

2 Revisão Bibliográfica

2.1 Classificação do Resíduo Sólido Urbano (RSU)

A Política Nacional de RS (PNRS), Lei Federal nº 12.305/10, define os resíduos sólidos no Art. 3º como:

XVI- resíduo sólido: material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe ou se está obrigado a proceder, nos estados sólidos ou semissólidos, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável ao seu lançamento na rede pública de esgoto ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnicas ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível.

Esses resíduos podem ser classificados quanto à sua origem em: industriais (não perigosos, tóxicos e perigosos); de serviços de saúde ou hospitalares; radioativos (lixo atômico); agrícola; e urbanos (NBR 10.004/87) ou quanto ao grau de periculosidade (classe I e II); fonte geradora; estado físico do resíduo (gasoso, líquido, sólido); sua destinação final.

A mesma Lei Federal nº 12.305/10, no Art. 13, em concordância com a norma brasileira, classifica os resíduos sólidos urbanos quanto à origem, como:

Art. 13 – Para os efeitos desta Lei, os resíduos sólidos têm a seguinte classificação:

I - quanto à origem:

- a) resíduos domiciliares: os originários de atividades domésticas em residências urbanas;
- b) resíduos de limpeza urbana: os originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana;
- c) resíduos sólidos urbanos: os englobados nas alíneas “a” e “b”;
- d) resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços: os gerados nessas atividades, excetuados os referidos nas alíneas “b”, “e”, “g”, “h” e “j”;
- e) resíduos dos serviços públicos de saneamento básico: os gerados nessas atividades, excetuados os referidos na alínea “c”;
- f) resíduos industriais: os gerados nos processos produtivos e instalações industriais;
- g) resíduos de serviços de saúde: os gerados nos serviços de saúde, conforme definido em regulamento ou em normas estabelecidas pelos órgãos do Sisnama e do SNVS;

- h) resíduos da construção civil: os gerados nas construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, incluídos os resultantes da preparação e escavação de terrenos para obras civis;
- i) resíduos agrossilvopastoris: os gerados nas atividades agropecuárias e silviculturais, incluídos os relacionados a insumos utilizados nessas atividades;
- j) resíduos de serviços de transportes: os originários de portos, aeroportos, terminais alfandegários, rodoviários e ferroviários e passagens de fronteira;
- k) resíduos de mineração: os gerados na atividade de pesquisa, extração ou beneficiamento de minérios;

Assim, os resíduos sólidos urbanos (RSU) são constituídos pelos resíduos domiciliares (originários da atividade doméstica em residências urbanas) e pelos resíduos de limpeza urbana (originários de varrição, resíduos de serviço de feiras livres, capina e poda limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana).

Segundo a *Geotechnics of Landfill Recommendation* (1993), citado por Silveira (2004), os resíduos urbanos ainda podem ser classificados em dois grupos:

- a) semelhantes aos solos, nos quais os princípios da mecânica dos solos podem ser aplicados (ex.: solo escavado, entulhos de obras, resíduos de incineração, lodo de ETEs e de ETAs);
- b) não semelhantes aos solos, de maneira que os princípios da mecânica dos solos têm aplicação limitada ou nenhuma (ex.: resíduos sólidos urbanos (RSU), lixo volumoso, lixo verde (resultado de podas de árvores e varrição de parques), resíduos industriais com características de RSU e rejeitos de usinas de compostagem (RUC).

Os resíduos sólidos podem ser subdivididos em fases sólida, líquida e gasosa. Grisolia & Napolioni (1996), citado por Simões (2000), identificaram que a fase sólida está presente em três tipos de categoria de materiais, entre eles:

- a) elementos inertes estáveis: apresentam comportamento dos materiais geotécnicos convencionais, em conformidade com o apresentado anteriormente, como exemplo estão os metais, vidros, entulhos;
- b) elementos muito deformáveis: apresentam comportamento anisotrópico, tais como os papeis, plásticos e têxteis;
- c) elementos biodegradáveis: apresentam um comportamento bastante diferenciado quando comparado aos geotécnicos convencionais, exemplo o material orgânico putrescível.

A fase gasosa, por sua vez, é formada por gases que estão presentes durante a disposição inicial dos resíduos e pelos gerados durante os processos de decomposição da matéria orgânica. Similarmente é composta a fase líquida (Grisolia & Napolioni, 1996; citado por Simões, 2000).

Em 1997, König & Jessberger, citado por Silveira (2004) propuseram que os resíduos fossem classificados e analisados conforme os princípios da mecânica dos solos. Mas, deve-se ter atenção a interpretação dos resultados, visto que existem materiais presentes no “lixo” que possuem comportamento diferente daquele que é explicado pela teoria da mecânica dos solos.

Knochenmus *et al.* 1998, propuseram outra forma de classificação baseada nas características físicas dos RSU, como: teor de umidade; distribuição do tamanho das partículas e identificação das diferentes categorias de matérias contidos em uma amostra representativa, como a composição gravimétrica ou volumétrica (Nascimento, 2007).

Grisolia *et al.* (1995), citado por Nascimento (2007), propuseram uma sistemática de classificação, usando um diagrama triangular formado por três classes de materiais:

- a) inertes;
- b) muito deformáveis;
- c) orgânicos biodegradáveis.

Ao plotar os dados de composição de cada classe do RSU no diagrama é possível avaliar as propriedades mecânicas esperadas para o material, como visto na Figura 2.1.

Landva & Clark (1990), citado por Oliveira (2002), propuseram uma forma de classificação dos elementos sólidos, dividindo-os em 4 grupos:

- a) orgânicos putrescíveis (OP) – diz respeito a materiais que têm tendência ao rápido apodrecimento, tais como restos de alimentos, raízes, resíduos de poda e jardinagem, etc;
- b) orgânicos não putrescíveis (ON) – correspondem aos materiais de origem orgânica, mas que necessitam de um tempo maior para sua completa degradação (exemplos: borracha, couro, papeis, tintas, plásticos, etc);
- c) inorgânicos degradáveis (ID) – esta classe está basicamente compreendida pelos metais;

- d) inorgânicos não degradáveis (IN) – os materiais aqui agrupados (cerâmicas, vidros, solos, entulho de construção, etc) são ditos inertes e possuem muito baixo potencial de decomposição.

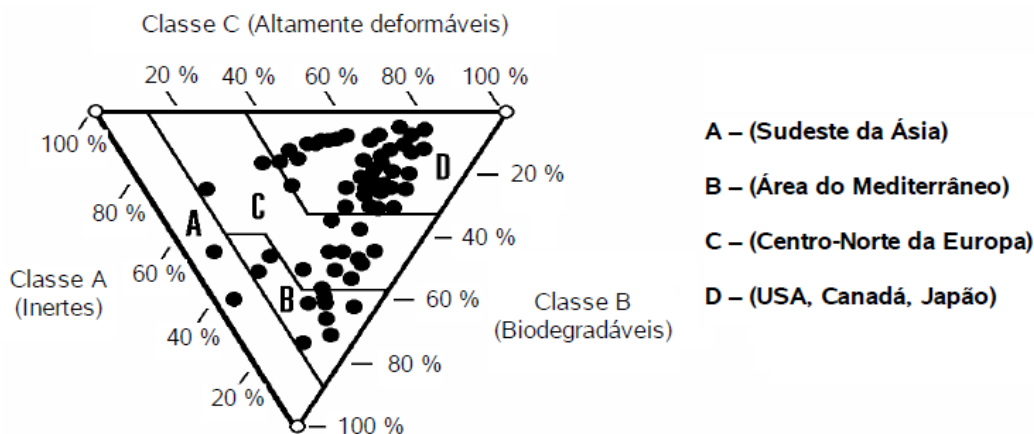


Figura 2.1 - Classificação do RSU usando o diagrama triangular. Fonte: Nascimento, 2007.

Tchobanoglous *et al.* (1993) classificaram os resíduos em quatro grupos:

- os resíduos lentamente biodegradáveis (LB);
- rapidamente biodegradáveis (RB);
- moderadamente biodegradáveis (MB);
- inertes (I).

Os RSU por serem altamente heterogêneos apresentam tanto componentes inertes como degradáveis, os quais passam por processos diferenciados de degradação ao longo do tempo. Como este processo promove alterações significativas nas propriedades desses resíduos, os dados referentes às suas propriedades físicas, químicas e biológicas do resíduo são limitados, e geralmente, são contraditórios.

2.2

Cenário sobre a geração de resíduos sólidos urbanos no Brasil

2.2.1

Geração de RSU per capita

A geração dos RSU é um fenômeno inevitável que ocorre diariamente em quantidades e composições dependentes do tamanho da população e do desenvolvimento econômico de cada localidade (Oliveira, 1998, citado por

Tavares, 2008). Em cidades turísticas, além da população residente há também a flutuante, que deve ser levada em consideração. Para Monteiro *et al.* (2001) a população flutuante que passa a ser considerada quando o resíduo gerado ultrapassa 70 % da quantidade gerada pela população local.

Tendo em vista que nem todas as cidades brasileiras possuem sistemas de coleta e, mesmo nas que possuem, nem toda a população é atendida, os dados sobre a geração per capita de lixo doméstico não estão propriamente disponíveis, mas são estimados através dos dados da taxa de resíduos coletados juntamente com os dados de população urbana ou, então, a taxa de resíduos destinados aos aterros.

Os dados relativos à contagem da população urbana ($Pop_{urb}(x)$) são obtidos pelo Censo Demográfico realizado pelo IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) no intuito de obter o coeficiente de crescimento médio geométrico anual. O último Censo, realizado em 2010 coletou informações de 5.565 municípios brasileiros em 67,6 milhões de domicílios, obtendo um total de 190.732.694 pessoas.

A ABRELPE (Associação Brasileira de empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais), empresa que representa no Brasil a ISWA (*International Solid Waste Association*), tem permitido a permuta de informações sobre este setor e, a partir da compilação de dados, foi gerado um projeto com a EPA (*US Environmental Protection Agency*), o “Atlas Brasileiro de Emissões de GEE e Potencial Energético na Destinação de Resíduos Sólidos”, neste é claramente observado a proporção de resíduos gerados e os resíduos coletados nas diferentes Regiões do Brasil, onde a de maior densidade demográfica é a que mais produz resíduos. Tal relato pode ser visualizado na Figura 2.2.

Essas informações são necessárias para o dimensionamento, para a validação do tempo de vida útil e para as estimativas sobre emissões de metano em aterros sanitários. Esses valores podem ainda sofrer variações decorrentes da grande extensão territorial, das diferenças regionais, sociais e econômicas, do crescimento demográfico, dos diferentes hábitos, das diferenças da qualidade de vida e do desenvolvimento industrial. Este último causa o aumento da quantidade gerada de resíduos e altera suas características, decorrente de um aumento cada vez maior da quantidade de embalagens e de outros materiais inertes que agravam os problemas de disposição.

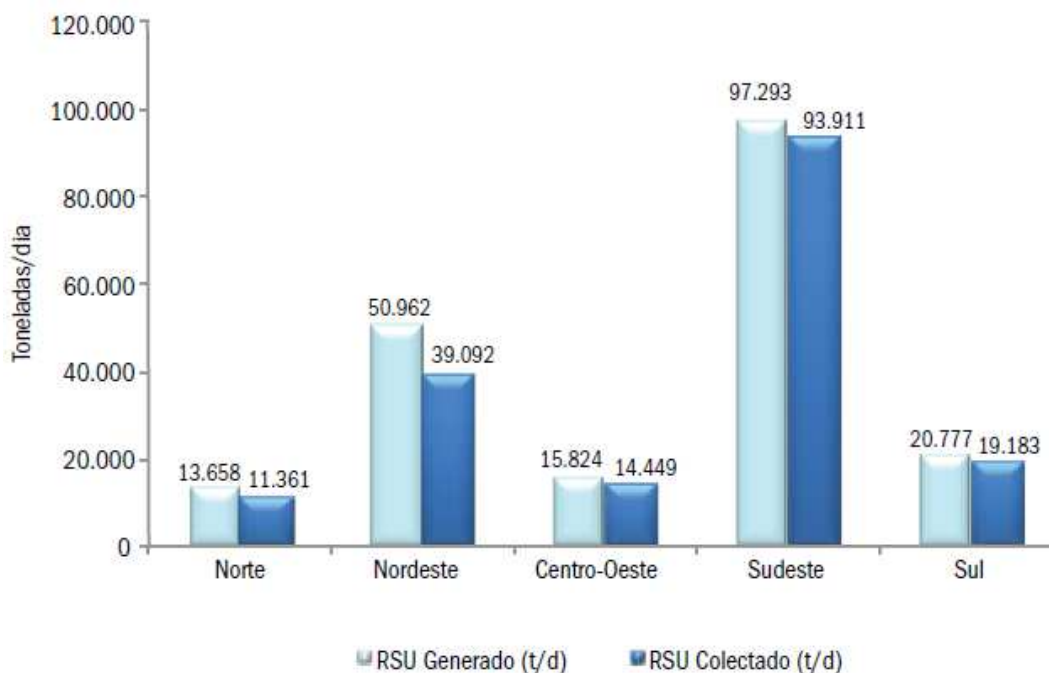


Figura 2.2 – Geração de RSU nas diferentes Regiões do Brasil no ano de 2011. Fonte: ABRELPE (2013)

Tal fato é evidenciado pelo relatório do IPCC, do ano de 1996, que sugere uma taxa de 1,47 kg de resíduo/habitante*dia, mas os dados do PNSB, mostram que no ano de 1989 foram coletados aproximadamente de 242 mil toneladas/dia de RSU para uma população de 108 milhões de habitantes, correspondendo a 2,2 kg de resíduos coletados/habitante/dia, sendo 4 vezes maior do que o estimado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) para o período

Outro estudo mostra que no ano de 2000, em cidades com até 200 mil habitantes foram coletados diariamente, de 450 a 700 gramas de resíduos domésticos per capita por dia e em cidades de maior tamanho populacional a quantidade de lixo recolhido passou a ser 800 a 1.200 gramas por pessoa por dia (PNSB-IBGE, 2002).

Em 2002 foi estimada por outro estudo uma geração de resíduos sólidos de aproximadamente 228.413 toneladas/dia, sendo destas 125.258, aproximadamente (55 %) referente a resíduos domiciliares. Estes valores equivalem a uma média de 700 gramas de RSU per capita por dia (Jucá, 2002a, citado por Tavares, 2008). Ainda que estes estudos mostram a geração de resíduos per capita, é importante a relação entre o poder aquisitivo e a geração de resíduos.

O Brasil é o quinto gerador de resíduos do mundo, seguido pelos Estados Unidos da América, China, Japão e Alemanha. Estima-se que no ano de 2011 o

Brasil gerou aproximadamente 198 mil toneladas de resíduo sólido urbano por dia, valor menor que em 2002, correspondendo a um valor total de 62 milhões de toneladas. Em 2013 foram 65 milhões de toneladas. Desse total, apenas 90 % (180 mil toneladas por dia) são coletados. Esse valor equivaleria a aproximadamente 1 a 1,1 kg/dia por pessoa.

No Estado do Rio de Janeiro, a quantidade de RSU gerada apresentou pouca variação entre os anos de 2010 quando foram produzidas 20.465 t/dia para 20.913 t/dia em 2011. Os resíduos coletados nesse mesmo período passaram de 20.024 t/dia em 2010 para 20.305 t/dia em 2011 e para 20.450 t/dia em 2012, correspondendo a 1,3 kg de RSU/hab./dia (ABRELPE, 2012).

2.3 Disposição de RSU

Os resíduos coletados no país podem ser encaminhados para várias áreas de disposição, que podem estar situadas tanto dentro do perímetro urbano, como é o caso daquelas que se localizam-se nas proximidades de residências, quanto às próximas a áreas com atividade agropecuária (IBGE, 2002, citado por Sisinho, 2002). O PNSB, do ano de 2000, apresenta os seguintes locais de deposição: vazadouros em áreas alagáveis; vazadouros a céu aberto (“lixão”); locais não fixos; aterro sanitário; aterro controlado; unidade de compostagem; unidade de triagem para reciclagem; unidade de incineração; e outras unidades (IBGE, 2010).

Do total de resíduos gerados pela atividade humana ainda são destinados uma parcela significativa para locais inadequados, o que correspondeu a uma quantidade de 75 mil toneladas diárias (ABRELPE, 2011) para o ano de 2011. Isto, visto que após a homologação, em 2000, da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), houve uma modificação neste cenário que era ainda pior, como é exemplificado pela Tabela 2-1.

Segundo a ABRELPE, em 2011, a porcentagem de resíduos destinados aos aterros controlados aumentou, passando de 19,4 % no ano de 2008 a 24 % em 2011. Contudo, não foi verificada nenhuma modificação quanto aos resíduos depositados em aterros sanitários, permanecendo em 2011 os mesmos 58 % apresentado pelo IBGE para o ano de 2008.

Tabela 2-1– Cenário da disposição de RUS no Brasil

Destino Final	Quantidade (t/d)	2000 (%)	Quantidade (t/d)	2008 (%)
Aterro Sanitário	49.614,50	35,4	110.044,40	58,3
Aterro Controlado	33.854,30	24,2	36.673,20	19,4
Vazadouros a céu aberto (Lixão)	45.484,70	32,5	37.360,80	19,8
Unidade de compostagem	6.364,50	4,5	1.519,50	0,8
Unidade de triagem para reciclagem	2.158,10	1,5	2.592,00	1,4
Unidade de incineração	483,10	0,3	64,80	<0,1
Vazadouro em áreas alagáveis	228,10	0,2	35,00	<0,1
Locais não fixos	877,30	0,6	SI	
Outra unidade	1.015,10	0,7	525,20	0,3
Total	140.080,70		188.814,90	

Fonte: IBGE (2002); IBGE(2010); citado PNRS

(http://www.mma.gov.br/port/conama/reuniao/dir1529/PNRS_consultaspublicas.pdf)

Embora, ainda existam locais inadequados para a destinação dos resíduos, este panorama já melhorou e, estes locais devem ser extintos em consequência das exigências definidas por lei.

O Governo do Estado do Rio de Janeiro no intuito de alcançar as medidas definidas pela Lei Nacional de Resíduos Sólidos, implementou o Decreto Estadual n. 42.930/2011, além da integração do Programa de Pacto do Saneamento e do Plano de Guanabara Limpa. Das 92 cidades, 30 destas, no ano de 2007, destinavam seus resíduos sólidos em locais adequados. Isto representava 1.931 toneladas de resíduos sólidos por dia, o que corresponde a 11 % da quantidade total do lixo gerado no Estado. Em 2011, 43 cidades passaram a utilizar esta forma de descarte, que equivale a 36,3 % destinados em aterro sanitários, correspondendo a 6.160 toneladas de lixo por dia. Em 2013, foi alcançado um total de 62 cidades que passaram a destinar os resíduos de maneira a atender a lei nacional, totalizando 93 % do RSU disposto em aterros sanitários, correspondendo a 15.856 toneladas por dia (INEA).

Atualmente, o Estado do Rio de Janeiro conta com 19 aterros sanitários em operação e está previsto a construção de mais 8. Muitos destes aterros foram construídos através de um consórcio, visando atender mais de uma cidade (Figura 2.3).



Figura 2.3 – Disposição de RSU no Estado do Rio de Janeiro. Fonte: INEA (<http://www.rj.gov.br/web/sea/exibeconteudo?article-id=926885>)

2.3.1 Destinação

Uma das formas adequadas de destinação dos resíduos é o aterro sanitário, que esta definida pela norma brasileira NBR 8419 como:

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

Um aterro de resíduos deve ser projetado e operado de forma a controlar a emissão de contaminantes para o meio ambiente, com a finalidade de reduzir a possibilidade de poluição das águas superficiais e subterrâneas, do solo e do ar.

O aterro sanitário pode ser considerado uma estrutura para a qual deve haver garantia de segurança em longo prazo baseada em projeto geotécnico adequado. A segurança deve englobar tanto os aspectos estruturais quanto os ambientais.

O aterro tem como objetivo manter os resíduos confinados para que não causem danos ao meio ambiente representado tanto por escorregamentos como

por emissões de poluentes, o aterro não pode estar sujeito a deslocamentos externos e internos indesejáveis que comprometam a estabilidade da massa de resíduos, a estanquidade das camadas impermeáveis ou o funcionamento dos sistemas de drenagem.

A obra de um aterro compreende um conjunto de componentes e técnicas operacionais, como: divisão em células, compactação dos resíduos, cobertura, sistema de impermeabilização do solo de fundação, sistema de coleta e drenagem de líquidos e gases, tratamento do chorume, monitoramento geotécnico e ambiental entre outros.

Crerios de segurana podem ser estabelecidos em termos de tensões e deformaes admissveis na massa de resduos, revestimento de fundo, cobertura e sistemas de drenagem interna. Em termos de tenso-deformao a massa de resduo apresenta comportamento mecânico semelhante ao dos solos. Boscov (2008) apresentou as definies em termos de tenso-deformao para os RSU, como:

Para os RSU no se aplicam os critrios de ruptura de solos: as caractersticas fsicas, qumicas e mecnicas do material mudam com o tempo; o lixo endurece com a deformao e no apresenta um modo definido de ruptura mesmo para altas deformaes; apesar de muito compressvel, possui elevada resistncia por causa do efeito dos elementos fibrosos agindo como reforo, mas existem presses neutras de gases.

O processo de aterramento dos resduos pode ser realizado por trs formas tradicionalmente empregadas (Lima, 2004), tais podem ser vistos na Figura 2.4 e so:

- a) mtdo da trincheira ou vala: consiste na abertura de valas, no qual o lixo é disposto, compactado e, posteriormente, coberto com solo. Apés a descarga do material o trator deve espalh-lo no talude para ento seguir a compactao. Essa deve ser no sentido ascendente, com 3 a 5 passadas do maquinrio e a inclinao deve ser mantida nas propores entre 1:1, 1:2 e 1:3;
- b) mtdo da rampa: tambm conhecido como escavao progressiva, consiste em escavar em rampa, dispor o lixo, compact-lo no sentido ascendente e cobri-lo diariamente;

c) método da área: comumente empregado em locais de topografia irregular.

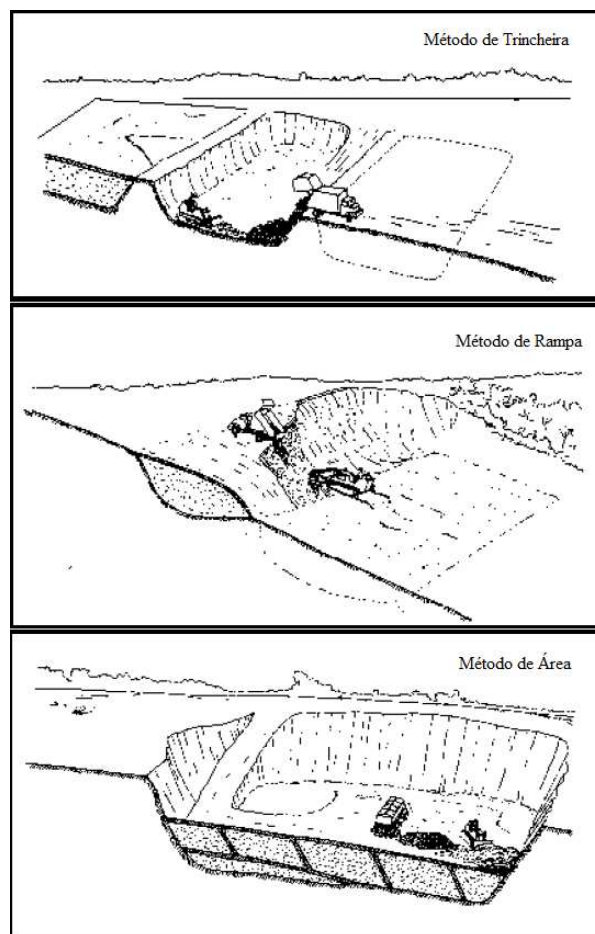


Figura 2.4– Processos de aterramento de resíduos. Fonte: Brito Filho (2005).

A técnica de execução de um aterro sanitário consiste basicamente na compactação do resíduo em células com alturas que podem variar de 2 a 4 metros e com inclinação máxima do talude de 1:2. O resíduo deve ser espalhado e compactado pelo talude de baixo para cima, com 3 a 5 passadas do trator de esteira, de maneira a obter um peso específico mínimo, que segundo Tiveron *et al.* (1995) o valor é de 10 kN/m^3 (Carvalho, 1999). O processo de compactação promove um aumento da vida útil do aterro além de reduzir a compressibilidade, evitando migração de gases e líquidos.

Após o encerramento de uma parcela do aterro, esta parcela é finalizada com a inserção de uma camada de cobertura.

2.4 Decomposição da matéria orgânica

Os resíduos sólidos urbanos quando depositados e aterrados estarão sujeitos ao processo de decomposição. Mais precisamente, a matéria orgânica que será decomposta pelos microrganismos e sua transformação pode transcorrer desde sua degradação incompleta até a total mineralização.

Os processos biológicos que integram a degradação parcial ou até a mineralização são muito complexos, por existir uma interdependência entre meio físico, químico e microbiológico. Os microrganismos por si só são distintos entre si, apresentando uma composição físico-química para cada espécie e, por consequência, um metabolismo diversificado.

As bactérias são microrganismos procariotas predominantemente unicelulares. Podem diferir pela forma da célula em esféricas ou cocos (*estreptococos*), cilíndricas (*bacilos*) e helicoidais (*spirillum*) e em forma de vírgula. Suas células apresentam além da membrana citoplasmática, uma parede de peptidoglicana. Algumas também apresentam uma membrana externa, semelhante à membrana citoplasmática e podem ainda apresentar uma cápsula mais externa, geralmente constituída por glicoproteínas e polissacarídeos, que lhes confere proteção adicional contra predadores e a possibilidade de maior adesão a superfícies. Huang (1980), após apresentar uma série de espécies bacteriana, apresentou uma composição média dessas células, como apresentado na Figura 2.5 (Russo, 2005).

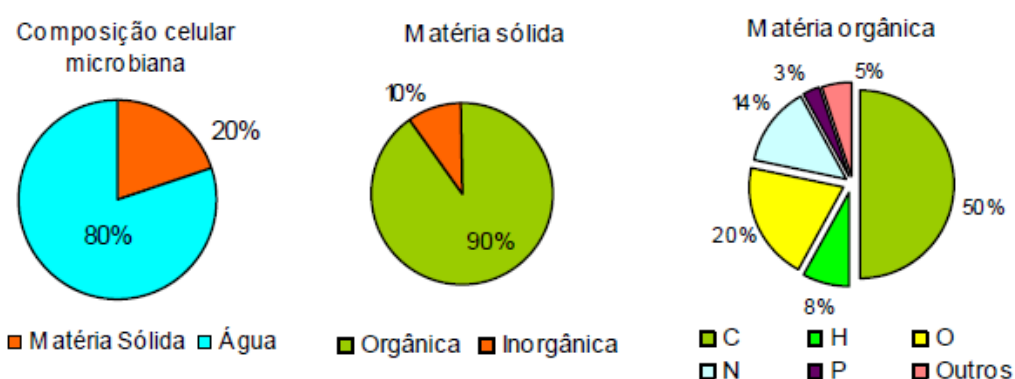


Figura 2.5 – Composição média de células bacterianas. Fonte: Russo, 2005.

Os microrganismos heterotróficos encontrados nos RSU metabolizam os materiais ali encontrados para usá-los como fonte de poder redutor para as reações bioquímicas, assimilando-os em seus constituintes celulares e para a reprodução.

Diversos são os constituintes orgânicos dos resíduos, resultando diversas proporções de diferentes produtos para cada via metabólica usadas. Russo (2005) compilou dados da composição química presente nos resíduos, como pode ser observado na Tabela 2-2.

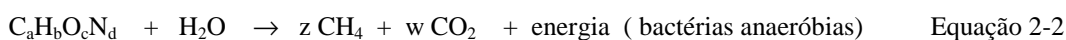
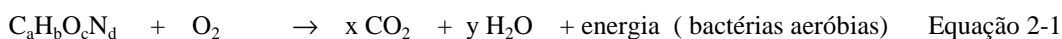
Tabela 2-2 – Composição química dos constituintes orgânicos do resíduo.

Componentes do Resíduo	Composição química	Referência
Resíduo urbano biodegradável	C ₆₄ H ₁₀₄ O ₃₇ N	Haug <i>et al.</i>
	C ₉₉ H ₁₄₈ O ₅₉ N	Corey
Madeira	C ₂₉₅ H ₄₂₀ O ₁₈₆ N	Corey
Relva	C ₂₃ H ₃₈ O ₁₇ N	
Restos de lixo	C ₁₈ H ₂₆ O ₁₀ N	
Resíduo alimentar	C ₂₆₆ H ₄₃₄ O ₂₁₀ N	Kayhanian & Tchobanoglous
Papel	C ₅ H ₇ O ₂ N	
Resíduos Verdes	C ₁₀ H ₁₇ O ₆ N	

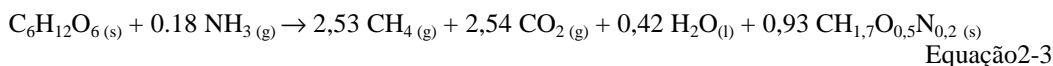
Fonte: Russo, (2005).

O material biodegradável sofre diferenciados processos de decomposição que podem ser determinados por diferentes vias aeróbicas ou anaeróbicas.

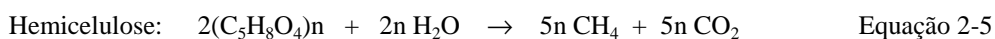
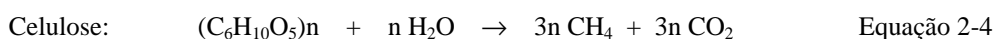
Haith (1998), citado por Maciel (2003), apresenta o processo de digestão da seguinte maneira:



Barlaz *et al.* (1989), citado por Meraz *et al.* (2004), relatam que tipicamente 90 % da massa orgânica do RSU são identificados como polímeros de glicose, como a celulose e a hemi-celulose. A partir deste dado, esses autores assumem que a glicose pode ser representativa de toda a massa de resíduo. Nesse trabalho, para testar o processo de biodegradação da matéria orgânica realizada por bactérias anaeróbicas a fonte de nitrogênio adotado foi à amônia (NH₃). Do processo de digestão, resultou como produto a massa celular bacteriana e como co-produtos do metabolismo moléculas como CO₂, CH₄ e H₂O. Assim, a seguinte reação global foi assumida por estes autores:



Tomando os constituintes da glicose separadamente, Wagland *et al.* (2009) apresentaram a estequiometria para o processo de decomposição anaeróbica por bactérias metanogênicas para a celulose e hemicelulose, respectivamente, como:



Pelas equações apresentadas tanto por Meraz *et al.* (2004) como por Wagland *et al.* (2009), que consideram a matéria orgânica como sendo celulose e hemicelulose, a produção de metano e dióxido de carbono estão na mesma proporção, ou seja, 50 % para cada um destes gases.

Sawyer & McCarty (1978) encontraram uma produção de gás que gerou 51,5 % de metano e 48,5 % de dióxido de carbono a partir de molécula de proteína, compostas por 53 % C, 6,9 % H, 22 % O, 16,5 % N e 1,25 % S (onde o enxofre não foi levado em consideração nos cálculos) (Ham & Barlaz, 1987).

Wertheim (1956) utilizando moléculas de $\text{C}_{55}\text{H}_{106}\text{O}_6$, típica de lipídios, produziu 71 % de metano (Ham & Barlaz, 1987).

Analisando todos os dados de proporção de co-produtos que podem ser gerados pelo processo de degradação, é possível perceber a importância do conhecimento do tipo e quantidade de resíduos que estão sendo destinados para um aterro sanitário para a previsão da capacidade de produção de gases.

O lixo quando depositado num determinado local, iniciará o processo de digestão do material orgânico, que contém grande fração de sólidos suspensos e material complexo solúvel.

Os produtos gerados da decomposição do aterro são compostos por materiais sólidos, líquidos e gases. Estes gases serão gerados conforme os parâmetros e fatores anteriormente mencionados, mas, sobretudo, é altamente dependente do tipo de resíduos aterrados.

A mistura das espécies gasosas geradas pela volatilização dos compostos químicos a partir da digestão anaeróbica é conhecida como biogás. Dentro desta mistura, o gás de maior importância e interesse econômico é o metano. Contudo,

existe uma parcela significativa de dióxido de carbono que é gerado, além de outros gases que estão em menor concentração. Tchobanoglus *et al.* (1993) apresentaram as composições das espécies gasosas presentes nos RSU, como visto na Tabela 2-3.

Tabela 2-3 – Composição típica do biogás gerada a partir dos RSU.

Gases	Porcentagem
Metano	45 – 70
Dióxido de carbono	40 – 60
Nitrogênio	2 – 5
Oxigênio	0,1 – 1
Amônia	0,1 – 1
Enxofre	0,1 – 1
Hidrogênio	0 – 1
Monóxido de Carbono	0 – 0,2
Gases traços	0,01 – 0,6

Fonte: Tchobanoglus *et al.* (1993).

Diversos estudos anteriores ao de Tchobanoglus *et al.* (1993) já haviam encontrado faixas de valores de produção de metano semelhantes para a fase metanogênica estável (ou fase de produção desacelerada de metano). Contudo, em concentrações inferiores a 50 %, é provável que a produção deste gás possa estar sendo retardada, particularmente se a concentração de H₂ for detectada (Kotze *et al.*, 1969; citado por Farquhar & Rovers (1973). Isto porque H₂ é convertido em metano e sua concentração deve ser muito baixa, o que estaria abaixo de 1 % (Ham & Barlaz, 1987).

O processo de digestão do material proveniente dos resíduos sólidos urbanos, rico em sólidos suspensos e material complexo insolúvel se inicia logo após a deposição em um determinado local. Barlaz *et al.* (1989), citado por Palmisano & Barlaz (1996), a partir de ensaios com reatores em escala de laboratório avaliaram essa decomposição de resíduos, dividindo o processo, para fins práticos nas seguintes fases:

Fase 1 - Aeróbica

Logo após o aterramento do resíduo existe ainda oxigênio molecular tanto nos vazios quanto na forma de oxigênio dissolvido na água. Os microrganismos aeróbicos, predominantemente os fungos e as bactérias, consomem o oxigênio,

utilizando os açúcares solúveis como fonte de carbono para o metabolismo. Nessa fase ocorre a hidrólise de polímeros complexos em monômeros, como a glicose.

O oxigênio exerce função de aceptor final de elétrons das reações oxirredução. Estas reações são fortemente exotérmicas, podendo gerar de 380 a 460 kJ por mol de oxigênio consumido (Pirt, 1978; Emberton, 1986; Lanini, 1998, citado por Russo, 2005). Devido à característica da reação química, existe uma elevação da temperatura na massa do resíduo durante a biodegradação da matéria orgânica. O tempo de duração desta fase é curto, podendo levar algumas semanas a poucos meses.

Fase 2 – Anaeróbica Ácida

Após o consumo do oxigênio, inicia-se a fase anaeróbica, caracterizada pelo consumo, por degradação parcial fermentativa, de monômeros como a glicose, que serão transformados em ácidos carboxílicos, ácidos graxos voláteis e ácido acéticos, promovendo o acúmulo rápido de ácidos carboxílicos. Nessa fase os ácidos alcançarão sua maior concentração. O pH diminui até valores abaixo de 6, sendo o menor valor alcançado em todo o processo.

Ainda que as condições tenham características ácidas, as populações microbianas se desenvolvem e um aumento em determinados grupos foi observado por Barlaz *et al.* (1989), citado por Palmisano & Barlaz (1996), e podem ser visualizado na Figura 2.6. Nesta é possível constatar que mesmo os organismos metanogênicos aumentaram sua população em 4 ordens de grandeza, ainda que os valores de pH se apresentassem entre 5,7 a 6,2, valores considerados abaixo do ótimo. Para a população de acetogênicas e de celulolíticas não foi notado um aumento significativo durante esta fase.

Com o transcorrer dessa fase, a concentração de dióxido de carbono vai lentamente diminuindo, enquanto a concentração de metano aumenta. Estas alterações favorecem a atividade dos microrganismos acetogênicos e metanogênicos.

A hidrólise da celulose e hemicelulose não acontecem nessa fase e, neste momento, existem poucos sólidos hidrolisáveis.

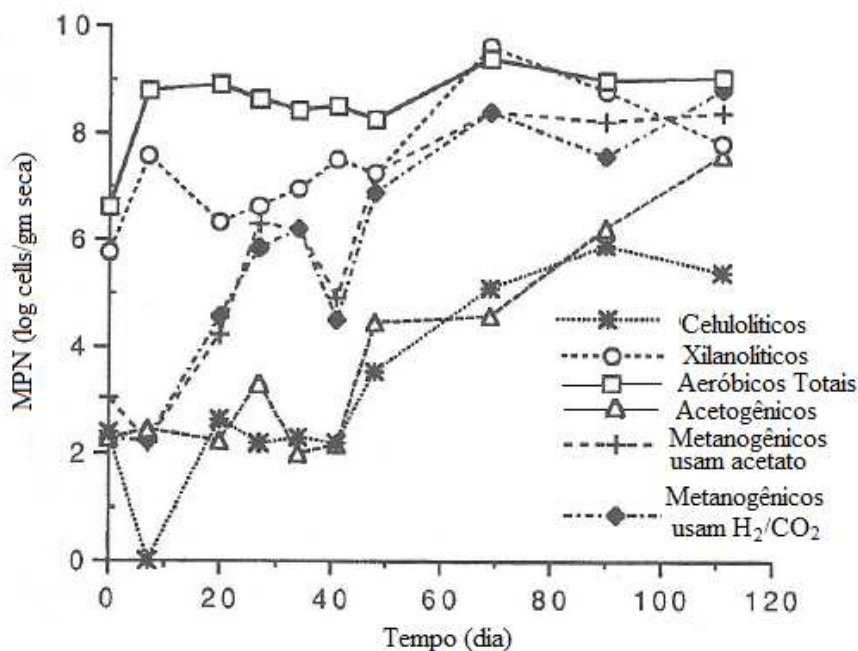


Figura 2.6 – Variação populacional microbiana durante decomposição de resíduo em reatores.
Fonte: Palmisano & Barlaz (1996)

Fase 3 – Produção Acelerada de Metano

Há um rápido aumento da taxa de produção de metano, alcançando o máximo valor que pode atingir durante todo o processo. A proporção de metano está entre 50 a 70 % dos gases liberados. A concentração do ácido carboxílico decresce bruscamente, sendo consumido de maneira proporcional com a taxa de produção de metano. Consequentemente, o pH aumenta.

As populações de microrganismos celulolítica e acetogênica têm um ligeiro aumento (Palmisano & Barlaz, 1996).

Fase 4 – Produção desacelerada de metano

A fase final de decomposição é caracterizada pela diminuição da taxa de produção de metano. A concentração de metano e de dióxido de carbono permanecerá constante numa proporção de 60 e 40 %, respectivamente.

Nessa fase há uma redução da concentração de ácidos carboxílicos para valores inferiores a 100 mg/l. Esta diminuição promove um aumento do pH.

A taxa de consumo de celulose e hemicelulose é a maior de todo o processo. A população acetogênica continua apresentando um aumento do seu número, enquanto que as demais permanecem estáveis (Palmisano & Barlaz, 1996).

O processo de decomposição anaeróbia pode ser avaliado através dos grupos de bactérias que possuem comportamentos fisiológicos distintos. Isto permite separá-las por suas formas de digestão do material orgânico. Esta maneira isola tais processos, o que ao avaliar a forma de apresentação de Barlaz *et al.* (1989), a fase 2 engloba dois processos de digestão. Assim, os estágios são:

Hidrólise

A hidrólise é caracterizada pela ruptura das ligações químicas que formam os compostos e apresenta um papel essencial no processo de produção de metano. Se o material orgânico não sofrer este processo, geralmente não será degradado pois as *Archae metanogênicas* não são capazes de assimilar material orgânico complexo, mas somente moléculas mais simples e menores.

O principal objetivo dessa etapa é transformar moléculas maiores e mais complexas em moléculas menores, hidrossolúveis facilitando o transporte de moléculas orgânicas, para a célula através de difusão pela membrana celular (Pecora, 2004, citado por Melo, 2010). Caso contrário, o material se apresentará inacessível aos microrganismos na matriz sólida.

Para isso é necessário que determinados microrganismos secretem enzimas extracelulares (exoenzimas) para promover essa assimilação de moléculas simples.

A hidrólise dos polímeros ocorre geralmente de forma lenta, sendo influenciada por diversos fatores, tais como: a temperatura do reator; o tempo de residência; a composição do substrato (lignina, carboidratos, proteínas e lipídeos); o tamanho das partículas; o valor de pH; a concentração de NH_3^+ ; e a concentração de produtos da hidrólise (ácidos graxos voláteis).

As proteínas são degradadas em peptídeos para depois serem convertidas em aminoácidos. Os lipídeos, por sua vez, são transformados em ácidos graxos de cadeias longas e glicerinas e, os carboidratos em açúcares simples (mono e dissacarídeos).

Acidogênese

Os produtos solúveis gerados anteriormente podem, agora, ser metabolizados no interior das células bacterianas fermentativas. Como subproduto deste metabolismo são produzidos ácidos graxos voláteis (conhecidos como

propionatos, butiratos e ácido valérico), acetados, hidrogênio, dióxido de carbono, álcoois, ácidos lácticos, amônia e sulfetos de hidrogênio.

Acetogênese

As bactérias acetogênicas são responsáveis pela oxidação dos produtos gerados na fase acidogênica. Estes organismos (acetogênicos obrigatórios produtores de hidrogênio) quebram os ácidos graxos de cadeia longas (ácidos orgânicos com cadeias com mais de 5 átomos de carbono) e os ácidos graxos voláteis produzindo acetato, dióxido de carbono e hidrogênio.

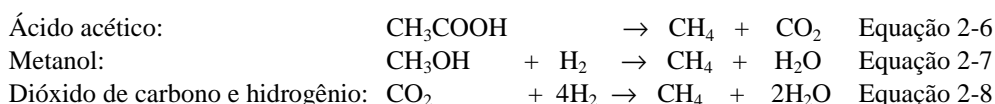
Enquanto os ácidos graxos, como doadores de elétrons, são degradados, o dióxido de carbono é produzido. Ao mesmo tempo, aqueles sendo aceptores de elétrons, promovem a transformação do íon hidrogênio (H^+) em H_2 (Mata-Alvarez, 2003, citado por Zaman, 2010).

Durante a formação de ácidos acéticos e propionatos é formada uma grande quantidade de hidrogênio, promovendo uma diminuição do pH.

Metanogênese

Os microrganismos metanogênicos são morfologicamente semelhantes às bactérias (Eubacterias), mas são constituintes de um grupo filogeneticamente diferentes, as Arquea. Esses microrganismos (*Archae metanogênicas*) são responsáveis pelo final do processo de digestão anaeróbica em aterros, produzindo metano a partir de diferentes substratos, como ácido acético, hidrogênio, dióxido de carbono, ácido fórmico, metanol, metilaminas e monóxido de carbono (Russo, 2005). Nesta transformação dois processos existem, as metanogênicas hidrogenotróficas, produzem metano pela utilização de H_2 e CO_2 , onde o H_2 é fonte de poder redutor e o carbono CO_2 funciona como acceptor de elétrons, sendo reduzido. Essa atividade ocorre de forma sinérgica com bactérias produtoras de hidrogênio. Já as arqueas metanogênica obrigatórias ou acetoclástica ou acetotrófica utilizam o acetato como substrato para a produção de metano, liberando no conjunto dessas reações também o dióxido de carbono. Estas bactérias são do gênero *Methanothrix* e *Methanococcus mazei*.

Evans (2001), citado por Zaman (2010), apresentou algumas reações que a partir de substratos gerados pela decomposição produzem o gás metano, como:



Os organismos presentes durante a digestão anaeróbica apresentam elevado grau de especialização. A eficiência do processo depende das interações positivas entre as diversas espécies bacterianas, com diferentes capacidades de degradação. Existe uma dependência das bactérias na presença do hidrogênio formado (Vazoller, 2001, citado por Leite, 2008).

Existem inúmeros fatores que podem influenciar todo o processo de decomposição da matéria orgânica, desde a hidrólise até a metanogênese. A quantidade de resíduo decomposto dependerá principalmente do seu conteúdo orgânico biodegradável, da temperatura ambiente, do pH, da disponibilidade de oxigênio, da umidade, dos microrganismos, da disponibilidade de nutrientes, da presença de inibidores, entre outros (El-Fadel *et al.* 1996; Keller *et al.*, 2002, citado por Leite, 2008). Os mecanismos que podem inibir a degradação pode ser a presença de oxigênio, metias e sulfato (El-Fadel *et al.* 1997).

El-Fadel *et al.* (1997) apresentaram um esquema (Figura 2.7) representativo dos fatores que influenciam a geração de metano em aterros, podendo tanto controlador como afetar a produção.

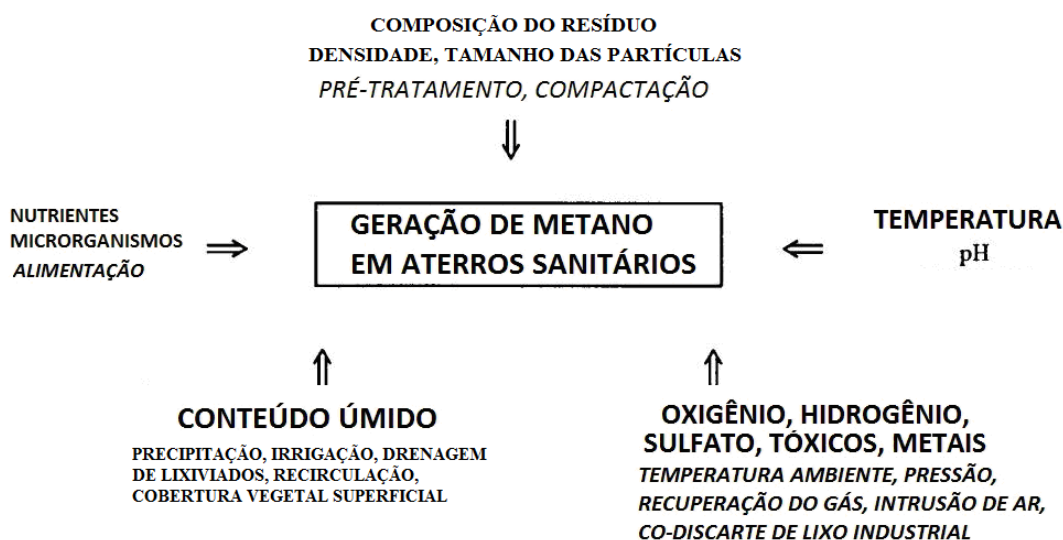


Figura 2.7 - Fatores que influenciam a geração de metano em aterros de RSU. Fonte: El-Fadel *et al.* (1997)

Outro esquema dos fatores que possuem maior significância dos efeitos da produção de gás em aterros sanitários foi apresentado por Farquhar & Rovers

(1973), como visto na Figura 2.8. Nesse, o grupo A, refere-se às características diretas do ambiente microbiano. O grupo B, apresenta dependência da quantidade de água que infiltra e das características físico-químicas que afetam todos os fatores do grupo A.

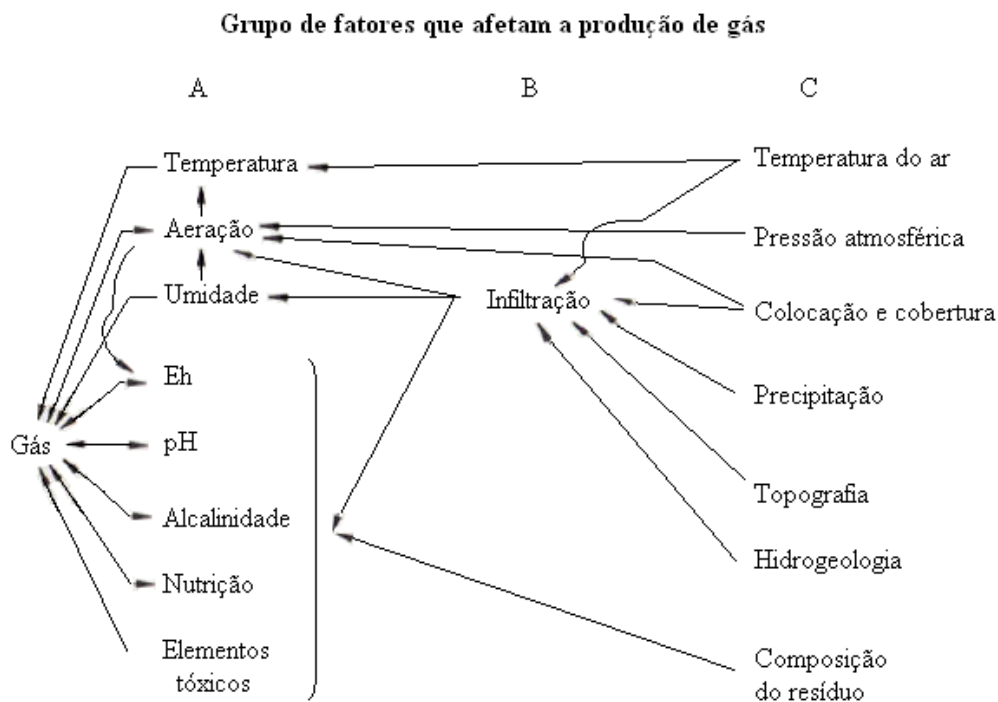


Figura 2.8 - Grupo de fatores que afetam a produção de gás em aterros. Fonte: Farquhar & Rovers (1973).

Talvez, o fator mais importante seja a própria característica/composição do resíduo. Seus efeitos estão relacionados com a composição, densidade e tamanho das partículas. Quanto à composição, esta irá influenciar pela presença de materiais com diferenças de biodegradação. Com relação ao tamanho das partículas, quanto menor, maior será a geração de metano, pois retém maior umidade, além de possuir uma maior superfície específica que aumenta a atividade microbiana e a taxa de hidrólise (El-Fadel *et al.*, 1996).

Um dos fatores ao qual o potencial de geração de gás também está associado ao teor de umidade, mas isoladamente não constitui um fator fundamental. A umidade pode promover o transporte de nutrientes e microrganismos através da massa de resíduos. O mecanismo de transporte auxilia na diluição da concentração de substâncias com caráter inibidor e ajuda o acesso dos microrganismos a os substratos (El-Fadel *et al.*; 1997). Contudo, no campo, as condições de umidade

têm um caráter duvidoso, pois pode aumentar a entrada de oxigênio e favorecer a fase acidogênica, e, com isso, inibir a metanogênese (El-Fadel *et al.*; 1996).

O efeito do pH sobre a decomposição anaeróbica esta diretamente relacionado à atividade enzimática, por alterar a estrutura proteica (Letinga *et al.* 1996, citado por Leite, 2008). Baixos valores de pH, inicialmente, tornarão lenta a acidogênese, que, por sua vez, inibem tanto a acidogênese quanto a metanogênese (El-Fadel *et al.* 1996). Skinner (1968) definiu valores de tolerância em solo entre 5.5 a 9.0 (Farquhar & Rovers, 1973). Valores ótimos estão entre 6 e 8. Em estudos de digestão de lodo de esgoto foram encontrado valores numa faixa de 6,4 a 7,2 por Kotze *et al.* (1969) (Farquhar & Rovers, 1973).

A temperatura afeta o crescimento microbiano. Por não possuírem mecanismos para controlar a temperatura celular interna, esta é diretamente definida pela temperatura ambiente (Chernicharo, 1997, citado por Leite, 2008). A atividade microbiana aumenta com o aumento da temperatura, desde que este aumento aconteça dentro da faixa das condições de temperatura mesofílica e termofílica. Para os organismos mesofílicos a condição ótima estará entre 30 e 40 °C, enquanto que para os termofílicos o ótimo estará entre 50 e 55 °C. Kotze *et al.* (1969) estabelecem que a decomposição anaeróbica ocorra em três faixas de temperatura, sendo elas: a mesofílica com temperatura entre 20 a 44 °C; a termofílica com temperaturas maiores que 44 °C; e a psicrófila com valores inferiores a 20 °C (Farquhar & Rovers, 1973).

Os microrganismos metanogênicos em baixa temperatura, abaixo de 15 °C, podem ter seu metabolismo retardado ou entrar temporariamente no estágio de latência (McBean *et al.* 1995, citado por Brito Filho, 2005). Por outro lado, quando a temperatura excede a 70 °C essa condição será letal para estes organismos (El-Fadel *et al.* 1996). Além disto, a produção de metano é sensível a variações bruscas de temperatura e pode ser perturbada por uma mudança pequena como 1 a 2 °C (Kotze *et al.*, 1969; citado por Farquhar & Rovers, 1973).

Dentre os dos fatores inibidores da metanogênese estão o oxigênio, o hidrogênio, o sulfato, os metais, entre outros. O oxigênio promove uma diminuição da atividade metanogênica podendo causar uma extinção da produção de metano. O hidrogênio pode ser consumido em ambientes que tem sulfato, resultando num excesso de dióxido de carbono, que, por sua vez, pode inibir a

metanogênese. Isto ocorre porque a redução dos íons sulfato em sulfeto é energeticamente favorecida em relação à produção de metano. Em ambientes ricos em sulfato as bactérias redutoras de sulfato competem com as metanogênicas pelo mesmo substrato (Speece, 1983, citado por Brito Filho, 2005). Gurijala & Suflita (1993) ao estudarem o papel dos aceptores de elétrons, constataram que quando o metanol possui a função de um doador de elétrons, mesmo em presença do sulfato, há um aumento da produção de metano. Portanto, foi identificado que o sulfato possui uma forte influência na produção de gás. Sobretudo, com o intuito de verificar as fontes de sulfato, o Departamento de Botânica e Microbiologia, da Universidade de Oklahoma, em conjunto com arqueólogos, da Universidade do Arizona, avaliaram 120 componentes de resíduos removidos do Aterro *Fresh Kills*, localizado na *Staten Island* em *New York*. Tanto as amostras com plástico como as com materiais metálicos apresentaram concentrações de sulfato muito pequenas. Em outra categoria, composta por uma mistura de materiais (madeira, vidro, cerâmica, alumínio, borracha, espuma, couro, fralda e os não identificados), novamente a concentração de sulfato foi baixa. Já para os papéis (jornais e embalagens de papel), os níveis de sulfato foram elevados, mas nenhuma quantia foi encontrada em resíduo de papel “fresco”. Resultado semelhante foi obtido para os materiais têxteis que também apresentaram alta concentração (Gurijala & Suflita, 1993). Estes dados podem ser observados na Figura 2.9.

O crescimento bacteriano pode ser afetado pela presença de diversos elementos essenciais, que podem ser encontrados de diferentes formas e proporções. Os nutrientes podem ser carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio, sódio, potássio, cálcio, magnésio, fósforo e diversos metais traços (ferro, magnésio, molibdênio, cobre, zinco, cobalto, selênio, níquel, etc.) (El-Fadel *et al.* 1996).

A produção do biogás é acelerada com o aumento de nutrientes de origem orgânica, com a relação entre o carbono, nitrogênio e sais orgânicos. Uma relação ideal de carbono: nitrogênio (C:N) deve ser mantida entre 20:1 a 30:1. A principal fonte de carbono são os restos de culturas vegetais e a de nitrogênio são os resíduos alimentares e de origem animal (Haandel; 1994, citado por Guedes, 2007).

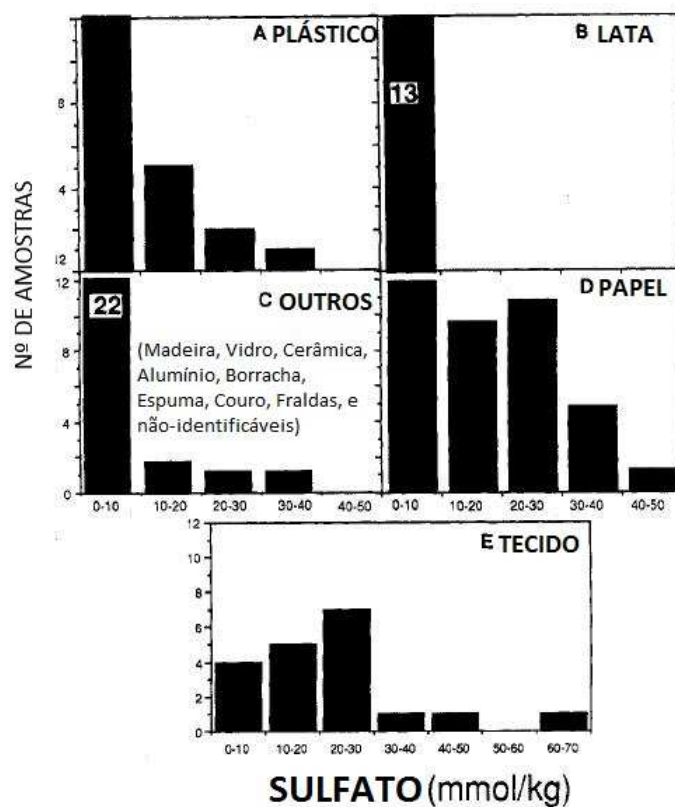


Figura 2.9 - Distribuição de sulfato em diversos constituintes do RSU. Fonte: Gurijala & Suflita (1993)

Os metais pesados não são biodegradáveis e podem ser acumulados no ambiente. Estão presentes na forma de pilhas, baterias, jornais, tintas, tecidos, enlatados entre outro. Em determinadas concentrações possuem o efeito tóxico, por promoverem a ligação de metais com tióis (grupo-SH) ou outros grupos orgânicos em moléculas proteicas, ou mesmo por substituir metais dos grupos proteicos das enzimas (Chen *et al.* 2008, citado por Alves, 2008).

El-Fadel *et al.* (1997) apresentaram uma tabela com os efeitos das variáveis que influenciam a geração de gás em aterros, visto na Tabela 2-4.

Tabela 2-4 – Efeito das variáveis que influenciam a geração de gás em aterros de RSU

Variável	Potencial de produção de gás			Potencial de inibição de gás		
	Baixa	Média	Alta	Baixa	Média	Alta
Composição		+			-	
Densidade	+					
Tamanho das partículas	+					
Temperatura		+				-
pH		+				-
Nutrientes	+			-		
Micróbios	+				-	
Umidade			+			
Oxigênio						-
Hidrogênio	+				-	
Sulfato					-	
Tóxicos					-	
Metais					-	

Fonte: El-Fadel *et al.* (1997)

2.5 Metodologias de Caracterização dos RSU

Diante do fato da inexistência de ensaio padronizado para a caracterização de resíduos sólidos urbanos e de que diversos parâmetros são necessários para o conhecimento dessas características, foram pesquisadas na literatura metodologias para obtenção dessas informações.

Isto porque, além do material ser altamente heterogêneo e de difícil repetibilidade, a interpretação dos dados e a comparação com outros resultados devem ser realizadas com metodologias semelhantes para não promover uma maior discrepância.

Existem três formas básicas de estimar a quantidade e composição dos resíduos: a por amostragem; o levantamento por questionário; e fatores de conversão. Estas, não são necessariamente excludentes umas em relação às outras, podendo ser usadas em conjunto (CE, 2001, citado por Carvalho, 2005).

A amostragem é um processo de extração ou constituição de uma amostra. No método de amostragem e triagem manual, uma alíquota é retirada de uma massa de resíduo e segregada manualmente em categorias de materiais e/ou produtos, sendo posteriormente pesadas. Este é o método mais utilizado na quantificação e caracterização de resíduos (CE, 2001, citado por Carvalho, 2005).

Este método é útil para definir os resíduos em escala local. Os resultados da amostragem podem aumentar o conhecimento, por exemplo, das variações

decorrentes das mudanças climáticas; das estações do ano; da densidade da população; e das diferenças regionais (US EPA, 2003, citado por Carvalho, 2005).

2.5.1 Caracterização Física

Para compreender o comportamento do aterro sanitário, é necessário o conhecimento de propriedades geotécnicas dos materiais nas suas abrangentes forma de disposição. Contudo, é preciso não apenas averiguar as características do RSU como, também, sua decomposição. Diversos autores têm estudado suas propriedades em que, segundo Junqueira (2000), citado por Leite (2008), as mais importantes são descritas abaixo, excetuando as duas últimas que foram apresentadas por Leite (2008).

- 1) Composição gravimétrica: traduz o percentual de cada componente em relação à massa total do resíduo;
- 2) Peso específico: é a massa dos resíduos em função do volume por eles ocupados;
- 3) Teor de umidade: traduz o percentual de umidade presente no resíduo sólido;
- 4) Análise granulométrica: determinação do tamanho das partículas e suas respectivas porcentagens de ocorrência permitindo obter a função de distribuição das partículas dos resíduos;
- 5) Temperatura: traduz a energia térmica de um sistema;
- 6) Capacidade de campo: é o máximo conteúdo de umidade em equilíbrio com a força da gravidade;
- 7) Permeabilidade do resíduo sólido compactado: característica que quantifica a maior ou menor facilidade de um líquido fluir pelos vazios existentes;
- 8) Compressividade: ou, para alguns autores, grau de compactação, indica a redução de volume que uma massa de lixo pode sofrer, quando submetida a uma pressão determinada;
- 9) Geração per capita: relaciona quantidade do lixo gerado diariamente com o número de habitantes de determinada região.

No ano de 1997, Manassero *et al.* já haviam relatado a extrema dificuldade em estabelecer tais propriedades e enumeraram algumas razões (Samir, 2011):

- a) A dificuldade em obter amostras de grandes dimensões com a finalidade de serem representativas das condições *in situ*;
- b) A inexistência de procedimentos padronizados para estes materiais;
- c) A drástica variação das propriedades dos resíduos com o tempo;
- d) A heterogeneidade dos resíduos e sua variação em diferentes locais;
- e) Variação de composição com o tempo (biodegradação) (Jucá, 2014).

Dentro dos parâmetros mais avaliados para a caracterização física dos RSU serão apresentados alguns procedimentos empregados por diferentes pesquisadores para a sua obtenção. São eles:

2.5.1.1

Composição gravimétrica

A caracterização dos RSU através da composição gravimétrica permite identificar a quantidade e principalmente a qualidade destes materiais.

A composição gravimétrica é feita por processo de amostragem para a seleção e mensuração dos componentes da massa de resíduo, determinando a relação entre a massa de cada componente presente na amostra e a massa total da amostra retirada.

Os componentes analisados na determinação da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos são, geralmente, os considerados em classes simplificadoras: papel/papelão; plásticos; vidros; metais; matéria orgânica; e outros. Este tipo de composição simplificada, embora possa ser usado no dimensionamento de uma usina de compostagem e de outras unidades de um sistema de limpeza urbana, não atende a um estudo preciso de reciclagem ou de coleta seletiva, já que o mercado de plásticos rígidos é bem diferente do de plásticos maleáveis assim como os de metais ferrosos e não-ferrosos (Monteiro *et al.*, 2001).

A composição gravimétrica dos RSU, a partir da determinação de seus componentes, constitui uma informação importante na compreensão do comportamento dos resíduos. Porém, as amostras devem ser representativas para que durante a análise apresentem as mesmas características e propriedades da

massa total do resíduo. Diversas entidades apresentam metodologias para obtenção de dados confiáveis e realistas, tais como (Cruz, 2005, citado por Leite, 2008):

- *American Standard Methods* (ASTM), Estados Unidos da América, 1990;
- *Méthode de Caractérisation des ordures Ménagères* (MODECOM), França, 1993;
- *European Recovery and Recycling Association* (ERRA), União Européia, 1993;
- *MODECOM et les colletes séparatives – Compléments au guide méthodologique de caractérisation des ordures ménagères*, França, 1997;
- *Seattle Public Utilities* (SPU), Estados Unidos da América, 2003;
- *Réseau Européen de Mesures pour La Caractérisation des Ordures Ménagères* (REMECOM), diversos países Europeus.

No Brasil, diversos métodos já foram utilizados para a realização da coleta dos RSU com o intuito de determinar a composição gravimétrica. Dentre esses estão os aplicados por Kiehl (1980); Oliveira (1998); Galvão (1997); Costa (2000); Farias & Brito (2000); Jucá (2002); e Cunha (2005), citado por Tavares (2008). As principais distinções entre essas metodologias estão relacionadas à escolha do local de coleta, ao modo de execução da separação, à homogeneização e à retirada da amostra.

As diferenças nos métodos de obtenção das amostras para avaliação da composição gravimétrica serão apresentadas a seguir.

Kiehl (1980) propôs um processo que consiste em coletar diariamente amostras a partir do lugar de disposição final. As amostras são retiradas no momento da entrada dos resíduos no local. Logo após a descarga do veículo coletor, uma alíquota é retirada, sendo anotados hora, dia, mês e ano, bem como, o circuito percorrido pelo transporte coletor e as condições climáticas. Ao final do dia, todas as porções coletadas devem ser misturadas e trituradas. A massa triturada é separada em quatro partes iguais, sendo duas partes descartadas e as duas restantes novamente quarteadas, separando sempre as partes vis-à-vis. A operação é repetida até restarem de 3 a 5 kg de lixo, os quais devem ser

encaminhados ao laboratório para a análise. No laboratório, as amostras sofrem um processo de triagem e peneiramento, onde os componentes da massa são gradualmente separados e pesados em relação à massa total, obtendo-se no final dos ensaios a composição física do lixo (Tavares, 2008).

As amostras obtidas por Oliveira (1998) foram retiradas em função de setores específicos da localidade estudada, considerando os mais representativos (Tavares, 2008). O processo consiste em três etapas:

- 1) Inicialmente, o conteúdo do caminhão é descarregado sob um local específico;
- 2) Em seguida, molda-se uma leira quadrada, onde será colocado todo o volume relativo à capacidade de um caminhão. A leira é dividida em 16 quadrantes com capacidade de volume de 1 m³ cada, em que aleatoriamente serão escolhidos dois quadrantes;
- 3) Os resíduos destes quadrantes serão removidos manualmente e colocados sobre uma lona plástica. As amostras passarão pelo processo manual de triagem dos materiais.

O diagrama da amostragem e composição gravimétrica empregado é apresentado na Figura 2.10.

Costa (2000) adotou a forma de coleta em recipientes que são posicionados em locais distintos e específicos. Os recipientes empregados tinham volumes pré-definidos de 100 litros cada. Os dias de realização das análises foram fixos, as amostras encontradas nos recipientes eram pesadas. Posteriormente, a triagem era executada de maneira a anotar o tipo e a quantidade de cada fração (Tavares, 2008).

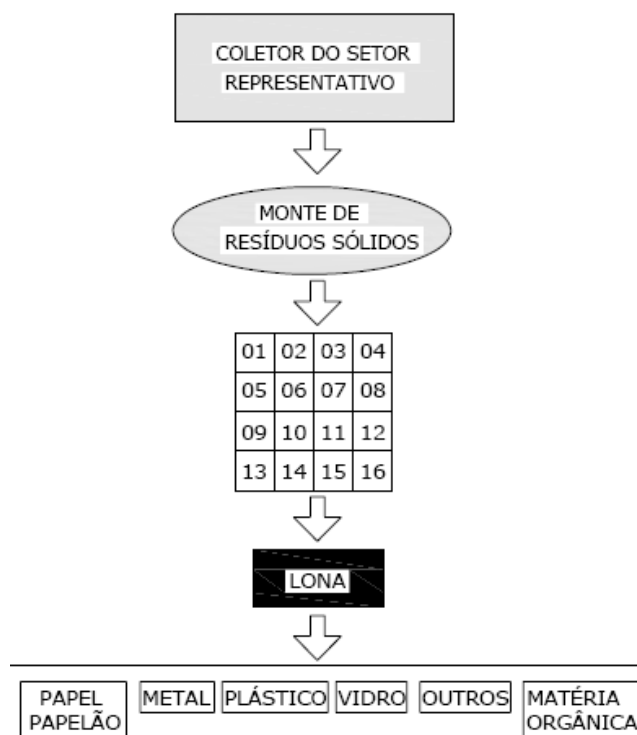


Figura 2.10 – Uma forma de amostragem e composição gravimétrica. Fonte: Tavares (2008).

Faria (2005) definiu uma rota de coleta, em que a partir desta, foram coletadas três amostras. Os caminhões descarregaram o resíduo sobre lona plástica (com medidas de 40 m²) para impermeabilização do terreno e evitar a contaminação da amostra. Após homogeneizações necessárias, foram utilizados faca, enxada e pá para o rompimento dos sacos plásticos e uma nova homogeneização do resíduo foi realizada. O quarteamento foi executado conforme norma NBR 10007, até obtenção de 1 m³. Tambores de aço com capacidade de 200 litros foram utilizados para possibilitar a pesagem do material selecionado, usando balança com capacidade para 150 kg.

Faria & Brito (2000) obtiveram amostras de material já enterrado. Esse procedimento consistiu em: escavar até uma profundidade desejada, coletar certa quantidade de material, homogeneizar e separar através de quarteamento. Em seguida, a composição gravimétrica era executada pela segregação de cada material existente e pesados separadamente. Esse tipo de procedimento pode ser empregado para determinar a composição gravimétrica de resíduos antigos (Tavares, 2008).

Leite (2008) realizou a coleta e a amostragem adotando o procedimento recomendado pela norma NBR 10007 (ABNT, 2004). A coleta de amostras foi

realizada utilizando-se um caminhão compactador com capacidade aproximada de 9 toneladas. Foram efetuadas as seguintes etapas para obtenção de uma amostra representativa para caracterização dos resíduos:

- 1) Descarregamento dos resíduos do caminhão compactador;
- 2) Homogeneização dos resíduos com auxílio de uma enxada;
- 3) Logo após, a amostra foi quarteada, formando pilhas devidamente separadas, desprezaram-se duas quartas-partes, de maneira a restarem duas pilhas;
- 4) As duas pilhas restantes foram misturadas, formando uma única pilha;
- 5) A obtenção da “amostra final” foi alcançada após o processo de homogeneização e quarteamento da última pilha de RSU. Porém, os resíduos envelopados (em caixas, sacos plásticos e outros) foram abertos (rompidos) e novamente homogeneizados. Portanto, desta massa final, foi realizada a caracterização física, química e microbiológica.

Um esquema da preparação da amostra para a caracterização física, química e microbiológica foi apresentado por Leite (2008), como visto na Figura 2.11.

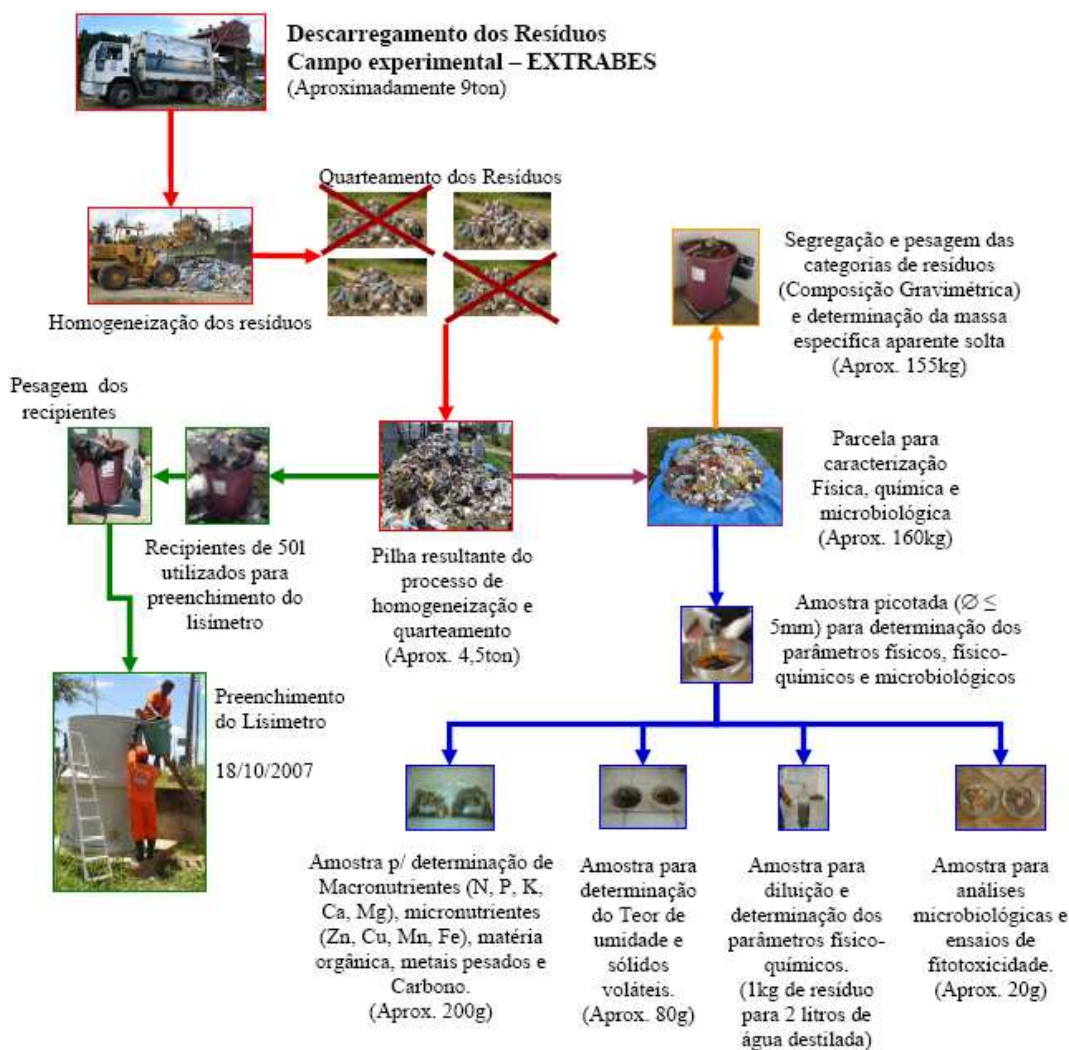


Figura 2.11 - Esquema de amostragem e preparação de amostras para análises. Fonte: Leite (2008).

Taufiq (2010) descreveu o processo de coleta de resíduo sólido “novo” (fresco) de maneira semelhante à Leite (2008). Contudo, uma pequena mudança com relação ao quarteamento foi realizada, em vez de retirar duas partes vis-à-vis, apenas uma parte é randomicamente escolhida e selecionada, como visto na Figura 2.12.

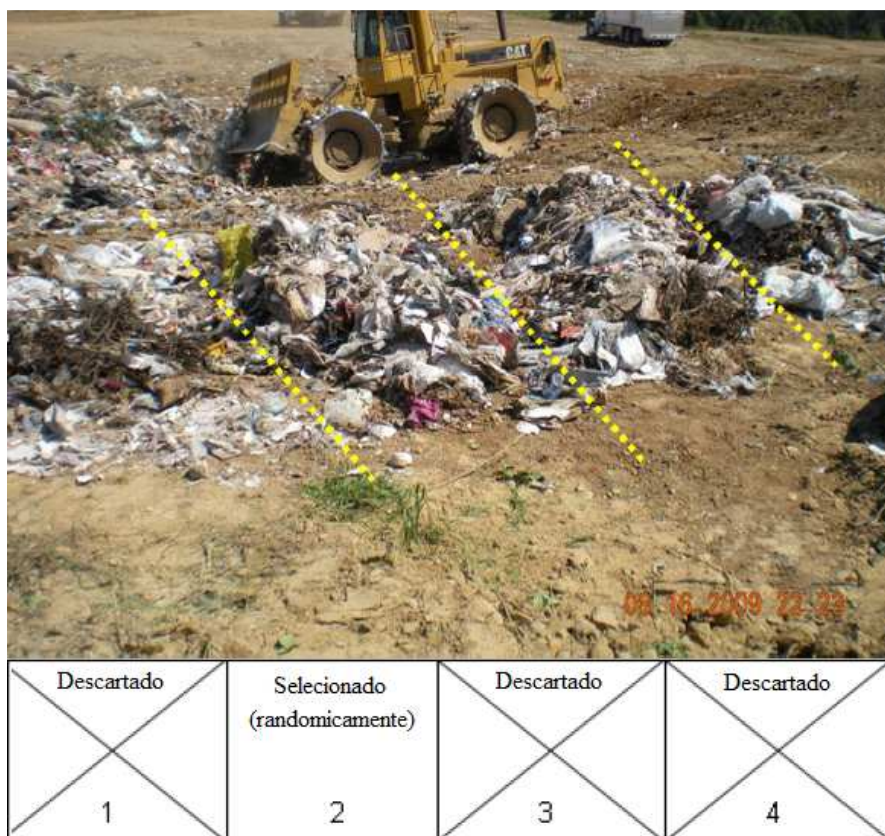


Figura 2.12 - Processo de quarteamento de amostras. Fonte: Taufiq (2010).

A metodologia da *ASTM International*, em 1992, dividiu o preparo da amostra em três tópicos, sendo eles:

- 1) Registro e agrupamento da amostra inicial: a metodologia recomenda que a descarga dos resíduos ocorra em uma área plana. A superfície deve ser varrida ou coberta com uma lona limpa e durável antes da descarga. A descarga que deve ser em pilha contínua, evitando espaços entre resíduos (ASTM Método D5231 – 91, citado por Carvalho, 2005);
- 2) Preparação da amostra: A recomendação é usar uma pá carregadora, com um balde carregador de 0,765 m³, remover o material longitudinalmente ao longo da totalidade de um lado da pilha de resíduos, de modo a obter um corte transversal representativo do material. A massa do material deve ser suficiente para, numa base visual, conter pelo menos 4 vezes o peso desejado para a amostra, isto é, aproximadamente 450 kg. Depois, misturar e colocar em forma de disco, quartear o material e selecionar um quarto para ser a amostra, usando o método de seleção aleatório ou uma sequência acordada pelas partes. Se um item com grande volume (e.g. aquecedor de água) constituir uma grande percentagem da amostra,

adicionar uma anotação na folha de registro de dados e pesá-lo, se possível;

- 3) Triagem e análise das amostras: Inicialmente são pesados todos os recipientes vazios e registradas as taras dos mesmos. Em seguida, a amostra é triada manualmente nos componentes pré-definidos. Para evitar a perda da massa pela evaporação de água a triagem deve ser o mais depressa possível.

A *European Recovery Paper Association* (ERPA), em 1993, com o objetivo da valorização de materiais produzidos em agregados domésticos analisou o fluxo de resíduos domésticos e, em particular, a fração que pode ser separada para valorização e reciclagem. A metodologia considera o tamanho da unidade de amostragem a ser triada, por processos manuais, entre 100 e 200 kg, sendo, a triagem realizada, sob uma malha de 20 mm de diâmetro, para que as partículas menores sejam removidas e pesadas separadamente.

Posteriormente à obtenção da amostra representativa da massa de RSU, a identificação e distribuição dos grupos de substâncias presentes no mesmo, podem ser realizadas de maneira semelhante ao apresentado na metodologia da *Réseau Européen de Mesures pour La Caractérisation des Ordures Ménagères* (REMECOM), citado por Leite (2008), que é apresentado na Tabela 2-5.

Com a segregação dos principais componentes que constituem os resíduos é efetuada a aferição da massa. Normalmente, a separação é realizada manualmente utilizando recipientes previamente identificados, que irão armazenar os materiais de grande volume (exemplo: mesa, cadeira, sofá) descartados. Depois do preenchimento dos recipientes, a pesagem ocorre em balança com capacidade máxima de 150 kg e sensibilidade de 0,1 kg. A determinação do percentual de cada componente do resíduo é feito através da seguinte relação:

$$CF = \frac{P_{FS}}{P_T} \quad \text{Equação 2-9}$$

onde CF é a composição física [%]; P_{FS} é o peso de cada fração segregada [kg]; P_T é o peso total dos resíduos a serem segregados [kg].

Tabela 2-5 – Categorias dos resíduos para a composição gravimétrica

Categoria	Subcategoria	Exemplos
Resíduos putrescíveis	Alimentares	Restos de alimentos, outros resíduos putrescíveis exceto resíduos de jardins
	De jardim	Ervas, flores, folhas, podas de arbustos, ramagens
Papéis	Embalagens de papel	Sacos de papel, papel de embalagem
	Jornais, revistas e folhetos	Jornais, revistas, prospectos publicitários, listas telefônicas, brochuras, catálogos, turísticos
	Papéis de escritório	Papel de fotocópias, papel de computador, folhas soltas, papel de carta
	Outros papéis	Papéis de uso doméstico, agendas, livros, bilhetes de ônibus, fotografias, papel químico, papéis coloridos ou pintados, envelopes
Papelões	Embalagens de papelão	Embalagens de cereais, caixas de lenços de papel, embalagens de ovos, caixas de leite em pó, caixas de jogos, papelões de embalagens onduladas, caixas de transporte de bebidas, caixas de acondicionamento de eletrodomésticos
	Outros papelões	Cartões de eventos, calendários, rolos de papelão
Compósitos	Embalagens compósitas com cartão	Embalagens tetra-pak
	Outras embalagens compósitas	Embalagens de café (materiais diferentes de papéis, plásticos, alumínio)
	Outros compósitos	Resíduos elétricos e eletrônicos, resíduos constituídos por vários materiais (partes de sofás, almofadas, tapetes, sapatos)
Têxteis		Embalagens de fibras naturais e/ou sintéticas (vestuário, panos de limpeza, novelos, sacos de viagem, meias)
Têxteis sanitários		Fraudas descartáveis, absorventes higiênicos, lenços de papel, papéis de uso doméstico sujos, algodões
Plásticos	Filmes poliolefinicos (E, PP)	
	Garrafas e frascos (PVC, PET, PEAD, etc)	
	Outras embalagens plásticas	
	Outros resíduos plásticos	
Combustíveis não específicos	Embalagens combustíveis não especificadas	Embalagens de queijo, barquetas de fruta, embalagens em vime
	Outros combustíveis não especificados	Madeira, couro, borracha, lápis, cigarros, tapetes, pelúcias, ossos, bolas de tênis, pneus, chupetas
Vidro	Embalagens de vidro	Garrafas, embalagens de alimentos
	Outros resíduos em vidro	Outros resíduos em vidro, louças, espelhos
Metais	Embalagens ferrosas	Latas de bebidas, de conservas, alimentos para animais
	Embalagens não ferrosas	Embalagens de alumínio, latas de conserva, folhas de alumínio
	Outros resíduos metálicos	Louças, utensílios de cozinha e de outros usos domésticos, peças moldadas, fios de cobre, peças de automóveis, chaves e outros utensílios anti-roubo
Incombustíveis não especificados		Materiais inertes não classificados nas outras categorias (tijolo, pedras), cerâmicas, louças de barro e porcelanas
Resíduos domésticos especiais	Pilhas e acumulados	Baterias, pilhas-botão, pilhas alcalinas
	Outros resíduos domésticos especiais	Frascos de tinta, verniz, tolueno, embalagens contaminadas por fungicidas, herbicidas, inseticidas, tubos de néon, lâmpadas fluorescentes, seringas, medicamentos, filtros de óleo
Finos (<20 mm)		Cinzas, areias, pequenos fragmentos de vidro e de resíduos orgânicos

2.5.1.2 Peso específico

O peso específico é uma das características de grande importância na avaliação do comportamento geotécnico de um aterro. Esta propriedade física representa uma relação fundamental com o estado de tensões induzido pelo peso próprio dos materiais que constituem a massa do resíduo, sendo indispensável sua determinação em estudos do comportamento mecânico deste material.

O peso específico do RSU é determinado pela relação entre o peso e o volume da amostra de resíduo. Esta propriedade é de difícil obtenção, isto decorrente da natureza granular e de dimensões muito variáveis dos constituintes. Além de apresentar um alto conteúdo de materiais altamente compressíveis, a sua determinação é ainda mais complicada quando está presente a camada de cobertura. Silveira (2004) relata alguns cuidados que são exigidos na determinação deste parâmetro, como: a deformação do aterro, fruto do trânsito de equipamentos; a contração da cava, devido ao alívio de tensão lateral e de fundo; e as imperfeições na colocação do plástico de proteção; e assegurar que o tamanho da amostra seja representativo do todo.

Marques (2001), citado por Cardim (2008) verificou que o principal agente controlador nos processos de compactação dos aterros é o teor de umidade.

Para a determinação do peso específico *in situ*, existem algumas técnicas, tais como poços ou trincheira e radiação gama. Os ensaios em poços consistem na pesagem do material presente no poço e a determinação do volume do mesmo. A determinação do volume, se dá, a partir da impermeabilização do poço com uma manta sintética e, após, o preenchimento do mesmo com água.

Entretanto, estes procedimentos não são considerados nem adequados nem precisos para o uso em RSU. Gotteland *et al.* (1995), citado por Carvalho (1999), obtiveram como grau de incerteza nas medições do peso específico uma proporção de 10 a 20 %.

Esta propriedade é bastante influenciada pela composição do resíduo, como também, pelas condições de estocagem, método de disposição, profundidade, volume da cobertura diária, teor de umidade local, grau de compactação durante a deposição, consolidação dos resíduos devido à sobreposição de novas camadas e dissipações das poro-pressões dos líquidos e dos gases. Silveira (2004) apresentou o peso específico *in situ* como uma função de diversos fatores, dentre as quais, a

gravimetria, a granulometria e a compactação. Além destas variáveis, o peso específico é função do tempo, já que a degradação da matéria orgânica ocorre depois de transcorrido um tempo a partir de sua deposição.

Como constatação da função de variação do peso específico pelas suas “variáveis”, alguns pesquisadores desenvolveram estudos nesta avaliação. Wiemer (1982) e Kavazanjian (1995), citados por Lamare Neto (2004), demonstraram que o peso específico dos RSU pode variar com a profundidade. Os valores encontrados na superfície foram próximos de 3 kN/m³ e para profundidades de 40 m foram aproximadamente 12 kN/m³, a partir das quais há uma tendência a estabilização (Figura 2.13). Ainda que a variável tempo pode alterar estes resultados.

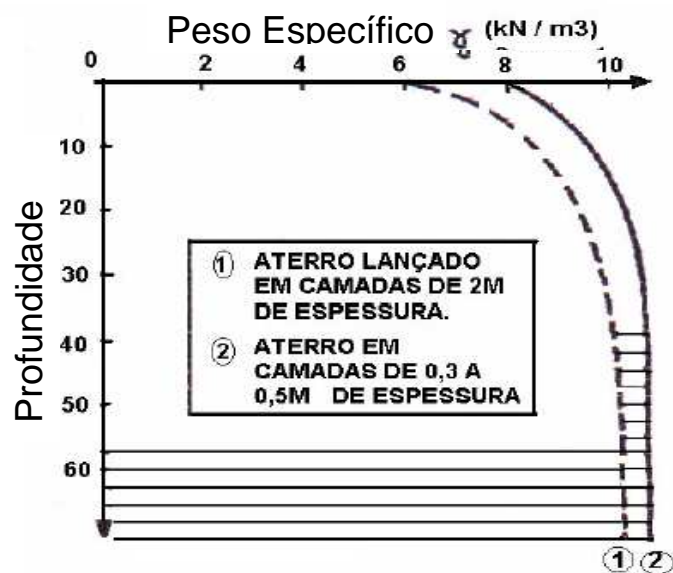


Figura 2.13 – Variação do peso específico com a profundidade. Fonte: Lamare Neto (2004).

Konig & Jessberger (1997), citado por Silveira (2004), relatam que em aterros mais antigos, o valor do peso específico aumenta com a profundidade, resultado do processo de compressão e consolidação do RSU. Contudo, o acréscimo do peso passa a não ser tão significativo para grandes profundidades (Kavazanjian *et al.* 1995, citado por Cardim, 2008), como vista na Figura 2.14.

Diversos estudos foram realizados para a determinação do valor do peso específico dos resíduos, em cada um deles com condições distintas, tais como, diferença na idade, no conteúdo da matéria orgânica e no grau de compactação (Carvalho, 1999).

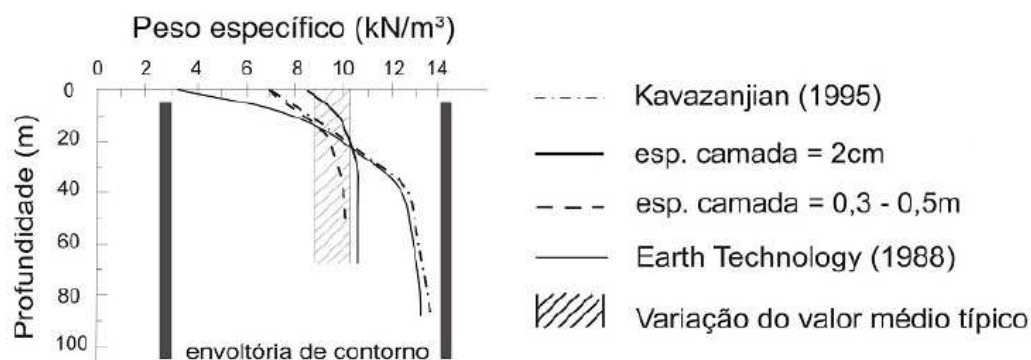


Figura 2.14 – Peso específico para RSU compactados. Fonte: Cardim, 2008.

O peso específico em função do método executivo do aterro pode apresentar variações quanto ao tipo de equipamento utilizado para a compactação e quanto à espessura da camada de resíduo. Estas variações foram comprovadas por Watts & Charles (1990), citado por Lamare Neto (2004), nos estudos do aterro sanitário na Inglaterra. Neste aterro, ao usar como equipamento compactador um rolo de aço de 21 toneladas, a propriedade variou de 6,3 kN/m³ em camadas de 2 m de espessura, aumentando seu valor até 8 kN/m³ para camadas de espessura inferior a 2 m.

Os resultados desta propriedade foram compilados por diversos pesquisadores (Silveira, 2004; Carvalho, 2005; Nascimento, 2007; e Tavares, 2008) sendo visto na Tabela 2-6.

Tabela 2-6 – Valores de peso específico levando em relação à compactação.

Descrição do RSU	Peso específico (kN/m ³)	Autor
Não compactado	2,4 a 2,7	Merz 1962
Pequena compactação	3 a 9	Fassett <i>et al.</i> 1994
Pouca compactação (c/ alto teor de matéria orgânica)	5 a 7	Kaimoto & Cepollina 1996
Mal compactado	3 a 9	Manassero <i>et al.</i> 1996
Medianamente compactado	4,7 a 6,3	Owers 1993
Moderada compactação	5 a 8	Fassett <i>et al.</i> 1994
Moderada compactação	5 a 8	Manassero <i>et al.</i> 1996
Bem compactado	8,0 a 12,0	Sowers 1968
Bem compactado	7,0 a 14,0	Landva 1990
Bem compactado	8,6 a 9,4	Owers 1993
Bem compactado	9 a 10,5	Fassett <i>et al.</i> 1994
Bem compactado	9 a 10,5	Manassero <i>et al.</i> 1996

Fonte: Silveira (2004); Carvalho (2005); Tavares (2008).

Segundo estudos de Lamare Neto (2004) e de Martins (2006), citado por Cardim (2008) e Borgatto (2006), o peso específico do RSU é maior quanto maior a fração da matéria orgânica na massa. Lamare Neto (2004), ao analisar resíduos

da cidade do Rio de Janeiro, constatou que em regiões de classe baixa o peso específico era superior aos da classe alta. Esta observação, vinculada ao poder econômico, implica que o aumento do consumo de alimentos processados e semi-prontos, embalagens, etc, promove uma diminuição do peso do resíduo. Tal observação pode ser verificada pelos valores apresentados por Silveira (2004), que estão na Tabela 2-7.

Tabela 2-7 - Valores de peso específico em relação à compactação e conteúdo de MO

Descrição do RSU	Peso específico (kN/m³)	Autor
Aterro na Bélgica	5 a 10	Van Impe 1997
Compactação controlada (c/ alto teor de matéria orgânica)	9 a 13	Kaimoto & Cepollina 1996
Alto conteúdo orgânico	7 a 14	Landva & Clark 1990

Fonte: Silveira (2004).

No Brasil, alguns valores de peso específico podem ser visualizados na Tabela 2-8 (Tavares, 2008). Podendo ser observado que os valores obtidos para o Estado de Belo Horizonte e Maceió estão dentro da faixa de resíduos que não foram compactados, conforme a Tabela 2-6..

Tabela 2-8 – Valores de peso específico pra aterros nacionais

Descrição do RSU	Peso específico (kN/m³)	Autor
Belo Horizonte	1,79	Barros & Möller 1995
	1,92	Lima 1995
Bandeirantes, SP (RSU de 15 anos)	20 a 25	Carvalho 1999
Aterro Experimental, SP. Compactado com rolo compressor	6 a 20	Marques 2001
Aterro Experimental, SP. Compactado com trator de esteira	6 a 24	Marques 2001
Maceió	2,6 a 4,6	Galvão 1997

Fonte: Tavares (2008).

Valores de peso específico para alguns bairros da Cidade do Rio de Janeiro, Brito 1999, citado por Lamare Neto (2004), Tabela 2-9.

Tabela 2-9 - Valores de peso específico para os Bairros da cidade do R.J.

Bairro	Peso específico (kN/m³)
Bangu	2,0
Botafogo	1,6
Campo Grande	1,9
Centro	1,5
Copacabana	1,4
Leblon	1,3
Santa Cruz	1,9
Vila Isabel	1,7

Azevedo *et al.* (2003), citado por Nascimento (2007), apresentaram a variação do peso específico com a idade dos resíduos, conforme Figura 2.15. Demonstrando que quanto mais antigo foi o resíduo maior é o peso específico.

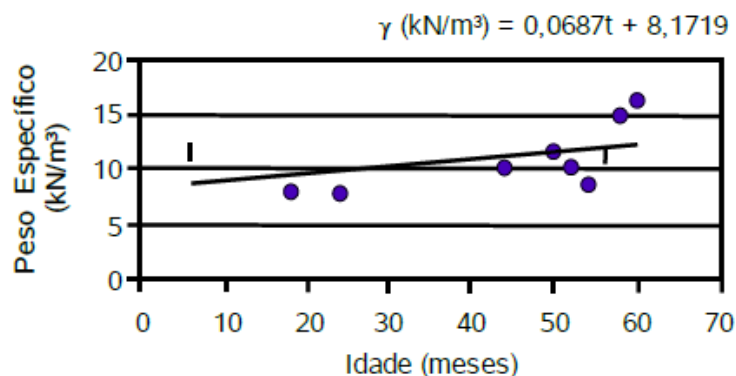


Figura 2.15 - Correlação do peso específico com a idade. Fonte: Nascimento (2007).

Simões (2000) compilou valores típicos de peso específico das frações constituintes dos resíduos sólidos que foram obtidos por Landva & Clark (1990), Tchobanoglous *et al.* (1993) e Oweis & Keira (1998). Os valores destes constituintes são apresentados na Tabela 2-10.

Simões (2000) apresenta um método para a determinação do peso específico dos resíduos em função dos pesos das frações constituintes. Assim, a seguinte expressão é apresentada:

$$\gamma = \frac{1}{\sum_{i=1}^n \frac{W_i}{w^* \gamma_i}}$$

Equação 2-10

onde γ é o peso específico dos resíduos; γ_i é o peso específico da fração i ; W_i é o peso da fração constituinte i ; W é o peso total do resíduo e a razão W_i/W indica a porcentagem em peso do constituinte i na composição do resíduo.

Tabela 2-10 - Valores de peso específico para cada constituinte do RSU

Componentes	Peso específico (kN/m ³)		
	Landva & Clark (1990)	Tchobanoglous <i>et al.</i> (1993)	Oweis & Keira (1998)
Resíduos alimentares	1,30 – 4,71	1,27 – 4,77	1,0
Papéis	0,41 – 1,28	0,32 – 1,27	1,2
Papelão	0,41 – 0,78		
Plásticos	0,41 – 1,28	0,32 – 1,27	1,1
Tecidos	0,41 – 0,98	0,32 – 0,95	0,6
Borracha	0,98 – 1,98	0,95 – 2,54	1,1
Couro	0,98 – 2,56		
Resíduos de jardim	0,58 – 2,21	0,64 – 2,22	0,6
Madeira	1,28 – 3,14	1,27 – 3,18	1,0
Vidros	1,57 – 4,71	1,60 – 4,77	2,9
Latas	0,49 – 1,57	0,48 – 11,12	6,0
Alumínio	0,64 – 2,35		
Outros metais	1,28 – 11,28		
Terra, solo e cinzas	3,14 – 9,80	3,18 – 9,53	2,0
Cinzas	6,37 – 8,14		

Fonte: Simões (2000).

2.5.1.3 Teor de umidade

Este parâmetro pode ser calculado em relação ao volume (unidade volumétrica) ou à massa (unidade gravimétrica). No primeiro caso, é expresso como uma relação entre o volume de líquido e o volume total *in situ* da amostra considerada. No segundo caso, a expressão é dada pela relação entre a massa de líquido e a massa total ou em termos da massa seca. Em ambos os casos os resultados são, geralmente, apresentados em porcentagem (Alcântara, 2007; citado por Leite, 2008).

O teor de umidade pode, ainda, ser obtido tanto em relação ao peso seco quanto ao peso úmido, como expresso, respectivamente, pelas equações:

$$w(\text{base_seca}) = \frac{P_i - P_f}{P_f} * 100 = \frac{\text{peso_de_água_perdida}}{\text{peso_do_resíduo_seco}} * 100 \quad \text{Equação 2-11}$$

$$w(\text{base_úmida}) = \frac{P_i - P_f}{P_i} * 100 = \frac{\text{peso_de_água_perdida}}{\text{peso_do_resíduo_úmido}} * 100 \quad \text{Equação 2-12}$$

onde w é o teor de umidade [%]; P_i é o peso inicial [g]; e P_f é o peso final [g].

Ambas as formas de determinação estão relacionadas entre si, por:

$$w(\textit{base_umida}) = \frac{w(\textit{base_seca})}{(1 + w(\textit{base_seca}))} \quad \text{Equação 2-13}$$

A determinação do teor de umidade de uma amostra fresca de RSU deve ser realizada no menor intervalo de tempo possível entre a coleta da amostra e a análise em laboratório, pois, mesmo com a conservação em temperatura de 4 °C, pode haver perda de água por evaporação, se a amostra não estiver bem vedada e também pela decomposição da matéria orgânica, ocasionando liberação de uma fração da água de constituição que dificilmente é extraída na faixa de temperatura que será apresentada, o que pode deturpar o resultado real.

A variabilidade dos valores de umidade encontrados em resíduos de diversas localidades é bastante alta. É necessário cuidados na hora da interpretação, verificando, qual a forma de obtenção deste parâmetro. Algumas pesquisas têm utilizado a determinação por base seca (*dry basic*) enquanto que outras com base úmida (*wet basic*). Além deste fato, também existe a temperatura de obtenção, isto porque, alguns pesquisadores com receio de perder material orgânico no processo de secagem utilizam temperaturas inferiores a 105 e 110 °C.

Manassero *et al.* (1996), citado por Leite (2008), utilizou o método de base úmida para determinação do teor de umidade gravimétrica. Para tal, uma quantidade representativa da amostra de resíduo sólido foi pesada e levada à estufa entre 60 a 65 °C por 24 horas. Após resfriamento, as amostras foram pesadas.

O método de determinação do teor de umidade utilizado por Rocha (2008) foi à base seca, com temperatura de 65 °C. Para Carvalho (1999), Oliveira (2002), Nascimento (2007), Izzo (2008) este teor foi determinada com base no peso seco da amostra em estufa à temperatura de 70 °C. Russo (2005), seguindo recomendações de Pereira Neto (1987), adotou a temperatura de 75 °C. Carvalho (2002), Tavares (2008) utilizaram a temperatura de 105 °C.

No intuito de normalizar as metodologias existentes para RSU, Lange *et al.* (2002) tomou amostras frescas de resíduo e determinou o teor de umidade com temperaturas de secagem variadas, sendo elas, de 65, 105 e 150 °C, concluindo que, a amostra não seca completamente a 65 °C, que em 150 °C uma grande porção de vapor é gerado, indicando volatilização de outros componentes

orgânicos insolúveis. Por fim, segundo esse autor, a temperatura que melhor atende tal procedimento seria entre 105 ± 5 °C.

A importância na determinação deste parâmetro está vinculada ao processo de decomposição e estabilização da massa de resíduos num aterro. Este fator é extremamente necessário para a fase inicial do crescimento bacteriano, embora o excesso de água possa também prejudicar a degradação, por influenciar na cinética da reação.

Alguns pesquisadores têm desenvolvido estudos para avaliar a influência da umidade sobre as populações microbianas, com intuito de determinar as condições nas quais elas podem produzir biogás. Schulze (1961), Haug (1993) e Palmizano & Barlaz (1996) relatam que o limite mínimo de umidade está entre 10 a 20 % (Russo, 2005). Contudo, Buivid *et al.* (1981), Nobre *et al.* (1988) e Gurijala & Suflita (1993) consideram que, abaixo de 25 a 30 % não há mais metabolismo (Russo, 2005). Palmizano & Barlaz (1996) estabelecem que a faixa ótima de umidade para a degradação biológica deverá ser entre 20 a 40 %, situada dentro da faixa em que os microrganismos não estariam ativos, conforme mencionado anteriormente.

O teor de umidade é função de uma ampla gama de variáveis. É dependente da composição e condições iniciais do lixo, da umidade natural dos resíduos, da estação do ano, das condições climáticas, da compactação, dos métodos de construção, do processo de operação, do sistema de recobrimento, da biodegradação, dos sistemas de coleta de líquidos percolados.

A faixa de variação da umidade dos RSU brasileiros varia entre 40 a 60 % (Bidone & Povinelli, 1999, citado por Leite, 2008). Manassero *et al.* (1996), citado por Carvalho (2002), apresentam valores típicos de 25 % de umidade nos RSU localizados em regiões que a evapotranspiração é maior que a precipitação. A Tabela 2-11 apresenta valores de umidade obtidos por diversos autores em diferentes países.

Nos RSU, o teor de umidade é maior quanto maior for à quantidade de matéria orgânica. Landva & Clark (1990) indicaram que o aumento da matéria orgânica aumenta o teor de umidade, podendo chegar a 120 % em termos de base úmida e 65 % em base seca, para o caso de um aterro sanitário no Canadá (Samir, 2011).

Tabela 2-11 - Valores de umidade em diversos países

Autor	Ano	Local	Umidade Gravimétrica (%)
Tchobanoglous <i>et al.</i>	1993	EUA	15 a 40
Garb & Valero	1995	Pensilvânia - EUA	30 a 130
Coumoulos <i>et al.</i>	1995	Atenas - Grécia	40 a 60
Palma	1995	Espanha	40 a 60
Elfadel & Al-Rashed	1998	Califórnia - EUA	26 a 52
Jucá <i>et al.</i>	1997	Recife - Brasil	20 a 50
Bidone & Povinelli	1999	Brasil	40 a 60
Gomes <i>et al.</i>	2005	Portugal	61 a 117

Fonte: Leite (2008).

Maystre & Viret (1995), citado por Taufiq (2010), apresentaram o teor de umidade de 52 componentes presentes do RSU de Geneva, na Suíça. Pode-se observar que a maior porcentagem de umidade está nos materiais orgânicos de rápida degradação, como é o caso dos vegetais e derivados de comida, como apresentado na Tabela 2-12.

Tabela 2-12 - Valores de umidade para os constituintes do RSU

Classe do material	Umidade (% por peso)	Classe do material	Umidade (% por peso)
Vegetais e derivados de comida	73,9	Garrafas de polietileno	6
Pedaços de carne	45	Garrafas de PVC	5,9
Tecidos naturais	20,5	Restos de metal	3
Tecidos sintéticos	23,1	Caixas moldáveis sólidas	7,2
Meias de nylon	11,4	Sacos de lixo	3,8
Papel higiênico	36	Saco de supermercado	23,7
Fraldas descartáveis	53,4	Bagagem de viagem	6,4
Tecidos variados	23,1	Embalagens plásticas de comida	8,7
Vidros	0,5	Potes rígidos (iogurte)	18,8
Jornais	17	Poliestireno	11,3
Embrulho de papel	20,4	Restos de plástico	7
Outros papéis	16,6	Embalagens de cigarro	17,7
Outras cartolinas	28,9	Tetra Pak sem alumínio	6,5
Cartolina de embrulho	17,2	Tetra Pak com alumínio	9,6
Alumínio doméstico	30,3	Embalagens com Al + plástico	12,1
Aerossóis de alumínio	-	Embalagens com Al + plástico + papel	12,8
Canos de alumínio	24,7	Embalagens com Al + papel	13,6
Bandejas de alumínio	21,1	Papel + parafina	17,3
Tampas de alumínio	27,4	Cartolina + parafina	19,5
Restos de alumínio	10	Baterias	3
Latas de bebida de alumínio	15,6	Restos de madeira-couro-borracha	15
Metais não-ferrosos	7	Material eletrônico	3
Lata de comida	7,4	Toxinas	8
Tampa de metal	3,1	Embalagens de remédios	8,7
Aerossóis de metal	5	Material inerte	27,5
Latas de bebida de metal	3,2	Outros	36,9

Fonte: Taufiq (2010).

Carvalho (1999) apresentou os teores de umidade de resíduos de diversas idades tanto em base seca quanto úmida, além de apresentar na base seca a diferença de umidade entre o lixo coletado e o material separado.

Tal fato pode ser visto pelo teor de umidade presente em cada componente que constitui a massa de resíduo (Tabela 2-13), que está em conformidade com os encontrados para os RSU na Suíça.

Tabela 2-13 - Teor de umidade de RSU em base seca e úmida

Componentes do RSU	Teor de umidade (%)	
	Massa de água/massa seca	Massa de água/massa úmida
Vidro	5,9	5,6
Pedra	12,6	11,2
Metal	19,6	16,4
Borracha	24,5	19,6
Plástico	41,5	29,3
Matéria orgânica	47,0	32,0
Têxteis	55,0	35,5
Madeira	69,8	41,1
Papel	74,8	42,8

Fonte: Carvalho (1999)

Estudos realizados para avaliar a variação de umidade do resíduo com a profundidade foram contraditórios. Gabr & Valero (1995), citado por Carvalho (2002), mostraram um aumento da umidade com o correspondente aumento na profundidade. Igual constatação foi obtida por Gomes *et al.* (2005) que obtiveram teor de umidade próximo a superfície de 61 % e a 11 metros de profundidade a umidade foi de 117 %. Porém, resultado oposto foi apresentado por Comoulos *et al.* (1995); e Jucá *et al.* (1997) (Carvalho, 2002). Comoulos *et al.* (1995) obtiveram para um aterro na Grécia, teores de 60 % para uma profundidade de 15 metros e 40 % para a profundidade de 30 m (Carvalho, 2002).

Em relação à idade dos resíduos, Carvalho *et al.* (2002), no aterro sanitário em Santo André, no Estado de São Paulo, obtiveram uma tendência decrescente da umidade com a idade dos resíduos, resultado que está apresentado na Figura 2.16.

A diminuição do teor de umidade com o aumento da idade de disposição dos RSU pode ser explicada, pois com a decomposição, o conteúdo de material orgânico diminui. Sendo esses materiais os que mais retêm água, com sua transformação, passam a não estarem mais presentes na massa, e com isto a retenção de água é reduzida.

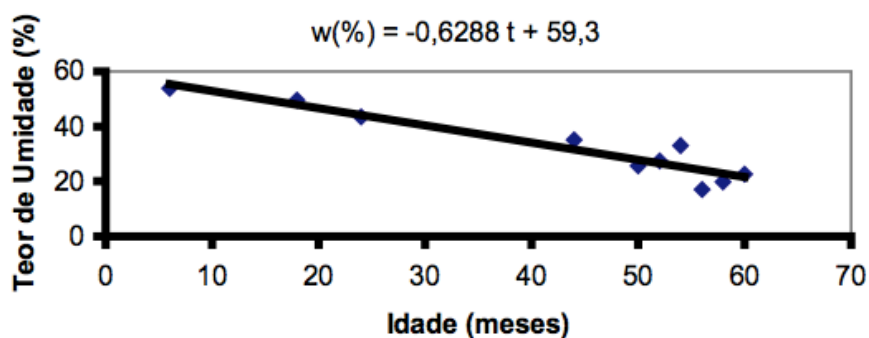


Figura 2.16 - Correlação da umidade com a idade do RSU. Fonte: Carvalho *et al.* (2002)

Carboo *et al.* (2005) analisaram os resíduos da Cidade de Accra, em Gana, separando-os conforme a região de coleta, definindo 3 regiões: A) alta renda e baixa densidade; B) média renda e média densidade; C) baixa renda e alta densidade. Destas, a com maior conteúdo de umidade foi a A, seguindo uma diminuição para as demais, sendo respectivamente 62,2; 46,9 e 39,8 %. Samir (2011) apresentou uma discussão em torno destes resultados, porque os resíduos gerados por indivíduos de maior renda possuem uma maior quantidade de elementos com alta energia de ligação. Um exemplo deste tipo de elemento são os papéis, que possuem como principais ligações a H-. Estas têm uma forte atração por água, fator que corrobora para os papeis absorvam maior quantidade de água.

Samir (2011) apresenta uma compilação de resultados de umidade para diferentes condições, tais como, a profundidade e a idade dos resíduos. Estão inseridos também, resultados que, comparados com toda a literatura, indicam o maior valor de umidade encontrado em termo de base seca, sendo de 128 % para um resíduo de 25 anos (Tabela 2-14). O valor desse parâmetro igualmente elevado foi obtido por Gomes *et al.* (2005) para resíduos encontrados a 11 metros de profundidade

Tabela 2-14 – Teor de umidade de RSU em diferentes condições de degradação

Fonte	Conteúdo úmido	Condição	Observações
Gabr & Valero (1995)	30 (d/w)	Na superfície	RSU com 15 a 30 anos de idade
	130 (d/w)	Grande profundidade	
Gomes <i>et al.</i> (1994)	117 (d/w)	RSU com 3 anos	Portugal
Landva & Clark (1990)	120 (d/w)		Canadá
Zekkos <i>et al.</i> (2006)	10-50	2-15 anos	
Hossain <i>et al.</i> (2008)	55 % (w/w)	Fase I	Simulação de ELR em Laboratório
	64,7 % (w/w)	Fase IV	
Manassero <i>et al.</i> (1997)	55 %	RSU com 1-6 anos	USA
Samir (2011)	128 % (média,d/w)	RSU com 25 anos	Aterro Denton, Texas
	25 % (média,d/w)		

Obs: ELR (*Enhanced Leachete Recirculation*). Fonte: Samir (2011).

2.5.1.4 Temperatura

A temperatura é um dos indicadores das reações bioquímicas que ocorrem no interior da massa de lixo, em função da degradação da matéria orgânica, por fornecer informações indiretas sobre a atividade microbiana no processo de degradação da matéria orgânica.

Pela avaliação das temperaturas obtidas em aterros de resíduos sólidos, é possível verificar a faixa de condições ótimas da atividade microbiana. Em processos de digestão anaeróbica, as bactérias são classificadas segundo suas faixas ótimas de temperatura para o funcionamento de seu metabolismo. As bactérias denominadas mesofílicas possuem temperatura ótima entre 20 a 40 °C; e as termofílicas a faixa ótima está entre 50 a 60 °C.

Segundo Singh & Anand (1994), os sistemas mesofílicos são muito sensíveis a variações da temperatura ambiente, sendo que em períodos de climas mais frios a geração de biogás pode cessar (Leite, 2008).

Com a temperatura abaixo de 50 °C, a taxa de crescimento dos microrganismos termofílicos diminui drasticamente. Al Seadi *et al.* (2008) apresentaram a relação entre a taxa de crescimento dos microrganismos metanogênicos e a temperatura, como visto na Figura 2.17.

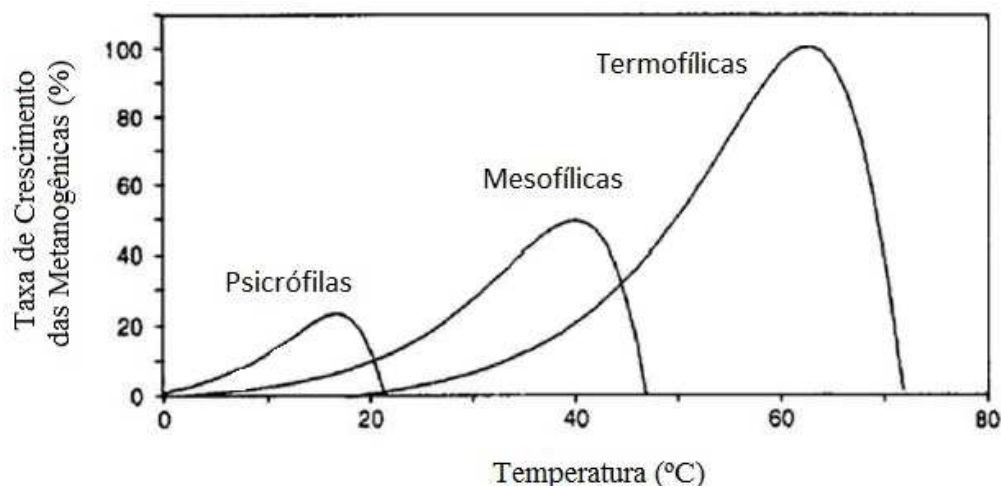


Figura 2.17 - Taxa de crescimento das metanogênicas. Fonte: Al Seadi *et al.* (2008)

A solubilidade de vários compostos como amônia (NH_3), H_2 , CH_4 , H_2S e ácidos graxos voláteis é, também, dependente da temperatura, como pode ser visualizado na Tabela 2-15.

Tabela 2-15 - Relação entre temperatura e solubilidade em água para gases.

Gás	Temperatura (°C)	Solubilidade (mmol/L)	Varição da solubilidade 50 – 35 °C
H_2	35	0,749	3,3 %
	50	0,725	
CO_2	50	26,6	36 %
	35	19,6	
H_2S	50	82,2	31 %
	35	62,8	
CH_4	35	1,14	19 %
	50	0,962	

Fonte: Al Seadi *et al.* (2008)

Esta dependência possui uma grande significância para alguns materiais, visto que podem sofrer processos inibitórios.

Além de estar relacionada ao processo de crescimento dos microrganismos, a temperatura influencia a toxicidade da amônia, no qual o aumento da temperatura proporciona um aumento da toxicidade, em presença de íons.

A temperatura típica encontrada por Coumoulos *et al.* (1995), citado por Nascimento (2007), em Atenas, Grécia, em quatro diferentes datas, variou entre 40 a 60 °C na camada da superfície. Kim (2003) identificou valores entre 35 e 60 °C em amostras coletadas de 6 a 25 metros de profundidade (Leite, 2008).

Normalmente, a temperatura dos resíduos sólidos urbanos dispostos em aterros sanitários varia entre 30 a 60 °C, apresentando valores crescentes com o

aumento da profundidade. Abaixo de profundidades entre 5 e 10 metros, esses valores tendem a se estabilizar e a variação da temperatura ambiente perde parte de sua importância, conforme verificado em estudos de Coumoulos *et al.* (1995) e Mariano & Jucá (1998), citado por Nascimento (2007).

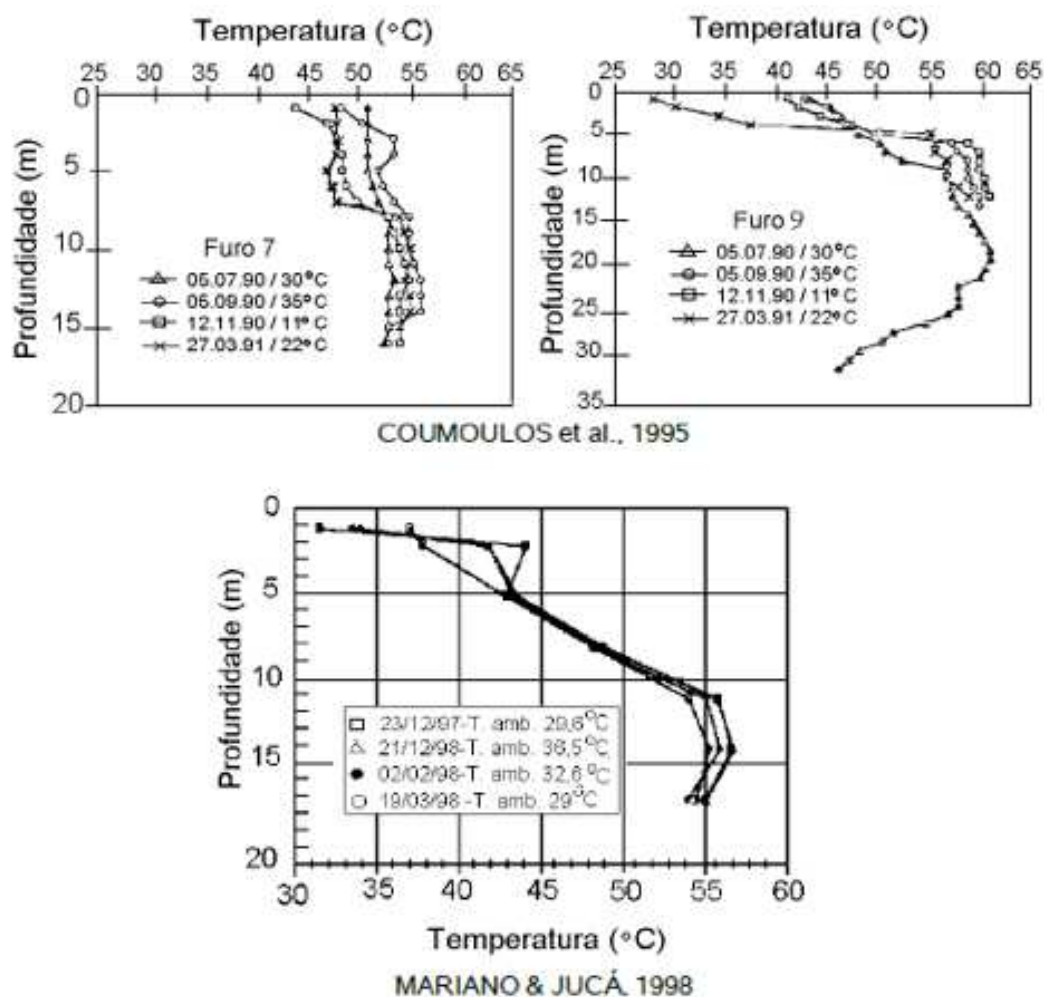


Figura 2.18 - Variação a temperatura dos RSU com a profundidade. Fonte: Nascimento (2007).

2.5.1.5 Análise granulométrica

Devido à grande heterogeneidade e variedade dos resíduos sólidos urbanos, um procedimento para determinação da distribuição das dimensões de seus componentes é bastante limitado. Para uma primeira aproximação, tem-se procurado correlacionar os componentes individuais do resíduo a diâmetros equivalentes, tal forma foi apresentada por Tchonobanoglous *et al.* (1993).

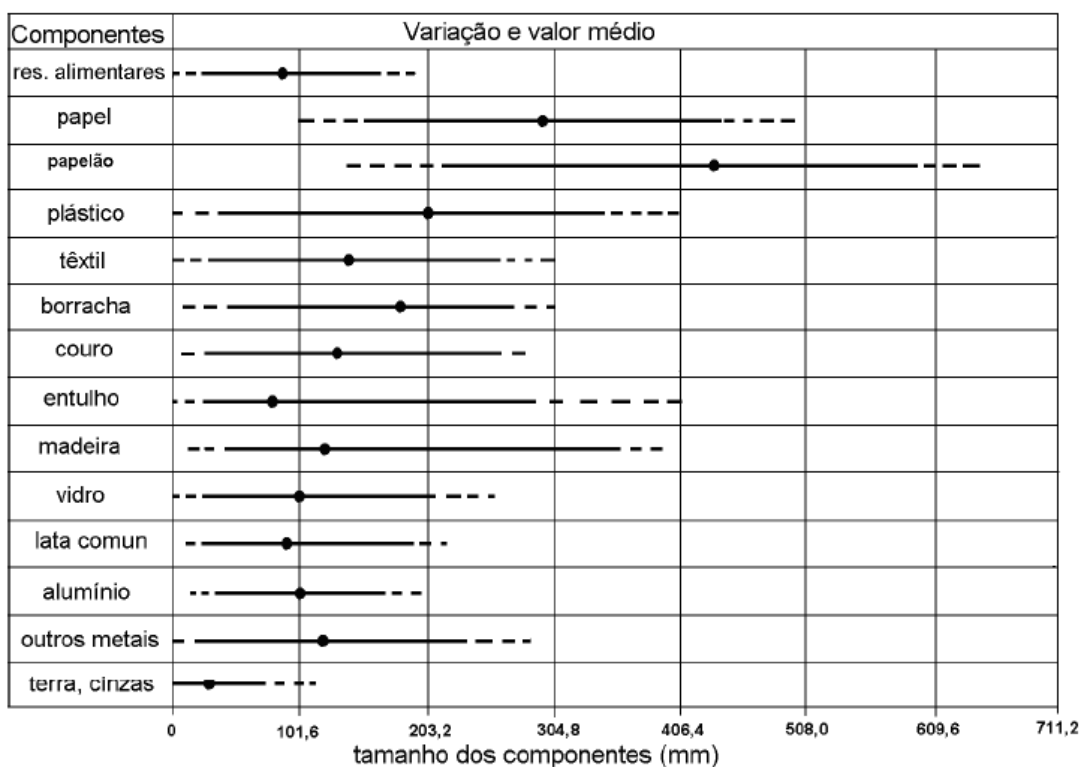


Figura 2.19 - Faixa de variação dos tamanhos dos constituintes dos RSU. Fonte: Tchobanoglous *et al.* (1993)

Segundo Tchobanoglous *et al.* (1993), o tamanho médio dos componentes individuais encontrados no resíduo sólido residencial está entre 17,78 e 20,32 cm (7 e 8 in). A massa do resíduo pode ser caracterizada como um material de comportamento predominantemente granular com elevados percentuais de frações grosseiras (pedregulho) e com partículas finas, esta última fração com percentual inferior a 20 % (Oliveira, 2002).

Kockel (1995), citado por Lamare Neto (2004), propôs um modelo que caracteriza os componentes do RSU em dois grupos:

- 1) matriz básica: materiais com grãos finos e médios, com diâmetro inferior a 120 mm;
- 2) matriz de reforço: onde os materiais são considerados como fibras, com diâmetros superior a 120 mm, neste grupo estão os plásticos, panos, galhos, etc.

Kölsch (1996), citado por Dixon & Langer (2006), apresenta a distribuição dos tamanhos das partículas para os componentes do resíduo subdividido em:

1. componente incompressível, como exemplo: tijolo, pedaços de metal;
2. componente de reforço, exemplo: sacola plástica, folha de papel;

3. componente compressível, como exemplo de alta compressibilidade tem-se materiais putrescíveis, embalagens plásticas; baixa compressibilidade tem-se as latas de bebidas.

O tamanho das partículas pode ser determinado de diversas formas. Para partículas de grandes dimensões, a determinação do tamanho pode ser realizada usando o método de aferição dos componentes, que pode ser dado de algumas maneiras, tais como apresentado a seguir (Tchobanoglous *et al.*, 1993):

$$S_c = L$$

$$S_c = \left(\frac{L + w}{2} \right)$$

$$S_c = \left(\frac{L + w + h}{3} \right)$$

Equação 2-14

$$S_c = (L \times w)^{1/2}$$

$$S_c = (L \times w \times h)^{1/3}$$

onde S_c é o tamanho do componente [mm]; L é o comprimento [mm]; w é a largura [mm]; e h é a altura [mm].

Outra forma de obtenção do tamanho das partículas é através da passagem por peneiras, considerando que o material possua dimensões simétricas nos três eixos (x, y e z). Muitos pesquisadores têm utilizado o processo clássico do peneiramento, convencionalmente utilizado na mecânica dos solos, e na obtenção da curva de distribuição dos tamanhos dos grãos, já que o tamanho dos constituintes pode variar entre partículas com dimensões de pedregulho até partículas com dimensões inferiores a 0,075 mm (Knochenmus *et al.*, 1998). Contudo, existe uma tendência no aumento da porcentagem da fração mais fina do RSU com o tempo, como resultado da biodegradação da matéria orgânica (Knochenmus *et al.*, 1998; Machado *et al.*, 2005).

As diferenças granulométricas podem estar vinculadas aos processos de decomposição do material. Tchobanoglous *et al.* (1977), relata que há um aumento da quantidade de material granular fino com a idade do resíduo (Silveira, 2004).

A forma de determinar o tamanho das partículas por peneiramento foi empregada por diversos autores. Contudo, algumas modificações quanto à abertura da malha das peneiras, assim como o teor de umidade para tal procedimento podem variar.

Carvalho (1999) utilizou para a representação da distribuição granulométrica dos resíduos do aterro Bandeirantes, no Município de São Paulo, uma série de peneiras pré-selecionadas (2"; 1^{1/2}"; 1"; 5/8"; 3/8"; 4,76 mm; 2 mm; e 0,59 mm) para materiais com tamanho inferior a 2". Para os materiais com tamanho maior a 2" foi medido manualmente. Este autor obteve a curva de distribuição para resíduos com 15 anos. Contudo, foram excluídos os materiais plásticos e têxteis que representavam 20 % do peso total da amostra.

Nascimento (2007) ao determinar a curva de distribuição (Figura 2.20), diferentemente de Carvalho (1999), não excluiu os materiais como plásticos e têxteis.

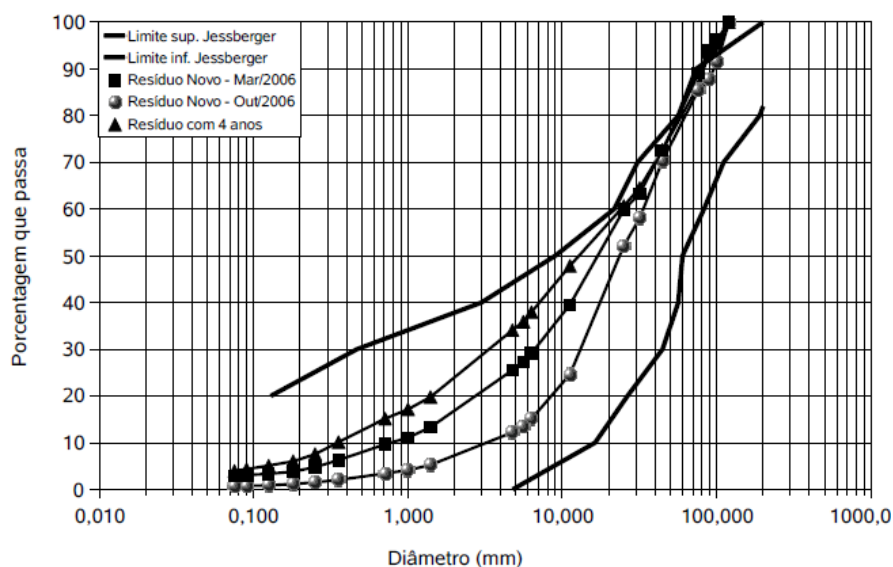


Figura 2.20 - Distribuição do tamanho das partículas dos RSU. Fonte: Nascimento (2007)

Oliveira (2002) apresentou a distribuição granulométrica tanto por componentes do resíduo quanto pela massa global e, também, considerando a massa global sem os materiais plásticos. A fração de plástico encontrado na Cidade de Salvador compreende 24 % do resíduo, sendo que a dimensão foi superior a 120 mm, onde 60 % destes possuem tamanho superior a 20 mm.

Nos estudos dos parâmetros geotécnicos de resíduos sólidos municipais com idade de 15 a 30 anos, realizados por Gabr & Valero (1995), as análises

granulométricas foram realizadas apenas com o material de dimensões inferiores a 9,5 mm. Foram obtidas duas curvas, uma para o material situado na profundidade de 14,6 metros de profundidade e outra para o de 19,2 m. Ainda que os resultados indiquem que os materiais possuam partículas “grosseiras”, a diferença pode estar relacionada ao grau de decomposição em que ambos sofreram. Contudo, os procedimentos empregados para cada um foram diferentes, sendo um seco a 60 °C e o outro com lavagem para a remoção dos finos, ou dos torrões de material aglutinado.

Machado *et al.* (2010) estudando RSU, tanto do Aterro Bandeirantes, em São Paulo, quanto do Aterro do Centro Metropolitano, em Salvador, adotou como procedimento a análise através do peneiramento partículas de tamanho inferior a 101 mm e, para os com dimensões superiores a medição foi manual. Estes autores observaram que quanto maior a idade do resíduo, menor é o tamanho das partículas presentes. Para os resíduos frescos 50 % do material possuía dimensões inferiores a 30 mm, aumentando com a idade dos resíduos para 65 % no resíduo com 1 ano, 73 % para o resíduo com 4 anos, e 85 % para o resíduo com 15 anos (Figura 2.21). Além disto, pode ser observado que o RSU fresco e com 1 ano de idade possuem o comportamento semelhante aos obtidos por Jessberger (1994), como pode ser visualizado nos limites superiores e inferiores.

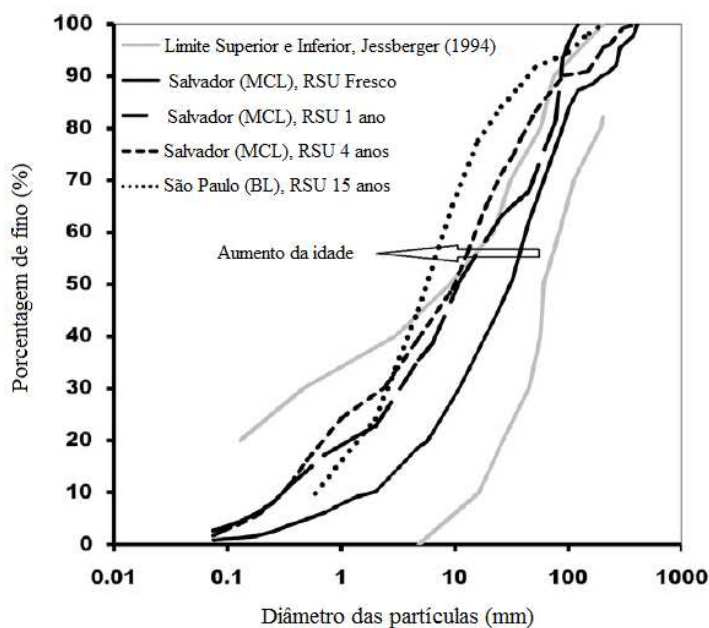


Figura 2.21 - Variação do tamanho das partículas com a idade do RSU. Fonte: Machado *et al.* (2010)

Kölsch (1996), além de apresentar a distribuição dos tamanhos das partículas também apresentou o peso da massa degradável para cada uma das frações definidas por ele, através do comportamento mecânico, sendo estas consideradas como material incompressível, material de reforço e material compressível (Dixon & Langer, 2006), como mostra a Figura 2.22.

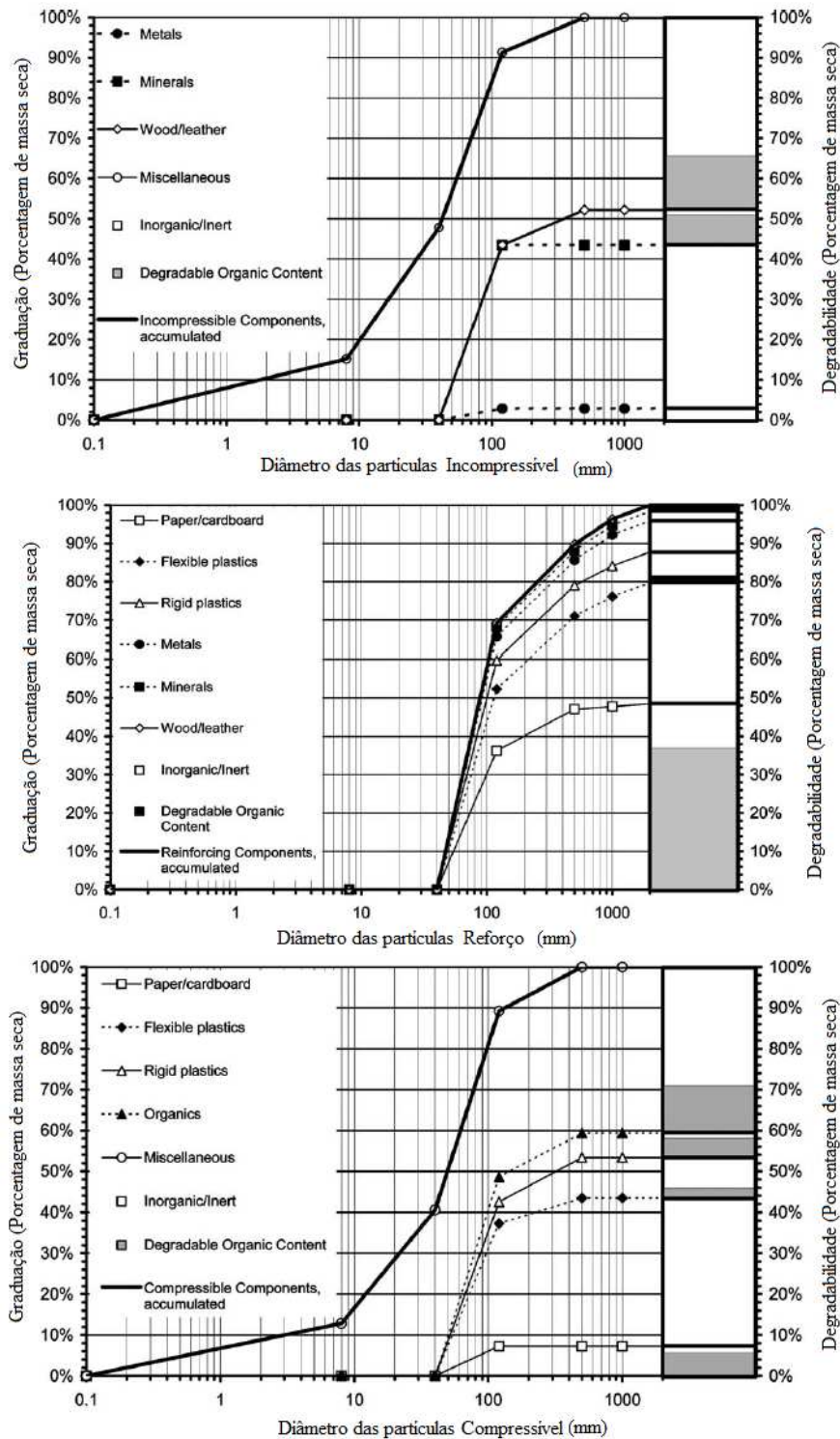


Figura 2.22 - Variação da distribuição granulométricas pela classificação mecânica. Fonte: Dixon & Langer (2006)

De forma semelhante ao apresentado por Kölsch, Dixon & Langer (2006), as curvas de distribuição podem ser apresentadas por três materiais, sendo possível, após longo período de tempo, observar a modificação ocasionada pelo processo de degradação dos materiais.

Na Figura 2.23, observa-se que 73 % dos materiais acumulados possuem dimensões superiores a 120 μm . A coluna a direita apresenta a porcentagem de material degradável e inorgânicos/inertes em cada um dos materiais definidos por Dixon & Langer (2006). Nesta figura é visto que o material 2 não apresenta nenhuma porção de substância degradável, de tal modo que, com o tempo este material não sofrerá alteração no seu tamanho.

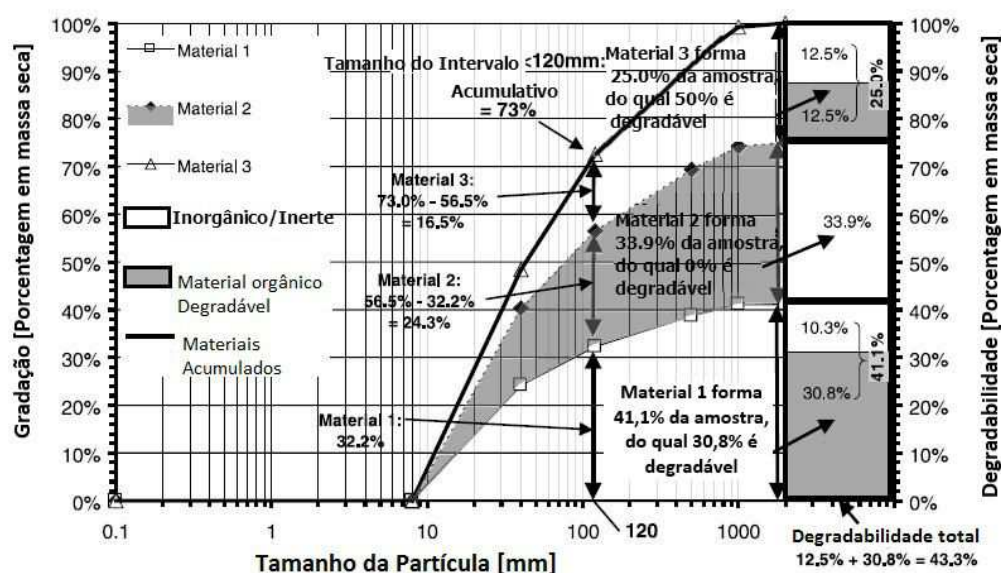


Figura 2.23 - Variação granulométrica dos RSU considerando aspectos relevantes. Fonte: Dixon & Langer (2006)

2.5.2 Características Químicas

A caracterização química dos RSU auxilia a compreensão desse material como um todo e dos processos de decomposição. Por não haver nenhuma normatização, para esse tipo de material, geralmente são adotadas as normas e procedimentos empregados para avaliação de lodo (*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*).

Os três parâmetros apresentados a seguir são os mais avaliados, os demais são requeridos para as análises mais detalhadas do conhecimento dos processos de degradação da fração orgânica dos resíduos.

- 1) Potencial de hidrogênio (pH): indica o teor de acidez ou alcalinidade do material;
- 2) Relação carbono/nitrogênio (C/N): indica o grau de decomposição da matéria orgânica do lixo nos processos de tratamento/disposição final;
- 3) Teor de matéria orgânica: indica a quantidade de matéria orgânica que é queimada durante o processo em relação à massa seca;
- 4) Demanda química de oxigênio (DQO): quantidade de oxigênio necessário para a oxidação química dos compostos (matéria orgânica) presente na amostra;
- 5) Demanda bioquímica de oxigênio (DBO): quantidade total de oxigênio requerido pelos microrganismos para a oxidação e estabilização da matéria orgânica biologicamente degradável;
- 6) Poder calorífico: indica a capacidade potencial de um material desprender determinada quantidade de calor quando submetido à queima;
- 7) Teor de lignina: materiais poliméricos que contém anéis aromáticos em grupamento metoxi (-OCH₃);
- 8) Determinação de metais, tais como: Pb, Zn, Cd, Hg, As, Cr, entre outros;

Análises elementares também podem ser requeridas na determinação de carbono (C), hidrogênio (H), nitrogênio (N), enxofre (S) e oxigênio (O). Estas constituem um método comum de caracterização da fração orgânica dos resíduos.

Tchobanoglous *et al.* (1993) descreveram quais as propriedades, em relação à composição química dos constituintes do resíduo sólido, que são atribuídas ao seu uso como combustível. São quatro, as propriedades, sendo “*proximate analysis*”; ponto de queima de cinzas; análise última e conteúdo de energia. A análise aproximada (*proximate analysis*) consiste em realizar 4 determinações: determinação do teor de umidade a 105 °C; teor de material combustível volátil a 950 °C; carbono fixo; e cinzas. Já a análise última (*ultimate analysis*) consiste em determinar os elementos típicos do material, como os anteriormente citados. Tais como: os teores de cinzas, matéria orgânica, carbono, nitrogênio, potássio, cálcio, fósforo, resíduo mineral total, resíduo mineral solúvel e gordura.

2.5.2.1 Potencial hidrogeniônico

O potencial hidrogeniônico indica o teor de acidez ou alcalinidade dos resíduos. Em geral, a faixa de pH está entre 5 e 7.

O princípio da medição eletrométrica do pH é a determinação da atividade iônica do hidrogênio, utilizando o eletrodo padrão de hidrogênio, que consiste em uma haste de platina sobre o qual o gás hidrogênio flui a uma pressão de 101 kPa.

O pH normalmente é determinado segundo recomendações da metodologia do *Standard Methods* (AWWA/APHA/WEF, 1998). A determinação do pH é feita eletrometricamente com a utilização de um pHmetro e eletrodos.

2.5.2.2 Relação carbono/nitrogênio

A relação carbono/nitrogênio indica o grau de decomposição da matéria orgânica do lixo nos processos de tratamento/disposição final. Em geral, essa relação está na ordem de 35/1 a 20/1.

2.5.2.3 Teor matéria orgânica (MO)

Knochenmus *et al.* (1998) afirmam que o teor de matéria orgânica afeta as propriedades físicas, químicas e mecânicas dos RSU, o que, por sua vez, interfere diretamente no comportamento geomecânico de uma aterro (Rocha, 2008).

Uma forma de acompanhamento da evolução da degradação dos RSU é o ensaio de calcinação, que fornece informações sobre o teor de MO. Assim como, por inferência a determinação do teor de carbono.

Existem outras formas de determinação da M.O.. Contudo, o método amplamente encontrado na literatura, de fácil execução, consiste em calcinar em mufla as amostras contidas em cápsulas de porcelana. Os resultados são obtidos pela diferença de massa antes e após a calcinação.

Ao submeterem às amostras nas temperaturas de calcinação mencionadas, a fração orgânica é oxidada, volatilizando parte da massa restando apenas a fração inerte.

Gomes *et al.* (2005) realizou análises para determinar o teor de material orgânico em temperatura de 450 °C em resíduos localizados tanto próximo a superfície quanto numa profundidade superior a 11 metros, sendo que nesta profundidade o resíduo possuía 3 anos de idade. Os resultados foram, respectivamente, 43 a 63 %; e 56 %.

2.5.2.4 Teor de sólidos voláteis (SV)

O teor de sólidos voláteis é, normalmente, obtido de maneira semelhante ao teor de M.O., excetuando a temperatura de calcinação. A porcentagem de sólidos que foram volatilizados representa uma estimativa do conteúdo de matéria orgânica biodegradável no resíduo ao passo que, os sólidos não voláteis, ou que não volatilizaram são considerados como fixos ou inertes.

Dados termogravimétricos de RSU encontrados na literatura (Egreja Filho, 1996, citado por Lange *et al.*, 2002) indicam que a 480 °C começa a ocorrer a queima total da amostra do resíduo sólido fresco, e a aproximadamente 666 °C pode-se garantir que todas as substâncias susceptíveis foram calcinadas.

Segundo Gomes (1989), citado por Carvalho (1999), através da determinação do teor de sólidos totais voláteis (STV) determina-se a porcentagem de cinzas e a quantidade de matéria orgânica existente no resíduo. Portanto, esse parâmetro pode ser um indicador de degradação do RSU ao longo do tempo. Um alto percentual de STV indica presença de muita matéria orgânica para ser degradada (RSU novo) e um baixo valor indica que o resíduo já passou por um acentuado processo de degradação.

O teor de SV ótimo para a ação microbiana está situado na faixa de 47 a 57 % (Alves, 2008).

Embora a temperatura de obtenção do teor de SV, na maioria dos estudos, seja de 550 °C, ainda pode haver diferença quanto ao teor de sólidos totais. Um exemplo destas variações pode ser contatado no trabalho de Carvalho (1999). O autor obteve, a partir da fração pastosa de resíduos triturados, o teor de SV utilizando inicialmente a secagem a 70 °C para, então, calcinar a temperatura a 600 °C por 2 horas, ou seja, de maneira geral, seu resultado apresentará uma diferença quando comparados a ensaios em que o procedimento estabelece secagem a 100 °C com queima a 550 °C.

Seguindo procedimento idêntico a Carvalho (1999), Machado *et al.* (2010) verificaram uma diminuição do teor de SV com a idade, onde foi observado uma acentuada diminuição nos primeiros 4 anos (Figura 2.24).

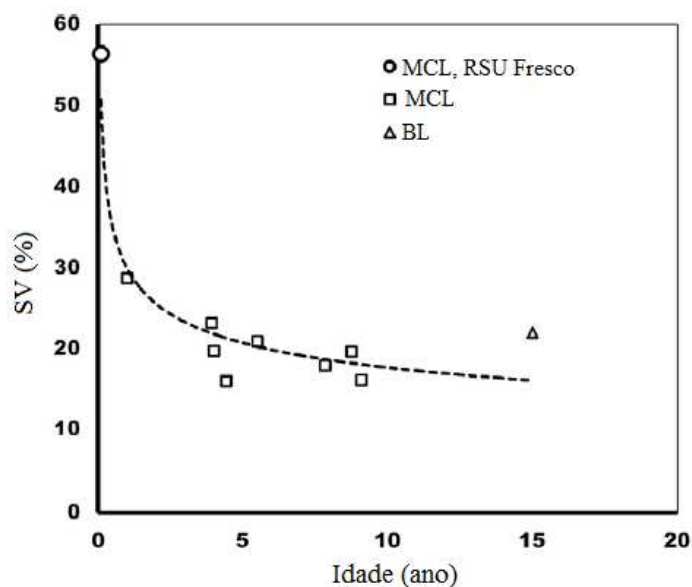


Figura 2.24 – Variação do teor de SV com a idade do RSU. Fonte: Machado *et al.* (2010)

Resultado semelhante ao obtida por Machado *et al.* (2010) foi verificado por Townsend *et al.* (1996), citado por (Samir, 2011). Esses obtiveram uma diminuição do teor de SV com a idade do resíduo, como mostra a Figura 2.25 e Figura 2.25.

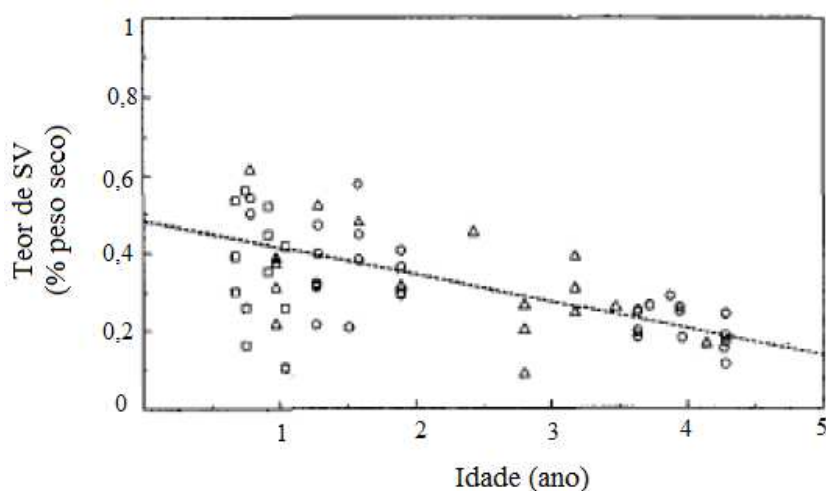


Figura 2.25 – Variação do teor de SV com a idade. Fonte: Samir (2011)

Laquidara *et al.* (1986), num estudo sobre a determinação do potencial da quantidade de gás em aterros sanitários, em amostra de 10 aterros, em coleta de material por perfuração a trado, encontraram valores de 45,3 % indicando que o material está num estado inicial de degradação.

Lee *et al.* (1993), estudando a produção de metano de amostras retiradas do aterro da cidade de Kwangju, República da Coreia, através de experimentos em reatores, com escala de laboratório, realizou 4 ensaios em paralelo de maneira que em cada um deles, a separação de alguns constituintes do resíduo são diferentes (Tabela 2-16). Para a mistura foi obtido valores de 59,5 %.

Tabela 2-16 - Variação do teor de SV para alguns constituintes do RSU

Reator	A	B	C	D
Principais materiais	Plástico Vinil Couro	Madeira Têxtil Papel	Restos alimentares	Mistura
Teor de SV (%)	60,5	74,1	69,0	59,5

Fonte: Modificado de Lee *et al.* (1993).

Para resíduos de processos aeróbicos de compostagem, localizado em Sumter, na Florida, onde foram processados com o emprego de processos mecânicos de remoção dos materiais ferrosos; remoção manual de alumínio e alguns plásticos; seguidos trituração e peneiramento grosso (2 – 10 cm), amostra deste material resultou em teores de sólidos voláteis em 79,7 % para o resíduo fresco, 84,1 % para o resíduo seco (Owens & Chynoweth, 1993).

Owens & Chynoweth (1993) obtiveram teores de SV de 87,9 % para o material coletado em Sumter; 92,5 % para o Levy-1 e 94,1 % para o Levy-2.

O teor de SV obtido a partir de amostras retiradas do Aterro de Muribeca, Pernambuco, variou entre 45 e 83 % em trabalhos realizados por Alves (2008) e de 55 a 98 % para os desenvolvidos por Melo (2010) que utilizou alguns dos constituintes dos resíduos deste aterro.

Nascimento (2007) obteve teores de SV para resíduos novos próximo a 55 %, dentro da faixa encontrada para resíduos do aterro de Muribeca. Porém, para resíduos com 4 anos de aterramento, o teor foi de 23 % de SV.

Em amostras com até 19 metros de profundidade, Gabr & Valero (1995), obtiveram teores de 33 %. Ainda que um pouco superior ao encontrado por Nascimento (2007), em resíduos com 4 anos, foi observado que com o passar do

tempo o teor tende a diminuir. Esta tendência não foi observada por Carvalho (1999), como pode ser observado na Figura 2.26.

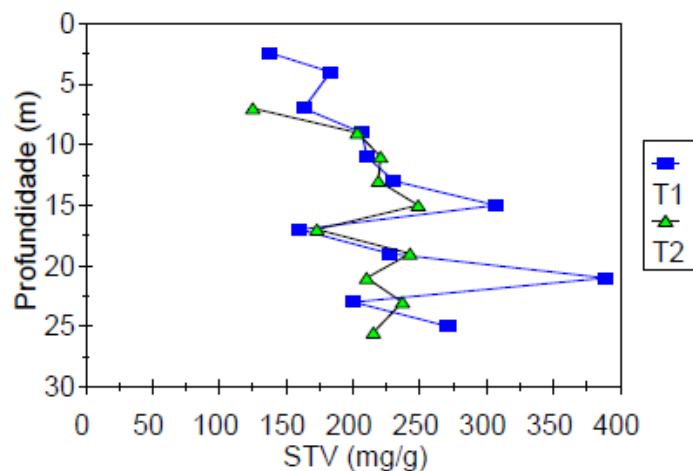


Figura 2.26 - Perfil do teor de SV com a profundidade. Fonte: Carvalho (1999)

Kelly (2002) relata que teores de SV menores que 20 % representam resíduos já estabilizados (Melo, 2010). Jucá (2003), citado por Rocha (2008), encontrou valores de 15 e 8 % para resíduos localizados a 3,5 e 23 metros de profundidade, respectivamente, no Aterro de Muribeca, Pernambuco. Fucale & Jucá (2007) encontraram valores de 10,5 % para resíduos com 12 e 15 anos em resíduos da Alemanha (Rocha, 2008). Rocha (2008) também encontrou valores próximos a 10 % para resíduos antigos. Estes valores, portanto, indicam e confirmam que o estado avançado de decomposição dos resíduos o teor de SV diminui.

Russo (2005) apresentou o perfil de teor de SV tanto para o material orgânico total quanto para a fração fina. Os valores encontrados para a matéria orgânica total estão em média entre 5 %, onde os valores máximos não ultrapassam 10 %. Já a fração fina, o maior valor foi de aproximadamente 2 %.

Schievano *et al.* (2008) avaliaram 46 amostras, num período de 8 meses, numa planta de biogás, na Universidade de Milão, na Itália, e os resultados de teor de SV apresentaram uma tendência de diminuição com o tempo, ainda que haja registros de ter ocorrido em alguns dias uma súbita diminuição seguida de um aumento. Os valores de SV no início estava entre 92 % e ao final dos 8 meses os valores passaram a ser de 71 %.

Redon *et al.* (2005) durante estudos com parâmetros de estabilização da atividade biológica de resíduos sólidos urbanos constataram uma redução da

matéria orgânica (através do teor de SV) de 36 % durante o tempo de tratamento biológico como apresentado pela Figura 2.27.

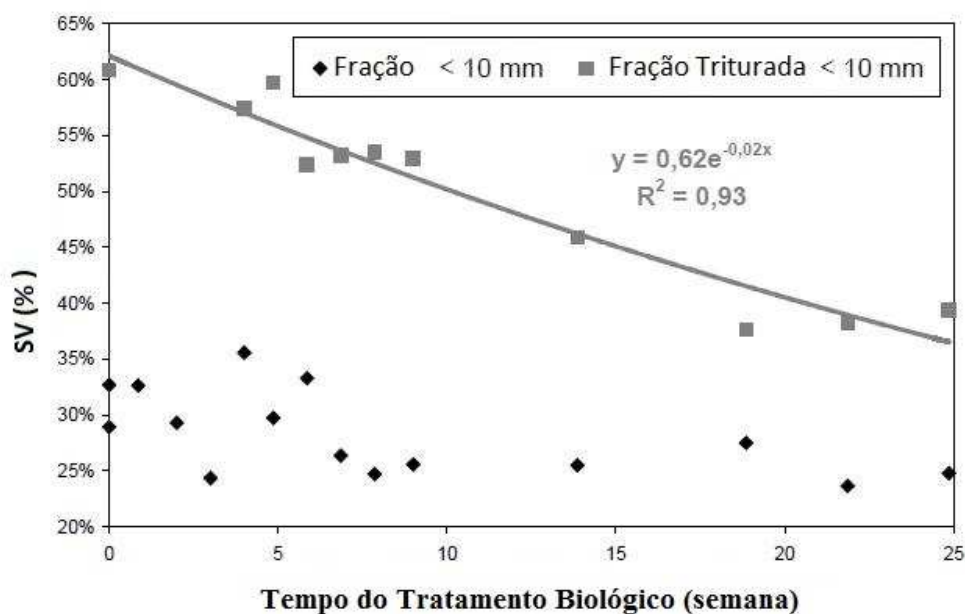


Figura 2.27 - Variação do teor de SV com o tempo durante um tratamento biológico. Fonte: Redon *et al.* (2005)

A partir de perfurações realizadas no Aterro de Denton, Texas, Samir (2011) obteve dois perfis com teores de SV. Nestes, não foi possível observar qualquer tendência em relação à profundidade/idade (Tabela 2-17), resultados estes em discordância com os apresentados por demais autores.

Tabela 2-17 – Teor de SV em relação a idade/profundidade

Furo B-70				Furo B-72			
Profundidade (ft)	Ano	Idade/Ano	SV (%)	Profundidade (ft)	Ano	Idade/Ano	SV (%)
10	2001	9	85,8	10	2001	9	8
20	1997	13	45,3	20	1999	11	20,2
30	1994	16	59,3	30	1997	13	42,6
40	1991	19	86,8	40	1994	16	83,9
50	1988	22	82,6	50	1991	19	77,7
60	1985	25	73,9	60	1989	21	82,8

Fonte: Samir (2011)

2.5.2.5 Poder calorífico

O RSU pode ser idealizado como uma combinação de materiais combustíveis semi-úmidos e materiais não combustíveis. Essa característica

química indica a capacidade potencial de um material desprender determinada quantidade de calor quando submetido à queima.

Influenciando assim a composição gravimétrica, por diversos fatores, tais como o número de habitantes, poder aquisitivo, grau de instrução escolar, hábitos e costumes da população, condições climáticas e sazonais, mudanças na política econômica do país e na política nacional de resíduos sólidos.

O poder calorífico do lixo domiciliar em média está na faixa de 5000 kcal/kg.

2.5.3 Características Biológicas

Embora as características biológicas possam ser muitas vezes consideradas apenas aquelas relacionadas com a população microbiana, Tchobanoglous *et al.* (1993) propuseram como integrantes destas características os compostos orgânicos que podem ser convertidos biologicamente.

Para o conhecimento da porção orgânica putrescível, tomando em consideração que alguns dos constituintes orgânicos podem ser considerados inertes, por não sofrerem degradação ou quase não degradarem, tais como o plástico, a borracha e o couro. Tchobanoglous *et al.* (1993) relataram os seguintes parâmetros para a caracterização da fração orgânica:

- a) Constituintes solúveis em água: açúcares, aminoácidos e diversos ácidos orgânicos (carboidratos não celulósicos);
- b) Hemicelulose: mistura de polímeros de hexoses, pentoses e ácidos urônicos que podem ser lineares ou ramificados, produtos de condensação de açúcares com 5 e 6 carbonos;
- c) Celulose: produto de condensação de glucose de açúcar com 6 carbonos;
- d) Lignina: material polimérico que contém anéis aromáticos com grupamento metoxi (-OCH₃);
- e) Proteínas: formadas por cadeias de aminoácidos.

Bayard *et al.* (2006), citado por Melo (2010), reformularam a caracterização proposta por Tchobanoglous *et al.* (1993), e descreveram o fracionamento bioquímico baseado nas propriedades químicas, como segue:

- a) Carboidratos: compostos solúveis não celulósicos, celulose, hemicelulose e lignina;
- b) Compostos lipídicos: ácidos graxos, esteróis e ceras;
- c) Compostos protéicos: peptídeos, polipeptídios e proteínas.

Uma estimativa do estado de decaimento do RSU pode ser obtida por ensaios como determinação do teor de SV, concentração de celulose e taxa de celulose-lignina (Bookter & Ham, 1982; Cossu *et al.*, 1999; citado por Röhrs *et al.*, 2003).

Na literatura, ainda existe outras propriedades, tais como:

- a) Biodegradabilidade da fração orgânica do RSU;
- b) Atividade respiratória;
- c) Potencial bioquímico de metano;
- d) Lisímetros.

Em relação ao estudo da população microbiana e dos agentes patogênicos presentes no lixo urbano, suas características físico-químicas permite que sejam discriminados os métodos de tratamento e disposição mais adequados. Contudo, a análise de populações de microrganismos em RSU é muito difícil, além de possui um custo elevado.

2.5.3.1 Teor de lignina (LG)

A biodegradabilidade pode ser avaliada tanto em termos do teor de SV como também pelo teor de lignina.

A lignina é um composto aromático polifenólico hidrofóbico (Colberg, 1988; Hendriks & Zeeman, 2009; citado por Labatut, 2012). Na madeira a lignina é um composto hidrofóbico, atuando como um material cimentante ou adesivo entre as fibras (Pettersen, 1984, citado por Melo, 2010). Esta intimamente ligada a carboidratos, não somente pelo entrelaçamento físico como pelas ligações químicas (Barrichelo & Brito, 1985, citado por Melo, 2010).

Samir (2011) aponta que pesquisas designadas na conversão metanogênica de componentes lignocelulolíticos, sugeriram que RSU contendo lignina a biodegradação metanogênica é reduzida.

Componentes como papéis e restos alimentares são considerados de rápida decomposição. Enquanto que a degradação da madeira é lenta. Isto, devido à estrutura cristalina da lignocelulose. Tuomela *et al.* (2000) menciona que a lignina é um importante constituinte da parede celular em plantas e promove força e resistência a degradação (Pueboobapaphan, 2007). Funoaka *et al.* (1990) afirmaram que devido à celulose ter sido cristalizada e coberta com a lignina, a hidrólise da madeira é lenta (Pueboobapaphan, 2007). A capacidade da lignina em resistir aos processos de degradação biológica e química permite uma proteção à celulose presente dentro de materiais lignocelulósicos (Cowling, 1975, citado por Stinson & Ham, 1995).

A presença de lignina pode inibir os processos de degradação da celulose por interferir na adesão dos micróbios ou na ligação das enzimas extracelulares que quebram a celulose (Hartley, 1982; Chenssen, 1982; citado por Stinson & Ham, 1995).

Normalmente, o conjunto lignina/celulose corresponde a 40 ou 50 % da fração orgânica dos resíduos que são responsáveis por 90 % do potencial de geração de metano (Barlaz *et al.*, 1989, citado por Melo, 2010). Sendo que a matriz de uma estrutura lignocelulose é principalmente composta por três biopolímeros, que são a celulose, hemicelulose e a lignina que estão fortemente interligados, além de incluir a pectina e a proteína, adicionando uma complexidade e resistência a degradação (Leschine, 1995, citado por Labatut, 2012). Segundo Angelidaki & Ahring (2000) a celulose e hemicelulose juntas compõe 63 a 78 % da estrutura lignocelulose, enquanto que a lignina possui de 15 a 38 % (Labatut, 2012).

Na madeira, 30 % do composto é lignina sendo o restante passível de ser degradado (Kollmann & Cote, 1968, citado por Fernandes, 2009).

Durante a decomposição do RSU, ocorre redução da taxa de SV e celulose, contudo há um aumento da taxa de lignina (Carvalho, 1999).

Hamada (2003) por sua vez apresentou os resultados de lignina em relação à porcentagem de sólidos voláteis. Os maiores valores foram obtidos para os jornais (22 %) e papelão (13 %), enquanto que os restos de poda e de alimentos foram inferiores, sendo respectivamente de 4 e 0,4 %.

Alves (2008) obteve teores de 10,4 e 16,4 % de lignina em RSU do aterro da Muribeca. A mesma quantidade de lignina foi encontrada por Pfeffer (1976), Barlaz (1989), Peres *et al.* (1992) e Barlaz & Ham (1993) (Alves, 2008).

Lamborn (2009) e Melo (2010) apresentaram uma compilação de dados da composição bioquímica tanto de frações de resíduos. Contudo, Melo (2010) apresenta ainda dados dos RSU tanto no estado *in natura* e no aterrado (Tabela 2-18).

Tabela 2-18 - Valores de teor de lignina

Material	Lignina (%)	Fonte
Restos de alimentos	11,4	Eleazer <i>et al.</i> (1997); Barlaz (2006); Barlaz (2008)
	8,32	Wang <i>et al.</i> (1997)
Gramma	28,4	Eleazer <i>et al.</i> (1997)
	21,6	Barlaz <i>et al.</i> (1997)
	32,6	Barlaz (2008)
Folhas	43,8	Eleazer <i>et al.</i> (1997); Barlaz (2008)
Galhos	32,6	Eleazer <i>et al.</i> (1997); Barlaz (2006); Barlaz (2008)
Sementes	22,5	Eleazer <i>et al.</i> (1997)
	22,1	Barlaz <i>et al.</i> (1997); Wang <i>et al.</i> (1997)
Jornal	25,1	Stinson & Ham (1995)
	23,9	Eleazer <i>et al.</i> (1997)
	22,1	Barlaz (2006); Chen <i>et al.</i> (2004)
Jornal reciclado	32,3	Chen <i>et al.</i> (2004)
Papel ofício	2,3	Eleazer <i>et al.</i> (1997); Barlaz (2008)
	0,93	Barlaz (2006)
Papel ofício reciclado	4,8	Chen <i>et al.</i> (2004)
Outros papéis	15,0	Eleazer <i>et al.</i> (1997); Barlaz (2006)
Papelão	20,8	Eleazer <i>et al.</i> (1997); Barlaz (2006)
Matéria orgânica	23,6	Melo (2010)
Papel/papelão	10,4	
Madeira e côco	21,3	
Resíduos de Jardim	29,0	
Têxteis	205,3	
Borracha e couro	67,5	
Sanitários	8,5	
Plásticos	36,5	
Lodo	22,7	
Resíduo <i>in natura</i>	13,4	
	15,2	Barlaz <i>et al.</i> (1990)
	12,5	Peres <i>et al.</i> (1992)
	27,3	Brummeler <i>et al.</i> (1991)
	19,0	Brummeler <i>et al.</i> (1993)
	11,0	El-Fadel (1997)
Resíduos escavados	22,1	Wang <i>et al.</i> (1997)
	22,5	Barlaz <i>et al.</i> (1989)

Fonte: Lamborn (2009) e Melo (2010).

Maciel & Jucá (2011) apresentam valores de 8,9 % pra resíduo fresco (com 15 dias), 11,4 % para resíduos com menos de 1 ano e 7 % para idade entre 12 a 15 anos. Pueboobapaphan (2007) realizaram pesquisas para determinar a composição de materiais tanto escavado de um aterro encerrado com idade de 20 anos quanto com material orgânico (resto alimentar, madeira e papel). O teor de lignina para o material escavado foi de 11,97 %, já para o material orgânico foram, respectivamente, 0,29, 24,9 e 5,25.

Mehta *et al.* (2002) perfuraram um aterro com 3 anos de operação em Yolo, na Califórnia/USA, e analisado os processos de decomposição obtiveram teores de lignina variando de 9 a 23 %.

Wang *et al.* (1994) escavaram, em 1990, um aterro em Berkeley, Califórnia em que recebeu resíduos entre 1969 a 1983. As amostras foram retiradas de 4 furos em profundidades de 3 em 3 metros. Os valores de lignina (Tabela 2-19) encontrados por estes pesquisadores foram bem superiores aos valores de outros estudos tanto para resíduos frescos quanto os antigos.

Tabela 2-19 - Variação do teor de lignina com a profundidade

Amostra	Localização	Profundidade (m)	Lignina (%)
1	A	3	85,6
2	A	6	73,2
3	A	7,5	76,9
4	A	9	77,2
5	B	6	70,9
6	B	9	75,3
7	B	12	84,5
8	C	3	85,2
9	C	9	72,1
10	D	3	68,2
11	D	9	72,0

Fonte: Wang *et al.* (1994).

2.5.3.2 Biodegradabilidade da fração orgânica do RSU

Esse parâmetro pode ser determinado através do conteúdo de sólidos voláteis (SV). Porém, esta determinação pode ser enganosa, já que alguns constituintes do RSU são altamente voláteis e possuem baixa biodegradabilidade. Uma alternativa é a sua determinação a partir da quantificação do conteúdo de lignina do resíduo, que pode ser dada pela expressão:

$$BF = 0,83 - 0,028 * LG$$

Equação 2-15

onde BF é a fração biodegradável dos sólidos voláteis; 0,83 é uma constante empírica; 0,028 é uma outra constante empírica; e LG é o conteúdo de lignina do SV expresso em porcentagem de peso seco.

2.5.3.3 Curva de Crescimento Bacteriano

Durante o crescimento ativo bacteriano as culturas crescem exponencialmente, aumentando em progressão geométrica, sendo este crescimento influenciado pela composição nutricional do meio e pelas condições físicas. Se o crescimento bacteriano ocorre num sistema fechado, ou seja, sem a entrada de novos nutrientes, assim como pela remoção de metabólitos gerados durante o processo, ocorre a exaustão do sistema. A população num sistema fechado é, portanto, balanceada, promovendo um aumento ordenado em todos os constituintes de cada célula microbiana. Quando a população máxima é atingida, a reprodução é inibida pela intoxicação com os produtos metabólitos gerados e/ou pela falta de nutrientes iniciando a morte celular (Melo, 2003, citado por Leite, 2008).

A curva de crescimento microbiano pode ser apresentada em função do tempo, esta possui características específicas para cada estágio de desenvolvimento bacteriano, podendo, ser dividida em 4 fases, tais como: fase lag, fase log, fase estacionária e fase de declínio (fase de morte celular), como visto na Figura 2.28.

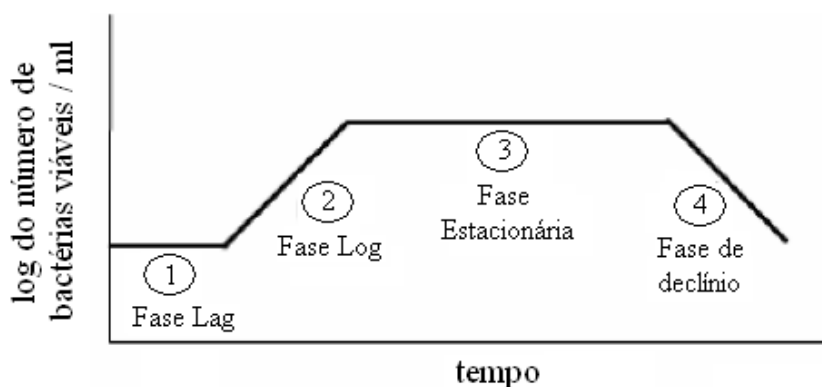


Figura 2.28 - Curva de crescimento bacteriano. Fonte: Tortora *et al.*, 2000, citado por Leite, 2008.

A Fase Lag é o período inicial, onde ocorre à adaptação microbiana ao ambiente imposto, nesta fase parece não haver crescimento. Os microrganismos se adaptam enzimaticamente às condições do ambiente (Leite, 2008).

A Fase Log ou exponencial é a fase subsequente, em que se inicia o processo de divisão celular, o que promove um crescimento exponencial ou logarítmico, culminando com o crescimento intenso com uma degradação biológica elevada. O gráfico logarítmico desta fase de crescimento é uma linha reta em razão do tempo de geração ser constante, constituindo o período de maior atividade metabólica. No entanto, nesta fase os microrganismos são particularmente sensíveis às mudanças ambientais (Leite, 2008).

Na Fase Estacionária, o crescimento exponencial diminui. Isto ocorre após a formação de um grande número de células. Tortora *et al.* (2000) afirmam que se uma bactéria se divide a cada 20 minutos, durante 25,5 horas, produzirá, teoricamente, uma população equivalente em peso a de um avião de 80.000 toneladas. Porém, este fato não ocorre, uma vez que o número de bactérias que morrem é igual ao que cresce. Portanto, não há crescimento evidente e a população se torna estável. Diversos fatores podem intervir nesta fase diminuindo a atividade microbiana, entre eles tem-se: o término de nutrientes, acúmulo de produtos de degradação, mudanças no pH que pode ser danosas às células (Leite, 2008).

A Fase de Morte Celular é o estágio final que irá ocorrer pela exaustão de nutrientes, promovendo o declínio ou morte celular, visto que o número de células mortas excede o de células viáveis. Nesta fase, o número de células continua diminuindo até existir uma fração ínfima do original e a população estável desaparece totalmente.

Algumas espécies bacterianas fazem este ciclo em poucas horas; outras, no entanto, podem permanecer com poucas células viáveis por um tempo indefinido. Vários são os fatores que determinam esta fase, entre eles estão a diminuição do substrato, subprodutos do metabolismo que se tornam tóxicos quando em altas concentrações, entre outros (Leite, 2008).

2.5.3.4 Ensaio biológico para a produção de biogás

O conhecimento da quantidade e da qualidade do biogás produzido em aterros sanitários é importante para avaliar as características dos sistemas de captação e o potencial de migração de gás, além de servir como um indicador da estabilização do local.

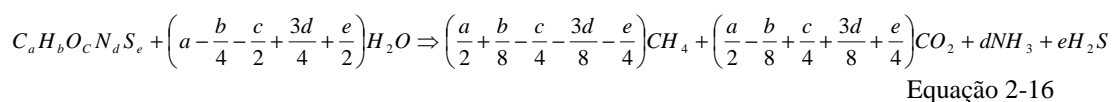
A qualidade do biogás depende de fatores como os sistemas microbiológicos, substratos que podem ser decompostos e das variáveis específicas de cada local. Nessa revisão, já foram mencionados, anteriormente, os fatores que estão relacionados com a qualidade do gás.

A estabilidade biológica dos resíduos sólidos é uma das principais questões relacionadas com a avaliação dos potenciais de emissões de gases a longo-prazo. Ela é tratada por alguns autores como sendo um estado de decaimento da quantidade de resíduos sólidos. Está relacionada tanto à redução da carga orgânica que pode permanecer ainda ao final do processo de digestão quanto ao aproveitamento energético do biogás. A redução da carga orgânica, estabelecida em leis, é conhecida como *European Landfill Directive*, EC/99/31.

Existem muitas formas de monitorar os processos de estabilização biológica, estudos realizados por Leikam & Stegmann (1997) tiveram sucesso usando a determinação da taxa de respiração. Na mesma época, a Áustria utilizava como parâmetro apenas os valores obtidos pela determinação do carbono orgânico total (TOC) e teor de sólidos voláteis e passou a incluir na sua legislação os parâmetros de atividade respiratória (AT_4) e a produção de biogás através de condições anaeróbias em 21 dias (GS_{21}) (Cossu & Raga, 2008).

O uso do índice de respiração tornou-se muito popular na Europa. Contudo, inúmeros estudos tem sido realizados para uma melhor compreensão e otimização do método (Binner, 2003, citado por Cossu & Raga, 2008). Outros autores têm conduzido seus estudos com a comparação dos índices de respiração com outros parâmetros relacionados à estabilidade do resíduo (Cossu & Raga, 2008).

Uma estimativa da quantidade de metano ou do potencial de biogás produzidos em aterros pode ser obtida pela equação apresentada por El-Fadel (1996), como:



Entretanto, é necessário o conhecimento da composição química do conjunto de resíduos em nível estequiométrico porque, ao estimar a produção de gás por esta equação, estará sendo considerada a conversão completa do material orgânico.

2.5.3.4.1 **Índice de Respiração**

O índice de respiração (AT₄), ou ensaio Sapromat, é considerado uma medida estática do consumo de oxigênio devido ao processo de degradação aeróbico num período de 4 dias. Binner & Zach. (1999) realizou o ensaio com duração de 7 a 10 dias. (Röhrs *et al.*, 2003). Esse ensaio é realizado em equipamento conhecido como Sapromat. O índice é a medida do oxigênio consumido pelos microrganismos que degradam a fração de material rapidamente biodegradável (Adani *et al.*, 2004, citado por Scaglia *et al.*, 2010).

O uso do índice de respiração tornou-se muito popular na Europa. Contudo, inúmeros estudos tem sido realizados para uma melhor compreensão e otimização do método (Binner, 2003, citado por Cossu & Raga, 2008). Outros têm conduzido para a comparação dos índices de respiração com outros parâmetros relacionados à estabilidade do resíduo (Cossu & Raga, 2008).

2.5.3.4.2 **Digestão Anaeróbica**

A aplicação de tecnologias em ensaios de digestão anaeróbica tem crescido mundialmente devido aos benefícios econômicos e ambientais.

Há inúmeras formas de avaliar a biodegradabilidade anaeróbia, que variam em termos de procedimentos, sistemas de medidas e resultados. E, podem ser, genericamente, simplificadas em três categorias independentes do equipamento usado para medida na biodegradabilidade anaeróbica (Zaman, 2010):

- a) análises químicas para quantificar a diminuição do substrato ou da formação de produtos intermediários ou finais;
- b) análise microbiológicas;

- c) determinações gasométricas para medida da quantidade de biogás produzido.

Nas análises do consumo de substratos ou de formação de produtos estão incluídas as técnicas de determinação de carbono orgânico dissolvido (DOC – *dissolved organic carbon*); demanda química de oxigênio (COD – *chemical oxygen demand*); quantificação do carbono orgânico total (TOC – *total organic carbon*); testes de datação de substância através de C^{14} ; ensaio de coenzima F_{420} (através de microscopia de autofluorescência UV azul-verde, que quantifica as metanogênicas que utilizam hidrogênio como viável).

As análises microbiológicas são baseadas na biologia molecular, onde através da identificação do RNA (*ribonucleic acid* ou ácido ribonucleico) ou seus genes correspondentes, é possível identificar a comunidade microbiana. Algumas destas técnicas são a clonagem do 16 S rDNA; eletroforese em gel com gradiente desnaturante (DGGE – *denaturant gradient gel electrophoresis*); hibridização fluorescente *in situ* (FISH – *Fluorescence in situ hybridization*). Estas técnicas foram descritas por Zaman (2010).

As técnicas que norteiam os métodos gasométricos incorporam equipamentos simples como:

- a) reatores com conteúdos associados;
- b) sistemas de quantificação de gás para determinar a quantidade de biogás produzido, resultante da atividade microbiana.

Os reatores para laboratório podem ser configurados para ensaios de batelada e para contínuos. Os reatores diferem em termos dos modos de alimentação (preenchimento), análises de efluentes e período do ensaio, que está associado à cinética. A cinética de reação é determinada conforme os objetivos do estudo.

Os reatores em batelada são caracterizados por serem sistemas fechados, onde não há nenhuma entrada ou saída de material durante o período de incubação. Se houver a necessidade de analisar algum efluente, um dos diversos reatores, que estão em atividade, será utilizado para tal procedimento, sendo este considerado representativo dos demais.

Os reatores contínuos são caracterizados por estarem num processo de agitação, com alimentação contínua com nutrientes essenciais para o crescimento microbiano. Além disto, uma porção do material contido no reator é continuamente removida e uma quantidade equivalente de material fresco é inserida. Estes reatores simulam operações em reatores anaeróbicos de grande escala (*full-scale*).

Os sistemas de quantificação de gás fazem determinações e tanto por meio de medidas volumétricas quanto manométricas. Na primeira, a pressão é mantida constante e na segunda, o volume é mantido constante, ao passo que a pressão sofrerá um aumento.

No método volumétrico é permitido o movimento do biogás produzido através de um sistema externo. A forma mais simples de quantificação foi introduzida inicialmente por Nottingham & Hungate, em 1969, e posteriormente por Owen *et al.* (1978). Nesta é inserida uma seringa no topo do reator e a sobrepressão gerada dentro deste promove uma expansão do pistão. Após o equilíbrio da pressão interna com a externa (atmosférica) é possível efetuar a leitura direta do volume de biogás, como visto na Figura 2.29.

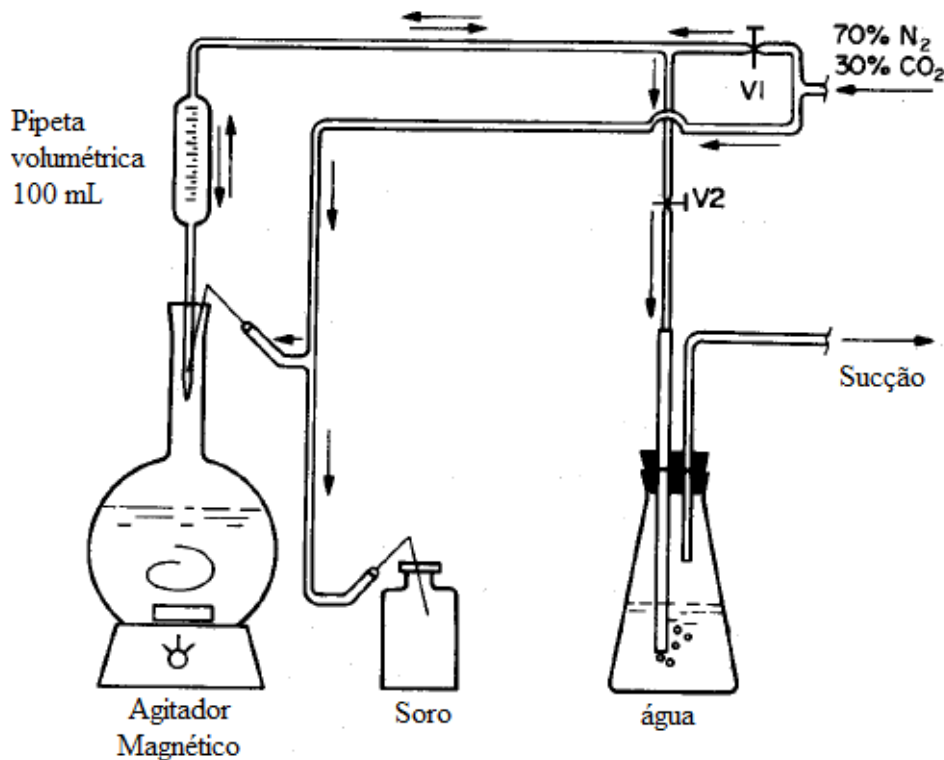


Figura 2.29 – Esquema para bio-ensaio anaeróbico. Fonte: Owen *et al.* (1978).

Uma alternativa para a medição é a determinação do deslocamento de um líquido. O eudiômetro é um exemplo padronizado de um método volumétrico “manual” deste conceito. A leitura é realizada num tubo de coleta de gás graduado, em que uma solução “barreira” é deslocada para um reservatório tanque. Esta técnica pode ser automatizada com o uso de um sensor. Kuss & Young (1992) desenvolveram um contador de bolhas que detectava a passagem de gás (Zaman, 2010). Liu *et al.* (2004) desenvolveu um sistema de detecção do nível do líquido, enquanto Smith & Stockle (2008), citado por Zaman (2010) utilizaram um contra-peso flutuante e um sensor de pressão para a determinação da produção de biogás.

Os métodos manométricos consistem em medir a pressão acumulada confinada dentro do reator. Tradicionalmente a pressão é aferida por um manômetro diferencial, mas Shelton & Tiedje (1984) utilizaram um transdutor de pressão (Karanjekar, 2012). Em 1996, Coates *et al.* utilizaram transdutores de pressão portáteis para determinar a atividade hidrogenotrófica em lodos anaeróbicos e encontraram um método compatível com as medições convencionais medições por cromatografia gasosa. Monitoramento semelhantes foi realizado por Angelidaki *et al.* (1998) (Zaman, 2010). Guwy (2004), que relatou algumas adversidades quanto ao uso dos sistemas automatizados, atribuídos aos problemas com o nível do reservatório, corrosão, complexidade com a solubilidade do CO₂ e crescimento de algas (Zaman, 2010).

2.5.3.5 Ensaio de Potencial Bioquímico de Metano

O ensaio de potencial bioquímico de metano (BMP) também é conhecido como potencial anaeróbico de biogaseificação (*Anaerobic Biogasification Potential* – ABP). Existem outros ensaios como os ensaios de fermentação, ensaio de potencial anaeróbico de biogaseificação (ABP) que são similares ao BMP.

O ensaio BMP foi definido como sendo a quantificação de uma substância biodegradável determinada pela produção acumulada de metano, para uma amostra incubada anaerobicamente num meio específico.

Esse ensaio pode ser reportado tanto pelo volume da amostra (m³ CH₄/m³ amostras), quanto pela massa (m³ CH₄/kg de amostra) ou ainda pelo conteúdo orgânico (m³ CH₄/kg COD). Inicialmente foi desenvolvido por Owen *et al.*, em

1979, que combinou as teorias e procedimentos de Warburg. A técnica de cultivo anaeróbico ocorre em garrafas de soro. O aparelho de Warbur mede a pressão de gás e vapor das reações bioquímicas. O princípio consiste em manter constante a temperatura e o volume, e que qualquer variação da quantidade de gás poderá ser medida pela mudança de pressão. O instrumento é composto por um frasco separável para colocar a amostra e está equipado com um ou mais braços laterais para adição de substâncias químicas e um manômetro que contém um líquido de densidade conhecida, conforme a Figura 2.30.

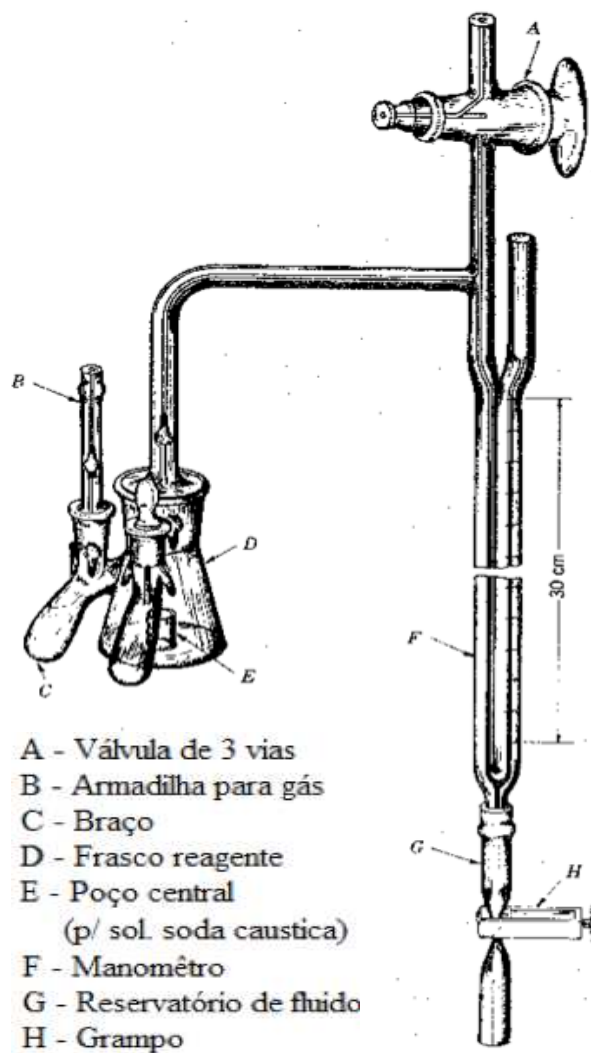


Figura 2.30 – Aparato de Warburg. Fonte: Zaman (2010)

Os ensaios de incubação são preferidos por serem realizados dentro de condições que evitam fenômenos tóxicos (Adani *et al.*, 2001; Scaglia & Anadi, 2008; citado por Scaglia *et al.*, 2010). Contudo, esta análise não é rotineira devido ao custo e o tempo necessário para execução, que consiste em colocar uma amostra de resíduos, selada em frasco com inóculo anaeróbio e água.

Normalmente a produção de gás é medida num período que pode variar de 21 dias (produção parcial de biogás) a 100 dias (produção total de biogás) (Binner & Zach, 1999; Adani *et al.*, 2001; Hansen *et al.*, 2004; citado por Scaglia *et al.*, 2010).

Os primeiros trabalhos com a aplicação de reatores em bateladas foram realizados por Brummeler & Koster, em 1989, ensaiando a fração orgânica de resíduos sólidos municipais. O equipamento consistia em frasco, de 6 litros, no qual o material foi colocado juntamente com água de torneira, um inóculo (semente – *seed*), uma solução tampão e o espaço vazio remanescente foi lavado com nitrogênio gasoso e incubado à 30 °C. O sistema de medição de gás para determinação do volume foi constituído de um saco plástico (Zaman, 2010).

Resultados de ensaios de batelada, nos quais pequenas quantidades de resíduos são incubadas sob condições anaeróbicas, têm sido publicados com algumas variações significativas em relação à amostra, ao inóculo e a técnicas de medição do gás (Owens *et al.*, 1993; Eleazer *et al.*, 1997; Owen *et al.*, 1979; Adani *et al.*, 2001; Harries *et al.*, 2001; Heerenklage & Stegmann, 2001; citado por Hansen *et al.*, 2004). Como cada uma destas variações é decorrente do enfoque utilizado, Hansen *et al.* (2004), baseando-se em alterações realizadas por Angelidaki & Ahring (1997), para estudos com resíduos com alto potencial de metano, executaram ensaios com mais de 100 amostras, por um período de 2 anos. As mudanças foram relativas à quantificação do potencial de metano em termos das CNTPs (STP: *Standard Temperatura and Pressure*); à promoção de homogeneizações extensivas; à incubação a 55 °C por 50 dias; à utilização de uma porção grande de inóculo, obtido de uma planta de biogás termofílica; e à determinação direta da quantidade de metano produzida, por cromatografia gasosa.

Owens & Chynoweth (1993) realizaram análises em amostra de RSU através do método modificado por Owen *et al.* (1978) nas quais amostras foram colocadas em frascos em um meio com nutrientes e metais traços e um inóculo. Os ensaios foram conduzidos sob atmosfera anaeróbica, composta por nitrogênio de dióxido de carbono (70/30 v/v), por 60 dias e temperatura de 35 °C.

Binner, *et al.*, (1999), citado por Röhrs *et al.* (2003), realizaram ensaios de incubação em condições anaeróbicas com a coleta de gás em um tubo eudiométrico. A avaliação do potencial de gás foi realizada em 90 dias, embora o

decaimento não estivesse completo até 240 dias. Esses autores relatam que o volume de gás medido dentro desse período é referente a apenas 10 a 60 % do valor medido em ensaios de incubação.

Devido ao longo tempo requerido para o ensaio em condições anaeróbicas, o índice de respiração torna-se normalmente o parâmetro mais utilizado. Portanto, diversas pesquisas têm como foco a obtenção de correlações entre o índice de respiração e o potencial de produção de gás, como as realizadas por Anonymous (2001), Cossu & Raga (2008), Ponsá *et al.* (2008), Wagland *et al.* (2009) (Scanglia *et al.*, 2010).

Como pode ser observado, inúmeros são os trabalhos realizados na obtenção do potencial último de metano, por ser um parâmetro fundamental na avaliação do projeto, manejo e questões econômicas da implantação de processos de digestão anaeróbica em grande escala. Assim, nos últimos 30 anos uma gama de artigos científicos com ensaios de potencial de bio-metano (BMP), com substratos de diferentes origens, foram publicados. Os números indicam que houve um aumento de artigos, de 10 vezes entre os anos de 1991 para o de 2007 (Angelidaki *et al.*, 2009). Ainda que o número de dados tenha aumentado, a comparação destes ainda é muito difícil, por haver uma variedade de equipamentos, condições ambientais e protocolos usados.

Muller *et al.* (2004) relataram que nos últimos 20 anos foram formulados diversos ensaios padrões (ISO) (Angelidaki *et al.*, 2009), que podem ser divididos em dois grupos. No primeiro estão os métodos ISO-14853/1999; ASTM D 5511/1994; ASTM 5210/1992; ASTM E 2170/2001; ISO 15473/2002, que analisam a biodegradabilidade anaeróbica de compostos químicos ou plásticos. No segundo estão a ISO 11734/1995; ISO/DIS 14853/1999; UK *Environmental Agency* de 2005, que analisam a biodegradabilidade de substratos orgânicos complexos e a produção de biogás. Angelidaki *et al.* (2009) afirmam que, ainda que estes métodos tenham sido apresentados em documentos oficiais, apresentam algumas inconsistências ou erros.

Assim, diante desta infinidade de diferenças que envolvem processos altamente complexos e dinâmicos, Angelidaki *et al.* (2009) propuseram um protocolo padrão que apresenta um guia básico na execução do ensaio BMP.

2.5.3.6

Método de medição de gás por ensaios anaeróbicos de batelada

O sistema de controle OxiTop® utiliza um manômetro em diversos frascos que incubam com agitação e em temperatura de 35 °C. Existem sistemas que são utilizados para a medição da biodegradabilidade, que está de acordo com a norma DIN EN 29408. Nestes, o CO₂ produzido é removido por meio de substâncias absorventes. Há ainda os que determinam a taxa de respiração e os que determinam o biogás produzido, sendo, este último muito semelhante ao primeiro que existe uma substância absorvente capaz de remover o CO₂ pela diferença de pressão indicando a concentração de metano.

Zaman (2010) apresenta uma compilação de resultados de ensaios de batelada para determinar o potencial de metano, como visto na Tabela 2-20, sendo possível observar as diferenças não somente na forma do equipamento e sua medição como também dos componentes como tipo de amostra, nutrientes e inóculos.

Tabela 2-20 – Ensaio de batelada

RSU	Tamanho do frasco (L)	Tamanho máx. das partículas (mm)	Nutrientes	Tampão	Inóculo	Método de medição de gás	Método do ensaio	Referências
Orgânico	0,12	2	sim	não	Crescimento lab.	Seringa	BMP	Lay <i>et al.</i> 1997
Vegetais e frutas	0,14	2	sim	não	Crescimento lab.	Seringa	BMP	Gunasselan 2004
Res. Alimentar	0,50	4	não	não	Crescimento lab.	Seringa	BMP	Heo <i>et al.</i> 2004
Resíduo sólido	0,64	3	sim	sim	Planta de tratamento de água	Seringa	BMP	Jeon <i>et al.</i> 2007
Resíduo de aterro	0,50	1,5	sim	não	Lodo anaeróbio	Deslocamento de água	BMP	Bilgili <i>et al.</i> 2009
Res. Alimentar	1,00	n/a	não	não	Planta de Tratamento de água	Deslocamento de água	Batelada	Zhang <i>et al.</i> 2007
Res. Restaurante	0,16	3	sim	não	Reator USAB	Descolamento de pressão	Batelada	Neves <i>et al.</i> 2008
Res. sólido	0,35	10	sim	sim	Lodo anaeróbio	n/a	Batelada	Bockreis <i>et al.</i> 2007
Resíduo de aterro	0,14	5,6	não	não	Planta de biogás de res. alimentar	Seringa	Batelada	Tojo <i>et al.</i> 2007
Fração orgânica de RSU	0,10	25	não	não	Crescimento lab.	Deslocamento de água	Batelada	Charles <i>et al.</i> 2009
Fração orgânica de RSU	1,14	n/a	não	sim	Crescimento lab.	Descolamento de pressão	OxiTop	Caffaz <i>et al.</i> 2007

Fonte: Zaman (2010)

2.6 Modelos para geração de biogás

Os modelos de emissão de metano são uma ferramenta que pode ser utilizada para estimar a taxa de geração de metano, a taxa de oxidação de metano e a emissão total de metano de aterros de resíduos (Palanathakumar, 1999).

Os modelos também podem ser utilizados para dimensionar os sistemas de coleta de gás, avaliar o beneficiamento do gás e controlar as emissões gasosas para o ambiente (Palanathakumar, 1999).

Segundo SCS Engineers (1997), na década de 1970 foi iniciado o desenvolvimento de modelos de previsão de recuperação de gases devido ao aumento da disposição de resíduos em aterros sanitários. Os primeiros modelos foram utilizados para a indústria de LFG, onde em 1973 os pesquisadores Farquhar e Rovers desenvolveram uma descrição qualitativa dos processos de geração de biogás em aterros. Nesta mesma década outros pesquisadores também desenvolveram processos para a predição do biogás.

Os modelos de previsão de produção de biogás para aterro sanitário podem ser classificados como modelos: intuitivos, reduzidos e numéricos (Guedes, 2007).

a) Métodos Intuitivos

Para estimar o volume de metano que é liberado em aterros, é comum adotar parâmetros pré-definidos. Sabe-se que este recurso pode tornar o cálculo bastante impreciso devido à sazonalidade climática, ao conteúdo de matéria orgânica, tipo de resíduo disposto, operação do aterro, dentre outras, ou seja, a imprecisão decorre a má adoção de parâmetros.

b) Modelos Reduzidos

Consiste de uma célula fechada construída no campo, representando as condições do aterro, para posterior análise do biogás. O cálculo da emissão total é baseado na quantidade de gás produzido pelo volume de lixo utilizado.

c) Modelos numéricos para o cálculo da geração do gás

Dentre os modelos numéricos mais utilizados para se estimar o potencial de produção de gás destacam-se tanto os empíricos como os que consideram os processos microbianos de degradação dos resíduos. Esses podem considerar a degradação constante ao longo do tempo (ex: modelos de ordem zero) ou ser variável no tempo, assumindo uma cinética de primeira ordem (ex: modelos de primeira ordem).

Dentre os modelos analíticos, o de Monod é um exemplo. Esse prevê a atuação dos processos microbianos considerando diferentes condições de temperatura, nutrientes e biológicas. Tal modelo não pode ser efetivamente aplicado para aterros, pois em campo as condições de contorno não são impostas, havendo inúmeras flutuações e modificações conforme ocorrem às reações.

Uma forma de estimar a produção de biogás é baseada na determinação das diferentes frações que compõem a massa de resíduo sólido. As frações mais facilmente decompostas são as que definem a quantidade de biogás que pode ser produzida por unidade de volume de resíduo, enquanto a fração inorgânica não é levada em conta nessa estimativa, por não produzir biogás durante sua decomposição.

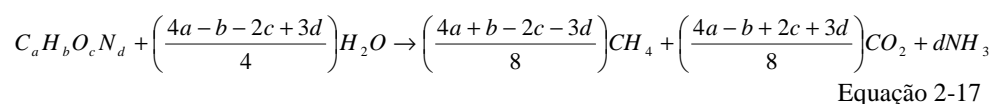
Existem muitos modelos que propõem uma forma de estimar a geração de gases, El-Fadel *et al.* (1997) relataram que os modelos de simulação de aterros podem ser classificados como:

- a) modelos de previsão de geração de biogás;
- b) modelos de transporte de gás na massa de resíduos;
- c) modelos combinados de geração e transporte de gás;
- d) modelos combinados de geração e transporte de gás e calor no aterro.

Na presente pesquisa alguns dos modelos existentes na literatura serão apresentados, sendo dispostos em 5 categorias, como: os modelos triangulares; os modelos de ordem zero; os modelos de primeira ordem; os modelos de segunda ordem e os modelos de biodegradação sequencial.

2.6.1 Modelo Triangular

Uma abordagem teórica para a determinação da produção de biogás foi apresentada por Tchobanoglous *et al.* (1993), que consideraram a estequiometria de reação de um material orgânico. O modelo apresentado por estes autores foi desenvolvido para determinar o volume de gás gerado a partir dos componentes lentamente e rapidamente biodegradáveis de resíduos e da constituição química de cada um dos seus elementos. O volume de gás estimado a partir da equação proposta Equação 2-17 que supõe a conversão completa dos resíduos orgânicos biodegradáveis em CO₂ e CH₄.



onde os índices a, b, c e d são estimados pela constituição típica de diversos componentes do resíduo doméstico.

Em geral, os materiais orgânicos presentes nos resíduos são divididos em duas classificações: a) materiais que se decompõem rapidamente (duração de três meses a cinco anos) e b) materiais que se decompõem lentamente (acima de 50 anos). Assim, supondo que a fórmula molecular para o material orgânico pudesse ser representada como sendo C₇₅H₁₂₂O₅₅N, que é uma forma de descrever a fração orgânica rapidamente biodegradável dos RSU, então a quantidade máxima gerada de gás de sólidos orgânicos biodegradáveis destruídos, produzido em condições ótimas, é de 8,75 kg/m³.

Esse modelo assume que as taxas anuais de decomposição para materiais rapidamente e lentamente decompostos são baseadas em um modelo de produção de gás. Nesse, a taxa pontual de produção é iniciada 1 a 5 anos depois de começar a geração de gás (Fernandes, 2009; Tchobanoglous *et al.*; 1993). A área debaixo do triângulo é igual a metade da base pela altura; onde a quantidade de gás procedente dos resíduos colocados durante o primeiro ano é igual a:

$$Total_de_gás_produzido = \frac{1}{2} base * altura$$

Equação 2-18

Ao somar o volume de gás produzido pelas porções de RSU rapidamente e lentamente biodegradáveis depositados em cada ano é obtida a quantidade total de gás produzido que está representado pela curva apresentada pela Figura 2.31.

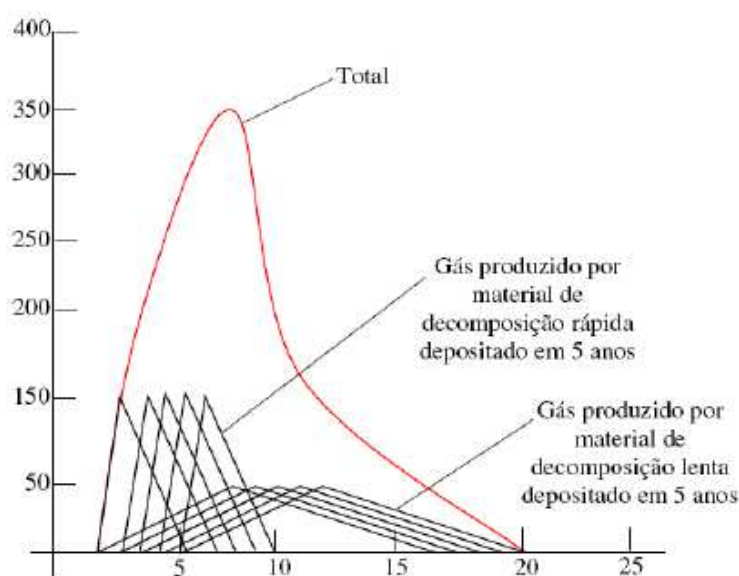


Figura 2.31 – Representação da produção de materiais orgânicos de rápida e lenta degradação num período de 5 anos. Fonte: Tchobanoglous *et al.* (1993)

2.6.2 Modelo de Ordem Zero

O modelo de ordem zero assume que a formação de gás é constante durante todo o tempo, ou seja, a taxa de reação do modelo de ordem zero é independente da concentração de substrato que permanece para ser decomposto (Ham & Barlaz; 1987; El-Fadel *et al.*; 1997). Assim, nenhum efeito da idade do resíduo ou da concentração de substrato remanescente é incorporado ao processo de produção de gás.

Segundo Ham & Barlaz (1987), muitos aterros produzem gás de acordo com a equação de zero ordem, pelo menos durante o período mais ativo de geração de gás. Uma equação que representa a reação do modelo de zero ordem foi apresentada por El-Fadel *et al.* (1997) como:

$$\frac{dS}{dt} = \frac{1}{Y} (\mu_m - K_d) X \quad \text{com } S \gg K_s \quad \text{Equação 2-19}$$

onde S é a concentração de substrato limitante [mg/L]; Y é o coeficiente de rendimento celular [mg de célula sintetizada/mg de substrato utilizado]; μ_m é a taxa de crescimento específico máximo [1/dia]; K_d é a constante de meia saturação (*half saturation constant*) [mg/L]; e X é a concentração da população microbiana [mg/L].

Outros modelos que também consideram a cinética de reação de zero ordem foram propostos, como o modelo *Solid Waste Association of North America* (SWANA), da SCS Engineers, em 1997, dado por:

$$Q = \frac{ML_0}{(t_0 - t_f)} \quad \text{para } t_0 < t < t_f \quad \text{Equação 2-20}$$

onde Q é a taxa de geração de metano [m³/ano]; M é a massa de resíduo colocado no aterro [kg]; L_0 é o potencial de geração de metano [m³/kg]; t é o tempo [ano]; t_0 é o tempo lag [ano]; e t_f é o tempo no ponto final da geração de gás [ano].

Nesse modelo, os parâmetros que podem ser ajustados para otimizar sua resposta, a partir de dados de campo, são t_0 e t_f , que não passa de ser o intervalo de tempo entre o tempo de decomposição ao qual o resíduo esta sendo submetido (SCS Engineers, 1997).

Os parâmetros sensíveis são o L_0 e o t . A Figura 2.32 apresenta a variação do primeiro parâmetro para a geração de metano, enquanto que a Figura 2.33 apresenta a variação da geração de metano em relação à variação do tempo.

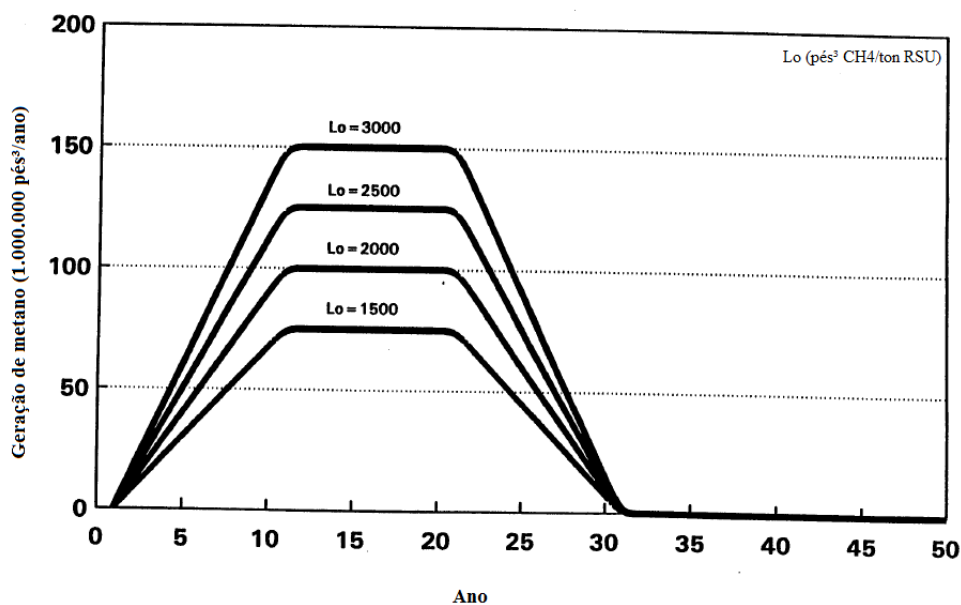


Figura 2.32 – Variação do parâmetro L_0 para o modelo de zero ordem. Fonte: SCS Engineers (1997)

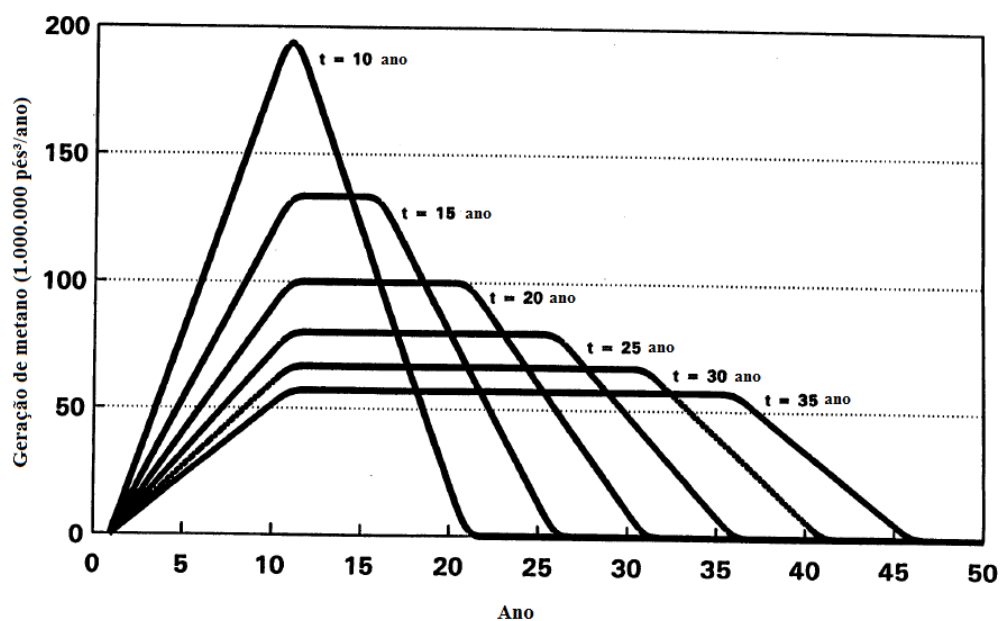


Figura 2.33 – Variação do parâmetro t para o modelo de zero ordem. Fonte: SCS Engineers (1997)

Nos gráficos apresentados acima foi identificado claramente a relação destes dois parâmetros, onde quanto maior L_0 maior é a geração de metano, e o inverso ocorre para o parâmetro tempo.

Oonk & Boom (1995) validaram e determinaram parâmetros a partir de aterros Alemães, propondo a seguinte equação:

$$Q_{LFG} = 1,87 * \zeta * k_0 * M \quad \text{Equação 2-21}$$

onde Q_{LFG} é a formação de biogás [m^3 LFG/ano]; ζ é o fator de geração; M é a quantidade de resíduo [kg]; e k_0 é a constante de degradação do resíduo [kg C/ano]; e fator 1,87 tem dimensão de m^3 por kg.

O IPCC (1996) também propôs um modelo de zero ordem, Tier 1, sendo dado por:

$$Q_{CH_4} = M * L_0 \quad \text{Equação 2-22}$$

onde Q_{CH_4} é a geração anual de metano [m^3 /ano]; M é a quantidade anual de resíduo [kg/ano]; e L_0 é o potencial de geração de metano [$kg\ CH_4 / kg_{\text{resíduo}}$].

O valor de L_0 pode ser calculado através dos seguintes parâmetros:

$$L_0 = MCF * DOC * DOC_F * F * \frac{16}{12} \quad \text{Equação 2-23}$$

onde MCF é o fator de correção do metano [adimensional]; DOC é o carbono orgânico degradável [kg de C/ kg de resíduo]; DOC_F é a fração do DOC transformado em biogás [%]; e F é a concentração de metano no biogás [%].

Esses modelos de zero ordem que foram apresentados por diversos autores possuem uma semelhança entre si por considerarem uma constante que é a variável relacionada à matéria orgânica.

2.6.3 Modelo de Primeira Ordem

Os modelos de primeira ordem passaram a incorporar o efeito da idade do resíduo na produção de gás. Esses assumem que a degradação dos resíduos é governada por um modelo de cinética de primeira ordem, no qual a taxa de geração

de gás diminui exponencialmente para cada quantidade de resíduo, e a velocidade de produção de biogás é proporcional à velocidade de degradação do substrato (Dormusoglu *et al.* 2005; Gandolla *et al.* 1997; citado por Maciel, 2009).

O modelo de primeira ordem pode ser representado pela Equação 2-24.

$$Q = ML_0ke^{-k(t-t_0)} \quad \text{Equação 2-24}$$

Onde k é a taxa constante de primeira ordem [1/ano]; Q é a taxa de geração de metano [m^3/ano]; L_0 é o potencial de geração de metano por unidade de massa [$\text{m}^3/\text{kg}_{\text{resíduo}}$]; e M é a massa de resíduo disposto no aterro [kg].

Nesse modelo, os parâmetros que podem ser ajustados a fim de obter o melhor ajuste aos dados de campo são k e t_0 (SCS Engineers, 1997).

Os parâmetros sensíveis são o L_0 e o k . A Figura 2.34 apresenta a variação do primeiro parâmetro para a geração de metano, sendo observado como é alterada a curva de produção de gás quando o parâmetro L_0 varia, tendo um aumento de 100 vezes o pico de produção de gás num acréscimo de 1000 no valor de L_0 .

A Figura 2.35 apresenta a variação da geração de metano em relação à variação do parâmetro k .

Dos gráficos anteriores, o parâmetro L_0 tem uma relação direta com a geração de metano, enquanto que o segundo, o aumento de k eleva a geração de gás num menor intervalo de tempo, sendo observado que, quanto maior o valor de k maior é a taxa de queda da geração de metano. Esse parâmetro, diferente do outro, modifica a forma da curva após o pico.

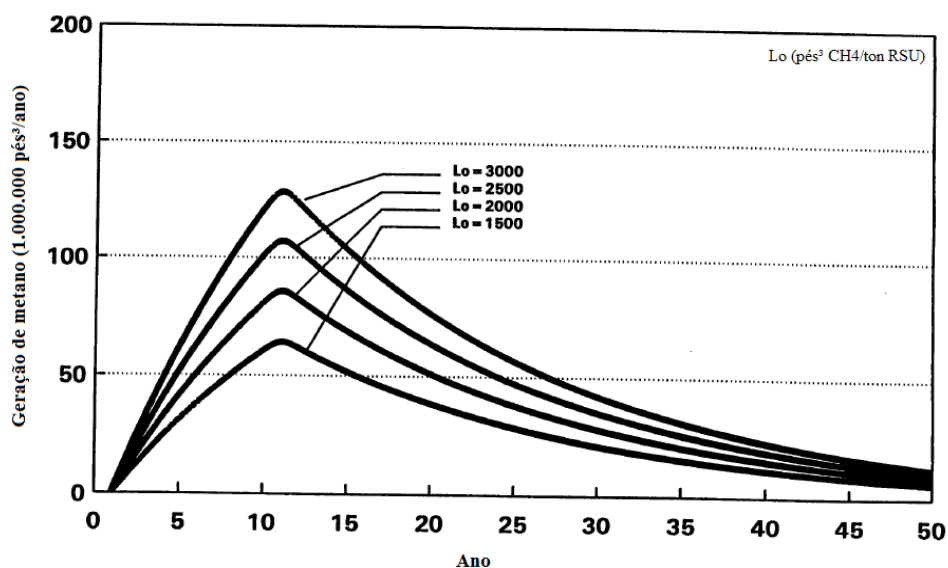


Figura 2.34 – Variação do parâmetro L_0 para o modelo de primeira ordem. Fonte: SCS Engineers (1997)

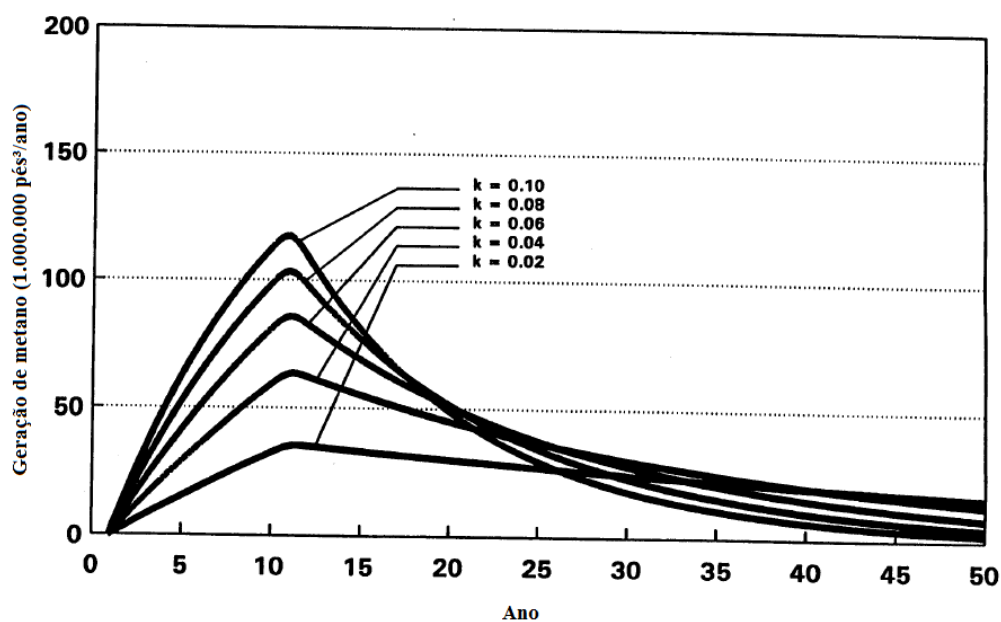


Figura 2.35 – Variação do parâmetro k para o modelo de primeira ordem. Fonte: SCS Engineers (1997)

Existem outros modelos de cinética de primeira ordem disponíveis na literatura, sendo um dos exemplo o modelo desenvolvido pela *Netherlands Organisation for Applied Scientific Research* (TNO) apresentado por Oonk & Boom (1995) e dado

pela Equação 2-25, que calcula a produção de biogás através do carbono orgânico degradável existente nos resíduos.

$$Q_{LFG} = 1,87 * \zeta * M * C_0 * k_1 * e^{-k_1 t} \quad \text{Equação 2-25}$$

onde Q_{LFG} é a formação de biogás [m^3 LFG/ano]; ζ é o fator de geração; M é a quantidade de resíduo [kg]; e k_1 é a constante de degradação do resíduo [1/ano]; C_0 é a quantidade de carbono orgânico no resíduo [kg/kg] e o fator 1,87 tem dimensão de m^3 por kg.

Segundo Oonk *et al.* (1994), citado por Braga (2011), esse modelo de previsão foi o primeiro que considerou os parâmetros a partir de dados reais provenientes de um conjunto extenso de aterros.

O modelo conhecido como *Scholl Canyon*, de 2003, é usado pelo Banco Mundial. Esse órgão apresenta uma metodologia para o cálculo de gás gerado por RSU para projetos na América Latina e Caribe, adotando-o com um único estágio, considerando o comportamento cinético de primeira ordem para descrever o consumo de oxigênio em solução de oxigênio diluído pela bactéria usando a matéria orgânica solúvel como substrato. A fase lag é negligenciável, o qual resulta num pico de geração de metano imediato.

A derivação deste modelo, para massas colocadas, é descrito na Equação 2-26.

$$-\frac{dG}{dt} = kG \quad \text{Equação 2-26}$$

onde G é o volume de metano remanescente a ser produzido após um tempo t .

Integrando a equação tem-se:

$$G = G_0 e^{-kt} \quad \text{Equação 2-27}$$

$$V = G_0 - G = G_0 (1 - e^{-kt}) \quad \text{Equação 2-28}$$

onde G_0 é o volume de metano remanescente a ser produzido no tempo $t=0$; e V é o volume acumulativo de metano produzido no tempo t .

A taxa total gerada é a soma da taxa gerada na sub-massa, tendo-se:

$$Q = kG = \sum_{i=1}^n r_i k_i G_{0i} e^{-k_i t_i} \quad \text{Equação 2-29}$$

onde n é o número de anos do resíduo disposto; r_i é a fração total de resíduo na sub-massa i ; k_i é a constante da taxa de geração de gás para a sub-massa i ; G_{0i} é o volume de metano remanescente a ser produzido no tempo $t=0$ para a sub-massa i ; e t_i é a idade do resíduo na seção colocada no i -ésimo ano.

Este modelo superestima a taxa de produção de gás por assumir condições ótimas anaeróbicas de conversão de matéria orgânica em metano e dióxido de carbono.

No ano de 1996, o IPCC apresentou um modelo de primeira ordem, Tier 2, dado por:

$$Emissões_{CH_4} = \left(\sum_x CH_4_{gerado_{x,t}} - R_T \right) * (1 - OX_T) \quad \text{Equação 2-30}$$

onde $Emissões_{CH_4}$ é a emissão de metano no ano T (Gg); T é o ano de registro/início; x é a categoria do resíduo ou o tipo de material; R_T é a recuperação de CH_4 no ano T (Gg); e OX_T é a fração de oxidação do CH_4 no ano T .

A US EPA apresenta duas metodologias para calcular os gases emitidos pela degradação de RSU que é dependente do tipo de exposição: a primeira para deposição sem controle, ou seja, lixões e a segunda, para disposição de RSU controladas em aterros sanitários.

O LandGEM é um modelo para emissões gasosas em aterros. O programa, lançado em 1991 por Thorneloe *et al.*. LandGEM foi baseado na equação da taxa de decomposição de primeira ordem. As seguintes entradas são requeridas para estimar a quantidade de gás gerado:

- o projeto de capacidade do aterro;
- a quantidade de resíduo colocado ou a taxa anualmente aceita;

- a taxa constante geração de metano (k) e o potencial de geração de metano (L_0);
- o número de anos de aceitação de resíduo.

$$Q = 2 \sum_{i=1}^n k L_0 M_i e^{-k t_i} \quad \text{Equação 2-31}$$

onde Q é a taxa de emissão de gás total metano [m^3 /ano]; n é o número de anos de resíduos colocados; k é a constante da taxa de geração de metano [1/ano]; L_0 é o potencial de geração de metano [$\text{m}^3/\text{kg}_{\text{resíduo}}$]; M_i é a massa de resíduos sólidos na seção colocada no ano i [kg]; t_i é a idade do resíduo na seção i.

Tanto o modelo do IPCC quanto o LandGEM serão descritos com maior detalhe no Capítulo 8. Nesse capítulo, a equação de LandGEM corresponde a última versão 3.02, que apresentou uma pequena modificação em relação a equação 2-24.

Tabasaran, em 1976, apresentou um modelo para o prognóstico de gases em aterros que considera como constante a decomposição do material. Algumas vezes pode ser descrito como modelo de Tabasaran & Rettenberger (1987) (Fricke *et al.*, 2007; Bräutigam *et al.* 2012).

A constante de decomposição, por sua vez, é uma parte de uma decomposição considerável de carbono orgânico e fornece uma informação relativa ao potencial de gás sob condições ótimas de decomposição (Fricke *et al.*, 2007). Segundo Fricke *et al.* (2007) esse modelo fornece volumes muito elevados de gás em comparação com os volumes reais.

O modelo de Tabasaran & Rettenberge é dado por:

$$G_{LFG} = G_0 (1 - e^{-k * t}) \quad \text{Equação 2-32}$$

$$G_0 = 1,868 * C_0 (0,014 * T + 0,28) \quad \text{Equação 2-33}$$

onde G_{LFG} é o volume de gás produzido até o ano t [$\text{m}^3/\text{kg}_{\text{resíduo}}$]; k é a constante de degradação [1/ano]; C_0 é a quantidade de carbono orgânico no resíduo [kg C/ $\text{kg}_{\text{resíduo}}$];

G_0 é o potencial de geração de LFG [$\text{m}^3/\text{kg}_{\text{resíduo}}$]; t é a idade do resíduo [ano]; T é a temperatura [$^{\circ}\text{C}$]; e o fator 1,868 é dado como sendo a transformação anaeróbica completa de 1 kg de carbono (TOC) formado sob condições normais, gerando 1,868 m^3 de gás.

Dos modelos de primeira ordem apresentados nota-se que diferem entre si por suas constantes de ajuste, considerando em ambos a função exponencial como representativa do decaimento da matéria orgânica. Como dado de entrada esses modelos consideram a massa que foi colocada no aterro, com exceção do modelo de Tabasaran que em vez de entrar com a massa total de resíduo, utiliza a quantidade de carbono orgânico presente nessa massa.

Diversos outros modelos tentando buscar um melhor ajuste aos comportamentos de determinados dados de geração de gás foram propostos considerando o decaimento de primeira ordem, mas, contudo, propondo alguns subterfúgios. Entre esses estão os modelos modificados de primeira ordem, multifase de primeira ordem, de Palos Verdes, de Sheldon Arleta, o Gasfill e o LFGGEN foram apresentados por Reinhart *et al.* (2005). A seguir alguns desses modelos serão apresentados.

O exemplo de modelo modificado de primeira ordem, que assume inicialmente uma baixa geração de metano que aumenta para um máximo antes de um declínio exponencial. A equação do modelo é representada pela Equação 2-34.

$$Q = ML_0 \frac{k + s}{s} [1 - e^{-s(t-t_0)}] k e^{-k(t-t_0)} \quad \text{Equação 2-34}$$

onde s é a taxa constante da fase de aumento de primeira ordem. Os demais parâmetros são iguais aos mencionados pelos outros modelos de primeira ordem, como foram descritos anteriormente.

Nesse modelo os parâmetros que podem ser modificados para obtenção de um melhor ajuste dos dados de campo são k , t_0 e s (SCS Engineers, 1997).

Outra proposta de modelos de primeira ordem são os modelos multifase. O modelo apresentado pela SCS Engineers (1997) é baseado no comportamento exponencial de primeira ordem Equação 2-24. Diferencia-se por considerar distintas

taxas de biodegradação das diferentes frações dos resíduos, pois cada fração possui uma taxa de decomposição.

A proposta de considerar o efeito multifásico dos resíduos é decorrente da alta taxa de geração de gás predita nos primeiros anos e prolongada formação até o final sendo representada pela Equação 2-35.

$$Q = ML_0 \left[F_r k_r e^{-k_r(t-t_0)} + F_s k_s e^{-k_s(t-t_0)} \right] \quad \text{Equação 2-35}$$

onde k_r é a constante de decaimento de primeira ordem para resíduos de decomposição rápida; k_s é a constante de decaimento de primeira ordem para resíduos de decomposição lenta; F_r é a fração de resíduo de decomposição rápida; e F_s é a fração de resíduo de decomposição lenta.

Nesse modelo os parâmetros que podem ser alterados para obtenção de um melhor ajuste aos dados de campo são k_r , k_s , t_0 , F_r e F_s (SCS Engineers, 1997).

Outro exemplo de modelo multifase foi apresentado pela empresa holandesa NV Alvalzorg, que considera oito categorias de resíduos e três frações relativas ao conteúdo orgânico que degrada em diferentes taxas (Braga, 2011). Essas três frações estão relacionadas ao tempo de degradação de cada resíduo orgânico, sendo os de degradação lenta, moderada e rápida.

O biogás pode ser calculado com cada fração independente uma da outra (Scharff & Jacob, 2006), pela Equação 2-36..

$$Q = \zeta * \sum_{i=1}^3 c * M * k_{1,i} * C_{0,i} * e^{-k_{1,i} * t_i} \quad \text{Equação 2-36}$$

onde ζ é o fator de fracionamento; i é a fração do resíduo com um taxa de degradação; c é o fator de conversão (com valor mínimo e máximo entre 0,70 e 0,74 m³ biogás/kg de material orgânico degradado; $C_{0,i}$ é a quantidade de matéria orgânica presente no resíduo [kg de matéria orgânica/kg de resíduo]; e $k_{1,i}$ é a taxa de degradação constante da fração i [1/ano].

O modelo GasSim é mais um exemplo de modelo multifase, foi desenvolvido pela *Goldier Associates* para a Agência Ambiental da Inglaterra e do País de Gales.

O módulo de emissão de gases assume que a degradação do resíduo ocorre pela aproximação da cinética de primeira ordem de sistema multifase. O principal fator limitante para taxa de produção de gás é a quantidade de substrato disponível. O modelo simula o estágio de degradação acetogênica, assumindo como aeróbica, onde 1 % do material sofre este processo e metanogênica, como sendo anaeróbica, onde 99 % do material passa por este processo.

O modelo GasSim considera três frações de resíduos degradáveis, como apresentado pelo modelo da empresa holandesa, e a quantidade de carbono convertida em biogás. A quantidade de carbono convertida em biogás é dada por:

$$C_t = C_0 - \left(C_{0,1} * e^{-k_1 * t} + C_{0,2} * e^{-k_2 * t} + C_{0,3} * e^{-k_3 * t} \right) \quad \text{Equação 2-37}$$

onde C_t é a massa de carbono degradável até o tempo t [kg]; e C_0 é a massa de carbono degradável no tempo zero [kg]; i é a fração de resíduo degradáveis (lenta, moderada ou rápida degradação); $C_{0,i}$ é a massa de carbono degradável no tempo zero para a fração i ; k_i é a constante de taxa de degradação da fração i [1/ano].

O modelo Francês EPER (Budka, 2003, citado por Scharff & Jacob, 2006) faz combinação de duas aproximações para estimar a emissão de metano. O modelo é dividido em dois cálculos:

- 1) Prognóstico de emissão de metano para células de aterro conectadas ao sistema de recuperação de LFG através de uso de dados de operação do aterro;
- 2) Prognósticos de emissões de metano das células não conectadas ao sistema de recuperação de LFG por um modelo convencional multi-fase.

A emissão de metano em células de aterro conectadas ao sistema de recuperação de LFG pode ser calculada como:

$$A = F * H * [CH_4] \quad \text{Equação 2-38}$$

onde A é a quantidade de recuperação de LFG [m³/ano]; F é a taxa de extração de LFG [m³/h]; H são as hora de operação anual do compressor [h]; e [CH₄] é a concentração de metano no LFG [%].

Esse modelo leva, ainda, em consideração a área superficial das células conectadas ao sistema de recuperação de LFG e qual o tipo de cobertura presente sobre as células, já que este tipo de cobertura determina a eficiência de recuperação. O modelo calcula a produção de metano levando em consideração a eficiência do processo de recuperação do gás, como:

$$P = \frac{A}{\eta} \quad \text{Equação 2-39}$$

onde P é a produção de metano [m³/ano]; e η é a eficiência de recuperação [%].

A formação de LFG das células de aterro que não estão conectadas ao sistema de recuperação é calculada por uma equação multifase, conforme o modelo proposto por ADEME e é representado pela equação dada como:

$$FE_{CH_4} = \sum_x FE_0 \left(\sum_{1,2,3} A_i * p_i * k_i * e^{-kt} \right) \quad \text{Equação 2-40}$$

onde FE_{CH₄} é a produção anual de metano [Nm³/ano]; FE₀ é o potencial de geração de LFG [m³ de CH₄/t de resíduos]; p_i é a fração de resíduos com taxa de degradação k_i [kg/kg de resíduo]; k_i é a taxa de degradação da fração i [1/ano]; t é a idade do resíduo [ano]; e A_i é o fator de normalização.

2.6.4 Modelo de Segunda Ordem

O modelo de segunda ordem considera um grande número de reações de primeira ordem com diferentes taxas para descrever reações complexas durante a degradação do resíduo (Weekman & Nace, 1970). Iniciando um sistema complexo de diferentes reações, a geração de gás em aterros pode ser modelada usando o modelo cinético de segunda ordem.

Oonk *et al.* (1994) propuseram a Equação 2-41 para simular o comportamento de geração de gases provenientes de RSU.

$$Q = 1,87 * \zeta * A * k_2 * \left(\frac{C_0}{k_2 * C_{0(t+1)}} \right)^2 \quad \text{Equação 2-41}$$

onde Q é a formação do gás em um dado tempo [m³/ano]; ζ é o fator de dissimulação; A é a quantidade de resíduo depositado [t]; k_1 e k_2 são as taxas constantes de degradação [1/ano]; C_0 é a quantidade de carbono orgânico no resíduo [kg/t de resíduo]; $k_{1,i}$ é a taxa constante de degradação da fração i [1/ano]; e t é o tempo de deposição do resíduo [ano].

Os modelos apresentados por Oonk *et al.* (1994) e Oonk & Boom (1995) apresentam basicamente as mesmas constantes, variando a ordem assumida em cada um dos modelos esse modelo. Esse modelo não requer um grande número de parâmetros, ainda que apresente uma maior ordem que os mais amplamente usados.

2.6.5 Modelo de biodegradação sequencial

Existem diversos modelos que incorporam a cinética de Monod aos estágios sequenciais de biodegradação anaeróbica de materiais orgânicos.

O modelo de Monod e suas versões modificadas são os mais amplamente utilizados como o modelo de crescimento microbiano.

Monod postulou que a taxa de crescimento microbiano pode ser expresso como:

$$\frac{dX}{dt} = \mu_m \frac{SX}{K_s + S} - K_d X \quad \text{Equação 2-42}$$

$$\frac{dX}{dt} = Y \frac{dS}{dt} \quad \text{Equação 2-43}$$

onde X é a concentração da população microbiana [mg/L]; μ_m é a taxa de crescimento específico máximo [1/dia]; S é a concentração de substrato limitante [mg/L]; K_s é a

constante de meia saturação [mg/L]; K_d é a taxa de decaimento [1/dia]; Y é o coeficiente de rendimento [mg de células sintetizadas/ mg de substrato utilizado]; e t é o tempo.

As aplicações dos tipos de cinética de Monod requerem as definições do substrato e da população microbiana, além da seleção de valores da constante biocinética.

A validade da cinética de Monod para descrever o crescimento microbiano pode não ser o mais adequado, especialmente porque o modelo de Monod foi postulado para população microbiana homogênea limitada apenas por um substrato simples. A cinética do modelo é predominantemente usada para modelos de degradação de substrato solúvel e, portanto, é uma simplificação dos processos que ocorrem nos depósitos de resíduos.

O modelo MUG² foi desenvolvido na Universidade Federal do Paraná, no Brasil, por Hatitzreuter, e tem por objetivo a compreensão da dinâmica da população microbiana em relação à quantidade de matéria orgânica biodegradável disponível em aterros sanitários. O modelo assume que a atividade microbiana responsável pelo processo de biodegradação é descrita pelo modelo de Monod (Hatitzreuter, 2005; Otsuka & Dell'Avanzi, 2009).

A versatilidade do modelo proposto baseia-se em descrever a variação do processo de biodegradação, sob condições de laboratório e também de campo, de maneira que o comportamento do processo de biodegradação no campo pode ser estimado a partir de uma curva do processo de biodegradação pela massa do resíduo sólido obtida em laboratório. Tal relação (laboratório x campo) é obtida através da definição de fatores de escala α_1 e α_2 . Estes fatores correlacionam o tempo de laboratório com o do campo.

A taxa de volume de gás gerado está relacionada com a variação do processo de biodegradação através de um fator de geração de gás, como apresentado por:

$$\frac{\partial V_g}{\partial t} = k_g \frac{M_0}{e^{kc(\alpha_2 t - tm)} + e^{-kd(\alpha_2 t - tm)}} \quad \text{Equação 2-44}$$

onde V_g é o volume de gás gerado; k_g é a constante de geração de gás; t é o tempo [mês]; t_m é um tempo inicial de referência; k_c é a taxa de crescimento da microbiota; k_d é a taxa de decrescimento da microbiota; M_0 é a massa potencialmente metanogênica; α_1 e α_2 são os fatores de escala.

O parâmetro k_g é uma característica do lixo lançado no aterro. A magnitude de k_g é geralmente definida de forma subjetiva, não existindo um ensaio padronizado que o estime de forma confiável, devendo considerar as características peculiares do lixo e o local que está sendo depositado no aterro.

Uma adaptação ao modelo MUG² foi proposta por Pinto (2008) para prever a geração de lixiviados. Esse autor considerou as equações estequiométricas de um material orgânico (como a Equação 2-3) de material orgânico a processos de variação de massa total em aterro sanitário.

$$l(t) = k_1 \frac{M_0}{e^{kc(\beta_1 t - t_m)} + e^{-kd(\beta_2 t - t_m)}} \quad \text{Equação 2-45}$$

onde $l(t)$ é a função que representa a geração do l; β_1 e β_2 são os fatores de escala.

Por sua vez, Otsuka (2010) acoplou um modelo hiperbólico para estimar o comportamento mecânico do RSU. O modelo hiperbólico é descrito pela Equação 2-46.

$$\sigma = \frac{\varepsilon}{a + b\varepsilon} \quad \text{Equação 2-46}$$

onde $1/a$ é o módulo da tangente inicial (E_i); $1/b$ é a tensão última de resistência (σ_{ult}), que pode ser relacionada com a tensão de resistência de um ensaio de compressão triaxial em solos (S – pico de resistência).

A escolha desse modelo pelo autor foi baseado no comportamento do RSU como sendo normalmente adensado, muito embora não seja possível distinguir o comportamento elástico do plástico. Mas, como em seus estudos não foi observado picos de resistência em curvas de tensão *versus* deformação para esse material, tal modelo apresentou-se adequado.

No trabalho apresentado por esse autor estão as demonstrações de suas considerações para relacionar o comportamento tensão *versus* deformação com o tempo, pois a hipótese assumida é que o parâmetro de resistência varie com o tempo, isto porque o RSU ao ser degradado, sua resistência também é alterada com o tempo desse processo. Assim, usando a relação proposta por Janbu em 1963, que relaciona o módulo da tangente inicial com a tensão confinante, apresentada na Equação 2-47, e assumindo as hipóteses da variação do tempo, resulta na equação Equação 2-48.

$$E_i = k_j * P_0 * \left(\frac{\sigma_3}{P_0} \right)^n \quad \text{Equação 2-47}$$

onde E_i é o módulo da tangente inicial; k_j e n são os parâmetros adimensionais da equação de Janbu; e P_0 é a pressão de referência.

$$\frac{\partial E \tan}{\partial t} = \frac{\partial E_i}{\partial t} - \frac{2Rf * \sigma_d}{S^2} \left(S \frac{\partial E_i}{\partial t} - E_i \frac{\partial S}{\partial t} \right) + (Rf * \sigma_d)^2 * \frac{\left(S^2 \frac{\partial E_i}{\partial t} - E_i * 2 * S \frac{\partial S}{\partial t} \right)}{S^4} \quad \text{Equação 2-48}$$

Otsuka (2010) relata que seus resultados da implementação do modelo hiperbólico com a degradação para diferentes tensões de confinamento apresentaram semelhanças aos outros estudos com resíduos novos. Mas, que as taxas de degradação, a porcentagem de matéria orgânica e os carregamentos devem ser ainda comparados com resultados de campo para RSU.

O modelo MODUELO, proposto em 2002, é um programa para simulação dinâmica de situações reais em aterros de RSU e foi elaborado pelo Grupo de Engenharia Ambiental da Universidade de Cantabria, na Espanha. Este modelo baseia-se numa representação tridimensional do aterro, em células sobre as quais se desenvolve o histórico do lixo. Foi idealizado para simular determinados casos teóricos, experimentos de laboratório e certos aterros reais. O resultado dessas aplicações foi animador, mas revelou alguns aspectos que necessitaram de modificações, tais como a incorporação de um novo fenômeno hidrológico, a

remoção de alguns parâmetros chamados de “calibração pura” e o aprimoramento dos modelos de biodegradação. Portanto, as modificações na versão MODUELO 2, apresentadas por Cortázar & Monzón (2006), foram: efeito do *runoff*, a variação da condutividade hidráulica com a profundidade, a correção da expressão do fluxo interno e uma nova aproximação no balanço superficial hidrológico e a incorporação de um modelo de biodegradação.

O modelo considera o fluxo de água, o transporte advectivo de substâncias e os processos de degradação biológica. O modelo estima o fluxo de lixiviado e poluentes orgânicos, o volume e a composição de gás gerado através do tempo, como consequência do fluxo de água que percola pelo resíduo, e a degradação da matéria orgânica no aterro.

O módulo de biodegradabilidade do resíduo pode ser definido tanto pela fração global como também por seus componentes. Quando é assumida a fração global, somente a quantidade de massa rapidamente e lentamente biodegradável e suas formulas químicas globais são necessárias.

O potencial de aparecimento de compostos orgânicos não-degradáveis no lixiviado foi modelado por um fator de “arrasto” (f_{dr}). O parâmetro que descreve a degradação do material pelos microrganismos é o f_{ah} , que considera que parte do material pode ser hidrolisado em condições específicas no aterro. Este parâmetro varia entre 0 (quando o resíduo não será acessado pelos microrganismos e não sofrerá degradação) a 1 (quando todo o material será degradado).

O modelo para a degradação do resíduo considera a partir da umidade, a matéria orgânica dissolvida no lixiviado (expressa pelo conteúdo de C, H, N, O e S em forma de matéria biodegradável e não biodegradável, NH_3 procedente da degradação de nitrogênio orgânico e os parâmetros de DBO e DQO), que permanece como parte dos resíduos e em volume de biogás gerado, apresentado como CH_4 e CO_2 .

Os fenômenos de decomposição são simplificados em dois, ambos com cinética de primeira ordem: a dissolução da matéria orgânica sólida hidrolisável e a degradação biológica anaeróbia da matéria dissolvida biodegradável. A matéria que aparece contaminando o lixiviado é constituída por substâncias que foram

dissolvidas, porém não foram degradadas em biogás, por serem não-biodegradáveis ou por não ter transcorrido tempo suficiente.

A decomposição da matéria orgânica dissolvida (DMb) em gás (BM) segue uma cinética de primeira ordem com velocidade k_{bio} constante e igual para todas as substâncias biodegradáveis. Esse modelo considera as seguintes equações:

$$\Delta DMb_{gás}(k,t) = k_{bio} * DMb(k,t) * \Delta t \quad \text{Equação 2-49}$$

$$\Delta BM(t) = -\sum_k \Delta DMb_{gás}(k,t) \quad \text{Equação 2-50}$$

onde $\Delta DMb_{gás}(k,t)$ é o incremento no conteúdo de substância biodegradável dissolvida na célula k devido à conversão em biogás.

O modelo apresentado por El-Fadel *et al.*, em 1997, prevê a taxa de geração de gás, considerando o aterro como um bioreator de batelada e com cinética de crescimento bacteriano de Monod, considerando o postulado apresentado no conjunto de equações apresentado pela equações a seguir.

A dinâmica da decomposição anaeróbica é apresentada em estágios sequenciais, como segue:

$$\dot{C}_{(S)i} = -\sum_{i=1}^3 (K_{hi} C_{(S)i})$$

$$\dot{C}_{(aq)} = \sum_{i=1}^3 (K_{hi} C_{(S)i}) - \left(\frac{\mu_A}{Y_A} \right) \left(\frac{C_{(aq)}}{K_{SA} + C_{(aq)}} \right) C_{(XA)}$$

$$\dot{C}_{(XA)} = \left[\left(\frac{\mu_A C_{(aq)}}{K_{SA} + C_{(aq)}} \right) - K_{dA} \right] C_{(XA)}$$

$$\dot{C}_{(XM)} = \left[\left(\frac{\mu_M C_{(Ac)}}{K_{SM} + C_{(Ac)}} \right) - K_{dM} \right] C_{(XM)}$$

Equação 2-51

$$\dot{C}_{(Ac)} = Y_{HAc} \left[(1 - Y_A) \left(\frac{\mu_A}{Y_A} \right) \left(\frac{C_{(aq)}}{K_{SA} + C_{(aq)}} \right) + K_{dA} \right] C_{(XA)} + \left[\left(\frac{\mu_M}{Y_M} \right) \left(\frac{C_{(Ac)}}{K_{SM} + C_{(Ac)}} \right) \right] C_{(XM)}$$

$$\dot{C}_{(CH_4)} = Y_{CH_4} \left[(1 - Y_M) \left(\frac{\mu_M}{Y_M} \right) \left(\frac{C_{(Ac)}}{K_{SM} + C_{(Ac)}} \right) + K_{dM} \right] C_{(XM)}$$

$$\dot{C}_{(CO_2)} = (1 - Y_{HAc}) \left[(1 - Y_A) \left(\frac{\mu_A}{Y_A} \right) \left(\frac{C_{(aq)}}{K_{SA} + C_{(aq)}} \right) + K_{dA} \right] C_{(XA)} + (1 - Y_{CH_4}) \left[(1 - Y_M) \left(\frac{\mu_M}{Y_M} \right) \left(\frac{C_{(Ac)}}{K_{SM} + C_{(Ac)}} \right) \right] C_{(XM)}$$

onde K_{hi} é a taxa de hidrólise do constituinte do resíduo i [1/dia]; $C_{(S)i}$ é o carbono sólido [kg/m³]; $C_{(aq)}$ é o carbono aquoso [kg/m³]; $C_{(XA)}$ é a biomassa de carbono acidogênico [kg/m³]; $C_{(XM)}$ é a biomassa de carbono metanogênico [kg/m³]; $C_{(Ac)}$ é o carbono do ácido acético [kg/m³]; $C_{(CO_2)}$ é o carbono do dióxido de carbono [kg/m³]; $C_{(CH_4)}$ é o carbono do metano [kg/m³]; Y_A é a biomassa acidogênica formada por massa de carbono utilizado [kg/kg]; μ_A é a taxa de crescimento de biomassa específico acidogênico [1/dia]; K_{SA} é a constante de meia-saturação acidogênica [kg/m³]; K_{dA} é a taxa constante de decaimento da biomassa acidogênica [1/dia]; Y_M é a massa de biomassa metanogênica formada por massa de acetato utilizado [kg/kg]; μ_M é a taxa constante de crescimento máximo de biomassa metanogênica [kg/m³]; K_{SM} é a constante de meia-saturação da metanogênese [kg/m³]; K_{dM} é a taxa constante de decaimento da biomassa metanogênica [1/dia]; Y_{AC} é a fração de

produção de carbono do acetato formado [kg/kg]; e Y_{CH_4} é a fração da produção de carbono do metano formado.

O modelo LEAGA-I, apresentado por Lee *et al.* (1993) combina o modelo hidrológico da teoria de fluxo não saturado com o modelo de decomposição biológica.

Os principais parâmetros considerados como sendo os que influenciam a composição e produção da taxa de gás em aterros são:

- características do resíduo;
- matéria biodegradável (BDM);
- quantidade de umidade;
- população microbiana;
- densidade da compactação do resíduo;
- fatores do interior do aterro como pH da fase aquosa.

Por sua vez, o módulo biológico assumiu três passos, a hidrólise do substrato presente no resíduo, a formação de ácido e a formação de metano usando a equação cinética de Monod. A suposição do modelo é que a matéria biodegradável na fase sólida é hidrolizada para a fase líquida na taxa de hidrólise. Em geral, a constante da taxa de hidrólise (K_H) tem um efeito significativo na taxa de produção de gás na análise numérica.

$$\frac{d(BDM)}{dt} = -K_H (BDM) \quad \text{Equação 2-52}$$

onde BDM é a matéria biodegradável; e K_H é a taxa constante da hidrólise.

Os produtos da hidrólise são usados para o crescimento da biomassa acidogênica e formação de ácidos.

$$\frac{dS_{Hi}}{dt} = \frac{d(BDM)}{dt} - \frac{1}{Y_A} \frac{dX_A}{dt} + \frac{Q_i}{V} (S_{Hi-1} - S_{Hi}) \quad \text{Equação 2-53}$$

onde Y_A é o coeficiente de produção para a acidogênese; X_A é a biomassa acidogênica; e Q_i é a quantidade de água.

Para a biomassa de crescimento acidogênico e metanogênico, o modelo cinético de Monod é usado, a qual resulta nas seguintes equações:

$$\frac{dX_A}{dt} = \frac{\mu_A S_H X_A}{K_A + S_H} - K_{DA} X_A \quad \text{Equação 2-54}$$

$$\frac{dX_M}{dt} = \frac{\mu_M S_A X_M}{K_M + S_A} - K_{DM} X_M \quad \text{Equação 2-55}$$

onde μ_A é taxa de crescimento específico máximo da biomassa acidogênica; K_A é a taxa de crescimento da acidogênese; K_{DA} é a taxa de decaimento da acidogênese; μ_M é taxa de crescimento específico máximo da biomassa metanogênica; X_A é a biomassa metanogênica; K_M é a taxa de crescimento da metanogênese; S_A é a produção de ácido acético; e K_{DM} é a taxa de decaimento da metanogênica.

A produção de ácido acético é proporcional à biomassa acidogênica, e é dado por:

$$\frac{dS_{Ai}}{dt} = Y_{AC} \left(\frac{1}{Y_A} \mu_A \frac{S_H X_A}{K_A + S_H} \right) + Y_{AC} K_{DA} X_A - \frac{\mu_M}{Y_M} \frac{S_A X_M}{K_M + S_A} \quad \text{Equação 2-56}$$

onde Y_M é o coeficiente de produção para a metanogênese; Y_{AC} é o coeficiente de formação da fração de acetato de carbono.

A produção da taxa do gás metano é apresentada como:

$$\frac{dCH_4}{dt} = Y_{CH_4} (1 - Y_M) \frac{\mu_M}{Y_M} \frac{S_A}{K_{SM} + S_A} X_M + Y_{CH_4} K_{DM} X_M + Y_{CH_4/CO_2} \left[(1 - Y_M) \frac{\mu_M}{Y_M} \frac{S_A}{K_{SM} + S_A} + K_{DM} \right] X_M \quad \text{Equação 2-57}$$

onde Y_{CH_4/CO_2} é a taxa de conversão de CO_2 e CH_4 pela biomassa metanogênica utilizando o hidrogênio.

No intuito de validação do modelo, os dados da simulação numérica foram comparados com os resultados experimentais de um lisímetro.

O modelo GAS-HEAT (El-Fadel *et al.* 1996b) é baseado nos conceitos microbiológicos, químicos e físicos para simular a distribuição espacial e temporal da produção e transporte de biogás e calor no aterro sanitário. O objetivo do modelo foi realizado em duas etapas:

- 1) incorporação das equações de Halvadaki (1983) da dinâmica microbiana em multi-camada; transporte tempo-dependente e modelo de produção de gás (Findikakis & Leckie, 1997) (El-Fadel *et al.* 1996b);
- 2) desenvolvimento do modelo e geração e transporte de gás. O modelo de geração e transporte de calor inclui o efeito tempo dependente da retroalimentação (*feedback*) das propriedades químicas, biológicas e físicas do ecossistema.

Neste modelo estão incluídos alguns parâmetros como o pH, a taxa de hidrólise de diferentes constituintes do resíduo e as constantes biocinéticas de duas populações microbianas de ecossistemas simplificados com acidogênicas e metanogênicas. O crescimento populacional de cada microorganismo é caracterizado por quatro constantes biocinéticas, sendo adicionado dois outros coeficientes de produção que também foram utilizadas para completar a descrição do balanço de massa microbiano.

O modulo da componente biológica considera a dinâmica em termos da fonte de carbono orgânico. O balanço de massa acoplado com o modelo de Monod para crescimento microbiano.

$$\text{Balanço de Massa } \dot{C}_{(x)} = \dot{C}_{(x)}^g - \dot{C}_{(x)}^d \quad \text{Equação 2-58}$$

A aplicação do acoplamento do balanço de massa com o modelo Monod resulta em um conjunto de equações diferencial ordinária,

$$\frac{dC_{(S)i}}{dt} = -k_{hi} C_{(S)i} \quad C_{(S)i} + H_2O \Rightarrow C_{(aq)i} \quad \text{Equação 2-59}$$

onde k_{hi} é a taxa constante de hidrólise de primeira ordem do constituinte do resíduo i [1/dia]; $C_{(s)i}$ é a concentração de carbono orgânico sólido do constituinte do resíduo i [kg/m³]; e $C_{(aq)i}$ é a concentração de carbono orgânico aquoso do constituinte do resíduo i [kg/m³].

O modelo de Young, proposto em 1992, é uma representação matemática da incorporação de estágios sequenciais da biodegradação em aterros domésticos. Relações qualitativas foram apresentadas para descrever a taxa da conversão de massa entre os aterros e efeitos da evolução de gás.

Nesse modelo estão incluídas oito reações de degradação que correspondem a quatro etapas de decomposição. O resíduo é caracterizado inicialmente como uma mistura de quatro tipos de componentes: carboidratos, proteínas, gordura e material inerte. Os três primeiros são classificados em grupos de rapidamente, moderadamente e lentamente degradáveis. Na decomposição primária se agrupam as distintas vias de fermentação dos carboidratos, a degradação de proteínas e de gorduras, que são representadas pela cinética de primeira ordem tendo a constante cinética variável em função do pH, teor de umidade e temperatura dos resíduos como segue:

$$\frac{d(G_{ij})}{dt} = -v_j * \xi(T, pH, \phi) * G_{ij} \quad \text{Equação 2-60}$$

$$\xi(T, pH, \phi) = \frac{T * \phi * e^{[-(pH-7)^2 * \ln(\frac{4}{3})]}}{\phi_{\max} \left[1 + e^{\frac{T}{4-18}} \right]} \quad \text{Equação 2-61}$$

onde i é o tipo de resíduo (carboidrato, proteína, gorduras); j é a categoria do decaimento (rapidamente, moderadamente ou lentamente biodegradável); v_j é uma constante empírica que depende da categoria do tipo de resíduo [1/s]; T é a temperatura [°C]; ϕ é a fração de água existente; e ϕ_{\max} é o valor de água máximo ou saturado.

A decomposição secundária refere-se à acidogênese de açúcares e alcoóis formando os ácidos carboxílicos, e à acetogênese dos ácidos carboxílicos formando o

acetato e outros subprodutos. As fases acidogênicas e acetogênicas são representadas por equações de primeira ordem que segue, respectivamente:

$$\frac{dZ_b}{dt} = -\lambda_b Z_b \quad \text{Equação 2-62}$$

$$\frac{dX_a}{dt} = -\lambda_A X_{A \max} \left[0, \ln \left(\frac{Z_A}{Z_a Z_h^{4,63}} \right) \right] \quad \text{Equação 2-63}$$

onde λ_b é a constante cinética que depende do tempo de meia-vida do componente (pode ser igual a $8 \cdot 10^{-6} \text{ s}^{-1}$, com um tempo de meia-vida de 1 dia); Z_b é a concentração de glicose/álcool; Z_h é a concentração de hidrogênio dissolvido [mg/dm^3]; Z_a é a concentração de ácido acético dissolvido [mg/dm^3]; Z_A é a concentração de ácidos dissolvidos [mg/dm^3]; e X_a é a massa dissolvida de compostos ácidos no total do volume do aterro [mg/dm^3].

O modelo de produção de biogás em aterros proposto por Manna, Zanetti & Ganon (1999) leva em consideração a variação da temperatura no tempo e a profundidade, como também, a quantidade de adensamento.

Os parâmetros considerados são: a composição e umidade do resíduo, a variação da densidade do resíduo no tempo, e a temperatura do aterro.

Os autores assumem um teor de carbono orgânico efetivamente biodegradável, que é uma fração do conteúdo orgânico presente na quantidade total do resíduo utilizada na síntese celular pelas bactérias. A relação entre a fração de carbono orgânico e a fração total de carbono orgânico disponível no componente biodegradável i é estritamente relacionada aos valores de temperatura como segue:

$$w_i = [0,014(T_w - 273,15) + 0,28] w_{it} \quad \text{Equação 2-64}$$

onde w_i é o conteúdo de carbono biodegradável da fração i do resíduo; T_w é o valor da temperatura absoluta [K]; e w_{it} é o conteúdo de carbono orgânico total da fração i do resíduo.

Esta relação é válida apenas para valores de T_w superiores a 324,6 K (52 °C), sendo este o valor de temperatura ótimo para as bactérias anaeróbias termofílicas. Para valores superiores a 353,15 K (80 °C) o conteúdo de carbono biodegradável praticamente coincide com o conteúdo de carbono orgânico total, visto que a maioria dos microrganismos nessa temperatura tornam-se inativas.

O balanço térmico no modelo de produção de biogás foi realizado por meio de valores atribuídos ao calor específico (C_p) e à condutividade térmica (λ) relativos aos resíduos sólidos urbanos.

O modelo de produção de biogás aproxima o aterro sanitário a um reator de batelada (bioreator). A hipótese assumida para a cinética de reação anaeróbica é de uma reação de primeira ordem com relação ao conteúdo de carbono biodegradável (w_i) e o biogás acumulado no aterro é considerado negligenciado, assumindo uma boa recuperação do biogás pelos poços de captura. Os componentes dos resíduos envolvidos no processo de degradação anaeróbia são os carboidratos, as gorduras e as proteínas e o primeiro mecanismo desse processo são as hidrólises químicas e enzimáticas das substâncias orgânicas.

O modelo matemático que descreve o comportamento do aterro em três períodos de tempo diferentes é apresentado na Figura 2.36.

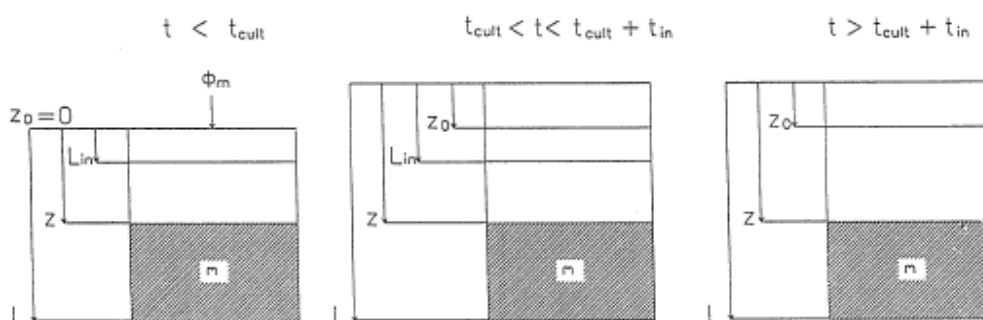


Figura 2.36 – Representação dos períodos de tempo assumidos pelo modelo. Fonte: Manna, Zanetti & Genon (1999).

No primeiro período de tempo $t < t_{cult}$, o resíduo foi descarregado nas células, assim, a profundidade do aterro foi aumentada em função do tempo ($L(t)$). A célula foi dividida em duas regiões: a região de inibição e a região de reação. Na região de

inibição, durante o tempo de residência $\tau < t_{in}$ e $0 < z < L_{in}(t)$, não ocorre reação e na região de reação $L_{in}(t) < z < L(t)$, está envolvida na produção de biogás.

No segundo período de tempo $t_{cult} < t < t_{cult} + t_{in}$, a deposição no aterro é finalizada e uma camada de argila é adicionada no topo da célula. A profundidade é constante e o aterro é dividido em três camadas: argila; região de inibição; e região de reação.

No terceiro período de tempo $t > t_{cult} + t_{in}$, existe uma reação de não inibição (L_{in}) porque cada camada do resíduo tem um tempo de residência que é maior que o tempo de inibição.

Como visto no item de 2.6, inúmeros são os modelos existentes a fim de estimar a geração de biogás, cada um com suas peculiaridades, considerando determinados parâmetros ou constantes que irão se ajustar a uma determinada realidade. Contudo, mesmo nos modelos mais complexos como os de biodegradação sequencial apresentam simplificações. Amini *et al.*(2012), citado por Karanjekar (2012), realizaram uma revisão dos estudos que tem comparado os diferentes modelos de geração de gases de aterros sanitários e observaram que a maioria dos modelos tendem a superestimar a geração de metano. O erro apresentado por alguns modelos pode ultrapassar em 1109 % os dados reais medidos, como podem ser observados na Tabela 2.21.

Tabela 2-21 – Desempenho de alguns modelos de geração de gases de aterros sanitários.

Estudo	Anos de medições	Modelo	Característica do aterro	k (1/ano)	L₀ (m³/g)	Erro (%)	Autor
Validação do modelo de geração de LFG	NA	EPER Alemão de Zero-ordem TNO Belga Scholl Canyon LandGEM	35 aterros no Canadá	0,023-0,056	90-128	-81 a 589	Thompson <i>et al.</i> 2009
Projeto de CDM pelo Banco Mundial	1-3	IPCC First-ordem LandGEM Dutch Multifase Scholl Canyon	6 aterros na América do Sul e Europa	0,014-0,28	68-102	-3 a 1109	Willumsen & Terraza 2007
Comparação dos modelos de emissão: um estudo de caso	NA	LandGEM ADEME UK GasSim IPCC Tier 2	4 aterros na França	0,04-0,50	44-170	-65 a 140	Ogor & Guerbois 2005
Recuperação de energia de gás: avaliação econômica e ambiental para um estudo de caso	NA	Scholl Canyon	Aterro Casa Rota, em Tuscany, na Itália	0,07-0,36	13-30	5	Corti <i>et al.</i> 2007

Fonte: Karanjekar (2012).