

INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

Os grandes aglomerados urbanos produzem quantidades significativas de resíduos sólidos o que dificulta sua assimilação pelo meio ambiente, sem que haja alterações na qualidade da água, do solo e ar. A poluição produzida pode atingir o meio antrópico e biológico causando desequilíbrio no ecossistema. O crescimento da população e a falta de planejamento urbano aliados a uma cultura consumista criam condições propícias para o aumento da produção de resíduos sólidos e sua disposição inadequada no ambiente.

Apesar do termo “sustentabilidade” estar em voga na atualidade, há que se pensar que ele passa antes de tudo por uma mudança de postura e comportamento individual, pelo amor e respeito às gerações futuras. Essas mudanças começam a acontecer nesse momento em que o mundo volta sua atenção para o Brasil, como um dos atores principal de uma peça dramática cujo enredo é a mudança do clima. Enquanto essa transformação comportamental não ocorre, é imperativo que reconheçamos nosso papel nesse contexto e alavanquemos esforços para minimizar os impactos ambientais causados por nossa sociedade.

Nesse contexto, o conhecimento de técnicas de coleta, tratamento e disposição de resíduos sólidos é um fator crucial rumo ao desenvolvimento de uma sociedade sustentável.

As características físicas dos resíduos sólidos urbanos estão associadas aos impactos negativos no meio ambiente provocados pela má disposição dos mesmos. Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico de 2008 (IBGE, 2008), somente 27,7% de nossos municípios dispõem adequadamente seus resíduos. Em 50,8 % dos municípios, o resíduo sólido urbano é simplesmente recolhido e disposto em locais sem o menor critério de controle quanto às medidas para evitar a contaminação ambiental, os chamados “Lixões”.

A lixiviação da massa de resíduos sólidos pelas águas de chuva forma um líquido de grande potencial poluidor com altas concentrações de matéria orgânica, nitrogênio amoniacal, entre outras substâncias dissolvidas, e seu aporte em corpos hídricos, pode reduzir drasticamente as concentrações de oxigênio dissolvido gerando mortalidade da flora e fauna aquáticas. O nitrogênio amoniacal causa eutrofização e é um constituinte comum dos lixiviados de aterros sanitários, pois é fruto da degradação de compostos orgânicos nitrogenados e aminoácidos presentes nos resíduos sólidos urbanos.

De acordo com ERICKSON (1985), pode-se atribuir alguma toxicidade à forma ionizada do nitrogênio amoniacal, porém a forma não ionizada é certamente a mais tóxica. Por isso, o lançamento de lixiviado com altos teores de nitrogênio amoniacal em sua forma não ionizada nos corpos hídrico pode causar mortalidade de peixes em grandes proporções.

Os resíduos dispostos em aterros sanitários são decompostos biologicamente através da digestão anaeróbia. Operado corretamente, o aterro propicia as condições necessárias para o tratamento biológico. Técnicas de recirculação do lixiviado podem acelerar o processo de decomposição dos resíduos, no entanto, esta medida pode também aumentar a quantidade de lixiviado, cujo tratamento também deve estar previsto dentro do sistema proposto.

O alto índice de pluviosidade de áreas tropicais como o Brasil, intensifica o problema, pois acarreta em grandes quantidades de lixiviado uma vez que essa produção está diretamente relacionada à quantidade de água que percola no aterro. Por isso faz-se necessária, a implementação de métodos de tratamento de lixiviados, capazes de atender às características de efluentes distintas ao longo do ano em face da variação dos índices pluviométricos de acordo com a região do país e com as estações do ano.

O estado do Rio de Janeiro é composto por 92 Municípios e a destinação final de seus resíduos se encontra na seguinte instância:

- 34 municípios atendidos por 16 aterros sanitários;

- 11 municípios atendidos por 16 aterros controlados;
- 30 vazadouros oficiais em funcionamento.
- 3 CTRs em fase de construção;

(Fonte: www.lixo.com.br acessado em 03/03/2013)

O PLANSAB, Plano Nacional de Saneamento Básico, elaborado sob a coordenação da Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental do Ministério das Cidades, conforme determina a Lei 11.445/2007 e a Resolução Recomendada nº 33, de 1º/03/2007, do Conselho das Cidades está em fase de aprovação na Casa Civil. Quando aprovado, será o eixo da política federal para o saneamento no país. A meta do PLANSAB, no que diz respeito aos Resíduos Sólidos, é o atendimento de 100% da população com serviços de coleta, tratamento e disposição final adequada dos resíduos até o ano de 2030, com metas intermediárias em 2015 e 2020 bastante arrojadas.

Entretanto, conforme podemos observar no PNSB (2008), ainda predomina a existência de vazadouros clandestinos no país o que torna a meta de 100% de destinação final adequada um desafio. No Brasil a prática de disposição mais adotada é o aterro sanitário, que se constitui em uma obra de engenharia com normas operacionais bem definidas capaz de assegurar o confinamento dos resíduos sólidos de forma segura do ponto de vista de controle dos impactos ambientais a ele associados, tais como contaminação do solo, aquíferos e ar, dentre outros. Entretanto, não basta a construção dos aterros para que a questão ambiental dos resíduos sólidos urbanos seja resolvida. Há que se atrelar a eles, uma administração adequada dos resíduos, pois requer uma rotina operacional específica para que o aterro cumpra seu papel. Além disso, há que se operá-lo de forma eficiente com minimização de custo de forma que torne a solução economicamente viável.

Muitos fatores estão envolvidos nesse processo como, por exemplo, os custos operacionais e a segurança ambiental. Portanto, com o advento do PLANSAB, o número de aterros aumentará significativamente, e as áreas contaminadas deverão

ser remediadas adequadamente. Trata-se de um grande desafio para a sociedade brasileira.

Alia-se a isso o fato de que os padrões brasileiros de qualidade dos corpos hídricos e de lançamento de efluentes fixados pela Resolução CONAMA 357/2005 e 430/2011, muitas vezes não são atendidos pelos processos de tratamento existentes, portanto uma avaliação da relação entre a forma de operação e a composição química e tratabilidade dos lixiviados gerados nos aterros pode apontar a utilização de técnicas associadas que indiquem a geração de menores volumes de lixiviados a serem tratados e/ou lixiviados de menor potencial poluidor, ou ainda técnicas de tratamento eficientes e economicamente viáveis a todos os municípios brasileiros com atendimento aos padrões de lançamento determinados pela resolução CONAMA.

Este trabalho tem o seguinte objetivo: Contribuir para o melhor conhecimento das características dos lixiviados tendo em vista o seu tratamento.

Para atender o proposto foram estabelecidas as seguintes metas:

Meta 1 - Caracterizar a composição química de lixiviados de RSU de aterros do Rio de Janeiro e Santa Catarina através de parâmetros físico-químicos;

Meta 2 – Avaliar a toxicidade do lixiviado bruto utilizando o peixe *Danio rerio*.

Essa dissertação está dividida em capítulos conforme descrito a seguir.

No capítulo 1 são apresentadas considerações sobre a revisão bibliográfica relacionada aos aterros sanitários, suas características, fases de degradação dos resíduos em suas células, formação e composição dos lixiviado gerados nos aterros em estudo, e respectivo impacto ambiental associado a esta atividade e a legislação aplicada à lixiviados de aterros sanitários.

No capítulo 3 são descritos os procedimentos experimentais e respectivas metodologias analíticas, empregadas neste estudo.

No capítulo 4 são apresentados as descrições dos aterros e os resultados obtidos e as discussões pertinentes sobre o tema. No ultimo capítulo apresentamos as conclusões e sugestões para futuros estudos.

1. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.1. Disposição de Resíduos Sólidos no Brasil

Diariamente o Brasil produz cerca de 230 mil toneladas de resíduos sólidos dispostas no solo sejam em forma de aterros sanitários, aterros controlados ou lixões, conforme a Figura 1. (IBGE, 2008).

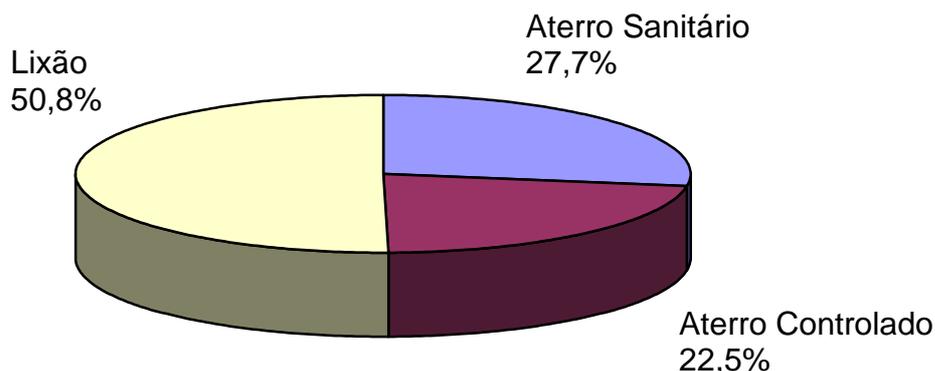


Figura 1: Destino final dos resíduos sólidos no Brasil segundo as formas de disposição em porcentagem de massa total.
Fonte: IBGE, 2008.

A Tabela 1 mostra a tendência de melhoria no manejo dos resíduos sólidos no país, ao longo do tempo no período de 1989 a 2008, indicando o aumento de disposição final em aterros sanitários.

Tabela 1: Destino final dos resíduos sólidos, por unidades de destino dos resíduos no Brasil - 1989/2008.

Tipo de Disposição	Ano		
	1989	2000	2008
Lixão	88,2%	72,3%	50,8%
Aterro Controlado	9,6%	22,3%	22,5%
Aterro Sanitário	1,1%	17,3%	27,7%

Fonte: IBGE, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 1989/2008.

Os municípios situados nas Regiões Nordeste e Norte registraram as maiores proporções de destinação desses resíduos aos lixões – 89,3% e 85,5%, respectivamente – enquanto os localizados nas Regiões Sul e Sudeste

apresentaram, no outro extremo, as menores proporções – 15,8% e 18,7%, respectivamente (IBGE,2008), conforme mostra a Figura 2.

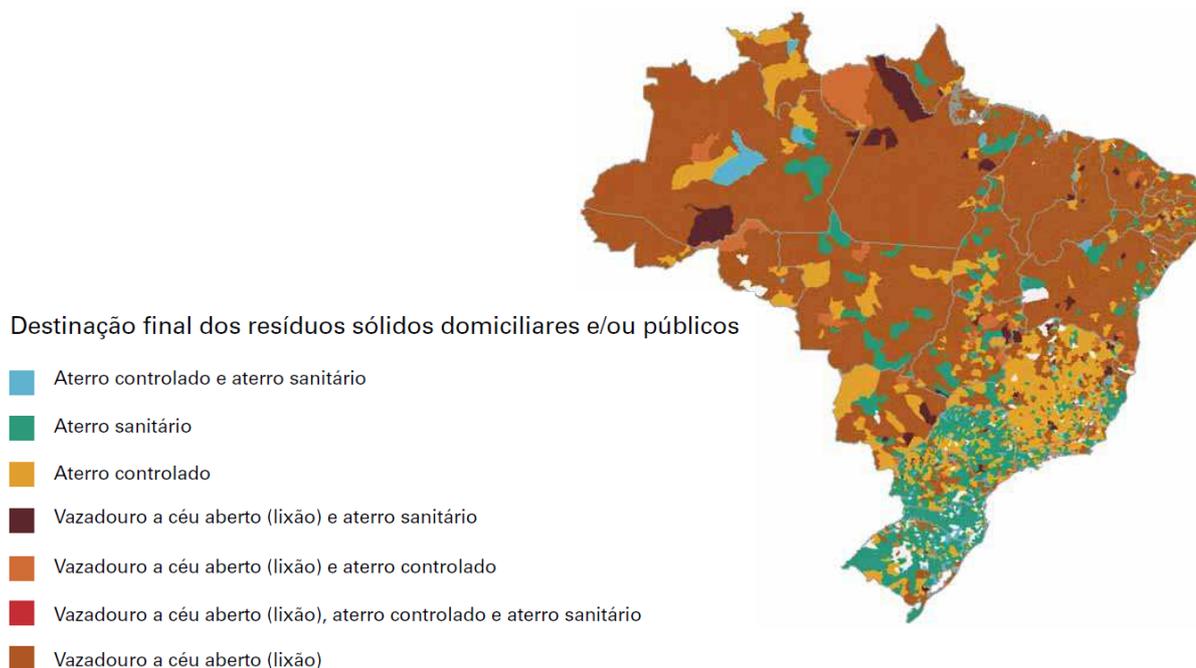


Figura 2: Municípios, segundo a destinação final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil - 2008.
Fonte:IBGE, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008.

Na Região Norte, destacaram-se, os municípios do Estado do Pará, onde a destinação dos resíduos aos lixões foi praticada em 94,4% deles. Na Região Nordeste, os destaques negativos couberam aos municípios dos Estados do Piauí, Maranhão e Alagoas: 97,8%, 96,3% e 96,1%, respectivamente.

Na Região Sul, Santa Catarina, Rio Grande do Sul e Paraná – registraram as menores proporções de destinação dos resíduos sólidos aos lixões: 2,7%,16,5% e 24,6%, respectivamente. O destaque coube aos municípios do Estado de Santa Catarina, com 87,2% desses resíduos destinados a aterros sanitários e controlados, figurando os municípios dos Estados do Paraná e Rio Grande do Sul com 81,7% e 79,2%, respectivamente.

Na Região Sudeste, os municípios do Estado de São Paulo registraram as menores proporções de destinação dos resíduos sólidos aos lixões, 7,6%, enquanto

os municípios do Estado do Rio de Janeiro foram o destaque negativo, sendo este tipo de destinação praticado por 33,0% deles." (PNSB, IBGE 2010).

Pode-se notar que a região Sul, é a mais bem assistida em termos de aterros sanitários, e é também a região onde existe predominância do serviço executado por empresas privadas conforme apresentado na Figura 3.

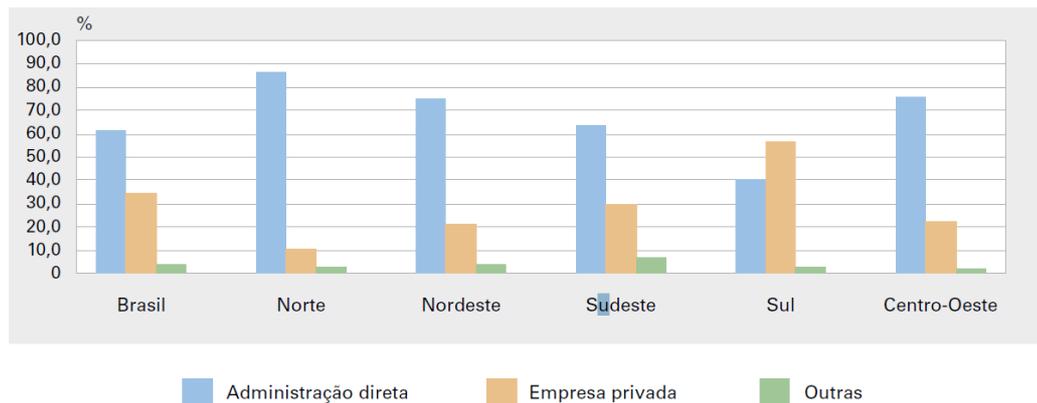


Figura 3: Entidades prestadoras de serviços de manejo de resíduos sólidos, por natureza jurídica da entidade, segundo as Grandes Regiões - 2008
Fonte: IBGE, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008.

De acordo com a Constituição Federal, o manejo dos resíduos sólidos é de competência do município e compreende a coleta, a limpeza pública bem como a destinação final desses resíduos. Esta atividade exerce um forte impacto no orçamento das administrações municipais, podendo atingir 20,0% dos gastos da municipalidade. (PNSB, 2008). Por isso, no Brasil, em face de escassez de recursos da maioria dos municípios, o que vemos na realidade é a disposição dos resíduos em aterros sanitários, aterros controlados e em lixões distribuídos de forma bastante heterogênea no país de acordo com o nível de desenvolvimento de cada região.

É de se esperar que com o avanço das políticas públicas na questão do manejo de resíduos sólidos no país o número de aterros sanitários continue a aumentar confirmando a tendência mostrada pelo IBGE na Tabela 1.

1.2. Classificação de Resíduos Sólidos

A classificação de resíduos sólidos se baseia na identificação do processo e ou atividade que lhe deu origem, suas características físico-químicas e biológicas e a

comparação destes constituintes com listagens de resíduos e substâncias cujo impacto à saúde e ao meio ambiente é conhecido. Desta forma classificá-los é pertinente para que possam ser tratados proporcionalmente aos impactos que possam causar. Segundo a NBR 10004/2004 os resíduos sólidos são divididos em duas classes: Classe I - Perigosos e Classe II - Não perigosos.

Resíduos classe I possuem características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogeneicidade e representam riscos à saúde pública causando aumento da mortalidade ou morbidade, ou ainda provocam efeitos adversos ao meio ambiente quando dispostos de maneira inadequada.

Os aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos podem receber resíduos classe II, que são classificados em duas subclasse: Classe IIA - Não inertes e classe II B- Inertes. A diferenciação entre estas classes é feita observando as características de solubilidade dos resíduos,(ABNT, 2004). A classe IIA pode oferecer riscos à saúde pública e ao meio ambiente ao passo que a classe IIB não representa risco desde que as concentrações de produtos solubilizados sejam inferiores às estabelecidas no padrão de potabilidade da água conforme anexo H da NBR 10004/2004, excetuando-se os parâmetros cor, turbidez e sabor.

Os resíduos sólidos urbanos que podem ser considerados como de classe II-A não inertes, correspondem aos resíduos domiciliares e de limpeza urbana (varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana), ou seja, são aqueles gerados pelas atividades humanas nas cidades. Em razão disso, podem ser classificados em função de suas origens, tais como industriais, comerciais, residenciais, resíduos da construção civil e dos serviços de saúde, sendo que estes últimos possuem legislação própria.

1.3. Características dos Resíduos Sólidos

Os resíduos podem ser classificados segundo suas características físicas, químicas e biológicas.

1.3.1. Características Físicas

- Geração *per capita*: Relaciona a quantidade de resíduos sólidos urbanos gerada diariamente e o número de habitantes de determinada região. Permite projetar o dimensionamento da frota de coleta e da equipe envolvida no processo.
- Composição Gravimétrica: Traduz o percentual de cada componente da amostra de resíduos em relação ao peso total dessa amostra. Indica a possibilidade de reaproveitamento de materiais e da produção de composto orgânico via compostagem.
- Peso específico aparente: Definido com o peso de material por unidade de volume. No Brasil os dados conhecidos são de três tipos: Na coleta 180 a 230 Kgf/m³; No compactador 500 a 600 kgf/m³ e nos aterros sanitários 600 a 800 kgf/m³. Define o dimensionamento da frota de coleta.
- Teor de umidade em base úmida: É o percentual de água na amostra expressos em termos percentuais. Permite o dimensionamento de incineradores e usinas de compostagem e permite o cálculo da produção de lixiviados no aterro sanitário.
- Teor de umidade em base seca: $M\% = (M_i - M_{seca \text{ a } 105^\circ\text{C}}) / P_i$, onde M_i é a massa inicial da amostra e M_{seca} é a massa da amostra após a amostra ser levada a estufa a massa constante.
- Compressividade: Grau de redução do volume que uma massa de resíduos pode sofrer quando compactada.

1.3.2. Características químicas

Estas características são importantes para avaliação das alternativas de processamento e recuperação de resíduos, tais como a incineração e recuperação de energia. Tipicamente os resíduos são uma combinação de materiais combustíveis e não combustíveis, o que pode determinar se determinada massa de resíduos é elegível ou não para incineração

(TCHOBANOGLOUS *et Al.*, 1993). As características a serem analisadas são: Poder calorífico, pH, % de umidade, % de matéria volátil, % de não combustíveis e % materiais combustíveis, % em peso dos elementos Carbono, Hidrogênio, Oxigênio, Nitrogênio, Enxofre.

1.3.3. Características biológicas

São as características determinadas em função da população microbiana presentes na massa de resíduos que em conjunto com as características físico-químicas, permitem a escolha do método de disposição mais adequado. Conhecê-las permite prever a produção de odores e geração de moscas, e tem relação direta com a fração orgânica dos resíduos que pode ser classificada como: (TCHOBANOGLOUS *et al.*, 1993):

- Constituintes solúveis em água; aminoácidos e vários ácidos orgânicos;
- Hemicelulose - a produto de 5 e 6-carbono-açúcares
- Celulose - a produto de 6- carbono- açúcar-glicoso
- Gorduras, óleos e graxas - ésteres de álcool e cadeia longa de ácidos graxos
- Lignina - presente em produtos de papel
- Lignocelulose - combinação da lignina com celulose, presentes nas frutas e vegetais
- Cadeias de Proteínas e aminoácidos

1.4. Aterros Sanitários

Do ponto de vista técnico e econômico, atualmente, o aterro sanitário é reconhecido como a forma mais viável de disposição de resíduos sólidos urbanos no Brasil. Entretanto, esta forma de disposição não elimina os impactos ambientais que esta atividade ocasiona. A NBR 8419/1992 define aterro sanitário como:

“Técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos a 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 intervalos menores, se necessário.”

A disposição dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários minimiza os efeitos de duas potenciais fontes poluidoras: o biogás gerado pela degradação da massa de resíduos e o lixiviado produzido. O biogás produzido é composto principalmente por metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), principais gases que causam o efeito estufa. Portanto, o gerenciamento do biogás no aterro minimiza os efeitos do aquecimento global, e o controle e tratamento do lixiviados minimiza os seus impactos ambientais.

1.5. Operação de Aterros Sanitários

Um aterro sanitário é uma obra de engenharia e assim sendo, a etapa de operação constitui a própria execução do aterro sanitário, que inclui o controle e a pesagem dos resíduos recebidos, seu espalhamento e compactação e a execução dos sistemas de drenagem de águas pluviais, lixiviados e gases.(RECESA, 2008).

Um esquema típico de funcionamento de um aterro é apresentado na Figura 4.



Figura 4: Esquema típico de funcionamento de um aterro sanitário.
 Fonte: Adaptado de Çalli, 2012.

A operação de aterros sanitários é condicionante para o gerenciamento dos sistemas de coleta, transporte, tratamento e disposição final de resíduos sólidos urbanos. Através da engenharia é possível minimizar os aspectos ambientais relacionados a estas atividades.

Os aterros sanitários devem dispor de certos elementos básicos, para que possam cumprir seu papel adequadamente como destino final de resíduos sem impactar de forma enérgica o ambiente nas suas adjacências, são descritos a seguir (FERREIRA, 2006; 1999; MONTEIRO, 2001).

Esses elementos são:

- Vias de acesso e de serviço;
- Controle de acesso - portaria;
- Cinturão verde;
- Alojamento para o pessoal técnico-operacional;
- Galpão para guarda e reparos de máquinas;
- Sistema de impermeabilização;
- Sistema de drenagem das águas pluviais;
- Sistema de drenagem e tratamento dos gases;

- Sistema de drenagem e tratamento do lixiviado;
- Monitoramento do lençol freático;
- Proteção dos taludes;
- Jazida de material de recobrimento;
- Balança rodoviária;
- Área de estoque de materiais;
- Sistema de vigilância;
- Cercas;
- Lagoa de lixiviado;
- Iluminação.

1.5.1. Metodologia de execução de aterros sanitários

Diversos fatores influem na seleção das técnicas de construção e operação dos aterros como a forma de gerenciamento dos resíduos no município, a maneira de recepção dos resíduos e área de implantação do aterro, os equipamentos que descarregam os resíduos no aterro, as condições de pluviometria do local.

Segundo NAHAS (1994) os aterros sanitários são implantados e operados em 3 (três) tipos de áreas - encostas naturais ou degradadas, planícies e cavas de antigas minerações. Os fatores que determinam as técnicas de execução e operação são função do tipo de área.

Aterros de encosta necessitam de sistemas para isolar e drenar águas de nascentes ou de potenciais afloramentos do lençol freático durante as escavações e demandam maior preocupação com sistemas de drenagem superficial devido ao maior afluxo de água durante períodos chuvosos; maior área de impermeabilização de fundação por volume de material disposto; maior preocupação em controlar eventuais acidentes que possam gerar a contaminação do lençol freático; necessidade de implantação de sistemas de drenagem interna de percolados e gases mais complexos; maior movimento de

terra por necessitar de escavações de regularização de encostas; possibilitar implantação de acessos construtivos e definitivos fora do corpo do aterro; e menor exposição do maciço do aterro, melhorando desta maneira aspectos ligados à inserção visual das atividades de operação (NAHAS,1996).

Aterros de planície devem ser planejados levando em consideração a demanda por material de cobertura durante sua operação. Também existe obrigatoriedade de implantação de vias de acesso no próprio corpo do aterro e maiores áreas de implantação de camada de revestimento final. Entretanto este tipo de aterro propicia facilidade para implantação de sistemas de drenagem superficial de águas e de drenagem interna de percolados e gases; facilidade de reaproveitamento do biogás; e maior facilidade de futura mineração do aterro (NAHAS, 1996).

Os aterros que aproveitam cavas de mineração, os aspectos que mais influem na sua execução correspondem à necessidade de instalação de sistemas de recalque de água e de percolados durante a implantação e operação da parcela do aterro que se situa abaixo do nível natural do terreno; importe de solo para a realização da cobertura diária e final; e maior dificuldade de impermeabilização da fundação e encostas (NAHAS, 1996).

O plano de operação de um aterro sanitário deve considerar:

- Sequencias de chegada dos veículos de coleta;
- As vias de transito dentro do aterro;
- O tempo de cada operação de disposição e espalhamento;
- Efeitos do vento e chuva;
- Os acessos comerciais e público nas proximidades do aterro.

A disposição dos resíduos pode ser executada através de três métodos a saber:

1.5.1.1. Método de Área

A escavadeira espalha e compacta os resíduos. Ao término do dia a camada de resíduos é coberta com material de cobertura da própria escavação. Segundo CARVALHO (2002) este método se adéqua a aterros instalados em áreas planas e de lençol freático raso, com pouca disponibilidade de material de cobertura. A Figura 5 ilustra a metodologia de operação descrita.

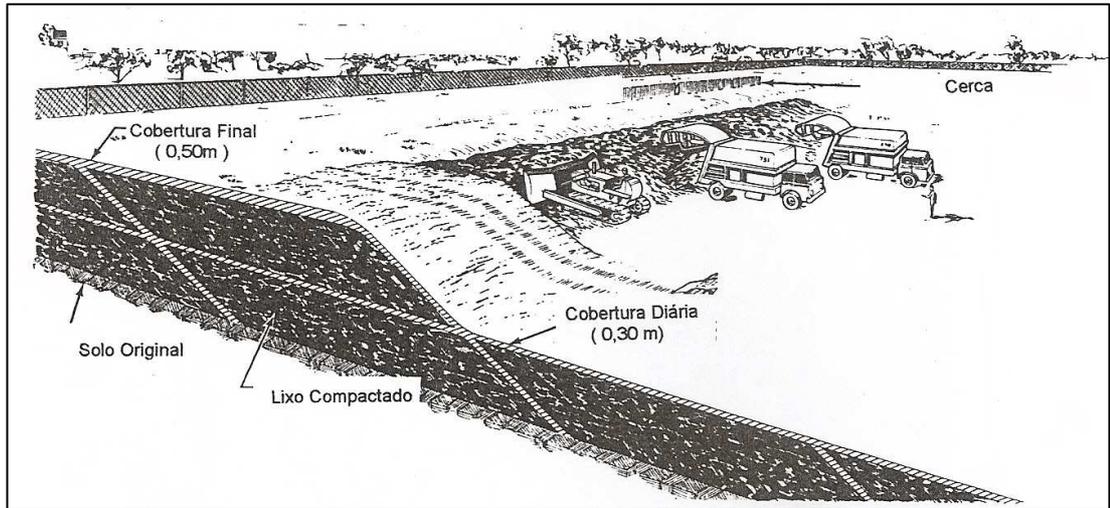


Figura 5: Método de Área.
Fonte: BOND, et al., 1973.

1.5.1.2. Método de Trincheira

Consiste na disposição dos resíduos em trincheira ou valas seguido da compactação. Ao término do dia o material escavado da trincheira prevista para operação no dia seguinte, é utilizado como material de cobertura na primeira. De acordo com MONTEIRO (2001), este é o método indicado para terrenos planos ou pouco inclinados, com lençol freático profundo. As dimensões das trincheiras são adequadas ao volume de lixo gerado, permitindo a operação adequada dos equipamentos. A Figura 6 ilustra a metodologia de operação descrita.

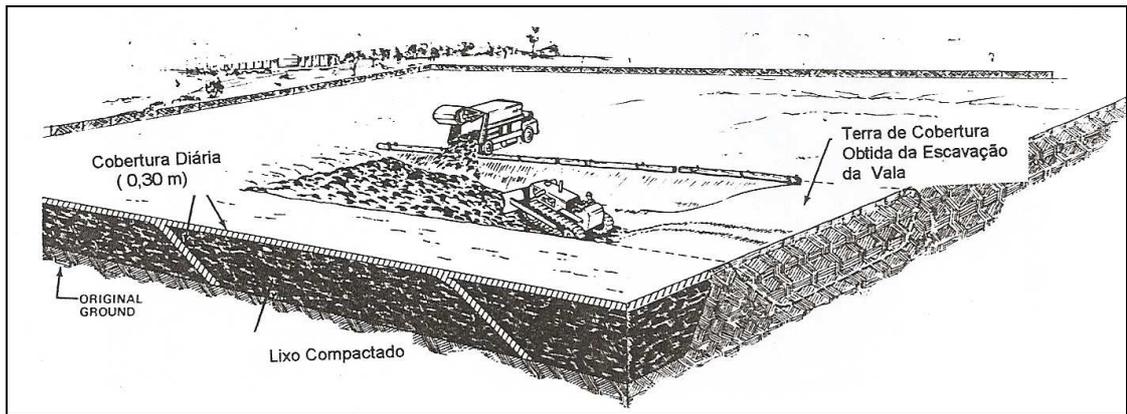


Figura 6: Método de Trincheira.
Fonte: BOND, et al., 1973.

A compactação dos resíduos podem ser feita de forma manual ou mecânica, variando em função do tamanho trincheira. Este tipo de disposição mostra-se adequado a pequenas comunidades, pois podem ser operados de forma manual (RECESA, 2008).

1.5.1.3. Método da Rampa

Os resíduos são espalhados e compactados no talude de escavação e ao final do dia são cobertos com o material de escavação da base do talude. É um método indicado para áreas planas, secas e com solo adequado para servir de material de cobertura. (MONTEIRO *et al.* 2001). A Figura 7 ilustra a metodologia de operação descrita.

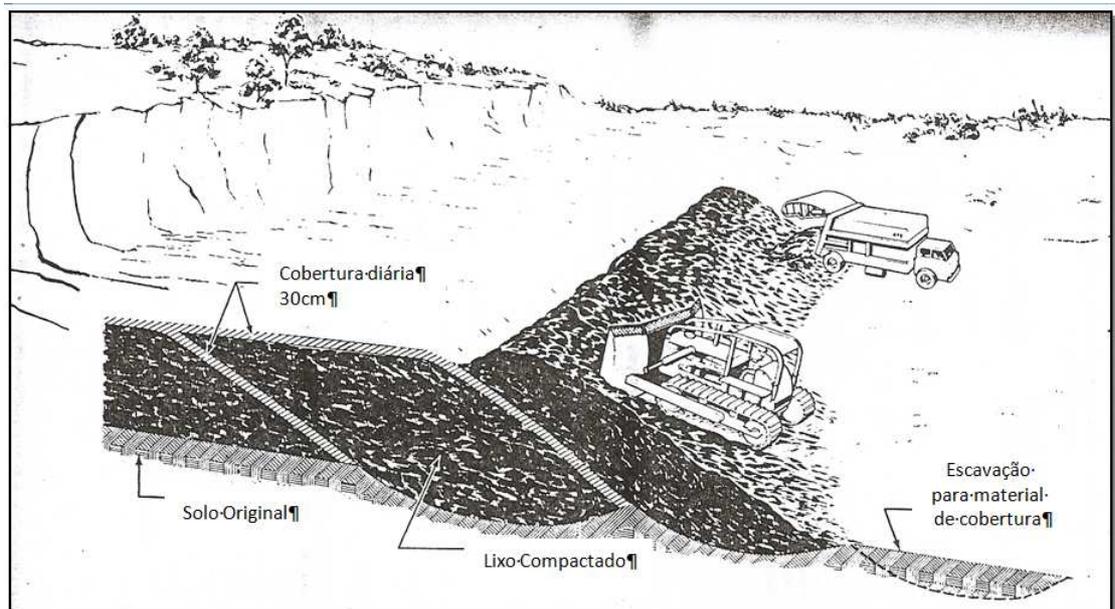


Figura 7: Método de Rampa.

Fonte: BOND, *et al.*, 1973.

1.5.2. Considerações sobre a operação e a produção de lixiviados

O regime pluviométrico é fator impactante na operação dos aterros sanitários, pois, em virtude deste, pode haver paralisação dos serviços e aumento considerável na produção de lixiviados.

A existência de períodos de chuva intensos ou inexistentes afeta diretamente no grau de complexidade do sistema de drenagem de percolados do aterro, bem como na produção em larga escala de lixiviados.

É na fundação dos aterros que se inicia a execução das linhas principais do sistema de drenagem de lixiviados. Geralmente compostas por tubos perfurados assentados em material granular abaixo das camadas drenantes de areia ou brita ou cascalho.

Os tubos podem ser de concreto ou PEAD e devem ser assentados com uma declividade mínima de 1% para garantir um diferencial hidráulico de energia suficiente para o funcionamento do sistema por gravidade evitando dessa forma o acúmulo de líquido dentro das tubulações e evitando a colmatação do sistema por microrganismos do próprio lixiviado.

Para Nahas *et al.* (1996), outro fator que influencia na produção de lixiviado no aterro é a forma com que os resíduos são dispostos no terreno. Normalmente o que se presencia é a disposição dos resíduos de forma bruta, tal quais chegam ao aterro, os quais são compactados sem qualquer tratamento anterior.

Marques (2001) e Marques *et. al.* (2003), avaliaram em aterro experimental, o efeito da compactação dos resíduos sobre a produção de lixiviados e obtiveram fortes indícios de que esta prática reduz em 8,5% o volume de percolado em comparação aos dados da literatura. Em termos de

caracterização físico-química não foram identificadas alterações relevantes quando comparados com os dados da literatura.

1.6. Lixiviado de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos

1.6.1. Definição

Para a Comunidade Europeia, lixiviado é “qualquer líquido que escoe através de resíduos depositados, seja emitido ou que fique contido no aterro” (EUROPEAN UNION, 1999).

A Associação Brasileira de Normas Técnicas o define através da norma brasileira NBR 8849/1985 (ABNT, 1985), utilizando o termo “chorume” como o líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, de cor escura, mau cheiro e elevada Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

1.6.2. Caracterização físico-química

Segundo Barker e Stuckey (1999), a caracterização de efluentes pode ser executada em três níveis:

1. Identificação individual dos compostos;
2. Identificação de classes de compostos e;
3. Determinação de parâmetros coletivos específicos e não-específicos.

Os parâmetros coletivos não-específicos são os parâmetros convencionais cujos métodos de determinação já estão consagrados na literatura e usados em larga escala para caracterização de efluentes. São eles Potencial Hidrogeniônico (pH), a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), a Demanda Química de Oxigênio (DQO), Fósforo, Cloretos, Alcalinidade, o Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e Nitrogênio Amoniacal (N-NH₃), Série Sólidos e Metais Pesados.

O parâmetros coletivos específicos são aqueles determinados através de métodos encontrados na literatura, porém ainda não padronizados, e que

forneem informações de determinada propriedade do efluente. São eles DQO inerte, biodegradabilidade aeróbia, distribuição de massa molecular e identificação de compostos orgânicos.

1.6.3. Produção de Lixiviados em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos

O lixiviado é o resultado da percolação da água, através dos resíduos sólidos resultando na extração de materiais da massa de resíduos que se apresentam dissolvidos ou em suspensão, combinado com os produtos da digestão anaeróbia dos microrganismos sobre a fração orgânica existente nessa massa.

EL-FADEL *et al.* (2002) definiram a produção de lixiviado como um fenômeno que ocorre quando a capacidade de campo é excedida. Este parâmetro é dado como a máxima umidade capaz de ser retida em um meio poroso sem permitir percolação do líquido. A Figura 8 ilustra essa definição.

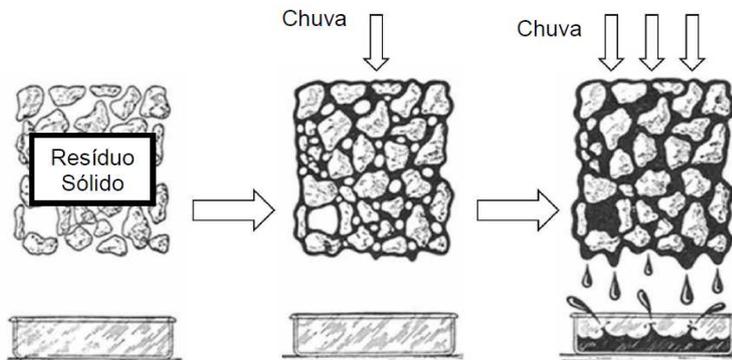


Figura 8: Capacidade de Campo.
Fonte: Adaptado de Çallis, 2012.

Assim, a produção de lixiviados em aterros está vinculada a capacidade de campo e aos fatores climáticos e geológicos da região de implantação bem como às características dos resíduos e da camada de cobertura utilizada.

- Fatores Climáticos: regime de chuvas, a temperatura ambiente, e a evapotranspiração;
- Fatores geológicos: Topografia;
- Características dos resíduos: Composição gravimétrica, teor de compactação, peso específico e permeabilidade da mistura solo e resíduos;

- Tipo de camada de cobertura: solo compactado em camada homogênea ou solo compactado acompanhado de diferentes geossintéticos; variação de tipos de solos em diversas graduações e solo preparado com argilominerais que apresentam propriedades tixotrópicas (capacidade de expansão e contração conforme o teor de umidade).

Segundo CETESB (1979), a produção de lixiviados também é influenciada pelo grau de compactação do aterro e a pluviometria da região. Aterros pouco compactados, cujos resíduos apresentam peso específico na faixa de 4 a 7KN/m³, permitem que 25 a 50% da precipitação média anual incidente sobre a área se transforme em lixiviados. Em aterros mais compactados, cujos resíduos apresentam peso específico maior que 7KN/m³, apenas 15 a 25% da precipitação contribui para a formação do lixiviado.

O balanço hídrico de um aterro consiste na soma das parcelas de água que entram e na subtração das que saem do aterro D'ALMEIDA e VILHENA (2000). A Figura 09 demonstra o balanço hídrico de um aterro.

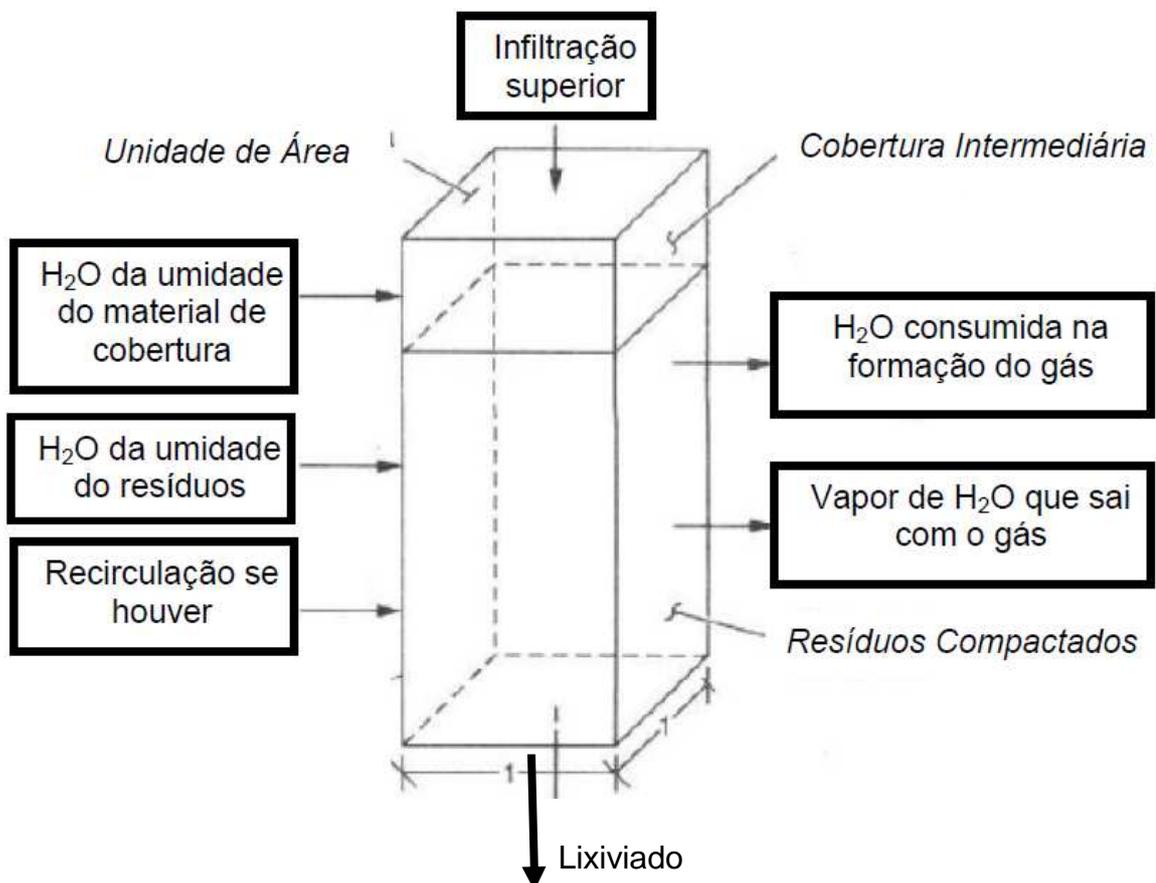


Figura 9: Balanço hídrico esquemático de um aterro.
Fonte: Adaptado de Çallis, 2012.

1.6.4. Características Gerais do Lixiviado de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos

A composição química do lixiviado varia muito de acordo com a idade do aterro e outros fatores tais como chuvas intensas, ou períodos extensos de seca, resultando, assim, na necessidade de tratamentos muito diferentes de lixiviados, por exemplo, de aterros velhos e aterros novos (TCHOBANOGLUS, *et al.*, 1993).

REINHART (1998), afirmou que a composição dos lixiviados pode variar consideravelmente de um local para outro, e também em um mesmo local de acordo com a época do ano.

Aterros velhos geralmente produzem lixiviados com relação DBO/DQO menor que 0,1, com altas concentrações de nitrogênio amoniacal, DQO menor que 2000mg/L (McBEAN *et al.*, 1995).

Aterros novos produzem lixiviados com relação DBO/DQO em torno de 0,7 e valores de DQO na faixa de 30.000 a 50.000 mg/L.

Os lixiviados geralmente contêm altas concentrações de sais inorgânicos e nitrogênio amoniacal. Isso se deve ao fato de que um aterro sanitário de resíduos domiciliares, no Brasil, recebe um resíduo com elevadas frações orgânicas. As proteínas, enzimas entre outros produtos sintetizados nos organismos orgânicos, têm em suas moléculas, o elemento nitrogênio. Algumas bactérias são capazes de degradar a matéria orgânica e os subprodutos dessas reações químicas são compostos contendo nitrogênio.

GHASSEMI (1983) demonstrou, baseado em estudos com 11 aterros sanitários nos Estados Unidos, que os compostos orgânicos em maior concentração nos aterros são o ácido acético, ácido butírico, cloro metileno, 1-1 dicloroetano e triclorofluormetano; e que os sais inorgânicos em concentrações

maiores foram Ferro (Fe), Cálcio (Ca), magnésio (Mg), Cádmiio (Cd) e Arsênio (As).

Quando o resíduo é disposto no aterro, sofre transformações biológicas, químicas e físicas que são controladas pelo fluxo da água além de outros fatores de influência. Isso se deve ao fato de que são as reações de hidrólise que iniciam o processo de degradação.

O aterro pode ser considerado um reator onde três fases estão presentes: a fase sólida (resíduo), a fase líquida (lixiviado) e a fase gasosa. A fase líquida é enriquecida pela solubilização ou suspensão da matéria orgânica e dos íons inorgânicos da fase sólida. Já na fase gasosa o carbono está presente na forma de CO₂ e CH₄ (CHRISTENSEN *et al.*, 1997).

KJELDSEN *et al.* (2002), indicou os principais fatores que influenciam na composição do lixiviado, apresentados na Tabela 2, e propôs quatro categorias de poluentes presentes nos lixiviados a saber:

- Matéria orgânica dissolvida na forma de ácidos graxos voláteis, ácidos húmicos e fúlvicos;
- Substâncias inorgânicas: Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, NH₄⁺, Fe²⁺, Mn²⁺, Cl⁻, SO₄²⁻, HCO₃⁻;
- Metais pesados, tais como, Cd²⁺, Cr³⁺, Cu²⁺, Pb²⁺, Ni²⁺, Zn²⁺ e
- Compostos orgânicos xenobióticos originários de resíduos domésticos e industriais presentes em baixas concentrações, incluindo hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas, organoclorados alifáticos entre outros.

Tabela 2: Principais fatores que influenciam a composição do lixiviado de aterros sanitários.

Características do Lixo	Composição; Granulometria; Umidade; Idade do resíduo; Pré-tratamento;
Condições Ambientais	Geologia; Regime Pluviométrico; Temperatura; Clima.
Características do Aterro	Aspectos construtivos das células; Balanço Hídrico; Grau de compactação dos resíduos; Propriedades do terreno; Codisposição de resíduos líquidos; Irrigação; Recirculação.

Processos Internos	Hidrólises; Adsorção; Biodegradação; Especificação; Dissolução; Diluição; Redução, Troca Iônica; Tempo de Contato; Geração e transporte de gás.
---------------------------	---

Fonte: (KJELSEN *et al.* 2002).

Além dos fatores descritos na Tabela 2, existem ainda os fatores intervenientes, aqueles que afetam a biodegradação biológica, influenciando diretamente nas características do lixiviado, tais como pH, alcalinidade, sulfatos, nutrientes, toxinas, teor de umidade e temperatura (WARITH; SHARMA 1998; SILVA, 2005; apud PROSAB 2009).

Segundo SILVA (2005) apud PROSAB 2009, os fatores intervenientes são: Oxigênio; pH; Sulfatos; Nutrientes; Temperatura; Teor de umidade e agentes inibidores.

1.6.5. Lixiviados Brasileiros x Lixiviados no mundo

Em todo mundo os pesquisadores têm observado a enorme variação das características físico-químicas dos lixiviados de aterros sanitários. Essa variabilidade é imposta devido à origem e conseqüentemente, composição do lixo, a localização do aterro que é influenciada pelas condições climáticas e características ambientais da região, a idade do aterro e o modo de operação.

Diversos autores perceberam que, além das variáveis econômica-sócio-ambientais, o fator tempo tem grande contribuição para essa variação, e por isso a relacionaram com a idade do aterro.(Kjeldsen *et al.*, (2002); Pohland e Harper, (1986); Tchobanoglous *et al.* (1993)

POHLAND e HARPER (1986), relacionaram a composição do lixiviado com as fases de biodegradação biológica no aterro e demonstraram a grande variação de composição físico-química que ocorre ao longo do processo. A Tabela 3, a seguir compila esses dados.

Tabela 3: Caracterização Físico-química de lixiviados produzidos nas fases de biodegradação dos resíduos sólidos urbanos em um aterro sanitário.

Parâmetros (mg/L)	Fases de Aterro				Todas as fases
	II	III	IV	V	

DBO₅	100-900	1000 - 57700	600 - 3400	4 - 120	4 - 57700
DQO	480-18000	1500-71100	580 - 9760	31 - 900	4 - 71100
COD	100-3000	500 - 27700	300 - 2230	70 - 260	70 - 27700
AOV*	100 - 3000	3000-18800	250 - 4000	0	0 - 18800
DBO₅ / DQO	0,23-0,87	0,4 - 0,8	0,17 - 0,64	0,02 - 0,13	0,02 - 0,87
NTK	180 - 860	14 - 1970	25 - 82	7 - 490	7 - 1970
N-NH₃	120 - 125	2 - 1030	6 - 430	6 - 430	2 -1030
P-PO₄	0,6 - 1,7	0,2 - 120	0,7 - 14	0,2 - 14	0,2 - 120
Alc. Total	200-2500	140 - 9650	760 - 5050	200 - 3520	140 - 9650
ST	2450-2050	4120-55300	2090 - 6410	1460 - 4640	1460 - 55300
pH	6,7	4,7 - 7,7	6,3 - 8,8	7,1 - 8,8	4,7 - 8,8
Cu	0,085 - 0,39	0,005 - 2,2	0,03 - 0,18	0,02 - 0,56	0,005 - 2,2
Fe	68 - 312	90 - 2200	115 - 336	4 - 20	4 - 2200
Pb	0,001 - 0,004	0,01 - 1,44	0,01 - 1,0	0,01 - 0,1	0,001 - 1,44
Mg	66 - 96	3 - 1140	81 - 505	81 - 190	3 - 1140
Mn	0,6	0,6 - 41	0,6	0,6	0,6 - 41
Ni	0,02 - 1,55	0,03 - 79	0,01 - 1,0	0,07	0,01 - 79
K⁺	35 - 2300	35 - 2300	35 - 2300	35 - 2300	35 - 2300
Na⁺	20 - 7600				20 - 7600
Zn	0,06 - 21	0,65 - 220	0,4 - 0,6	0,4	0,06 - 220
Cd	190 - 490	70 - 3900	76 - 490	76 - 254	70 - 3900
Cr	0,023 - 0,28	0,06 - 18	0,05	0,05	0,023 - 18

Fase II - Fase de Transição; Fase III - Fase Acidogênica; Fase IV - Fermentação ou Metanogênica; Fase V - Fase final ou de maturação. *ácidos orgânicos voláteis.
Fonte: POHLAND E HARPER, 1986.

REINHART e AL-YOUSFU (1996) relacionaram a operação com recirculação e as fases de biodegradação desses aterros. Foram avaliados lixiviados de cinco aterros sanitários e os resultados apontaram que as características dos lixiviados seguem o mesmo padrão dos aterros operados no modo convencional, isto sem recirculação de lixiviados, apresentando características pertinentes as fases acidogênica, metanogênica e de maturação. Segundo CASTILHOS (2006) o que pode diferir é a concentração mais elevada durante a fase ácida e a rapidez na diminuição da carga orgânica nos aterros operados com recirculação do lixiviado. Em termos da concentração do nitrogênio amoniacal, o que se verifica é o seu aumento ao longo do tempo

conforme o grau de estabilização do aterro, fato que pode ser verificado na Tabela 4.

Tabela 4 - Concentração dos constituintes do lixiviado de acordo com o grau de estabilização do aterro.

Parâmetros	Fase II		Fase II		Fase IV		Fase V	
	Transição		Acidogênica		Metanogênica		Maturação Final	
	Conv.	Recirc.	Conv.	Recirc.	Conv.	Recirc.	Conv.	Recirc.
DBO (mg/L)	100	0	1.000	0	600	100	4	100
	a	a	a	a	a	a	a	a
DQO (mg/L)	1.000	6.893	57.700	28.000	3.400	10.000	120	
	480	20	1500	11.600	580	1.800	31	770
AGV (mg/L)	a	a	a	a	a	a	a	a
	18.000	20.000	71000	34.550	9760	17.000	900	1.000
DBO/DQO	100	200	3.000	0	250	0	0	-
	a	a	a	a	a	a	a	a
Amônia (mg/L NH ₃)	3.000	2.700	18.000	30.730	4.000	3.900		
	0,23	0,1	0,4	0,45	0,17	0,05	0,02	0,05
pH	a	a	a	a	a	a	a	a
	0,87	0,98	0,8	0,95	0,64	0,8	0,13	0,08
Conductividade	120	76	2	0	6	32	6	4200
	a	a	a	a	a	a	a	a
pH	125	125	1.030	1.800	430	1.850	430	580
	6,7	5,4	4,7	5,7	6,3	5,9	7,1	7,4
Conductividade	a	a	a	a	a	a	a	a
	2.450	2.200	1.600	10.000	2.900	4.200	1.400	-
Conductividade	a	a	a	a	a	a	a	a
	3.310	8.000	17.100	18.000	7.700	16.000	4.500	

Fonte: REINHART e AL-YOUSFI, (1996).

A literatura brasileira indica uma diferenciação na caracterização química dos lixiviados brasileiros quando comparados com os resultados de outros países.

Segundo SILVA (2002), a variabilidade da composição dos resíduos aterrados pode produzir um percolado com elevados teores de metais tóxicos, xenobióticos. Entretanto, analisando os dados de caracterização de lixiviado brasileiros obtidos em estudos desenvolvidos por diversos pesquisadores, verifica-se que esta afirmação não se aplica ao caso brasileiro, uma vez que não foram encontrados indícios de metais nos lixiviados estudados. Acredita-se que esse fato se deva ao pH dos aterros brasileiros que propiciam a

precipitação dos metais no aterro, livrando o lixiviado desse componente tóxico.

SOUTO e POVINELI (2007) elaboraram uma compilação de resultados com as características do lixiviado produzido em 25 aterros brasileiros, 18 na região sudeste, 05 na região sul, 01 na região nordeste e 01 na região norte, apresentados na Tabela 5.

Entretanto, vale ressaltar que a Tabela 5 apresenta a faixa mais provável de resultados obtidos em vários estudos elaborados pelos pesquisadores brasileiros. Ainda assim, temos que avançar muito no conhecimento das características desse efluente, uma vez que ainda não encontramos parâmetros de projetos consolidados como já aconteceu com esgoto sanitário.

Tabela 5. Características mais prováveis do lixiviado de aterros brasileiros.

Variável	Faixa máxima	Faixa mais provável	FVMP [*]
pH	5,7 – 8,6	7,2 - 8,6	78%
Alcalinidade total (mg/L)	750 - 11400	750 - 7100	69%
Dureza (mg/L)	95 - 3100	95 - 2100	81%
Condutividade (μS/cm)	2950 - 25000	2950 - 17660	77%
DBO ₅ (mg/L)	< 20 - 30000	< 20 - 8600	75%
DQO (mg/L)	190 - 80000	190 - 22300	83%
Óleos e graxas (mg/ L)	10 - 480	10 - 170	65%
Variável	Faixa máxima	Faixa mais provável	FVMP [*]
Fenóis (mg/ L)	0,9 – 9,9	0,9 – 4,0	58%
NTK (mg/ L)	80 - 3100	Não há	-
N-amoniacal (mg/L)	0,4 - 3000	0,4 - 1800	72%
N-orgânico (mg/L)	5 - 1200	400 - 1200	80%
N-nitrito (mg/L)	0 - 50	0 - 15	69%
N-nitrato (mg/L)	0 – 11	0 – 3,5	69%
P-total (mg/L)	0,1 - 40	0,1 - 15	63%
Sulfeto (mg/L)	0 - 35	0 - 10	78%

Sulfato (mg/L)	0 - 5400	0 - 1800	77%
Cloreto (mg/L)	500 - 5200	500 - 3000	72%
ST (mg/L)	3200 - 21900	3200 - 14400	79%
SVT (mg/L)	630 - 20000	630 - 5000	60%
SFT (mg/L)	2100 - 14500	2100 - 8300	74%
SST (mg/L)	5 - 2800	5 - 700	68%
SSV (mg/L)	5 - 530	5 - 200	62%
Ferro (mg/L)	0,01 - 260	0,01 - 65	67%
Manganês (mg/L)	0,04 - 2,6	0,04 - 2,0	79%
Cobre (mg/L)	0,005 - 0,6	0,005 - 0,15	61%
Níquel (mg/L)	0,03 - 1,1	0,03 - 0,5	71%
Cromo (mg/L)	0,003 - 0,8	0,003 - 0,5	89%
Cádmio (mg/L)	0 - 0,26	0 - 0,065	67%
Chumbo (mg/L)	0,01 - 2,8	0,01 - 0,5	64%
Zinco (mg/L)	0,01 - 8,0	0,01 - 1,5	70%

(Fonte: Souto e Povinelli, 2007)

*FVMP: Frequência de ocorrência dos valores mais prováveis.

A Tabela 5 mostra claramente a grande variação das faixas dos parâmetros físico-químicos correlacionando com os diferentes aterros de resíduos sólidos no Brasil. Isso se explica pelo fato de serem aterros de diversas regiões do país cujas diferenças culturais, sociais e climáticas acabam se evidenciando nos resultados da caracterização do lixiviado.

Por este motivo este efluente deve ser bem caracterizado para que se possa estabelecer tratamento específico antes de seu lançamento no ambiente. Os principais parâmetros de caracterização são: Matéria orgânica através da DBO e COT, fósforo, enxofre, nitrogênio, pH, metais pesados, dentre outros.

1.6.6. Influência das fases de decomposição de resíduos sólidos em um aterro sanitário nas características do lixiviado gerado

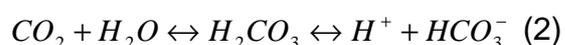
TCHOBANOGLIOUS, *et al.* (1993) mostram a degradação de resíduos dispostos em um aterro sanitário e a descrevem em fases, de acordo com a reação de decomposição predominante. Essas reações podem ser de caráter aeróbio ou anaeróbio dependendo das bactérias envolvidas no processo de degradação da matéria orgânica, das condições climáticas e hidrogeológicas da região do aterro e da composição dos resíduos sólidos dispostos no aterro sanitário.

1.6.6.1. Fase I – Fase Inicial

É a fase na qual a fração biodegradável dos resíduos sólidos sofre decomposição aeróbia tão logo são dispostos no aterro. Essa fase ocorre porque uma pequena quantidade de ar entra no aterro quando os resíduos são dispostos no solo, por isso é uma fase curta e se inicia assim que o resíduo chega ao aterro, e nela a reação apresentada na Equação (1) é predominante (FARQUHAR e ROVERS, 1973).

Resíduos degradáveis + $O_2 \rightarrow CO_2 + H_2O + \text{biomassa} + \text{calor} +$ material parcialmente degradado. (1)

Nessa fase os microrganismos produzem dióxido de carbono em níveis elevados e a temperatura do aterro sobe para 70°C em média (FARQUHAR e ROVERS, 1973). A produção de dióxido de carbono é tão intensa que a concentração do gás no aterro pode chegar a 90% (McBEAN *et al.*, 1995). A grande quantidade de CO_2 gerada e a elevada pressão parcial que o gás exerce no líquido melhora a condição de dissolução do CO_2 resultando na formação de ácido carbônico e redução no pH, conforme a reação apresentada na Equação (2).



Na fase inicial normalmente não há produção de lixiviado que somente se inicia quando a capacidade de campo é atingida.

EL-FADEL (2002), define capacidade de campo como a máxima umidade retida em um meio poroso sem produção de percolação do líquido.

Isso significa que a produção de lixiviado se inicia no momento em que a massa de resíduos sólidos se torna saturada pelas águas de infiltração e pelos líquidos resultantes do processo decomposição da fração orgânica dos mesmos.

1.6.6.2. Fase II – Fase de Transição

Na fase II o oxigênio existente na massa de resíduos disposta no aterro já foi consumido pelos microrganismos aeróbios na fase I e as condições anaeróbias se desenvolvem (TCHOBANOGLIOUS, *et al.*, 1993).

Os microrganismos anaeróbios utilizam nitratos e sulfatos como aceptores de elétrons, de acordo com a quantidade de energia que pode ser recuperada quando eles absorvem elétrons pela hidrólise e decomposição de polímeros, e aqui se inicia a formação de amônia e gás sulfídrico. A característica principal desta fase é a fermentação ácida e nela são encontradas altas concentrações de ácidos voláteis devido a atividade bacteriana. Nessa fase o pH se encontra na faixa entre 5 e 6. Existe um aumento considerável de ânions e cátions devido as substâncias solubilizadas no percolado, como Cl^- , Na^+ , Mg^{+2} entre outros (TCHOBANOGLIOUS, *et al.*, 1993).

O lixiviado resultante desta fase possui concentrações de amônia na faixa de 500 a 1000mg/L e valores maiores que 0,7 para relação DBO_5/DQO , indicando um lixiviado formado recentemente (lixiviado novo) (TCHOBANOGLIOUS, G., *et al.*, 1993).

1.6.6.3. Fase III – Fase Ácida

A atividade microbiana anaeróbia iniciada na fase II acelera a produção de quantidades significativas de ácidos orgânicos e diminui a quantidade de hidrogênio presente no lixiviado (TCHOBANOGLIOUS, *et al.*, 1993).

Nessa fase se inicia um processo de três estágios da decomposição anaeróbia. O primeiro estágio é a hidrólise de lipídios, polissacarídeos, proteína e ácidos nucleicos presentes na matéria orgânica. A hidrólise transforma essas moléculas em compostos menores, que podem ser utilizados pelos microrganismos acidogênicos como fonte de energia para seu crescimento e reprodução, liberando o nitrogênio presente nessas moléculas. Nessa fase começa a liberação da amônia (TCHOBANOGLIOUS, *et al.*, 1993).

O segundo estágio, denominado acidogênese, envolve a conversão microbiológica dos compostos resultantes do primeiro estágio, em produtos intermediários de menor massa molecular como o ácido acético (CH_3COOH) e pequenas concentrações de ácidos fúlvicos e gás hidrogênio. (TCHOBANOGLIOUS, *et al.*, 1993).

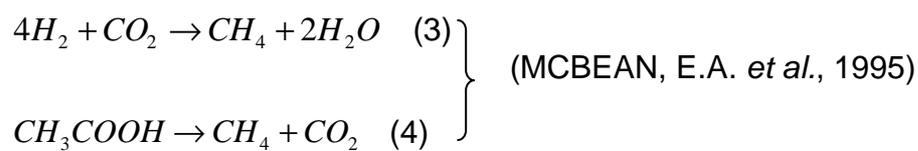
O pH do lixiviado decai para a faixa de 5 em função da presença dos ácidos orgânicos e das elevadas concentrações de CO_2 . A redução do pH provoca a dissolução de metais pesados e demais constituintes inorgânicos. Os valores de DBO_5 , DQO e condutividade aumentam consideravelmente. (TCHOBANOGLIOUS, 1993).

A razão $\text{DBO}_5/\text{Nitrogênio Amoniacal total}$ é $\gg 1,0$ indicando um lixiviado novo, ou seja, o início da liberação do N constituinte das moléculas de maior peso molecular que são quebradas nesta fase (MCBEAN, ROVERS E FARQUHAR, 1995). A produção de nitrogênio amoniacal é bastante significativa (ALVES *et al.*, 2000), porém o pH não sobe devido ao tamponamento causado pelos ácidos voláteis produzidos nessa fase, que em dissolução se caracterizam como um doador permanente de íons H^+ impedindo a mudança do pH.

Nos lixiviados brasileiros, devido ao fenômeno de tamponamento, está intimamente ligado com a composição dos resíduos sólidos, que no Brasil, ainda se compõe de uma grande fração orgânica, ocorre uma condição de pH que favorece a precipitação dos metais dentro do aterro e os lixiviados não apresentam teores significativos de metais em sua composição. (GOMES, L.P 2009).

1.6.6.4. Fase IV – Fase de Fermentação (Metanogênica)

Essa fase é caracterizada pela conversão do ácido acético e hidrogênio produzido pelas bactérias acetogênicas em metano (CH₄) e gás carbônico (CO₂) pela ação arqueias metanogênicas conforme as Equações (3) e (4). (TCHOBANOGLOUS, 1993 e FARQUAR E ROVERS, 1995).



Nessa fase, a produção de metano e ácido ocorre simultaneamente embora a taxa de formação do ácido reduza drasticamente. Em função disso, o pH do lixiviado sobe para a faixa de 6,8 a 8, e como resultado a concentração de metais pesados, ácidos voláteis e sólidos dissolvidos totais diminuem. Nessa fase a produção de metano é superior a 50% do volume do gás (TCHOBANOGLOUS, *et al.*, 1993).

Como resultado dessa fase, os valores de DBO diminuem enquanto os valores de DQO continuam relativamente altos indicando uma menor biodegradabilidade do lixiviado. Isso explica a recalcitrância dos lixiviados velhos e a pouca eficiência no seu tratamento por meio de processos biológicos (MANNARINO, 2003).

1.6.6.5. Fase V – Fase de Maturação

É a última fase de biodegradação no aterro. Ocorre após toda a matéria orgânica ser convertida em CH₄ e CO₂ na fase IV, restando somente os

carbonos orgânicos recalcitrantes. A produção de metano diminui drasticamente e pequenas quantidades de nitrogênio voltam a aparecer no gás do aterro. Nessa fase o lixiviado também contém ácidos húmicos e fúlvicos que são difíceis de tratar com processos biológicos (TCHOBANOUGLOUS, *et al.*, 1993).

1.6.7. Interações físicas, químicas e biológicas durante a produção do lixiviado no aterro

As características da composição do gás e do lixiviado produzido no aterro variam de acordo com a fase de biodegradação dos resíduos sólidos em decomposição, do tipo de resíduo, das condições hidrogeológicas, índice de pluviosidade, temperatura e forma de operação do aterro (MCBEAN, *et al.*, 1995).

TCHOBANOUGLOUS *et al.* (1993) mostraram as características do gás e do lixiviado gerado em um aterro sanitário segundo a fase de biodegradação conforme a Figura 10.

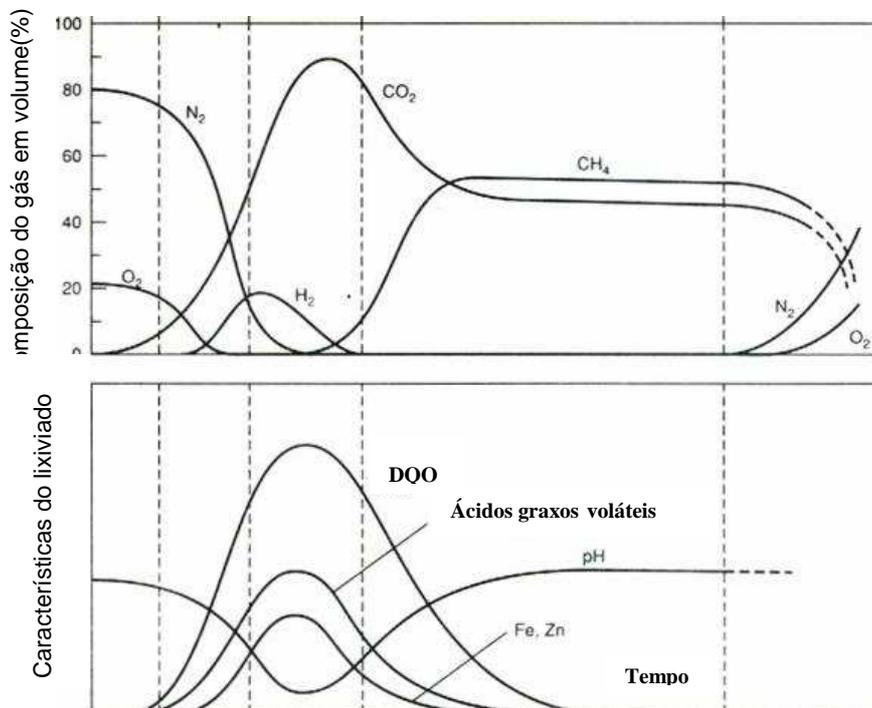


Figura 10: Características do gás e do lixiviado de acordo com as fases de degradação de resíduos sólidos em aterro sanitário.

Fonte: TCHOBANOUGLOUS, G. *et al.* (1993).

As diversas fases de decomposição ocorrem concomitantemente em diferentes pontos do aterro (McBEAN, *et al.*, 1995). As camadas mais antigas

se encontram em fase metanogênica, as camadas próximas as superfícies ainda são submetidas aos processos aeróbicos. Os ácidos produzidos nessas camadas formam uma solução com as águas de infiltração atingindo as camadas mais profundas onde são consumidos.

As interações físico-químicas que podem ocorrer dentro de um aterro sanitário podem ser descritas como estágios teóricos da decomposição de resíduos sólidos. Segundo Christensen *et al.* (1992), os mecanismos que regulam as transferências de massa dos resíduos para os lixiviados, são a hidrólise, a biodegradação, a solubilização (ou lixiviação) e o arraste do material particulado.

Segundo ZAGATTO, *et al.* (2008), degradação é o processo através do qual uma substância química de estrutura molecular complexa é convertida em moléculas mais simples. Esse processo pode ocorrer em duas vias: **degradação abiótica** através de reações químicas tais como hidrólise, oxidação/redução e troca iônica, e **degradação biótica**, através da ação de microrganismos que se utilizam dos resíduos sólidos como fonte de energia para seu crescimento e manutenção de vida.

TCHOBANOGLIOUS, *et al.* (1993), demonstraram em um esquema simplificado os estágios de decomposição dos resíduos sólidos em um aterro onde pode-se verificar a presença dos dois tipos de degradação citados por ZAGATTO, *et al.*(2008).

A Figura 11 apresenta o esquema que ilustra o processo de digestão anaeróbia que ocorre dentro de um aterro.

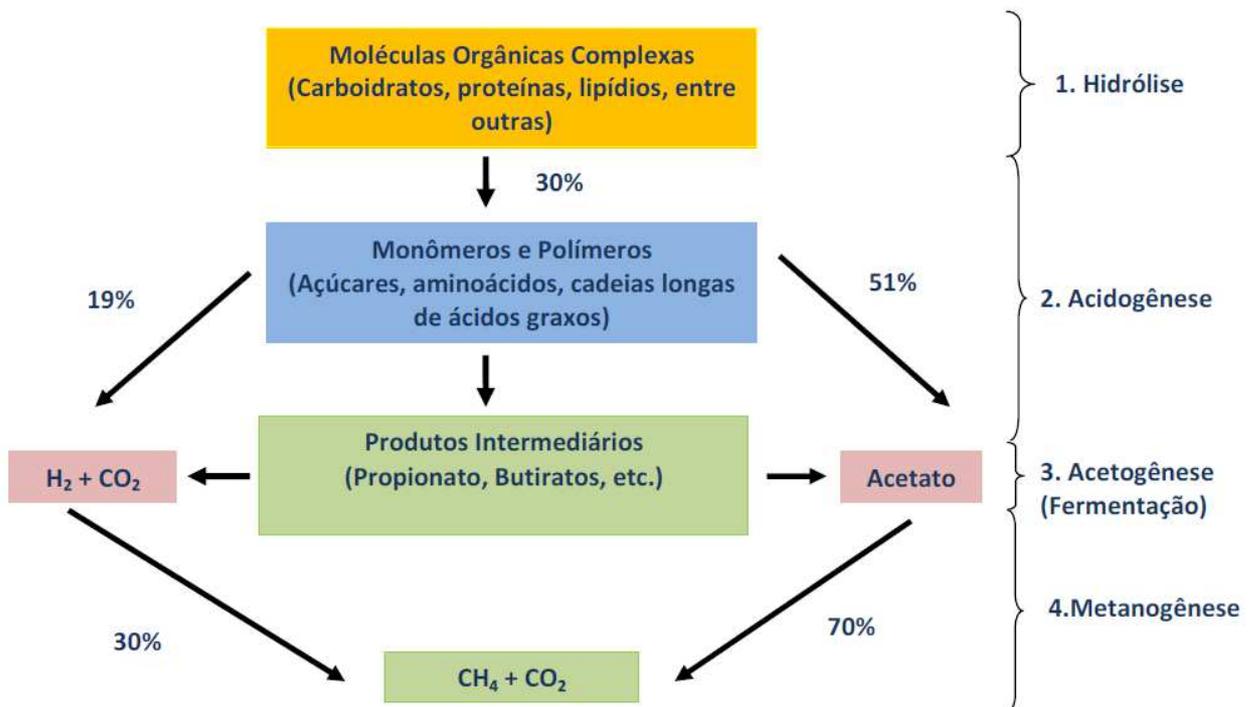


Figura 11: Estágios teóricos da decomposição de resíduos em um aterro.
Fonte: Çalli, B. 2012.

Na Figura 11 podemos visualizar os estágios de degradação que ocorrem dentro de um aterro, formando uma rede de transformações bioquímicas, transformando o aterro sanitário em um grande reator biológico onde a água exerce papel fundamental na dinâmica de degradação dos resíduos sólidos.

Isto ocorre porque é durante a hidrólise que a matéria orgânica é convertida em compostos dissolvidos de menor massa molecular. Durante esse processo as exo-enzimas excretadas pelas bactérias fermentativas possuem papel fundamental. São essas enzimas que degradam as proteínas levando a formação de aminoácidos como produto da hidrólise. Também durante a hidrólise, os carboidratos se transformam em açúcares solúveis (mono e dissacarídeos) e os lipídios transformados em ácidos graxos. Portanto a quebra dos compostos orgânicos complexos em moléculas mais simples para posterior geração de biogás depende exclusivamente da presença de água no interior da massa de resíduos e conseqüentemente é a velocidade da reação hidrolítica que limita o processo de degradação (CASTILHOS, *et al.*, 2006).

Em face da grande variedade de resíduos e interações físicas, químicas e biológicas, o lixiviado gerado em um aterro sanitário apresenta grande complexidade química, apresentando substâncias orgânicas e inorgânicas resultantes da biodegradação aeróbia e anaeróbia, metais pesados e outras substâncias oriundas da lixiviação dos resíduos sólidos além de alta toxicidade.

1.6.8. Impactos Ambientais provocados pelo lixiviado

A Resolução CONAMA 001/1986 (Brasil, 2005), define Impacto Ambiental como sendo “qualquer alteração nas propriedades físicas, químicas e biológicas do ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultantes das ações humanas, que diretamente ou indiretamente, afete a saúde, a segurança e o bem estar da população, as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do ambiente, e a qualidade dos recursos ambientais”.

Sendo o lixiviado o resultado da ação das águas de infiltração que percola através da massa de resíduos em decomposição somado a fração líquida dos subprodutos das reações de decomposição dos resíduos sólidos, é um líquido que apresenta características resultantes de uma combinação de processos físicos, químicos e biológicos. Portanto, não apresenta apenas produtos do metabolismo microbiológico, mas também aqueles resultantes de reações físicas e químicas que ocorrem simultaneamente dentro do aterro.

Devido à grande variedade de resíduos que os aterros sanitários recebem, o líquido percolado torna-se altamente complexo e de difícil tratamento. O Impacto ambiental no solo e em corpos hídricos altera suas características físico-químicas comprometendo seus usos para fins de agricultura, utilização como material de construção entre outros, no caso do solo e no caso da água, fins de abastecimento, recreação e irrigação.

Segundo SISINNO (2002) o lixiviado é a principal fonte potencial poluidora para águas subterrâneas e superficiais na proximidade de locais de disposição de resíduos sólidos.

Os principais impactos causados pelo lançamento do lixiviado em corpos hídricos sem tratamento são a diminuição de oxigênio dissolvido, a eutrofização e toxicidade causada pelas elevadas concentrações de nitrogênio. (KJELDSEN, *et al.*, 2002). A presença de metais, e fatores físicos como a temperatura, também deve ser considerada em face da variação de sua solubilidade.

Assim, a grande variedade de resíduos aterrados, combinada com uma diversa gama de interações físicas, químicas e biológicas que ocorrem dentro da massa de resíduos sólidos, impõe ao lixiviado características bastante complexas e variáveis no tempo conforme a etapa de degradação do aterro, causando grande dificuldade no tratamento desse efluente. Essa complexidade faz com que seja necessária combinação de diversas técnicas para que o lixiviado tratado atinja os requisitos mínimos necessários para minimização dos impactos ambientais ao ser lançado no ambiente (HAMADA, 1997 *apud* CASTILHOS, 2006).

1.6.9. Toxicidade do Lixiviado

Toxicidade é a capacidade de uma substância em produzir efeitos nocivos aos seres vivos dependendo do tempo e via de exposição e sua concentração (CHASIN e PEDROZO, 2004 *apud* DEZOTTI, 2008).

Segundo ZAGATTO e BERTOLETTI (2008), a toxicidade pode não ser o resultado da ação de apenas uma substância isolada, mas da interação e magnitude de várias substâncias presentes no meio ambiente.

Segundo BAIRD (2002), a toxicidade pode ser classificada em aguda e crônica. Toxicidade aguda é o início rápido de sintomas nocivos ao ser vivo, incluindo-se aí a morte no limite extremo, que se segue à absorção de uma substância. Toxicidade crônica são os efeitos nocivos de uma dada substância absorvida pelos seres vivos após exposições em longo prazo. Como resultado disso, mesmo em doses baixas, certas substâncias podem ser nocivas se absorvidas pelos seres vivos de forma contínua.

A toxicidade do lixiviado, dependerá das interações entre as substâncias presentes que podem ocorrer de forma antagônica, sinérgica ou aditiva. (DEZZOTTI, 2008).

O conhecimento dos efeitos dessas interações no ambiente aquático quando ocorre o aporte de uma substância ou efluente líquido no mesmo, são de vital importância e são descritos por ZAGATTO (2008) na Tabela 6.

Tabela 6: Efeitos induzidos por algumas substâncias químicas à biota.

Efeito	Descrição
Sinérgico	Ocorre quando o efeito combinado de dois ou mais contaminantes é muito maior que a soma dos efeitos individuais que cada contaminante causaria ao meio.
Potenciação	Ocorre quando um contaminante tem efeito tóxico somente quando aplicado em conjunto com outro contaminante.
Antagônico	Ocorrem quando dois ou mais contaminantes interferem entre si.
Aditivo	Ocorre quando o efeito combinado de dois ou mais contaminantes corresponde à soma dos efeitos que causariam aplicados individualmente.

Fonte: ZAGATTO, P.A., e BERTOLETTI, E., (2008).

A complexidade dos efeitos apresentados na Tabela 6 fica clara quando se considera a grande magnitude de interações após o lançamento do contaminante no corpo hídrico.

A toxicidade que um efluente causa no meio aquático pode ser avaliada através de ensaios ecotoxicológicos com organismos da coluna d'água ou dos sedimentos de ambientes de água doce, estuarina ou marinha. Conhecer a toxicidade permite a avaliação do impacto que o efluente na biota dos corpos hídricos, e estabelece limites das substâncias que conferem toxicidade ao efluente de modo a proteger a vida aquática do corpo receptor (ZAGATTO, 2008). A Figura 12 apresenta o conjunto de parâmetros necessários para um estudo ecotoxicológico.

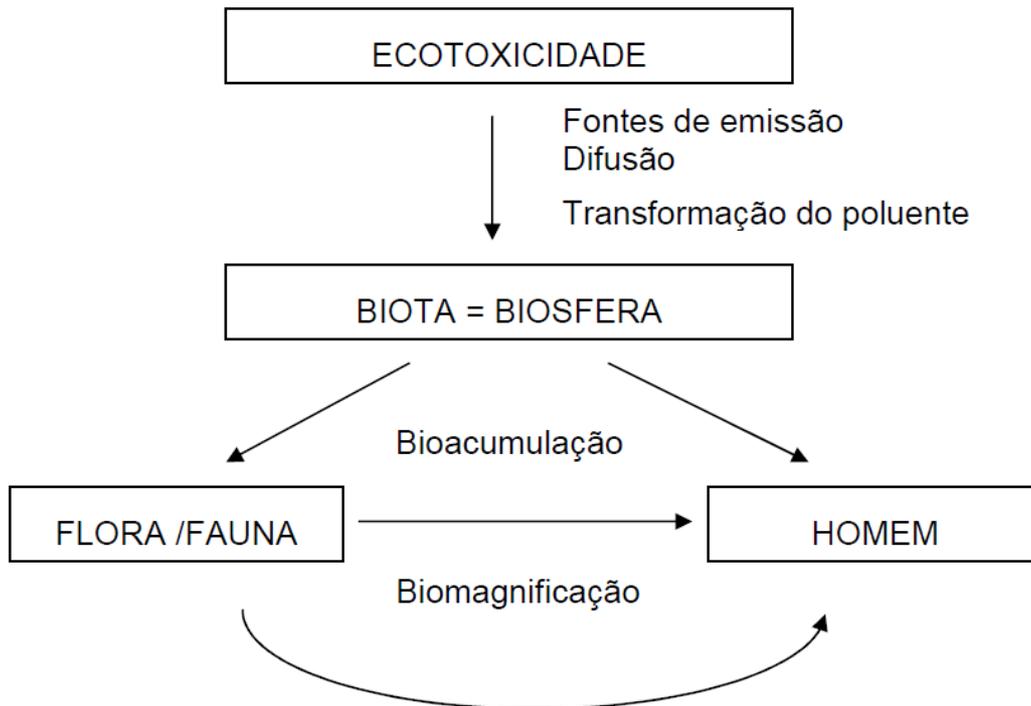


Figura 12: Avaliação integrada do destino e efeitos de substâncias tóxicas.
Fonte: ZAGATTO, P.A., e BERTOLETTI, E., (2008).

Portanto, uma avaliação ecotoxicológica deve incluir o conhecimento das fontes de emissão dos poluentes, suas transformações, difusões e destinos no ambiente bem como os riscos potenciais desses poluentes a flora e fauna incluindo o próprio homem.

1.6.9.1. Ensaio de Toxicidade

Atualmente existem diversos ensaios de toxicidade padronizados nacional e internacionalmente por associações como a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), *American Water Work Association* (AWWA), *American Society for Testing and Materials* (ASTM) dentre outras.

Todos os ensaios de toxicidade requerem condições ambientais específicas como pH, oxigênio dissolvido, temperatura, dureza da água, duração do teste, entre outras. Nesses experimentos utilizam-se frascos de controle contendo somente água de diluição, nos quais se avalia os organismos utilizados no ensaio e frascos contendo diversas concentrações do efluente estudado por um determinado período de tempo donde se pode avaliar o efeito

do mesmo sobre os organismos tais como taxa de mortalidade, crescimento, reprodução dentre outros.

A Figura 13 apresenta um esquema de um teste de toxicidade.

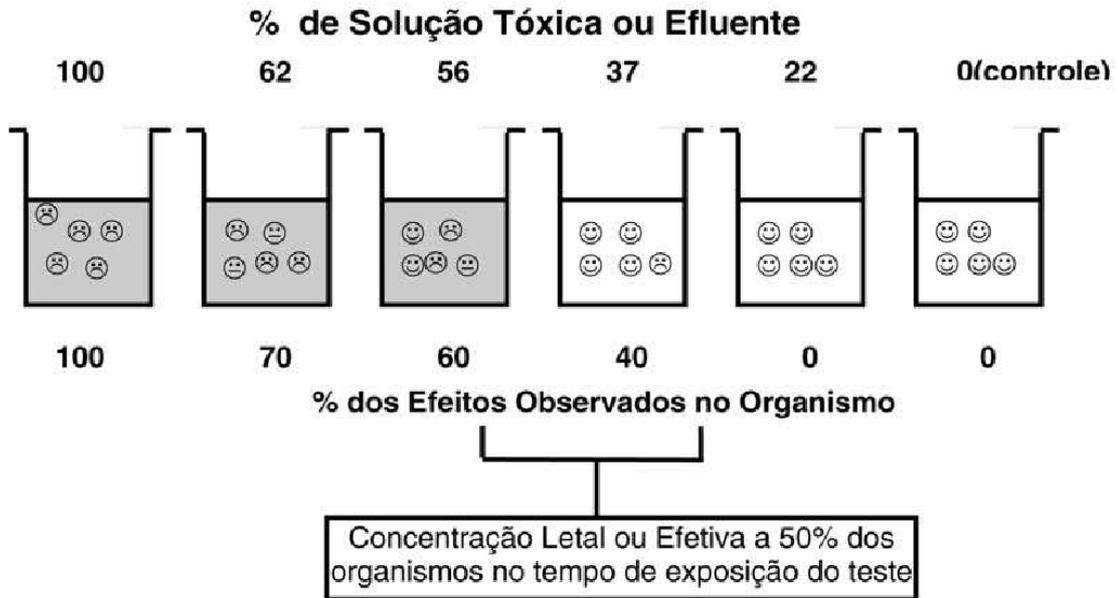


Figura 13: Esquema básico de um teste de toxicidade.
Fonte: DEZOTTI, M., 2008.

Os efeitos são observados e analisados estatisticamente gerando resultados expressos em termos de CL_{50}^1 , CE_{50}^2 e $CENO^3$. (ZAGATTO, e BERTOLETTI, 2008).

1.6.9.1.1. Ensaios de toxicidade aguda

Os ensaios de toxicidade aguda avaliam os efeitos severos e rápidos causados aos organismos-teste quando expostos ao efluente e nos fornece o

¹ Concentração do efluente que causa efeito agudo (letalidade) a 50% dos organismos aquáticos em determinado período de tempo expresso em %

² Concentração do efluente que causa efeito agudo a 50% dos organismos aquáticos em determinado período de tempo expresso em %

³ Concentração do efluente que não causa efeito crônico observável em determinado período de exposição expresso em %.

CL50, onde geralmente os critérios de avaliação são a mortalidade e imobilidade desses organismos. (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008).

São testes clássicos realizados com peixes e invertebrados de duração que pode variar de 0 a 96 horas. Estabelece uma relação entre a dose administrada de uma substância e a intensidade dos efeitos observados, e permite calcular a dose ou concentração letal de uma substância que provoca morte a 50% da população de organismos-teste exposta a ela, denominada CL50 ou DL50 (DEZOTTI, 2008).

1.6.9.1.2. *Ensaio de toxicidade crônica*

O ensaio de toxicidade crônica é aquele em que o período de duração do teste é definido como a exposição maior que 10% da duração de vida do organismo-teste. (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008).

Esse ensaio avalia os efeitos não detectados pelo ensaio de toxicidade aguda tais como distúrbios fisiológicos e ou comportamentais dos organismos-teste.

O lançamento de lixiviado, ainda que tratado, de forma contínua nos corpos receptores, pode causar efeitos crônicos dado que os organismos aquáticos são expostos a baixas concentrações de algumas substâncias poluentes por longos períodos de tempo. Os organismos poderão ter dificuldades para se manter no ambiente, gerando modificações no funcionamento de todo o ecossistema aquático (GHERARDI-GOLDSTEIN e BERTOLETTI, 1990; EPA, 1999, apud DEZOTTI, 2008).

1.6.9.1.3. *Estudos de Toxicidade de lixiviados brasileiros*

SILVA, *et al.* (2002), testaram a toxicidade aguda do lixiviado do aterro de Gramacho em seu estado bruto e após diversos tipos de tratamento. Os organismos mais sensíveis à toxicidade do lixiviado bruto foram *Danio rerio* e o *Daphnia similis*. Este teste foi conduzido para avaliação do efeito do lançamento do lixiviado diretamente em corpos hídricos. Em uma segunda etapa de testes

com correção de salinidade os resultados obtidos foram idênticos aos da etapa sem correção de salinidade, comprovando-se que a toxicidade causada para *Daphnia similis* não foi causada apenas pela salinidade do lixiviado.

Os melhores resultados obtidos por SILVA *et al.* (2004) foram aqueles com o lixiviado submetido ao arraste de ar para remoção de amônia. Houve significativa redução da toxicidade para *Artemia salina*. Para *Daphnia similis* não houve redução dos níveis de toxicidade em relação às amostras não submetidas ao arraste de ar. Para a bactéria *Vibrio fisheri* (sistema Microtox), quase não houve alteração dos níveis de toxicidade.

Estes resultados demonstraram que apesar do lixiviado tratado apresentar valores de amônia que se enquadravam na legislação CONAMA nº. 20 (1986), 5mg/L, legislação vigente na época dos estudos, estes não foram suficientes para eliminar a toxicidade das amostras, com exceção da ação tóxica para o organismo *Artemia salina*. (SILVA, 2004).

KJELSEN, *et al.*(2002), demonstraram que o nitrogênio amoniacal deve ser o principal responsável pela toxicidade aguda do lixiviado e concluíram que é o poluente mais persistente a longo prazo, sendo portanto um parâmetro que deve ser acompanhado e cujo tratamento deve ser aprimorado a fim de diminuir a toxicidade do lixiviado tratado.

Por sua solubilidade e altas concentrações, o nitrogênio amoniacal em suas formas livre e ionizada se constitui em um importante traçador da contaminação por aporte de lixiviado nos corpos hídricos, porém tais características também são fatores limitantes para a eficiência da remoção de amônia por diversas tecnologias (CAMPOS, *et al.* 2007).

1.6.10. Tipos de Tratamento de Lixiviado

O lixiviado é um líquido com características potenciais poluidoras. Por esse motivo além de se promover o seu tratamento antes do descarte no corpo receptor, é necessária também, a adoção de medidas que visem a redução do

volume gerado ou a adequação dos conteúdos orgânico, inorgânico e biológico presentes no mesmo. Isso depende de muitos fatores tais como a composição dos resíduos, forma de disposição e operação do aterro, fatores hidrogeológicos dentre outros.

As técnicas empregadas no tratamento de lixiviados são aquelas normalmente aplicadas a efluentes industriais com as devidas adaptações ao efluente em questão, porém as dificuldades encontradas são inúmeras. Os estudos sobre a composição do lixiviado se iniciaram no princípio da década de 1970 (FLECK, apud PROSAB, 2009).

Conhecer melhor a composição química do lixiviado, e os fatores interferentes que causam as variações ao longo tempo podem dar indícios para se chegar a parâmetros de projeto que possam vir a ser utilizados de forma universal.

As técnicas de tratamento mais utilizadas são os processos biológicos devido ao baixo custo se comparado aos demais disponíveis atualmente. KJELSEN *et al.* (2002), demonstraram que, quando o lixiviado é novo, constitui-se principalmente de substâncias de massa molar baixa, principalmente na forma de ácidos graxos voláteis, para os quais o tratamento biológico é eficiente. Entretanto, o lixiviado maduro apresenta uma pequena fração biodegradável além de elevados teores de nitrogênio amoniacal que pode inibir o desenvolvimento de microrganismos e inviabilizar o tratamento biológico convencional para esse tipo de lixiviado.

Outra questão a ser considerada é a de que quanto mais rigorosos se tornam os padrões de lançamento nos corpos hídricos, mais o tratamento do lixiviado se torna complexo, tanto do ponto de vista ambiental quanto econômico. Quanto mais restritivos os padrões de descarga, mais oneroso se torna o tratamento. Por esse motivo, é de grande importância determinar o tratamento mais adequado ao lixiviado que considere tanto as condições de operação e o máximo de remoção de poluentes (LI, *et al.* 2009).

Assim, considerando os lixiviados maduros e os padrões de lançamento impostos pela legislação verifica-se que os tratamentos biológicos convencionais seguidos apenas de métodos físico-químicos não são mais adequados para atingir os níveis de tratamento requeridos, sendo necessário encontrar novos processos para seu tratamento (LI, *et al.* 2009).

Uma alternativa para tratamento que vem sendo estudada por diversos autores é a combinação de diversos processos para o tratamento do lixiviado

A Tabela 7, apresenta algumas possíveis combinações que vêm sendo estudadas com um breve descritivo do método e respectivos resultados.

Tabela 7: Processos Combinados de Tratamento de Lixiviados.

PROCESSOS
Arraste por ar/ Reagente Fenton/ Reator Batelada Seqüencial/Coagulação
Reator Batelada Seqüencial/ Coagulação/Reagente Fenton/ Filtros Aeróbios/
Arraste por ar/ floculação/ bioreator de membranas / osmose reversa

Podemos destacar ainda a recirculação como forma de tratamento, visando à promoção da decomposição dos resíduos dispostos, bem como a redução da carga poluidora dos percolados. Assim, o lixiviado obtido nas partes mais antigas do aterro, que se apresenta com alta qualidade de microrganismos, é reintroduzido no corpo do aterro, principalmente nas partes mais novas do maciço que necessitam destes vetores para iniciar ou acelerar o processo de biodegradação. Este processo apresenta a vantagem adicional do custo reduzido muito embora possa, em aterros de áreas com grandes volumes de chuva, ser inviabilizado devida ao grande aumento de produção de lixiviados em períodos chuvosos. (NAHAS, 1996).

Pohland (1975) e Pohland e Kang (1975) verificaram que a utilização de recirculação aumenta o grau de estabilização do aterro. Eles observaram que em um período de 3 anos, as concentrações de DBO, COT e DQO se reduziram de forma notável nos seus estudos de bancada. Eles utilizaram controle de pH e deram partida em seus reatores com lodo de esgoto sanitário (ROVERS, 1995). A Tabela 07 indica as vantagens e desvantagens da recirculação como técnica de tratamento.

Tabela 8: Vantagens e desvantagens da recirculação.

VANTAGENS	DESVANTAGENS
<ul style="list-style-type: none"> • Diminui a DBO e acelera a decomposição • Retarda a disposição do volume recirculado no tratamento; • Diminui os custos com o sistema de tratamento. 	<ul style="list-style-type: none"> • Problemas de recalque; • "clogging"=Entupimento; • odores, • Necessidade de dimensionar o sistema de coleta para cargas hidráulicas maiores.

Fonte: (ROVERS, 2007).