

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA

CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA

**AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO
DE LIXIVIADO DA CENTRAL DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS DA
ZONA DA MATA – JUIZ DE FORA/MG**

Luiza Marchito Orlando

Juiz de Fora

2014

**AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO
DE LIXIVIADO DA CENTRAL DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS DA
ZONA DA MATA – JUIZ DE FORA/MG**

Luiza Marchito Orlando

Luiza Marchito Orlando

**AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO
DE LIXIVIADO DA CENTRAL DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS DA
ZONA DA MATA – JUIZ DE FORA/MG**

Trabalho Final de Curso apresentado ao Colegiado do
Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da
Universidade Federal de Juiz de Fora, como requisito
parcial à obtenção do título de Engenheiro Ambiental
e Sanitarista.

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: tratamento de efluentes percolados

Orientadora: Ana Sílvia Pereira Santos

Co-orientadora: Renata de Oliveira Pereira

Juiz de Fora

Faculdade de Engenharia da UFJF

2014

**"AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO
DE LIXIVIADO DA CENTRAL DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS DA
ZONA DA MATA – JUIZ DE FORA/MG"**

Luiza Marchito Orlando

Trabalho Final de Curso submetido à banca examinadora constituída de acordo com o artigo 9º da Resolução CCESA 4, de 9 de abril de 2012, estabelecida pelo Colegiado do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, como requisito parcial à obtenção do título de Engenheiro Ambiental e Sanitarista.

Aprovado em 18 de dezembro de 2014

Por:

Prof^a. D.Sc. Ana Sílvia Pereira Santos

Prof^a. M.Sc. Sue Ellen Costa Bottrel

Prof. M.Sc. Henrique Vieira de Mendonça

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pelo dom da vida, pela saúde e pela força para correr atrás dos meus ideais, sem que eu fraquejasse diante dos obstáculos.

À minha mãe Aparecida e ao meu padrasto Célio que me motivaram a batalhar para a realização dos meus sonhos.

Ao meu noivo Ezequias, que foi meu alicerce nos momentos mais difíceis, e meu exemplo de superação e comprometimento.

Ao meu afilhado Lucas, que chegou quando eu dava início ao curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, pelos momentos de brincadeiras e risadas.

A todos meus familiares, que de certo modo, contribuíram para este grande momento.

Aos grandes amigos que fiz durante essa jornada, que me deram o ombro nas horas difíceis e pelos grandes momentos que ficarão em minha memória.

Às colegas de pesquisa Jéssica e Nicole que me ajudaram no desenvolvimento deste trabalho.

À Vital Engenharia Ambiental pela colaboração com meu trabalho final de curso.

Aos professores do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária pela sabedoria que transmitiram, em especial, às professoras Ana Sílvia, Renata e Sue Ellen que me enriqueceram com seus conhecimentos.

RESUMO

No Brasil, a geração de resíduos sólidos urbanos vem crescendo expressivamente, acompanhada do forte crescimento populacional. Com isso, a busca por áreas para destinação correta dos resíduos sólidos urbanos vem se tornando uma tarefa cada vez mais difícil. Uma das formas consideradas ambientalmente correta de destinação dos resíduos sólidos é o aterro sanitário. O seu único inconveniente é a geração de biogás e lixiviado. O lixiviado é um líquido que se caracteriza como um efluente com alta recalcitrância, ou seja, pouco biodegradável, de cor escura e mal cheiro. Se descartado no meio sem o seu prévio tratamento, pode causar sérios danos ao meio ambiente e à saúde da população. A escolha da tecnologia mais viável técnica e economicamente para o seu tratamento é extremamente relevante, pois o efluente após ser tratado deve estar de acordo com os parâmetros de lançamento previstos na legislação pertinente. O objeto de estudo do presente trabalho é avaliar o desempenho do sistema utilizado pela Central de Tratamento de Resíduos da Zona da Mata, localizada no município de Juiz de Fora/MG, no tratamento de lixiviado. O resultado obtido no trabalho foi de que a estação de tratamento de lixiviado da CTR Zona da Mata está de acordo com o que preconiza a DN COPAM/CERH 01/2008. Ainda, foi obtido o valor da geração de lixiviado por habitante que foi de 0,21 L/hab.dia.

Sumário

LISTA DE FIGURAS	VI
LISTA DE TABELAS	VII
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS.....	3
2.1 Objetivo Geral.....	3
2.2 Objetivos Específicos	3
3 REVISÃO BIBLIOGRAFICA.....	4
3.1 Geração de Resíduos Sólidos Urbanos	4
3.1.1 Classificação dos Resíduos Sólidos Urbanos	4
3.1.2 Caracterização dos Resíduos Sólidos Urbanos.....	6
3.2 Gestão Integrada de Resíduos Sólidos Urbanos	8
3.3 Aterro Sanitário.....	11
3.3.1 Fases do Aterro Sanitário	12
3.4 Lixiviado.....	14
3.4.1 Geração de Lixiviado.....	14
3.4.2 Composição do Lixiviado.....	16
3.5 O Tratamento de Lixivido.....	20
3.5.1 Tratamento Físico-Químico.....	22
3.5.2 Tratamento Biológico	28
3.5.3 Processos Oxidativos Avançados - POA.....	42
3.5.4 Tratamento Alternativo.....	47
3.6 Legislação	50
4 METODOLOGIA	52
4.1 Etapas de trabalho	53
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	57
6 CONCLUSÕES.....	61
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	63

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Composição gravimétrica dos resíduos sólidos coletados no Brasil (2008).....	7
Figura 2: Etapas do Gerenciamento de Resíduos Sólidos	9
Figura 3: Imagem de satélite da CTR Zona da Mata.....	10
Figura 4: Esquema de uma aterro sanitário	11
Figura 5: Etapas que compõem o tratamento na ETLP	52
Figura 6: Lagoa de maturação e <i>Wetland</i> na ETLP da CTR Zona da Mata.....	52
Figura 7: Calha <i>Parshall</i> instalada na ETLP	53
Figura 8: Lagoa de lixiviado bruto na ETLP	55

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Classificação de resíduos segundo a ABNT NBR 10.004/2004.....	5
Tabela 2: Composição gravimétrica dos resíduos sólidos coletados no Brasil (2008).....	6
Tabela 3: Média mensal de RSU na CTR Zona da Mata em 2013	7
Tabela 4: Comparação entre lixiviados jovem e estabilizado	13
Tabela 5: Variação da composição do lixiviado gerado em aterros brasileiros	18
Tabela 6: Variações das concentrações de lixiviados com a idade do aterro	19
Tabela 7: Caracterização de lixiviado de aterros sanitários brasileiros.....	20
Tabela 8: Comparativo dos métodos de tratamentos físico-químicos	23
Tabela 9: Resultados da dosagem de diferentes coagulantes em diversas regiões.....	24
Tabela 10: Vantagens e desvantagens de alguns tratamentos biológicos individuais.....	31
Tabela 11: Combinação de tratamentos físico-químicos e biológicos no tratamento de lixiviado.....	32
Tabela 12: Tratamento biológico individual e tratamento biológico combinado com outras tecnologias.....	33
Tabela 13: Tratamento de lixiviado utilizando lagoas aeradas.....	35
Tabela 14: Tratamento de lixiviado utilizando lodo ativado	36
Tabela 15: Tratamento de lixiviados utilizando SBR.....	37
Tabela 16: Tratamento de lixiviado utilizando reator UASB	39
Tabela 17: Tratamento de lixiviado utilizando MBR combinado com outros processos.....	41
Tabela 18: Principais agentes oxidantes e seus potenciais de oxidação.....	42
Tabela 19: Possíveis combinações entre os POAs	43
Tabela 20: Combinação de Processos Oxidativos Avançados e biológicos no tratamento de lixiviado.....	44
Tabela 21: Combinação de UV com outro oxidantes.....	46
Tabela 22: Vazões médias de lixiviado da ETLP	58
Tabela 23: Estimativa da geração de lixiviado por habitante	59
Tabela 24: Resultados das análises de DBO e DQO e eficiência de remoção	59

1 INTRODUÇÃO

No ano de 2013, segundo o Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil (ABRELPE, 2013), o Brasil produziu 76.387.200 toneladas de resíduos sólidos urbanos. Comparando com o ano de 2012, houve um crescimento de 4,1%. Essa produção foi maior do que a taxa de crescimento populacional no país, que foi de 3,7%. A geração diária de Resíduos Sólidos Urbanos – RSU, no mesmo ano, foi de 1,041 kg/hab.dia, o que leva a uma produção diária de 209.280 t/dia. Quanto à destinação final dos RSU, apenas 58,3% tiveram destinação final adequada em aterro sanitário, enquanto 41,7% tiveram destinação inadequada, de acordo com ABRELPE (2013).

A gestão de resíduos sólidos é uma das tarefas mais complexas em relação à proteção do meio ambiente, caso o gerenciamento não seja adequado, e pode trazer grandes prejuízos ambientais e econômicos para o país. Implantar um sistema de gestão de RSU condizente e eficaz se faz necessário para preservar o meio ambiente e os recursos naturais. Pensando nisso, em 2010 foi instituída a Política Nacional de Resíduos Sólidos prevista na Lei 12.305, onde concedeu o prazo até o mês de agosto do corrente ano para que os resíduos e rejeitos sejam dispostos de forma ambientalmente adequada no país, ou seja, destinação final em aterro sanitário. Durante o decorrer deste trabalho, estava em tramitação a Emenda Provisória nº 651 de 2014 que tinha como proposta, a prorrogação do prazo por mais 4 anos para o fim dos lixões. Porém, no dia 14 de novembro de 2014 foi vetada pelo então presidente em exercício Michel Temer.

Segundo a Norma Brasileira da Associação Brasileira de Normas Técnicas, a NBR 8.419/1992, aterro sanitário consiste na técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário.

O aterro sanitário é o método mais usual de disposição final de RSU no Brasil. Em comparação com outras tecnologias de disposição, apresenta menor custo de operação e manutenção. Além disso, requer grandes áreas para a sua implantação. Essa opção é a mais condizente com a realidade brasileira, tanto do ponto de vista técnico quanto do ponto de vista

econômico. O ponto mais impactante do aterro sanitário é a geração de biogás e lixiviado (POVINELLI & ALEM SOBRINHO, PROSAB 2009).

O biogás é a mistura de gases produzidos pela ação biológica na matéria orgânica em condições anaeróbias, composto principalmente de dióxido de carbono (CO₂) e metano (CH₄) em composições variáveis (NBR 8419/1992). A principal forma de mitigação do biogás é a sua queima no aterro ou sua utilização como fonte energética. Atualmente, já se tornou viável técnica e economicamente a implantação e operação de centrais de geração de energia a partir do biogás gerado em aterros sanitários, como é o caso da Central de Tratamento de Resíduos da Zona da Mata, a CTR Zona da Mata - Juiz de Fora/MG e outras no país.

O lixiviado é um líquido oriundo da decomposição de compostos orgânicos contidos nos resíduos sólidos aterrados somados à água de infiltração das águas pluviais. Esse líquido é altamente recalcitrante, ou seja, pouco biodegradável, representando um grande potencial poluidor para os recursos hídricos e ao meio ambiente, assim como representa um grande perigo para a saúde da população.

Uma das grandes problemáticas enfrentadas hoje nos aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos é dar o tratamento e destino adequados ao lixiviados. No Brasil, segundo POVINELLI & ALÉM SOBRINHO (PROSAB, 2009), o tratamento de lixiviado ainda é um problema não equacionado

No tratamento do lixiviado, existem tecnologias que empregam processos físico-químicos, biológicos, oxidativos avançados (POA) e alternativas, ou ainda a combinação destes. Para a tecnologia alternativa, utiliza-se o tratamento combinado com esgotos domésticos ou ainda a evaporação natural ou forçada. Cada uma dessas tecnologias apresenta suas peculiaridades e para sua escolha, faz-se necessário a caracterização do lixiviado para otimização do seu tratamento. Deve-se levar em consideração o alcance de uma eficiência satisfatória para se gerar um efluente de acordo com os padrões de lançamento previsto na legislação local.

É neste contexto que o objetivo do presente trabalho é avaliar o desempenho do sistema utilizado pela CTR Zona da Mata no tratamento de lixiviado.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

O objetivo do trabalho é a avaliação do desempenho do sistema empregado pela CTR Zona da Mata, localizada no município de Juiz de Fora, no tratamento do lixiviado.

2.2 Objetivos Específicos

- Estudar as tecnologias atualmente empregadas no Brasil e no mundo para o tratamento de lixiviado e comparar seus desempenhos.
- Quantificar a geração de lixiviado na Estação de Tratamento de Líquidos Percolados (ETLP) da CTR Zona da Mata e estimar a geração de lixiviado por habitante;
- Caracterizar o lixiviado da CTR Zona da Mata, segundo os parâmetros de DBO e DQO, e avaliar o desempenho da ETLP de acordo com o que preconiza a legislação estadual para lançamento de efluentes, a DN COPAM/CERH 01/2008.

3 REVISÃO BIBLIOGRAFICA

3.1 Geração de Resíduos Sólidos Urbanos

A NBR 10.004/2004 define resíduos sólidos como sendo os resíduos nos estados sólido e semissólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.

Ainda, segundo a Política Nacional de Resíduos Sólidos, fica definido resíduos sólidos como: material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível.

Conforme já mencionado anteriormente, no Brasil, em 2013, foram geradas aproximadamente 76,3 milhões de toneladas de RSU e em Juiz de Fora, segundo o Departamento Municipal de Limpeza Urbana - DEMLURB, a quantidade média de RSU que foram direcionados a CTR Zona da Mata, no ano de 2013, foi de 473,30 t/dia.

Ainda, de acordo com o Plano de Saneamento Básico do município, publicado em 2014, a geração *per capita* de resíduos atualmente em Juiz de Fora é de 0,60 kg/hab.dia, enquanto no Brasil em 2013 foi de 1,041 kg/hab.dia, segundo a ABRELPE (2013).

3.1.1 Classificação dos Resíduos Sólidos Urbanos

Os RSU podem ser classificados a partir da identificação do processo ou atividade que os originaram, ou ainda em função dos principais constituintes e características que o formaram.

Quanto à origem, os RSU se classificam como urbanos, industriais, de serviços de saúde, de portos, aeroportos, terminais rodoviários e ferroviários, agrícolas, da construção civil e radioativos.

Com a finalidade de estabelecer seu potencial de risco à saúde humana e ao meio ambiente, a NBR 10.004/2004, classifica os RSU em classe I e II, sendo que os de classe II são subdivididos em IIA e IIB. Os resíduos classe I são aqueles que apresentam periculosidade e são classificados quanto a sua inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade. São resíduos que apresentam riscos a saúde pública ou podem causar problemas ao meio ambiente quando dispostos de maneira incorreta e em locais inapropriados. Os resíduos classe II são os não perigosos, potencialmente biodegradáveis ou combustíveis. Os considerados não inertes pertencem à classe IIA e podem ter propriedades de biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água. Os considerados inertes e não combustíveis são da classe IIB, são aqueles que não possuem nenhum dos seus constituintes solubilizados em água a concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água. A Tabela 1 apresenta a classificação de resíduos segundo a NBR 10.004/2004.

Tabela 1: Classificação de resíduos segundo a ABNT NBR 10.004/2004

Classificação	Tipologia	Justificativa
Classe I	Perigosos	Característica de um resíduo que, em função de suas propriedades físicas, químicas ou infecto contagiosas pode apresentar: corrosividade, inflamabilidade, reatividade, toxicidade, patogenicidade.
Classe II	Não perigosos	Classificados de acordo com anexo H dessa Norma.
Classe II A	Não inertes	São aqueles que não são classificados como Classe I e nem como Classe II. Têm propriedades como biodegradabilidade, combustibilidade, ou solubilidade em água.
Classe II B	Inertes	Aqueles que após passarem por testes segundo a NBR 10006 e NBR 10007, não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados, a concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor. (Anexo G desta norma).

Fonte: ABNT NBR 10.004 (2004)

3.1.2 Caracterização dos Resíduos Sólidos Urbanos

A caracterização dos RSU pode ser feita quanto a sua natureza física, química e biológica. Suas características variam de acordo com a sua origem ou atividade geradora, e também estão relacionadas com fatores econômicos, sociais, geográficos, climáticos, culturais e tecnológicos que interferem diretamente na geração e composição qualitativa dos resíduos.

A natureza física dos RSU é classificada quanto à geração per capita, composição gravimétrica, peso específico, teor de umidade e compressibilidade. As características químicas estão relacionadas quanto ao poder calorífico, potencial hidrogeniônico (pH), composição química e relação carbono/nitrogênio (C:N). Por fim, as características biológicas se referem a população de microrganismos existentes nos RSU, que podem ser patogênicas ou não. Na Tabela 2 e no gráfico da Figura 1 são apresentados as estimativas da composição gravimétrica dos resíduos coletados no Brasil em 2008.

Tabela 2: Composição gravimétrica dos resíduos sólidos coletados no Brasil (2008)

Resíduos	Participação (%)	Quantidade (t/dia)
Material reciclável	31,9	58.527,40
Metais	2,9	5.293,50
Aço	2,3	4.213,70
Alumínio	0,6	1.079,90
Papel, papelão, e Tetrapak	13,1	23.997,40
Plástico total	13,5	24.847,90
Plástico filme	8,9	16.399,60
Plástico rígido	4,6	8.448,30
Vidro	2,4	4.388,60
Matéria orgânica	51,4	94.335,10
Outros	16,7	30.617,90
Total	100,0	183.481,50

Fonte: IBGE, 2008

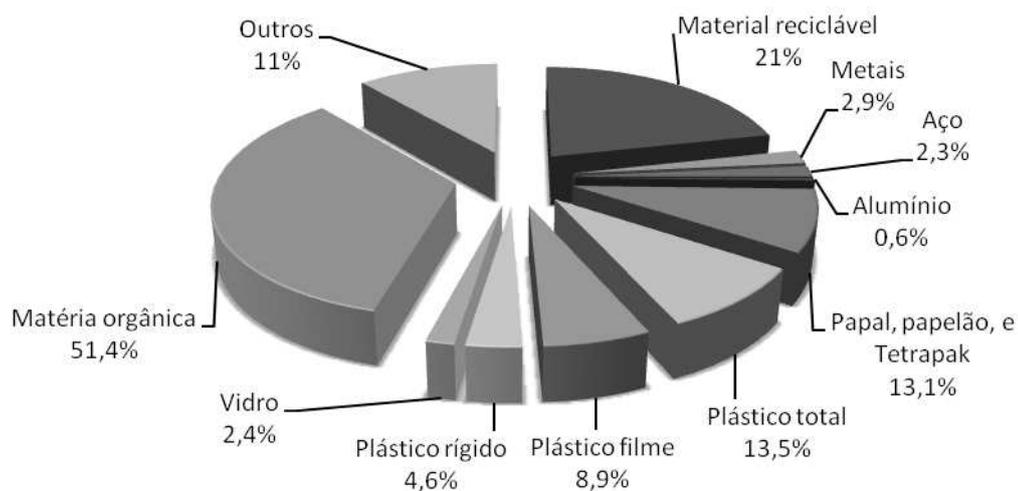


Figura 1: Composição gravimétrica dos resíduos sólidos coletados no Brasil (2008)
Fonte: IBGE, 2008

Segundo o Plano de Saneamento Básico de Juiz de Fora e conforme informações levantadas junto ao DEMLURB, o município de Juiz de Fora não possui um estudo de caracterização física dos RSU, que contemple o cálculo do peso específico e composição gravimétrica. Dessa forma, na Tabela 3 é apresentada a composição média dos resíduos, por origem, dispostos na CTR Zona da Mata em 2013.

Tabela 3: Média mensal de RSU na CTR Zona da Mata em 2013

Resíduo	Média Mensal (t)	%
Poda/Corte de Árvores	18,45	0,15
Construção Civil	88,75	0,72
Domiciliar	8.887,46	72,22
Lodo Desidratado/ETE	0,93	0,01
Mercadoria Apreendida	4,05	0,03
Serviços de Saúde	122,21	0,99
Animais Mortos	20,77	0,17
Restos de Capina	242,38	1,97
Restos de Varrição	53,00	0,43
Outros Resíduos	2.867,70	23,30
Total por mês	1.2305,69	100
Total por dia	473,30	-

Fonte: Adaptado de DEMLURB, 2013

3.2 Gestão Integrada de Resíduos Sólidos Urbanos

O estilo de vida, bem como os modos de produção e consumo da população vêm sofrendo alterações devido ao desenvolvimento econômico, ao crescimento populacional, à urbanização e à revolução tecnológica. Como consequência direta desses processos, vem ocorrendo o aumento na produção de resíduos sólidos, tanto em quantidade como na diversidade desses resíduos (GOUVEIA, 2012).

Segundo ANDRADE *et al.* (2011), as cidades que apresentam gestão deficiente de resíduos sólidos podem sofrer com poluição atmosférica, odores e gases nocivos, poluição hídrica, contaminação e degradação do solo, desvalorização imobiliária das áreas próximas aos locais de disposição de resíduos e a proliferação de doenças através de vetores.

Na Lei nº 12.305/2010, Gestão Integrada de Resíduos Sólidos - GIRSU - é o conjunto de ações voltadas para a busca de soluções para os resíduos sólidos, de forma a considerar as dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social, com controle social e sob a premissa do desenvolvimento sustentável.

De acordo com ReCESA (2007), a gestão integrada define quais decisões, ações e procedimentos devem ser adotados em conjunto para manter o município limpo, dando destino correto e seguro aos resíduos sólidos, evitando danos ao meio ambiente. Ainda define as etapas da gestão integrada que são: planejamento, informação, monitoramento, investimento, leis e operação.

Quanto ao gerenciamento de resíduos, segundo GOUVEIA (2012), o gerenciamento inadequado dos resíduos sólidos urbanos gera diretamente outros impactos importantes, tanto ambientais quanto na saúde da população.

Segundo a Lei nº 12.305/2010, Gerenciamento de Resíduos Sólidos é definido como o conjunto de ações exercidas, direta ou indiretamente, nas etapas de coleta, transporte, transbordo, tratamento e destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, de acordo com plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos ou com plano de gerenciamento de resíduos sólidos.

Para ReCESA (2007), o Gerenciamento de Resíduos envolve uma sequência de atividades que são constituídas das seguintes etapas básicas: redução, reutilização e reciclagem

(princípio dos 3R's), acondicionamento, coleta e transporte, limpeza de logradouros, tratamento e disposição final. A Figura 2 ilustra essas etapas.

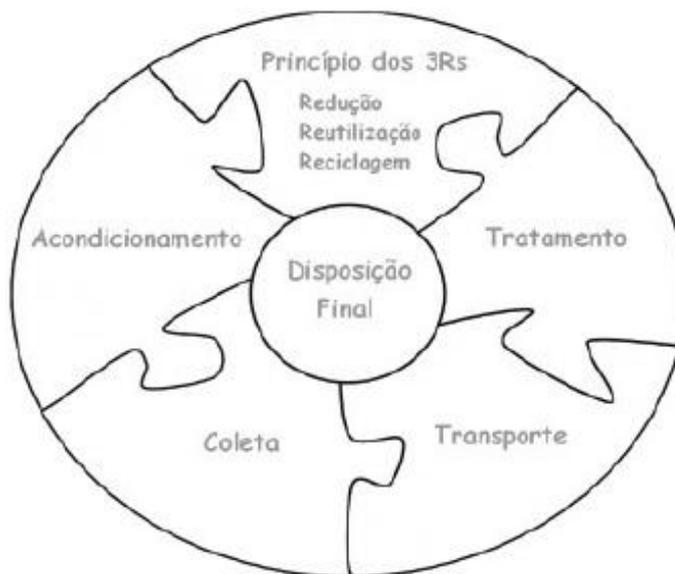


Figura 2: Etapas do Gerenciamento de Resíduos Sólidos
Fonte: ReCESA, 2007

Segundo a Constituição Federal de 1988, no Brasil é competência do município a gestão de resíduos sólidos produzidos em seu território, incluindo os de serviços de saúde e excluindo os resíduos industriais. Ainda, a Constituição Federal de 1988, não particulariza questões sobre os resíduos sólidos urbanos, mas estabelece que compete a União, aos Estados, ao Distrito Federal e aos Municípios proteger o meio ambiente e combater a poluição em qualquer das suas formas, bem como promover programas de construção de moradias e a melhoria do saneamento básico e combater as causas da pobreza e os fatores de marginalização, promovendo a integração social dos setores desfavorecidos.

A Lei nº 11.445 de 2007, que institui o Plano Nacional de Saneamento Básico, estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico, exige Planos Municipais de Saneamento, incluindo entre os planos setoriais que o compõem, o Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (SANTOS, 2010).

A PNRS reúne o conjunto de princípios, objetivos, instrumentos, diretrizes, metas e ações adotadas pelo Governo Federal, isoladamente ou em regime de cooperação com Estados, Distrito Federal, Municípios ou particulares, com vistas à gestão integrada e ao gerenciamento ambientalmente adequado dos resíduos sólidos.

O Estado de Minas Gerais tem sua Política Estadual de Resíduos Sólidos direcionada pela Lei nº 18.031 de 13 de janeiro de 2009, que define a execução de uma política voltada para o gerenciamento dos resíduos sólidos gerados no município e é condição para a concessão de financiamentos pelo estado e para a transferência voluntária de recursos, para a implantação de projetos de disposição final adequada de resíduos sólidos.

Quanto a gestão de resíduos sólidos no município de Juiz de Fora, com área de 1.436 km² e uma população em torno de 516.250 habitantes (IBGE, 2010), é realizada pelo DEMLURB. Na cidade são recolhidos diariamente cerca de 470 toneladas de resíduos. Estes são encaminhados para a CTR Zona da Mata.

A CTR Zona da Mata possui aproximadamente 351 hectares, sendo somente 40 hectares destinados ao empreendimento de tratamento e destinação final de resíduos sólidos: aterro sanitário para resíduos sólidos urbanos e de serviços de saúde, estação de tratamento de lixiviado, unidade de compostagem, centro de educação ambiental, viveiro de mudas e instalações físicas de apoio para administração. Na fotografia apresentada na Figura 3, podem ser observadas as principais instalações da unidade.



Figura 3: Imagem de satélite da CTR Zona da Mata
Fonte: DIELE *et al.* (2014)

3.3 Aterro Sanitário

Aterro sanitário consiste em um método de disposição final de resíduos sólidos urbanos sobre o solo, sendo estes confinados em camadas cobertas com material inerte, de modo a evitar danos a saúde da população e ao meio ambiente.

Por ser uma técnica de disposição final ambientalmente adequada e apresentar um menor custo de operação e manutenção, o aterro sanitário é o método mais usual no Brasil, sendo atualmente a opção mais viável dentro da realidade brasileira.

Dentro da massa de resíduos aterrados, ocorrem processos físicos, químicos e biológicos, tendo como resultado uma massa mais estável química e biologicamente. Portanto, o aterro sanitário pode ser entendido como um tratamento (SANTOS, 2010). A Figura 4 ilustra o esquema de uma célula de um aterro sanitário.

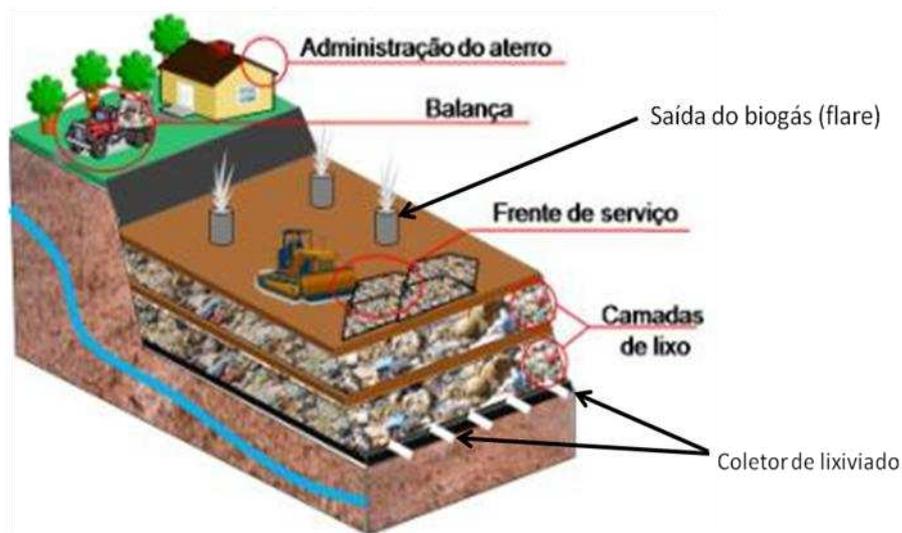


Figura 4: Esquema de uma aterro sanitário
Fonte: Adaptado de SANTOS (2010)

O principal inconveniente do aterro sanitário são a produção de biogás e lixiviado. O biogás é formado a partir da decomposição anaeróbia dos resíduos sólidos aterrados, e sua principal forma de tratamento, conforme mencionada anteriormente, é a queima ou o seu uso como fonte energética. O lixiviado é o líquido gerado na massa de resíduos através da decomposição da matéria orgânica, das características dos resíduos aterrados e principalmente é influenciado pela pluviosidade. Este será abordado com mais detalhes mais a frente do presente trabalho.

3.3.1 Fases do Aterro Sanitário

Em SILVA (2005), citado por SANTOS (2010), a degradação dos resíduos sólidos urbanos, de maneira geral, consistem: 1) na dissolução de elementos minerais presentes; 2) no transporte das partículas finas e do material solúvel pela água de percolação e; 3) principalmente, na conversão biológica da matéria orgânica em formas solúveis e gasosas. SILVA (2005) também afirma que, a degradação aeróbia ocorre em uma fase curta, em função do oxigênio presente nos resíduos aterrados. Em seguida ocorre uma longa fase de degradação anaeróbia.

A degradação anaeróbia consiste na atividade metabólica de microrganismos que convertem compostos orgânicos mais complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em compostos mais simples como o metano e gás carbônico. Este processo de degradação é realizado pelas bactérias e ocorre em quatro fases sequenciais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

A fase de hidrólise possui curta duração e está associada com a disposição recente dos RSU no aterro. Nesta fase, as bactérias fermentativas convertem material orgânico particulado complexo (carboidratos, proteínas e lipídios) em compostos dissolvidos mais simples (moléculas menores) que podem ser mais facilmente assimilados.

Os produtos gerados pela metabolização na fase de hidrólise são excretados pelas bactérias em compostos mais simples. Logo, tem-se o início da fase acidogênica, que é caracterizada pela transição do meio aeróbio para anaeróbio. Segundo EHRIG (1984), citado por KURNIAWAN *et al.* (2010), o lixiviado da fase acidogênica é rico em compostos biodegradáveis, tais como os ácidos graxos voláteis. Assim, a presença destes caracteriza o lixiviado jovem.

Os produtos formados da fase anterior (acidogênese) geram maiores concentrações de ácidos graxos voláteis (principalmente ácido acético), hidrogênio e dióxido de carbono, com isso tem-se a fase acetogênica. Devido ao baixo pH dessa fase, a acidez auxilia na solubilização de materiais inorgânicos e contribui para o surgimento de maus odores (liberação de gás sulfídrico e amônia).

Na última fase, a metanogênese, as bactérias anaeróbias consomem os produtos intermediários da fase acetogênica (compostos orgânicos simples) e liberam metano e gás carbônico.

A medida que os ácidos voláteis são consumidos, observa-se um aumento do pH. Segundo KURNIAWAN *et al.* (2010), esta fase resulta na geração de um lixiviado mais estável. Ainda KURNIAWAN *et al.* (2010), citam os trabalhos de WEIS *et al.* (1989), FRIMMEL e WEIS (1991) e OMAN e HYNNING (1993), onde o lixiviado estabilizado é caracterizado por conter a maior parte de materiais orgânicos com elevada massa molecular (MM), tais como os ácidos húmicos e fúlvicos.

Um bom indicador para a fase em que se encontra o aterro é a caracterização do lixiviado. Este é considerado, na maioria dos casos, estável ou em fase metanogênica, quando gerado em aterro maduro. Já o lixiviado proveniente de uma fase acidogênica apresenta normalmente, características de um aterro jovem. Estas considerações estão apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4: Comparação entre lixiviados jovem e estabilizado

Parâmetros*	Lixiviado jovem	Lixiviado estabilizado
Idade	< 5 anos	> 10 anos
Composição	Compostos de baixo peso molecular, tais como os ácidos graxos voláteis (ácidos acético, propiônico e butírico)	Compostos de alto peso molecular, como os ácidos húmico e fúlvico
pH	4,5 - 6,5	7,5 - 9,0
N-NH ₃	500 - 2000	400 - 5000
DBO	4000 - 13000	20 - 1000
DQO	6000 - 60000	5000 - 20000
DBO/DQO	0,4 - 0,7	< 0,1
DQO/COT	> 2,8	< 2,0
N Kjehldal	0,1 - 2	NA
Metais pesados	> 2	< 2

*Todos os parâmetros em mg/L, exceto idade, composição e pH (adimensional)

Fonte: Adaptado de KURNIAWAN *et al.* (2010)

3.4 Lixiviado

O lixiviado é um líquido de cor escura e mal cheiro originado da decomposição da fração orgânica dos RSU, somado com a percolação da água da chuva que lixivia constituintes orgânicos e inorgânicos através da massa de resíduos aterrados. Além disso, apresenta elevadas concentrações de matéria orgânica pouco biodegradável, nitrogênio amoniacal e pode conter metais pesados. A liberação direta no meio ambiente pode causar impactos irreversíveis. Por isso a grande necessidade de estudos voltados para a solução do seu tratamento.

3.4.1 Geração de Lixiviado

Segundo EL-FADEL *et al.* (2002), citado por SANTOS (2010), a geração de lixiviado acontece quando o teor de umidade dos resíduos excede sua capacidade de campo, definida como a máxima umidade retida em um meio poroso sem produzir percolação.

O processo de geração do lixiviado pode ser influenciado por vários fatores tais como, climáticos (precipitação pluviométrica, evapotranspiração e temperatura), hidrogeológicos (escoamento superficial, infiltração, topografia, geologia e recirculação do lixiviado), características da camada de cobertura (umidade, vegetação, declividade), características dos resíduos aterrados (composição gravimétrica, compactação, permeabilidade, granulometria, peso específico, etc.), método de impermeabilização do local e das reações bioquímicas de degradação da matéria orgânica.

Segundo MORAVIA (2007), citado por PROSAB (2009), é necessário fazer uma estimativa aproximada da quantidade de lixiviado gerado para o dimensionamento dos sistemas de drenagem, armazenamento e tratamento de efluentes em um aterro sanitário.

É difícil fazer uma estimativa precisa da geração de lixiviados devido a vários fatores imprevisíveis e variáveis como, o regime pluviométrico e a velocidade de degradação dos resíduos.

Existem vários métodos de estimativa de vazão de lixiviados que tomam como base o balanço hídrico. Os mais empregados são o método suíço e o método racional. O método suíço é utilizado para aterros menores e seus coeficientes dependem do grau de compactação dos

resíduos ou do seu peso específico (CETESB 1979, citado por PROSAB 2009). O método suíço é dado pela seguinte expressão:

$$Q = P \times A \times \frac{K}{t}$$

onde:

Q : vazão média do lixiviado (L/s)

P : precipitação média anual (mm)

A : área do aterro (m²)

t : número de segundos em um ano (s)

K : coeficiente que depende do grau de compactação dos resíduos (adimensional)

O método racional é adequado para estimar o deflúvio superficial resultante de um evento de chuva sobre uma determinada área de até 500 ha. Nesse método, é necessário o conhecimento das condições da bacia hidrográfica ao qual pertence o aterro. O método racional utiliza a seguinte expressão:

$$Q = C \times i \times A$$

onde:

Q : vazão máxima superficial (L/s ou m³/s)

C : coeficiente de escoamento da relação entre volume de escoamento superficial e o total precipitado (adimensional)

i : intensidade média de chuva (L ou m³ por ha/s)

A : área que recebe a precipitação (ha)

No trabalho realizado por SANTOS (2010), foi encontrado, de maneira empírica, o índice 0,2 L/hab.dia, onde o regime pluviométrico é equivalente ao da bacia do Atlântico Sudeste, correspondente a 1400 mm/ano. Esse número representa a geração diária de lixiviado por habitante e foi obtido a partir da adoção de vários parâmetros, como geração *per capita* de lixo, precipitação média anual e geração de lixiviado por diferentes aterros sanitários. O

índice deve ser utilizado com cautela, porém representa uma grande ferramenta para o dimensionamento de unidades e o direcionamento de projetos.

3.4.2 Composição do Lixiviado

A composição do lixiviado é muito variada. Suas características químicas, físicas e biológicas são definidas pelo tipo de resíduo aterrado, pelo tipo de decomposição, pelo clima, pela estação do ano, idade do aterro, profundidade do resíduo aterrado, tipo de operação do aterro entre outros (REINHART; ROSH 1998, citado por PROSAB 2009).

Segundo EL-FADEL *et al* (2002) e KJELDTSEN *et al*, (2002), citado por YAO (2013), a composição química e microbiológica do lixiviado é complexa e variável, uma vez que, além de depender do tipo de resíduos aterrados, é influenciada por condições ambientais, forma operacional do aterro e dinâmica do processo de decomposição que ocorre no interior das células do aterro.

Nos trabalhos de CHRISTENSEN & KJELDTSEN (1991), citado por YAO (2013), o lixiviado apresenta quatro grupos de poluentes: matéria orgânica dissolvida (representada por Demanda Biológica de Oxigênio - DBO, Demanda Química de Oxigênio - DQO, Carbono Orgânico Total - COT, ácidos graxos voláteis e matéria orgânica refratária, como as substâncias húmicas e fúlvicas), macro compostos inorgânicos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , SO_4^{2-} e HCO_3^-), metais pesados (Cd, Cr, Cu, Pb, Ni e Zn) e compostos xenobióticos orgânicos provenientes de resíduos químicos e domésticos (presentes em baixas concentrações como os hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas, entre outros). Além disso pode conter microrganismos. A Tabela 5 ilustra a variação da composição do lixiviado gerado em aterros brasileiros.

As principais variáveis utilizadas para caracterizar os lixiviados são DQO, DBO, COT, nitrogênio (principalmente amoniacal e total), série de sólidos, ácidos orgânicos voláteis, cloretos e série de metais pesados. A relação entre as variáveis DBO e DQO (DBO/DQO) pode ser utilizada para inferir o grau de decomposição e a idade do aterro. Ressalta-se que o parâmetro DBO é muito suscetível á toxicidade presente nos lixiviados e deve ser utilizado com cautela.

Alguns autores caracterizam a idade do aterro através da relação DBO/DQO. Segundo TCHOBANOGLOUS *et al.* (1993) citado por SANTOS (2010), aterros considerados novos possuem lixiviados com relação DBO/DQO em torno de 0,7, enquanto que para aterros antigos, a relação se aproxima de 0,2. Ainda, em GOMES *et al.* (PROSAB, 2006), citado por SANTOS (2010), para uma relação DBO/DQO > 0,5 o aterro é considerado novo e instável, entre 0,1 e 0,5 indica um aterro moderadamente estável, e finalmente, para uma relação DBO/DQO < 0,1 o aterro é considerado antigo. A Tabela 6 mostra as variações das concentrações de vários parâmetros de caracterização de lixiviados de acordo com a idade do aterro. Pode-se observar que a concentração da maioria dos parâmetros apresentados decresce com o aumento da idade do aterro.

Tabela 5: Variação da composição do lixiviado gerado em aterros brasileiros

Variável*	Faixa Máxima	Faixa mais provável	FVMP* (%)
pH	5,7 - 8,6	7,2 - 8,6	78
Alcalinidade total	750 - 11.400	750 - 7.100	69
Dureza	95 - 3.100	95 - 2.100	81
Condutividade	2.950 - 25.000	2.950 - 17.660	77
DBO	< 20 - 30.000	< 20 - 8.600	75
DQO	190 - 80.000	190 - 22.300	83
Óleos e graxas	10 - 480	10 - 170	63
Fenóis	0,9 - 9,9	0,9 - 4,0	58
NTK	80 - 3.100	Não há	-
N - amoniacal	0,4 - 3.000	0,4 - 1.800	72
N - orgânico	5 - 1.200	400 - 1.200	80
N - nitrito	0 - 50	0 - 15	69
N - nitrato	0 - 11	0 - 3,5	69
Fósforo total	0,1 - 40	0,1 - 15	63
Sulfeto	0 - 35	0 - 10	78
Sulfato	0 - 5.400	0 - 1.800	77
Cloreto	500 - 5.200	500 - 3.000	72
Sólidos totais	3.200 - 21.900	3.200 - 14.400	79
Sólidos totais fixos	630 - 20.000	630 - 5.000	60
Sólidos totais voláteis	2.100 - 14.500	2.100 - 8.300	74
Sólidos suspensos totais	5 - 2.800	5 - 700	68
Sólidos suspensos voláteis	5 - 530	5 - 200	62
Ferro	0,01 - 260	0,01 - 65	67
Manganês	0,04 - 2,6	0,04 - 2,0	79
Cobre	0,005 - 0,6	0,05 - 0,15	61
Níquel	0,03 - 1,1	0,03 - 0,5	71
Cromo	0,003 - 0,8	0,003 - 0,5	89
Cádmio	0 - 0,26	0 - 0,065	67
Chumbo	0,01 - 2,8	0,01 - 0,5	64
Zinco	0,01 - 8,0	0,01 - 1,5	70

*FVM: frequência de ocorrência dos valores mais prováveis; Todas as variáveis em mg/L, exceto pH (adimensional) e condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)

Fonte: Adaptado de SOUTO e POVINELLI (2007), citado por PROSAB (2009)

Tabela 6: Variações das concentrações de lixiviados com a idade do aterro

Parâmetro*	Idade do aterro (anos)			
	0 a 5	5 a 10	10 a 15	>20
DBO	10.000-25.000	1.000-4.000	50-1.000	< 50
DQO	15.000-40.000	10.000-20.000	1.000-5.000	< 1.000
Nitrogênio Kjeldahl	1.000-3.000	400-600	75-300	< 50
Nitrogênio amoniacal	500-1.5000	300-500	50-200	< 30
SDT	10.000 - 25.000	5.000-10.000	2.000-5.000	< 1.000
pH	3,0 - 6,0	6,0-7,0	7,0-7,5	7,5
Cálcio	2.000-4.000	500-2.000	300-500	< 300
Sódio e Potássio	2.000-4.000	500-1.500	100-500	< 100
Ferro e Manganês	500-1.500	500-1.000	100-500	< 100
Zinco	100-200	50-100	out/50	< 10
Cloreto	1.000-2.000	500-2.000	100-500	< 100
Sulfato	500-2.000	200-1.000	50-200	< 50
Fóforo	100-300	10-100	-	< 10

*Todos os valores em mg/L, exceto pH (adimensional)

Fonte: Adaptado de EL-FADEL *et al.* (2002) citado por SANTOS (2010)

Na Tabela 7 encontra-se apresentada uma relação de diversos aterros sanitários estudados durante o PROSAB – Tema 3/Edital 5, operados no Brasil e as respectivas características físico-químicas dos seus lixiviados. Para estas, destaque maior é dado à relação DBO/DQO que foi sugerida por SANTOS (2010), em função dos valores mínimos e máximos dos parâmetros DBO e DQO.

Pode-se observar que para os aterros sanitários que possuem dados de idade do aterro, todos, exceto João Pessoa, possuem mais de 20 anos de operação e deveriam se classificar como aterros antigos. Entretanto, ao observar a relação DBO/DQO, de acordo com a classificação proposta por TCHOBANOGLIOUS *et al.* (1993), citado por SANTOS (2010), somente os aterros de Londrina e Gramacho apresentam a relação abaixo de 0,20, portanto somente eles poderiam ser classificados como aterros antigos. Ainda, seguindo a classificação de GOMES *et al.* (2006), citado por SANTOS, somente o aterro de Londrina se classificaria como antigo, pois é o único que apresenta relação DBO/DQO menor do 0,1.

É importante se ter em mente que o lixiviado de aterro sanitário é um efluente com características muito complexas, e que sua idade não pode ser determinada em função de parâmetros de caracterização. Segundo SOUTO (2009), citado por SANTOS (2010), a associação entre características do lixiviado e idade do aterro, deve ser realizada em relação às fases de degradação do aterro e não à sua idade pré-definida.

Tabela 7: Caracterização de lixiviado de aterros sanitários brasileiros

Aterro Sanitário	Parâmetros*							DBO/DQO	Idade
	pH	DBO	DQO	N-NH ₃	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	SST		
Santo André (SP)	6,9	1.720	2.600	25	0,005	< 0,2	1.230	0,69	-
	8,7	5.790	8.050	1.000	0,1	0,6	3.350		
Bandeirantes (SP)	7,1	3.410	5.500	62	< 0,05	0,4	3.560	0,9	-
	8,5	8.430	7.150	220		0,06	5.100		
Itaipicirica da Serra (SP)	7,1	2.520	2.560	-	0,015	0,06	1.320	0,86	-
	7,1	2.720	3.700			0,08	2.760		
Caucácia (CE)	7,7	72	442	65	0,015	0,19	2.950	0,27	-
	8,4	969	2.521	425	71	185	11.860		
São Giácomo (RS)	5,7	99	558	0,6	-	-	-	0,36	-
	8,4	26.799	49.680	1.258					
Londrina (PR)	-	42	931	373	-	-	37	0,07	34
		248	3.306	1.110			136		
Morro do Céu (RJ)	7,5	158	685	677	< 0,01	-	40	0,61	26
	8,5	1.414	1.913	1.394			473		
João Pessoa (PB)	8,0	3.516	3.244	1.024	176	7,7	121	0,25	7
	8,6	3.760	25.478	2.738	288	13	645		
Belo Horizonte (MG)	8,0	20	1.504	527	-	-	12	0,61	22
	8,6	260	3.089	1.716			67		
Gramacho (RJ)	7,7	118	804	76	0,02	0,1	13	0,19	31
	9,1	857	4.255	3.564	2,4	6,2	256		
Gericinó (RJ)	7,4	106	672	68	0,01	0,1	9	0,8	22
	9,0	2.491	2.592	2.630	2,29	3,1	293		
Muribeba (PE)	7,6	467	2.102	697	-	-	882	0,47	24
	8,7	4.256	8.416	2.052			2.082		
São Leopoldo (RS)	7,0	115	1.319	136	0,1	2,9	-	0,72	-
	9,0	7.830	9.777	1.803	0,5	32			

*Todos os valores em mg/L, exceto pH (adimensional)

Obs.: (1) N-NH₃: nitrogênio amoniacal; (2) NO₂⁻: nitrito; (3) NO₃⁻: nitrato; (4) valores mínimos e máximos, exceto pra relação DBO/DQO e idade.

Fonte: Adaptado de CASTILHOS *et al.* (2006), citado por SANTOS (2010)

3.5 O Tratamento de Lixivido

O lixiviado, por apresentar uma composição tóxica e recalcitrante, representa uma grande preocupação na gestão de resíduos sólidos urbanos e, principalmente, na gestão de aterros sanitários. O seu lançamento direto no solo ou em recursos hídricos pode causar danos irreversíveis ao meio ambiente e trazer problemas à saúde da população. Assim, é de fundamental importância o estudo de técnicas que reduzam a sua geração e o seu tratamento adequado.

A escolha de um processo de tratamento para lixiviados de aterros sanitários, prioritariamente, deve levar em consideração as características do líquido percolado. Essas características podem variar tanto espacialmente, quanto ao longo do tempo (aterros novos e aterros maduros), devendo-se avaliar, também, aspectos legais, custos e tecnologias disponíveis (QUEIROZ, *et al.* 2011)

No trabalho de QASIM & CHIANG (2004), citado por SANTOS, são apontados os seguintes problemas específicos inerentes ao tratamento de lixiviado em aterros sanitários:

1. A alta recalcitrância do lixiviado, seu alto potencial poluidor e sua alta toxicidade definem a necessidade de se selecionar uma tecnologia de tratamento compatível, sendo esta uma tarefa complexa;
2. As diferenças encontradas de aterro para aterro e conseqüentemente de lixiviado para lixiviado, são tais que tecnologias aplicáveis a uma determinada situação podem não ser diretamente transferíveis para outra;
3. As flutuações na qualidade e quantidade do lixiviado produzido, que ocorrem tanto em curtos como em grandes intervalos de tempo, devem ser consideradas no projeto da estação de tratamento. O processo concebido, que garante bom desempenho para o lixiviado de um aterro jovem deve ser modificado no futuro para atender adequadamente as suas mudanças de características em função da contínua estabilização do aterro e ainda para atender eventuais mudanças nos padrões de efluentes.

Nos trabalhos de CHIAN (1977), KNOX & JONES (1985) e LEMA *et al.* (1988) citado por KURNIAWAN *et al.* (2010), confirma-se a existência dos problemas que devem ser levados em consideração na concepção de sistemas de tratamento de lixiviado, citados anteriormente. Em primeiro lugar, a tratabilidade do lixiviado depende da sua composição, da sua recalcitrância, da natureza da matéria orgânica, bem como da idade e estrutura do aterro. Em segundo, o lixiviado tem sua composição e concentração de substâncias orgânicas e inorgânicas variáveis em cada fase de decomposição dos RSU. O lixiviado tem características únicas em cada fase e são significativamente diferentes de uma fase para outra.

Por muitos anos, alguns técnicos acreditavam que o lixiviado apresentava aparente similaridade com os esgotos domésticos. Assim, adotaram como forma de tratamento as mesmas tecnologias empregadas para o tratamento de esgotos domésticos.

Os insucessos obtidos no Brasil e no mundo apontam para a necessidade de se repensarem nas estratégias empregadas até agora, buscando processos adequados para o tratamento de lixiviado e que possam ser aplicados dentro da realidade brasileira (PROSAB, 2009).

No presente trabalho, serão descritas e caracterizadas algumas tecnologias de tratamento de lixiviado atualmente aplicadas em todo mundo divididas em: 1) Tratamento Físico Químico; 2) Tratamento Biológico; 3) Processos Oxidativos Avançados; e 4) Tratamento Alternativo.

3.5.1 Tratamento Físico-Químico

Os processos mais empregados no tratamento físico-químico de lixiviados são coagulação/floculação, precipitação química, *stripping* de amônia, adsorção e ainda a combinação desses. A Tabela 8 faz um comparativo dos métodos de tratamentos físico-químicos.

O tratamento físico-químico pode ser utilizado no pré-tratamento, em geral para remoção das cargas elevadas de nitrogênio amoniacal, e no pós-tratamento, para remoção de compostos recalcitrantes. Além disso, podem apresentar elevada eficiência de remoção de matéria orgânica, porém normalmente apresentam alto grau de complexidade operacional, elevados custos de implantação e operação e elevada produção de lodo químico, sendo que este último apresenta um tratamento complexo.

Segundo LANGE *et al.* (2006), citado por SANTOS (2010), os sistemas físico-químicos mais utilizados no Brasil são coagulação/floculação, filtração e precipitação química, e estes não têm apresentado boa remoção dos poluentes encontrados nos lixiviados.

Tabela 8: Comparativo dos métodos de tratamentos físico-químicos

Tipo de Tratamento	Remoção	Problemas
Coagulação/floculação	Metais e sólidos suspensos	Alta formação de lodo e problemas para disposição
Precipitação química	Metais e *N-NH ₃	Requer disposição final do lodo
Stripping de amônia	Nitrogênio amoniacal	Requer equipamentos para controle de poluição do ar
Carvão ativado	Compostos orgânicos	Filtro de carvão pode ser problemático e o *CAG pode ter elevado custo

*CAG: carvão ativado granular; *N-NH₃: nitrogênio amoniacal

Fonte: Adaptado de KURNIAWAN, LO, CHAN (2006), citado por SILVA (2011)

Coagulação/floculação

O mecanismo do processo de coagulação/floculação consiste basicamente na desestabilização das partículas coloidais, promovida pela ação de um agente coagulante que é empregado imediatamente antes do processo de floculação. A floculação promove a aglomeração das partículas desestabilizadas através da agitação suave e completa, facilitando o contato dos flocos menores e formando flocos maiores, que sedimentarão mais facilmente (KURNIAWAN *et al*, 2006, citado por PROSAB 2009). As principais variáveis que interferem no mecanismo são: a natureza química do coagulante, o pH e as condições (velocidade e tempo de mistura) de coagulação e floculação.

Segundo LI *et al*. (2009), citado por SILVA (2011), a escolha do coagulante deve estar de acordo com o tipo de poluente que se deseja remover. Entretanto, antes da utilização do coagulante é necessário realizar testes de laboratório (testes de dosagem, faixa de pH ótimo, tempo de mistura e gradiente de velocidade ideal). Em geral, os coagulantes são selecionados por sua agregação eficiente (formação do floco), excelente sedimentabilidade do lodo e de custo relativamente baixo.

As técnicas de coagulação/floculação são bem difundidas, sendo empregadas em diversas regiões do mundo. No tratamento podem ser empregados vários tipos de coagulantes, tais como cloreto férrico, o sulfato de alumínio, entre outros. A Tabela 9 mostra alguns resultados da dosagem de diferentes coagulantes utilizados em algumas regiões e a remoção de DQO. Ressalta-se que mesmo um coagulante sendo utilizado em dosagens inferiores, por apresentar custo unitário elevado, pode apresentar custo total similar.

Tabela 9: Resultados da dosagem de diferentes coagulantes em diversas regiões

Local	Coagulante	Dosagem (g/L)	DQO (mg/L)	pH	Remoção DQO (%)
Jeandela-incourt (França)	FeCl ₃	2,0	4.100	4,5-5,0	55
	Al ₂ (SO ₄) ₃	0,9	4.100	4,5-5,0	42
Thessaloniki (Grécia)	FeCl ₃	0,8	5.690	4,8	56
	FeCl ₃	1,5	5.350	10,0	80
	FeCl ₃	5,5	70.900	6,2	30
	Al ₂ (SO ₄) ₃	0,4	5.690	4,8	39
	Al ₂ (SO ₄) ₃	1,5	5.350	10,0	38
Turquia	Al ₂ (SO ₄) ₃	3,0	70.900	6,2	40
	Ca(OH) ₂	2,0	7.000	12,0	86

Fonte: KURNIAWAN, LO, CHAN (2006), citado por SILVA (2011)

No trabalho de COMSTOCK *et al.* (2010), foi estudado o tratamento do lixiviado empregando os coagulantes sulfato férrico, sulfato de alumínio e cloreto férrico com as dosagens de 8,95 mmol/L e 17,9 mmol/L, para cada um, e pH próximo de 8. Com a dosagem de 8,95 mmol/L, todos os três coagulantes apresentaram uma remoção de DQO menor que 10%. Para a dosagem de 17,9 mmol/L, o coagulante sulfato férrico obteve uma remoção de DQO de 23%, o sulfato de alumínio removeu 14% e para o cloreto férrico a remoção foi de 10%.

QUEIROZ *et al.* (2011), estudou o pós-tratamento com os coagulantes cloreto férrico e sulfato de alumínio hexahidratado com objetivo de remover matéria orgânica recalcitrante, avaliada como cor aparente. Antes do processo, o lixiviado passou por um pré-tratamento biológico com lodos ativados. Para ambos os coagulantes, os resultados de remoção de cor aparente foram maiores que 90%. Para o cloreto férrico e o sulfato de alumínio hexahidratado foi utilizada a dosagem de 400 mg/L e o pH foi de 4 e 5, respectivamente.

FELICI *et al.* (2013), também empregou o pós-tratamento com o uso do coagulante cloreto férrico, obtendo uma remoção de 81% de DQO e 98% de cor verdadeira. A dosagem do coagulante foi a mesma utilizada por QUEIROZ *et al.* (2011), que foi de 400 mg/L, e o pH foi igual a 3.

Precipitação química

A precipitação química envolve a adição de produtos químicos que promovem a remoção de substâncias dissolvidas e suspensas por sedimentação (METGALF & EDDY, 2003, citado

por PROSAB, 2009). O processo visa, principalmente, a remoção de compostos orgânicos não biodegradáveis, nitrogênio amoniacal e metais pesados.

Segundo KURNIAWAN, LO e CHAN (2006), citado por PROSAB (2009), o método usualmente utilizado de precipitação química emprega como precipitantes químicos o fosfato de amônia e magnésio ou estruvita, conhecida como PAM, e hidróxido de cálcio ou cal hidratada, dependendo do que se pretende remover.

Para a remoção da amônia, é empregada a reação do cátion amônio, presente no lixiviado, com os íons fosfato e magnésio. Nesse processo há a formação do sólido fosfato de amônio e magnésio hexahidratado (PAM).

As principais vantagens da aplicação da precipitação do PAM é a alta capacidade de remoção e a simplicidade operacional, além disso pode ser empregado na remoção de metais pesados e matéria orgânica não biodegradável (KURNIAWAN *et al.* 2006, citado por PROSAB 2009). No entanto, a maior desvantagem desse processo é o alto consumo dos sais que fornecem os íons fosfato e magnésio, promovendo um alto custo operacional.

O hidróxido de cálcio ou cal hidratada é mais utilizado para a remoção de metais pesados. As principais vantagens do uso de hidróxido de cálcio na precipitação química são: disponibilidade do reagente em vários países; a não contribuição para o aumento da salinidade, o baixo custo e sua simplicidade. O seu uso no pré-tratamento é mais barato do que o uso de outros produtos químicos como, o sulfato de alumínio, cloreto férrico, sulfato de magnésio, entre outros. Porém, o hidróxido de cálcio apresenta como desvantagem o aumento do pH e dureza do efluente do tratamento e, além disso, a geração de lodo e conseqüentemente o alto custo com sua disposição.

HUANG *et al.*(2014), avaliaram o uso de ácido fosfórico, como fonte de fosfato, e óxido de magnésio na precipitação da estruvita, utilizados no pré-tratamento de lixiviado de aterro sanitário, para remoção de nitrogênio amoniacal. Foi possível alcançar uma remoção de nitrogênio amoniacal de 83%, com um pH igual a 9.

No trabalho realizado por DINIZ (2010), foram utilizados duas diferentes combinações de reagentes fontes de magnésio e fosfato (cloreto de magnésio e fosfato dissódico mais óxido de magnésio e ácido fosfórico) para a precipitação química da amônia. Para a combinação de

cloreto de magnésio e fosfato dissódico, a remoção de amônia foi de 85,5%. E, para a combinação de óxido de magnésio com ácido fosfórico foi de 76,3%. Ambos utilizaram um pH igual a 9.

Stripping de amônia

O processo de *stripping* (ou arraste) consiste na transferência do meio líquido para o meio gasoso. O princípio do tratamento é basicamente a remoção de componentes mais voláteis de uma mistura líquida por meio de um gás que se faz passar pelo líquido, entrando em contato direto com o gás em questão.

O tratamento com *stripping* é muito utilizado para o arraste (volatilização) da amônia presente nos lixiviados de aterros sanitários. Porém, para a remoção deste poluente é necessário a elevação do pH para que o íon amônio se transforme em amônia gasosa.

Segundo QUEIROZ *et al.* (2011), o *stripping* geralmente é empregado para a redução do nitrogênio amoniacal de amônia presente nos lixiviados a montante de sistemas de tratamentos biológicos.

Os sistemas de *stripping* podem ser divididos nos seguintes grupos: (i) tanques de arraste que contenham aeradores de ar difuso, onde o borbulhamento do ar ou o uso de agitadores mecânicos promovem o aumento da superfície de contato entre o gás/líquido, aumentando a transferência de massa através dessa interface; e (ii) torres de arraste, onde se emprega o uso de material suporte (torres recheadas) promovendo o aumento da superfície de contato e por onde o líquido percorre, fazendo passar pelo mesmo local e ao mesmo tempo uma corrente de ar oposta ao fluxo do líquido.

A volatilização da amônia, apresenta grandes desvantagens, tais como o elevado custo de operação, devido aos elevados gastos com energia elétrica e de produtos químicos utilizados para a elevação do pH. Além disso, ocorre a liberação de amônia para a atmosfera e pode ocorrer o entupimento das tubulações devido a formação de carbonato de cálcio, quando se faz o uso de cal como alcalinizante.

No trabalho de COTMAN & GOTVAJN (2010), empregou-se o *stripping* para o tratamento do lixiviado de aterro sanitário alcançando uma remoção de amônia entre 94 e 96%. Para isso,

foi necessário aeração do meio com uma vazão de ar igual a 120 L/h e ajuste do pH com hidróxido de sódio para 11.

Ainda, os estudos de CASTRILLÓN *et al.* (2010), analisaram o tratamento com *stripping*, com e sem pré-tratamento anaeróbio, empregando a cal - Ca(OH)_2 . Os autores observaram que o processo de *stripping* com pré-tratamento anaeróbio obteve melhores resultados de remoção de amônia do que sem. Os resultados de remoção de amônia ficaram entre 93,4 e 94,1%, com pH entre 10,8 e 13.

KAWAHIGASHI *et al.* (2014), utilizaram o pré-tratamento com *stripping* seguido de tratamento biológico por lodos ativados, mediante adição de etanol como fonte externa de carbono, realizados em bateladas sequenciais, e pós-tratamento com coagulação/floculação seguida de filtração em carvão ativado. A eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal no processo de *stripping* ficou entre 96 e 100%. Vale ressaltar que o tempo de detenção hidráulica para o *stripping* foi de 21.

Filtração/adsorção

Segundo os autores KURODA *et al.* (2005); BRINQUES (2005), citados por KAWAHIGASHI *et al.* (2014), a adsorção de um composto em carvão ativado é resultado de uma complexa inter-relação que depende tanto das propriedades do adsorvato e adsorvente, como de fatores externos. A capacidade adsortiva de uma carvão está relacionada tanto a fatores intrínsecos do adsorvente (tais como o material de partida, forma, volume e distribuição dos poros, química da superfície, modo de ativação do material e teor de cinzas), quanto às condições experimentais como o pH, tempo de contato, temperatura, grau de agitação, entre outros fatores que podem dificultar ou facilitar o processo de adsorção.

CASTILHOS JUNIOR, DALSSASSO e ROHERS (2010), pesquisaram o pós-tratamento utilizando filtração ascendente em filtro de areia (com 4,2 m de altura e 146 mm de diâmetro) com granulometrias distintas, seguido de filtração em coluna de carvão ativado (com 1 m de altura, 146 mm de diâmetro e granulometria de 3 a 7 mm). O tratamento preliminar utilizado foi o processo de coagulação/floculação. No filtro de areia, observou-se uma remoção de DQO de 65%, DBO de 45%, turbidez de 98%, cor verdadeira 89,8% e amônia de 33,5%. Já na coluna de carvão ativado, observou-se uma remoção de amônia de 85,37% e um aumento

na relação DBO/DQO ente 0,6 e 0,9, evidenciando o aumento da biodegradabilidade do efluente da coluna de carvão ativado.

COTMAN & GOTVAJN (2010), avaliaram o pré-tratamento de lixiviados com adsorção em carvão ativado granular e em zeólito (um tipo de aluminossilicato cristalino hidratado), seguido de tratamento biológico utilizando reator sequencial em batelada. Os resultados obtidos para a adsorção em carvão ativado foi uma remoção de DQO entre 62 e 92% (concentração de carvão ativado de 50 g/L). Já para a adsorção em zeólito, a remoção de DQO foi entre 25 e 39%.

No trabalho de KAWAHIGASHI *et al.* (2014), o objetivo foi avaliar a aplicabilidade da adsorção em coluna de carvão ativado granular, como pós-tratamento de lixiviados, tratado previamente por stripping de amônia, seguido de tratamento biológico e pós-tratamento por coagulação/floculação, conforme citado anteriormente. O processo de adsorção apresentou elevada remoção de cor verdadeira variando entre 94 e 100%, obtendo um valor residual no efluente tratado de 8 uH (unidade Hazen). Quanto para DQO a remoção foi entre 47 e 76%, resultando em um efluente com concentração de 167 mg/L. Ambos os resultados estavam dentro da faixa de padrão de lançamento de efluentes na legislação do estado do Paraná (valor máximo de cor verdadeira 75 uH e para DQO de 200 mg/L)

3.5.2 Tratamento Biológico

O tratamento biológico é promovido por microrganismos que degradam compostos orgânicos em dióxido de carbono e água, sob condições aeróbias, e em biogás (mistura dos gases metano de dióxido de carbono), sob condições anaeróbias.

De acordo com vários estudos, os processos biológicos são eficazes para lixiviados considerados jovens, geralmente com elevadas concentrações de ácidos graxos voláteis e cuja a relação DBO/DQO é maior do que 0,4, indicando alta biodegradabilidade (BORZACONI *et al.* 1996; MOHAJERI, ISA e AZIS, 2006; COLOMER & GALARDO, 2007, citados por LOPEZ *et al.* 2014).

Os processos biológicos, contudo, apresentam algumas limitações. A concentração elevada de amônia, bem como a deficiência de fósforo, prejudicam a eficiência do tratamento (PERSSON *et al.* 2002, citado por KURNIAWAN *et al.* 2010). Além disso, lixiviados de

aterros estabilizados é menos passível de tratamento biológico. A maioria dos seus constituintes são recalcitrantes e difíceis de serem degradados pelos microrganismos (DEVARE & BAHADIR, 2005, citados por KURNIAWAN *et al.* 2010). Isso porque esses constituintes inibem as atividades de degradação dos microrganismos (EHRIG & STEGMANN, 1992, citados por KURNIAWAN *et al.* 2010). A presença de metais pesados geralmente é um dos obstáculos para os processos biológicos (KURNIAWAN, LO e CHAN, 2006, citados por KURNIAWAN *et al.* 2010).

É importante mencionar que a operação de processos biológicos depende de alguns fatores, tais como o pH, da recalcitrância do lixiviado, da natureza dos poluentes, da exigência de nutrientes pelos microrganismos, da presença de poluentes que podem inibir a atividade microbiológica e da variação da carga orgânica.

Basicamente os processos biológicos envolve dois tipos de mecanismos de tratamentos, o aeróbio e o anaeróbio. O tratamento aeróbio envolve a remoção de compostos orgânicos presentes no lixiviado por microrganismos na presença de oxigênio e requer a agitação ou aeração do meio para evitar condições anaeróbias. As tecnologias mais empregadas que envolvem processos aeróbios são lagoas aeradas, lodos ativados, biodiscos, filtros biológicos, entre outros. Uma das grandes desvantagens desse tipo de tecnologia é o alto consumo de energia elétrica e alta geração de lodo. Além disso os sistemas aeróbios requerem certas condições estáveis como, a carga orgânica, concentração de nutrientes, pH, entre outros (COLOMER & GALARDO, 2007, citados por LOPEZ *et al.* 2014). Já o tratamento anaeróbio baseia-se nos mesmos princípios do tratamento aeróbio, a única diferença é que os microrganismos atuam na ausência de oxigênio e o processo é mais simples, bem como a produção de lodo é menor. No entanto, devem ser feitas algumas considerações quanto a operação desse tipo de processo. A elevada concentração de amônia e alguns minerais dissolvidos, como os metais pesados, podem ser tóxicos aos microrganismos, sendo necessária a remoção prévia destes, ou a redução da carga aplicada ao tratamento (LOPEZ *et al.* 2014).

Segundo o levantamento bibliográfico, com cerca de 188 trabalhos (1976-2010), feito por KURNIAWAN *et al.* (2010), diferentes tratamentos biológicos podem ser empregados e, a partir do levantamento, nenhum desses tratamentos podem ser aplicados individualmente para a remoção de contaminantes nos lixiviados. A Tabela 10 resume a aplicação técnica

dos processos biológicos para o tratamento de lixiviados. Entre os tratamentos biológicos individuais analisados, lodos ativados, SBR e UASB são os mais freqüentemente estudados.

As tecnologias de tratamento biológico são geralmente combinadas com outros processos para garantir uma maior eficiência de remoção de poluentes e alcançar os limites de lançamento em corpos d'água estabelecido pela legislação ambiental. Alguns exemplos de combinações e suas eficiências de remoção são mostrados nas Tabelas 11 e 12 . Algumas dessas tecnologias serão descritas mais a frente.

No presente trabalho, serão descritas algumas das tecnologias empregadas no tratamento biológico de lixiviados: lagoas aeradas, lodo ativado, reatores sequenciais em batelada - SBR (da sigla da língua inglesa *Sequential Batch Reactor*), reator anaeróbio de manta de lodo em fluxo ascendente - UASB (da sigla da língua inglesa *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), e biorreatores com membranas - MBR (da sigla da língua inglesa *Membrane Biological Reactor*).

Tabela 10: Vantagens e desvantagens de alguns tratamentos biológicos individuais

Tipo de tratamento	Alvo de remoção	Intervalo de concentração inicial (mg/L)		Eficiência de remoção (%)		Vantagens	Desvantagens
		DQO	N-NH ₃	DQO	N-NH ₃		
Aeróbio							
Lodos ativados	Material orgânico instável e *N-NH ₃	1.000 a 24.000	115 a 800	95-98	90-99	Pode ser combinado com processo de nitrificação; lodo pode ser utilizado como fertilizante; pode remover sólidos em suspensão, DBO e DQO	Longo tempo de retenção, custo elevado na operação e manutenção; sistema depende de variáveis como carga orgânica; produção de lodo; alto custo energético; sensível à sobrecargas hidráulicas
*SBR	Compostos orgânicos e N-NH ₃	3.500 a 26.000	100 a 1.000	90-97	99-100	Não é necessário adição de clarificadores	Geração de lodo e odor; elevado consumo de energia
Nitrificação	Compostos nitrogenados	1.000 a 2.116	270 a 535	30-55	90	Altas taxas de nitrificação durante o verão; menor produção de lodo; baixo custo de operação e manutenção	Inibição se a a concentração de N-NH ₃ é elevada; elevado consumo de energia
Lagoa aerada	Compostos orgânicos e N-NH ₃	1.733 a 34.000	104 a 175	83-98	> 99	Baixo custo de operação e manutenção; pode operar com flutuações nas concentrações de compostos orgânicos	Longo tempo retenção; crescimento excessivo de algas; geração de odor; elevado consumo de energia
Anaeróbio							
*UASB	Compostos orgânicos e N-NH ₃	1.800 a 64.000	160 a 920	91-98	50-80	Produção de gás metano como fonte de energia; não requer agitadores mecânicos e aeradores; fases líquida, gasosa e sólida podem ser separadas no mesmo reator; boa sedimentabilidade do lodo	Um longo período de arranque; estreita faixa de pH; toxicidade da amônia; inibição por metais pesados

*SBR: reatores sequenciais em bateladas; *N-NH₃: nitrogênio amoniacal; *UASB: reator de manta de lodo anaeróbio de fluxo ascendente

Fonte: Adaptado de KURNIAWAN *et al.* (2010)

Tabela 11: Combinação de tratamentos físico-químicos e biológicos no tratamento de lixiviado

Localização do aterro	Tipos de tratamentos combinados	Precipitante/a dsorvente	Dose (g/L)	DBO/DQO	pH	Concentração inicial (mg/L)		Eficiência de remoção (%)	
						DQO	*N-NH ₃	DQO	N-NH ₃
Mechernich (Alemão)	*OR + lodos ativados	-	-	0,70	ND	6.440	1.153	99	99
Bavel (Holanda)	OR + *UASB	-	-	-	7,4	35.000	1.600	99	99
Komurcuoda (Turquia)	Estruvita + UASB	Estruvita	17,5	*ND	9,2	4.024	2.240	ND	85
Kemberburgaz (Turquia)	Estruvita + UASB	Estruvita	ND	ND	9,3	8.900	2.130	83	86
Minden-Heisterholz (Alemanha)	CAG + coagulação + aeróbio	*Ca(OH) ₂ CAG	0,6 - 1,2 0,8 - 1,2	0,24	7,1	1.400	493	92	ND
Thesaloniki (Grécia)	CAG + *SBR	CAG	30,0	0,20	ND	5.000	1.800	81	85

*OR: osmose reversa; *SBR: reatores sequenciais em bateladas; *ND: não disponível; *N-NH₃: nitrogênio amoniacal; *UASB: reator de manta de lodo anaeróbio de fluxo ascendente; *Ca(OH)₂: hidróxido de cálcio

Fonte: Adaptado de KURNIAWAN *et al.* (2010)

Tabela 12: Tratamento biológico individual e tratamento biológico combinado com outras tecnologias

Tipo de tratamento	Localização	TRH (dia)	Volume do reator (L)	DBO/ DQO	pH ótimo	Concentração inicial (mg/L)		Taxa de carga orgânica (kg/m ³ .dia)		Eficiência de remoção (%)	
						DQO	N-NH ₃	DQO	N-NH ₃	DQO	N-NH ₃
Tratamento biológico individual											
Lodo ativado	ND	20,0	ND	0,5	6,0-7,5	24.000	790	1,2	ND	98	99,0
	Hong Kong	ND	2,0	0,2	8,5	7.439	5.618	ND	ND	98	ND
SBR	Canadá	3,2	ND	0,5	7,1	12.760	179	0,6	ND	95	99,0
	Istanbul (Turquia)	1,0	5,0	ND	7,5	26.000	1.000	120	0,58	97	99,0
Nitrificação	Kyungjoo (Coréia)	3,0-4,0	20,0	ND	6,0-8,8	26.940	1.810	15,2	0,84	90	ND
Lodos ativados	ND	ND	-	0,6	ND	34.000	600	ND	ND	99	99,0
	Bryn Posteg (Reino Unido)	ND	-	0,7	6,3	9.750	175	ND	ND	98	99,5
UASB	Izmir (Turquia)	4,5	2,5	ND	7,0-7,3	20.000	679	16,0	16,0	98	99,6
	Suécia	2,9	0,8	ND	6,0	20.000	ND	4,7	ND	98	ND
Combinado físico-química/POA e tratamentos biológicos											
*OR + lodos ativados	Mechernich (Alemanha)	-	-	0,7	ND	6.440	1.153	-	-	99	99,0
OR + UASB	Bavel (Holanda)	-	-	ND	7,4	35.000	1.600	-	-	99	99,0
UASB + ozonização + Fenton	Hong Kong	-	-	0,06	5,0	15.700	2.260	-	-	99	ND
Fenton +lodos ativados	Kimpo (Coréia)	-	-	0,15	3,5	7.000	1.800	-	-	98	99,0

*OR: osmose reversa; *ND: não disponível

Fonte: Adaptado de KURNIAWAN *et al.* (2010)

Lagoas aeradas

As lagoas aeradas são consideradas como lagoas de estabilização. As lagoas de estabilização são sistemas de tratamento biológico em que a estabilização da matéria orgânica é realizada pela oxidação bacteriológica (oxidação aeróbia ou fermentação anaeróbia) e/ou redução fotossintética das algas (JORDÃO & PESSÔA, 2014).

De acordo com a forma predominante pela qual se dá a estabilização da matéria orgânica a ser tratada, as lagoas costumam ser classificadas em ,além das aeradas, anaeróbias, facultativas, de maturação, ou de polimento. No presente trabalho será descrita apenas as lagoas aeradas.

As lagoas aeradas, como o próprio nome diz, recebem oxigênio no meio líquido de forma artificial, através de sistemas mecanizados de aeração. Tais lagoas podem ser estritamente aeradas ou aeradas facultativas. Além disso, devem ser seguidas de uma lagoa de sedimentação, uma vez que contém elevados teores de sólidos em suspensão devido ao efeito da aeração.

A utilização de lagoas aeradas para o tratamento de lixiviados traz vantagens, tais como a sua capacidade de operar em concentrações flutuantes de compostos orgânicos, bem como o baixo custo de operação e manutenção (FRASCARI *et al.* 2004, citados por KURNIAWAN *et al.* 2010). Esta técnica pode ser utilizada em países em desenvolvimento. No entanto apresenta algumas desvantagens como, o alto consumo de energia com a oxigenação, odores desagradáveis e o excesso de crescimento de algas levando à eutrofização (BLANKEY *et al.* 1992, citados por KURNIAWAN *et al.* 2010). Além disso, o tratamento com lagoas aeradas requer um longo período de detenção hidráulica (3-20 dias), segundo KURNIAWAN *et al.*(2010). Com os limites para o lançamento de efluentes cada vez mais rigorosos, essa opção de tratamento não é a mais adequada para o tratamento de lixiviados. A Tabela 13 mostra algumas eficiências remoção com o tratamento de lixiviado utilizando lagoas aeradas.

Tabela 13: Tratamento de lixiviado utilizando lagoas aeradas

Localização	*TDH (dia)	DBO/DQO	pH ótimo	Concentração inicial no lixiviado (mg/L)		Eficiência de remoção (%)	
				DQO	N-NH ₃	DQO	N-NH ₃
*ND	ND	0,60	ND	34.000	600	99	99,0
Ter Monti (Itália)	ND	0,25	8,4	5.050	1.330	ND	77,0
Bryn Posteg (Reino Unido)	ND	0,72	6,3	9.750	175	98	99,5
Whiteriver (Reino Unido)	ND	0,56	6,8	1.733	104	83	99,8

*ND: não disponível; *TDH: tempo de detenção hidráulica

Fonte: Adaptado de KURNIAWAN *et al.* (2010)

Lodos ativados

Neste sistema, os microrganismos crescem na presença de oxigênio e formam uma massa ativa de flocos com microrganismos chamado lodo ativado. Os microrganismos consomem a matéria orgânica e a transformam, por meio do metabolismo aeróbio, em gás carbônico, água e minerais. O efluente é introduzido no reator e se mistura com o lodo ativado (ROBSON & MARIS, 1983, citados por KURNIAWAN *et al.* 2010)

Lodo ativado, segundo JORDÃO e PESSÔA (2014), é o floco produzido no efluente a ser tratado ou decantado pelo crescimento de bactérias zooglêias, pseudomonas ou outros organismos, na presença de oxigênio dissolvido, e acumulado em concentração suficiente graças ao retorno de outros flocos previamente formados. Ainda, tem por conceito a íntima mistura entre os flocos de lodo ativado com o afluente, que pode ser esgoto ou lixiviado por exemplo, em tanque de aeração.

O lodo ativado é uma técnica promissora para o tratamento de lixiviado e podem ter flutuações nas concentrações orgânicas. Para uma concentração inicial de DQO entre 1000 e 24.000 mg/L, a remoção pode ser maior que 95%. o Tratamento também é eficiente na remoção de nitrogênio amoniacal podendo ser superior à 90%, como uma concentração inicial entre 115 e 800 mg/L. Ainda, o intervalo adequado de pH, relatado em alguns trabalho, fica entre 6,0 e 7,5 (LI & ZHAO, 1999, citados por KURNIAWAN *et al.* 2010). A Tabela 14 mostra algumas eficiências de remoção no tratamento com lodos ativados.

Tabela 14: Tratamento de lixiviado utilizando lodo ativado

Localização	TDH (dia)	*TDS (dia)	Taxa de carga			Concentração inicial (mg/L)		Eficiência de remoção (%)	
			orgânica (kg/m ³ .dia)	DBO/ DQO	pH ótimo	DQO	N-NH ₃	DQO	N-NH ₃
*ND	20	ND	1,2	0,5	6,0-7,5	24.000	790	98	99
ND	20	ND	0,06	0,2	ND	1.200	370	41	90
Jacarta (Indonésia)	1	32	0,42	0,17	ND	2.036	115	53	98
Hong Kong	ND	3 a 4	ND	0,22	7,5-8,5	1.000	5.000	95	ND
Hong Kong	ND	ND	ND	0,22	8,52	7.439	5.618	98	ND

*ND: não disponível; *TDS: tempo de detenção de sólidos.

Fonte: Adaptado de KURNIAWAN *et al.* (2010)

As desvantagens do uso de lodos ativados são a produção de lodo e longo período para a sua estabilização, formação de espuma e a deficiência de nutrientes pode prejudicar a atividade biológica (DOLLERER & WILDERER, 1996, citados por KURNIAWAN *et al.* 2010). Ainda, segundo RENO *et al.* (2008), citados por SANTOS (2010), as seguintes desvantagens levam à adoção de outras tecnologias: i) necessidade de maior tempo de aeração, em função da lenta e baixa capacidade de degradação; ii) alta demanda de energia e excesso de produção de lodo; iii) inibição dos microrganismos devido ao elevado teor de amônia; e iv) baixa sedimentabilidade dos lodos ativados.

Reatores Sequenciais em Batelada - SBR

A tecnologia de Reatores Sequenciais em Batelada - SBR (no inglês, Sequential Batch Reactor) se dá em um único tanque no qual o processo de lodo ativado é alcançado em fases sequenciais de enchimento, aeração, sedimentação, retirada do efluente e repouso.

O SBR, além de indicado para a remoção de nitrogênio amoniacal, é indicado também para a remoção de compostos recalcitrantes e é um sistema ideal para processos de nitrificação/desnitrificação, uma vez que o regime de operação é compatível com a oxidação do carbono orgânico e nitrificação são simultâneos e portanto se torna mais aplicáveis ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários, do que outros tratamento biológicos.

Podemos observar na Tabela 15, que o tratamento de lixiviados com SBR apresenta uma remoção de DQO e nitrogênio amoniacal. Com uma concentração inicial de DQO variando entre 3.500 e 26.000 mg/L, mais de 95% de compostos recalcitrantes podem ser removidos.

Ainda, pode ser alcançada uma remoção quase completa (99%) de nitrogênio amoniacal, como uma concentração inicial entre 100 e 1000 mg/L. Quanto a faixa de pH, para o SBR o intervalo adequado de pH fica entre 7 e 9. Com uma aplicação de um taxa de carga orgânica variando entre 0,1 a 0,6 kg/m³.dia, para atingir uma maior remoção de DQO e nitrogênio amoniacal, o SBR deve operar com um tempo de retenção hidráulica entre 1 e 3,2 dias, tempo bem menor do que o observado nos lodos ativados.

No trabalho de KAWAHIGASHI *et al.* (2014), foi utilizado o pré-tratamento com *stripping* seguido de lodos ativados em reatores sequencias em batelada. O tempo de detenção hidráulica para os lodos ativados foi de 20 dias e apresentou elevada eficiência na remoção da série nitrogenada, alcançado um resultado de remoção entre 98 e 100% de amônia

GOTVAJN *et al.* (2011), realizaram um trabalho que comparava o tratamento do lixiviado de aterro sanitário com Fenton e com SBR. Foram feitas duas investigações com concentrações iniciais de DQO e nitrogênio amoniacal diferentes (a primeira e a segunda com concentrações iniciais de DQO e nitrogênio amoniacal de 2455 mg/L e 597 mg/L; e 1936 mg/L e 338 mg/L, respectivamente). Para uma maior concentração inicial de DQO e nitrogênio amoniacal, a remoção foi de 54 e 73%, respectivamente. Na segunda análise, com menor concentração inicial, a remoção de DQO e nitrogênio amoniacal foi de 78 e 97%, respectivamente.

Tabela 15: Tratamento de lixiviados utilizando SBR

Localização	TDH (dia)	DBO/ DQO	pH ótimo	Concentração inicial (mg/L)		Taxa de carga orgânica (kg/m ³ .dia)		Eficiência de remoção (%)	
				DQO	N-NH ₃	DQO	N-NH ₃	DQO	N-NH ₃
*ND	0,5	0,4-0,5	9,1	5.295	872	ND	ND	68	ND
ND	1,0	ND	ND	100-150	100-330	0,1	ND	38	99
Canadá	3,2	0,46	7,1	12.760	179	0,6	ND	97	99
Turquia	1	0,58	7,5	26.000	1.000	ND	120,0	97	99
Izmir	0,29	ND	8,6	10.000	1.590	ND	ND	64	23
(Turquia)	2,0	0,63	7,5	14.900	2.780	0,8	ND	74	ND
Thesaloniki	20,0	0,20	7,5	5.000	1.800	ND	ND	90	ND
(Grécia)	20,0	0,37	7,5	15.000	1.800	ND	ND	75	70
Sobuckzyna (Polónia)	ND	ND	8,3	3.500	800	ND	ND	90	70
Polónia	12,0	0,38	ND	1.348	ND	ND	ND	83	ND
Chandler (Austrália)	0,25	0,05	7,0	1.100	900	ND	5,9	ND	100

*ND: não disponível;

Fonte: Adaptado de KURNIAWAN *et al.* (2010)

As vantagens da tecnologia SBR são a facilidade de operação e manutenção, capacidade de tratar uma ampla faixa de carga de contaminantes, menor quantidade de geração de lodo e tolerância de choques de cargas orgânicas. Diferente dos lodos ativados, todas as etapas de tratamento, tais como aeração, estabilização orgânica e sedimentação ocorrem em um único reator.

Reator anaeróbio de manta de lodo em fluxo ascendente - UASB

No reator UASB (do inglês *Upflow Anaerobic, Sludge Blanket*), as bactérias formam flocos ou grânulos que podem ter muito boa sedimentabilidade e formam um colchão ou manta de lodo no interior do reator (JORDÃO e PESSÔA, 2014). O processo consiste na passagem do dos esgoto ou lixiviado de maneira ascendente por essa manta de lodo, onde parte da matéria orgânica permanece, iniciando o processo de digestão anaeróbia.

Segundo NGUYEN, KURUPARAN e VISVANATHAN (2007), citados por KURNIAWAN *et al.* (2010), os parâmetros importantes que influenciam a eficiência de tratamento são: i) as condições de operação (temperatura, carga orgânica, tempo de detenção hidráulica e velocidade de fluxo ascendente); ii) características influentes (recalcitrância do lixiviado e distribuição do tamanho da moléculas); iii) sistema de tratamento (configurações do reator e sistema de controle); e iv) características da manta de lodo. Dos quatro parâmetros apresentados, a temperatura tem um papel importante na estabilidade do reator UASB. As variações de temperatura afetam significativamente o desempenho do reator devido às respostas metabólicas diferentes dos microrganismos.

Um grande número de estudos têm sido realizados para avaliar a aplicabilidade do UASB no tratamento de lixiviados e vários pesquisadores relataram que o processo anaeróbio no reator UASB é uma das opções mais promissoras para tal finalidade. A Tabela 16 mostra alguns resultados do tratamento de lixiviados com reator UASB em alguns lugares do mundo.

Segundo KURNIAWAN *et al.* (2010), o reator UASB é eficiente para a remoção de DQO, mas não para nitrogênio amoniacal. Uma remoção de DQO acima de 90% pode ser alcançada para uma concentração inicial variando entre 1.800 e 64.000 mg/L. Enquanto que pra a remoção de nitrogênio amoniacal a eficiência é baixa, entre 50 e 80%, para uma faixa de concentração inicial entre 160 e 920 mg/L. Quanto a taxa de carga orgânica, o ideal é a variação entre 2,4 e 21,4 kg de DQO/m³.dia. Com um tempo de detenção hidráulica entre 2,1

e 6,6 dias e uma faixa de pH variando entre 6 e 8,5, são algumas das condições para remover 90% de DQO.

Tabela 16: Tratamento de lixiviado utilizando reator UASB

Localização	TRH (dia)	pH ótimo	Concentração inicial (mg/L)		Taxa de carga orgânica (Kg/m ³ .dia)		Eficiência de remoção (%)	
			DQO	N-NH ₃	DQO	N-NH ₃	DQO	NH ₃ -N
Izmir (Turquia)	4,5	7,0-7,3	20.000	679	16	16	98	ND
Komurcuoda (Turquia)	2,0	8,3	47.800	2.680	23.5	ND	80	ND
Harmandali (Turquia)	0,4	7,3-7,8	9.400	2.500	9.4	ND	85	ND
Harmandali (Turquia)	2,8	7,3-7,8	25.000	ND	10	ND	94	ND
Odayeri (Turquia)	1,0	7,5-8,0	50.000	2.350	2,5	ND	90	ND
La Zoreda (Espanha)	9,0	7,0	19.400	61	ND	ND	87	ND
Meruelo (Espanha)	0,1	8,6	64.000	1.991	21.4	ND	91	ND
Asturias (Espanha)	9,0	8,0	4.980	2.670	2.3	ND	87	ND
Espanha	0,5	7,0-7,5	7.000	ND	5	ND	70	ND
Hong Kong	6,6	7,1-8,5	15.700	2.260	2.4	ND	90	ND
Taichung (Taiwan)	1,5	7,2	12.050	424	6.7	ND	68	ND
Ammassuo (Finlândia)	3,0	6,5-7,0	32.000	ND	4.0	ND	75	ND
Ammassuo (Finlândia)	0,5	6,8-7,6	4.000	160	10	ND	75	80
Coréia	3,9	7,5	7.000	ND	15.8	ND	96	ND
Coréia	6,0	8,0-9,0	7.000	ND	4.2	ND	80	ND
Nepean (Canadá)	1,0	7,0-9,0	9.190	ND	19,7	ND	91	ND
Suécia	2,9	6,0	20.000	ND	4.7	ND	98	ND
Kohtla-Jarve (Estônia)	2,1	7,0	1.800	ND	0,8	ND	95	ND
Thessaloniki (Grécia)	ND	ND	12.000	920	ND	ND	98	50
Bavel (Holanda)	12,0	6,8	35.000	1.600	25	ND	85	ND

*ND: não disponível

Fonte: Adaptado de KURNIAWAN *et al.* (2010)

Biorreatores com membranas - MBR

Os biorreatores com membranas - MBR (da sigla da língua inglesa *Membrane Biological Reactor*), em geral, são sistemas que utilizam membranas de micro ou ultrafiltração instalados ou associados à reatores nos quais ocorrem reações mediadas por microrganismos e permeação através das membranas.

Segundo SANT'ANNA JR. & CERQUEIRA (2011), a maioria dos processos de MBR operam com microrganismo aglomerados na forma de flocos, mantidos em suspensão por agitação mecânica ou por difusores de ar, de forma que a membrana se constitui em barreira seletiva para os próprios flocos e, dependendo das características da membrana (tal como o diâmetro do poro da membrana), para substâncias de alta massa molar ou com características tais que as impeçam de transpor essa barreira. Resumindo, a aplicação dos processos de MBR em processos biológicos têm-se dado com êxito nos sistemas de lodos ativados, que nesse caso, os sistemas de membrana substituem os tanques de sedimentação logo após o tratamento.

É importante mencionar que os produtos do metabolismo dos microrganismos têm papel relevante no desempenho da permeação na membrana. Esses produtos estão envolvidos no processo de formação de *fouling*, que consiste em incrustações nas membranas, e que causam a queda de fluxo do permeado ao longo do tempo de operação (SANT'ANNA JR. & CERQUEIRA, 2011).

Existem dois tipos de configurações para o MBR que são: i) as membranas estão imersas no interior do reator (caso mais comum); e ii) as membranas são instaladas externamente ao reator. Na primeira configuração, as membranas estão sujeitas a um vácuo fazendo que o permeado seja succionado. Na segunda, o permeado é bombeado até a unidade com as membranas.

Segundo JORDÃO & PESSÔA (2014), as principais vantagens da tecnologia MBR são:

- A excelente qualidade obtida em seu efluente que podem chegar a uma concentração de DQO e sólidos em suspensão totais (SST) menor que 5 mg/L e turbidez menor que 1 uT (unidades de turbidez);
- A possibilidade de reúso do efluente tratado para diversos fins nobres;

- A facilidade de se incorporar ao sistema de tratamento processos de remoção de nitrogênio e fósforo, quando necessário;
- A facilidade de melhorar o sistema existente de lodos ativados;
- A área ocupada é menor do que um sistema convencional de lodos ativados;
- A menor produção de lodo, uma vez que nos processos com MBR trabalha-se com a recirculação ou idade do lodo muito maior, sendo este aspecto importante, pois todo o processo de tratamento da fase sólida (lodo gerado) será reduzido;
- A eliminação do tanque de decantação após o processo e a supressão dos possíveis casos de intumescimento do lodo.

Ainda, segundo JORDÃO & PESSÔA (2014), as desvantagens do MBR são:

- Os elevados custos das membranas, fator que tem influenciado em sua escolha;
- Os maiores custos com energia, quando comparado com os processos convencionais de lodos ativados;
- O contínuo processo de formação de *fouling*;
- Número de fornecedores de membranas é relativamente restrito;
- A vida útil das membranas, praticamente inferior a 10 anos ou menos.

A tecnologia de MBR pode ser combinada com o uso de carvão ativado que são adicionados aos reatores. O emprego do carvão ativado reduz a frequência de limpeza das membranas, que pode ser de forma física e/ou química. Além disso, pode ocorrer a redução com gastos com energia e produtos químicos. A Tabela 17 mostra algumas combinações de MBR com outros processos de tratamento.

Tabela 17: Tratamento de lixiviado utilizando MBR combinado com outros processos

Localização	Tipo de tratamento	DBO/ DQO	Concentração inicial (mg/L)		Eficiência de remoção (%)	
			DQO	N-NH ₃	DQO	N-NH ₃
Tunísia	MBR + oxidação eletroquímica	< 0,1	6.500-8.000	1.250-1.720	85	94
Reino Unido	MBR + *NF	0,05	5.000	2.000	~ 98	~ 100
Alemanha	MBR + *CA	~ 0,2	136-1.980	~ 120	65	97
Coréia do Sul	MBR + *OR	ND	400-1.500	200-1.400	97	96

*NF: nanofiltração; *CA: carvão ativado; *OR: osmose reversa

Fonte: Adaptado de AHMED & LAN (2012)

No trabalho de AHMED & LAN (2012), foi investigado o uso do tratamento com MBR em vários estudos relacionados. A conclusão do trabalho foi de que a tecnologia com MBR apresenta grande potencial no tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Ainda, a remoção de amônia pode ser maior que 90% e de DQO pode ser maior que 75%.

WANG et al. (2014), analisaram o processo de MBR com e sem carvão ativado granular (CAG), seguido de pós-tratamento com nanofiltração e osmose reversa. No processo de MBR sem CAG, a remoção média de DQO foi de 82% e para o nitrogênio amoniacal, a remoção foi de 93,2%. Ainda, a adição de CAG melhora efetivamente a remoção de DQO e metais pesados, diminui as incrustações nas membranas, devido a melhora da sedimentação do floco, bem como possibilitou o aumento do seu tamanho.

3.5.3 Processos Oxidativos Avançados - POA

Os processos oxidativos têm sido cada vez mais utilizados no tratamento de determinados tipos de efluentes que contenha substâncias orgânicas recalcitrantes à degradação de microrganismos.

Muitos oxidantes químicos promovem a ruptura de estruturas moleculares complexas de muitos tipos de compostos orgânicos decompondo-as em estruturas mais simples e possibilitando condições melhores para a ação dos microrganismos na degradação biológica (CALVANCANTI, 2009). Os principais processos oxidativos empregados no tratamento de efluentes são mostrados na Tabela 18.

Tabela 18: Principais agentes oxidantes e seus potenciais de oxidação

Oxidantes	Potencial de redução eletroquímica (volts)
Flúor	3,06
Oxigênio (atômico)	2,42
Radical hidroxila (\bullet OH)	2,8
Ozônio	2,2
Peróxido de hidrogênio	1,78
Permanganato de potássio	1,7
Hipoclorito	1,49
Cloro	1,36
Dióxido de cloro	1,27
Oxigênio (molecular)	1,23

Fonte: CARREY (1992); ZOU & SMITH (2002); METCALF & EDDY (2003), citados por CALVALCANTE (2009)

É importante frisar que a medida de um oxidante e sua capacidade de oxidar substâncias orgânicas ou inorgânicas é o seu potencial de oxidação (medido em volts).

Os processos oxidativos avançados - POA, consiste na formação bem como na utilização do radical hidroxila, um forte agente oxidante (Tabela 18) capaz de destruir compostos e micropoluentes orgânicos. Os POAs são caracterizados também pela sua versatilidade em poder combinar vários meios e oxidantes para a obtenção dos radicais hidroxila para se obter a associação mais apropriada para um problema específico. As possíveis associações dos oxidantes para o processo POA são mostradas na Tabela 19.

Tabela 19: Possíveis combinações entre os POAs

Combinação entre os Processos Oxidativos Avançados
Peróxido de Hidrogênio + Ozônio
Ozônio + Ultravioleta
Dióxido de titânio + Ultravioleta
Peróxido de Hidrogênio + Ozônio + Ultravioleta
O processo foto-Fenton
Oxidação em combinação com eletrólise
Vários processo catalíticos (oxidantes químicos + catalisador)

Fonte: Adaptado de CALVANCANTE (2009)

Dentre os POAs e as associações mais comuns são aquelas que envolvem ozônio, peróxido de hidrogênio e ultravioleta.

KURNIAWAN *et al.* (2006), citados por KURNIAWAN *et al.* (2010), fez um levantamento bibliográfico com cerca de 200 estudos sobre a aplicação do POA para a degradação de vários contaminantes recalcitrantes presentes nos lixiviados. Entre os POAs avaliados, a ozonização e o Fenton são os mais frequentemente estudados e comumente empregados nos processos de tratamento de lixiviados. A Tabela 20 mostra algumas combinações de POAs com tratamento biológico.

No presente trabalho será apresentado apenas os processos oxidativos avançados que envolvem o Fenton, ultravioleta (UV) e ozônio (O₃).

Tabela 20: Combinação de Processos Oxidativos Avançados e biológicos no tratamento de lixiviado

Localização	Tipo de tratamento combinado	Coagulante / adsorvente / oxidante	Dose (g/L)	Consumo de ozônio (mg O ₃ /mg DQO)	pH	DBO/ DQO	Concentração inicial no lixiviado (mg/L)		Eficiência de remoção (%)	
							DQO	N-NH ₃	DQO	N-NH ₃
Taiwan	Coagulação + Eletro-Fenton + SBR	Fe _(II) SO ₄ /H ₂ O ₂	0,75	-	4,0	0,3	1.941	151	95	81
Hong Kong	UASB + Ozonização	O ₃	0,05	16,0	7,0-8,0	0,06	15.700	2.260	93	ND
Hong Kong	UASB + Ozonização + Fenton	O ₃ Fe _(II) SO ₄ /H ₂ O ₂	0,05 0,3 0,2	25,0	5,0	0,06	15.700	2.260	99	ND
Kimpo (Coréia)	Fenton + Lodos ativados	Fe _(II) SO ₄ /H ₂ O ₂	0,9 0,9	*ND	3,5	0,15	7.000	1.800	98	89
Alemanha	Fotoquímico + Lodos ativados	UV/H ₂ O ₂	1,0 4,0	-	4	0,005	920	ND	89	ND
Flanders (Bélgica)	Ozônio + Lodos ativados	O ₃	2,8	3,7	8,2	0,05	895	626	81	ND
-	Ozônio + Lodos ativados	O ₃	0,05	2,0	6,0	0,54	2.800	250	97	ND
Finlândia	Ozônio + Lodos ativados	O ₃	5,0	0,3	9,5	0,06	560	ND	95	ND
Teuftal (Suíça)	Ozônio + Nitrificação	O ₃	0,03	ND	7,0	0,23	1.500	600	98	ND

*ND: não disponível

Fonte: Adaptado de KURNIAWAN *et al.* (2010)

Fenton

Os POAs com o uso de Fenton, tem sido considerado a técnica de melhor custo benefício se comparado com outras técnicas, como o ozônio e o ultravioleta (ENGLEHARDT *et al.* 2006, citados por MORAVIA *et al.* 2011). O Fenton utiliza o peróxido de hidrogênio (H_2O_2) em combinação com sais de ferro (Fe^{2+}) na geração do radical hidroxila.

É bastante comum a utilização de Fenton como forma de redução da toxicidade no pré-tratamento biológico elevando as condições de biodegradabilidade do efluente. Além disso, o processo ocorre em um reator simples, sem a necessidade de instalação de equipamentos complexos e condições extremas de temperatura e pressão. Outra vantagem é a sua facilidade operacional em relação as outras tecnologias de POAs, como a ozonização, que requer geradores de ozônio (O_3), e o ultravioleta (UV), que necessita de uma fonte de luz UV. Uma desvantagem do uso do Fenton é a geração de lodo com elevada concentração de ferro.

COTMAN & GOTVAJN (2010) investigaram o uso de Fenton como pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários seguido de SBR. Foi observado uma remoção de DQO entre 70 e 85%, com tempo de reação de 35 minutos e melhor proporção molar de Fe^{2+} e H_2O_2 de 1:10, e uma ligeira remoção de toxicidade.

GOTVAJN *et al.* (2011), realizaram um trabalho que comparava o tratamento do lixiviado de aterro sanitário com Fenton e com SBR. O processo Fenton apresentou uma remoção de DQO de 80% e para nitrogênio amoniacal de 47%, com uma concentração inicial de 2455 mg/L e 597 mg/L, respectivamente. Ainda, a proporção molar utilizada de Fe^{2+} e H_2O_2 foi de 1:13,3 e tempo de reação de 5 minutos.

MORAVIA *et al.* (2011) avaliaram a tratabilidade do pós-tratamento com Fenton em lixiviados. Os resultados foram uma redução de 77% de DQO e um aumento da biodegradabilidade em 65,8%. A proporção de Fe^{2+} e H_2O_2 foi de 1:5,3.

GUPTA *et al.* (2014) realizaram o pós-tratamento de sistemas biológicos com Fenton e chegaram a uma remoção de 70% de carbono orgânico total. A relação H_2O_2/Fe^{2+} utilizada no tratamento foi de 2,4.

Ultravioleta (UV)

O tratamento de efluentes com UV, também conhecido como processo de fotólise, é aplicado no sentido de promover a oxidação de compostos químicos pouco ou não biodegradáveis. O processo envolve o uso de lâmpadas UV que emitem alta energia para disparar a fotólise da água, produzindo radicais hidroxila (CAVALCANTE, 2009). Esses radicais reagem com os compostos orgânicos presentes no efluente e os transformam em dióxido de carbono e água, quando há oxidação completa.

No tratamento de efluentes com alta toxicidade, a tecnologia de UV pode ser utilizada individualmente ou combinada com outros oxidantes. A Tabela 21 ilustra a combinação de UV com outros oxidantes.

Tabela 21: Combinação de UV com outro oxidantes

Combinação UV
Fotólise UV
Fotólise indireta - $H_2O_2 + UV$
Foto-Fenton - $H_2O_2 + Fe^{2+} + UV$
Foto oxidação com ozônio - $O_3 + UV$
Foto-análise heterogênia - $TiO_2 + UV$

Fonte: Adaptado de CALVANCANTE (2009)

CARISSIMI & ROSA (2012) analisaram a viabilidade técnica no tratamento de lixiviados de aterro sanitário com o uso de Fenton e foto-Fenton. A proporção molar de Fe^{2+} e H_2O_2 utilizada no trabalho foi de 1:5. No foto-Fenton, utilizou-se uma lâmpada de UV. Os resultados obtidos quanto a remoção de DQO foram bem próximos nos dois processos que foram de 79% para o Fenton e 80% para o foto-Fenton. Além disso, os resultados mostraram a viabilidade de emprego desses processos para o tratamento de lixiviados em processo de batelada.

POBLETE *et al.* (2012) investigaram o uso dióxido de titânio (TiO_2), como fotocatalisador utilizando luz solar como fonte de UV, e Fe(III) no tratamento de lixiviados de aterros sanitários e compararam a sua eficiência de tratamento com o foto-Fenton utilizando o sulfato ferroso ($FeSO_4$). A remoção de DQO utilizando o TiO_2 foi de 86%, quanto para o foto-Fenton a remoção foi de 43%. Além disso, o uso do TiO_2 foi mais eficiente do que o $FeSO_4$, em termos de aumento da biodegradabilidade.

Ozônio(O₃)

O ozônio (O₃) possui um alto potencial de oxidação (perdendo apenas para o flúor e radicais hidroxila). Quando utilizado no tratamento de efluentes, reage com vários tipos de contaminantes químicos e também desativa vários tipos de microrganismos, podendo ser utilizado como agente de desinfecção.

Em condições de pH elevado (pH > 8), segundo SINGH et al. (2014), o O₃ produz os radicais hidroxila, que aceleram a oxidação da matéria orgânica presente nos efluentes. Embora O₃ tenha um alto potencial para oxidar completamente matéria orgânica, a sua utilização no tratamento de lixiviados é limitada devido às altas doses e o tempo de reação necessários. Além disso, o tratamento com O₃ requer a instalação de um gerador de ozônio aumentando o gasto com energia elétrica.

Para uma maior efetividade de oxidação de compostos presentes no efluente, o O₃ pode ser combinado com outros agentes oxidantes como a luz ultravioleta e o peróxido de hidrogênio.

AMR & AZIZ (2012) utilizaram a combinação de O₃ com Fenton para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Para uma concentração inicial de DQO de 2180 mg/L, a eficiência de remoção foi de 65%, para uma relação de H₂O₂/Fe⁺² igual a 1 e tempo de reação de 90 minutos.

SINGH *et al.* (2014) estudou o uso de O₃ como pré-tratamento de lixiviados, seguido por sistemas de membranas de nanofiltração e osmose reversa. No estudo foi utilizado um gerador de ozônio. Os resultados mostraram uma remoção de carbono orgânico total de 78%, com uma dosagem de O₃ foi de 66,7 g/m³ e tempo de reação de 10 minutos.

3.5.4 Tratamento Alternativo

As tecnologias que envolvem o tratamento alternativo são o transporte de lixiviados para estações de tratamento de esgotos (ETE), onde o tratamento ocorre juntamente com os esgotos domésticos, e o tratamento com evaporação do lixiviado, que pode ser por métodos naturais ou por evaporação forçada.

Tratamento combinado

O tratamento combinado de lixiviados com esgotos domésticos é uma alternativa viável para países em desenvolvimento. Comparando com outras tecnologias de tratamento, o custo de operação bem como o seu grau de complexidade são bastante reduzidos. Ainda, para o tratamento combinado, deve-se levar em consideração a capacidade da estação de tratamento de esgotos em receber o incremento de carga orgânica e de vazão e ainda deve-se avaliar o comportamento da unidade em relação a choques de cargas tóxicas, principalmente amônia e metais pesados presentes nos lixiviados. O pré-tratamento do lixiviado no próprio aterro sanitário deve ser avaliado de forma a minimizar os impactos negativos no desempenho da estação de tratamento de esgotos. Além disso, os gastos com transporte também deve ser avaliado, pois podem ser elevados em função da distância entre o aterro e o ponto da rede pública de esgoto, onde será lançado, inviabilizando a utilização dessa alternativa.

A taxa de diluição do lixiviado no tratamento combinado deve ser avaliada em separado para cada caso específico, devido à grande variabilidade das características qualitativas de cada um. McBEAN *et al.* (1995), citados por MANNARINO *et al.* (2011), estudaram o tratamento combinado de lixiviados com esgotos e chegaram à uma relação volumétrica entre eles não deve ultrapassar 2% para evitar problemas no tratamento.

CAMPOS (2014) fez uma análise crítica na utilização do tratamento combinado de lixiviados com esgotos, e a partir do seu levantamento bibliográfico, chegou à seguinte conclusão: i) Os critérios de avaliação para justificar o lançamento de lixiviados em ETEs têm de ser aprimorados. Não há segurança efetiva de critérios baseados apenas nas análises de DBO, DQO, nitrogênio, fósforo e metais; ii) Parte dos componentes do lixiviado é tratada ou removida em ETEs, porém, parte significativa é apenas diluída; iii) Há problemas decorrentes na ETE: corrosão, odor, elevação de cor, dificuldades para controle de dosagem e aumento no consumo de produtos químicos; iv) Há necessidade de se aumentar o número de variáveis monitoradas no afluente à ETE, no lixiviado e no efluente à ETE; v) Considerar a eficiência baseada em valores de DBO, DQO, nitrogênio e fósforo e sólidos não oferece garantia sobre os componentes presentes nos efluentes da ETE; e vi) O descarte de lixiviado em ETEs não garante que esse lixiviado seja efetiva e completamente tratado.

SANTOS (2010) avaliou a capacidade de dois sistemas convencionais de lagoas facultativa e aerada em receber diluições controladas de lixiviado de aterro sanitário. A lagoa facultativa,

por ser um processo natural, pode não ser uma boa opção para o tratamento combinado. A diluição para esse sistema foi de 0,5% (v/v), apresentando uma remoção de DBO de 71% e concentração média do efluente de 42 mg/L. Quanto as lagoas aeradas, esse sistema de configura como uma tecnologia viável para o tratamento combinado com até 0,5% (v/v) de diluição. As concentrações efluentes após o tratamento para DBO foi menor que 40 mg/L e de DQO menor que 100 mg/L, além de uma boa remoção de amônia, com uma concentração média no efluente de 10 mg/L.

Evaporação

A evaporação do lixiviado, utilizada como alternativa de tratamento em muitos países, apresenta como vantagem a elevada redução de seu volume (GOMES, 2009, citado por BACELAR, 2010). No processo de evaporação, podem ser usados dois tipos de alternativas, a evaporação natural e a evaporação forçada. A evaporação natural utiliza como fonte de energia calorífica a radiação solar, a umidade relativa bem como o vento, no caso onde se faz a aspersão do lixiviado. A evaporação forçada utiliza uma fonte de energia calorífica, que não seja a radiação, que pode ser o gás metano gerado no próprio aterro, energia elétrica, entre outras.

Segundo GOMES *et al.* (PROSAB,2009), citados por BACELAR (2010), a evaporação natural ou forçada é considerada como uma tecnologia limpa, de baixo custo de implantação, operação e de fácil manutenção, sendo indicada para aterros de pequeno e médio porte, e possibilitando ainda, a obtenção de créditos de carbono.

O tratamento com evaporação natural apresenta certos inconvenientes como o requerimento de grandes áreas, o processo se aplica melhor em regiões com altos índices de insolação e ainda depende de certos fatores, como a temperatura e velocidade dos ventos. Já a evaporação forçada durante o tratamento pode gerar gases que podem ter efeitos tóxicos e ainda apresentar gastos com energia elétrica, caso não seja utilizado o gás metano gerado no próprio aterro.

BACELAR *et al.* (2011) realizaram um estudo com evaporação forçada como tecnologia de tratamento de lixiviado de aterro sanitário afim de avaliar as características dos vapores condensados, bem como os resíduos produzidos por este efluente. A faixa de temperatura utilizada durante a avaliação foi entre 100 e 700° C. Os resultados obtidos para esse tipo de

tratamento permitiram uma redução de 99% do volume de lixiviado, além da remoção de mais de 75% da concentração dos parâmetros encontrados no lixiviado bruto. Contudo existe a necessidade de tratamento do resíduo em forma de vapor que é emitido para atmosfera, onde as análises desses vapores detectaram a presença de dioxinas, furanos, cloretos, amônia e alguns metais.

3.6 Legislação

Os efluentes gerados por todas as tecnologias apresentadas para o tratamento de lixiviados devem estar de acordo com a legislação local que regulamenta o padrão de lançamento de efluentes em corpos d'água.

No Brasil, a Resolução nº 430 de maio de 2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, o CONAMA, dispõe sobre as condições de padrão de lançamento de efluentes e complementa e altera a Resolução nº 357 do CONAMA, de março de 2005. A Resolução nº 357 dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes.

O artigo 3º da CONAMA 430/2011, menciona que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis. Ainda, no artigo 5º da Resolução os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com as metas obrigatórias progressivas, intermediárias e final, do seu enquadramento.

Em termos de DBO, no artigo 6º da CONAMA 430/2011, a remoção deve ser de no mínimo 60%, sendo que este limite só poderá ser reduzido no caso de existência de estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor. Ainda, no inciso 1º do artigo 6º, os efluentes oriundos de sistemas de disposição final de resíduos sólidos de qualquer origem devem atender às condições e padrões definidos neste artigo. Vale ressaltar que a CONAMA 430/2011 não menciona o limite um específico para DQO.

No estado de Minas Gerais, a Deliberação Normativa nº 01 de maio de 2008 do Conselho Estadual de Política Ambiental, o COPAM, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e

diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes.

Na DN COMPAM 01/2008 em seu artigo 29º, que define os padrões de lançamento, com relação a DBO, a concentração do efluente sanitário deve ser igual ou inferior à 60 mg/L ou apresentar eficiência mínima de redução de 60%. Quanto a DQO, a concentração do efluente deve ser igual ou menor à 180 mg/L ou apresentar eficiência mínima de redução de 55%.

Pode-se observar no disposto acima que a lei estadual de padrões de lançamento de efluentes em corpos de água deve ser mais restritiva que a lei nacional.

4 METODOLOGIA

O trabalho foi desenvolvido na ETLP da CTR Zona da Mata, localizada no km 772 da BR 040, à 25 km do município de Juiz de Fora. A estação foi dimensionada para atender uma vazão média de lixiviado de 40 m³/dia, sendo composta por um sistema de tratamento físico-químico e biológico com as seguintes etapas mostradas na Figura 5.

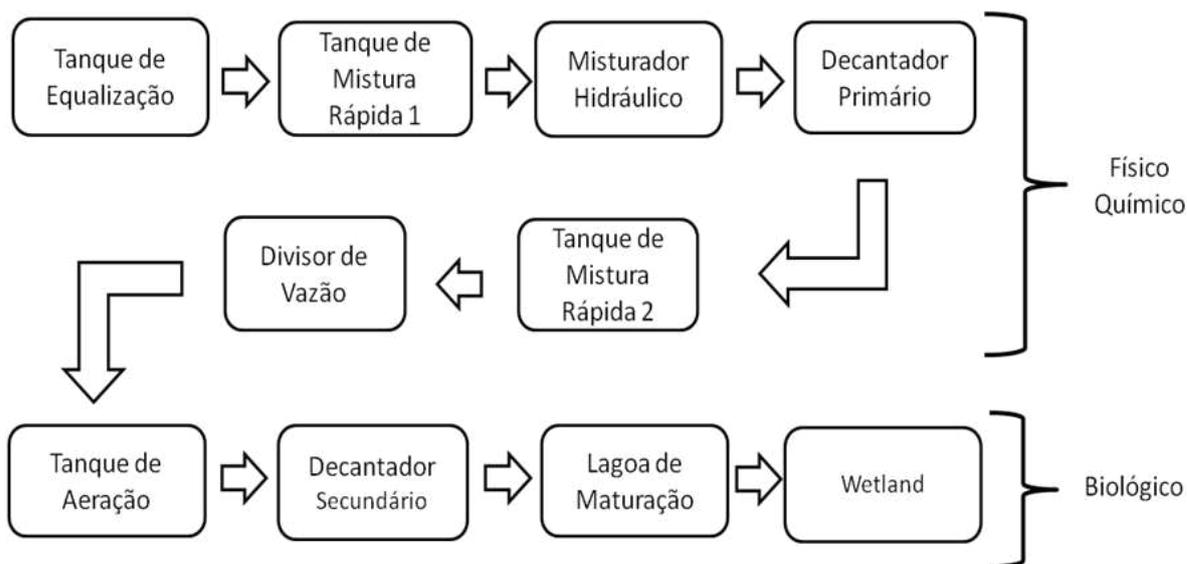


Figura 5: Etapas que compõem o tratamento na ETLP
Fonte: Própria autora

No período de estudo estavam em funcionamento somente a lagoa de maturação e *Wetland*. A Figura 6 mostra a lagoa de maturação e *Wetland* na ETLP.



a) Lagoa de maturação



b) Wetland

Figura 6: Lagoa de maturação e *Wetland* na ETLP da CTR Zona da Mata
Fonte: Acervo pessoal

4.1 Etapas de trabalho

A metodologia do presente trabalho, que foi realizado no período de janeiro/2014 a agosto/2014, será descrita em função das etapas realizadas, tais como 1) quantificação da geração do lixiviado na CTR Zona da Mata e estimativa da geração de lixiviado por habitante; e 2) caracterização do lixiviado e avaliação do desempenho da ETLP.

Etapa 01 - Quantificação da geração do lixiviado e estimativa da geração de lixiviado por habitante

Para a quantificação da geração de lixiviado na CTR Zona da Mata, realizou-se um levantamento diário, três vezes ao dia, da vazão através de uma calha *Parshall* instalada na Estação de Tratamento de Líquidos Percolados - ETLP. As anotações da vazão foram realizadas pelo operador da ETLP. A Figura 7 mostra a calha *Parshall* instalada na ETLP.



a) Calha *Parshall*



b) Régua medidora de vazão (m³/h)

Figura 7: Calha *Parshall* instalada na ETLP

Fonte: Acervo pessoal

Sabe-se que a vazão de lixiviado depende de vários fatores como: precipitação e evapotranspiração, características de operação do aterro, método e material de impermeabilização da base do aterro, entre outras. Dessa forma, devido a grande dificuldade em se estimar a produção de lixiviado em função da quantidade de resíduos dispostos no aterro, ou seja em função da população, e de poucos estudos voltados para o seu cálculo, optou-se por realizar a estimativa de geração de lixiviado por habitante, em local onde se

conheça a precipitação média anual. Utilizou-se também como base o trabalho desenvolvido por SANTOS (2010).

Na geração de lixiviado, grande parte de sua parcela está diretamente relacionada com a precipitação que ocorre na área do aterro. O aterro sanitário da CTR Zona da Mata fica situado na região hidrográfica do Atlântico Sudeste onde, segundo a Agência Nacional de Águas - ANA (2013), a precipitação média anual medida entre 2009 e 2012 foi de 1439 mm, bem próximo da média histórica de 1961 a 2007, que foi de 1401 mm.

A CTR Zona da Mata recebe resíduos da cidade de Juiz de Fora e de outras cidades próximas ao aterro. Para a estimativa da geração de lixiviado por habitante utilizaram-se os seguintes dados: população de Juiz de Fora, população das outras cidades contribuintes ao aterro, índice de geração diária por habitante de resíduos sólidos urbanos de Minas Gerais, quantidade média total de resíduos aterrados por dia na CTR Zona da Mata no mês de agosto de 2014, quantidade média de resíduos de Juiz de Fora enviados por dia à CTR Zona da Mata no mês de agosto de 2014 e vazão média diária de lixiviado que chega à ETLP da CTR Zona da Mata no mês de agosto de 2014.

A população de Juiz de Fora, segundo IBGE (2010), corresponde à 516.247 habitantes. Em relação às outras cidades, foi realizada uma estimativa populacional através da quantidade de resíduos sólidos aterrados diariamente (excluindo do total aterrado, a quantidade de resíduos de Juiz de Fora enviados à CTR Zona da Mata). Para isso, dotou-se o índice médio de geração diária de resíduos sólidos urbanos de Minas Gerais, equivalente à 0,89 kg/hab.dia, segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS (2012). A equação utilizada para o cálculo da população é mostrada a seguir:

$$Pop. = \frac{RSU}{i}$$

onde:

Pop.: população correspondente às cidades contribuintes ao aterro (habitantes)

RSU: média de resíduos sólidos urbanos enviados por dia à ETLP (kg/dia)

i: índice de geração diária de resíduos sólidos de MG (kg/hab.dia)

Para o cálculo da estimativa da geração de lixiviado por habitante, foi utilizado a seguinte equação:

$$Ind. = \frac{Q}{(Pop.JF + Pop.cidades)}$$

onde:

Ind. : índice de geração diária de lixiviado por habitante (L/hab.dia)

Q: vazão total média diária de lixiviado que chega à ETLP (L/dia)

Pop. JF : população da Juiz de Fora (habitantes)

Pop. cidades: população correspondente às cidades que enviam RSU à CTR Zona da Mata (habitantes)

Etapa 2 - Caracterização do lixiviado e avaliação de desempenho da ETLP

Para a caracterização do lixiviado utilizou-se as análises de laboratório do lixiviado realizadas e disponibilizadas pela CTR Zona da Mata. É importante ressaltar que as análises eram feitas hora com amostras coletadas na lagoa de lixiviado bruto, lagoa de maturação e de *Wetland*, e hora com amostras das lagoas de lixiviado bruto e maturação apenas. A Figura 8 mostra a lagoa de lixiviado bruto.



Lagoa de lixiviado bruto

Figura 8: Lagoa de lixiviado bruto na ETLP
Fonte: Acervo pessoal

Através dessas análises, foi realizado o cálculo do desempenho da ETLP, utilizando apenas os resultados de DBO e DQO, pela seguinte equação:

$$Ef = \frac{(Entrada - Saída)}{Entrada} \times 100$$

onde:

Ef: eficiência da ETLP (%)

Entrada: valores de DBO ou DQO nas amostras da lagoa de lixiviado bruto (mg/L)

Saída: valores de DBO ou DQO nas amostras ou da lagoa de maturação ou *Wetland* (mg/L)

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados estão apresentados conforme as etapas descritas na metodologia.

Etapa 01 - Quantificação da geração do lixiviado e estimativa da geração de lixiviado por habitante

Os dados de vazão, disponibilizados pela CTR Zona da Mata, podem ser vistos na Tabela 22. Pode-se observar que os valores elevados de vazão, acima de 8 m³/h, podem ser devidos à ocorrência de chuvas na data em que a vazão foi observada.

Para a estimativa populacional das outras cidades que enviam os RSU à CTR Zona da Mata, levou-se em consideração o índice médio de geração diária de resíduos sólidos urbanos de Minas Gerais, sendo igual à 0,89 kg/hab.dia (SINIS, 2012) e a quantidade média de resíduos dispostos diariamente, referente ao mês de agosto de 2014, no aterro por essas cidades igual à 154,6 t/dia, a população estimada foi de 173.730 habitantes.

Tabela 22: Vazões médias de lixiviado da ETLP

Média diária de vazões 2014 (m³/h)							
Dia	Janeiro	Março	Abril	Maior	Junho	Julho	Agosto
1	8,0	5,7	5,2	-	-	4,5	6,0
2	11,8	-	11,3	-	4,5	5,0	5,5
3	8,2	5,2	14,0	-	-	5,0	-
4	7,6	-	8,7	-	4,5	5,0	5,0
5	7,0	5,2	9,0	5,5	-	5,0	6,0
6	6,9	5,4	-	-	5,0	-	6,0
7	6,9	7,9	7,3	5,5	-	5,0	6,0
8	6,9	8,2	7,0	-	-	5,0	6,0
9	7,0	-	7,0	6,0	5,0	5,0	6,0
10	6,6	8,0	-	-	-	5,0	-
11	6,0	5,7	7,2	-	4,5	5,0	5,0
12	-	5,8	7,4	-	-	5,1	6,0
13	5,9	5,3	-	-	4,5	5,0	6,0
14	5,9	5,9	16,0	5,0	-	5,0	6,0
15	6,1	5,9	8,2	-	-	5,0	6,0
16	7,2	-	10,5	5,0	5,0	5,0	6,0
17	8,2	5,4	7,7	-	-	5,4	6,0
18	7,9	5,5	-	-	5,0	5,4	6,0
19	-	6,0	6,0	-	-	5,7	6,0
20	7,0	5,3	-	-	5,0	5,8	6,0
21	6,7	5,5	6,0	4,8	-	5,5	6,0
22	6,0	5,5	5,7	-	-	5,6	6,5
23	7,0	-	5,0	5,0	5,0	5,5	6,8
24	7,0	5,7	20,0	-	-	5,5	-
25	6,9	5,2	5,7	-	-	5,0	6,5
26	6,5	5,3	5,5	-	-	5,0	6,0
27	6,0	5,0	-	-	-	-	6,3
28	6,0	5,3	4,8	4,5	-	5,0	6,0
29	5,9	5,5	5,5	-	-	5,4	6,0
30	6,0	-	6,0	-	5,0	5,5	6,0
31	6,5	5,3	-	-	-	-	6,0
Média mensal	7,0	5,8	8,2	5,2	4,8	5,2	6,0

Fonte: CTR Zona da Mata

A Tabela 23 mostra o quantitativo de resíduos aterrados, a produção de lixiviados, a população contribuinte ao aterro e a estimativa da geração de lixiviado por habitante.

O resultado encontrado para a geração de lixiviado por habitante (0,21 L/hab.dia), calculado em função dos dados de quantidade de resíduos recebida no aterro diariamente e produção

diária de lixiviado, fornecidos pela CTR Zona da Mata, está próximo dos valor encontrado por SANTOS (2010), que foi de 0,20 L/hab.dia.

Tabela 23: Estimativa da geração de lixiviado por habitante

Cidade contribuinte	Quantidade de RSU aterrados (t/dia)	Produção de lixiviado (m³/dia)	População (habitantes)	Lixiviado/habitante (L/hab.dia)
Juiz de Fora	540,8	144	516.247	0,21
Outras	154,6		173.730*	

*População estimada

Vale ressaltar que a estimativa da geração de lixiviado encontrada foi calculada em função da população contribuinte ao aterro em uma área com precipitação média anual em torno de 1500 mm. Este dado, baseado em valores empíricos, deve ser utilizado com muita cautela e pode ser empregado como uma ferramenta para direcionar, inicialmente, estudos sobre a geração de lixiviados e o pré-dimensionamento de diferentes tecnologias de tratamento de lixiviado.

Etapa 2 - Caracterização do lixiviado e avaliação de desempenho da ETLP

Com relação a caracterização do lixiviado da ETLP, os resultados das análises, fornecidos pela CTR Zona da Mata, bem como as eficiências de remoção calculadas a partir das análises de DBO e DQO, são mostrados na Tabela 24.

Tabela 24: Resultados das análises de DBO e DQO e eficiência de remoção

Parâmetro/Local da amostra	Fevereiro 2014	Abril 2014	Mai 2014	Junho 2014	Julho 2014	Agosto 2014	
DBO (mg/L)	Lagoa de Chorume	4.866	1.640	3.982	3.470	2.900	4.300
	Lagoa de Maturação	241	76	147	320	1760	3980
	Wetland	266	71	103	305	-	360
Eficiência (%)	94,5	95,7	97,4	91,2	39,3	91,6	
DQO (mg/L)	Lagoa de Chorume	5.881	6.890	5.227	5.422	6.177	6.821
	Lagoa de Maturação	263	172	299	543	4.719	6.229
	Wetland	428	146	190	536	-	433
Eficiência (%)	92,7	97,9	96,4	90,1	23,6	93,7	

A autora do presente trabalho não é responsável pela operação da ETLP, mas pode-se então inferir que os dados apresentados estão de acordo com o limite mínimo de remoção de DBO e

DQO estabelecidos pela DN COPAM 01/2008, que são 60 e 55% de eficiência, respectivamente. Porém, pode-se observar a partir da Tabela 24, que no mês de julho/2014 a eficiência de remoção foi bem a baixo do limite estabelecido pela DN COPAM/CERH 01/2008 tanto para DBO, quanto para DQO. Não se sabe o motivo para tal eventualidade.

Entretanto, somente o uso de lagoas como forma de tratamento não garante a remoção de compostos recalcitrantes, sendo recomendadas para o tratamento de lixiviado considerado jovem. Com os limites para o lançamento de efluentes cada vez mais rigorosos, essa opção de tratamento não é a mais adequada para o tratamento de lixiviados.

O aterro sanitário da CTR Zona da Mata opera desde abril de 2010, logo, as características do lixiviado podem atribuídas à aterro considerado jovem.

6 CONCLUSÕES

As conclusões a seguir, são abordadas em função dos objetivos específicos, apresentados no início do presente trabalho.

- Estudar as tecnologias atualmente empregadas no Brasil e no mundo para o tratamento de lixiviados e comparar seus desempenhos.

No que foi exposto sobre as tecnologias de tratamento de lixiviados, a seleção da tecnologia do tratamento mais adequado depende das características do lixiviado, da viabilidade técnica e de suas possíveis restrições, o padrão de lançamento de efluentes estabelecido pela legislação, do custo-benefício, requisitos regulamentares e os impactos ambientais de longo prazo.

Parâmetros econômicos, como o capital de investimento, custo de operação e manutenção, também desempenham um fator importante no processo de tomada de decisão. Todos esses fatores devem ser levados em consideração na escolha da tecnologia mais eficiente e de baixo custo, a fim de proteger o meio ambiente e à saúde da população.

- Quantificar a geração de lixiviado na Estação de Tratamento de Líquidos Percolados (ETLP) da CTR Zona da Mata e estimar a geração de lixiviado por habitante.

Para a quantificação da geração de lixiviado na ETLP foi utilizado os dados de vazão fornecidos pela CTR Zona da Mata, com valores de média diária e média mensal.

Quanto em relação à estimativa da geração de lixiviado, o seu cálculo apresenta certas dificuldades por ser uma variável em função de diversos fatores, porém representa uma grande ferramenta para a condução de projetos de aterro sanitário e de estações de tratamento de lixiviados. Sendo assim, o índice de 0,21 L/hab.dia, calculado no presente estudo, foi encontrado de maneira empírica, a partir da adoção de vários parâmetros, como a geração de resíduos sólidos produzido por habitante, precipitação média anual e geração de lixiviado pelo aterro da CTR Zona da Mata. Portanto, o índice deve ser utilizado com cautela, porém representa uma grande ferramenta para direcionar o pré-dimensionamento de estações de tratamento de lixiviados e de projetos de aterros sanitários. Além disso, o valor encontrado está bem próximo do resultado obtido por SANTOS (2010), que foi de 0,2 L/hab.dia, o que corrobora a sua aplicabilidade.

- Caracterizar o lixiviado da CTR Zona da Mata, segundo os parâmetros de DBO e DQO, e avaliar o desempenho da ETLP de acordo com o que preconiza a legislação estadual para lançamento de efluentes, a DN COPAM/CERH 01/2008.

Para a caracterização do lixiviado, as análises laboratoriais foram realizadas e disponibilizadas pela CTR Zona da Mata. De acordo com essas análises a partir dos parâmetros de DBO e DQO, o sistema de lagoas empregado no tratamento do lixiviado apresenta boa eficiência de remoção. Os resultados apresentados estão de acordo com os valores de mínimos de remoção para DBO (mínimo de 60%) e DQO (mínimo de 55%).

Porem, somente o uso de lagoas não garante uma remoção eficiente da recalcitrância do lixiviado. Com os limites para o lançamento de efluentes cada vez mais rigorosos, essa opção de tratamento não é a mais adequada para o tratamento de lixiviados, sendo necessário a combinação com outras tecnologias de tratamento.

Uma boa opção de tratamento de lixiviado que vem sendo amplamente estudada por vários autores e que pode ser combinada com sistemas biológicos são os Processos Oxidativos Avançados, mais especificamente o uso do Fenton.

No Brasil ainda é muito utilizado, como alternativa de tratamento, a combinação de lixiviado com esgotos domésticos. Segundo CAMPOS (2014), essa forma de tratamento na verdade se trata de uma diluição do lixiviado no esgoto, sendo que na estação de tratamento de esgoto, ocorre apenas uma degradação parcial de seu componentes.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. São Paulo, 2013. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/panorama_apresentacao.cfm>. Acesso em: 17 set. 2014.

AHMED, F. N.; LAN, C. Q. Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review. **Desalination**, v. 287, p. 41-54, 2012. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916411010320>>. Acesso em: 27 nov. 2014.

AMR, S. S. A.; AZIZ, H. A. New treatment of stabilized leachate by ozone/Fenton in the advanced oxidation process. **Waste Management**, v. 32, p. 1693-1698, 2012. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X12001730>>. Acesso em: 10 out. 2014.

ANA - Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2013**. Brasília, 2013, 432 p.

ANDRADE, R. M.; FERREIRA, J. A. A gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil frente às questões da globalização. **Revista Eletrônica do PRODEMA**, Fortaleza, v. 6, n.1, p. 7-22, mar. 2011. Disponível em: <<http://www.revistarede.ufc.br/revista/index.php/rede/article/view/118/36>>. Acesso em: 23 out. 2014.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. NBR 8419: 1992. Rio de Janeiro: ABNT, 1992.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Classificação de resíduos sólidos**. NBR 10.004: 2004. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

BACELAR, H. A. M. **Tratamento de Lixiviados Produzidos em Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos por meio de Evaporação Forçada**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro - COPPE, 2010.

BACELAR, H. A. M. *et al.* Tratamento de lixiviados produzidos em aterro de resíduos sólidos urbanos por meio da evaporação forçada utilizando diferentes temperaturas. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 26., 2011, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: ABES.

BRASIL. Constituição (1988). **Constituição da República Federativa do Brasil.** Rio de Janeiro, 05 de outubro de 1988.

BRASIL. **Lei 11.445 de 05 de janeiro de 2007.** Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências.

BRASIL. **Lei 12.305 de 02 de agosto de 2010.** Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605 de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 357** de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 430** de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA.

CAMPOS, J. R. Descarte de lixiviado de aterros sanitários em estações de tratamento de esgoto: uma análise crítica. **Revista DAE**, São Paulo, v. 62, n. 197, p. 6-17, set./dez. 2014.

CARISSIMI, E.; ROSA, E. Tratamento de Chorume por Processos Oxidativos Avançados. In: Congresso Internacional de Tecnologias para o Meio Ambiente, 3., 2012, Rio Grande do Sul. **Anais...** Rio Grande do Sul: UCS, 2012.

CAVALCANTE, J. E. W. A. **Manual de tratamento de efluentes industriais.** 1. ed. São Paulo: J. E. Cavalcante, 2009. 453 p.

CASTILHOS JUNIOR, A. B.; DALSSASSO, R. L.; ROHERS, F. Pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários por filtração direta ascendente e coluna de carvão ativado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.15, n.4, p. 385-392, out./dez. 2010.

CASTRILLÓN L. *et al.* Physico-chemical and biological treatment of MSW landfill leachate. **Waste Management**, v. 30, p. 228-235, 2010.. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X09003675>>. Acesso em: 18 nov. 2014.

COMSTOCK, S. E. H. *et al.* Effect of landfill characteristics on leachate organic matter properties and coagulation treatability. **Chemosphere**, v. 81, p. 976-983, 2010. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653510008118>>. Acesso em: 26 mai. 2014.

COTMAN, M.; GOTVAJN, A. Z. Comparison of different physico-chemical methods for the removal of toxicants from landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**, v. 178, p. 298-305, 2010. Disponível: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389410001111>>. Acesso em: 18 nov. 2014.

DEMLURB, Departamento Municipal de Limpeza Pública Urbana. Disponível em: < <http://www.demlurb.pjf.mg.gov.br/>>. Acesso em: 9 nov. 2014.

DIELLE, E. F. *et al.* Estudo da viabilidade da participação de municípios de pequeno e médio porte em consórcios intermunicipais de resíduos sólidos. In: Símpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 12., 2014, Natal. **Anais...Natal: ABES**, 2014.

DINIZ, D. T. L. **Remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro de resíduos sólidos por precipitação química com formação de estruvita**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, 2010.

FELICI E. M. *et al.* Remoção de carga orgânica recalcitrante de lixiviados de resíduos sólidos urbanos pré-tratado biologicamente por coagulação química-floculação-sedimentação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 18, n. 2, p. 177-184, abr./jun. 2013. Disponível em: < <http://www.scielo.br/pdf/esa/v18n2/a10v18n2>>. Acesso em: 25 nov. 2014.

GOTVAJN, A. Z.; KONCAN, J. Z.; COTMAN, M. Fenton's oxidative treatment of municipal landfill leachate as an alternative to biological process. **Desalination**, v. 275, p. 269-275, 2011. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916411002359>>. Acesso em: 9 jul. 2014.

GOUVEIA, N. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. **Ciência e saúde coletiva**, Rio de Janeiro, v.17, n.6, p. 1503-1510, jun. 2012. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/csc/v17n6/v17n6a14.pdf>>. Acesso em: 23 out. 2014.

GUPTA, A. *et al.* Application of Fenton's reagent as a polishing step for removal of UV quenching organic constituents in biologically treated landfill leachates. **Chemosphere**, v. 105, p. 82-86, 2014. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653514000034>>. Acesso em: 26 mai. 2014.

HUANG, H. *et at.* Removal of ammonia from landfill leachate by struvite precipitation with the use of low-cost phosphate and magnesium sources. **Journal of Environmental Management**, v. 145, p. 191-198, 2014. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479714003223>>. Acesso em: 26 nov. 2014.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico. 2008. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicao_devida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf>. Acesso em: 17 set. 2014.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 7. ed. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2014. 1050 p.

KAWAHIGASHI, F. *et al.* Pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário com carvão ativado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 3, p. 235-244, jul./set. 2014. Disponível em: < <http://www.scielo.br/pdf/esa/v19n3/1413-4152-esa-19-03-00235.pdf>>. Acesso em: 27 nov. 2014.

KURNIAWAN, T. A. *et al.* Biological processes for treatment of landfill leachate. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 12, p. 2032-2047, 2010. Disponível em: < <http://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2010/em/c0em00076k#!divAbstract>>. Acesso em: 3 nov. 2014.

LOPEZ, A. G. M. *et al.* Alternativas actuales del manejo de lixiviados. **Avances en Química**, v. 9, p. 37-47, 2014. Disponível em: <<http://www.saber.ula.ve/bitstream/123456789/38506/1/ar1.pdf>>. Acesso em: 25 nov. 2014.

MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; MOREIRA, J. C. Tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico como alternativa para a solução de um grave problema ambiental e de saúde pública – revisão bibliográfica. **Cadernos de Saúde Coletiva**, v.19, n.1, p.11-19, 2011. Disponível em: <http://www.cadernos.iesc.ufrj.br/cadernos/images/csc/2011_1/artigos/CSC_v19n1_11-19.pdf>. Acesso em: 17 jul. 2014.

MINAS GERAIS. **Lei Estadual nº 18031 de 12 de janeiro de 2009**. Dispõe sobre a Política Estadual Resíduos Sólidos. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=9272>>. Acesso em: 9 nov. 2014.

MORAVIA, W. G.; LANGE, L. Celina and AMARAL, M. C. S. Avaliação de processo oxidativo avançado pelo reagente de Fenton em condições otimizadas no tratamento de lixiviado de aterro sanitário com ênfase em parâmetros coletivos e caracterização do lodo gerado. **Química Nova**, São Paulo, v.34, n.8, p. 1370-1377, 2011. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/qn/v34n8/14.pdf>>. Acesso em: 1 out. 2014.

POBLETE, R. *et al.* Solar photocatalytic treatment of landfill leachate using a solid mineral by-product as a catalyst. **Chemosphere**, v. 88, p. 1090-1096, 2012. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653512005541>>. Acesso em: 26 mai. 2014.

POVINELLI, J.; ALEM SOBRINHO, P. Introdução. In: PROSAB (Org.). **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterro sanitários para as condições brasileiras - tema 3**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2009. cap. 1, p. 19-25.

Prefeitura Municipal de Juiz de Fora. Plano de Saneamento Básico de Juiz de Fora. Disponível em: < http://www.planodesaneamento.pjf.mg.gov.br/pdf/produto_08.pdf>. Acesso em: 3 nov. 2014.

PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterro sanitários para as condições brasileiras - tema 3**. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro, 2009. 360 p.

QUEIROZ, L. M. *et al.* Aplicação de processos físico-químicos como alternativa de pré e pós-tratamento de lixiviados de aterros sanitários. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.16, n.4, p. 403-410, out./dez. 2011. Disponível em: < <http://www.scielo.br/pdf/esa/v16n4/a12v16n4.pdf>>. Acesso em: 18 nov. 2014.

ReCESA - Rede Nacional de Extensão e Capacitação Tecnológica em Saneamento Ambiental. **Resíduos sólidos: Gestão Integrada de Resíduos Sólidos Urbanos: Guia do Profissional em Treinamento - nível 1**. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Belo Horizonte, 2007. 60p.

SANT'ANNA JR., G. L.; CERQUEIRA, A. C. Bioreatores com membranas - MBR. In: DEZZOTI, M.; SANT'ANNA JR., G. L.; BASSIN, J. P. (Org.). **Processos biológicos avançados**. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. cap 2, p. 9-41.

SANTOS, A. S. P. **Aspectos Técnicos e Econômicos do Tratamento Combinado de lixiviado de Aterro Sanitário com Esgoto Doméstico em Lagoas de Estabilização**. Tese de Doutorado. Programa de Engenharia Civil da Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2010.

SILVA, R. C. D. A. **Pós tratamento de reator biológico aeróbio em batelada de lixiviado de aterro sanitário por processo físico-químico**. Dissertação de Mestrado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2011.

SINGH, S. K.; MOODY, C. M.; TOWNSEND, T. G. Ozonation pretreatment for stabilized landfill leachate high-pressure membrane treatment. **Desalination**, v. 344, p. 163-170, 2014. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916414001362>>. Acesso em: 10 out. 2014.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos 2012**. Ministério das Cidades, Brasília, 2014. 143 p.

YAO, P. Perspectives on technology for landfill leachate treatment. **Arabian Journal of Chemistry**, p. 1878-5352, 2013. Disponível em: <http://ac.els-cdn.com/S1878535213003298/1-s2.0-S1878535213003298-main.pdf?_tid=d94860d2-6f8c-11e4-8290-00000aacb361&acdnat=1416361326_d7e87e0fcea50dcfb8a90a47f6441681>. Acesso em 19 out. 2014.

WANG, G. *et al.* Anoxic/aerobic granular active carbon assisted MBR integrated with nanofiltration and reverse osmosis for advanced treatment of municipal landfill leachate. **Desalination**, v. 349, p. 136-144, 2014. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916414003622>>. Acesso em: 12 mai. 2014.