em proporção na polpa do chorume.

Na verdade, os elementos de origem pedogênica deveriam ter sido retidos em sua quase totalidade na caixa de areia que antecede a LD. Duas razões podem ser evocadas para explicar esse óbice:

- subdimensionamento da caixa de areia;
- tempo insuficiente de detenção hidráulica do percolado nesse estágio do fluxograma; nesse caso relacionado a uma falta de equalização na vazão de entrada do chorume bruto.

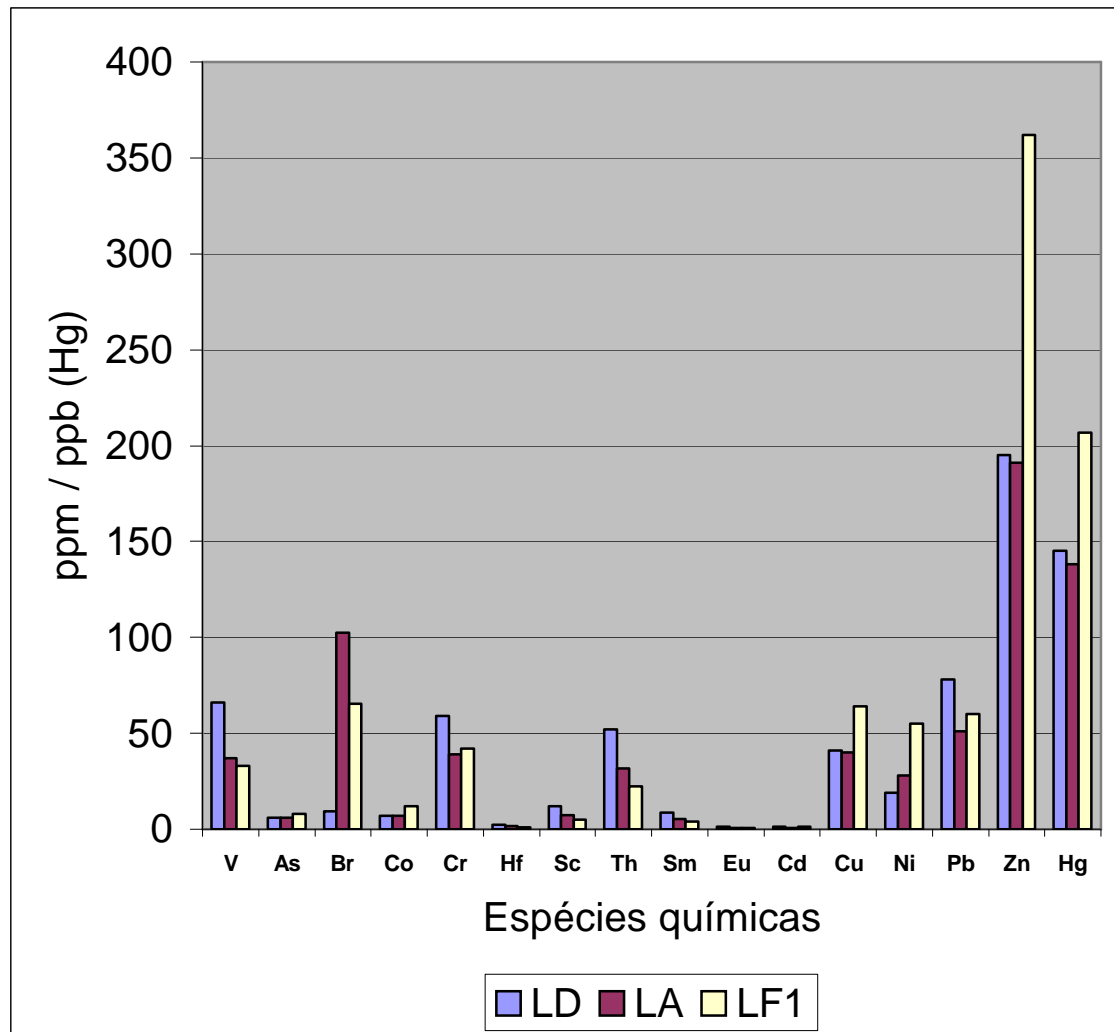


Figura 23 – Variações de concentração de espécies químicas no lodo da ETP

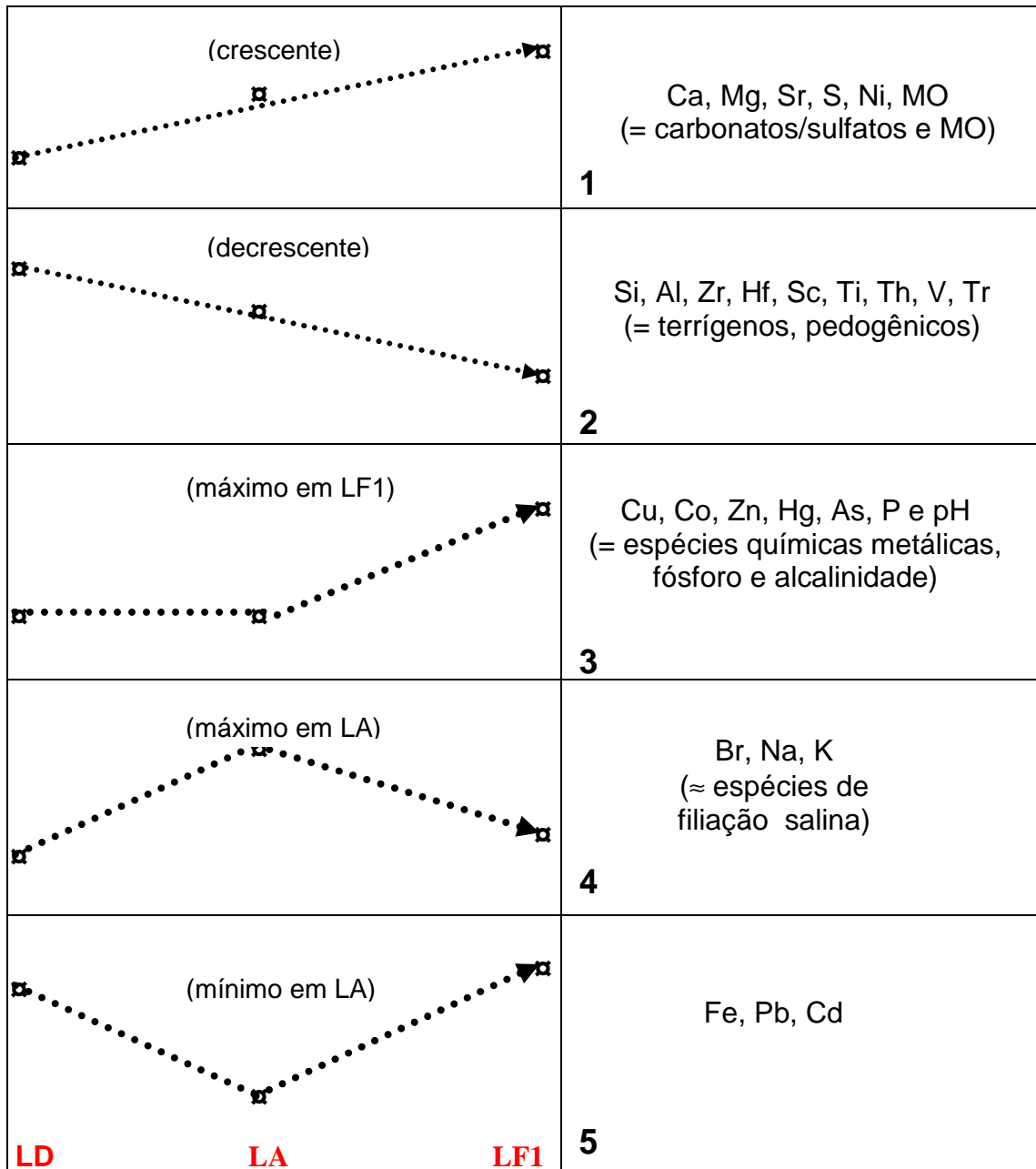


Figura 24- Comportamento esquemático das concentrações de algumas espécies químicas, compostos, e de pH do lodo nas lagoas LD, LA e LF1 da ETP-Muribeca

A não detecção de sulfetos, e a baixa presença de sulfatos, não seria uma questão de limitação da DRX para registro de frações minerais cristalinas presentes em quantidades acessórias (<1%) no material analisado, ou presença desses compostos sob estado amorfo, mas, e sobretudo, à pouca probabilidade de neoformação desses minerais no lixiviado.

Efetivamente, a disponibilização de S a partir da degradação da MO, através da geração de H_2S , pode ser considerada improvável em CNTP, por conta do ponto de ebulição desse gás se situar a $(-60,4^\circ C)$. Essa rápida volatilização é bem percebida pelo odor pútrido muito forte, que se sente na ETP e cercanias. Além disso, é notória a diminuição no teor de Fe_2O_3 , justamente na LA (vide Figura 24). Por outro lado, sendo o pH do chorume insuficientemente alcalino para formação de sulfatos, conforme diagramas de equilíbrio (Krumbein & Garrels, 1952), pode-se aventar que a anhidrita tenha se formado durante a evaporação da água de embebedimento do lodo, provocando o aumento de concentração de sulfatos solúveis, em função da redução do solvente.

O comportamento do Ca-Mg, Sr, sulfatos e MO (Figura 24, comportamento 1), cujos teores são crescentes desde LD até LF1 indica, por um lado, maior degradação da MO nesse estágio do fluxograma, e por outro lado, a existência de neoformações de carbonatos (calcita), e de sulfatos (anhidrita), estes últimos durante a desidratação do lixiviado em CNTP, para fins analíticos. Mg e Sr costumam substituir por diadocia o Ca em carbonatos, uma característica geoquímica reconhecida como clássica por diversos autores (Tucker & Wright, 1990).

Um dos comportamentos mais notórios é revelado pela maior concentração de espécies químicas metálicas na LF1 (Figura 24, comportamentos 3 e 5): Cu, Co, Zn, Hg, Ni, Pb, Fe, As, P, acompanhados de MO, com o aumento do pH. A maior concentração dessas espécies metálicas em LF1 parece relacionada com a alcalinidade, enquanto que os valores relativamente altos de Fe e Pb em LD poderiam ser, em parte, resultados da sedimentação de resíduos originários de produtos metálicos existentes no próprio RSU. É bastante provável que MO-P-Zn estejam interligados, uma vez que P-Zn possuem uma já conhecida afinidade geoquímica em ambientes de sedimentação (Altschuler, 1980), onde o Fósforo costuma ser um dos componentes habituais da MO. O crescimento do cádmio em LF1, tanto pode ser explicado pela sua conhecida associação com P de apatitas (Menor, 1975; Prévôt & Lucas, 1980), como pela eventual captura diadócica em calcitas, substituindo o cálcio. Quanto ao Hg, pode-se estimar que esteja incorporado à MO não totalmente degradada, uma vez que tem comportamento aparentemente desvinculado da fração terrígena.

A eficiência de caulinita pedogênica (contida no chorume), como agente de retenção de MP, pode ser considerada inócua conforme os resultados obtidos. Além de sua reconhecida baixa CTC (Millot, 1970), constata-se que suas associações preferenciais interessam apenas espécies químicas de filiação pedogênica. Essa observação vai ao encontro das pesquisas de Pedro e Melamed (2004), acerca da eficiência de concentrados industriais de argilominerais industriais na imobilização de vários MP, o qual não recomendam a utilização de caulinitas para essa finalidade, em contraposição às boas performances de esmectitas, paligorskitas e zeólitas. Com efeito, a usual menor dimensão de esmectitas em relação às caulinitas, confere às primeiras maior capacidade de adsorção, em função de maior superfície específica reativa (Mokaia *et al.*, 1993). Entretanto, esse procedimento, apesar de poder proporcionar uma maior retenção de MP e até mesmo da MO (não totalmente degradada) em suspensão, por adsorção ou por incorporação à estrutura cristalina desse argilominerais, representaria uma necessidade de remoção do material sedimentado em intervalo de tempo mais curtos. Além disso, seria necessário encontrar uma utilidade industrial adequada para essa espécie de fração residual sólida.

7.1.2- Conclusões sobre o estudo mineralógico e geoquímico do lodo

Os resultados do estudo mineralógico e geoquímico sobre o lodo da ETP-Muribeca, além de colocar em evidência alguns problemas de performance no sistema biogênico de degradação da MO, permitiram estabelecer algumas importantes conclusões:

- O chorume da ETP-Muribeca se comporta como uma polpa diluída, em que a MO, floculada, é responsável por sua tonalidade e alta turbidez.
 - O argilomineral pedogênico (caulinita) não exerce poder de adsorção em relação aos MP, e sua natural baixa CTC não o habilita para a possibilidade de complexar essas espécies químicas.
-
-

- Ocorre um evidente aumento de concentração de vários MP (Cu, Co, Zn, Hg, Ni, Cd, Fe e Pb) no lodo da LF1, coincidindo com um aumento da retenção de MO, e com um aumento do pH e Eh negativo nesse compartimento. O aumento de retenção da MO pode ser relativo, em função do decréscimo gradual da fração terrígena em suspensão, desde a LD. Por outra via, pode-se atribuir o aumento da MO na LF1 em razão do maior tempo de detenção hidráulica do percolado nesse compartimento do fluxograma. Assim, parece evidente que o aumento de pH está na origem de maior “complexação” desses MP, possivelmente em associação com a MO.
- Concentrações elevadas em Fe, Pb e Cd, podem ser verificadas na LD, em parte como possível sedimentação de particulados industriais originários do próprio RSU.
- O pH mais alcalino em LF1 é certamente um fator que melhora às condições de neoformação de carbonatos a partir de bicarbonatos, os sais mais abundantes no chorume da ETP.

7.2 – PROCESSO DE GEORREMEDIAÇÃO

7.2.1- Concepção metodológica e testes empíricos de evidência no percolado pré-descarte (output)

Considerados os resultados do estudo dos lodos dos compartimentos da ETP, algumas reflexões caberiam para explicar as dificuldades gerenciais no sentido de se obter melhor performance para o tratamento biogênico do chorume. Dentre elas: a) Adequação das cepas bacterianas envolvidas no processo; b) A densidade ótima dessas cepas em relação às performances desejáveis; c) A existência de condições físico-químicas eventualmente inibitórias para o metabolismo bacteriano. Nessa última alternativa, muitos fatores podem estar em causa: pH adequado, função inibitória de compostos específicos existentes nesse chorume, inconstância de condições físico-químicas ideais, presença de MP, etc.

Por **hipótese de tratamento**, a pesquisa acolheu a possibilidade de que o metabolismo bacteriano poderia estar sendo limitado pela “nucleação” de compostos orgânicos, já em grande parte recalcitrantes, atuando como obstáculo para o permeio e expansão das colônias bacterianas. Nesse caso, o sistema físico capaz de sustentar essa estruturação seria de floculação, com particulados dipolantes possuindo ligações suficientemente fortes para impedir a sedimentação da MO em CNTP, e até mesmo inibi-la em centrifugação da ordem de 3.000 rpm/10 min, como testado. Tecnicamente, sabe-se que a dissociação de particulados é perfeitamente possível com dispersantes, algumas delas bem conhecidas como a amônia, e o hexametáfosfato de sódio. O princípio de atuação desses compostos é o de estabelecer cargas eletronegativas suficientemente fortes para desestabilizar aquelas que sustentam as ligações orgânicas, através de novas ligações convenientes que, em princípio, deixam “expostos” compostos orgânicos dantes coligados. Do ponto de vista industrial, são adicionados reagentes específicos para “destruir” esses compostos orgânicos iniciais. Contudo, a adoção de um sistema com essa concepção teria dois inconvenientes: a) os custos do processo; b) a recuperação dos compostos dispersantes e reagentes introduzidos nos procedimentos, antes que o chorume “tratado” pudesse ser descartado no sistema de drenagem. De outra forma, tal procedimento apenas mudaria a natureza dos contaminantes e, certamente, não estaria criando condições para evitar os acréscimos de poluição passiva antrópica de MP nos ecossistemas.

Diante das circunstâncias precedentemente expostas, seria necessário encontrar a alternativa de um produto natural ou adequadamente tratado do ponto de vista industrial, abundante, disponível, comercialmente competitivo, com propriedades dipolantes cuja carga eletronegativa fosse suficientemente forte para desestabilizar a floculação orgânica no chorume. Em acréscimo, esse produto deveria ser susceptível de recuperação industrialmente operacional, após a formação de uma polpa depurante com o próprio chorume da ETP. Além disso, teria que ser suficientemente atrativo para reaproveitamento industrial, de tal forma a complexar ou imobilizar de forma segura os resíduos recalcitrantes e MP, tornando-os indisponíveis para contaminação do meio ambiente.

Considerando-se os dados das pesquisas de Balmat (1957), inferiu-se que a composição granulométrica desse produto deveria ter forte componente coloidal. Sendo um argilomineral, sua composição teria que ser fortemente aluminosa, para emprego em farinhas de clínquer (cimento), ou para utilização em indústria cerâmica, ou pelo menos utilizável para a preparação de tijolos prensados não calcinados. Atendendo em princípio a essas exigências (vide Tabelas 10 e 11), foi escolhido para testes de evidência o *blend* caulínico B3A da Caulim Nordeste Ltda.

O excelente resultado desse experimento (Figura 25), comprovou a hipótese de trabalho enunciada, e possibilitou o desenvolvimento do “**Processo de georremediação – G**”. O teste empírico de evidência, com polpa de 200g *blend* B3A/Litro de chorume comprovou, já visualmente, a drástica redução de MO recalcitrante (substâncias húmicas), ainda presente em quantidade significativa no chorume pré-descarte (Bertazzoli & Pelegrini, 2001;Silva, 2002).

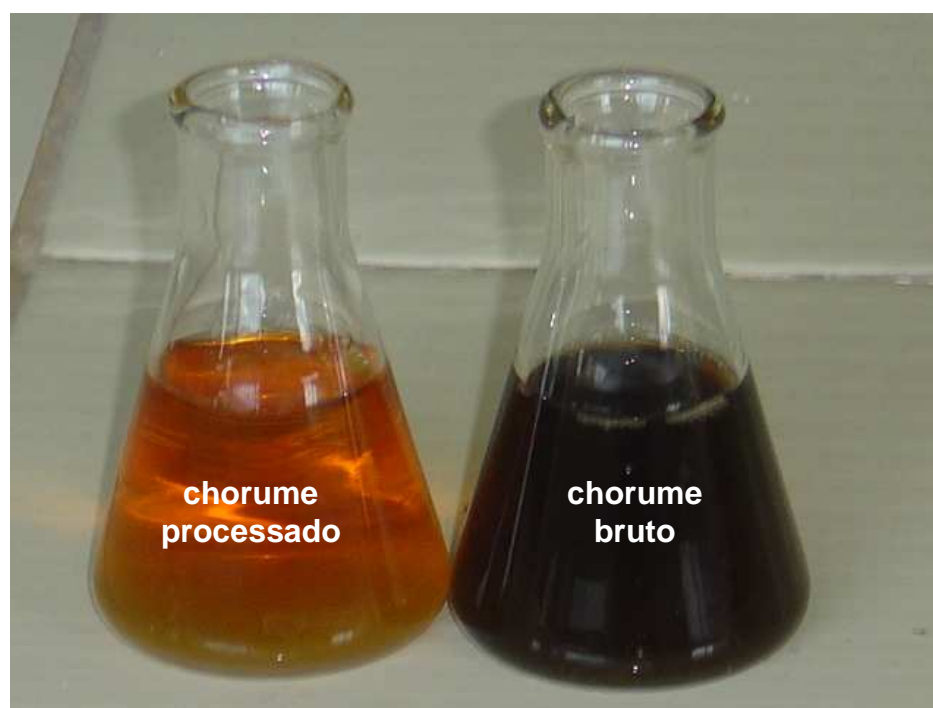


Figura 25 - Prova de evidência da eficiência do *blend* caulínico B3A na depuração do chorume de descarte da ETP-Muribeca. O produto processado (fração residual líquida = FRL), apresenta coloração âmbar.

Os experimentos incluíram diferentes proporções de *blend* caulínico (100, 200 e 400g) por litro de chorume. As frações residuais sólidas recuperadas após tratamento, foram denominadas LMIX-100, LMIX-200 e LMIX-400, respectivamente.

Os resultados de DRX sobre o *blend* caulínico e os diferentes LMIX's (Figuras 26, 27 e 28), evidenciaram as seguintes constatações:

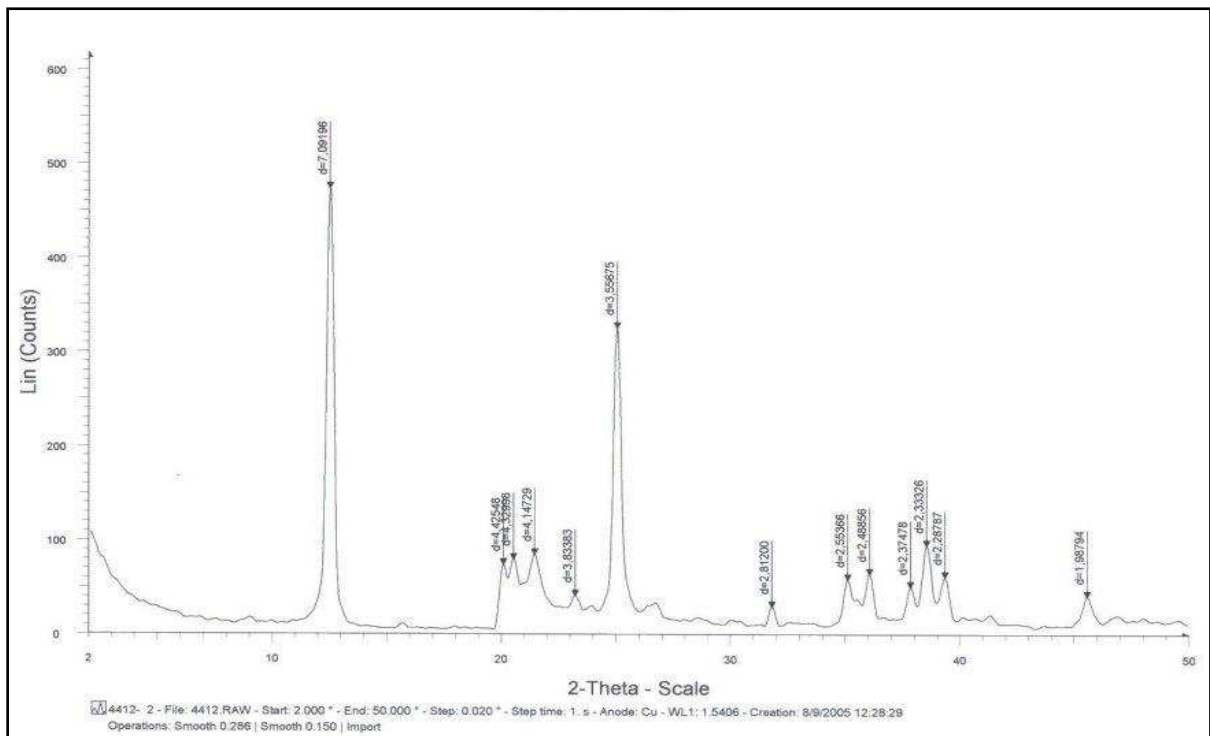


Figura 26 – Difratograma RX do LMIX-100 (sem aditivo)

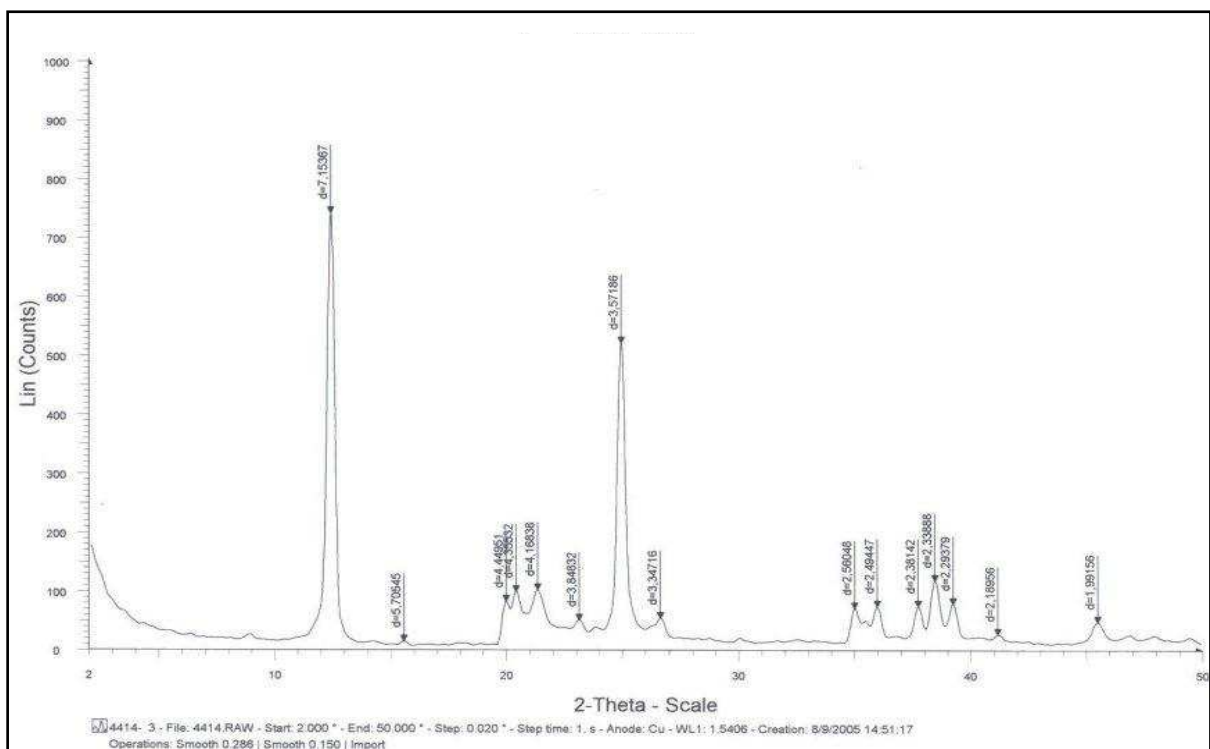


Figura 27- Difratograma RX do LMIX-200 (sem aditivo)

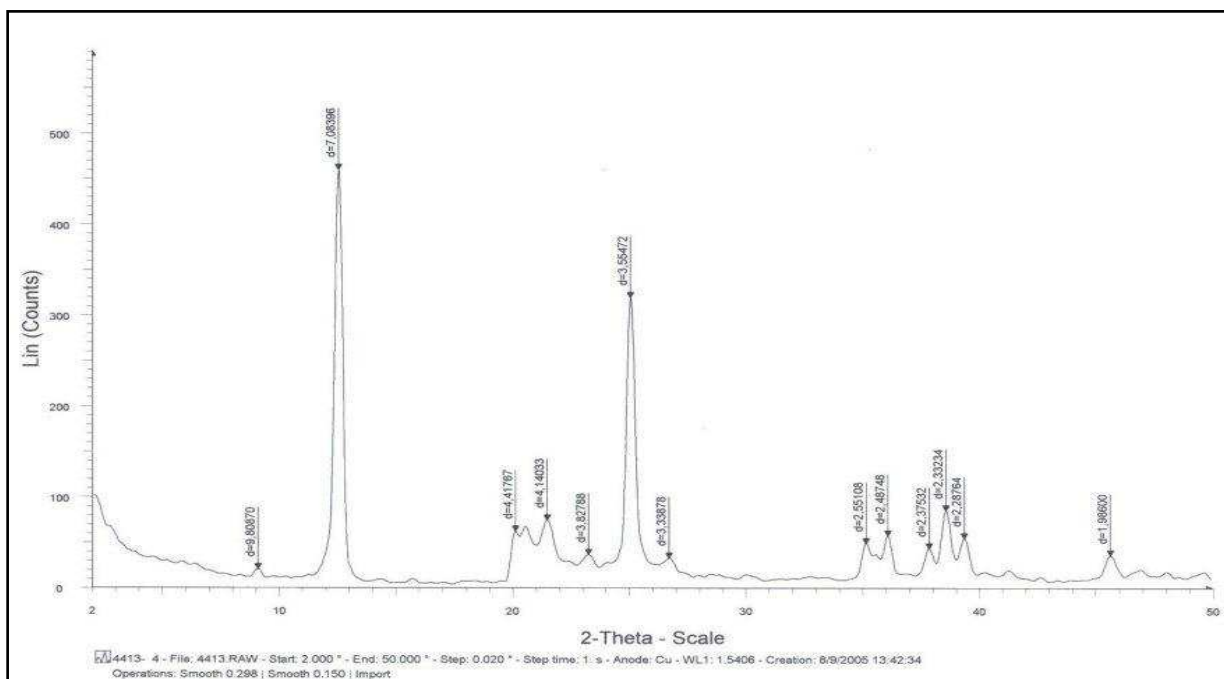


Figura 28- Difratoograma RX do LMIX-400 (sem aditivo)

Esses difratogramas colocam em evidência que o *blend* caulínico B3A permanece inalterado após o processamento das polpas com o chorume, confirmando que, dentro das expectativas, não ocorrem trocas catiônicas com os produtos ou espécies químicas contidas no chorume. O background muito regular dos difratogramas sinaliza que concentrações de MO, em todos os LMIX's, é negligenciável ou ausente.

Em segunda instância, interessava testar a eficiência do método de georremediação – Processo G, com *blend* caulínico sem aditivos, com o próprio percolado de pré-descarte (*output*) da ETP-Muribeca, tomando-se como exemplo a amostragem realizada em temporada relativamente seca.

Os resultados analíticos (Tabela 15) demonstraram claramente que alguns parâmetros do efluente de descarte (*output*) estavam fora das normas atualizadas do CONAMA 357 (2005). Dentre os padrões de valores máximos permitidos (VMP) largamente ultrapassados se destacaram: DBO (5x), DQO (4,4x), amônia (54,8x), chumbo (4,4x) e níquel (1,5x). Tais resultados atestam que percolados tratados via processos biológicos por lagoas de estabilização podem não atender os padrões de lançamento, constituindo um problema de equacionamento complexo.

Como o CONAMA 357 (2005) não estabelece diretamente os limites de lançamento da MO em termos de DBO e DQO do efluente a ser descartado, utilizou-se os VMP da CETREL (Empresa de Proteção Ambiental do Estado da Bahia), conhecida no Brasil como de referência internacional no tratamento de efluentes líquidos potencialmente contaminantes, o qual adota os limites estabelecidos pela Resolução CEPRAM (Conselho Estadual de Proteção ao Meio Ambiente), número 619 de 12 de julho de 1992.

Tabela 15 - Resultados analíticos do percolado (*output*) e FRL's

Parâmetros	CB	FRL-100	FRL-200	FRL-400	VMP, CONAMA 357
PH (potenciométrico)	8,59	8,5	8,74	9,23	5,0 a 9,0
COR (UH)	940	890	870	870	-
Turbidez (UT)	16	7,3	8,1	3,4	-
STD (mg/L)	9700	9710	9270	7600	-
DBO	247,4	194,0	176,0	27,3	< 50 mg/L (CETREL)
DQO	2191,0	2418,3	2191,0	2061,2	< 500 mg/L (CETREL)
Condutividade a 20°C (µS/cm)	19500	19520	18610	15240	-
Alcalinidade de Carbonatos (mg/L em CaCO ₃)	560	600	680	1200	-
Alcalinidade de Bicarbonatos (mg/L em CaCO ₃)	5840	5200	4580	2160	-
Alcalinidade de Carbonatos (mg/L em CO ₃)	336	360	408	720	-
Alcalinidade de Bicarbonatos (mg/L em HCO ₃)	7120,7 1	6340,36	5584,39	2633,69	-
Dureza Total (mg/L em CaCO ₃)	1000	700	600	700	-
Cálcio (mg/L)	200,4	120,24	120,24	40,08	-
Magnésio (mg/L em Mg)	121,6	97,28	72,96	145,92	-
Sódio (mg/L)	1535	1495	1470	1480	-
Potássio (mg/L)	2085	1950	1830	1705	-
Cloretos (mg/L em Cl)	3000	2900	2900	2900	-
Sulfatos (mg/L em SO ₄)	2,8	40	110	190	-
Nitrito (mg/L em NO ₂)	0,15	0,33	0,2	0,15	-
Nitrato (mg/L em NO ₃)	426,75	565,5	530,25	442,75	-
Amônia (mg/L em NH ₄ ⁺)	1168	1148	972	564	20,0 mg/L
Ferro (mg/L em Fe)	0,26	0,43	0,09	0,14	15,0 mg/L
Cobre (mg/L)	0,36	0,68	0,29	0,38	1,0 mg/L
Zinco (mg/L)	0,36	0,43	0,42	0,39	5,0 mg/L
Cádmio (mg/L)	0,07	0,08	0,15	0,28	0,2 mg/L
Cobalto (mg/L)	0,98	0,69	0,69	0,55	-
Manganês (mg/L)	0,6	0,81	0,59	0,76	1,0 mg/L
Chumbo (mg/L)	2,21	6,8	3	0	0,5 mg/L
Níquel (mg/L)	3,11	1,94	2,08	1,94	2,0 mg/L

Fonte: LAMSA, 2006. Nota*: CB = Chorume bruto (temporada seca); UH = unidade de escala de Hazen (de platina – cobalto); UT = unidade de turbidez, seja em unidade de Jackson ou nefelométrica; mg/L = ppm. (Análises em triplicatas).

Em relação as FRL's dos LMIX's testados, foram constatadas boas performances de redução da DBO do chorume pré-descarte (Figura 29), aproximadamente 30% na FRL-200 e 90% na FRL-400. Nesse último caso, atingiu-se um rendimento excelente (27,3 mg O₂/L), ficando inserido nos padrões de lançamento da CETREL.

Entretanto, de um modo geral, não foram conseguidas diminuições significativas na DQO. De toda forma, esses resultados confirmam a hipótese de trabalho, preconizando-se que um produto caulínico bastante coloidal poderia estabelecer ligações com MO, desestruturando as interligações destas no chorume. Esse mecanismo, por adsorção, opera transitoriamente na polpa, uma vez que desfeitas as interligações precedentes da MO, esta se torna extremamente vulnerável à degradação biogênica. Sustentam essas assertivas as seguintes evidências: a) na preparação das polpas constata-se forte desprendimento de H₂S; b) nas análises químicas dos LMIX's não se constatam repercussões por um maior conteúdo de MO, até mesmo comparando-se com os resultados referentes ao *blend* caulínico, permanecendo em todos os casos a PF = 16,25 ± 0,15%. Além disso, a degradação da MO promovida pelo processo G se ratifica pelas drásticas reduções da turbidez (Figura 30), alcançando 50% de rendimento na FRL-200 e aproximadamente 80% na FRL-400.

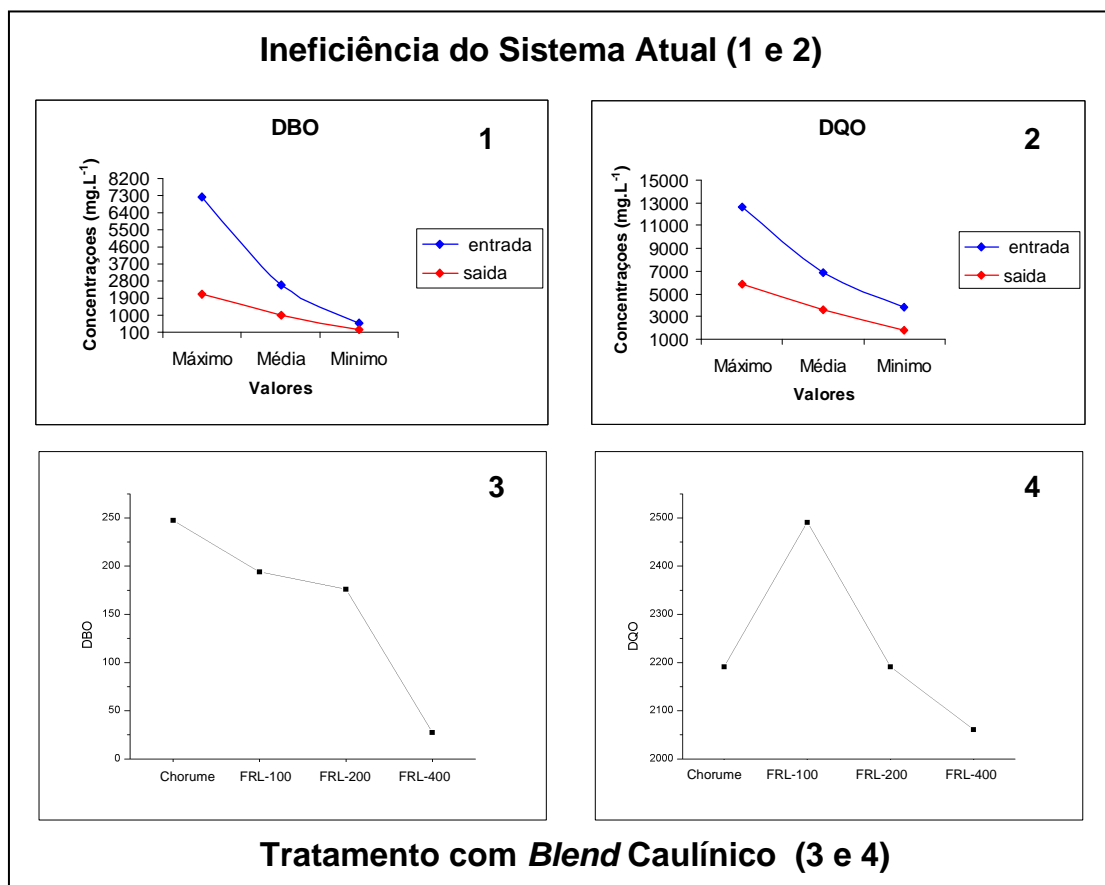


Figura 29- Comportamento da DBO e DQO no percolado tratado com *blend* caulínico
Nota: Os dados 1 e 2 referem a quatro meses de monitoramento (GRS, 2004)

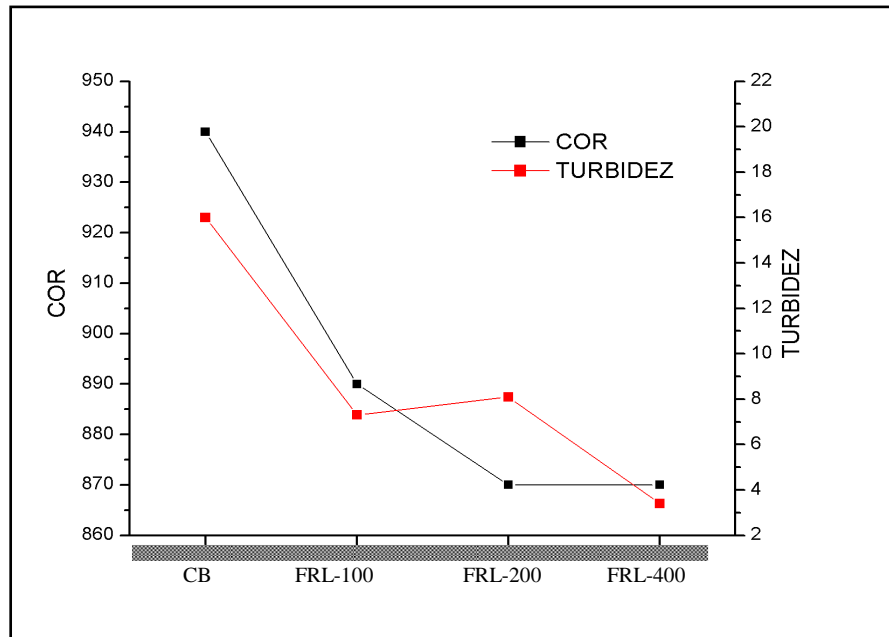


Figura 30 - Comportamento da cor e da turbidez a partir do chorume pré-descarte, até condições da FRL-400.

Apesar de moderadas, foram constatadas reduções em “sólidos totais dissolvidos” (STD) e em amônia a partir do chorume pré-descarte, notadamente nas condições de FRL-200 para FRL-400. Esses parâmetros, algo miméticos e de variação discreta até FRL-100, assumem reduções notórias a partir da FRL-200 (Figura 31), fazendo-se acompanhar por um aumento de tendência proporcional na alcalinidade – pH (Tabela 16).

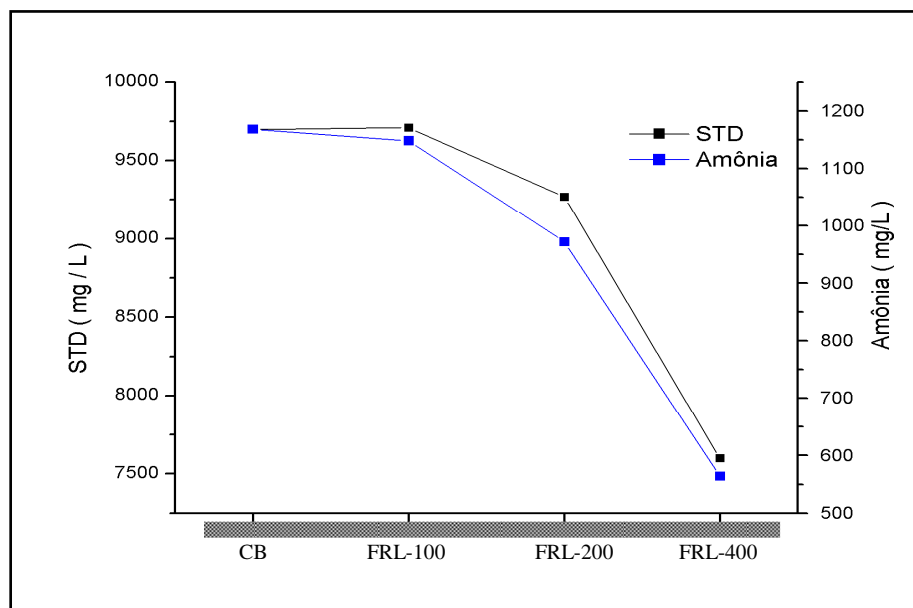


Figura 31 - Comportamento dos teores em sólidos totais dissolvidos (STD) e em amônia, desde o chorume de descarte até FRL-400.

Tabela 16 – Redução percentual relativa nos teores em STD e em amônia, na FRL-200 e FRL-400, em relação à variação de pH.

Parâmetros	FRL-200	FRL-400
	% Redução	Relativa
% STD	- 5 %	- 22 %
% Amônia	- 15 %	- 52 %
pH do chorume = 8,59	pH = 8,74	pH = 9,23

O conjunto dos resultados referentes às reduções de DBO, turbidez e amônia, é compatível com um definido processo de degradação da MO, induzido pela adsorção de colóides orgânicos por colóides caulínicos, durante a formação da polpa e ao longo do processo de filtragem, “quebrando” a homogeneidade físico-química existente no chorume pré-descarte, e propiciando *ato continuo* uma atuação efetiva e forte das cepas bacterianas aí contidas.

Infere-se que as interligações entre espécies orgânicas poderia ser uma das causas da performance ineficiente dessas cepas, por inibição do metabolismo bioquímico desses microorganismos. As novas circunstâncias, sobretudo em face de maior quantidade de material caulínico coloidal (FRL-400), viabilizaram e provocaram uma vigorosa e oportunista ativação biogênica, com rápida produção e liberação de amônia a partir da MO degradada.

Desse mecanismo resulta a elevação do pH no líquido residual e, em decorrência, a precipitação do Ca⁺⁺ dissolvido no meio aquoso, indicação claramente apontada pelas concentrações iônicas desse elemento desde o chorume de pré-descarte até a FRL-400 (Figura 32). Nesse mesmo sentido ocorre uma destacada redução nos teores bicarbonatos, sugerindo a possibilidade de neoformação de carbonatos (calcita).

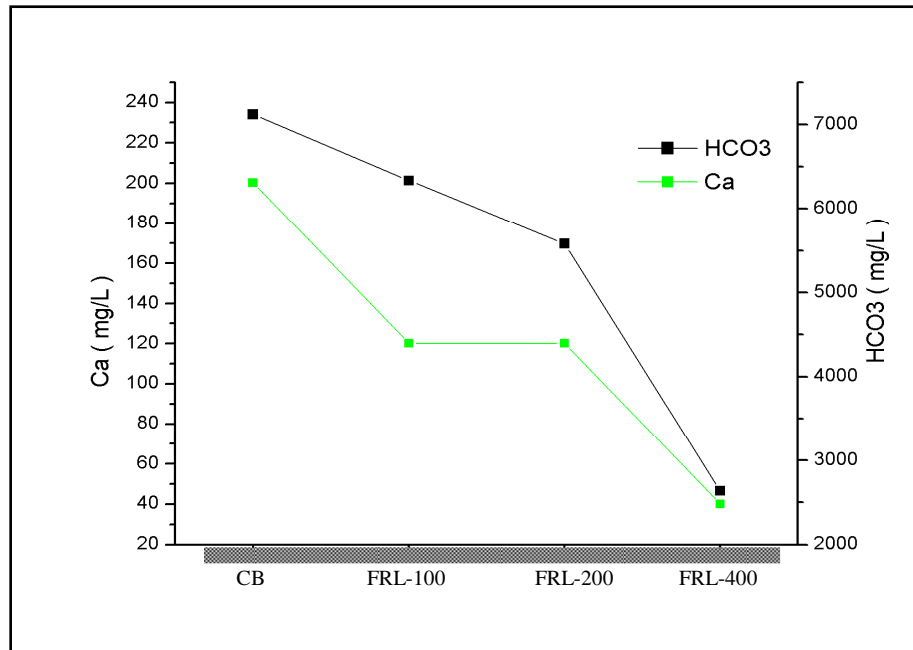


Figura 32 - Variação dos teores em Ca⁺⁺ e bicarbonatos dissolvidos desde o chorume pré-descarte à FRL-400.

No que se refere aos MP, não foram constatadas reduções definidas nas FRL's, interessando os teores de Zn, Cu, Ni, Mn e Cd (vide Tabela 15). Somente as reduções de concentrações em cobalto (30% na FRL-200) e em ferro (aproximadamente 65% na FRL-200), evidenciaram boas performances do processo G. Tais performances, entretanto, podem ser creditadas ao fato desses MP possuírem afinidade com a MO, formando muitas vezes "pontes" de ligação entre compostos orgânicos (Fotyma & Mercik, 1992). Também chamam a atenção às concentrações iônicas em Pb, Cd, Co e Ni, todas elevadas, muito provavelmente assimiláveis e tóxicas para a cadeia trófica dos sistemas de drenagem.

7.2.2- Conclusões sobre o processo G aplicado no percolado pré-descarte (output)

Os resultados obtidos pelo processo G nesse estágio da pesquisa representam um avanço no que concerne sistemas de tratamento bioquímico adotados em ETP's brasileiras.

Amparadas por forte capacidade de adsorção, as emulsões com o *blend* caulínico empregado revelaram bom desempenho e a perspectiva de uso como complementação aos fluxogramas das ETP's, e até mesmo abrem a perspectiva de se constituir em um processo alternativo. A destacar, como ponto relevante, que o processo G possibilitou degradar MO recalcitrante que passou incólume ao longo de todo o fluxograma de tratamento da ETP-Muribeca.

Consideradas as relações custos/ benefícios e as imposições para operacionalidade em escala de produção, a condição **FRL-200 (CC)**, foi capaz de reduzir 50% a turbidez e em 30% a DBO do chorume pré-descarte, podendo ser considerada como o “ótimo metodológico”.

7.2.3- Estratégias para otimização do processo G

Considerada a boa performance do *blend* utilizado no chorume tratado (*output*), tornou-se pertinente retomar os experimentos diretamente sobre o percolado bruto (*input*). Confirmando-se resultados similares, ficaria evidenciada a eficácia da metodologia desenvolvida, pelo menos em nível de drástica redução do tempo de residência do percolado nas lagoas de tratamento convencional de ETP's.

Nessa nova rota de processo, concebeu-se a adição de cal hidratada - Ca(OH)_2 - ao *blend* B3A (CC), no sentido de se provocar a oxidação de espécies químicas metálicas, e a eliminação de MO ou de espécies químicas orgânicas, recalcitrantes. A concepção básica desse novo método (**Processo GAD**), segue o mesmo roteiro de procedimentos do processo G, mantendo-se como premissa custos baixos, funcionalidade e operacionalidade. Entretanto, o alcance da meta objetivou conseguir performances iguais ou mais satisfatórias para redução de DBO e DQO, assim como de MP do percolado. O enfoque seria justamente o de tentar “fechar” os dutos de dejeção de efluentes, aproveitando-se os subprodutos sólidos (LMIX's) e, inclusive, as FRL's do processo GAD. Finalmente, caso a FRL continuasse em condições desfavoráveis de lançamento, cogitou-se o seu tratamento por oxidação úmida, em condições subcríticas de pressão e temperatura (Processo WAO), método já utilizado com sucesso em escala de bancada no Departamento de Engenharia Química da Universidad de Cádiz, Espanha.

7.2.4- Aplicação do processo GAD no percolado bruto (*input*)

As pesquisas foram conduzidas tomando-se como opção a preparação de polpas com concentrações sólido-líquido de 200g de *blend* caulínico aditivado / L de percolado (Tabela 17), com intuito de aproveitar a fração residual sólida do processo GAD. O ponto de partida para escolha da quantidade do aditivo foi os estudos de Picchi *et al.*, (1988), que apontaram um teor de 10% de cal hidratada como “ótimo” economicamente viável para confecção de tijolos prensados solo-cimento.

Tabela 17 - Preparação das amostras para análises laboratoriais (GAD)

Amostras	Aditivo (%)	Blend	FRL	LMIX
(0)	-	-	-	-
(1)	10	CC (90-10)	FRL-200(90-10)	LMIX-200(90-10)
(2)	25	CC (75-25)	FRL-200(75-25)	LMIX-200(75-25)
(3)	R*(25)	CC (75-25)	FRL-400(75-25)	LMIX-400(75-25)

Nota*: (0) = Chorume bruto (*input*) e R* = Reprocessado

A escolha do aditivo $\text{Ca}(\text{OH})_2$ baseou-se nas indicações de Cincotto (1977), Picchi *et al.* (1988), e Alves *et al.* (2006), que apontaram propriedades de forte poder de coagulação para esse composto e, inclusive, altas performances nas reduções de turbidez e de MP de percolados. De fato, Alves *et al.* (*op cit.*) comprovaram que a utilização de hidróxido de cálcio, associado à bentonita, pode remover de 70 a 90% da cor e turbidez de chorumes. Na realidade, a cal hidratada não atuaria apenas como coadjuvante, mas funcionaria como coagulante capaz de “quebrar” radicalmente estruturas orgânicas complexas (por exemplo: os ácidos húmicos) em curto espaço de tempo e, inclusive, provocar a precipitação de espécies metálicas.

Os resultados analíticos produzidos sobre o chorume bruto (*input*), coletado no período de estiagem, tratado pelo processo GAD confirmaram, efetivamente, que a incorporação de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ possibilitou o aumento de eficiência na eliminação de MO, dramática remoção de amônia e de óleos e graxas, resultando em flagrante melhoria na qualidade de efluente tratado (Tabela 18). Tomando-se como referência a “amostra 2”, constata-se que a DBO foi reduzida em 84%, a DQO em 47%, a amônia em 94,3%, e os óleos e graxas em 70,4%.

Tabela 18 - Caracterização química das FRL's de *input* com *blend* caulínico aditivado

Amostras (GAD)	DBO (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)	pH	Óleos e graxas mg/L	SDT mg/L	SDV mg/L	SDF mg/L	N-NH ₃ mg/L
(0)	3.270,3	3.445,5	7,95	71,0	10.436,0	1.690,0	8.746,0	958,0
(1)	592,4	2.161,2	11,66	51,0	8.163,0	1.098,0	7.065,0	105,5
(2)	509,2	1.801,0	11,70	21,0	7.402,0	1.331,0	6.071,0	54,1
(3)	431,5	1.587,0	12,29	9,0	7.891,0	954,0	6.937,0	6,32

Fonte: DEQ/UFPE, 2007. *Nota:* SDT = Sólidos Dissolvidos Totais; SDV = Sólidos Dissolvidos Voláteis; SDF = Sólidos Dissolvidos Fixos; N-NH₃ = Nitrogênio amoniacal. (Análises em triplicatas).

Na amostra de reprocessamento (“caso 3”, Tabela 18 e Figura 33) foram obtidos os melhores resultados, com reduções de 87% na DBO, 54% na DQO, 87% em óleos e graxas, e 99% em nitrogênio amoniacal. Apesar disso, essa opção não é indicada para um fluxograma de tratamento porque a fração sólido-líquido (400g de *blend* aditivado/L de chorume) ultrapassa limite operacional ótimo do filtro-prensa. Além disso, os consumos do produto depurante e de energia seriam duplicados, restando ainda os problemas relativos a uma quantidade muito maior de LMIX.

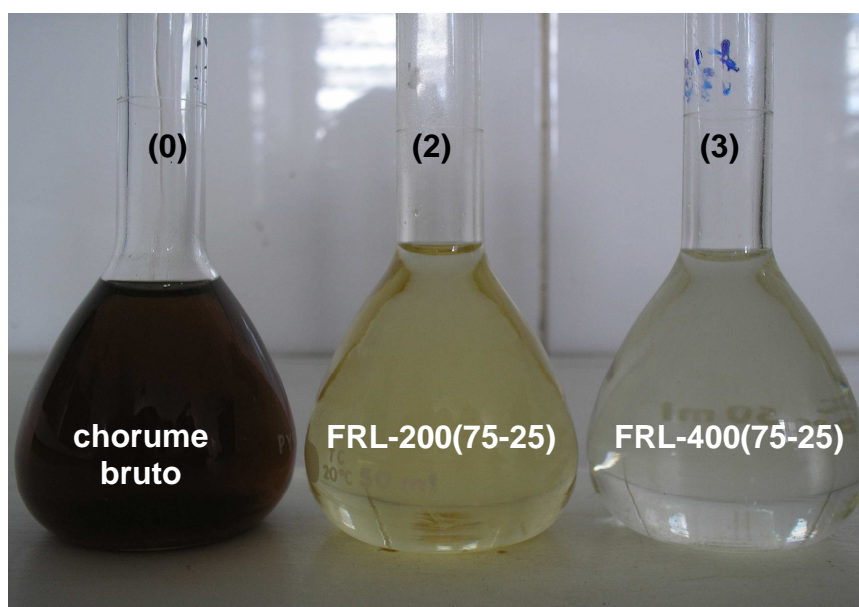


Figura 33 - Redução da cor e turbidez no processo GAD

O maior entrave do processo GAD é o pH das FRL's. Os permeados exibem alcalinidades elevadas ($\text{pH} > 11$) em função de sais dissolvidos, necessitando de correção para que o efluente possa ser descartado em um corpo hídrico, de acordo com os padrões CONAMA (2005). Contudo, esse é um fator pouco preocupante, porque existem técnicas, inclusive de baixos custos, que asseguram a solução desse problema, sendo a diluição um método alternativo simples e bastante eficaz.

7.2.5 - A componente granulométrica

O tamanho das partículas e sua distribuição na solução aquosa tem uma forte ligação com a (bio)degradabilidade do efluente (Balmat, 1957). Esse conceito está estreitamente relacionado com a cinética da degradação da MO, em relação à granulometria dos particulados em suspensão no chorume. Dessa forma, as análises sobre a microgranulometria do chorume e do permeado FRL-200 (Figuras 34 e 35) permitiram as seguintes observações:

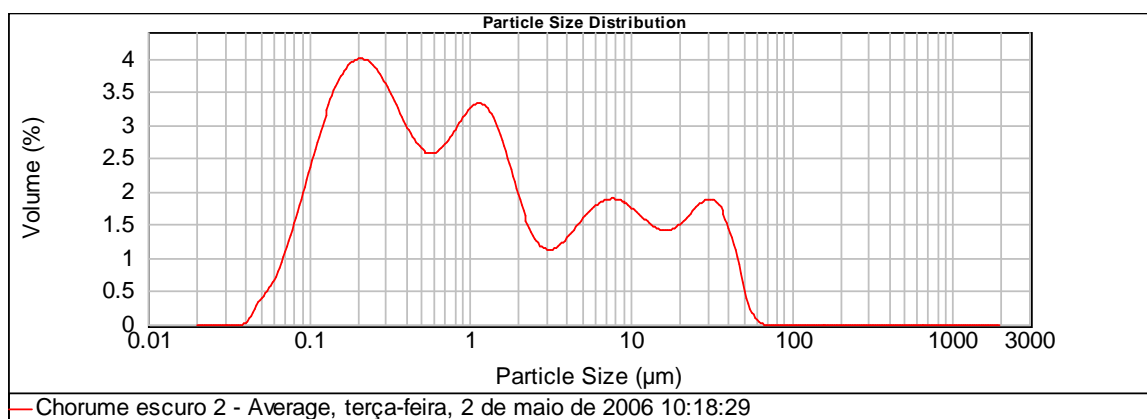


Figura 34 - Análise microgranulométrica do chorume bruto ("input")

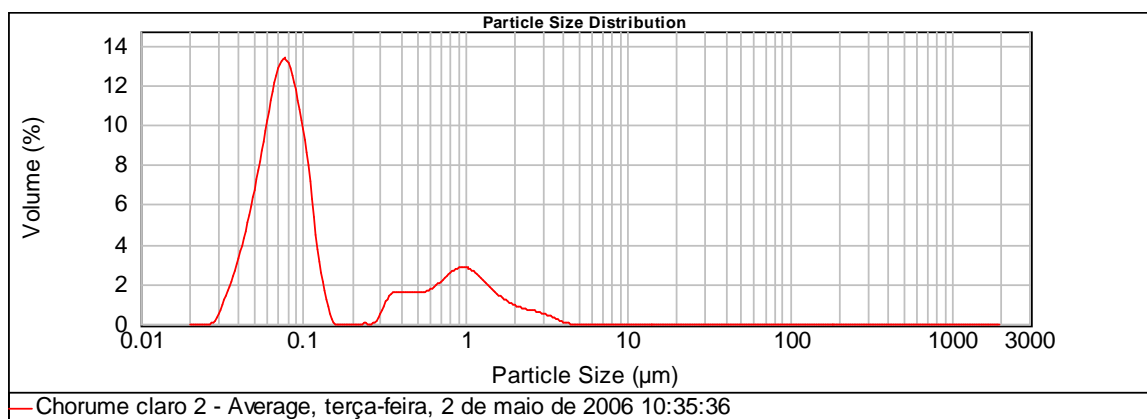


Figura 35 - Análise microgranulométrica do LMIX-200 (75-25)

- Os particulados em suspensão no chorume possuem dimensões até 80 μm , sendo que aproximadamente 50% deles são coloidais ($< 1 \mu\text{m}$);
- Após o tratamento, a correspondente FRL-200 apresenta 100% dos seus particulados em dimensões $\leq 4 \mu\text{m}$, com forte dominância de fração coloidal;
- A performance de redução da MO (84%) pelo processo GAD (vide Tabela 18; experimento 2) revela a persistência de um “resíduo recalcitrante” no percolado, porém não mais sendo compensador um reprocessamento (Tabela 18, experimento 3) uma vez que a performance ainda possível (87%) já está próxima de um comportamento assintótico.

7.2.6- Redução de metais pesados nos permeados

Percolados de aterros sanitários costumam apresentar elevados padrões de DBO, DQO, cloretos e espécies metálicas. A infiltração de águas pluviais, através das células, permite maior diluição do líquido originado pela decomposição dos resíduos nas partes superiores do aterro, aumentando proporcionalmente *per descensum*. Weltly *et al.* (1994) confirmam que concentrações de MP são maiores na parte basal dos aterros. A porosidade, através das camadas de lixo funciona como um sistema de canalículos, por onde a pluma contaminante se dispersa (difusão-advectação), atingindo um elevado gradiente de concentração na interface da camada impermeabilizante de fundo com os resíduos.

No caso específico dos processos G e GAD, as concentrações de MP nos permeados (FRL's) dependeu basicamente da composição do chorume a ser processado e da composição do *blend* (com ou sem aditivo). A remoção de algumas espécies metálicas analisadas, presentes nos chorumes coletados em diferentes épocas na ETP Muribeca, a partir de tratamentos com diferentes *blends* (Tabela 19), demonstrou apenas que houve uma performance peculiar dos processos (G e GAD), não sendo possível fazer um tratamento estatístico e comparativo das eficiências entre eles. No entanto, os resultados obtidos confirmam que houve uma depuração intrínseca em cada caso, comprovando a influência do aditivo no tratamento.

Tabela 19 - Remoção de MP em permeados bruto e tratado da ETP Muribeca

Amostras	G = FRL-200,(ppm=mg/L) (*)			GAD = FRL-200 (75-25), (mg/L) (**)				
	MP	Bruto	Tratado	%Rem	MP	Bruto	Tratado	%Rem
Zn	0,36	0,42	↑	-	Zn	0,410±2	0,184±1,2	95,5
Cu	0,36	0,29		19,4	Cu	0,118±4	0,013±3,2	89,0
Cd	0,07	0,15	↑	-	Cd	<0,005	<0,005	-
Pb	2,21	3,00	↑	-	Pb	<0,2	<0,2	-
Cr	-	-		-	Cr	0,216±5	0,0194±3,0	91,0
Ni	3,11	2,08		33,1	Ni	0,328±6	0,108±2	67,1
Hg	-	-		-	Hg ⁽⁺⁾	0,421±0,040	0,491±0,010	-

(*) = LAMSA-UFPE (2006); (**) = UCA-Espanha (2007) (+) = ppb

De certo, considerando o percolado bruto um líquido altamente recalcitrante, o processo de georremediação GAD foi efetivo em retirar MP. O percentual de remoção variou de 67,1% a 95,5% de espécies metálicas perigosas no chorume bruto (Tabela 19). Há que se destacar, entretanto, que o tratamento com a caulinita não destrói os metais, mas possibilita uma mudança de fase (as espécies metálicas passam do estado dissolvido para fase adsorvida na fração residual sólida).

Outra flagrante constatação é que a georremediação não teve nenhum efeito no mercúrio (Hg). Esta espécie metálica passou incólume no processo, conforme atesta a Tabela 19. Esse fato pode ser explicado através dos estudos de Viraghavam e Kapoor (1994) que investigaram o efeito do pH na adsorção do mercúrio presente em um efluente industrial pela bentonita (alta CTC), uma esmectiva, na forma sódica. De acordo com essa pesquisa, observou-se a adsorção do Hg numa faixa de pH de 2 a 7,5, sendo que a taxa máxima de remoção ocorreu na faixa de pH entre 3,0 e 3,5, enquanto que para valores acima de 6,5 foi observada a precipitação do Hg no meio reacional (Viraghavam e Kapoor, *op. cit.*).

Tal constatação dá subsídios para afirmar que nas condições do experimento realmente não seria possível obter uma remoção de mercúrio, uma vez que o argilomineral utilizado (caulinita) tem baixa CTC, e ainda o pH da solução era bastante alcalino (pH na faixa de 11 a 12). De acordo com a Tabela 19 observa-se que houve até um pequeno acréscimo da concentração de Hg. Supostamente esse aumento pode ser atribuído a qualquer fonte de contaminação desconhecida no laboratório ou na análise.

7.2.7 – Adsorção da MO pelo *blend* caulínico

A Tabela 20 apresenta os resultados da análise elementar CNHS (Carbono, Nitrogênio, Hidrogênio e Enxofre) realizados em três amostras sólidas: duas alíquotas recuperadas do processo de georremediação (G e GAD) e uma do agente depurante (CC) utilizado no tratamento. O objetivo dessa análise era comprovar tecnicamente (ou não) a influência do *blend* caulínico (com e sem aditivo) na remoção da MO, previamente verificada pela drástica redução de cor e turbidez nos testes empíricos de evidência.

Tabela 20 - Análise de CNHS do *blend* caulínico e dos LMIX's (sem e com aditivo)

Amostras	C (%)	N(%)	H(%)	S(%)
LMIX-200	0,83	0	1,65	0
LMIX-200 (75-25)	2,91	0	1,40	0
CC	0,62	0	1,61	0

Fonte: DEF/UFPE, 2007

Observa-se na Tabela 20 que o percentual de carbono adsorvido (acrécimo) na fração residual sólida do LMIX-200 e LMIX-200(75-25) em relação ao *blend* caulínico puro (CC) foi de 34% e 369,21%, respectivamente. Tal constatação confirma o poder de depuração da caulinita na remoção da MO, cuja eficiência aumenta drasticamente com a adição de um coagulante (cal hidratada).

7.2.8 - Redução de volume da fração líquida bruta

Nas tecnologias de filtração em membranas, a vazão afluyente é separada em dois fluxos distintos, denominados de **permeado** e **concentrado**. O permeado (aqui denominado FRL) é a alíquota passante na membrana (papel de filtro 90), enquanto que o concentrado (batizado de LMIX) é a parcela de sólidos que ficam nela retidos. Apesar de aparentemente simples, esse processo é complexo porque envolve uma série de interações biogeoquímicas: perda de carga da membrana associada à sua colmatação (entupimento), porosidade, concentração de sólidos suspensos, turbidez, tempo de mistura, mecanismos de transporte (adesão, adsorção, sedimentação, entre outros); além do tipo, tamanho e distribuição das partículas minerais, e ainda a presença de microrganismos, etc. Em se tratando de uma mistura contendo argilominerais (soluto) e “chorume” (solvente), este último formado por uma diversidade de cátions e ânions, a atuação de forças geoquímicas é mais intensa, podendo até haver penetração maior ou menor de água na estrutura cristalográfica, dependendo da sua tendência à hidratação e energia de interação entre as lamelas (Stumm, 1992). Apesar de todas essas possibilidades pode-se afirmar, com razoável segurança, que o *blend* depurante CC 75-25 empregado no processo GAD foi o grande responsável pela redução drástica da coloração do efluente e pela redução volumétrica da fração líquida bruta, sendo parte deste volume alocado para fração residual sólida - LMIX (vide Tabela 21).

Tabela 21 - Percentual de redução de volume da fração líquida bruta

Amostra Unitária (1L)	V _{ib} (L)	Ab (LMIX + Filtro) (mL)	R _v (%)
CB	1	desprezível	0
FRL-100	1,25	250	20,00
FRL-200	1,67	670	40,12
FRL-400	3,33	2.330	69,97
FRL-100 (75-25)	1,12	120	10,00
FRL-200 (75-25)*	1,50	500	33,30
FRL-400 (75-25)	2,99	1.990	66,55

Nota*: CB = Chorume Bruto; V_{ib} = Volume inicial do percolado bruto; R_v = Percentual de redução de volume
Ab (LMIX + Filtro) = Líquido absorvido pelo concentrado

Os resultados apresentados na Tabela 21 mostram que para se obter 1L de chorume tratado pelo processo GAD, FRL-200 (75-25), são necessários 1,50 L de chorume bruto (solvente) na polpa. Isso representa 33,3% de redução da fração líquida bruta gerada (percolado), o qual deixaria de ser descartada no corpo receptor.

7.3- PROCESSO DE OXIDAÇÃO ÚMIDA (WAO)

7.3.1- Objetivos específicos e condições operacionais dos experimentos

Os experimentos do processo WAO tiveram como objetivo encontrar uma condição operacional “ótima” para uma máxima oxidação possível das substâncias orgânicas e inorgânicas dissolvidas no chorume bruto (*input*). Foram realizados 10 testes (Tabela 22), cada um envolvendo a análise dos seguintes parâmetros: evolução do reator (alimentação, aquecimento, reação, resfriamento, separação de fases líquido-gás), DQO e pH (efluentes bruto e tratado), composição da fase gasosa (H_2 , CO_2 , O_2 , N_2 e CH_4), e algumas espécies metálicas no experimento mais eficiente (Zn, Cu, Cd, Pb, Cr, Ni e Hg).

Tabela 22 - Condições operacionais e resultados dos testes nos experimentos de WAO

Prova	Po (bar)	T (°C)	P (bar)	V inic. (ml)	Coef. exc*	DQOo (mgO ₂ /L)	v agit (rpm)	Tempo reac (h)
Lix-1	70	150	105	100	15,9	2393	450	2
Lix-2	60	200	115	100	13,5	2393	450	2
Lix-3	50	250	142	100	11,5	2393	450	2
Lix-4	30	300	115	100	7	2393	450	2
Lix-5	15	325	139	100	4,7	2111	450	2
Lix-6	15	340	175	100	4,35	-	450	2
Lix-7	50	250	105	100	10,6	2902,4	450	2
Lix-8	35	300	140	85	10,1	2731,8	450	2
Lix-10	23	325	152	70	8,4	2253,2	450	2

Prova	C(%), H ₂ **	C(%), CO ₂ **	C(%), O ₂ **	C(%), N ₂ **	Vf (ml)	pH inic.	pH	DQOf	%elim DQO
Lix-1	-	2,75	16,9	80,3	97	-	-	-	-
Lix-2	-	5,83	13,64	80,53	99,3	8,26	7,36	2559	(-)
Lix-3	-	7,59	11,12	81,28	97,2	8,26	7,42	1838	23,17
Lix-4	-	3,12	16,79	80,09	98,5	8,26	7,69	762	68,2
Lix-5	0,87	2,58	16,67	79,88	97,3	8,26	8,18	720	65,85
Lix-6	1,62	4,06	15,96	78,56	91,3	8,26	7,96	-	-
Lix-7	-	2,19	18,9	78,89	76	8,33	8,18	2605	10,24
Lix-8	-	1,62	18,79	79,59	80,8	8,33	8,08	1127	59
Lix-10	-	1,8	18,65	79,55	67,5	8,86	8,41	505,5	77,57

Cont. Tabela 22: (*) Ver anexo , (**) Ver cromatogramas de gases em anexo

Onde:

P_o = pressão inicial (bar)

T = temperatura (°C)

Vf = volume final da amostra (mL)

DQO_o = DQO inicial (mgO₂/L)

v agit. = velocidade de agitação

pH inic = pH inicial da amostra

C(%) de H₂ = concentração de H₂

C(%) de O₂ = concentração de O₂

% elim DQO = % remoção DQO

P = pressão final (bar)

V inic = volume inicial da amostra (mL)

Coef. exc. = coef. de excesso de O₂

DQOf = DQO final (mgO₂/L)

Tempo reac = tempo de reação (h)

pH final = pH final da amostra

C(%) de CO₂ = concentração de CO₂

C(%) de N₂ = concentração de N₂

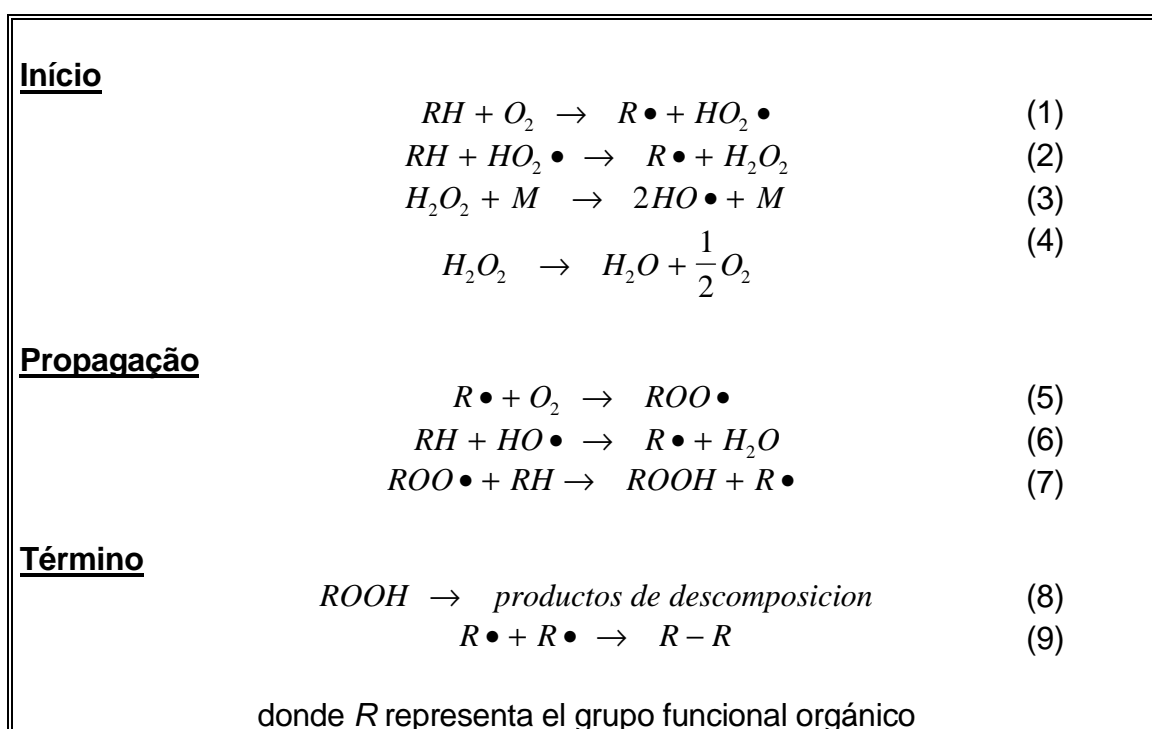
7.3.2- Produto oxidante nos testes

O agente oxidante empregado nos testes foi o “ar sintético”, em proporções variadas, dependendo das condições operacionais estabelecidas (vide Tabela 22, Coef. exc.). Na WAO as reações dos compostos orgânicos com oxigênio molecular parecem ter lugar através de um mecanismo de **radicais livres**, que se formam através das reações (1) e (2) no início do processo.

Como se pode observar na Tabela 23, os radicais livres se formam através das **reações de iniciação**, (1) e (2), em que o oxigênio (agente ativador) reage com os grupos C-H formando o peróxido de hidrogênio (oxidante). O produto da reação (2) que é o peróxido de hidrogênio, posteriormente se decompõe pela ação de uma espécie homogênea ou heterogênea (M), gerando radicais hidroxila (3), ou por ação térmica, o que passa a ser dominante em temperaturas da oxidação úmida (4).

As **reações de propagação** começam quando o $R\bullet$ se forma e reage rapidamente com o oxigênio para formar um radical peróxido orgânico (5). A espécie $ROO\bullet$ (radical peróxido) retira um átomo de hidrogênio do composto orgânico, dando lugar a um hidroperóxido orgânico (7), $ROOH$. O radical hidroxila tem um papel importante nas reações de oxidação, pois este tem uma grande afinidade eletrônica, e reage de forma não seletiva com a maioria dos compostos orgânicos com grande velocidade (Portela, 2006).

Tabela 23 - Mecanismo de reação comumente aceito para auto-oxidação de compostos orgânicos com o oxigênio (Portela, 2006).



Posto que os hidroperóxidos orgânicos formados são relativamente instáveis, nas **reações finais (terminación)** ocorre a formação de produtos intermediários (ácido acético, fórmico, entre outros), que finalmente serão convertidos em dióxido de carbono e água, resultantes do processo de oxidação úmida (8) (Portela, *op. cit.*).

7.3.3- Diagrama de fluxo do processo WAO

Alguns elementos do esquema básico com as etapas do processo e componentes fundamentais de um sistema de oxidação hidrotérmica (Figura 36), operando em condições subcríticas (**WAO**) e supercríticas (**OASC**), podem variar

dependendo das características do resíduo a tratar e os objetivos específicos de cada tratamento. Devido à natureza corrosiva do meio da reação e a presença de MP em muitos resíduos, em especial em chorumes, o *vertido* (FRL ou efluente tratado) costuma conter traços de: Cr, Ni, Zn, Pb, Hg, etc. Além disso, esse *vertido* pode conter ácido acético, produto intermediário formado durante as reações de oxidação, muito resistente ao processo WAO. Portanto, pode ser necessária uma etapa de tratamento complementar (polimento) por intercâmbio iônico (troca iônica), adsorção seletiva e/ou lagoa de estabilização, particularmente quando se pretende obter um efluente tratado de alta qualidade.

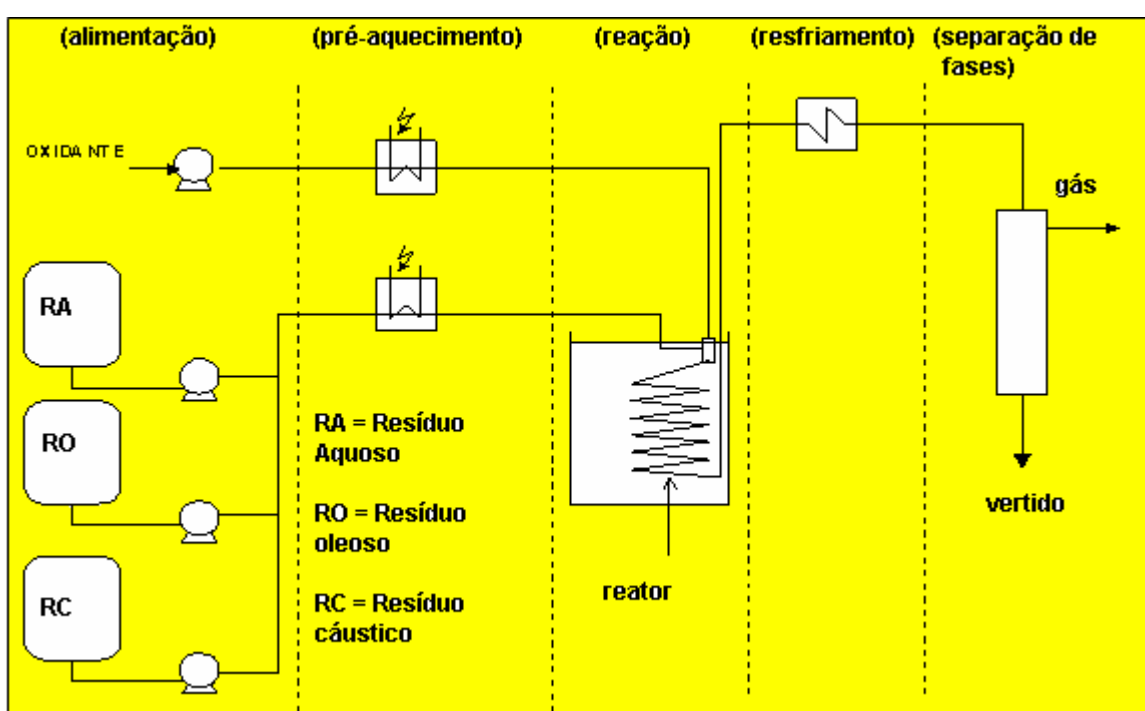
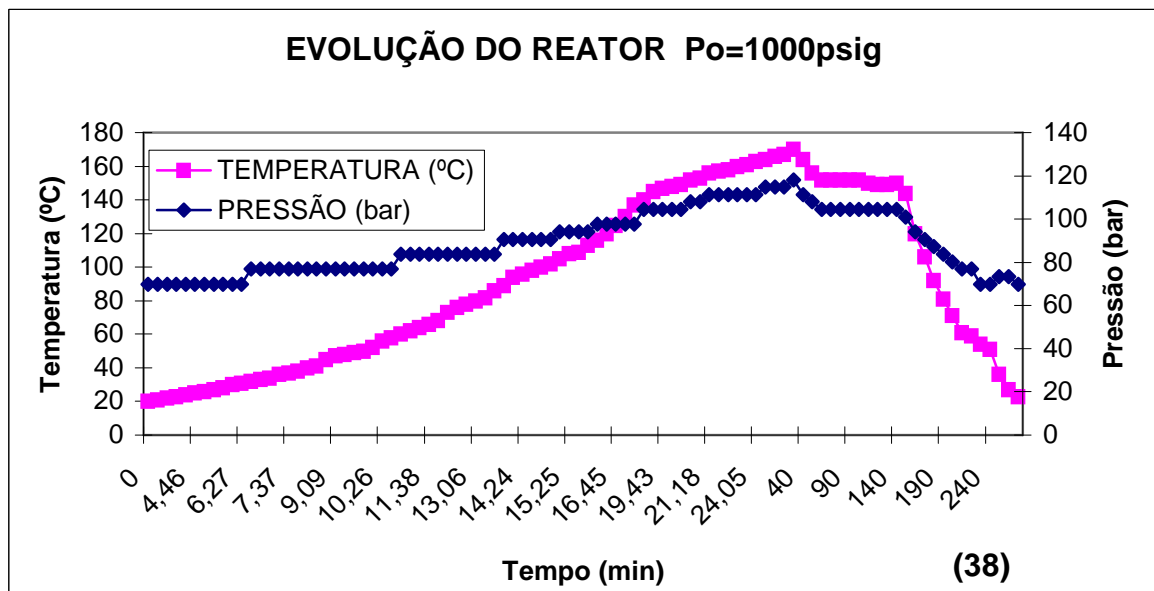
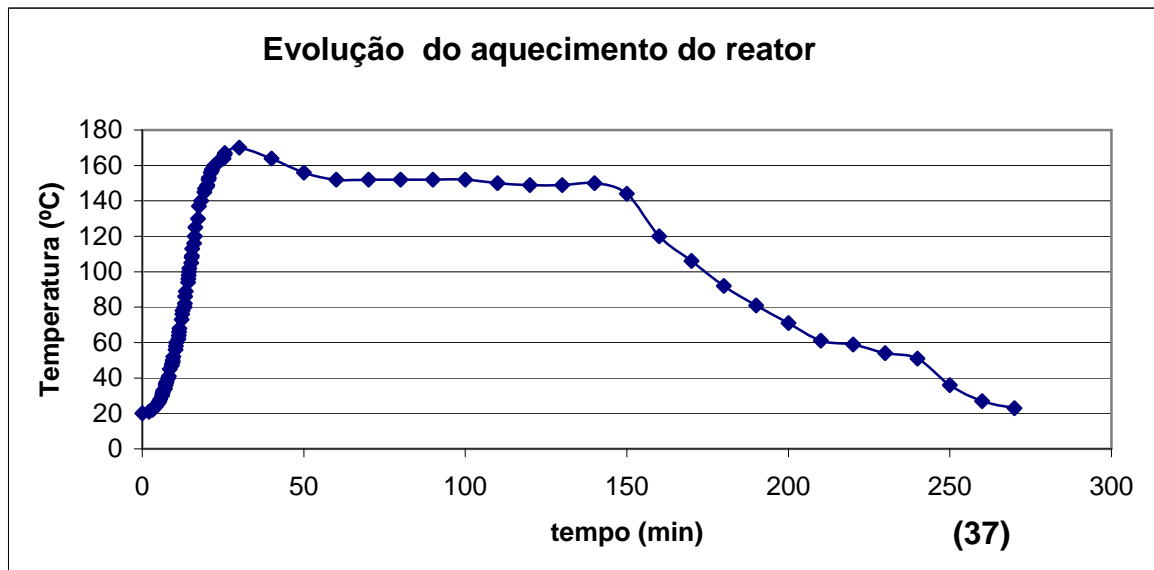


Figura 36 - Fluxograma operacional dos processos WAO e OASC (Portela, 2006)

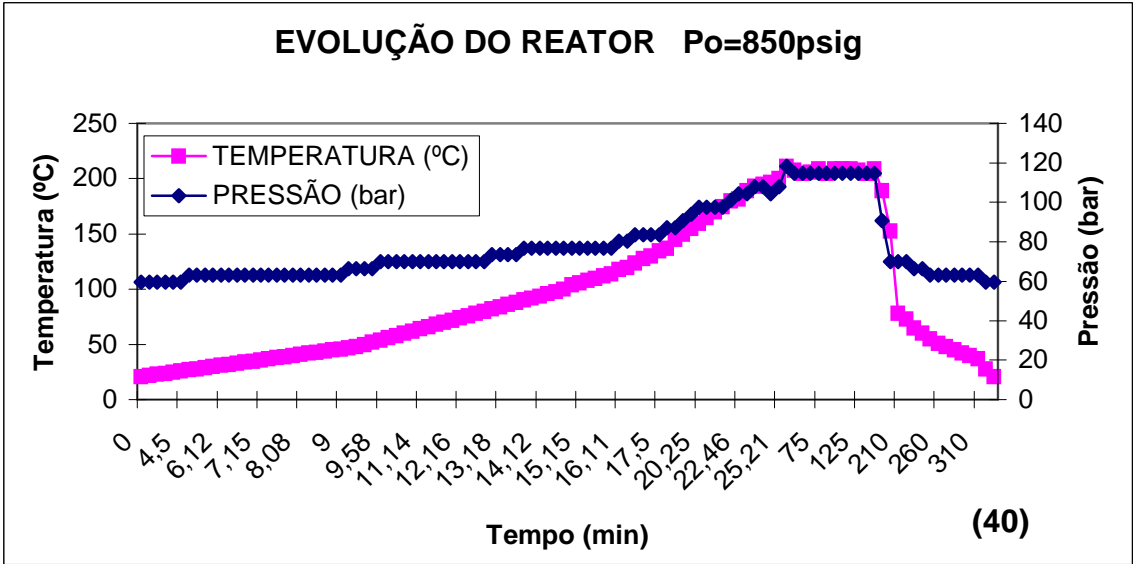
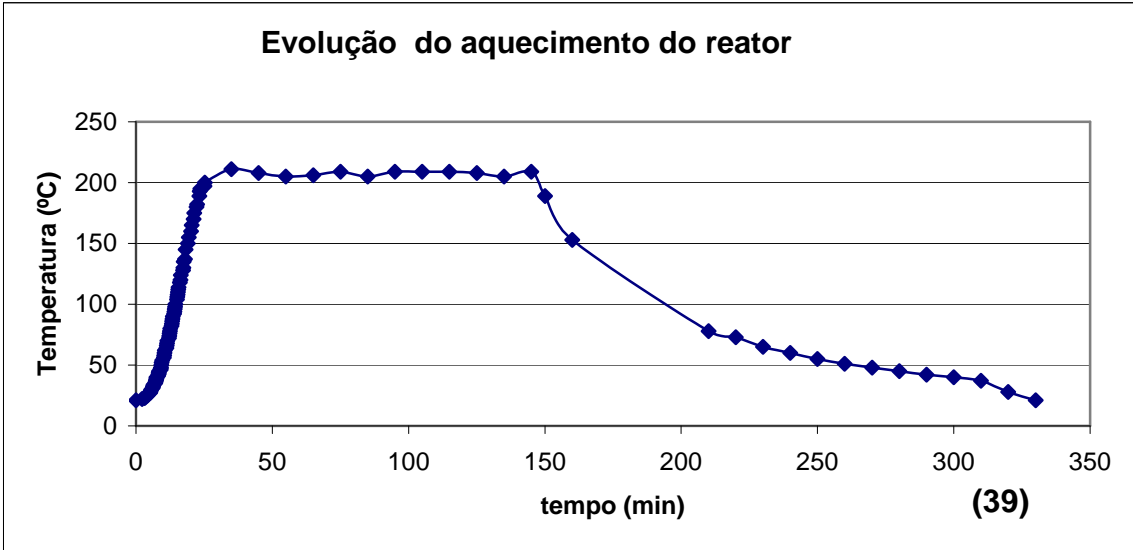
7.3.4- Evolução e desempenho do reator WAO nos testes

Os rendimentos definidos nos experimentos permitiram determinar as melhores condições para tratamento do chorume da ETP-Muribeca. Os gráficos a seguir discriminados mostram a evolução e desempenho do reator nesses experimentos (ver medições em anexo): Lix-1 (Figuras 37 e 38), Lix-2 (Figuras 39 e 40), Lix-3 (Figuras 41 e 42), Lix-4 (Figuras 43 e 44), Lix-5 (Figuras 45 e 46), Lix-6 (Figuras 47 e 48), Lix-7 (Figuras 49 e 50), Lix-8 (Figuras 51 e 52), Lix-10 (Figuras 53 e 54).

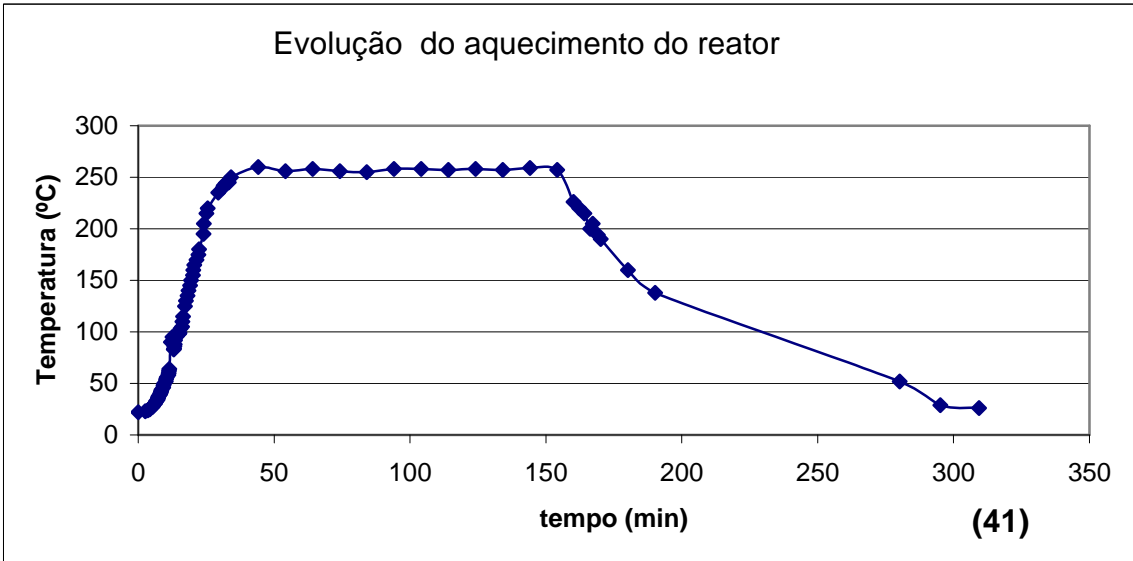
Em todos os experimentos observou-se um comportamento idêntico entre as curvas da temperatura e o tempo de operação. De um modo geral, verificou-se que o tempo médio de pré-aquecimento foi de 40 minutos, a partir do qual a temperatura atingia o seu ponto máximo (padrão) e permanecia constante ao longo das duas horas dos testes, assumindo posteriormente um comportamento decrescente, que caracteriza a fase de resfriamento do equipamento.

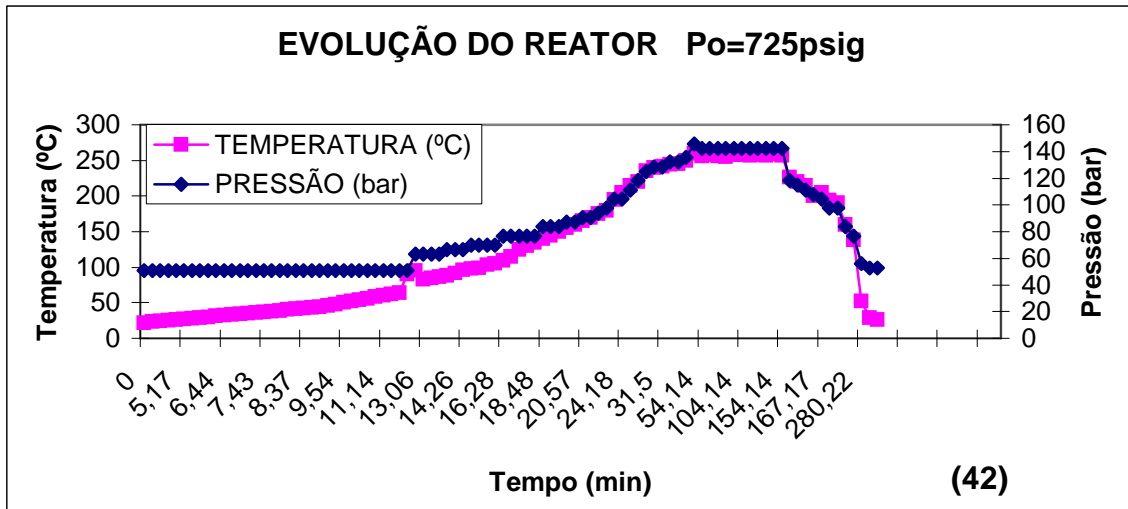


Figuras 37 e 38 - Resultados obtidos no experimento Lix-1

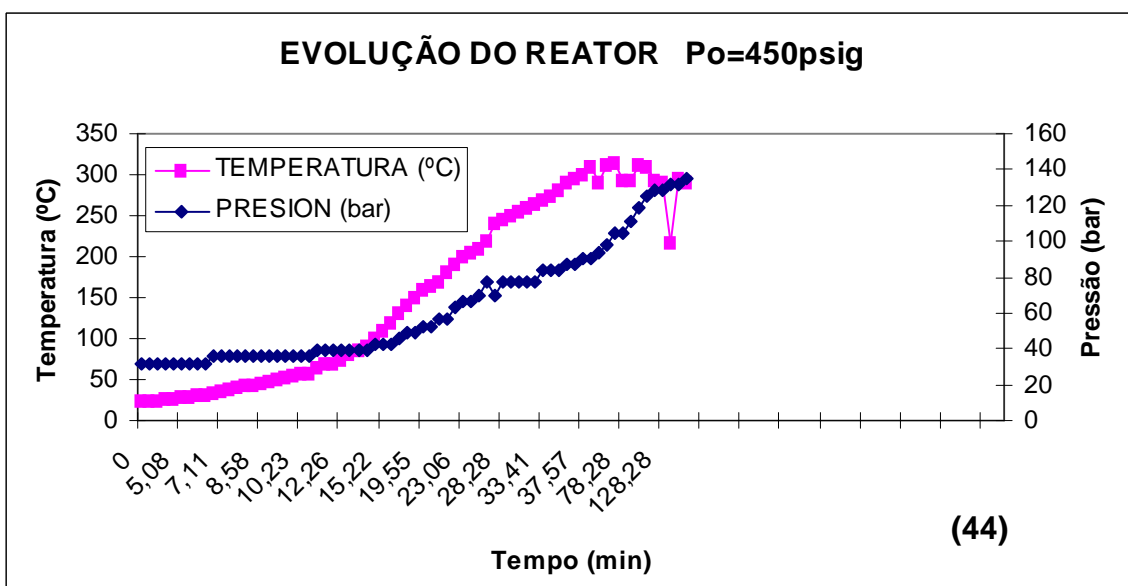
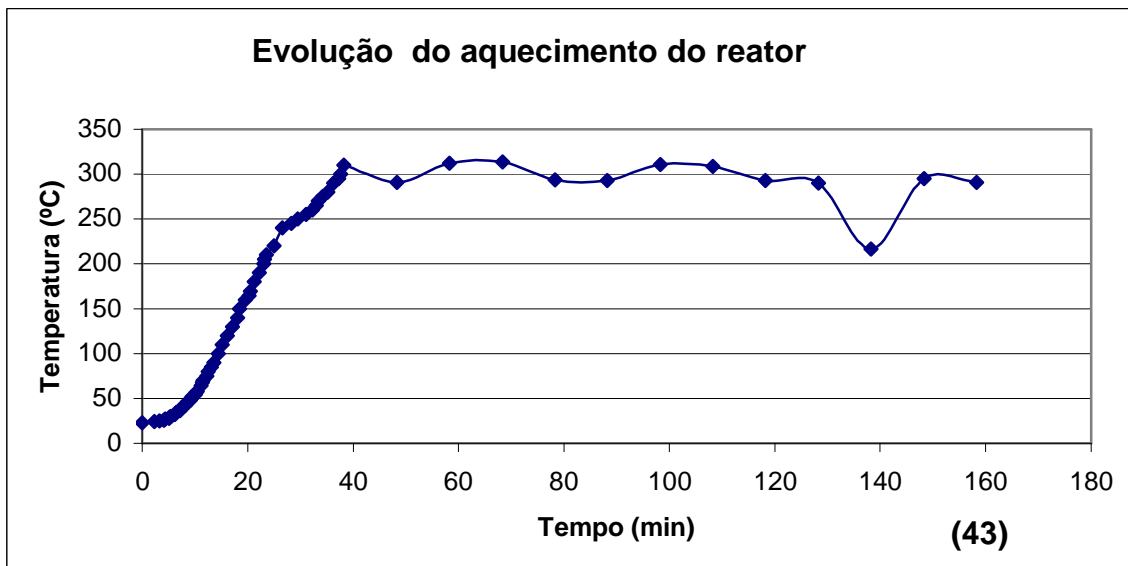


Figuras 39 e 40 - Resultados obtidos no experimento Lix-2

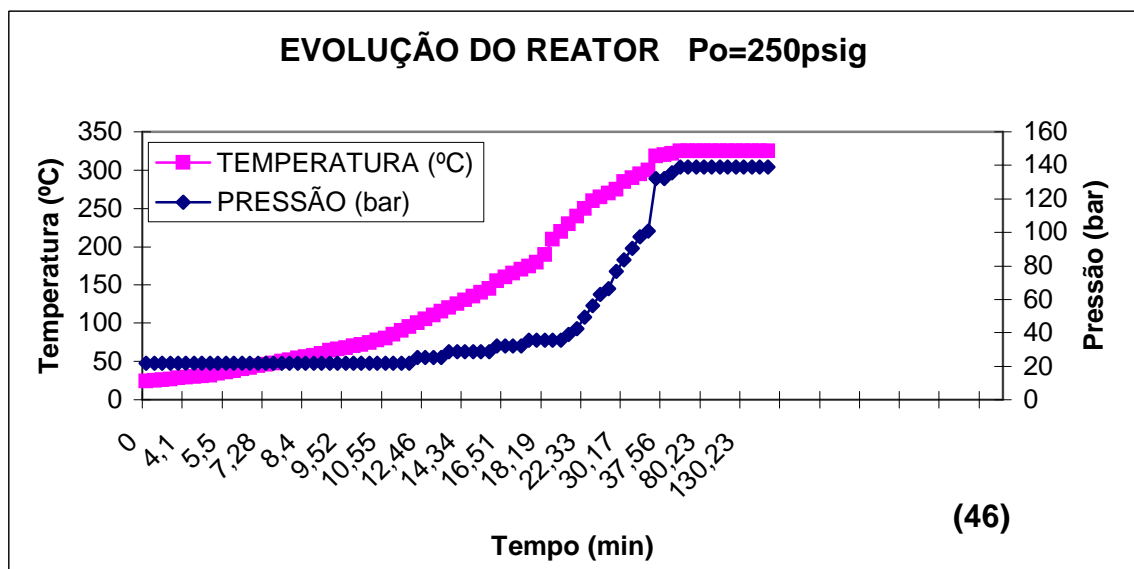
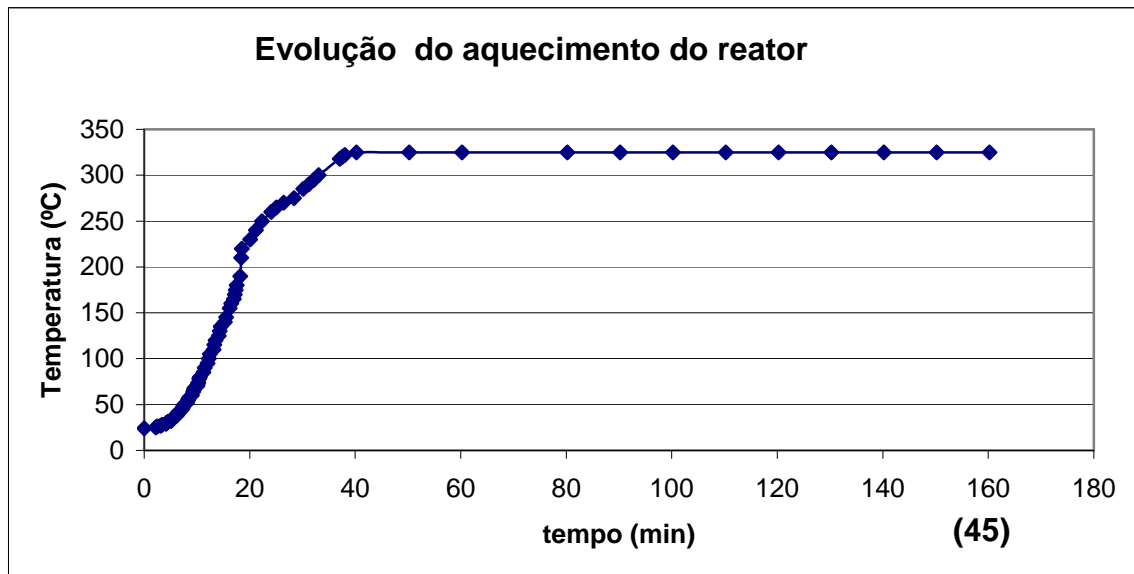




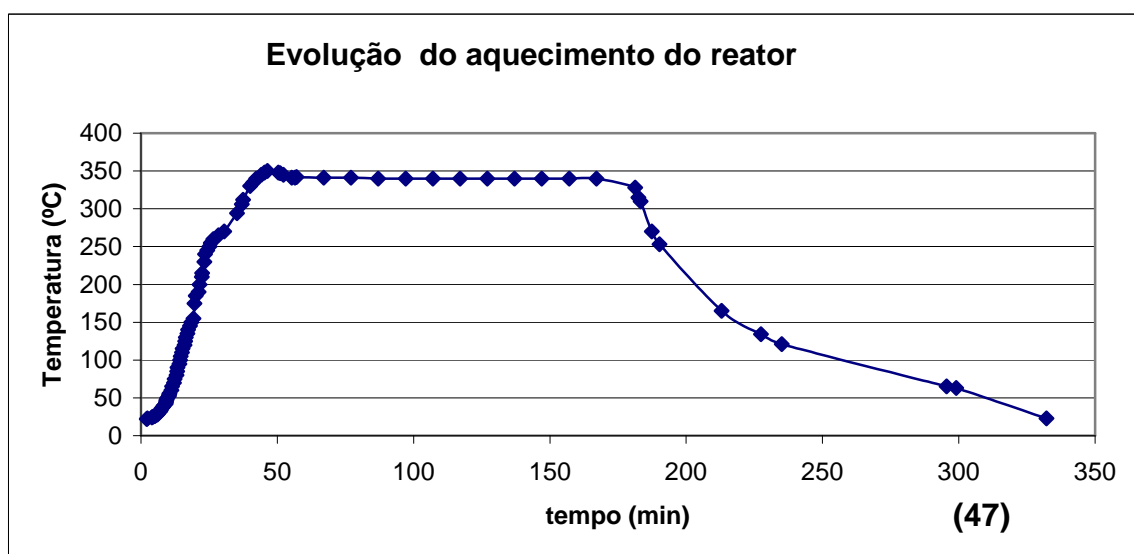
Figuras 41 e 42 - Resultados obtidos no experimento Lix-3

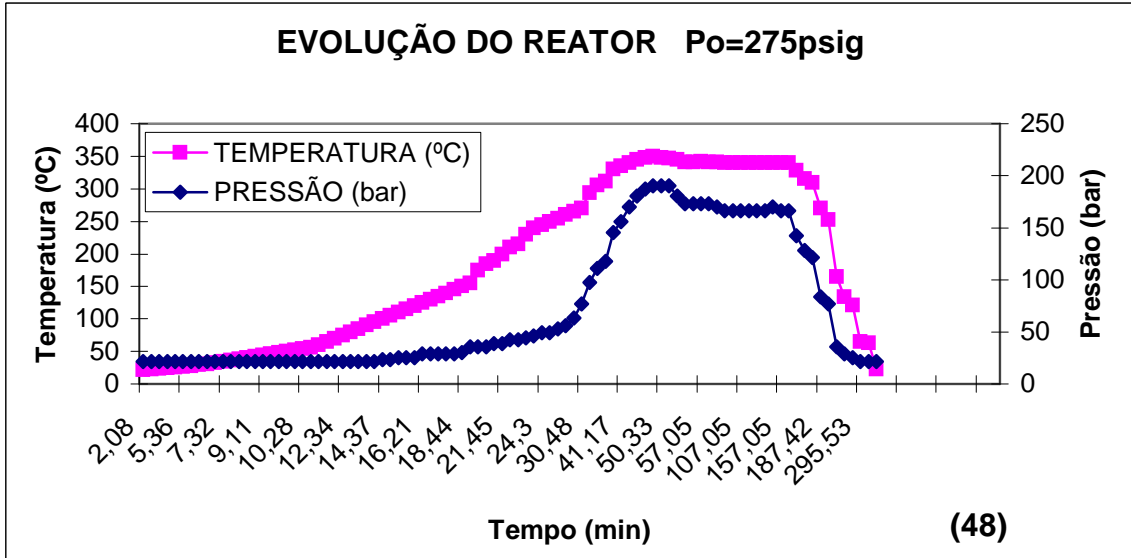


Figuras 43 e 44 - Resultados obtidos no experimento Lix-4

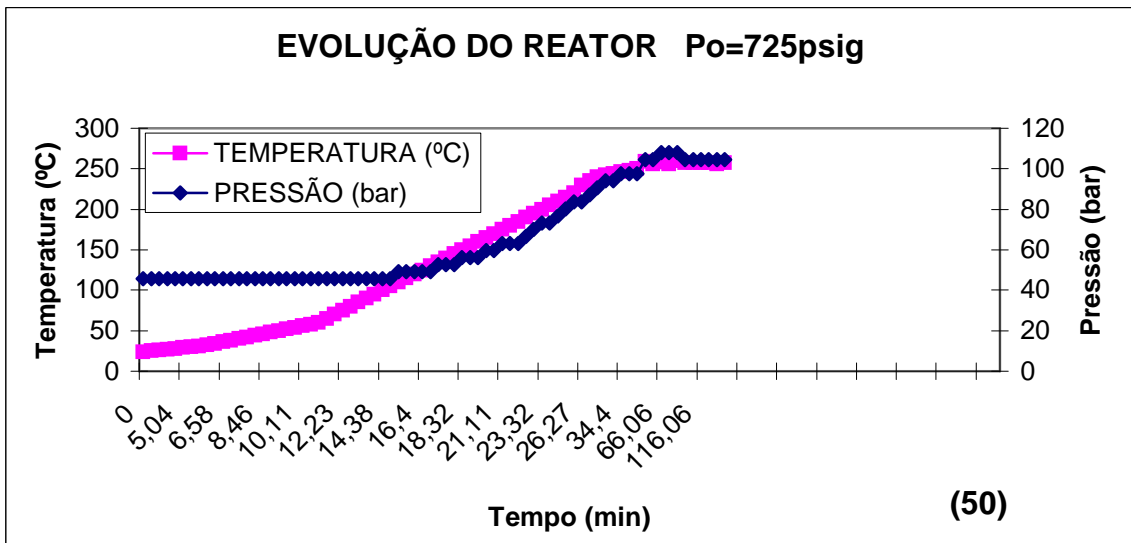
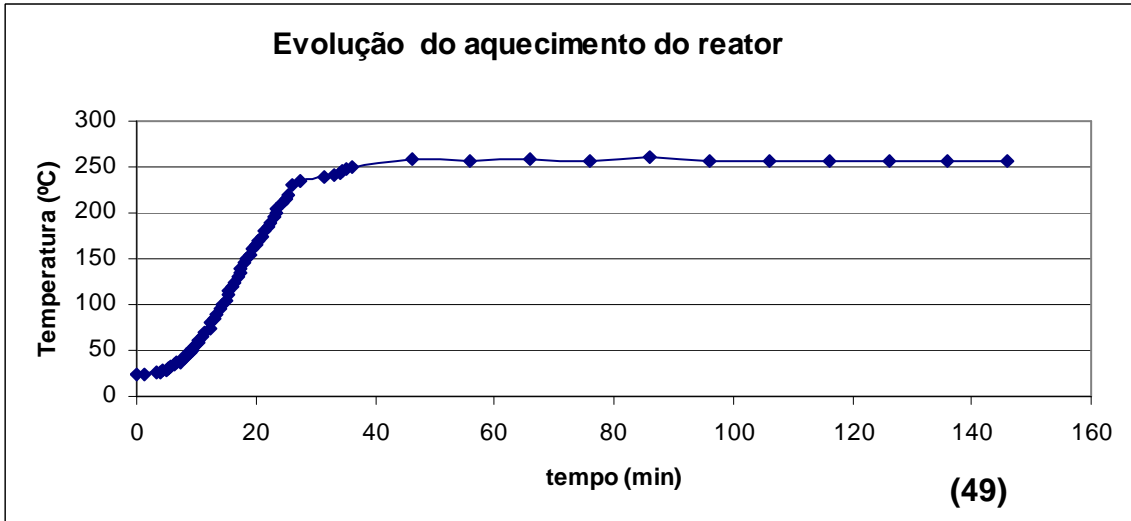


Figuras 45 e 46 - Resultados obtidos no experimento Lix-5

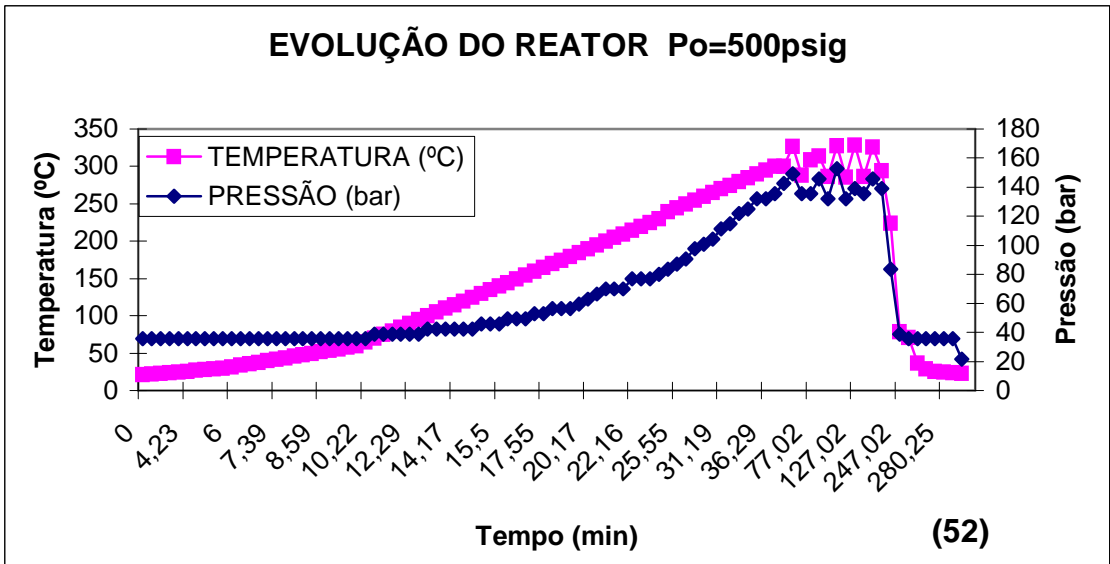
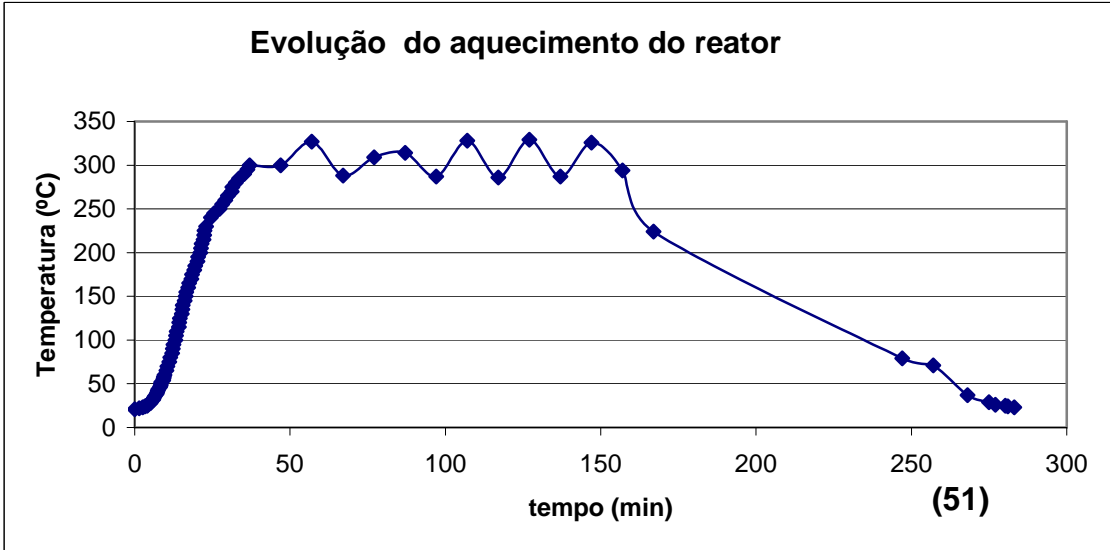




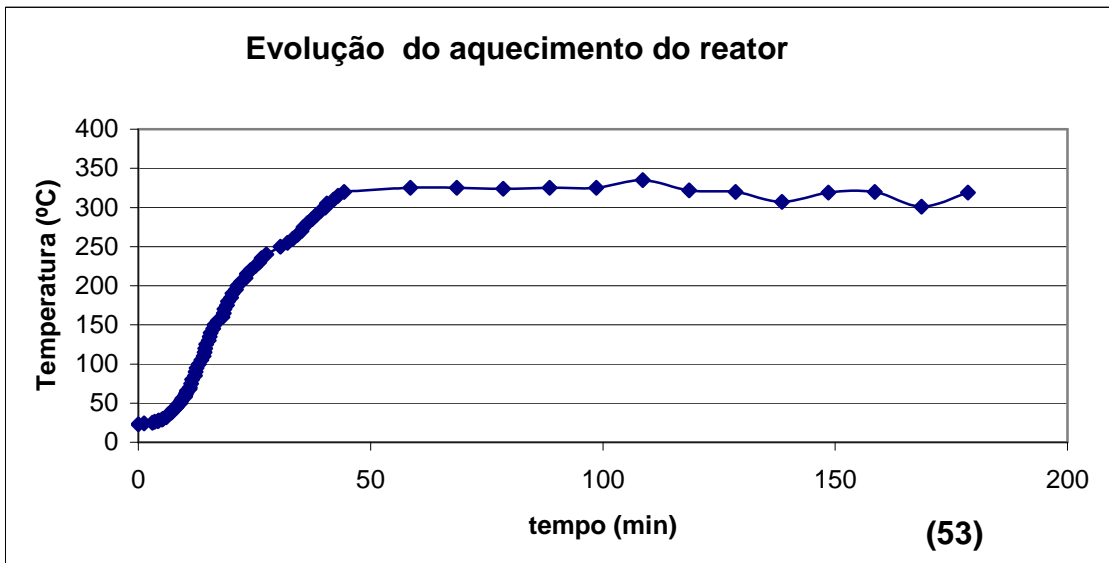
Figuras 47 e 48 - Resultados obtidos no experimento Lix-6

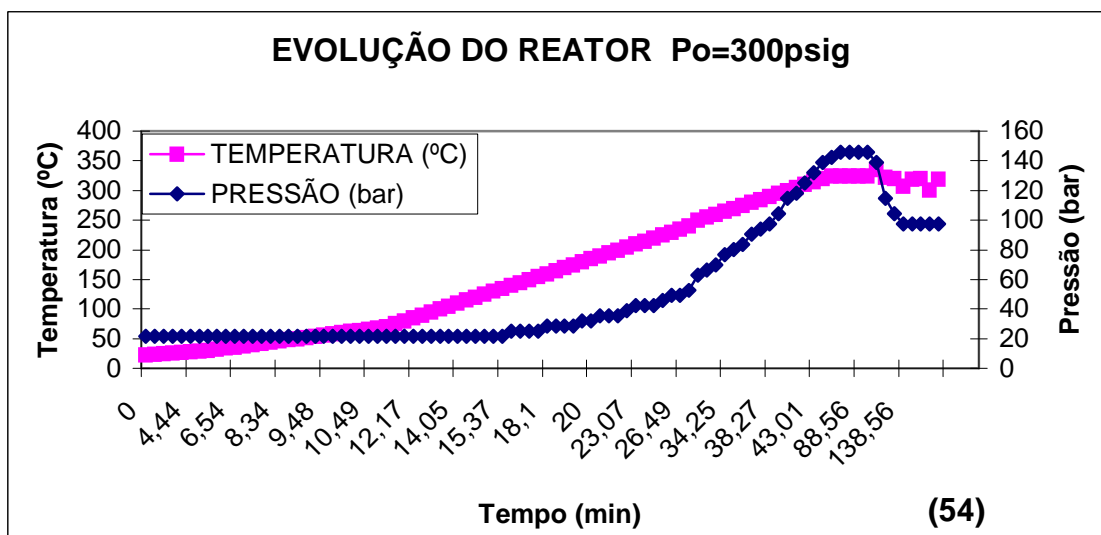


Figuras 49 e 50 - Resultados obtidos no experimento Lix-7



Figuras 51 e 52 - Resultados obtidos no experimento Lix-8





Figuras 53 e 54 - Resultados obtidos no experimento Lix-10

Os gráficos operacionais permitem identificar que em todos os experimentos a pressão no reator permaneceu constante até aproximadamente 20 minutos de operação, tomando, a partir daí, um comportamento ascendente acompanhando a evolução da curva de temperatura. Durante as duas horas de funcionamento com a temperatura padrão constante, a curva de pressão manteve um traçado similar ao da temperatura.

É importante destacar o comportamento das curvas de pressão e temperatura nos experimentos Lix-4 (Figuras 43 e 44) e Lix-5 (Figuras 45 e 46), onde se observou um traçado muito semelhante. Justamente nesses dois experimentos foram observadas as melhores reduções de cor e turbidez para as amostras (Figura 55), bem como uma satisfatória eliminação da DQO, a partir de um mesmo volume inicial (100mL).

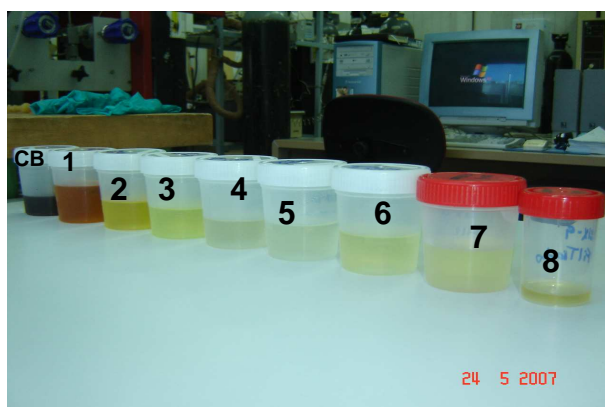


Figura 55 – Vertidos do reator WAO

Os *vertidos* com melhores performances na eliminação de DQO (Figura 56) em função da faixa de temperatura testada foram: Lix-3 (23,17%); Lix-4 (68,2%) e Lix-10 (77,57%). Este último experimento obteve uma boa redução de DQO a partir da redução do volume e pressão inicial da amostra (vide Tabela 22), porém com aumento da temperatura. Tais resultados sugerem uma maior oxidação da MO com o aumento da velocidade da reação e densidade molecular, permitindo uma reação rápida e completa.

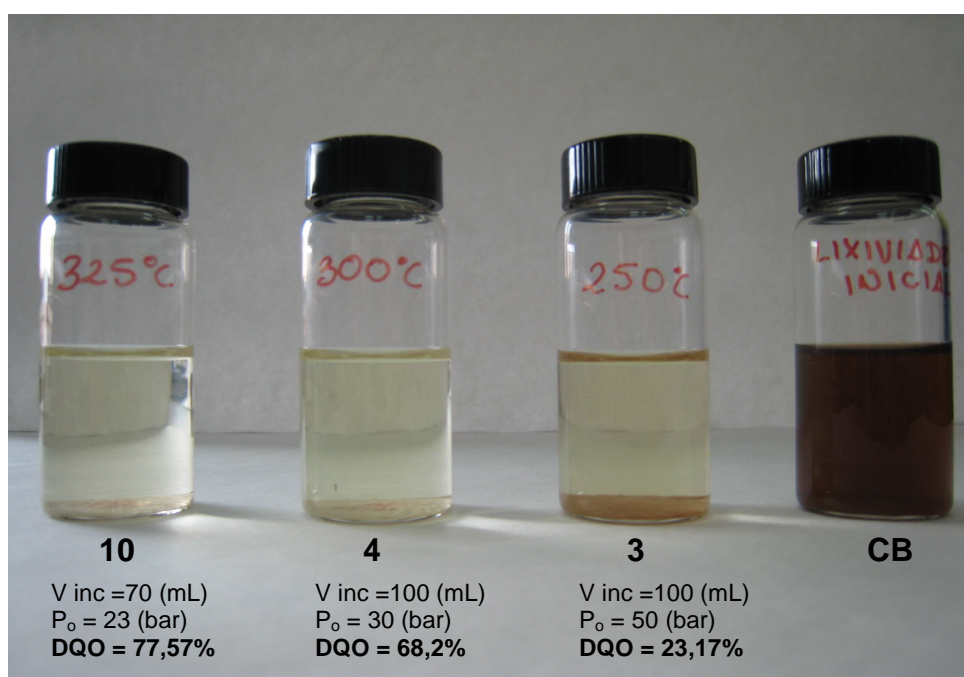


Figura 56 - *Vertidos* com melhores performances de remoção de DQO

7.3.5- Análise do pH do percolado bruto e tratado (*vertidos*)

O pH é um indicador importante da oxidação de compostos orgânicos e inorgânicos do reator, exercendo grande influência na taxa de oxidação e descoloração do líquido via oxidação úmida. Muitas reações dependem desse parâmetro, especialmente em condições fortemente alcalinas: a precipitação química de MP, a oxidação química de cianeto, e o arraste de amônia convertida à forma gasosa. A redução do cromo hexavalente à forma trivalente, a oxidação química de fenóis, e a quebra de emulsões oleosas, ocorrem em pH baixos. O comportamento do pH nos experimentos manteve-se no domínio de levemente alcalino a alcalino (vide Tabela 22) e, em geral, abaixo do valor apresentado pelo chorume bruto.

7.3.6 – Análise dos MP provenientes do processo WAO

A Tabela 24 mostra os valores da concentração de algumas espécies metálicas (Cu, Zn, Pb, Ni, Cd, Cr e Hg) resultantes do processo WAO no chorume bruto (CB). Os resultados foram obtidos a partir do valor médio de três medidas instrumentais (espectrometro de emissão atômica de plasma, IPC-MS) do *vertido* Lix-4 ± seu desvio padrão (UCA-España, 2007).

Tabela 24 - Concentração de MP no *vertido* (Lix-4) do processo WAO

Amostras	ICuI µg/Kg	IZnI µg/Kg	IPbI µg/Kg	INiI µg/Kg	ICdI µg/Kg	ICrI µg/Kg	IHgI µg/Kg
CB	118±4	410±2	<200*	328±6	<5,00*	216±5	0,421±0,040
WAO	196±6	74,4±1,3	<200*	346±4	<5,00*	2960±13	4,10±0,10
Técnica	ICP-AES	ICP-AES	ICP-AES	ICP-AES	ICP-AES	ICP-AES	FI-CVAAS

Fonte: UCA (2007); (*) Valores inferiores aos correspondentes limites de detecção de cada método analítico

Como se observa na Tabela 24, os valores obtidos são muito variados e teria que se analisar por partes:

O Pb e Cd não estavam presentes no percolado bruto, e não é normal que apareçam depois do tratamento por WAO (se aparecerem seria por contaminação das amostras);

O Zn diminui de 410 até 74,4 e já que a oxidação não destrói os elementos senão que levá-los-ia às suas formas oxidadas, este fato pode ter ocorrido se houve formação de algum óxido de Zn que seja insolúvel na água, ou que tenha ficado aderido às paredes do reator, ou de qualquer recipiente com que a amostra tenha entrado em contacto;

O Cu e o Ni aumentaram ligeiramente, o que poderia ter sido o fato que a parte da água tenha se evaporado durante a prova, aumentando a concentração dos compostos dissolvidos;

O Cr aumenta sua concentração mais de 10 vezes. Na oxidação hidrotérmica ocorre o fenômeno da corrosão seletiva das paredes dos reatores, de modo que parte do cromo da liga de aço pode passar à dissolução aquosa;

O Hg aumenta sua concentração. Em princípio, nenhum dos elementos do equipamento contém mercúrio, o que deve se tratar de uma contaminação desconhecida no laboratório ou na análise. Há que se ter em conta que as concentrações deste metal são extremamente baixas e bem perto dos limites de detecção, podendo qualquer perturbação ou contaminação afetar o resultado.

De toda forma, os MP que ainda persistem no *vertido* do reator, na sua forma dissolvida e/ou oxidada, deverão passar por uma unidade posterior de tratamento, posto que uma das limitações do processo WAO é a sua incapacidade para eliminar compostos refratários (MP). Nesse caso, recomenda-se a utilização da técnica convencional de precipitação química (hidróxido, sulfeto ou carbonato) como meio de remoção das espécies químicas indesejáveis.

CAPÍTULO 8

8. VIABILIDADE TÉCNICA DOS PROCESSOS GAD E WAO

8.1 - Viabilidade técnica do processo de georremediação

Como já enfatizado, os sistemas biológicos tradicionais (lodos ativados, filtros biológicos, lagoas de estabilização, etc.) costumam ser bastante utilizados no tratamento de uma variedade de efluentes, inserindo-se nesse universo os percolados de aterros de RSU. Estes métodos têm *comprovada eficiência* na depuração de *águas residuárias domésticas (esgoto)*. No entanto, deixam a desejar quando aplicados no tratamento de chorume, em função de uma série de inconvenientes já exaustivamente discutidos. Em função disso, muitos estudos têm sido realizados na tentativa de se desenvolver novas tecnologias para tratamento de lixiviados de RSU, com o intuito de minimizar o volume e os impactos resultantes do descarte desse efluente potencialmente contaminante na Natureza. Várias técnicas foram testadas ao longo das últimas décadas. Entretanto, a grande maioria dos experimentos esbarra em algum item do trinômio *eficiência, competitividade e operacionalidade*.

O processo de georremediação aditivada (GAD), proposto nesse estudo, pode oferecer opções viáveis e inovadoras para remediar os graves problemas ambientais do chorume. Sua concepção tecnológica apresenta-se como uma alternativa simples, promissora e competitiva no combate a esse tipo de contaminação antropogênica. Esse processo, tal como concebido, baseia-se na simples aplicação de um agente depurante (*blend* caulínico), aditivado com cal hidratada (coadjuvante), em proporções pré-definidas 200g (75-25), com efetiva

capacidade de reduzir a MO (dissolvida e particulada), cor e turbidez, além da concentração de algumas espécies químicas metálicas. A surpreendente eficiência de remoção da cor e turbidez, ao longo dos experimentos, atestam o bom desempenho do GAD, sobretudo considerando-se o curto tempo de residência (10-15 minutos) exigido pelo processo, particularmente quando da operação de mistura do *blend* caulínico com o percolado bruto (formação da polpa). Logo após essa etapa, a polpa passa por uma unidade de separação sólido-líquido, mediante a técnica de membrana filtrante (filtro prensa), onde o permeado (FRL) segue para uma unidade de correção do pH, enquanto o concentrado (LMIX) teria como destino uma unidade de secagem, antes de ser encaminhado para aproveitamento industrial.

De acordo com os resultados obtidos, a adição de cal hidratada possibilitou uma melhoria significativa na eficácia do tratamento do percolado-referência. Além da excelente eliminação de MP perigosos (faixa de 67-95%), DBO (87%), DQO (54%), óleos e graxas (70,4%), amônia (94,3%), redução volumétrica do percolado bruto de 33,3% (descarte), e remoção da fração supracoloidal do chorume bruto (>95%), a aplicação do aditivo possibilitou remover substancialmente a cor e turbidez, o que favorece o tratamento complementar (polimento) do percolado pelos processos biológicos convencionais existentes (lagoa de estabilização, por exemplo), concedendo uma excelente qualidade ao efluente tratado.

8.1.1 - Equipamentos básicos necessários para operação do processo GAD

É importante destacar que todo o fluxograma do processo poderá ser executado por equipamentos disponíveis no mercado brasileiro. Essa viabilidade operacional e reduzido tempo de processamento é um diferencial bastante atrativo do método em relação às outras tecnologias.

8.1.2 – Formação da polpa (*Mixer industrial*)

O *mixer* é a unidade do fluxograma de tratamento responsável pela formação da polpa (fluido semi-viscoso). Esta unidade nada mais é que um tanque-reservatório (ou lagoa) criteriosamente dimensionado(a) para receber uma

determinada vazão de percolado bruto (a ser tratado) e uma certa quantidade de *blend* caulínico aditivado, os quais serão submetidos a uma rápida e intensa energia de mistura, proporcionada por potentes agitadores com haste e hélice, num tempo de aproximadamente 10-15 minutos (Figura 57).

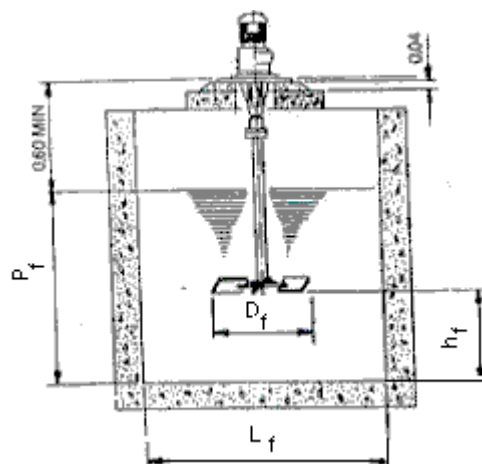


Figura 57 - Esboço de um *mixer* para formação da polpa

O procedimento de mistura na formação da polpa serve para promover uma rede de interações físico-químicas envolvendo o chorume e o *blend* aditivado, através de forças intermoleculares submetidas à atração eletrostática entre partículas do soluto e solvente (chamada de forças de Van der Waals), as quais são responsáveis pela drástica redução da MO e de algumas espécies metálicas por simples adsorção, graças à significativa fração coloidal do agente depurante.

De acordo com o desenvolvimento desta pesquisa, recomenda-se que a polpa seja a mais uniforme possível. Essa condição (mistura completa) assegura um íntimo contato das partículas coloidais do caulim com o chorume bruto, durante o processo de mistura. Desse modo, a disposição e energia do(s) agitador(es) deve ser rigorosamente estudada no projeto, a fim de se evitar a formação de zonas estagnadas no tanque e, conseqüentemente, diminuir a eficiência do processo. Ao término dessa etapa, a polpa deverá ser imediatamente bombeada para unidade de separação sólido-líquido (*filterpress*). Essa operação certamente será realizada em regime intermitente por batelada em função da capacidade de processamento do filtro prensa.

8.1.3 – Separação sólido-líquido da polpa (*Filterpress*)

O mecanismo do *filterpress* (filtro prensa) é caracterizado pelo seguinte processo de filtração (<http://www.solidliquid-separation.com/>):

1) O Filtro prensa consiste em uma cabeça e seguidor que contêm entre si um pacote de placas retangulares verticais apoiadas pelo lado ou sobre vigas. A cabeça serve como um extremo fixo na qual os tubos de alimentação e filtrado são conectados. O seguidor move-se ao longo das vigas e comprime as placas juntas durante o ciclo de filtração, através de um mecanismo hidráulico ou mecânico (Figuras 58 e 60).

2) Cada placa é revestida com um pano filtrante em ambos os lados e, uma vez apertadas lado a lado, elas formam uma série de câmaras que dependem do número de placas. As placas geralmente têm uma porta de alimentação central que atravessa toda a extensão do filtro prensa, de forma que todas as câmaras do conjunto de placas estão interconectadas e funcionam sob pressão (Figura 59).

3) Do mesmo modo, quatro aberturas de canto conectam todas as placas e coletam os filtrados mãe (FRL) e de lavagem (limpeza) em uma *descarga fechada* para saídas que são localizadas no mesmo lado que a entrada de alimentação. Alguns filtros prensa têm placas que dispõem de torneiras no seu lado mais inferior, de forma que o filtrado (FRL) fluirá em uma *descarga aberta* para uma calha e serve como *amostrador* da condição do pano filtrante, pela claridade do filtrado que atravessa cada câmara. A fração residual sólida (LMIX) ficará retida entre a série de câmaras filtrantes, sendo posteriormente expurgada por gravidade quando houver o alívio de pressão e recuo das placas (Figura 58).

4) Os Filtros prensa se aplicam melhor nas seguintes circunstâncias: a) Quando é requerido um conteúdo muito baixo de umidade, para a secagem térmica da torta ou incineração; b) Quando é requerida alta claridade do filtrado, para aplicações de polimento; c) Quando é requerida a liberação da torta auxiliada por compressão; e d) Quando grandes áreas de filtração são requeridas, num espaço limitado.

5) Os Filtros prensa são construídos para pressões operacionais de 7, 10 e 15 bar para compressão da torta, e os maiores têm placas disponíveis de 2 por 2 metros. As placas do filtro-prensa estão disponíveis em vários materiais de construção como ferro fundido, liga de alumínio, polipropileno de alta densidade e PVDF.

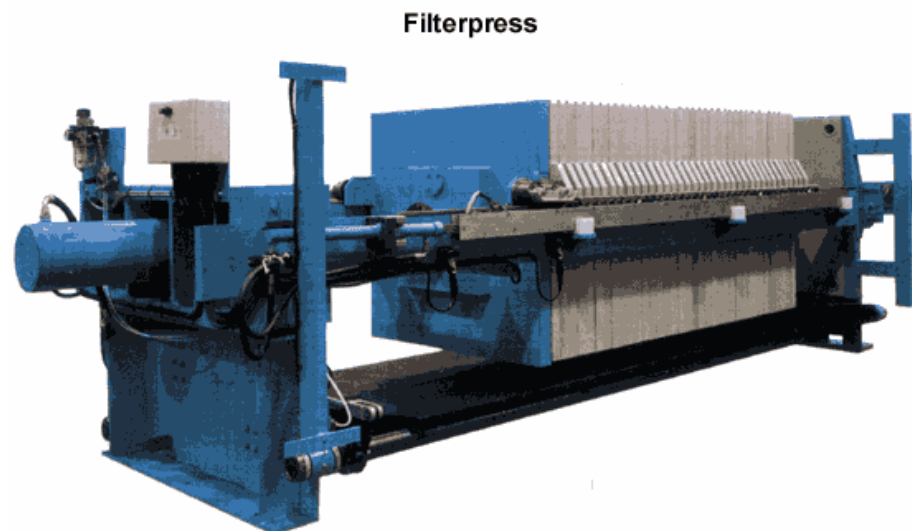


Figura 58 - Vista geral do filtro prensa

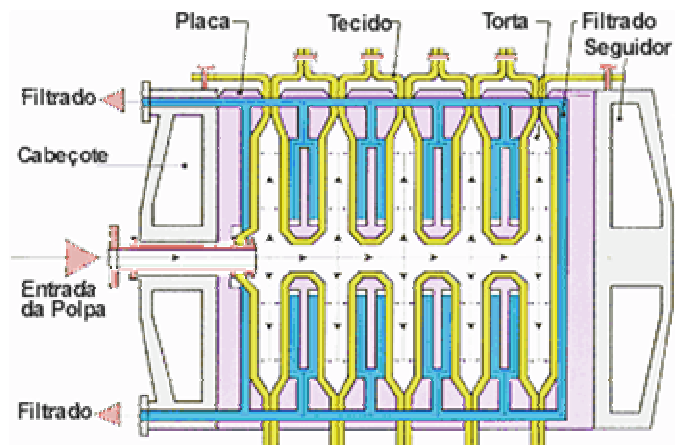


Figura 59 - Detalhes do sistema filtrante de um filtro prensa

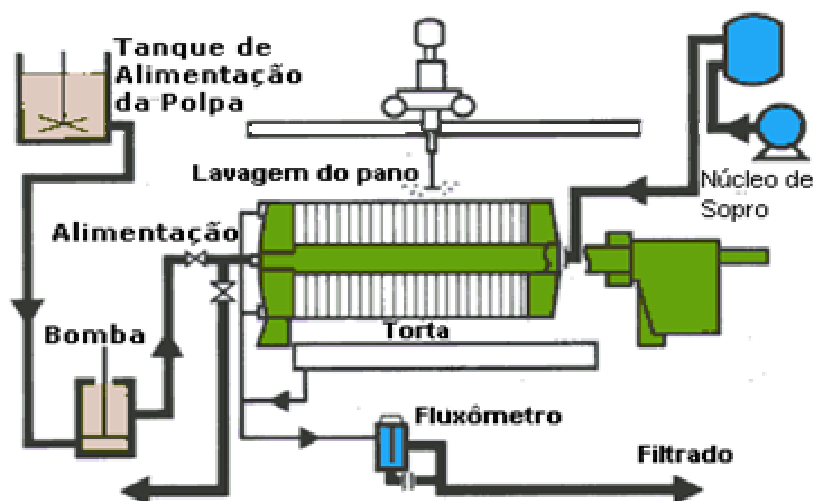


Figura 60 - Diagrama de fluxo típico de um filtro prensa

8.1.4 - Aproveitamento da fração residual sólida (LMIX)

A torta resultante do desagendamento da polpa no filtro prensa seria batizado de LMIX (*leachate mixed*), de forma semelhante ao obtido pelo filtro a vácuo (bancada). Esse material descartado do processo de filtração deverá ser encaminhado para unidade de secagem (industrial ou natural), objetivando a remoção da umidade remanescente. Recomenda-se que esse resíduo após a secagem seja enviado para indústria com uma umidade máxima em torno de 5%.

A média dos resultados (triplicatas) obtidos nos experimentos mostrou que o concentrado (LMIX) era formado basicamente de 42,4% de material sólido particulado (seco), acrescido de uma alíquota 7,1% de material sólido incorporado (fixo) extraído do chorume, e 50,5% de umidade (elevada), que era removida quase que totalmente após 3-4 dias na estufa (umidade final em torno de 5%). O alto teor de umidade remanescente no LMIX pode ser explicado pela dificuldade de realização da filtração a vácuo em bancada, na tentativa de se reproduzir o filtro prensa, quando na verdade estes equipamentos têm procedimentos, mecanismos e eficiências bem distintos. A colmatação do papel de filtro dificultava a separação sólido-líquido da polpa e aumentava drasticamente o tempo de processamento. Naturalmente, esses empecilhos serão em grande parte eliminados no filtro prensa, assegurando um teor de umidade e tempo de filtração bem reduzida, facilitando a secagem final do LMIX.

Do ponto de vista químico, o LMIX-200(75-25) era basicamente composto de aluminatos, MO e algumas espécies metálicas adsorvidas no processo GAD, conforme atestam as análises químicas da fração residual sólida em estudo “*in natura*” e calcinada, realizada e disponibilizada por uma indústria de cimento (Nassau) interessada na proposta de co-processamento desse resíduo (ver parecer em anexo). A idéia era investigar a utilização do LMIX (concentrado) como subproduto viável para aproveitamento industrial. Foi feita uma série de simulações (testes específicos) sob a responsabilidade da Indústria de Cimentos Nassau, para analisar a possibilidade de utilização desse material como substituto parcial de alguma matéria-prima para fabricação da farinha de clínquer para cimento. Além disso, também foram feitas 35 (trinta e cinco) unidades de tijolos prensados (sem queima) para uma avaliação preliminar das análises de resistência, durabilidade e absorção, com intuito de saber se este resíduo era passível de utilização na indústria da construção civil (parceria com o CEFET-CE, UnED Juazeiro do Norte).

De acordo com o parecer fornecido pela Nassau, apesar de algumas limitações, há viabilidade de uso do LMIX-200(75-25) na indústria de cimento, sendo o co-processamento uma rota de processo atrativa para destinação adequada para esse tipo de resíduo. Além de contribuir com matéria-prima industrial (grande quantidade de resíduo gerado no processo GAD), os metais pesados removidos do percolado seriam complexados (imobilizados) na farinha do cimento, ao serem submetidos a elevadas temperaturas (1.450°C).

Considerando que o maior problema do uso de resíduos altamente contaminantes em fornos de cimentos são as emissões de voláteis orgânicos, óxidos de nitrogênio, material particulado e inorgânico, é importante destacar que já existem estudos técnicos de avaliação do controle de emissões atmosféricas em fornos que utilizam o co-processamento para resíduos perigosos, assegurando sua viabilidade do ponto de vista ambiental (Murgia, 2003). Graças à implantação de tecnologias limpas, através do procedimento conhecido como “boas práticas de combustão” e uso de filtros de despoeiramento (formado de filtros de mangas ou filtros eletroestáticos), os sistemas atuais são capazes de capturar partículas de pó resultantes com eficiência de 99,9999%. Após retido, o material retorna como matéria-prima ao processo (Murgia, *op. cit.*).

Quanto ao aproveitamento do LMIX como matéria-prima para confecção de **tijolos prensados sem função estrutural**, os resultados preliminares apontam esta via como uma nova rota de pesquisa, pela possibilidade de se colocar à disposição um material de construção alternativo, em grande quantidade, destinado a habitações de interesse social via projetos de autoconstrução (mutirão), além de ser uma tecnologia limpa que dispensa calcinação .

Utilizou-se apenas um único traço da mistura cimento-solo-resíduo-água (5% cimento, 6 kg de solo, 20% LMIX_{adit} e 900mL água) nos testes preliminares, contendo uma baixa quantidade de cimento, considerado mínimo pelos especialistas da área (ver anexo). O objetivo era tão somente indicar outra rota alternativa que possibilitasse o uso desse resíduo. Os resultados obtidos nos experimentos não obedeceram a todos os itens recomendados pela ABNT NBR-10834 (1994), mas são indicativos de que é possível otimizar a qualidade dos tijolos mediante o aumento do teor de cimento. Dentre as vantagens do LMIX nessa tecnologia destacam-se a facilidade de moldagem (presença da cal) e estética dos tijolos, especialmente se estes forem envernizados (Figuras 61 e 62). Outros traços podem ser testados, variando as características do solo e seu preparo, tipo de cal do aditivo, pressão e compactação, cura, umidade e, principalmente, o teor de cimento. Novos testes podem ser direcionados nesse sentido, na tentativa de melhorar as características físicas do produto (resistência à compressão, tração e durabilidade), normatizar a segurança do processo de manipulação desse material, bem como a segurança aos usuários das edificações construídas com esses elementos construtivos. Os experimentos deverão contemplar principalmente os ensaios de resistência, durabilidade, absorção e lixiviado. Este último será imprescindível para mensurar o nível de contaminação liberado pela argamassa dos tijolos.

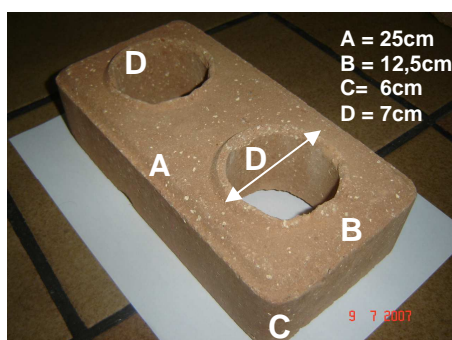


Figura 61 – Dimensões dos tijolos prensados



Figura 62 - Encaixe e montagem da alvenaria não estrutural

8.2 - Viabilidade técnica do processo de oxidação úmida (WAO)

Considerando todos os experimentos do reator WAO desenvolvidos neste estudo, a aplicação da oxidação úmida no percolado bruto (*input*) da Muribeca mostrou-se tecnicamente viável e ecologicamente adequado, especialmente no que tange a eliminação da cor, turbidez e eliminação da DQO (> 75%), mediante um tempo de reação em torno de duas horas. O processo WAO apresenta uma grande vantagem ao liberar um efluente tratado com um pH levemente alcalino (próximo de 7,0), além de uma boa qualidade microbiológica, devido às altas temperaturas a que o percolado fica submetido no reator. Evidentemente, como todo e qualquer processo, a tecnologia WAO tem suas vantagens e desvantagens, apresentando-se como mais uma técnica alternativa para tratamento de percolados de aterros sanitários de lixo urbano, dependendo do nível de qualidade que se quer imprimir ao efluente (benefício ambiental).

8.3 - Fluxogramas possíveis para tratamento de percolados (GAD e WAO)

Inequivocamente, os resultados da pesquisa representam um avanço no que concerne o sistema de tratamento convencionalmente adotado em ETP's brasileiras. Pode-se considerar a perspectiva de êxito técnico, uma vez que o processo de georremediação (GAD), bem como o processo de oxidação úmida (WAO), mostraram-se eficientes na função de provocar a degradação de parte substancial da MO que, no caso da ETP da Muribeca, tem conseguido passar incólume no tratamento via cepas bacterianas.

Além de perspectivas de uma favorável relação custo/benefício ambiental, essas metodologias, também testadas em condições de *input* (chorume bruto), revelaram uma performance compatível em termos de cor, turbidez e eliminação das substâncias recalcitrantes presentes no percolado. Pode-se considerar bastante plausível que os resultados obtidos com essas tecnologias possam permitir a adequação de novos fluxogramas que serão aqui sugeridos. Dentro da ótica de se conceber alternativas de tratamento para um dado efluente, estas propostas apresentam-se como viáveis e estarão em perfeita sintonia com as práticas adotadas em ETP's do primeiro Mundo.

No processo de georremediação proposto, o enfoque não era tão somente atingir níveis toleráveis de contaminação para o produto final a ser descartado em sistemas de drenagem, convencionados como passíveis de receber esses efluentes. O objetivo primordial era justamente o de indicar uma nova técnica eficaz para eliminar o máximo de substâncias tóxicas dos percolados provenientes de aterros, aproveitando-se os subprodutos sólidos (LMIX) e, inclusive, encontrar uma solução adequada e definitiva para a fração líquida resultante do processo (FRL), de modo que este resíduo tenha uma disposição final ecologicamente segura. Dependendo da qualidade que se quer imprimir ao efluente tratado, a oxidação úmida apresentase, também, como uma alternativa técnica viável, sobretudo para tratamento de percolados mais concentrados em contaminantes.

A flagrante constatação da viabilidade técnica dos processos estudados, permite antever a possibilidade de novos fluxogramas de tratamento de percolados. Devido as limitações dos processos GAD e WAO, se faz necessário adotar sistemas mistos (Figura 63), com diferentes configurações para o tratamento, cujas combinações permitem melhorar substancialmente a capacidade de depuração de efluentes altamente contaminantes.

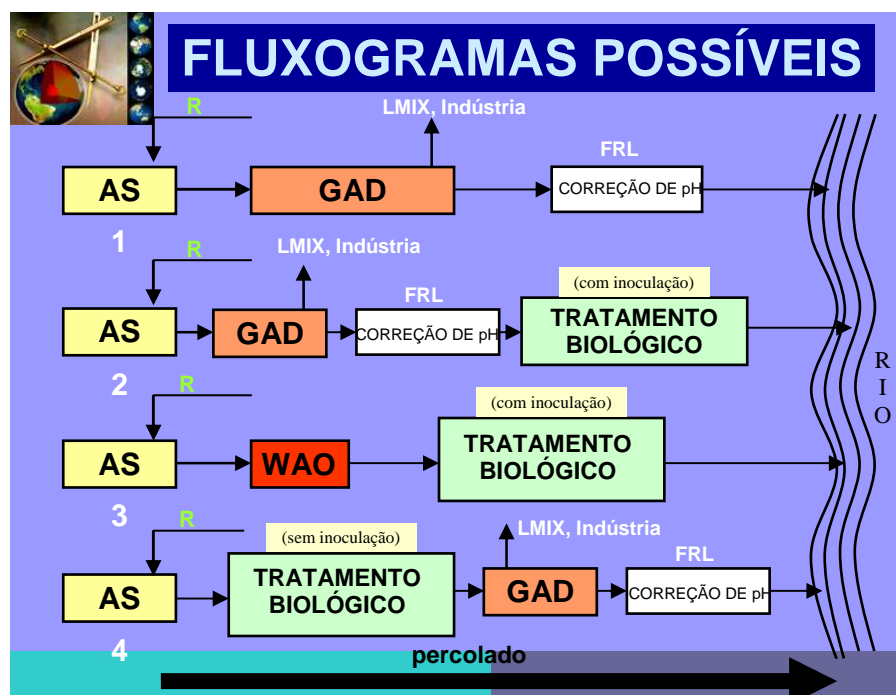


Figura 63 - Fluxogramas de tratamento GAD e WAO para percolados

SITUAÇÃO 1: A georremediação (GAD) pode ser implantada diretamente à jusante do aterro sanitário (AS) recebendo a vazão de percolado bruto. Após o tratamento nas suas unidades (*mixer + filterpress*), parte da fração residual líquida (FRL) segue para uma unidade de correção do pH (tanque de diluição, por exemplo) antes de ser descartada no corpo receptor, com DBO e DQO bem reduzidas. A outra parcela pode ser recirculada (R) para o AS, diminuindo assim, ainda mais, a vazão de descarte. A fração residual sólida (LMIX) resultante do processo será encaminhada para um pátio de secagem seguida de armazenamento, donde seria posteriormente transportada para indústria (cimenteira), ou ainda para uma fábrica de tijolos prensados, que poderia ser instalada na própria estação de tratamento.

SITUAÇÃO 2: A georremediação (GAD) funcionaria como pré-tratamento ao sistema biológico tradicional (lagoa com inoculação, por exemplo). A inoculação se faz necessário e é imprescindível porque o uso da cal (bactericida) no processo GAD reduz drasticamente a população bacteriana presente no percolado. A idéia proposta nessa opção seria reduzir previamente a cor, turbidez, MP do percolado bruto e corrigir o pH da FRL resultante do processo, para disponibilizar às cepas bacterianas, na unidade seguinte, um afluente de melhor qualidade, com boas chances de ser digerido pela colônia bacteriana inoculada na lagoa de estabilização (lodo proveniente da estação de tratamento de esgoto, por exemplo), graças ao clareamento da massa líquida e pouca concentração de espécies metálicas nocivas ao metabolismo bacteriano. O fluxo de resíduos seria o mesmo da situação 1.

SITUAÇÃO 3: Apresenta-se a oxidação úmida (WAO) como outra opção de tratamento. Desta feita, o processo WAO seria utilizado como pré-tratamento, associado a uma lagoa de estabilização à jusante, onde se faria inoculação bacteriana devido a inexistência de microrganismos no *vertido* do reator WAO, em decorrência do aumento da temperatura no processo. Esse sistema misto certamente reduziria ainda mais a concentração de substâncias tóxicas, graças a excelente qualidade do *vertido* do reator WAO. Seguramente, a eficiência do tratamento final seria muito boa, posto que nessas condições (baixa DQO remanescente, pH satisfatório, líquido bastante claro e ácido acético disponível), a eficácia do tratamento seria otimizada na lagoa de estabilização (polimento).

SITUAÇÃO 4: Poder-se-ia utilizar o processo GAD como pós-tratamento de um sistema convencional de lagoas de estabilização (sem inoculação). Esse arranjo funcionaria como polimento (tratamento terciário) para o percolado pré-descarte das lagoas, melhorando sua qualidade antes do descarte final no corpo receptor. No entanto, recomenda-se que essa configuração seja adotada no caso de ampliação e otimização de ETP's já existentes.

8.4 - Planta padrão do processo GAD para tratamento do percolado do ACM

A implantação de uma nova ETP para tratamento do percolado da Muribeca via processo GAD (situação 1) seria constituída basicamente pelas seguintes unidades: i) Sistema de três lagoas em paralelo (1, 2 e 3) com capacidade de aproximadamente 974m^3 para equalização e estocagem do percolado bruto (LPB); ii) Um *mixer* industrial para formação e mistura completa da polpa padrão 200g (*blend* caulínico aditivado, contendo 75% caulim e 25% da cal hidratada) por litro de chorume; iii) Um *filterpress* industrial do tipo automático, com placas de polipropileno e permeabilidade de $0,83\text{m}^3/\text{min}/\text{m}^2$ (similar ao da Caulim Nordeste S/A), criteriosamente dimensionado para desaguamento da polpa padrão (separação sólido-líquido); iv) Uma unidade secagem (eliminação da umidade remanescente da torta) e armazenamento do resíduo seco resultante do processo GAD, aqui denominado de LMIX; e v) Uma unidade correção do pH da FRL.

O procedimento operacional a ser adotado deverá ser o regime intermitente por batelada, totalizando aproximadamente 5,3 operações/mês, ou simplesmente uma operação a cada 6 (seis) dias no máximo, tempo suficiente para processar uma lagoa LPB (1, 2 ou 3) com um volume útil de 974m^3 de percolado bruto estocado. As outras duas lagoas ficariam destinadas ao recebimento e armazenamento do percolado bruto gerado diariamente ($Q = 172,80\text{ m}^3/\text{d}$), bem como eventuais picos de vazão excedente (período de inverno), quando uma lagoa estivesse em processamento.



Em cada operação do tratamento o percolado de uma das lagoas LPB será integralmente bombeado para unidade de mistura (*mixer*) e receberá a dosagem padrão do agente depurante para formação da polpa, sendo adicionada parcialmente ou totalmente a quantidade de 137,38 toneladas de *blend* caulínico e 45,79 toneladas de cal hidratada ao final desta etapa, dependendo da capacidade de processamento do equipamento. O tempo de agitação recomendado para provocar um contato íntimo do soluto (*blend* caulínico aditivado) com o solvente (chorume bruto) deverá ser no máximo de 15 minutos, sob energia intensa, objetivando a mistura completa da polpa.

Logo após a conclusão da etapa de mistura, a polpa deverá ser bombeada para o filtro prensa, onde se realizará o seu processo de desaguamento através da técnica de separação por membranas. A fração residual líquida expurgada do equipamento (FRL) seguirá para uma lagoa de percolado tratado (LPT), com uma capacidade estimada de 974m³ e, posteriormente, seguirá para unidade de correção do pH. Já a fração residual sólida (LMIX), em forma de torta, proveniente da separação sólido-líquido da polpa, deverá ser encaminhada para unidade de secagem e armazenamento, sendo depois transportada para reciclagem industrial.

Considerando a seqüência operacional acima e os resultados obtidos nos experimentos de bancada, o volume de processamento seria de 5,3 operações x 172,80 m³/d = 915,84m³ /operação. Como no processo GAD há uma estimativa de redução volumétrica do percolado bruto da ordem de 33,3% (absorção do solvente pelo soluto e membrana filtrante), o volume da fração residual líquida gerada (FRL) seria de aproximadamente 610,86m³, o suficiente para preencher apenas 62,72% de uma lagoa (LPT) com capacidade útil de 974m³, admitindo-se uma folga de 37,28% para emergência no período de inverno. A quantidade de torta produzida no filtro prensa por cada operação seria estimada em 431,92 toneladas (úmida) e 213,79 toneladas após a secagem (LMIX, resíduo seco). Evidentemente, numa estação de tratamento em escala real certamente os valores seriam diferentes das quantidades acima estimadas, pois depende de uma série de fatores, incluindo a eficiência dos equipamentos empregados, qualidade do *blend* caulínico e do aditivo utilizado, controle operacional do processo e características do percolado.

CAPÍTULO 9

9. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos permitem as seguintes conclusões, interessando, sobretudo, a viabilidade técnica das tecnologias propostas, seja como pré-tratamento ou complementação aos fluxogramas convencionais praticados nas ETP's, seja como visualização para um processo alternativo:

1. O desempenho do *blend* caulínico aditivado mostrou-se eficiente na função de provocar a degradação de parte substancial da MO recalcitrante, passante no tratamento via cepas bacterianas na ETP da Muribeca;
 2. Consideradas as relações custos/ benefícios, a condição LMIX-200, foi capaz de remover boa parte da turbidez e cor do percolado de descarte (*output*, ETP), podendo ser considerada como o “ótimo metodológico” para um tratamento complementar. A condição LMIX-200(75-25) teve uma eficácia ainda maior, atuando diretamente no percolado bruto (*input*), sendo indicada para um pré-tratamento e/ou tratamento alternativo, conforme fluxograma proposto (situação 1, fluxograma da Figura 63);
 3. No tocante aos parâmetros analisados na georremediação, destaca-se o *blend* caulínico aditivado pela performance de depuração (processo GAD). Além da excelente remoção de MP perigosos (faixa de 67-95%), DBO (87%), DQO (54%), óleos e graxas (70,4%), amônia (94,3%), redução volumétrica do percolado bruto (33,3%) e remoção da fração supracoloidal do chorume bruto (>95%), a aplicação do
-
-

aditivo removeu substancialmente a cor e turbidez (>90%), o que favorece o tratamento complementar (polimento) do percolado pelos processos biológicos convencionais existentes (situação 2, fluxograma da Figura 63);

4. Sendo o permeado do processo GAD muito alcalino (pH= 10-12) precisa de correção para permitir que este efluente (FRL) possa ser descartado no corpo hídrico, de acordo com os padrões de lançamento exigidos pela legislação ambiental. Considerando este fato uma limitação do processo, pode-se afirmar com segurança que a alcalinidade elevada tem solução, uma vez que existem técnicas convencionais que fazem esse tipo de trabalho, sendo a diluição um método alternativo. Nesse caso, adicionalmente, a diluição melhoraria ainda mais a qualidade do efluente, reduzindo a concentração de DBO, DQO e metais pesados remanescentes;

5. O volume tratado em cada operação corresponderia a cerca de 5,3 dias de *input* de percolado bruto na ETP padrão (GAD), considerada uma vazão média de 172,8 m³/dia (2L/s), suficiente para preencher com folga (V=915,84m³) uma das três lagoas LPB's (1, 2 ou 3) com capacidade útil de aproximadamente 974 m³ (43,30m x 15m x 1,5m), destinadas ao armazenamento e equalização do sistema. A preparação da polpa seria efetivada no prazo de até uma hora, enquanto o tempo útil de operação para a ativação da emulsão ocuparia não mais que 10 a 15 minutos. O volume de FRL-200(75-25) gerado em cada operação seria de 610,86m³, o que corresponde uma redução em torno de 33% de chorume bruto descartado;

6. O procedimento em *filterpress* implicaria na necessidade de secagem do resíduo e estocagem de 213,79 toneladas por cada procedimento (operação) da fração sólida recuperada (LMIX), tomando como padrão o *blend* caulínico aditivado (75-25), até níveis ideais ≤ 5% de umidade. De acordo com os resultados, poder-se-ia considerar que sua utilização seria factível para produção de farinha de clínquer para cimento, e/ou como matéria-prima para tijolos prensados.

7. Nas condições de LMIX-200(75-25) e, em se considerando aproximadamente 6 (seis) procedimentos/mês (operação intermitente por batelada), o consumo de *blend* caulínico (B3A, espaguete) e cal hidratada seriam da ordem de 769,32 ton/mês e

256,42 ton/mês, respectivamente. O custo dessa matéria-prima representaria uma repercussão de R\$15,74 no IPTU anual do contribuinte, considerando-se um universo de 300.000 unidades habitacionais pagantes com média de 5 pessoas/habitação, para uma população correspondente a 1,5 milhão de pessoas. Esse cálculo foi feito para seguinte cotação de preço da matéria-prima: CC=R\$345,00/ton e CH = R\$0,50/Kg, em 19.07.2007.

8. A viabilidade técnica do processo GAD está explícita diretamente no tempo de processamento e qualidade do efluente tratado, merecendo destaque a drástica remoção de MP perigosos, que normalmente contribuem com o passivo ambiental acumulativo nas técnicas tradicionais. Além dessa grande vantagem, o sistema permite um controle operacional de tratamento do efluente, independentemente das condições climáticas, cepas bacterianas e da presença de substâncias recalcitrantes presentes no percolado.

9. A performance do processo de oxidação úmida (WAO) mostrou-se bastante eficiente na descoloração do percolado bruto (>95%) e remoção de substâncias recalcitrantes, apresentando uma remoção máxima de 77,6% para DQO, num tempo de reação da ordem de duas horas. De acordo com os experimentos, a condição operacional mais eficiente no trabalho de eliminação da DQO foram: $T(^{\circ}C) = 325$, $P \text{ (bar)} = 152$ e coeficiente de excesso de oxigênio = 8,4.

10. Apesar do aumento de alguns metais no *vertido* do reator WAO, devido ao fenômeno da corrosão proporcionada pelas condições hidrotérmicas subcríticas, pode-se afirmar que, de um modo geral, a qualidade do efluente tratado é muito boa, sobretudo no que tange a redução de substâncias persistentes e eliminação da cor e turbidez. O ligeiro aumento das espécies metálicas (corrosão e/ou contaminação das amostras) no *vertido* poderá ser corrigido através de técnicas tradicionais, tais como: precipitação química, diluição, etc.

11. A viabilidade técnica do processo WAO está explícita na elevada eficácia de eliminação da MO do percolado em estudo, através de um tempo de reação curto, onde os produtos do processo são inócuos, constituídos basicamente de dióxido de carbono, água e ácidos orgânicos de baixo peso molecular, principalmente ácido

acético. Além disso, por se tratar de um sistema fechado e sob rigoroso controle técnico, não existem problemas associados a emissões incontroladas de efluentes líquidos e gasosos.

12. Considerando os vários parâmetros intervenientes no processo WAO, bem como sua relação com o custo de operação e qualidade do efluente tratado (benefício ambiental), esse processo também se apresenta como uma alternativa viável e atrativa para tratamento de percolados, de preferência àqueles com uma composição mais concentrada de contaminantes orgânicos, que permita aproveitar a energia gerada no sistema para diminuir os custos operacionais.



CAPÍTULO 10

10. RECOMENDAÇÕES

Tendo em vista os resultados obtidos, recomenda-se:

1. Realizar novos testes utilizando percolados de outros aterros com características distintas, no sentido de estabelecer uma resposta comparativa das tecnologias propostas, avaliando a performance de cada metodologia de tratamento. Essa investigação certamente mostrará novas alternativas para otimizar a eficiência dos processos, quem sabe até universalizando uma técnica de depuração, conforme viabilidade comprovada nos experimentos.
 2. Realizar testes para estudo da eficiência depurativa de **blend's caulínicos** compostos de **caulim natural** disponíveis em jazimentos selecionados na região. Investigar a concentração ótima do tempo de reatividade e da sua capacidade de remoção de metais pesados, incluindo-se às possíveis reduções nas taxas de DBO e DQO na fração líquida residual. Esse estudo pode facilitar a aplicação da georremediação (GAD) pela redução dos custos operacionais.
 3. Utilizar outros materiais como aditivo, na tentativa de otimizar ainda mais a remoção de espécies químicas metálicas e DQO. Poderia se investigar, por exemplo, uma mistura “ótima” contendo *blend* caulínico e bentonita, e/ou *blend* caulínico e cimento, e/ou *blend* caulínico, bentonita e cimento, de modo que a fração residual sólida seja aproveitada na indústria da construção civil.
-
-

4. Aprofundar os estudos na área de tijolos prensados utilizando a fração residual sólida como matéria-prima, na tentativa de melhorar a qualidade do produto e garantir segurança às pessoas que deverão manipular esse material, bem como aos usuários beneficiados com esses elementos construtivos. Os experimentos deverão contemplar principalmente os ensaios de resistência, durabilidade, absorção e lixiviado. Este último será imprescindível para mensurar o nível de contaminação liberado pela argamassa utilizada nos tijolos.

5. Uma das limitações do processo WAO é sua incapacidade de remover compostos refratários (metais pesados). No entanto, durante a oxidação há formação de produtos intermediários que permanecem na massa líquida, podendo se encontrar uma variedade de compostos derivados das espécies metálicas dissolvidas. O estudo da composição química dos sólidos removidos na filtração a vácuo dos *vertidos* do reator poderá elucidar o comportamento da geoquímica dos metais no processo.

6. Com intuito de aumentar a velocidade de oxidação e favorecer uma maior remoção de contaminantes orgânicos e inorgânicos, poder-se-ia testar a **oxidação úmida catalítica**, o qual permite se trabalhar em condições menos severas de operação, diminuindo os problemas relacionados com a corrosão. Além disso, a oxidação úmida catalítica pode ser empregada para destruição total dos contaminantes presentes no efluente, sem a necessidade de recorrer a uma combinação com tratamento biológico posterior (Levec, 1997).



CAPÍTULO 11

11. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT, ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1984). **Apresentação de Projetos de Aterros Sanitários Urbanos**. São Paulo: ABNT, Norma NBR-8419.
- ABNT, ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (2004). **Resíduos Sólidos - Classificação**. São Paulo: ABNT, Norma NBR-10004.
- ABNT, ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1993). **Critérios para Projetos, Implantação e Operação de Aterros de Resíduos Não Perigosos**. Procedimento NBR-001.603.06-006. Rio de Janeiro, 21 p.
- ABNT, ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1994). **Bloco Vazado de Solo-Cimento Sem Função Estrutural**. São Paulo: ABNT, NBR 10834.
- AGENDA 21 BRASILEIRA (2000). **Bases para Discussão**. Brasília: MMA / PNUD.
- ALTSCHULER, Z. S. (1980). **The Geochemistry of Trace Element in Marine Phosphorites**. Soc. Econ. Paleontologists and Mineralogists, Spc. Pub. 29, p. 19-30.
-
-

- ALVES, I. R. de F. S.; SILVA, F. M. S.; LINS, C. M. M.; LINS, E. A. M. e SOBRINHO, M. A. da M. (2006). **Tratamento de Chorume por Coagulação/Floculação**. In: VIII Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Fortaleza: ABES, setembro.
- APHA (2005). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association, 21th Edition, Washington DC.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DOS PRODUTORES DE CAL (2007).). Boletins e Notas Técnicas. <http://brasil.infomine.com/suppliers/listings/15894.asp>. Acesso em: 26 de junho de 2007.
- BABBIT, H.; DOLAND, J. & CLEASBY, J. (1973). **Sedimentação com Coagulação**. Abastecimento de Água, Capítulo 21. São Paulo: Editora Edgard Blucher Ltda.
- BALMAT, J. L. (1957). **Biochemical Oxidation of Various Particulate Fractions of Sewage**. Sew. Ind. Waste, v.29, n.7, p. 757-761.
- BARROS, R. T. de V.; CHERNICHARO, C. A. de L.; HELLER, L.; VON SPERLING, M. (1995). **Manual de Saneamento e Proteção Ambiental para os Municípios**. Belo Horizonte: Escola de Engenharia da UFMG, 221p.
- BARZILY, A. and KOTT, Y. (1991). **Survival of Pathogenic Bacteria in an Adverse Environmental**. Water Science Technology, v.24, n.2, p. 395-400.
- BELTRÃO, K. G. Q. de B. (2006). **Sistema de Barreira Bioquímica como Alternativa para Tratamento de Percolado**. Recife: Geotecnia/UFPE. Tese de Doutorado em Engenharia Civil.
- BERTAZZOLI, R. & PELEGRINI, R. (2001). **Descoloração e Degradação dos Poluentes Orgânicos em Soluções Aquosas Através do Processo Fotoeletroquímico**. Química Nova, v. 25, n.3, p. 477-482.
-
-

- BILA, D. M. (2000). **Aplicação de Processos Combinados no Tratamento de Chorume**. Rio de Janeiro: PEQ/COPPE/UFRJ. Dissertação de Mestrado.
- BILA, D. M.; MONTALVÃO, A. F.; SILVA, A. C. and DEZOTTI, M. (2005). **Ozonation of a Landfill Leachate: Evaluation of Toxicity Removal and Biodegradability Improvement**. NCBI: 15629522 (National Library of Medicine and the National Institutes of Health).
- CAMEL, V. & BERMOND, A. (1998). **The Use of Ozone and Associated Oxidation Processes in Drinking Water Treatment**. Water Research, v.32, n.11, p. 3208-3222.
- CAMMAROTA, M. C.; RUSSO, C. e SANT'ANA, G. L. Jr (1994). **Tratabilidade do Chorume Gerado no Aterro Sanitário Metropolitano do Rio de Janeiro**. In: Anais do I Encontro Brasileiro de Ciências Ambientais, v.2, p. 453-473.
- CAMPOS, J. (2000). **Processos Combinados Aplicados ao Tratamento de Água de Produção Petróleo**. Rio de Janeiro: PEQ/COPPE/UFRJ. Tese de Doutorado.
- CEMIT, COMITÊ ESTADUAL DE MONITORAMENTO DE INCIDENTES COM TUBARÕES (2006). **27ª Sessão Ordinária (ampla)**. Recife: Secretaria de Defesa Social (SDS), 19 de setembro de 2006, às 14:30h.
- CHANG, C. C. (2000). **Treatment of Landfill Leachate by Combined Electro-Fenton Oxidation and Sequencing Batch Reactor Method**. Water Research, v.34, n.17, p. 4243-4249.
- CHAO, I. R. S. (2006). **Remoção de Fósforo de Efluentes de Estações de Tratamento Biológico de Esgotos Utilizando Lodo de Estação de Tratamento de Água**. São Paulo: Escola Politécnica. Dissertação de Mestrado.
-
-

- CHRISTENSEN, T. H. & KJELDEN, P. (1989). **Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact**. Cap.: Basic biochemical processes in landfills. New York: Academic Press, p. 29-49.
- CHRISTENSEN, T. H.; KJELDEN, P.; BJERG, P. L.; JENSEN, D. L.; CHRISTENSEN, J. B.; BAUN, A.; ALBRECHTSEN, H. J. and HERON, G. (2001). **Biogeochemistry of Landfill Leachate Plumes**. Applied Geochemistry, v.16, p. 659-718.
- CINCOTTO, M. A. (1977). **Estudo da Composição Química da Cal Hidratada**. São Paulo: EPUSP. Dissertação de Mestrado.
- CONAMA, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (2005). **Dispõe sobre a Classificação dos Corpos Hídricos e Diretrizes Ambientais para seu Enquadramento, bem como Estabelece as Condições e Padrões de Lançamento de Efluentes**. MMA: Resolução No 357, de 17 de março de 2005.
- COSSICH, E. S. (2006). **Tratamento de Efluentes**. Maringá: Universidade Estadual de Maringá, Departamento de Engenharia Química. Curso de Especialização em gestão Ambiental, Parte II, 20p.
- CUNHA, S. B. da & GUERRA, A. J. (2002). **Avaliação e Perícia Ambiental**. 4 ed., Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 294p.
- DA SILVA, J. D. (2002). **Monitoramento da Geração de Líquidos Percolados em Instalações Experimentais pelo Método do Balanço Hídrico**. Florianópolis: UFSC. Dissertação de Mestrado, 106p.
- DEZOTTI, M. W. & RUSSO, C. (1997). **Técnicas para Caracterização de Despejos**. In: Técnicas de Controle Ambiental em Efluentes Líquidos, janeiro.
-
-

- ECKENFELDER, J. W. W. (1989). **Industrial Water Pollution Control**. 2ed McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering New York.
- ESPULGAS, S.; GIMENEZ, J.; CONTRERAS, S.; PASCUAL, E. and RODRIGUEZ, M. (2002). **Comparison of Different Advanced Oxidation Proceses for Phenol Degradation**. Water Research, v.36, p. 1034-1042.
- FELLENBERG, G. (1980). **Introdução aos Problemas da Poluição Ambiental**. Tradução de Juergen Heinrich Marr. São Paulo: EPU, Ed. Universidade de São Paulo (USP).
- FERREIRA, J. A. (2000). **Revisão sobre Técnicas de Tratamento de Chorume de Aterros Sanitários e Relato de Casos no Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: UFRJ.
- FIGAWA (1997). **Processos de Oxidação por Via Úmida Ativada para Eliminação de Substâncias Persistentes Contidas na Água e em Efluentes**. Coordenação: Prof. Dr. Eng W. Pfeiffer. Comunicado Técnico, N° 19.
- FOTYMA, M. & MERCIK, St (1992). **Rolna de Chemia**. PWN, Warszawa.
- FOUSSARD, C.; DEBELLEFONTAINE, H. and BESOMBES-VAILHÉ, J. (1989). **Efficient Elimination of Organic Liquid Wastes: Wet Air Oxidation**. Journal of Environmental Engineering, v. 115, n.2, March/April, p. 367-385.
- FREIRE, R. S.; PELEGRINI, R.; KUBOTA, L. T.; DURÁN, N.; PERALTA-ZAMORA, P. G. (2000). **Novas Tendências para o Tratamento de Resíduos Industriais Contendo Espécies Organocloradas**. Química Nova, v.23, n.4, p. 504-511.
-
-

FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, IBGE (1992). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – PNSB**, 1989. São Paulo, 70p.

FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, IBGE (2002). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – PNSB**, 2002. São Paulo.

GARDOLINSKI, J. E.; FILHO, H. P. M. e WYPYCH, F. (2003). **Comportamento Térmico da Caulinita Hidratada**. Química Nova, v. 26, n. 1, p. 30-35.

GRS, GRUPO DE RESÍDUOS SÓLIDOS (2003). **Estudos para o Conhecimento do Meio Físico da Área de Ampliação do Aterro da Muribeca**. Recife: Geotecnia/UFPE. Relatório Técnico, 18p.

GRS, GRUPO DE RESÍDUOS SÓLIDOS (2004). **Estação de Tratamento de Lixiviados do Aterro da Muribeca**. Recife: PROSAB/UFPE. Relatório Técnico, 10p.

GUIMARÃES, L. T. (2000). **Utilização do Sistema de Informação Geográfica para Identificação de Áreas Potenciais para Disposição de Resíduos na Bacia do Paquequer, Município de Teresópolis, RJ**. Rio de Janeiro: UFRJ. Dissertação de Mestrado, 172p.

HALBERTHAL, J. **Engineering Aspects in Solid-Liquid Separation**. <http://www.solidliquid-separation.com/>. Acesso em: 19 de dezembro de 2007.

IM, J. H. (2001). **Simultaneous Organic and Nitrogen Removal from Municipal Landfill Leachate Using na Anaerobic-Aerobic Sistem**. Water Research, v.35, n.10, p. 2403-2410.

IMAMURA, S. (1999). **Catalytic and Noncatalytic Wet Oxidation**. I&EC Res. 38, p. 1743-1753.

- IPT, INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS (1995 e 1996). **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Inegradado**. Coordenação: Niza Silva Jardim et al. 1ª ed, São Paulo: IPT/CEMPRE, 278p. (Publicação IPT 2163).
- JUCÁ, J. F. T. (2003). **Disposição Final dos Resíduos Sólidos no Brasil**. In: 5º Congresso de Geotecnia Ambiental, REGEO'2003, Porto Alegre - Brasil, 32p.
- JUCÁ, J. F. T.; MARIANO, M. O. H e MELO, V. L. A. de (1999). **Recalques e Decomposição da Matéria Orgânica em Aterros de Resíduos Sólidos na Região Metropolitana do Recife**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.
- KATO, M. T.; BARROS, K. K.; FLORENCIO, L.; BARROS, K. K. e GAVAZZA, S. (2006). **Avaliação da quantidade de nitrogênio e de microrganismos patogênicos em lodo anaeróbico higienizado com cal para reuso agrícola**. In: X Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, 31 de julho a 04 de agosto, João Pessoa PB. Anais, 2006. v. 1. p. 1-4.
- KELLNER, E.; PIRES, E. C. (1998). **Lagoas de Estabilização: Projeto e Operação**. Rio de Janeiro: ABES, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária.
- KRAUSKOPF, K. B (1967). **Introduction to Geochemistry**. New York: McGraw-Hill, 721 p.
- KUNTZ, A.; PERALTA-ZAMORA, P. G.; MORAES, S. G. e DURÁN, N. (2002). **Novas Tendencias para o Tratamento de Efluentes Têxteis**. Química Nova, v. 25, n. 1, p. 78-82.
- LAWLER, D. F. (1997). **Particle Size Distribution in Treatment Processes: Theory and Practice**. Wat. Sci. Tech., v.36, n.04, p. 15-23.
- LEITE, W. C. de A. (2000). **Aterro Sanitário: Resíduos Sólidos Urbanos e Resíduos Industriais**. ABES: Fortaleza - Ceará (Curso Técnico), 169p.
-
-

- LEVEC, J. (1997). **Wet Oxidation Process for Treating Industrial Wastewater**. Croatian Society of Chemical Engineers, v. 11, p. 47-58. ISSN 0352-9568.
- LEVINE, A. D.; TCHOBANOGLOUS, G. and ASANO, T. (1985). **Characterization of the Size Distribution of Contaminants in Wastewater: Treatment and Reuse Implication**. J. Wat. Pollut. Control Fed., v.57, n.07, p. 805-816.
- LIMA, L. M. Q. (1995). **Lixo: Tratamento e Biorremediação**. Hemus Editora Limitada, São Paulo, 265p.
- LIN, S. H. and CHANG, C. C (2000). **Treatment of Landfill Leachate by Combined Electro-Fenton Oxidation and Sequencing Batch Reactor Method**. Water Reserch, v. 34, n. 17, p. 4243-4249.
- LINS, E. A. M. (2003). **A Utilização da Capacidade de Campo na Estimativa do Percolado Gerado no Aterro da Muribeca**. Recife: Geotecnia/UFPE. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, 142p.
- LINS, E. A. M.; LINS, C. M. MOTA; FIRMO, A. L. B.; ALVES, M. C. M. e JUCÁ, J. F. T. (2006). **Sistema de Tratamento de Chorume Proposto para o Aterro Sanitário da Muribeca**. In: VIII Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Fortaleza: ABES, setembro, 6p.
- LIRAN, AVITAL, JUANICO, GEDALIAH, MARCELO e SHELEF (1994). **Coliform Removal in a Stabilization Reservoir for Wastewater Irrigation in Israel**. Water Research, v.28, n.6, p. 1305-1314.
- LUZ, F. X. R. (1981). **Aterro Sanitário, Características, Limitações, Tecnologia para a Implantação e a Operação**. São Paulo: CETESB.
- MARCHETTO, M.; CAMPOS, J. R. e REALLI, M. A . P. (2003). **Remoção de Fósforo de Efluente de Reator Anaeróbio em Reator com Aeração Intermitente Seguido por Flotação por Ar Dissolvido**. Rio de Janeiro: ABES, v. 8, n. 1 jan/mar, n. 2 abr/jun, p. 77-83 (Nota Técnica).
-
-

- McBEAN, E.; ROVERS, F. and FARQUHAR, G. (1995). **Solid Waste Landfill Engineering and Design**. USA: Prendice Hall PTR.
- MENOR, E. A. (1975). **La Sédimentation Phosphatée Péetrographie, Minéralogie et Géochimie des Gisements de Taiba (Senegal) et d' Olinda Brésil**. Tese de Doutorado, Strasbourg, Francia.
- MIDDLEBOOKS, E. J.; MIDDLEBOOKS, C. H.; REYNOLDS, J. H.; WATTERS, G. Z.; REED, S. C. and GEORGE, D. B. (1982). **Wastewater Stabilization Lagoon Design, Performance and Upgrading**. New York: Macmilian Publishing Co. Inc.
- MILLOT, G. (1970). **Geology of Clays**. Springer-Verlag, Paris, 425p.
- MOKAIA, R.; JONES, W.; DAVIES, M. E. and WHITTLE, M. E. (1993). **Chlorophill Adsorption by Alumina Pillaredacid-Activated Clay**. Journal of the American Oil Chemists Society, v.70, p. 241-244.
- MOTA, S. (1997). **Introdução à Engenharia Sanitária e Ambiental**. ABES: Rio de Janeiro, 280p.
- MURGIA, C. (2003). **Co-Processamento: Controle de Emissões dá Respaldo à Atividade**. ABES: Rev.Saneamento Ambiental, n.99, set/out, p.44-48.
- NTAMPOU, X.; ZOUBOULIS, A. I.;SÂMARAS, P. (2005). **Appropriate Combination of Physico-Chemical Methods (Coagulation / Occulation and Ozonation) for the Efficient Treatment of Landfill Leachate**. Chemosphere.
- OLIVEIRA, I. C. E. de (2001). **Estatuto da Cidade**. Rio de Janeiro: IBAM / DUMA, 64p.
-
-

- PACHECO, J. R. & PERALTA-ZAMORA, P. G. (2004). **Integração de Processos Físico-Químicos e Oxidativos Avançados para Remediação de Percolado de Aterro Sanitário (Chorume)**. ABES: Engenharia Sanitária e Ambiental, v.9, n.4, p. 306-311, out/dez.
- PATRIA, L.; MAUGANS, C.; ELLIS, C.; BELKHODJA, M.; CRETENOT, D.; LUCK, F. and COPA, B. (2002). **Wet Air Oxidation Processes**. In: Proceedings of the Advanced Oxidation Conference, Berlin, Germany, p. 247-274, october.
- PEDRO, H. H. B. & MELAMED, R. (2004). **Eficiência de Minerais Industriais na Imobilização de Metais Pesados**. Rio de Janeiro: CETEM/CNPq, p. 109-118.
- PERNAMBUCO, Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente (2001). **Política de Resíduos Sólidos do Estado de Pernambuco**. SECTMA: A Secretaria, 73p.
- PETERS, T. (1998). **Purification of Landfill with Reverse Osmosis and Nanofiltracion**. Desalination, v.119, p. 289-293.
- PEZENTE, J. H. **Cal nas Argamassas**. <http://www.escolher-e-construir.eng.br>. Acesso em: 20 de maio de 2007.
- PICCHI, F. A.; CINCOTTO, M. A.; OLIVEIRA, A. A. e GUIMARÃES, J. E. P. (1988). **Tijolos Solo-Cal uma Opção para Construção Civil**. Rev. Tecnologia, setembro, p. 09-13.
- PORTELA, J. R. M (2006). **Oxidación em Agua Supercritica: Informe del Estado del Arte**. Proyecto OSCAR. Cádiz: Universidad de Cádiz (UCA), España.
- PRÉVÔT, L. & LUCAS, J. (1980). **Behaviour of Some Trace Elements in Phosphatic Sedimentary Formation**. In: Bentor, Y. K. (ed) Society of Economic Paleontologists and Mineralogists, Special Publication, 29, p. 31-39.
-
-

- REINHART, D. R. and YOUSFI, A. B. Al (1995). **The Impact of Full-Scale Leachate Recirculation on Leachate and Gas Characteristics**. Proceedings of ASCE 1995 National Conference on Environmental Engineering, Pittsburgh, Pennsylvania, July 26.
- SANTOS, H. R. dos; PRADO, G. S. do; VIDAL, C. M. de S.; MORUZZI, R. B. e CAMPOS, J. R. (2004). **Aplicabilidade das Técnicas de Determinação de Tamanho de Partículas em Sistemas de Tratamento de Água e Esgoto Sanitário**. ABES: Rev. Eng. Sanit. e Ambient., v.9, n.4, out/dez, p. 291-300 (Nota Técnica).
- SCHNEIDER, E.; RÊGO, R. de C. E. do; CALDART, V. e ORLANDIN, S. M. (2001). **Manual de Gerenciamento de Resíduos Sólidos de Serviço de Saúde**. São Paulo: CLR Balieiro, 173p.
- SECRETARIA DE SERVIÇOS PÚBLICOS/EMLURB (2007).
<http://www.recife.pe.gov.br/pr/servicospublicos/emlurb/aterrosanitario.php>
Acesso em: 25 de março 2007.
- SEGATO, L. M. & SILVA, C. L. (2000). **Caracterização do Lixiviado do Aterro Sanitário de Bauru**. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre: ABES, 521p, CD ROM.
- SILVA FILHO, E. B.; ALVES, M. C. M. e DA MOTTA, M. (2007). **Lama Vermelha da Indústria de Beneficiamento de Alumina: Produção, Características, Disposição e Aplicações Alternativas**. Rio de Janeiro: UFRJ, Coppe. Revista Matéria, v. 12, n. 2, p. 322-338.
- SILVA, A. C. (2002). **Tratamento do Percolado de Aterro Sanitário e Avaliação da Toxicidade do Efluente Bruto e Tratado**. Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ. Dissertação de Mestrado, 126p.
- SOUZA SANTOS, P. (1975). **Tecnologia de Argilas**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo (USP), 802p.
-
-

- SOUZA, M. P. (2000). **Instrumentos de Gestão Ambiental: Fundamentos e Práticas**. São Carlos: Ed. Riani Costa, 112p.
- STEPHEN, E. A . and NEWBRY, B. W. (1995). **Sludge Stabilization – Manual of Practice Water Pollution Control Federation**. Washington USA, 930p.
- STUMM, W. (1992). **Chemistry of the Solid-Water Interface**. John Wiley & Sons, Inc., 428p.
- TCHOBANOGLIOUS, G (1995). **Particle Size Characterization: the Next Frontier. Journal of Environmental Engineering**. ASCE, v.121, n.12, p. 844-845.
- TCHOBANOGLIOUS, G. & THEISEN, H. (1994). **Gestión Inegral de Residuos Sólidos**. 1 ed, v.1-2. Madrid: McGraw-Hill, Inc.
- TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. A. (1993). **Integrated Solid Waste Management - Engineering Principles and Management Issues**. McGraw-Hill, 978p.
- TELES, L. A. S. (1994). **Lixo: Como Cuidar Dele**. Salvador: SRHSR, 48p.
- TUCKER, M. E. and WRIGHT, V. P. (1990). **Carbonate Sedimentology**. Cambridge, Blackwell Science, 482p.
- UEHARA, M. Y. e VIDAL, W. L. (1989). **Operação e Manutenção de Lagoas Anaeróbias e Facultativas**. São Paulo: CETESB. (Série Manuais).
- USEPA, U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1976). **Operations Manual Anaerobic Sludge Digestion**. Washington, D. C. 20460, february.
- USEPA, U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2007).
<http://www.epa.gov/epahome/aboutepa.htm>. Acesso em: 24 de julho de 2007.
-
-

- VAN HAANDEL, A. & LETINGA, G. (1994). **Tratamento Aeróbio de Esgotos: Um Manual para Regiões de Clima Quente**. UFCG: Campina Grande.
- VEDPRAKASH, S. M.; VIJAYKUMAR, V. M. and JYESHTHARAJ, B. J. (1995). **Wet Air Oxidation**. India: Ind. Eng. Chem. Res., 34, p. 2-48.
- VIRAGHAVAN, T. and KAPOOR, A. (1994). **Adsorption of Mercury from Wastewater by Bentonite**. Appl. Clay. Sci., n. 9, p. 31-49.
- VON SPERLING, M. (1996). **Lagoas de Estabilização**. ISBN: 85-85266-06-6, 196p.
- VON SPERLING, M. (2000). **Proposição de Modelos para Estimativa de Remoção de Coliformes em Lagoas de Estabilização, com Base em Dados de 33 Lagoas Brasileiras**. Rio de Janeiro: ABES, v. 5, n. 3 jul/set, n. 4 out/dez.
- WEAVER, C. E. and POLLARD, L. D. (1971). **Clay Water Diagenesis During Burial: How Mud Becomes Gneiss**. Geol. Soc. Am. Spec. Pap.; 134p.
- WELTLY, J. R.; WICKIS, C. E and WILSON, R. E. (1984). **Fundamentals of Momentum, Heat, and Mass Transfer**. New York, 3th edition, John Wiley and Sons, 803p.
- YANEZ, F. C. (1993). **Lagunas de Estabilización. Teoría, Diseño y Mantenimiento**. ETAPA, Cuenca, Ecuador, p. 9-23.
- YUE, P. L.; CHENG, G.; CHU, H. P.; HU, X. and LEI, L. (1997). **Catalytic Wet Air Oxidation of Dyeing and Printing Wastewater**. Water Science Technology, v. 35, n. 4, p. 311-319(9).
- ZIMMERMANN, F. J. (1950). **Waste Disposal**. US Patent 2665249.
-
-

ZIMPRO (1999). **WAO (Wet Air Oxidation) Units, Installation List.**
USFilter/Zimpro, february.

ZORATTO, A . C.; GATTI, C. F.; LOPES, T. A .; BARROS, R. de M.; BRITO, N. N.
de; CONEGLIAN, C. M. R.; TONSO, S.; SOBRINHO, G. D. e PELEGRINI, R.
(2003). **Lagoas Facultativas.** São Paulo: Faculdade Integrada Claretiana. III
Fórum de Estudos Contábeis, 10p.



R175e**Ramos, José Beldson Elias.**

Estudo da Viabilidade Técnica dos Processos de Georremediação e Oxidação Úmida para Tratamento de Percolados de Aterros Sanitários (Chorume da ETP-Muribeca: Um Estudo de Caso) / José Beldson Elias Ramos - Recife: O Autor, 2008.

xxiv, 152 folhas, il : figs., tabs.

Tese(Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Geociências, 2008.

Inclui anexo em volume separado.

1. Geociências. 2. Estação de Tratamento de Percolados (ETP). 3. Aterros Sanitários. 5. Georremediação. I. Título.

UFPE**551****CDD (22. ed.)****BCTG/2008-033**
