UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE ENERGIA E AMBIENTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENERGIA

CLAUBER BARÃO LEITE

**TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS COM APROVEITAMENTO
ENERGÉTICO: AVALIAÇÃO ECONÔMICA ENTRE AS TECNOLOGIAS DE
DIGESTÃO ANAERÓBIA E INCINERAÇÃO**

São Paulo

2016

CLAUBER BARÃO LEITE

**TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS COM
APROVEITAMENTO ENERGÉTICO: AVALIAÇÃO ECONÔMICA ENTRE
AS TECNOLOGIAS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA E INCINERAÇÃO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Energia do Instituto de Energia e Ambiente da
Universidade de São Paulo para obtenção do título de
Mestre em Ciências.

Orientadora: Prof^ª Dr^ª Virginia Parente

Versão Corrigida

São Paulo

2016

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

FICHA CATALOGRÁFICA

Leite, Clauber Barão.

Tratamento de resíduos sólidos urbanos com aproveitamento energético: avaliação econômica entre as tecnologias de digestão anaeróbia e incineração. / Clauber Barão Leite; orientadora: Virginia Parente. – São Paulo, 2016.

118.: il.; 30 cm.

Dissertação (Mestrado em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Energia – Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo

1. Resíduos sólidos. 2. Recursos energéticos. 3. Digestão anaeróbia. I. Título.

Nome: LEITE, Clauber Barão

Título: Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos com Aproveitamento Energético:
Avaliação Econômica entre as Tecnologias de Digestão Anaeróbia e Incineração

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Energia do Instituto de Energia
e Ambiente da Universidade de São Paulo
para obtenção do título de Mestre em
Ciências.

Aprovado em:

Banca Examinadora

Prof. Dr. _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

Assinatura: _____

Prof. Dr. _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

Assinatura: _____

Prof. Dr. _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

Assinatura: _____

Profª Drª Virginia Parente

Instituição: PPGE/USP

Presidente

Assinatura: _____

Agradecimentos

Muito tenho a agradecer, mas em primeiro lugar agradeço a Deus pelas oportunidades e pela graça de poder sempre seguir com firmeza meu caminho de vida. Também reafirmo a minha fé de que nunca estou só e, especialmente, sinto a presença de Nossa Senhora e do meu Anjo da Guarda, que certamente cuidarão sempre de mim.

O apoio de minha família também não pode ser esquecido. Sou muito grato aos meus pais, João Djalma Leite e Alda Barão Leite, que formaram a pessoa que sou, ensinaram-me e continuam me ensinando sobre a vida.

Também, sem dúvida, não esquecerei o apoio de minha esposa, Gláucia Mendel Leite, neste momento crítico da minha trajetória profissional. Reconheço o quanto ela se esforçou e sei que compreendeu bem as minhas ausências, sendo sempre muito companheira e solidária. Agradeço às minhas filhas, Manuela, Lorena e Beatriz, que, mesmo sem saber, me deram forças e motivos para perseverar.

Agradeço à Professora Virginia Parente, pela orientação e empatia em todos os momentos. Desde muito antes do meu ingresso até esses momentos finais. Serei sempre grato!

Agradeço à Universidade de São Paulo, e em especial ao Instituto de Energia e Ambiente, pelo excelente ambiente oferecido aos seus alunos, pelos profissionais qualificados que disponibiliza para nos ensinarem e pelos funcionários que dão suporte à nossa caminhada acadêmica.

Sou também grato ao Professor Célio Bermann, que me fez o primeiro convite para ingressar no Programa, por ocasião de um encontro profissional no ano de 2009.

Agradeço ao Programa de Recursos Humanos da Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (PRH-ANP04), pela bolsa concedida e pelo apoio durante esta jornada, especialmente aos Professores Edmilson Moutinho dos Santos e Hirdan Costa.

Agradeço também pelo suporte parcial do Projeto Fapesp – BG Research Centre for Gas Innovation, *grant* 2014/50279-4.

Ao Programa de Novos Talentos do Instituto de Pesquisa Tecnológica, sou grato pela bolsa complementar, especialmente ao Ademar Ushima, pelas revisões e indicações bibliográficas relevantes.

Ao Roberto Kishinami e ao Roberto Hukai sou também agradeço por contribuírem para o meu ingresso no Programa de Pós-Graduação em Energia.

Finalmente, agradeço à Elisabeth Grimberg e ao Instituto Polis, pelo aprendizado profissional e por me apresentarem a área de resíduos, que me trouxe a inspiração para este trabalho.

RESUMO

LEITE, Clauber Barão. **Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos com Aproveitamento Energético: Avaliação Econômica entre as Tecnologias de Digestão Anaeróbia e Incineração** 2016. 112 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Energia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.

Duas questões da sociedade do século XXI podem ser destacadas: a grande geração de resíduos; a carência por sistemas de tratamento adequado desses resíduos; e a crescente demanda por energia. A busca por alternativas para lidar com essas questões vem mobilizando os setores público e privado no sentido de explorar soluções ainda não praticadas na maior parte do mundo em desenvolvimento. A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº 12.305/2010, estabeleceu um novo paradigma na gestão de resíduos sólidos no Brasil. Entre as mudanças apresentadas, uma das mais relevantes é a exclusividade de destinação de apenas “rejeitos” aos aterros sanitários, sendo os “rejeitos” entendidos como os resíduos que não mais apresentam possibilidade de tratamento. O cumprimento dessa lei irá requerer o estudo de alternativas de tratamento de resíduos gerados na fase anterior à sua disposição final. Entre as soluções possíveis está o seu aproveitamento energético, também previsto na PNRS. Nesse contexto, esta dissertação busca analisar duas tecnologias de tratamento de resíduos – digestão anaeróbia e incineração – e verificar suas respectivas viabilidades econômicas, tendo como objeto o cenário brasileiro, com foco especial no estado de São Paulo. Os resultados obtidos indicam que, respeitando-se as diretrizes da PNRS, entre os métodos de tratamento de resíduos sólidos urbanos analisados, a digestão anaeróbia se mostrou mais viável do que a incineração para as regiões estudadas. Tais resultados tomaram como pressuposto que a PNRS é uma lei que deverá ser cumprida e exigida tal como se apresenta, e seu cumprimento implicará numa mudança significativa do modo como é feita a gestão de resíduos sólidos no país. Adicionalmente, as análises realizadas apontaram que, além dos aspectos econômicos, aspectos ambientais, sociais e culturais também são de fundamental importância na tomada de decisão por uma opção tecnológica adequada dos RSU.

Palavras-chave: Resíduos Sólidos Urbanos; Aproveitamento Energético; Digestão Anaeróbia; Incineração; Avaliação Econômica.

ABSTRACT

LEITE, Clauber Barão. **Municipal Solid Waste as a Source of Energy: Economic Assessment Comparing Anaerobic Digestion and Incineration Technologies** 2016. 112 f. – Master's Dissertation – Graduate Program on Energy, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.

Two issues of the XXI century society can be pointed out: The increasing volume of waste generation, the lack of adequate waste treatment systems and the increasing demand of energy. The search for alternatives to deal with these issues is calling the attention of both public and private agents who are engaged in exploring solutions not yet in place in most part of developing countries. The National Policy on Solid Waste (PNRS), established by the Law # 12,305/2010, set a new paradigm for the solid waste management in Brazil. Amongst the proposed changes, one of the most relevance is the destination of the so-called "rejects" to landfill, in which "rejects" stands for the residues that can no longer be processed. To abide by this law will require the analysis of alternatives for treating the residues prior to their final disposal. Amongst the possible solutions, there is the utilization of residues to generate electric energy. In this context, this master's thesis examines the two of the most used technologies in the developed world – anaerobic digestion and incineration – and evaluation their economic feasibility in the Brazilian scenario, particularly in the State of São Paulo. The analysis took as an assumption that the PNRS is a law that shall be enforced as it was stated, and that its compliance will require in a significant change in the way the solid waste management is done within the country. For the regions analyzed, our results showed that, under the PNRS requirements, the anaerobic digestion appeared to be more feasible than the incineration technology. Additionally, our work also indicates that, beyond the economic aspects, other issues such as environmental, social and cultural ones are fundamental for the decision making regarding the best technology applied in urban solid waste process.

Keywords: Municipal Solid Waste; Waste to Energy; Anaerobic Digestion; Incineration; Economic Valuation.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Emissões no setor energia – Gg CO ₂ eq.....	24
Tabela 2 – Composição gravimétrica dos resíduos no município de São Paulo	32
Tabela 3 – Plano de metas de redução de resíduos recicláveis dispostos em aterro	35
Tabela 4 – População e geração de resíduos no estado de São Paulo	40
Tabela 5 - Composição gravimétrica do resíduo e seu poder calorífico – composição atual ..	41
Tabela 6 - Composição gravimétrica do resíduo e seu poder calorífico – composição após metas	41
Tabela 7 – Poder calorífico do resíduo sólido urbano	48
Tabela 8 – Dioxinas e furanos: limites adotados em diferentes países	51
Tabela 9 – Limites de emissão de poluentes incineradores	52
Tabela 10 – Distribuição e capacidade dos incineradores no mundo	55
Tabela 11 – Classificação dos tipos de reatores	62
Tabela 12 – Vantagens e desvantagens dos sistemas de secos e úmidos	63
Tabela 13 – Vantagens e desvantagens de sistemas multiestágio	64
Tabela 14 – Características das plantas de biodigestão	66
Tabela 15 – Comparação entre os custos de investimento e operacionais	84
Tabela 16 – Premissas do incinerador.....	84
Tabela 17 – Cenários de preço do incinerador (resíduo e energia)	85
Tabela 18 – Resultados para a rota da incineração	85
Tabela 19 – Premissas do biodigestor.....	85
Tabela 20 – Cenários de preço do biodigestor (Resíduo e Energia).....	86
Tabela 21 – Resultados para o biodigestor	86
Tabela 22 - Composição dos preços dos recicláveis encontrados no RSU.....	87
Tabela 23 - Cenários considerando receitas com recicláveis	87

Tabela 24 - Cenários de viabilidade (energia e resíduo).....	90
Tabela 25 - Análise de atendimento à PNRS	91
Tabela 26 - Emissões evitadas pelas alternativas	93
Tabela 27- Balanço energético das alternativas	93

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Matriz elétrica brasileira (Operação).....	25
Figura 2 – Matriz elétrica brasileira (Operação, Construção e Outorga)	26
Figura 3 – Composição gravimétrica dos resíduos no município de São Paulo.....	31
Figura 4 – Aterro Sítio São João.....	43
Figura 5 – Esquema de funcionamento de um aterro	43
Figura 6 – Tratamento do resíduo sólido municipal na Europa em 2014.....	47
Figura 7 – Processo de tratamento térmico.....	53
Figura 8 – Esquema do processo DRANCO.....	65
Figura 9 – Capacidade instalada de plantas de biodigestão na Europa	67
Figura 10 – Fluxo de caixa do Projeto com biodigestor	88
Figura 11 – Fluxo de caixa do Projeto com incinerador	88
Figura 12 – Composição das receitas: incinerador	89
Figura 13 – Composição das receitas: biodigestor.....	89

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	10
1.1	Motivação, justificativa e relevância do tema	14
1.2	Objetivo geral.....	15
1.3	Questão central e hipótese.....	16
1.4	Metodologia.....	16
2	REVISÃO DA LITERATURA SOBRE MUDANÇAS CLIMÁTICAS, GESTÃO DE RESÍDUOS E TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO.....	19
2.1	Mudanças climáticas globais	19
2.2	Gestão de resíduos no Brasil	28
2.3	Tecnologias de tratamento de resíduos	42
3	REFERENCIAL TEÓRICO SOBRE AVALIAÇÃO DE PROJETOS	70
3.1	Taxa Interna de Retorno	70
3.2	Valor Presente Líquido.....	73
3.3	Análises de riscos	76
3.4	Associação entre a TIR e o VPL	80
4	ANÁLISE E RESULTADOS.....	83
4.1	Premissas adotadas	83
4.2	Cálculo do poder calorífico	87
4.3	Aspectos econômico-financeiros	87
4.4	Atendimento à PNRS	91
4.5	Emissões de GEE	93
4.6	Impactos sociais	91
5	CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	95
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	102

1 INTRODUÇÃO

A sociedade do século XXI enfrenta alguns importantes desafios, entre os quais podem ser destacados: o que fazer com a grande geração de resíduos, como lidar com a carência por sistemas de tratamento adequado desses resíduos e como satisfazer a crescente demanda por energia. No Brasil, a busca por alternativas para lidar com essas questões vem mobilizando o setor público e privado no sentido de explorar soluções que, embora sejam usuais nos países desenvolvidos, são precariamente colocadas em prática nos países em desenvolvimento. Este trabalho debruça-se sobre algumas dessas questões.

Neste capítulo inicial é apresentada uma breve introdução sobre a questão da gestão dos resíduos sólidos no Brasil. Destaca-se que no ano de 2010 foi aprovada a Lei nº 12.305, a qual estabelece a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), definindo um novo paradigma na gestão de resíduos sólidos no país. Entre as mudanças apresentadas, uma das mais relevantes é a exclusividade de destinação de apenas “rejeitos” aos aterros sanitários, sendo os “rejeitos” entendidos como os resíduos que não mais apresentam possibilidade de tratamento. Estabeleceu-se, assim, uma hierarquia para produção e destinação de resíduos, priorizando-se, por ordem: (i) a não geração; (ii) a redução; (iii) a reutilização; (iv) a reciclagem; (v) o tratamento; e deixando por último, ou seja, apenas para os ditos “rejeitos”, o item (vi), correspondente à disposição final em aterro sanitário.

Assim, o cumprimento dessa lei vem requerendo o estudo de alternativas de tratamento dos resíduos gerados anteriormente à disposição final. Entre as soluções possíveis está o aproveitamento energético de resíduos, também previsto na PNRS. Nesse contexto, esta dissertação busca analisar duas tecnologias de tratamento de resíduos – *digestão anaeróbia* e *incineração* – e verificar suas respectivas viabilidades econômicas, tendo como pano de fundo o cenário brasileiro, com foco especial no estado de São Paulo. Entretanto, antes de fazer a comparação entre essas duas mais comuns mundialmente alternativas de tratamento disponíveis, este trabalho parte da análise do entendimento das alterações introduzidas por essa nova legislação.

A partir da regulamentação da Lei Federal 12.305/2010, através do Decreto 7.404/2010, que estabeleceu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), os municípios brasileiros passaram a ter prazos legalmente definidos para apresentação e implementação dos seus Planos Municipais de Gerenciamento de Resíduos Sólidos. Tais planos devem definir em curto e médio prazos um sistema integrado de gerenciamento dos resíduos.

Um olhar retrospectivo mostra, entretanto, que no início deste século XXI a coleta regular de resíduos sólidos urbanos no Brasil alcançava uma taxa de aproximadamente 87% do total de domicílios urbanos (IBGE, 2010). Isto significava um montante superior a 180 mil toneladas de resíduos por dia sendo gerados naquele ano. É de se esperar que esta taxa venha aumentando com a melhoria dos serviços de coleta e com o aumento populacional.

A PNRS mostra-se muito clara em seu artigo 3º quando traz algumas definições que aqui é necessário de frisar. Em primeiro lugar, estabelece que uma destinação final ambientalmente adequada inclui a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético. Em segundo, explicita que “disposição final ambientalmente adequada” é aquela que segue a distribuição ordenada de rejeitos em aterros. E finalmente, em terceiro, conceitua como “rejeito” todo resíduo sólido que, depois de esgotadas as possibilidades de tratamento por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresente outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada (BRASIL, 2010).

Segundo a ABRELPE (2012), o país tem pouco avançado na gestão dos resíduos sólidos, e no ritmo que estava só teria 60% de seu resíduo destinado corretamente em 2014, prazo inicial estipulado na PNRS para que todos os municípios brasileiros destinassem apenas rejeitos a aterros sanitários.

Em 2012, apenas 58% dos municípios deram uma destinação final adequada e houve um número crescente de resíduos destinados de forma inadequada, indo para lixões ou aterros controlados, que, do ponto de vista ambiental, pouco se diferenciam dos lixões, pois não

possuem o conjunto de sistemas necessários para a proteção do meio ambiente e da saúde pública.

Em termos de destinação, observa-se que na região Sudeste do país, local onde mais resíduos são gerados, em 2012 foram destinados: (i) para aterros sanitários 68.650 ton/dia de RSU, equivalentes a 72,2%; (ii) para aterros controlados, 16.496 ton/dia de RSU, equivalentes a 17,3%; e (iii) para lixões 9.996 ton/dia de RSU, equivalentes a 10,5% (ABRELPE, 2012).

Quando se buscam alternativas de tecnologias para o tratamento de resíduos são exigidas duas condições, segundo a PNRS: (i) processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, e (ii) a exigência de que a gestão dos resíduos deva obedecer a uma ordenação básica de processos até o descarte final dos rejeitos. Tal ordenação é estabelecida no artigo 9º, que remete a: “[...] Geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequadas dos rejeitos [...]”.

Fator determinante para qualquer sistema de gestão de resíduos sólidos certamente é a coleta. Segundo Bringhenti (2004), a criteriosa avaliação dos fatores envolvidos no planejamento e implantação da Coleta Seletiva de RSU contribui decisivamente para a adoção de diretrizes adequadas, em especial quanto a sua eficiência operacional e efetiva adesão da população-alvo ao programa.

Embora presente em grande número de municípios, a reciclagem ainda é um processo incipiente, que abrange poucos materiais, com destaque para as latas de alumínio, enquanto outros materiais continuam a apresentar índices de reciclagem bem mais baixos. Dados sobre a coleta seletiva no país, apresentados pelo IBGE (2010) na Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB de 2008), revelam o aumento no número de programas de coleta seletiva. Segundo o IBGE (2002) na PNSB 2000, esse número era de apenas 451 unidades em território nacional, sendo que já na pesquisa de 2008 este número mais que dobrou, alcançando 994 unidades.

Segundo Puna *et al.* (2008), a existência de um sistema bem definido de coleta seletiva e a implementação de fases de triagem a montante dos vários métodos de tratamento, juntamente com a garantia de canais de escoamento dos materiais recicláveis junto da indústria recicladora, garantem um aumento da captação de RSU recolhido seletivamente, bem como uma maior eficiência do sistema

A coleta feita de forma indiferenciada faz com que tanto o material reciclável como a matéria orgânica percam qualidade em função de sua contaminação, reduzindo desta maneira o seu potencial de recuperação. A composição gravimétrica do resíduo brasileiro é uma boa medida para sabermos do potencial que temos, caso a coleta seletiva fosse feita em todo o território nacional. Segundo o Plano Nacional de Resíduos Sólidos, temos no Brasil a seguinte composição: 51,4% de matéria orgânica, 31,9% de material reciclável e 16,7% de rejeitos (MMA, 2011).

Seja qual for a tecnologia empregada para o tratamento de resíduos sólidos, ressalta-se que, em termos de impacto ambiental, a destinação inadequada do RSU ainda é o que gera maior impacto (HENRIQUES, 2004).

Para que de fato ocorra essa mudança de cenário, é preciso que a coleta seja feita de forma diferenciada, em que os orgânicos, os recicláveis e os rejeitos sejam coletados separadamente, pois, uma vez recolhidos de forma indiferenciada, a taxa de rejeito certamente irá aumentar. No Brasil ainda se faz necessária uma inovação tecnológica no processo, e isso inclui, além do sistema de tratamento em si, o sistema de coleta.

A estrutura capitular deste trabalho inicia-se com uma introdução acerca das temáticas dos resíduos sólidos urbanos e são apresentadas as motivações e a relevância do tema, os objetivos e a hipótese adotada. Em seguida é descrito o método para obtenção dos resultados.

No segundo capítulo é feita uma revisão da literatura sobre as mudanças climáticas e sua relação com a gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil e no estado de São Paulo, o estado da arte das tecnologias de incineração e digestão anaeróbia.

No capítulo três é apresentado o referencial teórico sobre avaliação de projetos. A Taxa Interna de Retorno (TIR) e o Valor Presente Líquido (VPL) são os métodos de avaliação de projetos de investimento analisados e se baseiam no conceito de fluxo de caixa descontado. Esses são os métodos que permitem a escolha de alternativas de investimento que gerem rentabilidade.

No capítulo quatro são demonstrados os dados levantados e os resultados obtidos de acordo com a metodologia proposta. Nele são também feitas as análises de sensibilidade e apresentadas as condições em que esses resultados são considerados.

Por fim, as conclusões são sumarizadas no capítulo cinco, no qual também destacam-se as contribuições esperadas, as propostas para trabalhos futuros e as limitações e dificuldades encontradas para a realização da dissertação. Conclui-se que, além dos aspectos econômicos, os aspectos ambientais, sociais e culturais também são determinantes na tomada de decisão por uma opção tecnológica adequada.

1.1 Motivação, justificativa e relevância do tema

Duas características da sociedade do século XXI são: a grande geração de resíduos associada à carência por sistemas de tratamento adequado deles e a crescente demanda por energia. Ambas as características tendem a se acentuar conforme a sociedade vai evoluindo.

Uma solução que busque atender a essas duas demandas deve ser estudada e avaliada e poderá ser utilizada especialmente por gestores públicos, a quem compete legalmente a adequação dessas questões à sociedade. A busca por alternativas que minimizem tais impactos vem

mobilizando o setor público e privado no sentido de explorar soluções ainda não convencionais. Entre essas soluções está o aproveitamento energético dos resíduos, também previsto na PNRS.

Desta maneira, a geração de resíduos sólidos e a crescente demanda por energia são questões que justificam uma avaliação que busque a sinergia entre as duas questões e que ao mesmo tempo oriente uma escolha de soluções técnicas que não conflitem com políticas nacionais já estabelecidas.

1.2 Objetivo geral

O objetivo principal da dissertação é analisar duas tecnologias de tratamento de resíduos – digestão anaeróbia e incineração – e verificar suas viabilidades econômicas e técnicas, tendo como linha de base o cenário brasileiro, e em especial o do estado de São Paulo. Observa-se que tanto neste estado como em todo o Brasil há o predomínio do aterramento sanitário como forma de lidar com os resíduos sólidos urbanos, considerado uma forma de “disposição final de rejeitos” de RSUs e não “de tratamento” propriamente dito.

A análise tomou como ponto de partida uma amostra das regiões de São Paulo com um número significativo de geração de resíduos que justificasse a implantação das tecnologias selecionadas. Pois torna-se relevante a seleção de localidades nas quais ocorra a geração de no mínimo 1.000 toneladas por dia de RSU, por ser este o montante mínimo que viabiliza uma das modalidades de tratamento analisadas: a incineração, de acordo com a literatura revisada no capítulo seguinte desta dissertação.

Como objetivos específicos a análise também pretende:

- Verificar se essas duas tecnologias – a digestão anaeróbia e a incineração – atendem aos requisitos da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) quanto à viabilidade econômica;

- Levantar a emissão de gases de efeito estufa de cada uma dessas alternativas. Neste contexto, também será levantado o aspecto do balanço energético, uma vez que a incineração gera energia em uma quantidade maior que a digestão anaeróbia, mas a digestão anaeróbia, por seu turno, conserva mais a energia pois ela pressupõe a reciclagem;
- Levantar os impactos sociais de cada uma das alternativas. Neste contexto de impactos sociais será levantado principalmente o impacto dessas alternativas sobre o trabalho dos catadores de material recicláveis.

1.3 Questão central e hipótese

A questão central da dissertação pode ser descrita como se segue:

Entre os métodos disponíveis de tratamento de resíduos sólidos urbanos, *digestão anaeróbia* e *incineração*, qual desses dois métodos se mostra mais viável para as regiões estudadas no estado de São Paulo e sob quais condições, respeitando-se as diretrizes da PNRS?

A hipótese investigada pela dissertação é a de que – para um sistema de gestão de resíduos nas regiões de maior geração deles no estado de São Paulo – a alternativa da *digestão anaeróbia* tenha vantagens econômicas e ambientais sobre a incineração, respeitando-se o contexto de atendimento às diretrizes da PNRS. A dissertação investigou se esta hipótese mostra-se verdadeira ou falsa.

1.4 Metodologia

Para analisar a viabilidade econômica das alternativas, foi utilizada a metodologia de análise econômica de investimentos, o fluxo de caixa e seus indicadores, como o Valor Presente

Líquido (VPL) e a Taxa Interna de Retorno (TIR). Além desses indicadores foi realizada uma análise de sensibilidade em relação aos custos e parâmetros de projetos de RSU, como: (i) a taxa de tratamento de resíduos; (ii) a tarifa da energia elétrica; (iii) o custo do investimento; e (iv) o custo de operação e manutenção.

Para a realização de uma análise de investimento é necessário montar um fluxo de caixa que consiste no controle das entradas e saídas de recursos financeiros. Trata-se de uma ferramenta que controla a movimentação financeira. O fluxo de caixa de um projeto deve conter, de maneira mais próxima à realidade, as informações de entradas e saídas referentes ao período analisado. Com o fluxo de caixa montado é possível a utilização de diversos indicadores econômicos, para realizar a análise de investimento. Os indicadores selecionados para análise dos projetos serão descritos a seguir.

Valor Presente Líquido (VPL): é um indicador utilizado na análise da viabilidade de um projeto de investimento. Ele é definido como a somatória dos valores presentes dos fluxos estimados de um projeto, calculados a partir de uma taxa dada e de seu período de duração.

Os fluxos estimados podem ser positivos ou negativos, de acordo com as entradas ou saídas de caixa. A taxa fornecida à função representa o rendimento esperado do projeto. Caso o VPL encontrado no cálculo seja negativo, o retorno do projeto será menor que o investimento inicial, o que sugere que ele seja reprovado. Caso ele seja positivo, o valor obtido no projeto pagará o investimento inicial, o que o torna viável.

Taxa Interna de Retorno (TIR): representa o retorno gerado por determinado investimento, ou seja, representa uma taxa de juro tal que, se o capital investido tivesse sido colocado a essa taxa, obteria exatamente a mesma taxa de retorno final. Por outras palavras, representa uma taxa que, se utilizada como taxa de desconto, torna o VPL igual a zero. A partir do momento em que o retorno dos projetos de investimento seja conhecido, o critério de decisão sobre o investimento consiste simplesmente em aceitar os que apresentam uma TIR superior ao custo de financiamento acrescido de uma determinada taxa de risco que lhes esteja associada.

Para o cálculo das emissões de gases de efeito estufa, foram levantados o potencial de geração de energia de cada uma das tecnologias e aplicado o fator de emissão do sistema interligado, disponibilizado pelo governo brasileiro. Adicionalmente também foi feita uma estimativa do potencial de energia conservada pela reciclagem.

Também foi realizada uma análise da contribuição de cada uma das tecnologias com a presença do trabalho dos catadores e das cooperativas de catadores de materiais recicláveis. Para o levantamento desses dados foi realizada uma compilação de referências de algumas das experiências realizadas em outros países.

2 REVISÃO DA LITERATURA SOBRE MUDANÇAS CLIMÁTICAS, GESTÃO DE RESÍDUOS E TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO

Este capítulo apresenta uma breve revisão da literatura abordando os conceitos e as circunstâncias em que se encontram as discussões sobre as mudanças climáticas globais, passando pelos acordos internacionais sobre a redução de emissões de gases de efeito estufa e, sobretudo, focando na relação entre energia renovável e resíduos. Nele também são apresentadas, em seguida, a situação da gestão dos resíduos no Brasil, destacando-se alguns aspectos, como a composição dos resíduos, os planos de gestão e de logística reversa e a introdução do novo paradigma de gestão estabelecido pela PNRS. O capítulo é finalizado com a apresentação das tecnologias de tratamento de resíduos, com ênfase nas tecnologias que serão comparadas no trabalho.

2.1 Mudanças climáticas globais

No plano internacional, as mudanças climáticas globais são discutidas no âmbito da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima. Em 2015 aconteceu em Paris a COP-21 e nessa oportunidade o Brasil entregou a sua Contribuição Nacionalmente Determinada Pretendida (INDC, na sigla em inglês), que se tornou a Contribuição Nacionalmente Determinada (NDC), na qual o Brasil assumiu, entre outros compromissos, o de em 2030 ter em sua matriz elétrica 20% de fontes renováveis, exceto grandes hidrelétricas. Dentro da mesma discussão, foram feitos acordos bilaterais com EUA e Alemanha, nos quais da mesma forma são estabelecidas metas para redução das emissões de gases de efeito estufa, que entre outras ações está a inserção de energia renovável na matriz elétrica (ITAMARATY, 2015a).

2.1.1 Acordos Internacionais

A Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e o Desenvolvimento, realizada no Rio de Janeiro em 1992, teve como resultado a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima. A Convenção é um tratado internacional que inclui disposições que estabelecem limites para as emissões de GEE. Os chamados países-membros da Convenção se reúnem periodicamente e essas reuniões são as conhecidas Conferências das Partes. Em 1995 foi realizada em Berlim, Alemanha, a primeira Conferência das Partes (COP-1), em que foram negociadas e definidas metas para a redução dos gases de efeito estufa; nesse mesmo ano foi apresentado o 2º Relatório do IPCC. Em 1997 foi realizada a COP-3, em Kyoto, no Japão, conferência na qual foi criado o Protocolo de Kyoto (UNFCCC, 2015).

O Protocolo de Kyoto foi dividido em dois períodos de compromissos: o primeiro, entre 2008 e 2012, cuja meta era reduzir as emissões em 5% em relação aos níveis de 1990; e o segundo período, entre 2013 e 2020, cujo compromisso era reduzir as emissões de GEE em pelo menos 18% abaixo dos níveis de 1990. O acordo foi assinado por 37 países industrializados e a Comunidade Europeia, e cada país negociou sua própria meta. O objetivo dessas metas era evitar a interferência dessas emissões no sistema climático, pois, segundo o Relatório do IPCC, a continuação das emissões no mesmo ritmo acarretaria danos ao meio ambiente (UNFCCC, 2015).

Após o fim do primeiro período de compromisso do Protocolo de Kyoto, iniciaram-se as discussões de como seriam os compromissos dos países para atingir as metas de aquecimento global estabelecidos pelo IPCC. Houve muitas críticas sobre essa primeira fase da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima, na qual muitos países, que hoje são os principais emissores, não tinham estabelecido metas para a redução das emissões. Países como os EUA e a China, embora tivessem ações locais de redução de emissões, não tinham assumido compromissos perante a Convenção. O questionamento era se é possível um compromisso vinculativo assumido por todas as partes ou se a melhor saída seriam os acordos bilaterais e as ações voluntárias (GIRARDI, 2011).

Em dezembro de 2015 foi aprovado o Acordo de Paris, que se constituiu num novo acordo mundial para lutar contra os efeitos das mudanças climáticas e reduzir as emissões de gases de efeito estufa. Tal acordo foi ratificado pelas partes, ou seja, pelos vários países com ele comprometidos através da Convenção-Quadro das Nações Unidas, cujo principal objetivo seria manter o aquecimento global a 2°C acima dos níveis pré-industriais, referentes a 1850-1900 (UNFCCC, 2014). Segundo o 5º Relatório do IPCC, para garantirmos dois terços de chance de evitar que o aquecimento global, até o ano 2100, ultrapasse os 2°C em relação à era pré-industrial (1820), torna-se inevitável restringir as emissões globais acumuladas em 1.000 Gt CO₂ no período de 2012 a 2100, reduzindo as emissões entre 40% e 70% até 2050, chegando próximo a zero ou com emissões negativas após esse ano, em relação aos níveis de 2010 (IPCC, 2013).

O 4º Relatório de Avaliação de Mudanças Climáticas do Painel Internacional sobre a Mudança Climática (IPCC) afirmou que o aquecimento global é inequívoco. Em outras palavras, não há dúvida para a maior parte da comunidade científica internacional de que esse processo está em andamento. Ademais, o grau de certeza e o grau de consenso dessa comunidade vão na direção de que a principal causa para o aquecimento global está nas emissões de gases de efeito estufa provenientes da ação antrópica (IPCC, 2007).

No âmbito das mudanças climáticas, o Brasil assinou duas declarações conjuntas, ambas em 2015. A primeira, assinada com os Estados Unidos, refere-se principalmente a zerar o desmatamento ilegal em 2030, recuperar 120.000 km² de florestas e atingir de 25 a 33% de participação de fontes renováveis na matriz energética em 2030. Já a segunda, feita com a Alemanha, dá ênfase a soluções que fortaleçam o desenvolvimento urbano de baixo carbono, inclusive por meio de iniciativas em transição energética nas cidades e eficiência energética no abastecimento urbano de água, além da reciclagem e da gestão de resíduos nas principais cidades brasileiras (ITAMARATY, 2015).

As determinações do Acordo de Paris estabelecem que os países realizem ações em consonância com suas situações específicas, mas que tais ações devem ser suficientes tanto para a *mitigação*

quanto para a *adaptação* (ONU-Brasil, 2015). No Brasil, as ações de mitigação e adaptação deverão constar nos seguintes documentos oficiais: I – Plano de Ação para a Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal – PPCDAm; II – Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e das Queimadas no Cerrado – PPCerrado; III – Plano Decenal de Expansão de Energia – PDE; IV – Plano para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura; e V – Plano de Redução de Emissões da Siderurgia (BRASIL, 2010).

Adaptação às mudanças climáticas é a resposta aos efeitos adversos das mudanças climáticas, cujo objetivo é reduzir as possíveis perdas e danos e aproveitar as potenciais oportunidades, permitindo a adaptação dos sistemas naturais, humanos, produtivos e de infraestrutura. O sistema tem duas variáveis que deverão ser consideradas no plano de adaptação: vulnerabilidade, que é a propensão dos sistemas para lidar com os efeitos adversos das mudanças climáticas, e resiliência. Quanto menor a vulnerabilidade de um sistema e maior a resiliência, maior será o seu potencial de adaptação (WWF, 2016).

Segundo Martins (2011), a mitigação tem tido um maior enfoque das esferas políticas e científicas, e somente na última década começou-se um maior interesse em aprofundar as possibilidades de adaptação humana aos impactos das mudanças climáticas futuras. Ações de mitigação e de adaptação devem ser vistas como ações complementares, mesmo que algumas vezes estas pareçam antagônicas; por exemplo, o maior uso de ar-condicionado devido ao aumento da temperatura (MARTINS, 2011).

Devido a pretendida Contribuição Nacionalmente Determinada (*Intended Nationally Determined Contribution* – INDC) brasileira, ocorreram diversas discussões aconteceram até que se chegasse a um consenso do referido documento, que tem como escopo propor meios de mitigar, adaptar e implementar ações com o propósito de se alcançar o objetivo estabelecido no parágrafo 9 do Chamado de Lima para Ação Climática, que estabelece que cada parte deve apresentar a sua INDC (UNFCCC, 2014).

Desse modo, a NDC brasileira aborda medidas de mitigação e adaptação, bem como de necessidades financeiras, tecnológicas e de capacitação, para responder aos desafios das mudanças climáticas, que podem representar até 43% de redução das emissões nacionais de GEE até 2030 (ITAMARATY, 2015a). Também foi reconhecido o papel das ações locais, já que essa dimensão é de fundamental importância, uma vez que as atividades humanas são as responsáveis pelas emissões que ocorrem em nível local. Os municípios são muito importantes nesse aspecto e têm levado o debate científico à questão de que a mudança climática é uma problemática urbana (DODMAN, 2009).

Nesse mesmo sentido de esforços em prol da sustentabilidade a ONU lançou em agosto de 2015 a Agenda 2030, um conjunto de programas, ações e diretrizes que orientarão os trabalhos das Nações Unidas e de seus países-membros rumo ao desenvolvimento sustentável. A Agenda 2030 tem como principal produto um documento que propõe 17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) e 169 metas correspondentes, que tem ter sua aplicação no período 2016-2030 (ONU, 2015).

Além da proposição dos ODS, a Agenda 2030 também trata dos meios de implementação que contribuirão para a concretização desses objetivos e metas. Entre esses meios de implementação estão o financiamento para o desenvolvimento, transferência tecnológica, capacitação técnica e comércio internacional. Adicionalmente, será desenvolvido um mecanismo de acompanhamento dos ODS e de suas metas, que auxiliará os países a comunicar seus resultados (ONU, 2015).

Alguns ODS têm impacto direto na questão das mudanças climáticas e resíduos sólidos, destacando-se o ODS 7 – Energia Acessível e Limpa, o 12 – Consumo e Produção Sustentável e o 13 – Combate às Alterações Climáticas. O ODS 13 trata diretamente das questões climáticas e reconhece a Convenção do Clima como fórum para as discussões e decisões relativas ao tema. Já os ODS 7 e 12 têm um impacto indireto, pois tratam da inserção de energia renovável na matriz e do consumo consciente (ONU, 2015).

A seguir está descrito um resumo dos conteúdos dos ODS 7 e 12:

O ODS 7 trata do acesso às diferentes fontes de energia, principalmente às renováveis, eficientes e não poluentes. A preocupação mundial com a energia segura e com a preservação ambiental culminou, em 2002, com a criação da unidade de Energia da Organização das Nações Unidas (ONU) voltada para a temática. Trata-se de um ODS que interliga diferentes níveis de poder: a energia é fundamental para a vida cotidiana, mas também para a produção industrial global. Com isso, os interessados no assunto são muitos e variados: vão desde as famílias que moram no campo, passando pelos municípios urbanos, chegando a Estados nacionais. A energia é um campo de disputa internacional, principalmente quanto ao uso de fontes renováveis e não poluentes, que têm reflexo direto na economia. (ODS 7-2016).

O ODS 12 aborda a produção e o consumo sustentáveis, com foco em ações globais (12.1) e locais, como alcançar o uso eficiente de recursos naturais (12.2), reduzir o desperdício de alimentos (12.3), manejar resíduos químicos de maneira responsável (12.4). Neste objetivo, também estão incluídos o cuidado com resíduos sólidos (12.5), a diminuição da emissão de poluentes (12.4). (ODS 12 -2016).

2.1.2 Energia renovável e resíduos sólidos

O setor de energia foi responsável por aproximadamente 37% das emissões de gases de efeito estufa do Brasil no ano de 2012, que são emissões devido à queima de combustíveis e emissões fugitivas da indústria de petróleo, gás e carvão mineral. Na tabela 1, pode-se verificar a evolução das emissões do setor de energia, segundo as Estimativas Anuais de Emissões de Gases de Efeito Estufa no Brasil (MCTI, 2014).

Tabela 1 – Emissões no setor energia – Gg CO₂ eq

Ano	1990	2000	2005	2012
Emissões (Gg CO₂ eq)	187.739	298.611	328.377	446.154

Fonte: MCTI, 2014.

Segundo a ANEEL (2016), a capacidade instalada de geração elétrica no Brasil para junho de 2016 era de 152.097 MW, considerando as importações. Quanto à origem dessa energia, ela advém predominantemente da fonte hidráulica, seguida pela fóssil, e outras renováveis, conforme podemos ver na figura 1.

Figura 1 – Matriz elétrica brasileira (Operação)

*Renovável refere-se a outras fontes primárias de energia renováveis fora a hidrelétrica

Fonte: ANEEL (Banco de Informação da Geração), 2016.

Os combustíveis fósseis são os maiores responsáveis pelas emissões de gases de efeito estufa, pois sua queima faz com que os gases sejam emitidos diretamente para a atmosfera. O que podemos observar nos inventários de emissões do Brasil é que há uma gradual carbonização da matriz, pelo fato da intensificação do uso dos combustíveis fósseis (MMA, 2007).

Apesar dos impactos causados por essa fonte, são inegáveis alguns benefícios que ela oferece, tais como o tempo para sua construção, pois podem ser construídas próximas ao ponto de consumo e são de fácil despacho para o sistema elétrico. Por isso, embora haja uma crescente preocupação com o meio ambiente, dificilmente um país deixará de usar esse recurso. Há diversas fontes fósseis na matriz elétrica brasileira, entre elas estão o carvão mineral, o gás natural, o óleo combustível, o óleo diesel e outras (ANEEL, 2016).

No âmbito das energias renováveis, o que pode-se notar é que elas, a curto prazo, sofrerão uma mudança da participação na matriz elétrica brasileira. Conforme a figura 2, na qual são consideradas todas as usinas do Brasil – em operação, em construção e com outorga e construção não iniciada –, vemos que as renováveis representarão 23,52% da matriz elétrica (ANEEL, 2016).

Figura 2 – Matriz elétrica brasileira (Operação, Construção e Outorga)
Fonte: ANEEL 2016 (Banco de Informação da Geração).

Comparando as duas figuras, chega-se à conclusão de que haverá um grande incremento das energias renováveis na matriz elétrica. A premissa que temos aqui é que todas as usinas que estão outorgadas entrarão em operação, que passaria de 158.750.899 kW de potência outorgada para 185.870.973 kW. Há um avanço também no uso dos combustíveis fósseis, de 17,33% para 18,92%, o que justifica esse aumento de renováveis e fósseis basicamente com a redução das grandes hidrelétricas.

Na ANEEL estão registradas apenas 14 usinas que usam biogás proveniente de aterro sanitário, totalizando uma potência de 88 MW, sendo 1 na Bahia, 4 em Minas Gerais, 1 no Paraná, 1 em Santa Catarina, 1 no Rio Grande do Sul e 6 em São Paulo. O aterro funciona como um reator biológico, no qual os resíduos orgânicos são decompostos e produzem o biogás (ANEEL, 2016).

Para tratar adequadamente os resíduos sólidos e reduzir as emissões de gases de efeito estufa é preciso ir além de aproveitar o potencial energético dos aterros e aproveitar o biogás, antes é necessário a destinação correta de todos os resíduos. A universalização do saneamento básico é o caminho necessário para garantir as condições ambientais e de saúde e também garantir uma menor emissão de gases de efeito estufa (SEEG, 2015).

2.1.3 Emissões de GEE relacionadas a resíduos

O setor de resíduos é responsável pela emissão de gases de efeito estufa provenientes do tratamento e disposição de resíduos sólidos, esgotos domésticos e industriais e os resultantes da incineração de resíduos.

O crescimento populacional urbano provocou aumento da demanda por bens de consumo e de capital; conseqüentemente, ampliou a geração de resíduos e as áreas para depósito e tratamento desses resíduos urbanos. O mercado busca atender as demandas da população através da adoção de tecnologias limpas com redução de emissões de gases poluentes, porém, concomitantemente, o avanço tecnológico pressiona a demanda por fatores escassos de produção, principalmente por recursos naturais.

Por um lado, é necessário atender a demanda crescente da sociedade por alimentos, moradia, vestuários, escolas, hospitais, lazer etc.; por outro, torna-se necessário a redução ou não geração de resíduos urbanos. O modo de atender a essa demanda faz com que GEE sejam emitidos. Nesse sentido, a partir de 2010 a sociedade brasileira passou a contar efetivamente com uma Política Nacional de Resíduos Sólidos, estabelecida por meio da Lei nº 12.305/2010 (BRASIL, 2012).

Os valores-padrão de teor de carbono dos materiais encontrados no resíduo sólido urbano podem ser verificados no IPCC (2006), bem como as metodologias para estimativa de CO₂ pelos resíduos. Segundo o Sistema de Estimativa de Emissões de Gases de Efeito Estufa – SEEG, o setor de Resíduos foi responsável por 1.460,5 milhões de toneladas (Mt) de CO₂. O total de emissões brasileiras em 2014 decorrentes de resíduos foi de 68,3 MtCO₂, um crescimento de 450%, tendo como base o ano de 1970. As emissões referentes a resíduos em 2012 ficam divididas da seguinte forma: disposição de resíduos em aterros e lixões – 56%; tratamento de efluentes domésticos – 31%; tratamento de efluentes industriais – 13%; incineração de resíduos – 0,3% (SEEG, 2015).

Na Conferência de Johannesburg, em 2002, no contexto das discussões sobre a implementação do Protocolo de Kyoto, os projetos de recuperação de energia a partir do aproveitamento dos resíduos sólidos domiciliares em aterros sanitários passaram a se constituir também numa oportunidade de negócios, como Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (MDL) – instrumento inserido no Protocolo de Kyoto –, que permitem aos países desenvolvidos financiar projetos de diminuição da poluição para atingir suas metas de redução das emissões de carbono (GOLDEMBERG, 2003).

2.2 Gestão de resíduos no Brasil

A capacidade de suporte do planeta para extração de recursos naturais está se esgotando. Essa exploração beneficia uma pequena parcela da população em detrimento de uma maioria, colocando em risco os serviços ambientais, especialmente para as futuras gerações (IDEC, 2005).

A produção de resíduos sólidos é um problema sobretudo urbano, uma vez que a concentração da população em áreas urbanas tem crescido. Segundo o IBGE (2010), 80% da população brasileira vive em área urbana. A geração de resíduos sólidos domiciliares está intrinsecamente ligada ao porte da cidade, ou seja, os valores de geração *per capita* aumentam de acordo com a população dos municípios (CETESB, 2013).

Segundo o IBGE (2000), cerca de metade do resíduo gerado no Brasil ainda era destinado para lixões e aterros controlados. No período de 1998 a 2010 verificou-se uma redução na destinação para lixões, principalmente nas grandes cidades. Essa redução se deu no mesmo período em que foi promulgada a Lei nº 9.605/98, a chamada Lei de Crimes Ambientais, que em seu artigo 54 diz que é crime causar poluição de qualquer natureza em níveis tais que resultem ou possam resultar em danos à saúde humana, e a disposição inadequada de resíduos se enquadra nesse ponto (BRASIL, 1998).

A partir da regulamentação da Lei Federal 12.305/2010, por meio do Decreto 7.404/2010, que estabeleceu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), os municípios brasileiros passaram a ter prazos legalmente definidos para apresentação e implementação dos seus Planos Municipais de Gerenciamento de Resíduos Sólidos. Tais planos devem definir em curto e médio prazos um sistema integrado de gerenciamento dos resíduos. Desta forma a PNRS (2010) e sua regulamentação definem responsabilidades aos principais agentes, governo, indústria, comércio, importador e consumidores.

O horizonte de planejamento do Plano Nacional de Resíduos Sólidos é de 20 anos, com revisão para cada quatro anos; os demais planos – estaduais, regionais e municipais – tendem a seguir o mesmo horizonte de prazo. A lei incentiva a elaboração de planos regionais, permitindo assim a substituição dos planos municipais, desde que sejam atendidos os conteúdos mínimos. O acesso a recursos da União é restrito aos municípios que apresentarem seus planos municipais (BRASIL, 2010).

No início deste século XXI, a coleta regular de resíduos sólidos urbanos no Brasil alcançou uma taxa de aproximadamente 87% do total de domicílios urbanos (IBGE, 2010). Isto significa um montante superior a 180 mil toneladas de resíduos por dia. É de se esperar que esta taxa tenda a aumentar com a melhoria dos serviços de coleta e o aumento populacional.

A PNRS mostra-se muito clara em seu artigo 3º quando traz algumas definições. Primeiramente define que uma destinação final ambientalmente adequada inclui a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético. Depois, define que disposição final ambientalmente adequada é a distribuição ordenada de rejeitos em aterros. E, finalmente, define como rejeito todo resíduo sólido que, depois de esgotadas as possibilidades de tratamento, por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada (PNRS, 2010).

A geração média *per capita* de resíduos em São Paulo em 2012 foi de 1,1 quilo por habitante por dia, mas há uma variação entre os resíduos gerados nos dois agrupamentos em que se divide

a cidade: no agrupamento Noroeste a média *per capita* é de 1,23 quilo por habitante por dia, e no agrupamento Sudeste 1,01 quilo por habitante por dia (PMSP, 2014).

A PNRS (2010) determina alguns pontos importantes: o reconhecimento do resíduo sólido reutilizável e reciclável como um bem econômico e de valor social, gerador de trabalho e renda e promotor de cidadania, e a integração dos catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis. Essa determinação é de fundamental importância para o trabalho dos catadores, especialmente para a cidade de São Paulo, que teve a primeira cooperativa de catadores do Brasil, fundada em 1989 (SANTOS *et al.*, 2011).

Segundo o Compromisso Empresarial para a Reciclagem – CEMPRE (2013), apenas 13% do total de resíduos são encaminhados para a reciclagem. De acordo com o PLASTIVIDA (2012), 21% do total de plásticos pós-consumo são reciclados no Brasil. E ainda segundo Oliveira (2011), o papelão e o papel têm índices de reciclagem de 43,7% e 94%, respectivamente. De acordo com o IBGE (2010), aproximadamente 390 mil pessoas declararam como ocupação principal a de catadores. Basicamente o trabalho dessas pessoas consiste em catar, transportar, separar e acondicionar os resíduos e negociá-los no mercado.

2.2.1 Composição gravimétrica

Segundo o IBGE (2010), a composição gravimétrica dos resíduos brasileiros é composta de cerca de 51% de resíduos orgânicos, 32% de recicláveis secos e 17% de rejeitos. Os municípios estimam que 70% dos resíduos secos sejam constituídos por embalagens obrigadas a logística reversa, o que torna especialmente importante a logística reversa deste item (embalagens em geral).

Na figura 3, pode-se verificar a composição gravimétrica dos resíduos no município de São Paulo.

Figura 3 – Composição gravimétrica dos resíduos no município de São Paulo
Fonte: PMSP, 2014.

A definição do poder calorífico é a quantidade de energia na forma de calor que é liberada pela combustão de uma unidade de massa. No Sistema Internacional o poder calorífico é expresso em joules por grama (J/g) ou quilojoules por quilograma (kJ/kg), mas é comumente expresso em quilocaloria por quilograma (kcal/kg). O poder calorífico é dividido entre superior e inferior. O poder calorífico superior é aquele em que a combustão acontece a volume constante e no qual a água formada na combustão é condensada e o calor que é derivado da condensação é recuperado. O poder calorífico inferior é a energia efetivamente disponível por unidade de massa de combustível após a dedução das perdas com a evaporação da água.

O poder calorífico é uma das características mais importantes de um combustível. Ele pode ser medido a volume constante ou à pressão constante. A medição a volume constante é realizada através de uma bomba calorimétrica, e à pressão constante através de um calorímetro para gases. Na avaliação da composição de um combustível, ele geralmente é composto de carbono, hidrogênio e oxigênio. A capacidade potencial do combustível influencia diretamente no dimensionamento de instalações de processos térmicos. Em instalações industriais, a temperatura dos gases de saída em processos de combustão é maior que a temperatura de condensação da água na pressão atuante. Assim sendo, o PCI tem maior aplicação prática no dimensionamento e avaliação de equipamentos.

No que se refere aos resíduos sólidos urbanos, o poder calorífico inferior é resultado das contribuições dos poderes caloríficos específicos de cada material. Portanto, calcular o poder calorífico inferior do resíduo sólido urbano significa somar essas contribuições individuais. Além da composição do resíduo sólido urbano, o poder calorífico inferior do resíduo sólido urbano pode variar de acordo com a umidade e a quantidade de cinzas (EPE, 2008).

Um estudo do Banco Mundial (1999) definiu alguns critérios-chaves para o sucesso da implementação desse tipo de tecnologia, entre os quais estão o poder calorífico inferior (PCI) dos resíduos e a quantidade anual disponível para o incinerador. Segundo este estudo, o PCI dos resíduos deve ser no mínimo 6 MJ/kg (1.433 kcal/kg) ao longo de todas as estações e a média anual não pode ser inferior a 7 MJ/kg (1.672 kcal/kg). Referente à quantidade média anual, não deve ser menor que 50.000 toneladas métricas, com variações semanais de no máximo 20% (WORLD BANK, 1999).

Devido a sua representatividade, demonstra-se a caracterização dos resíduos da cidade de São Paulo.

Tabela 2 – Composição gravimétrica dos resíduos no município de São Paulo

Tipo de Material	Composição
Matéria Orgânica	62,9%
Vidro	1,7%
Papel/Papelão	10,6%
Madeira	1,2%
Borracha	2,6%
Plástico	13,6%
Metal não Ferroso	0,4%
Metal Ferroso	1,4%
Outros	5,6%

Fonte: PMSP, 2014.

2.2.2 Logística reversa

A PNRS (2010) define logística reversa como um instrumento de desenvolvimento econômico e social caracterizado por um conjunto de ações, procedimentos e meios destinados a viabilizar a coleta dos resíduos sólidos e sua restituição ao setor empresarial, para reaproveitamento em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos ou outra destinação final ambientalmente adequada.

Assim, a reinserção da fração seca (recicláveis) no ciclo produtivo deve ser feita por meio da responsabilidade compartilhada entre administração pública, setor empresarial e consumidores. Mas fundamentalmente a logística reversa consiste na responsabilização de toda a cadeia produtiva na criação e manutenção de um sistema de retorno dos produtos pós-consumo, independentemente do sistema público de coleta de resíduos, que, caso participe da operação, deverá ser remunerado para tal (BRASIL, 2010).

Até o advento da PNRS, a coleta seletiva dos recicláveis era operada pelos municípios, mas isso mudou com a responsabilização do setor empresarial pela logística reversa das embalagens. A PNRS previu a assinatura de Acordos Setoriais entre o poder público e o setor empresarial, na forma de contratos que detalham a logística reversa e as respectivas responsabilidades. Os resíduos que requerem Acordo Setorial são: embalagens de agrotóxicos; embalagens de óleos lubrificantes; embalagens em geral; lâmpadas; medicamentos; óleos lubrificantes usados ou contaminados; pilhas e baterias; pneus e produtos eletroeletrônicos (BRASIL, 2010).

A partir da assinatura dos Acordos Setoriais, os municípios já não deveriam coletar as embalagens, a menos que fossem remunerados para este fim. Mas o Acordo Setorial firmado em 25 de novembro de 2015 pelo governo brasileiro com o setor empresarial estabeleceu um sistema que depende dos cidadãos em passar a assumir rotineiramente o papel de coletores e transportadores de suas embalagens a Pontos de Entrega Voluntária – PEV. Não considerou que as experiências de sucesso existentes contam com um sistema de coleta seletiva financiado pelo setor empresarial, como na Europa, onde as empresas criaram entidades gestoras para garantir a reciclagem das embalagens a partir de sua coleta domiciliar e de PEVs (SINIR, 2015).

De acordo com as definições estabelecidas na PNRS são classificados como resíduos recicláveis ou reutilizáveis os materiais como papel, papelão, vidro, metais (ferrosos ou não ferrosos) e plásticos (moles ou duros) e, também, de alguns produtos industrializados após o término de sua vida útil. Apesar de não se configurar como a maior fração, os resíduos sólidos secos atingem cerca de 1/3 da massa total de resíduos coletada nos domicílios (PMSP, 2014).

Dados de caracterização dos resíduos coletados nas residências da cidade de São Paulo apontam para valores além dos 30% para os RSD Secos, mas uma atenção deve ser dada também aos rejeitos. Podemos citar, por exemplo, a cidade de São Paulo, que na composição de rejeitos apresenta os seguintes resíduos: terra e pedra – 3,8%, madeira – 2%, trapos e panos – 2%, fraldas e absorventes – 7% e outros – 2%. Ou seja, a maioria destes resíduos é passível de identificação do setor que produziu a mercadoria e, portanto, do responsável pela gestão pós-consumo (PMSP, 2014).

A PNRS determina a adoção de um sistema de logística reversa, em que o produto deve retornar, após seu uso pelos consumidores, aos respectivos fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes. Nesse sentido, segundo Bonetto (2013), o qualquer que seja o agente gerador de resíduos sólidos, este só terá cessada sua responsabilidade a partir do momento em que lhes der destinação final ambientalmente adequada.

2.2.3 Planos de gestão

O artigo 14 da PNRS define como planos de resíduos sólidos: I – o Plano Nacional de Resíduos Sólidos; II – os planos estaduais de resíduos sólidos; III – os planos microrregionais de resíduos sólidos e os planos de resíduos sólidos de regiões metropolitanas ou aglomerações urbanas; IV – os planos intermunicipais de resíduos sólidos; V – os planos municipais de gestão integrada de resíduos sólidos; VI – os planos de gerenciamento de resíduos sólidos.

O Plano Nacional deve contemplar também o conteúdo mínimo conforme o Art. 14 da PNRS, o qual, resumidamente, refere-se a: diagnóstico da situação atual dos diferentes tipos de resíduos; cenários macroeconômicos e institucionais e diretrizes e metas para o manejo

adequado de resíduos sólidos no Brasil. No Plano Nacional preliminar foi fixada uma redução de 22% dos resíduos da fração seca dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) e de 19% da fração úmida disponíveis para disposição final em 2015 (MMA, 2012).

O tema resíduos sólidos deve ser abordado no Plano de Saneamento Básico – PLANSAB, conforme determinado pela Lei nº 11.445/2007. Devem ser considerados em seu conteúdo os cenários e diretrizes de cada localidade; por exemplo, as metas para coleta seletiva dos municípios devem ser incorporadas neste plano, partindo de 18% em 2008 e chegando a 28% em 2018, 33% em 2023 e 43% em 2033 (MMA, 2012).

O Plano de Resíduos Sólidos do Estado de São Paulo prevê algumas metas, entre elas a redução de resíduos recicláveis dispostos em aterro, com base na caracterização nacional de 2013. As metas podem ser vistas na tabela 3.

Tabela 3 – Plano de metas de redução de resíduos recicláveis dispostos em aterro

Ano	Redução
2019	37%
2023	42%
2025	50%

Fonte: São Paulo (Estado), 2014.

Os Planos de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS) são documentos com valor jurídico que comprovam a capacidade de uma empresa de gerir todos os resíduos que eventualmente venha a gerar. A intenção de ter um documento como esse é garantir que os processos produtivos em uma determinada cidade ou país sejam controlados para evitar grandes poluições ambientais, suas consequências para a saúde pública e para o desequilíbrio da fauna e da flora.

De acordo com o Plano municipal da prefeitura de São Paulo os Planos Municipais devem privilegiar a gestão participativa com os diversos setores da administração pública e da sociedade, considerando as características, os hábitos e a cultura dos cidadãos. Adicionalmente os planos devem definir objetivos específicos e metas a serem alcançadas, bem como os

caminhos requeridos para passar da situação atual para uma situação desejada, do ponto de vista técnico, institucional e legal, econômico e financeiro, social e ambiental (PMSP, 2014).

Por fim, os planos são instrumentos para gestão dos resíduos e têm valor jurídico. A participação de todos os segmentos da sociedade faz com que o plano seja compartilhado e permite a implantação e manutenção de um sistema sustentável que atenda de fato às demandas da comunidade (PMSP, 2014).

2.2.4 PNRS – Novo paradigma

A PNRS reconhece os resíduos como: “um bem econômico e de valor social, gerador de trabalho e renda e promotor de cidadania” (BRASIL, 2010). Entende-se que esta seja, de fato, a forma correta de os resíduos serem gerenciados para evitar-se o modo precário com que a disposição final vem ocorrendo; evidentemente, sem se esquecer da ordem de prioridade estabelecida na referida PNRS de 2010: (1) não geração; (2) redução; (3) reutilização; (4) reciclagem; (5) tratamento; e (6) disposição final ambientalmente adequada.

A elevação do padrão de vida induz a um crescimento na geração de resíduos e à necessidade de haver políticas de incentivo à redução de resíduos (ALVES, 2000). A composição dos resíduos sólidos urbanos varia bastante e está atrelada ao desenvolvimento do país, e esse fator é importante a se considerar, pois as características dos resíduos altera diretamente o poder calorífico inferior dos resíduos, o que é determinante e altamente sensível, por exemplo, no caso da incineração (PAVAN, 2010).

A gestão de resíduos na Europa tem tido um grande progresso, mas a introdução de digestão anaeróbia para o tratamento de resíduos sólidos urbanos é um dos desenvolvimentos tecnológicos mais bem-sucedidos e inovadores observadas durante as duas últimas décadas no campo da gestão de resíduos (BAERE e MATTHEEUWS, 2012).

O debate sobre a PNRS começou no Senado Federal no ano de 1989, por meio do Projeto de Lei do Senado 354, que abordava questões de acondicionamento, coleta, transporte e resíduos de serviços de saúde. Após muita discussão, no ano de 2010 a PNRS foi remetida para a sanção presidencial (GRIMBERG, 2007a).

Segundo o IBGE (2010), o número de resíduos destinados a lixão diminuiu entre os anos de 2000 e 2008, passando de 45 mil toneladas por dia, em 2000, para 37 mil toneladas por dia, em 2008. Essa redução pode ser creditada ao fato de que a partir de 1998 o fato de existir um lixão passou a ser considerado crime ambiental, e as autoridades começaram então a fiscalizar esse tipo de empreendimento.

Assim como a Lei de Crimes Ambientais de 1998, a PNRS trouxe mudanças, que devem provocar uma nova maneira de lidar com os resíduos sólidos no Brasil. A primeira delas é a definição do que é rejeito: todo resíduo sólido que, depois de esgotadas as possibilidades de tratamento, por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada, ou seja, os aterros sanitários. Estes, a partir de 2014, passariam a receber apenas rejeitos (BRASIL, 2010).

A segunda mudança importante é a responsabilidade compartilhada sobre a gestão dos resíduos, ou seja, a reinserção da fração seca (recicláveis) no ciclo produtivo deve ser feita por meio da responsabilidade compartilhada entre administração pública, setor empresarial e consumidores. A responsabilização da cadeia produtiva deverá ser independente do sistema público. Caso este realize a operação, deverá ser remunerada (BRASIL, 2010).

Essas duas mudanças causarão uma grande transformação no modo como vem sendo feita a gestão dos resíduos no Brasil. Teremos que passar por uma mudança que primeiramente deverá livrar os cofres públicos dos custos da coleta dos resíduos que devem ter uma logística reversa e os aterros não poderão mais receber material reciclável e resíduos orgânicos, pois não são considerados rejeitos.

No Brasil, apesar de a prática de utilização dos aterros ser a mais praticada entre as opções no gerenciamento dos resíduos, ainda há uma carência muito grande em estudos precisos sobre as condições de operação dos aterros e lixões espalhados pelos territórios, principalmente os que estão localizados nas pequenas cidades e nas regiões mais remotas do estado (SANTOS, 2011).

Segundo Jacobi e Besen (2011), o aterramento deve ser efetuado como última alternativa e somente para a parcela que não apresenta condições de recuperação e reciclagem, como preconiza a Política Nacional de Resíduos Sólidos. A incineração de resíduos não é uma solução sustentável, pois não contribui para a mudança de padrões de consumo e com o envolvimento da população na gestão dos resíduos. E, paralelamente, os custos de aterramento, que incluem o transporte até o local de destino e o monitoramento ambiental, tende a crescer significativamente com o crescimento populacional das grandes cidades (MENEZES *et al.*, 2000).

Segundo Pavan (2010), o tratamento dado aos resíduos sólidos ainda está aquém do que é praticado em países desenvolvidos, dos quais se destacam aqueles que compõem a União Europeia, pioneiros na implantação de políticas públicas na área de resíduos. Em sua tese, Pavan avaliou duas rotas tecnológicas: a incineração e a digestão anaeróbia ocorrida nos aterros.

De acordo com Jacobi e Besen (2011), as questões técnicas, econômicas e institucionais dificultam aos municípios realizar uma gestão integrada dos resíduos, sobretudo o não equacionamento da sustentabilidade financeira dos serviços. Ainda segundo Jacobi e Besen (2011), mais de 50% dos municípios brasileiros não cobram pelos serviços públicos de limpeza urbana e, quando cobrados, esses valores são insuficientes para cobrir as despesas com a prestação dos serviços.

2.2.5 Plano de gestão de resíduos no estado de São Paulo

O estado de São Paulo, composto de 645 municípios, é o mais populoso da Federação, com cerca de 44.035.304 habitantes – 21,7% da população brasileira, conforme estimativa do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2014).

De acordo com a CETESB (2013), 29 municípios do estado dispunham de forma inadequada os seus resíduos sólidos, o que representa 2,1% do total de resíduos do estado. O estado de São Paulo foi dividido em regiões metropolitanas e aglomerações urbanas, que, de acordo com a Lei Complementar Estadual nº 760, de 1º de agosto de 1994, objetivam: o planejamento regional para o desenvolvimento socioeconômico e a melhoria da qualidade de vida; a cooperação dos diferentes níveis de governo visando ao máximo aproveitamento dos recursos públicos; a utilização racional do território, dos recursos naturais e culturais e a proteção do meio ambiente; e a redução das desigualdades sociais e regionais. Portanto a gestão de resíduos sólidos também deve ser considerada nas regiões metropolitanas.

O estado de São Paulo possui quatro regiões metropolitanas (São Paulo; Campinas; Baixada Santista; e Vale do Paraíba e Litoral Norte) e duas grandes aglomerações urbanas (Jundiaí e Piracicaba). Essas regiões somadas geram aproximadamente 70% do total de resíduos do estado. Na tabela 4, podemos ver a estimativa de geração de resíduos de cada região. No Plano Estadual de Resíduos Sólidos, existem diversas metas a serem cumpridas até os anos de 2019, 2023 e 2025. Entre elas destacam-se a redução de resíduos recicláveis dispostos em aterros sanitários, que são respectivamente 37%, 42% e 50% para os anos citados, e a redução do percentual de resíduos úmidos dispostos em aterros, que são 35%, 45% e 55% para os mesmos anos (CETESB, 2014).

Tabela 4 – População e geração de resíduos no estado de São Paulo

REGIÃO METROPOLITANA	POPULAÇÃO (hab.)	ESTIMATIVA DE GERAÇÃO DIA (t/dia)
São Paulo	19.709.882	20.592,78
Campinas	2.792.445	2.669,00
Baixada Santista	1.688.894	1.495,00
Vale do Paraíba e Litoral Norte	2.172.343	1.995,00
Aglomeração Urbana de Jundiaí	680.460	589,46
Aglomeração Urbana de Piracicaba	1.273.618	1.097,17
TOTAL	28.317.642	28.438,41

Fonte: adaptado de CETESB (2014).

2.2.6 Cálculo do poder calorífico

Parte central de qualquer aproveitamento energético é o sistema de combustão. O sistema de tratamento de resíduos pode ser divididas em duas partes: a incineração com pré-tratamento dos resíduos e a incineração com pré-tratamento dos resíduos. O pré-tratamento serve para homogeneizar os resíduos. O tipo mais usual é a tecnologia conhecida como *mass burning*, que usa uma grelha móvel no sistema de queima e que não necessita de um pré-tratamento, recebendo os resíduos de forma indiferenciada.

Considerando os cenários do Plano Estadual do ano de 2019, que prevê uma redução de 37% dos resíduos recicláveis e 35% dos resíduos orgânicos para aterro, e supondo que essa redução ocorrerá, pode-se supor que a composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos também mudará. Nas tabelas 5 e 6, podemos verificar a composição gravimétrica do resíduo e o cálculo

do seu poder calorífico inferior para a situação atual caso as metas estabelecidas nos planos sejam alcançadas.

Tabela 5 - Composição gravimétrica do resíduo e seu poder calorífico – composição atual

	Poder Calorífico Individual (kcal/kg)	Gravimetria 1	Poder Calorífico Proporcional (kcal/kg)
Matéria Orgânica	712	62,9%	448
Papel/Papelão	2729	10,6%	289
Madeira	2490	1,2%	30
Borracha	8633	2,6%	224
Plástico	8193	13,6%	1114
Poder Calorífico Total			2106

Fonte: Elaboração Própria.

Tabela 6 - Composição gravimétrica do resíduo e seu poder calorífico – composição após metas

	Poder Calorífico Individual (kcal/kg)	Gravimetria 1	Poder Calorífico Proporcional (kcal/kg)
Matéria Orgânica	712	40,9%	291
Papel/Papelão	2729	6,7%	182
Madeira	2490	1,2%	30
Borracha	8633	2,6%	224
Plástico	8193	8,6%	702
Poder Calorífico Total			1430

Fonte: Elaboração Própria.

Verifica-se, portanto, que políticas de incentivo à reciclagem podem reduzir significativamente o poder calorífico dos resíduos, no caso apresentado, com as metas estabelecidas pelo Governo do Estado de São Paulo. Uma redução de 37% dos resíduos recicláveis e 35% dos resíduos orgânicos significa uma redução no poder calorífico superior a 30%, passando de 2106 kcal/kg para 1430 kcal/kg.

2.3 Tecnologias de tratamento de resíduos

Neste capítulo serão abordados os principais tipos de tecnologias aplicados para o tratamento de resíduos. Serão destacados a descrição da tecnologia, sua utilização e principais impactos. As tecnologias escolhidas são o aterro sanitário – embora à luz da PNRS ele não seja mais uma alternativa de tratamento, esse é o método mais utilizado no Brasil –, a incineração e a digestão anaeróbia.

2.3.1 Aterro sanitário

Os aterros sanitários são o meio mais utilizado e de menor custo para disposição final de RSU. Apesar de os resíduos estarem armazenados nos aterros, a depender do tipo de resíduo ainda eles estão em processo de decomposição. Os aterros estão expostos às intempéries da natureza, portanto encontram-se ativados os processos físicos, químicos e biológicos. Portanto, devido às características dos resíduos brasileiro, predominantemente orgânicos, há a formação de biogás e lixiviado (CASTILHOS, 2003).

Segundo a NBR 8419 (ABNT, 1992), aterro sanitário é:

“Técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário” (ABNT, 1992).

De acordo com Fonseca (1999), os aterros sanitários dispõem os resíduos sólidos no solo, de forma segura e controlada, garantindo a preservação do meio ambiente, a higiene e a saúde pública. Os aterros sanitários são construídos com técnicas de disposição de resíduos, que garantem a coleta e o tratamento de gases e chorume, através de impermeabilização das áreas que receberão os resíduos, protegendo assim o solo e as águas subterrâneas e superficiais de seu entorno (ECOURBIS, 2016).

O aterro sanitário, antes de mais nada, é uma técnica de engenharia e uma obra de grande porte, que requer todos os cuidados, como qualquer obra de impacto. É necessário um estudo prévio de localização, após construído, os resíduos são depositados em uma célula e compactados, só então são enterrados. Nas figuras 4 e 5 é possível ver um aterro já desativado e seu esquema de funcionamento, respectivamente.

Figura 4 – Aterro Sítio São João
Fonte: Ecourbis (2016).

Figura 5 – Esquema de funcionamento de um aterro
Fonte: MasterGeo (2016).

Segundo a NBR 8849 (ABNT, 1985), o aterro controlado é muito semelhante ao aterro sanitário em termos de estrutura. Na maioria dos casos, um aterro controlado é um antigo lixão que foi remediado e recebeu cobertura de argila e grama, recursos para canalização de chorume e remoção dos gases produzidos, além de melhorar o recebimento de novos resíduos, submetendo-os a uma compactação adequada e recobrimento das células expostas (SERRA *et al.*, 1998).

No interior do aterro sanitário ocorre a atuação de microrganismos, em um ambiente sem oxigênio onde acontece a metanogênese. Esse processo é o responsável pela geração de biogás, que é influenciada por diversos fatores, tais como natureza dos resíduos, umidade presente nos resíduos, estado físico dos resíduos, pH, temperatura, nutrientes, capacidade-tampão e taxa de oxigenação (CASTILHOS, 2003).

Adicionalmente, segundo Thomson (2009), os aterros também emitem sulfetos – que causam odores significativos –, compostos orgânicos voláteis – que contribuem para a poluição do ar – e mesmo o benzeno e o cloreto de vinilo – que são conhecidos cancerígenos humanos.

Conclui-se que um projeto de aterro sanitário deve ser parte do gerenciamento integrado de resíduos sólidos, sendo que o planejamento para implantação da coleta seletiva, educação ambiental e redução de consumo são pontos essenciais a serem considerados na implantação desse tipo de empreendimento. A restrição ao uso de terra, a limitação da vida útil e as restrições impostas pela legislação farão com que haja mais dificuldade para a escolha por essa alternativa (GADELHA, 2008).

2.3.2 Incineração

Entre os processos de tratamento térmico a alta temperatura, a incineração é o mais difundido, com número elevado de unidades em operação comercial em todo o mundo (CEMPRE, 2010), especialmente em países com pequena disponibilidade de área para aterro, como Japão e Suíça, sendo na Europa a França e a Alemanha os países com maior número de unidades. A quantidade de material resultante do processo de queima, quando comparada à quantidade original de

resíduos, corresponde a valores compreendidos entre 12% e 30% em termos de massa e 4% e 10% em termos volumétricos (MACHADO, 2015).

A determinação da composição e conteúdo energético dos resíduos a ser incinerado é de fundamental importância para o dimensionamento correto da incineração e do sistema de limpeza. O tempo necessário para a implantação de uma unidade de incineração de grande porte pode levar de 5 a 8 anos: 2 a 3 para definição do local e obtenção de licenças e 3 a 5 para construção (CEMPRE, 2010).

A ABRELPE (2012) diz que a recuperação energética é uma realidade e uma alternativa concreta para a destinação dos resíduos sólidos urbanos em várias localidades. A tecnologia transforma o resíduo urbano em energia elétrica e térmica por um processo amplamente utilizado ao redor do mundo, pois aproveita o poder calorífico contido nos resíduos sólidos para uso como combustível.

A incineração dos resíduos sólidos urbanos tem um processo de geração de energia elétrica semelhante às térmicas convencionas de ciclo Rankine e sua capacidade de geração depende de dois fatores: a eficiência da transformação do calor em energia elétrica e do poder calorífico do resíduo. Segundo Paro *et al.* (2008), a incineração produz 4 vezes mais energia elétrica quando comparado ao aterro sanitário e emite dez vezes menos dióxido de carbono.

As máquinas térmicas a vapor utilizam a energia fornecida por um combustível pelo processo de combustão para um fluido de trabalho, como a água, para gerar vapor e converter a alta energia deste fluido em trabalho mecânico e/ou em calor para processos secundários de aquecimento. Este sistema é o que induz o funcionamento dos motores a vapor, sendo responsável por grande parte da energia elétrica produzida no mundo (HENRIQUES, 2004).

Segundo Logan (1999), o sistema de aproveitamento energético é constituído por quatro componentes principais: a caldeira (equipamentos destinados a produzir e acumular vapor sob pressão superior à atmosférica), a turbina (máquinas térmicas onde a energia potencial

termodinâmica contida nos gases quentes, provenientes de uma combustão, é convertida em trabalho mecânico ou utilizada para propulsão), o condensador (equipamento trocador de calor onde se realiza a transformação do vapor de exaustão da turbina para o estado líquido) e o sistema de bombeamento.

Em termos gerais, a tecnologia de incineração é constituída por unidades modulares de duplo estágio. O RSU é introduzido na primeira câmara, onde ocorre o processo de combustão. Entre as temperaturas de 500°C e 900°C, alcança-se nesse primeiro módulo a vaporização de alguns compostos e a mudança dos resíduos não volatilizados em partículas muito pequenas. A relação entre a vazão de ar primário pré-aquecido e de ar secundário quente recuperado do próprio processo tende a ser da ordem de dois terços (MACHADO, 2015).

O gás gerado nessa câmara primária, a partir de no mínimo 850°C, é enviado para a câmara secundária, onde ocorre, de forma complementar, a queima do remanescente das partículas de CO₂, H₂O e cinzas. Esta 2ª etapa é operada numa temperatura superior, entre 750°C e 1250°C, com uma permanência curta. Nesta 2ª câmara, ocorre a oferta e a disponibilidade de oxigênio em excesso, de forma a propiciar atmosfera extremamente oxidante, e a sobre-elevação da temperatura (HENRIQUES, 2004).

Segundo World Bank (1999), o fator crucial na viabilidade de uma planta de incineração é o poder calorífico do resíduo sólido urbano, outro fator que também determina a viabilidade da planta é sua capacidade mínima de processamento. Ainda segundo World Bank (1999), o poder calorífico inferior médio durante o ano deve ser de 7 MJ/kg (1671,92 kcal/kg), e nunca ser abaixo de 6 MJ/kg (1433,08 kcal/kg) e ter uma capacidade mínima de processamento de 240 t/d em pelo menos duas unidades separadas. Plantas de incineração são de alto custo de implementação, operação e manutenção.

Sendo o PCI do resíduo sólido urbano de fundamental importância na viabilidade técnica e econômica de um incinerador, pode-se observar que o processo de incineração concorre com a alternativa da reciclagem e reduz seus benefícios energéticos, uma vez que a reciclagem tem

ganhado importância, pois possui um grande potencial de benefício energético global, evitando a geração de energia elétrica consumida na produção do material reciclável. Note-se que papel e plástico são os componentes que proporcionam o maior benefício na reciclagem. Por outro lado, são também os elementos de maior contribuição para o poder calorífico do RSU. Se separados para a reciclagem, reduzem o poder calorífico do RSU, o que poderá inviabilizar tecnicamente a incineração ou exigir a adição de elemento combustível.

Para reduzir a dependência de aterro sanitário, a Europa tem investido em diversas tecnologias e ações, tais como digestão anaeróbia, compostagem, reciclagem e também incineração. Segundo CEWEP (2014), países que reciclam, compostam e incineram dependem menos de aterro, conforme pode ser visto na figura 6.

Figura 6 – Tratamento do resíduo sólido municipal na Europa em 2014

Fonte: CEWEP, 2014.

Outro ponto sensível na incineração é a sua dependência de resíduos com alto poder calorífico. A composição gravimétrica atual do RSU brasileiro, somada à perspectiva de aumento da

reciclagem dos seus componentes, impõe cautela ao planejamento do seu uso como combustível nesse processo. A composição gravimétrica adotada resultou num PCI de 2.353 kcal/kg, conforme tabela 7. Esse PCI é formado, majoritariamente, pelos plásticos (37%), complementado pelo papel e papelão (22%) mais a matéria orgânica (29%).

Tabela 7 – Poder calorífico do resíduo sólido urbano

	COMPOSIÇÃO (%)	PCI do material (MJ/kg)	PCI proporcional (MJ/kg)
Mat. Orgânica	51,40%	5,48	2,8
Plástico	13,70%	26,37	3,6
Papel e Papelão	13,10%	16,87	2,2
Têxteis e Couro	2,80%	15,19	0,4
Borracha	0,50%	28,38	0,14
Madeira	1,20%	10,55	0,12
Inertes	17,30%	0	0
TOTAL	100,00%		9,3

Fonte: Elaboração própria com base em dados do SNIS (2010).

A incineração de resíduos transforma-os basicamente em três produtos: cinzas, gases da combustão e calor. As cinzas são em sua maioria formadas por constituintes inorgânicos que estavam presentes nos resíduos. Elas podem se aglomerar em nódulos sólidos (*bottom ash*) ou ser carregadas diretamente pelos gases da combustão (*fly ash*). Os gases da combustão necessitam de um tratamento adequado para reduzir a concentração de alguns poluentes gasosos presentes e para reduzir a quantidade de material particulado antes de serem despejados na atmosfera (SANTOS, 2011).

Segundo Coelho *et al.* (2014), o processo de incineração é mais vantajoso em relação à destruição de resíduos hospitalares e remédios fora do prazo de validade, que poderiam ser prejudiciais à saúde. De acordo com Lemos (2013), as unidades de incineração de RSU devem resolver, em primeiro lugar, os problemas relativos aos RSS e só depois podem ser encarados os sistemas de produção de energia.

O principal objetivo da incineração no passado era a redução de massa e volume, a tecnologia empregada atualmente incorpora mecanismos de aproveitamento da energia térmica, aproveitando o poder calorífico dos resíduos e proporcionando um aproveitamento da energia no processo de combustão (MENEZES, 2000).

A incineração é um sistema complexo com diversas interações químicas e físicas. Além do dióxido de carbono e do vapor de água, outros poluentes são produzidos, destacando-se as dioxinas e furanos, que são poluentes orgânicos persistentes (POPs), que são elementos tóxicos, cancerígenos e se acumulam no tecido adiposo de mamíferos (IDEC, 2005).

O processo de incineração de resíduos sofreu uma evolução e a fim de conhecer melhor esse processo Menezes (2000) fez uma análise dessa evolução através das gerações. Sua análise é dividida em 4 estágios: o primeiro de 1950 a 1965, o segundo de 1965 a 1975, o terceiro de 1975 a 1990 e o quarto de 1990 até a geração atual.

As plantas instaladas anteriormente a 1950 eram muito incipientes e foram base para a evolução daquelas instaladas a partir de 1950. O principal objetivo das plantas nessa geração era reduzir o volume de resíduos. A concentração de poeira alcançava valores de 1.000 mg/Nm^3 contra 3 mg/Nm^3 dos sistemas atuais.

Na segunda geração, que se iniciou em 1965, começaram as primeiras ações para proteção do meio ambiente e redução das emissões, que chegaram a um nível de 100 mg/Nm^3 . Começaram então a aparecer os primeiros incineradores com câmaras duplas, o que melhorava a eficiência da queima, e as primeiras plantas com sistema de recuperação de calor (MENEZES, 2000).

A terceira geração caracterizou-se pela evolução da *performance* energética e por uma maior proteção ao meio ambiente. A emissão de poeiras não era mais a única preocupação e também começaram os controles para reduzir as emissões de gases ácidos, com a neutralização de HCl, SO_x, HF e metais pesados. A pressão da sociedade civil sobre as questões ambientais, a partir de 1990, faz com que o sistema de tratamento de emissões ficasse mais sofisticado, com sistemas de remoção de outros poluentes, principalmente as dioxinas e furanos, assim está a chamada quarta geração (MENEZES, 2000).

Em 1949, na cidade de São Paulo, foi instalado um incinerador com capacidade de 200 t/dia, que funcionava em regime de batelada e era dotado de um sistema rotativo vertical para a homogeneização dos resíduos. Outros dois incineradores com capacidade de 300 t/d também foram instalados nos bairros de Ponte Pequena e Vergueiro, respectivamente em 1959 e em 1968. Todas estas instalações não foram capazes de atender aos padrões ambientais impostos pela legislação vigente e desde o ano 2000 encontram-se também desativadas (HENRIQUES, 2004).

Em 1994, também na cidade de São Paulo, havia o projeto de instalação de dois grandes incineradores com capacidade de processamento de 2.500 t/d. Diversas foram as dificuldades para sua instalação, desde a sua viabilidade técnica e econômica, como o valor de remuneração dos serviços prestados, até a forte pressão contrária da sociedade civil, baseada nos impactos ambientais decorrentes dos empreendimentos. As emissões atmosféricas provenientes da queima de RSU são os aspectos mais importantes quando se fala da tecnologia da incineração, e essas unidades instaladas não tinham sistema de recuperação de energia e sistema de tratamento de gases. Entre os poluentes que mais causam preocupação estão as dioxinas e furanos. Pelas características da tecnologia e do tipo de combustível, as concentrações dos poluentes emitidos pela incineração são maiores do que aquelas provenientes da queima de combustíveis fósseis (HENRIQUES, 2004).

Segundo Caixeta (2005), os Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs) são prejudiciais à saúde humana e apresentam elevado potencial tóxico. No Brasil, devido à precariedade das

instalações, usinas de incineração vêm sendo desativadas e há controvérsias sobre a existência de um nível aceitável de exposição às dioxinas. A maior parte da contaminação por dioxinas ocorre em 98% dos casos por ingestão e apenas 2% é devida à inalação. As dioxinas se acumulam no tecido adiposo e não há nível saudável de dioxinas, sendo que até uma quantidade pequena pode ser perigosa. Porém há diversas normas que determinam que um nível saudável varia de 0,7 pg/kg/dia (EPA) a 5 pg/kg/dia (NORDIC COUNCIL), em que cada 1 picograma equivale a 10^{-12} grama ou um trilionésimo de grama. Na tabela 8, é possível verificar os limites em diferentes legislações no mundo (CETESB, 2015).

Tabela 8 – Dioxinas e furanos: limites adotados em diferentes países

ORGANIZAÇÃO	TDI (Dose Diária Tolerável)	Países
WHO (1998)	1-4 pg TEQ/kg/dia	França Alemanha Holanda Nova Zelândia
JECFA (2001)	2,3 pg TEQ/kg/dia	Austrália Canadá
JAPANESE ENVIRONMENTAL AGENCY (1999)	4 pg TEQ/kg/dia	Japão
COT	2 pg TEQ/kg/dia	Reino Unido
ECSCF	1-3 pg TEQ/kg/dia	União Europeia
NORDIC COUNCIL	5 pg TEQ/kg/dia	Dinamarca Finlândia Suécia

Fonte: CETESB (2015).

Já comparando as restrições de emissão de poluentes impostas pela União Europeia por meio da Diretiva 2000/76 de 2000 com a Resolução CONAMA nº 316/02 e a Resolução SMA 079/2009 da Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo, verificamos que há uma

flexibilização maior na Resolução CONAMA, enquanto a Resolução SMA tem os mesmos níveis de restrição, conforme tabela 9.

Tabela 9 – Limites de emissão de poluentes incineradores

PARÂMETRO	EU 2000/76	SMA/SP 079/09	CONAMA 316/02
MP	10	10	70
NOX	200	200	560
SOX	50	50	280
HCl	10	10	80
CO	50	50	125
Hg	0,05	0,05	-
Cd+Ti	0,05	0,05	-
HF	1	1	5
Dioxinas e Furanos	0,1	0,1	0,5

Fonte: CETESB (2015).

Os POPs são formados na zona pós-combustão de incineradores, sob temperaturas em torno de 300°C, durante a etapa de resfriamento dos gases, e devem ser removidos por filtros que capturam as cinzas volantes. Os POPs mais produzidos são os policlorodibenzofuranos (PCDF), dibenzo-p-dioxinas (PCDD), bifenilos (PCB) e naftalenos (PCN). Dos 210 PCDF e PCDD congêneres, 17 são tóxicos, disruptores hormonais e cancerígenos. Doze dos 209 congêneres de PCB e pelo menos 2 dos 75 PCN também apresentam tais propriedades (WEIDEMANN, 2014).

Outro impacto ambiental a ser considerado é a formação de lixiviados, que ocorre principalmente no compartimento de armazenamento de RSU bruto, fosso, devido à umidade natural e ao processo de degradação anaeróbia da matéria orgânica. Os lixiviados devem ser continuamente removidos e encaminhados ao tratamento (ABRELPE, 2012).

O processo de tratamento térmico está descrito na figura 7, de acordo com ENGEBIO (2010). Na primeira etapa o resíduo é descarregado no fosso (1), onde através de garras alimenta as moegas (2); da moega o resíduo alimenta o incinerador (3), que opera em temperatura elevada; o calor produzido pela queima dos resíduos alimenta uma caldeira (4), que por sua vez gera o vapor que é conduzido para um sistema turbina-gerador, para geração de eletricidade. No incinerador, sobre as grelhas restam as cinzas (5), que passam por separadores eletromagnéticos. Os gases contaminados passam por um sistema de tratamento para remoção dos poluentes (7) e finalmente são lançados ao ambiente através da chaminé (8) (ENGEBIO, 2010).

Figura 7 – Processo de tratamento térmico
Fonte: Adaptado de NEED, 2015.

Segundo Gripp (1998), a incineração é definida como um processo de redução de peso e volume do lixo através de combustão controlada. Existem dois tipos de incineradores que processam resíduos sólidos domiciliares, classificados em função da existência ou não de tratamento prévio do resíduo. Assim, o incinerador de queima direta, ou *Mass Burn*, processa resíduos que não passam por nenhuma preparação prévia e são encaminhados diretamente para o fosso que

alimenta a câmara de combustão. Já o incinerador tipo Combustível Derivado do Resíduo (CDR) requer uma preparação prévia dos resíduos a serem incinerados.

Quando o resíduo passa pela grelha, ele vai se aquecendo e passa por uma secagem, eliminação dos compostos orgânicos voláteis e combustão do resíduo carbonoso. A temperatura ideal é aproximadamente 1200°C, temperatura na qual são decompostos a maioria dos compostos orgânicos. Na combustão também é possível formar gases corrosivos (ácido clorídrico, compostos de cloro etc.), por isso o interior deve ser revestido com material refratário e a temperatura não deve ser maior que 420°C nos tubos metálicos dos superaquecedores. Os gases da combustão saem por volta de 250°C de temperatura e são enviados para os sistemas de tratamento de gases para remoção dos gases ácidos, material particulado, dioxinas, furanos e eventuais metais pesados (ENGEBIO, 2010).

Na saída da grelha a fração orgânica deve estar totalmente consumida, sobrando apenas uma fração inorgânica, a cinza de fundo. As cinzas são apagadas em um tanque com água e desaguadas. As cinzas de fundo da caldeira são compostas principalmente de materiais inertes e não combustíveis, tais como minerais, por metais ferrosos e não ferrosos e podem ainda conter 3% de material orgânico. Já os metais podem ser separados das cinzas por separador magnético, as cinzas remanescentes deverão passar por uma caracterização para serem consideradas inertes. As cinzas residuais do sistema de exaustão e de tratamento de gases da caldeira apresentam alta concentração de poluentes e não podem ser reaproveitadas, pois segundo a NBR 10.004 são classificadas como resíduo Classe 1 e devem ter disposição final em aterro industrial (ABRELPE, 2012).

Durante todo o processo, o resíduo passa por diferentes variações de temperatura. Em um primeiro momento, ao ser lançado no compartimento de acesso ao incinerador, sob temperatura da ordem de 100°C, começa o processo de perda de umidade pela convecção e radiação. Antes de adentrar na câmara de combustão, sob baixa pressão atmosférica e temperatura por volta de 250°C, começa o processo de volatilização. Já na câmara de combustão, sob temperatura

compreendida entre 600°C e 1.250°C e razão entre ar e resíduo entre 1,5 e 2,0, é que ocorre a completa oxidação (MACHADO, 2015).

Uma planta de incineração deve tratar de forma especial os lodos, cinzas e descargas dos sistemas de limpeza de gás de combustão e da água, que são considerados resíduos perigosos, mesmo que contenham apenas pequenas quantidades de compostos orgânicos e metálicos. As cinzas volantes e os lodos devem ser tratados e dispostos em um aterro adequado (ENGEBIO, 2010).

Mais de 130 milhões de toneladas de resíduos urbanos são tratados por ano em cerca de 750 unidades de incineração com geração de energia, instaladas em 35 países, com capacidade instalada de 10 mil MW de energia elétrica ou térmica. Na União Europeia, em 2010, mais de 20% do RSU foram destinados para incineradores. No Japão, este valor se eleva para 79%. Nos EUA, 13% do total foi destinado a incineradores. A tabela 10 apresenta a distribuição das instalações de incineradores no mundo (RISCADO *et al.*, 2010).

Tabela 10 – Distribuição e capacidade dos incineradores no mundo

PAÍS/REGIÃO	Plantas em Operação	Capacidade Processamento (10 ⁶ t/ano)	Capacidade Instalada (MW)
União Europeia	301	50,2	8.800
Japão	189	39	847
EUA	98	29,4	2.760

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

Machado (2015) fez uma consolidação das plantas de incineração pelo mundo, com dados de localização, operador, país, capacidade instalada, combustível e outros, e chegou a algumas conclusões, tais quais: a maioria das plantas se localizam na União Europeia, grande parte das instalações aplicam a tecnologia de grelha e com precipitadores eletrostáticos, as capacidades instaladas das plantas variam bastante, mas a maioria tem capacidade menor que 1500 t/dia.

2.3.3 Digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é um sistema de tratamento de resíduos indiferenciados. Este processo é dividido em duas fases: a mecânica – que são os meios de separação dos materiais recicláveis – e a biológica – que estabiliza a fração orgânica, tornando o material útil para outra utilização (COSTA, 2010).

A digestão anaeróbia é consequência de uma série de interações metabólicas entre vários grupos de microrganismos. Ela ocorre basicamente em três estágios: hidrólise/liquefação, acidogênese e metanogênese. O primeiro grupo de microrganismos segrega enzimas, que hidrolisam os materiais poliméricos a monômeros tais como a glucose e os aminoácidos. Estes são subsequentemente convertidos por um segundo grupo, que faz a transformação em hidrogênio e ácido acético. E, finalmente, o terceiro grupo de bactérias converte o hidrogênio, o dióxido de carbono e o acetato em metano (VERMA, 2002)

Não se trata de um processo de tecnologia única, mas uma combinação de processos tecnológicos que visa o alcance do objetivo pretendido. Os maiores objetivos quando da implantação de um sistema de digestão anaeróbia são: aumento da recuperação de materiais recicláveis, produção de composto e fertilizante para o solo, produção de material biologicamente estabilizado para aterro, produção de calor e/ou energia elétrica e produção de combustível CDR (Combustível Derivado de Resíduos) (COSTA, 2010).

As principais vantagens de um sistema de digestão anaeróbia são a redução do volume e umidade dos resíduos para a destinação final, redução da quantidade de orgânicos dispostos em aterro e consequentemente a redução do potencial de formação de GEE. Desta forma a digestão anaeróbia de resíduos é uma alternativa que se compõe muito bem com a reciclagem. Segundo Costa (2010), a eficiência da digestão anaeróbia não variará muito em função da região abrangida, mas sim em função dos equipamentos e processos de triagem instalados.

Quanto à digestão anaeróbia, são envolvidas diversas técnicas, entre as quais abertura de sacos de lixo, separação de materiais volumosos, separação dos materiais recicláveis, homogeneização e preparação dos materiais para o tratamento biológico. O tratamento mecânico envolve técnicas de separação como: Crivos/Trommel, separador balístico, magnético, óptico, correntes de Foucault (COSTA, 2010).

Quanto ao tratamento biológico, pode ser realizado de duas formas: o método anaeróbio (digestão anaeróbia) ou aeróbio (compostagem ou vermicompostagem). A digestão anaeróbia produz biogás, que pode ser utilizado como fonte de calor e energia elétrica. A fração orgânica que chega à fase biológica é digerida e estabilizada de forma aeróbia e assim forma composto. O composto poderá depois ser utilizado como fertilizante natural de solos (vinhas, pomares e recuperação de solos degradados).

O estudo da EPE, que fez uma avaliação preliminar do aproveitamento energético de resíduos sólidos urbanos de Campo Grande – MS, conclui que a incineração exclui a alternativa da reciclagem e reduz seus benefícios energéticos, uma vez que a reciclagem tem potencial para produzir um maior benefício energético global. A geração com base no gás produzido em biodigestores exige a separação prévia dos elementos sólidos não degradáveis, portanto não há impacto. Assim, a reciclagem é uma alternativa que se compõe muito bem com a geração de energia elétrica a partir da digestão anaeróbica dos resíduos (EPE, 2008).

Segundo Souza *et al.* (2012), a digestão anaeróbia não só favorece a diminuição de emissão dos principais gases que geram o efeito estufa e acarreta na produção de energia elétrica como também se destaca por outro aspecto de suma importância para a agricultura, o biofertilizante, embora o processo de incineração possa ser mais vantajoso em relação à destruição de resíduos hospitalares e remédios fora do prazo de validade, que poderiam ser prejudiciais à saúde.

Costa (2010) avalia não somente a tecnologia, mas também o impacto de recuperação de recicláveis. Ele conclui que a digestão anaeróbia, ao potencializar a reciclagem de materiais e

a redução da colocação de matéria orgânica nos aterros, é seguramente uma potente ferramenta para a redução da emissão de gases de efeito de estufa.

Segundo Chernicharo (2007), além dos processos citados, durante a digestão anaeróbia pode ocorrer ainda a formação de sulfetos pela redução dos sulfatos. Isso ocorre quando as bactérias sulforredutoras encontram ambiente com alta concentração de sulfato e outros compostos à base de enxofre. Essa redução do sulfato não é um processo desejável, pois nessa situação é gerado o gás sulfídrico devido à não geração de metano da matéria oxidada. Esse gás tem odor desagradável e oxida componentes metálicos (AUGUSTO, 2007).

Segundo Amaral (2004), a digestão anaeróbia se dá naturalmente em diversos ambientes – como pântanos, sedimentos de rios, lagos e mares, minas de carvão –, no trato digestivo de animais e em aterros sanitários, entretanto quando ocorre dentro de reatores pode apresentar maiores taxas de geração de metano. Para Souza *et al.* (2012), os reatores criam condições propícias para a biodigestão anaeróbia e com tempo de permanência baixo, quando comparados aos aterros.

O sistema mais apropriado depende das características dos resíduos, da área disponível, dos recursos financeiros e operacionais, da importância da geração de energia para o sistema, da prevenção à poluição, entre outros fatores. Isso torna a digestão anaeróbia dos resíduos orgânicos em reatores mais atrativa do que o beneficiamento da matéria orgânica em aterros sanitários, pois nessas unidades é possível potencializar a produção de biogás; além disso, tem-se um melhor controle operacional do processo, maior facilidade na captura do biogás e diminuição significativa da massa de resíduos dispostos nos aterros sanitários (AMARAL, 2004).

O tratamento biológico anaeróbio do RSU demanda controle rígido de parâmetros como temperatura e pH e também dos macro e micronutrientes que podem interromper o metabolismo do processo biológico. Além disso, a composição heterogênea do RSU faz com que essa alternativa necessite da separação prévia dos resíduos orgânicos, seja por via mecânica, seja

através de separação na fonte. E para que o mercado venha a se estabelecer é necessário que haja um fortalecimento no campo institucional e organizacional (MENEZES, 2000).

De acordo com Silva *et al.* (2009), o aproveitamento energético do biogás a partir dos resíduos sólidos urbanos representa uma fonte de energia renovável, destacando as diversas vantagens, tais como descentralização da geração de energia, redução das emissões de GEE e promoção de uma gestão integrada dos resíduos. Segundo Oliveira e Rosa (2003), o Brasil tem condição de abastecer energeticamente 17% do território nacional a partir da energia dos RSU, corroborando desse modo a viabilidade da digestão anaeróbia no tratamento de resíduos sólidos orgânicos.

Segundo Andreoli *et al.* (2003), o poder calorífico do biogás, em que o metano representa 70% de sua composição, é em torno de 23.380 kJ/m³; fazendo-se uma comparação, o poder calorífico do gás natural é equivalente a 37.300 kJ/m³.

Segundo Saito (2007), outro subproduto do processo de biodigestão anaeróbia é o composto orgânico material parcialmente estabilizado, que contém micro e macronutrientes. A aplicação desse composto como condicionador e fertilizante do solo é visto como uma solução técnica e ambientalmente adequada capaz de proporcionar inúmeras melhorias nas propriedades físicas, químicas e biológicas e na produtividade agrícola do solo (EMBRAPA, 2006).

O composto parcialmente digerido necessita ainda ser submetido a um tratamento posterior, tendo como finalidade a obtenção de um composto completamente maturado e livre de patógenos. O emprego desse composto como fertilizante agrícolas deve acontecer de forma controlada, pois pode conter níveis relativamente elevados de metais pesados, contaminantes orgânicos, biológicos e inertes, podendo causar sérios riscos de contaminação ambiental no solo e nos corpos-d'água (GONÇALVES, 2005).

A taxa de aplicação do composto sobre o solo é outra precaução que deve ser tomada, deve atender às normas legais e aos requisitos químicos e nutricionais de cada tipo de solo e cultura, garantindo uma maior segurança sanitária do consumo humano e animal (DE ASSIS, 2015).

O processo de digestão anaeróbia é constituído de diversas rotas metabólicas que envolvem diferentes tipos de microrganismos, e as condições ambientais no interior do reator são fatores preponderantes para determinar qual rota metabólica será seguida (TRAVERSI, 2011).

O equilíbrio ecológico entre as espécies dentro do reator afetará diretamente o desempenho da biodigestão, que deverá ser mais favorável a microrganismos produtores de metano. Estas são as bactérias metanogênicas, que são sensíveis a diversas condições ambientais, destacando-se temperatura, pH, nutrientes e a presença de resíduos tóxicos (LIBÂNIO, 2002).

A temperatura é a variável mais importante para a seleção das bactérias que irão atuar dentro do reator. A digestão anaeróbia acontece em três condições de temperatura: psicrófila (abaixo de 20°C), mesófila (entre 20°C e 45°C) e termófila (entre 45°C e 70°C) (LETTINGA, 2001).

Os processos termofílicos, segundo Vindis (2009), são os que apresentam uma maior eficiência na remoção de matéria orgânica e uma maior geração de biogás. Entretanto, os processos mesofílicos são os mais adotados, pois não requerem um aquecimento externo e estão menos sujeitos a variações de temperatura.

O pH ótimo para crescimento da maioria das bactérias está entre 6,5 e 7,5. As variações máximas e mínimas, para a maior parte delas, estão entre pH 4 e 9. No entanto, quando cultivadas em meio controlado com um pH, é provável que esse pH se altere, podendo se tornar tanto ácido como alcalino (CAMPOS *et al.*, 2006).

De acordo com Mayer (2013), o equilíbrio ácido-base nos reatores é atingido por concentrações elevadas de alcalinidade. Muitas vezes, deve ser suplementada uma fonte externa para fornecer

estabilidade no processo. Nas fases de hidrólise e acidogênese são liberadas grandes quantidades de ácidos orgânicos voláteis, que se acumulam e podem causar diminuição do pH. Para que ocorra o efeito tampão é preciso manter a alcalinidade em concentrações adequadas (LOPES *et al.*, 2002).

Segundo Moraes (2005), para obter uma boa *performance* no processo de digestão anaeróbia é preciso assegurar quantidades satisfatórias das concentrações de macro e micronutrientes. Os macronutrientes essenciais para a degradação biológica da matéria orgânica são o nitrogênio, o fósforo e o enxofre. O nutriente mais assimilado na atividade metabólica das bactérias anaeróbias é o nitrogênio, logo exigido em grandes concentrações. As principais fontes de nitrogênio utilizadas são o nitrogênio orgânico e a amônia (SPEECE, 1996).

Segundo Raposo *et al.* (2012), as águas residuárias podem ser usadas para diluir o resíduo orgânico, a fim de que se alcance uma relação C/N ideal. Micronutrientes com cromo, ferro, cobalto, manganês, molibdênio, níquel, selênio, boro, vanádio e zinco devem ser mantidos em nível de traço; caso os níveis estejam acima do limite nutricional, podem ocasionar efeito tóxico. O principal fator que afeta negativamente o desempenho de reatores anaeróbicos é a toxicidade. O efeito tóxico é causado por sais (geralmente, ocasionado pelos cátions), amônia livre, sulfeto, cianetos, cromatos, metais pesados (CHERNICHARO, 2007).

Os sistemas de digestão anaeróbia de RSU são classificados de acordo com o tipo de sistema utilizado e o teor de sólidos totais. Quanto ao sistema, podem ser classificados como de estágio único, múltiplo e de batelada; quanto ao teor de sólidos, sistemas com baixo teor de sólidos (BTS) têm menos de 15% de TS, sistemas com médio teor de sólidos (MTS) têm entre 15 e 20% de TS e sistemas com alto teor de sólidos (ATS) têm TS na faixa de 20 a 40%. Esses dados podem ser verificados na tabela 11 (HENRIQUES, 2004).

Tabela 11 – Classificação dos tipos de reatores

Classificação (TS)	BTS (< 15%)	MTS (15-20%)	ATS (> 20-40%)
Tipo de Reator	Único		
	Múltiplo		
	Batelada		
Classificação (Temperatura)	Psicrofílica (< 20°C)	Mesofílica (20-45°C)	Termofílica (45-70°C)

Fonte: Adaptado de Henriques (2004) e Lettinga (2001).

Devido ao grande volume de água utilizado, os sistemas BTS requerem um grande volume do reator, o que acarreta em altos custos de investimento e de tratamento de efluentes, por isso ele leva desvantagens em relação aos demais. Já os sistemas com ATS requerem menores volumes de reator por unidade de processamento, mas por outro lado são necessários mais equipamentos acessórios e têm altas taxas de carga orgânica (TCO), fazendo com que sejam equipamentos mais robustos (REICHERT, 2005).

Segundo Reichert (2005), processos de estágio único utilizam somente um reator para as fases de acidogênese e metanogênese. Eles podem ser tanto tipo BTS quanto ATS, dependendo do teor de sólidos contidos no reator. As vantagens econômicas e ambientais dos sistemas secos e úmidos são apresentadas na tabela 12.

Tabela 12 – Vantagens e desvantagens dos sistemas de secos e úmidos

	Vantagens	Desvantagens
Sistema Seco	- Pré-tratamento mais barato e reatores menores	
	- Completa higienização	- Necessita de equipamentos mais robustos e caros para o manejo de massa em digestão (compensado com reatores menores e mais simples)
	- Utilização de pequeno volume de água	
	- Requer menos aquecimento	
Sistema Úmido	- Equipamento para lidar com lodos é mais barato (compensado pelo volume maior dos reatores)	- Alto consumo de água
		- Maior consumo de energia para aquecer um volume maior

Fonte: Vandevivere *et al.* (2003).

Os processos multiestágios têm o objetivo de separar os diferentes estágios da digestão anaeróbia, dando flexibilidade para a otimização de cada uma das reações, normalmente com dois reatores, sendo o primeiro para o estágio da hidrólise e acetogênese e o segundo para a metanogênese. Igualmente são apresentadas na tabela 13 as vantagens e desvantagens desse tipo de processo (REICHERT, 2005).

Tabela 13 – Vantagens e desvantagens de sistemas multiestágio

Critério	Vantagens	Desvantagens
Técnico	- Flexibilidade de projeto	- Complexidade do projeto
Biológico	- Mais viável para resíduos com baixo teor de celulose - Única tecnologia viável para $C/N < 20$	- Menor produção de biogás
Econômico e Ambiental	- Menor quantidade de metais pesados no composto	- Maior investimento

Fonte: Vandevivere *et al.* (2003).

Segundo Verma (2002), reatores em bateladas são abastecidos, submetidos às reações, sendo então esvaziados e carregados novamente. Sistemas em batelada têm a vantagem de serem tecnicamente simples, baratos e robustos. Entre as desvantagens estão a maior área de implantação e a sedimentação de material no fundo do reator.

Em seguida iremos abordar duas tecnologias de biodigestores aplicadas na Europa: a tecnologia DRANCO e a tecnologia KOMPOGAS. São processo de estágio único, alto teor de sólidos e termofílico, sendo que o KOMPOGAS pode também operar em temperatura mesofílica.

O processo DRANCO, ilustrado na figura 8, opera diferentes tipos de resíduos e tem um tempo de retenção médio de 20 dias. Sua alimentação é feita continuamente pelo topo do reator e o material digerido é retirado pelo fundo. O excesso de água é retirado e é necessária uma compostagem de 15 dias do material digerido. É um sistema vertical, que ocorre por gravidade e recirculação de massa sólida. A produção de biogás é da ordem de 100 a 200 m³ por tonelada de resíduo e 50% é utilizado como consumo próprio.

Figura 8 – Esquema do processo DRANCO
 Fonte: Adaptado de De Baere (2010).

O processo da KOMPOGAS é feito através de uma alimentação diária em reatores cilíndricos e horizontais. O sistema requer cuidadoso ajuste de teor de sólidos em torno de 23 a 28% dentro do reator. Com teor de sólidos mais baixos, materiais pesados como areia e cacos de vidro podem descer e acumular-se no interior do reator. Valores elevados de sólidos podem causar excessiva resistência ao fluxo horizontal. O tempo de retenção (TDH) é de 15 a 20 dias. Por questões construtivas, os reatores têm limitação de capacidade de 15.000 a 25.000 toneladas/ano e para atingir capacidades maiores é preciso construir reatores modulares em paralelo (OSTREM, 2004).

Na tabela 14 são apresentadas as principais características das plantas DRANCO e KOMPOGAS, como teor de sólidos, número de estágios, tempo de retenção, tipo de reator e temperatura de produção de biogás.

Tabela 14 – Características das plantas de biodigestão

	DRANCO	KOMPOGAS
Teor de Sólidos (%)	Seco, TS = 20 a 50%	Seco, TS = 23 a 28%
Número de Estágios	Único	Único
Tempo de Retenção (TDH)	13 a 30 dias	15 a 20 dias
Tipo de reator	Vertical	Horizontal
Temperatura	Termofílica	Mesofílica e termofílica
Produção de biogás (Nm ³ /t RSU)	100 a 200	130

Fonte: Adaptado de Reichert (2005).

Segundo Reichert (2005), a maior parte dos sistemas instalados na Europa são do tipo sistema seco e de estágio único. Embora sejam chamados de secos, com teor de sólidos entre 20 e 30%, o resíduo tem umidade de 70 a 80%. A umidade normal dos resíduos é por volta de 50%, que significa que há necessidade de adição de água. A tecnologia DRANCO possui plantas com TS de 50%, que não requerem adição de água. O tempo de retenção do resíduo no interior do reator vai de 13 a 30 dias, e a produção de biogás é em média 140 Nm³/t RSU.

Na figura 9, pode-se verificar o crescimento da implantação de plantas de digestão anaeróbia na Europa. O crescimento a partir de 1999 deve-se à necessidade de tratamento dos resíduos orgânicos, não podendo ser dispostos em aterros sanitários. Segundo De Baere (2013), a digestão anaeróbia não é mais barata que a compostagem, que seria outra forma de tratamento dos resíduos orgânicos; no entanto, ela oferece a oportunidade de geração de energia renovável, redução da área requerida e diminuição significativa de odores desagradáveis.

Figura 9 – Capacidade instalada de plantas de biodigestão na Europa

Fonte: De Baere (2013).

As tecnologias de digestão anaeróbia são aplicáveis para média e grande escala, mas, segundo Hessami *et al.* (1996), é possível desenvolver um reator anaeróbio para pequenas comunidades; em seu trabalho, foi desenvolvido um reator para uma comunidade de 500 pessoas e uma produção de 8 m³/d de biogás.

2.3.4 Outras tecnologias

As tecnologias mais importantes de conversão de resíduos sólidos urbanos em energia são baseadas em métodos biológicos ou térmicos (PAVAN, 2010). De acordo com a FEAM (2012), as principais tecnologias de tratamento térmico de resíduos, com aproveitamento energético, são a incineração, a pirólise, a gaseificação, o plasma e o coprocessamento em forno de clínquer.

Segundo Bridgwater *et al.* (1999), a biomassa pode ser usada em diferentes alternativas para prover energia. Portanto podemos aplicar os mesmos conceitos de biomassa para o RSU. A

primeira e mais conhecida alternativa é a combustão direta, que, no caso dos resíduos, seria a incineração. A segunda seria a gaseificação, para prover gás combustível. Outra alternativa seria a pirólise rápida, que proveria um combustível líquido, que poderia ser usado para produzir uma gama de produtos químicos.

Segundo ENGEPIO (2010), a gaseificação é o processo de reação de carbono com o vapor-d'água e/ou oxigênio, para produzir hidrogênio e monóxido de carbono. Nesse processo ocorre a conversão da matéria-prima sólida ou líquida em gás por meio de oxidação parcial, sob a aplicação de calor. Existem plantas de gaseificação de resíduos sólidos, sobretudo no Japão, onde os custos são mais elevados, ademais essa tecnologia ainda está em fase de estudos, sobretudo para a redução dos custos (FEAM, 2012).

Por definição, a pirólise é a degradação térmica de hidrocarbonetos na ausência de oxigênio. Este processo exige uma fonte externa de calor para aquecer a matéria, podendo fazer a temperatura variar de 300°C a mais de 1000°C. Entretanto, tem se observado que qualquer processo térmico com temperaturas superiores a 300°C na ausência de oxigênio é considerado método de pirólise, o que torna o termo extremamente abrangente. Apesar de sua definição esclarecer a necessidade da inexistência de oxigênio, vários processos contam com uma pequena quantidade dele. O processo é endotérmico, logo é necessário que exista bastante fornecimento externo de calor para acontecer o sucesso da reação (PEREIRA, 2014).

A tecnologia arco de plasma, também conhecida como plasma pirólise, consiste em um processo de decomposição química por calor na ausência de oxigênio. Esta é uma tecnologia dedicada à destruição dos resíduos, que associa as altas temperaturas geradas pelo plasma com a pirólise dos resíduos (FEAM, 2012).

E há ainda a tecnologia de tratamento químico de resíduos, como a despolimerização catalítica, que converte a biomassa para líquido através da despolimerização catalítica da biomassa, este processo é principalmente baseado na liquefação direta. Esta tecnologia pode fornecer uma maior produção de diesel devido à sua alta eficiência energética, 70%, enquanto o processo de

gaseificação da biomassa e síntese de Fischer-Tropsch tem uma eficiência de 33% a 50% (LAOHALIDANOND *et al.* 2005).

Outra alternativa, já em escala comercial, é a compostagem. Ela tem se mostrado eficiente para o tratamento dos orgânicos, porém não há aproveitamento energético nessa tecnologia. Mas há outros benefícios decorrentes desta aplicação, que vão desde a redução do volume de rejeitos destinados aos aterros sanitários até a contribuição em relação às emissões de gases de efeito estufa (GABIATTI, 2007).

3 REFERENCIAL TEÓRICO SOBRE AVALIAÇÃO DE PROJETOS

A Taxa Interna de Retorno (TIR) e o Valor Presente Líquido (VPL) são métodos de avaliação de projetos de investimento os quais se baseiam no conceito de fluxo de caixa descontado. Segundo Koller (2010), o fluxo de caixa descontado é a soma dos fluxos de caixa futuros, descontados a uma taxa correspondente ao seu grau de risco. Para que se opte pela execução de um determinado projeto, há de se fazer avaliações que considerem o objetivo de rentabilidade da empresa, isto é, o uso de metodologias que possibilitem a escolha de alternativas de investimento que produzam rentabilidade para, no mínimo, não alterarem para pior o valor de mercado da empresa. Os métodos de fluxo de caixa descontados consideram que o momento exato no qual se configura uma entrada ou uma saída de caixa é relevante, já que dois projetos com entradas futuras que atinjam o mesmo montante final, mas com distintos valores de entrada nas datas futuras, possibilitam reinvestimentos, gerando retorno adicional (SANVICENTE, 1977).

As opções de investimento precisam ser atualizadas ao valor presente para que possam ser analisadas no período de tempo atual. Enquanto a TIR corresponde à taxa de retorno esperada pelo projeto, o VPL representa o valor do dinheiro no tempo, trazido aos valores atuais, o que o faz ser considerado uma técnica sofisticada de investimento (SAMAMEZ, 2004).

3.1 Taxa Interna de Retorno

A Taxa Interna de Retorno (TIR) é, segundo Sanvicente (1977), a taxa de desconto que torna o valor presente líquido igual a zero, isto é, iguala o valor de um investimento com os seus relativos retornos futuros ou saldos de caixa estabelecidos em cada período. Já para Balarine (2002), a TIR equivale à taxa de desconto, a qual é considerada uma sequência de entradas e saídas de caixa, zerando o VPL.

Para Gitman (2003), a TIR possivelmente constitui-se como a ferramenta de orçamento de capital mais utilizada. A aplicação do método TIR a um projeto faz com que seja imprescindível a ciência do total a ser desembolsado para a sua execução, que pode ser um desembolso único ou distribuído ao longo do tempo, assim como o valor dos fluxos de caixa positivos que serão alcançados única e exclusivamente com a operação do projeto. Por considerar o valor do dinheiro no tempo, pode-se dizer que a TIR corresponde a uma taxa de juros equivalente para o período (MARTINS & ASSAF NETO, 1990).

Segundo Feibel (2003), a fórmula utilizada para o cálculo da TIR é:

$$C_0 - \sum_{t=1}^N \frac{C_t}{(1 + TIR)^t} = 0$$

Equação 1

Onde:

t = Ano Objeto da Análise (em anos)

N = Horizonte de Duração do Projeto (em anos)

C_t = Fluxo de Caixa do Ano Objeto da Análise (em \$)

TIR = Taxa Interna de Retorno (em % a.a.)

C₀ = Investimento Inicial (em \$)

A utilização desse método pressupõe implicitamente que o reinvestimento nos fluxos intermediários de caixa foi feito utilizando-se a Taxa Interna de Retorno (MARTINS & ASSAF NETO, 1990). Também é admitida implicitamente a hipótese de que a taxa apropriada de reinvestimento corresponde à taxa obtida por um projeto ao longo de sua vida útil, ou seja, a sua própria taxa interna (SOLOMON, 1973).

Os projetos têm a TIR como critério para análise de viabilidade. Se a TIR for superior ao custo de capital, o projeto deve ser admitido. De outro modo, se demonstrar um valor inferior ao valor do custo de capital da empresa, rejeita-se o projeto. Isso faz com que a organização alcance seu retorno exigido para aumentar o valor da empresa e maximizar o lucro dos acionistas (GITMAN, 2003).

Cabe destacar que quando um projeto não é aceito, devido ao valor da TIR ser inferior ao custo de capital da empresa, não quer dizer que ele não seja lucrativo. Entretanto, o projeto só será viável com uma taxa de retorno superior à definida como mínima pela empresa. Outro fato importante para a tomada de decisão é a hipótese de os fluxos intermediários de caixa não conseguirem ser reinvestidos com a rentabilidade obtida no cálculo da TIR. Nesse caso, a TIR diminuirá proporcionalmente as taxas de reinvestimento utilizadas, podendo ter como consequência a transformação do projeto em uma alternativa a ser rejeitada. Por isso deve-se considerar o reinvestimento dos fluxos intermediários, pois, em um cenário não favorável, o retorno gerado pode não ser suficiente para suportar os compromissos financeiros previstos (MARTINS & ASSAF NETO, 1990).

Para possibilidades de investimentos concorrentes, com o mesmo prazo, não é suficiente a comparação entre as respectivas TIR, já que o método da TIR não leva em conta os valores dos fluxos de caixa gerados a partir do projeto. Caso isso ocorra, o procedimento a ser seguido deve ser dividido em três partes. Deve-se realizar o cálculo da TIR do primeiro projeto e compará-la ao custo de capital da empresa. Se for maior ou igual ao custo, viabiliza-se o projeto e deve-se continuar a seleção. Em seguida, calcula-se a TIR do segundo projeto e a compara ao custo de capital. Se for maior ou igual ao custo, viabiliza-se o projeto e deve-se continuar a seleção. E finalmente, visto que as alternativas são viáveis, faz-se uma análise incremental, a qual consiste em subtrair o fluxo com menores aportes de valores dos fluxos com maiores aportes de valores e, a partir do fluxo resultante, calcular a sua taxa interna de retorno. Se o valor do fluxo incremental for maior que o valor do custo de capital da empresa, aceita-se o projeto com as maiores magnitudes de valores. Porém, se o valor da TIR for inferior ao valor do custo de

capital, opta-se pelo projeto com as menores magnitudes de valores. E, caso o valor da TIR seja igual ao valor do custo de oportunidade, a escolha torna-se indiferente (SIZO, 1985).

Quando a escolha de possibilidades implicar no cálculo de alternativas com prazos diferentes, é preciso igualar a vida das oportunidades para operacionalizar a aplicação do método. Para isso, além de calcular a taxa de retorno de cada alternativa e fazer a análise incremental, efetua-se a operação que permite aos projetos conflitantes a equiparação de seus horizontes, chamada de método do custo anual uniforme. É importante frisar que a transformação das alternativas em alternativas com horizontes iguais precede a análise incremental (SIZO, 1985).

3.2 Valor Presente Líquido

O Valor Presente Líquido (VPL) é um método de análise de investimentos determinado como a dedução das entradas e saídas de caixa do projeto no decorrer dos anos, trazidas a valores presentes (MARTINS & ASSAF NETO, 1990). Segundo Gitman (2003), o VPL é uma prática sofisticada de orçamento de capital, descontado por uma taxa específica, a qual representa o mínimo de rentabilidade para que o projeto não diminua o valor da empresa.

É chamado de líquido pois supõe o saldo, no presente, das entradas e saídas, ou seja, a geração de fluxo de caixa positivo, nos momentos seguintes resultantes da instituição do projeto, subtraído das saídas, ou seja, os investimentos efetuados para a efetivação do projeto. Essas entradas e saídas são descontadas à taxa que reflete o custo de oportunidade da empresa (SCHUBERT, 1989).

Segundo Feibel (2003), a fórmula utilizada para o cálculo do VPL é:

$$VPL = \sum_{t=1}^N \frac{C_t^*}{(1+i)^t} - C_0$$

Equação 2

Onde:

VPL = Valor Presente Líquido (em \$)

t = Ano objeto da análise (em anos)

N = Horizonte de Duração do Projeto (em anos)

i = Custo do Capital (em % ao ano)

C* = Fluxo de Caixa no Período (em \$)

C₀ = Investimento Inicial (em \$)

O cálculo do VPL deve ser feito em três etapas. A primeira é a montagem da série de fluxos de caixa e a definição da taxa de desconto, o que implica na escolha de uma taxa a qual possibilite ao projeto uma vantagem em relação à aplicação em investimentos através de fontes exteriores a empresa. A segunda é trazer os fluxos de caixa futuros ao valor presente. E, por fim, comparar o valor presente dos ingressos com o valor presente das saídas de caixa (SANVICENTE, 1977).

A hipótese implícita, que justifica o VPL como método correto, parte da premissa de que a taxa adequada de reinvestimento é o custo de capital e os valores finais alcançados serão sempre equivalentes aos valores presentes (SOLOMON, 1973).

O método VPL é usado para ajudar na definição de acolher ou não um determinado projeto, em conformidade com o que ele pode apresentar no futuro. O projeto que possuir VPL maior que zero, ou seja, cujas entradas, trazidas ao valor presente e descontadas pelo custo de capital da empresa, atingirem valor superior ao valor das saídas, demonstrado pelo investimento prescrito para a execução do projeto, deverá ser admitido. Já os projetos em que o VPL for menor que

zero (valor das entradas inferior ao valor das saídas) não deverão ser admitidos (GITMAN, 2003).

Quando a taxa de desconto se igualar a zero, o VPL será demonstrado pela diferença entre os fluxos de caixa provocado pelo investimento e o valor do investimento. Quando a taxa é elevada, o valor presente das gerações futuras de caixa passa a diminuir até o instante em que se iguala a zero, sendo esta taxa a máxima de retorno indicada para o projeto. Assim, uma taxa de desconto superior tem como consequência a constatação de VPL negativo, que sugere a desaprovação do projeto (MARTINS & ASSAF NETO, 1990).

Existem casos em que o tomador de decisão deve optar por um determinado projeto em detrimento de outro, observando a rentabilidade considerada pela análise. Isso pode ocorrer por existirem projetos com a mesma finalidade – denominados mutuamente exclusivos – ou pela limitação de recursos da empresa, apesar de possuírem diferentes finalidades. Em decorrência da necessidade de escolha entre dois projetos, enfrentam-se dois problemas: projetos com escalas de valores diferentes e distinção entre os prazos em que os fluxos de caixa aparecem. O primeiro pode ser ajustado através da utilização do índice de rentabilidade, o qual consiste no quociente entre o valor atual das entradas e o das saídas, sendo que o projeto que possuir o índice com maior valor será escolhido. E o segundo, com o custo anual uniforme, o qual faz com que os valores presentes das séries de fluxos de caixa tornem-se séries de fluxos anuais com o mesmo valor presente original (SANVICENTE, 1977).

Quando os projetos possuírem prazos iguais, a alternativa refletirá sobre o projeto que possibilite maior VPL. Outro fato a ser observado é a existência ou não de restrição de capital para investir, a qual pode ser relevante quando existirem projetos com valores distintos e positivos e diferentes escalas de investimentos, podendo ser um maior que o outro ou distribuídos em períodos subsequentes (SIZO, 1985).

3.3 Análises de riscos

No mercado financeiro o risco pode ser dividido em dois grupos: os não diversificáveis e os diversificáveis. O risco não diversificável é aquele a que a maioria dos ativos estão sujeitos, refere-se a acontecimentos que afetam o mercado como um todo, como, por exemplo, o aumento da taxa de juros ou da inflação. Já o risco diversificável é o que afeta um número pequeno de empresas (DAMODARAN, 2012).

Existem fatores que são determinantes para a aferição de risco em relação ao retorno, entre eles destaca-se volatilidade, os riscos de mercado, político, de taxas de juro, de crédito, de país, de câmbio externo (ASSAF NETO, 2007).

O risco é a possibilidade de perda financeira. Os ativos considerados de maior risco são os que oferecem maiores possibilidades de perda financeira. Risco é usado como sinônimo de incerteza e refere-se à variabilidade dos retornos associados a um ativo (GITMAN, 2003).

A gestão de riscos vem gradualmente ganhando importância no mundo empresarial, pois, com a crescente interdependência dos mercados, as empresas tornam-se mais suscetíveis aos diversos fatores de risco. Aspectos econômicos, financeiros e movimentações competitivas se alastram velozmente, podendo afetar consideravelmente os seus resultados (KIMURA e PERERA, 2003).

O coeficiente beta é um indicador do grau de variabilidade do retorno de um projeto em réplica a uma variação do retorno de mercado. O coeficiente beta do mercado é igual a 1, e os outros deverão ser considerados em referência a esse valor. O beta pode ser definido como a contribuição padronizada de um ativo ao risco de uma carteira ampla e diversificada. O beta maior que 1 significa que a empresa tem uma reação acima do mercado. Pode-se dizer que é uma empresa que tem maior alavancagem que as demais na média do mercado (ROSS *et al.*, 2002).

O CAPM (Capital Asset Pricing Model ou Modelo de Formação de Preços de Ativos) é uma ferramenta para analisar a relação entre o risco e a taxa de retorno, ao mesmo tempo em que o risco relevante de uma ação individual é sua contribuição para o risco de uma carteira bem diversificada (BRIGHAM *et al.*, 2001).

O Modelo de Precificação de Ativos Financeiros (CAPM – *Capital Asset Pricing Model*) considera que o risco total de um título é representado pela soma do risco não diversificável com o risco diversificável (GITMAN, 2003).

O risco considera que a probabilidade de uma situação afetar os resultados pode ser medida. Para o enquadramento desse risco na tomada de decisão, utiliza-se uma taxa interna de retorno ou taxa de desconto ajustada. Caso o uso dessa taxa altere o VPL para um valor negativo, o projeto deve ser rejeitado. Esse método possui duas deficiências: a primeira é que a taxa de desconto ajustada seria aplicada a todos os fluxos de caixa do projeto, independentemente da época em que aconteceu, o que torna a visão muito simplificada, já que a previsão de riscos para um futuro mais próximo é mais provável do que a previsão de riscos para um futuro distante; a segunda é que o custo de capital da empresa, calculado através de uma média ponderada dos custos das diversas fontes de capital, dentro das quais se inserem os recursos do proprietário, podem já ter precificado o risco previsto (SANVICENTE, 1977).

No caso em que predominam em tomadas de decisão são divididas em três categorias: certeza, incerteza e risco. A diferença entre a incerteza e o risco está no fato de as probabilidades de ocorrência de um dado evento serem conhecidas – risco – ou não – incerteza (SCHUBERT, 1989).

Existe ainda risco político, o qual atinge as empresas que operam em vários países e envolve diferenças na legislação tributária de um país para o outro, preços de transferências. Também se deve atentar ao ponto de vista estratégico, segundo o qual, em alguns casos, mesmo o projeto apresentando VPL negativo, a empresa pode aceitar determinado projeto por um motivo estratégico.

A concepção de um projeto de investimento necessita de uma prévia e detalhada análise ambiental para, depois, aplicar as técnicas de previsão existentes a análise de mercado e, assim, reduzir riscos e converter incertezas em riscos. Para isso, o administrador deve avaliar a viabilidade da aplicação da análise a qual possui custos de execução elevados e, portanto, a sua aplicação deve ser diligentemente avaliada.

O administrador deverá avaliar o custo de implantação do projeto por meio do conhecimento do mercado e do produto. Após esse conhecimento, sistematizar a fase operacional da empresa, para projeção do custo de produção. Daí então, com a aplicação do método de simulação integral e utilizando programas adequados de processamento de dados, é possível projetar o fluxo de caixa, por meio do qual, através de técnicas probabilísticas, será possível obter o valor esperado de cada uma das projeções e o seu coeficiente de variação, que é a relação do desvio-padrão e o seu valor esperado (SANVICENTE, 1977).

Segundo Gitman (2003), o risco no orçamento de capital se refere ao grau de variabilidade dos fluxos de caixa. Isso quer dizer que um projeto com pequena probabilidade de aceitação e ampla possibilidade de ajustes dos fluxos é mais adequado do que projetos com alta probabilidade e uma ajustada faixa de fluxos de caixa esperados. Desta forma, o risco vem, geralmente, dos ingressos de caixa, uma vez que o investimento inicial pode ser obtido com relativa certeza. Um comportamento apropriado relativo ao risco em orçamento de capital podem ser dívidas em análise de sensibilidade e de situação e simulação, além de algumas considerações internacionais de risco.

A análise de sensibilidade supõe a utilização de diferentes valores para determinada variável, através de hipóteses pessimistas, prováveis e otimistas, atingindo-se a variação através da diferença entre a análise otimista e a pessimista, para estimar o impacto das alterações no retorno da empresa. Já a análise de cenário possui uma maior área de atuação, sendo que considera o impacto sobre o retorno da empresa de mudanças em numerosas variáveis.

São utilizadas técnicas probabilísticas para o progresso de uma distribuição de probabilidades de retorno do projeto, para a qual, além do valor esperado, será necessário possuir a probabilidade de equiparar ou exceder um retorno. As considerações internacionais de risco envolvem o risco da taxa cambial, o qual representa o perigo de redução do fluxo de caixa de um determinado projeto em função de uma mudança imprevista na taxa cambial (GITMAN, 2003).

Essas abordagens possibilitam ao administrador uma intuição do risco do projeto. Para ter uma noção quantitativa do risco utiliza-se uma técnica de ajuste ao risco do VPL. Isso pode ser feito através do ajuste das entradas de caixa ou da taxa de desconto. Segundo Gitman (2003), o ajuste das entradas de caixa é altamente subjetivo, sendo o acerto da taxa de desconto ao risco um processo mais comum.

A taxa de desconto ajustada ao risco é a taxa que se obriga a alcançar para remunerar devidamente os proprietários da empresa. Quanto maior o risco, maior a taxa e, conseqüentemente, menor o VPL. Os administradores avaliam o risco total de um projeto e o usam para determinar a Taxa de Desconto Ajustada ao Risco (TDAR). Para não prejudicar seu valor de mercado, deve-se utilizar a taxa correta, pois uma taxa baixa para projetos demasiadamente arriscados ou uma taxa alta para projetos sem tanto risco podem causar distorções na tomada de decisão.

A determinação da TDAR é subjetiva e aplicada pelo ajuste do retorno exigido, para mais ou para menos, de acordo com o nível de risco de determinado projeto. O alto uso da TDAR é decorrente de dois fatos: i) ela está de acordo com a disposição geral dos tomadores de decisão financeira em relação a taxas de retorno; e ii) é facilmente estimada e aplicada, por possuir cálculos convenientes e com procedimentos bem desenvolvidos para sua utilização.

A TDAR é utilizada para dividir os projetos subjetivamente em classes de risco, tendo cada classe sua respectiva TDAR. Desta forma, é possível que uma empresa com muitas linhas de produtos e/ou serviços faça uso de diferentes níveis de risco para cada departamento em um

processo de orçamento de capital, e assim reconhecer as distinções entre os níveis de risco dos projetos individualmente.

Com a crescente preocupação em relação ao desenvolvimento sustentável, no qual estão incluídas a utilização de fontes de energia renováveis e os impactos que as empresas causam ao meio ambiente, projetos devem ser criados preocupando-se em mitigar os impactos ambientais e maximizar os benefícios sociais. Porém, isto não quer dizer que não se deva dar atenção à sua viabilidade econômica, uma vez que esta continua sendo o principal objetivo de qualquer organização privada.

Nesse contexto, a TIR e o VPL representam critérios de análise de projetos que identificam a existência de viabilidade econômica, isto é, se o projeto traz um retorno satisfatório aos acionistas da empresa.

3.4 Associação entre a TIR e o VPL

Os métodos TIR e VPL estão estreitamente ligados. A TIR é a taxa de desconto que iguala o VPL a zero, e o VPL é a diferença entre o valor atual das entradas e o valor atual das saídas, sendo o custo de capital a taxa de desconto (SANVICENTE, 1977).

Quando taxas de reinvestimentos diferentes são utilizadas, pode ocorrer de os métodos em projetos em que a admissão de um gera a desaprovação do outro produzirem resultados conflitantes para a tomada de decisão. Para os conflitos decorrentes das diferentes taxas de reinvestimento, quando duas alternativas mutuamente exclusivas possuem TIR superior ao custo de capital da empresa e VPL superior a zero, sendo que uma alternativa possui TIR e VPL menor que a outra, deve-se encontrar o ponto de indiferença dos projetos, isto é, a taxa de desconto que, ao ser utilizado, iguala o VPL de ambas as alternativas (SANVICENTE, 1977).

Utilizando esse valor, essa divergência é resolvida, pois o valor menor à taxa no momento de indiferença favorecerá a opção com maior VPL e os valores maiores à taxa de desconto no momento de indiferença favorecerá ao projeto com a TIR maior. Essa condição é exposta por meio de um gráfico em que cada método, TIR e VPL, representa um eixo e as retas obtidas são cruzadas (SANVICENTE, 1977).

O fato de a TIR se dar em valores percentuais faz com que haja conflitos relacionados ao volume de investimento de cada projeto. O método VPL não ignora esse valor, pode acontecer de um projeto ter a TIR maior que o outro, mas o retorno financeiro do outro ser maior, pelo fato de o investimento necessário ser menor. Por isso é que, para diferentes escalas de investimento, o VPL pode apresentar uma significativa superioridade sobre o método da TIR (SVIECH, 2013).

Quanto mais elevados se apresentarem os fluxos de caixa nas oportunidades iniciais do investimento, maior é a TIR calculada, uma vez que se assume que os recursos de caixa são reinvestidos a esta taxa de juros. O mesmo não se verifica com o método do VPL. É admitido o reinvestimento à taxa de desconto utilizada, geralmente a TIR calculada. Fluxos de caixa maiores em prazos mais distantes promovem maior valor presente quando descontados pela taxa mínima de atratividade do que quando adotada a TIR (ASSAF NETO, 1992).

Uma política razoável de investimentos exige que os orçamentos apresentem retornos com valor presente superior ao valor das despesas exigidas para obtê-lo quando ambos os fluxos são descontados no custo de capital da empresa. No caso de propostas mutuamente exclusivas, sem oportunidades especiais de reinvestimento, a alternativa que propiciar maior contribuição ao VPL constitui-se na melhor oportunidade de investimento (SOLOMON, 1973).

A escolha sobre qual abordagem considerar envolve perspectivas diferentes. De um lado, teoricamente tem-se o VPL como a melhor alternativa, pois considera que os fluxos intermediários de caixa gerados pelo investimento serão reinvestidos ao custo de capital da empresa. Isso proporciona uma estimativa mais conservadora e realista, visto que o custo de capital representa uma taxa que a empresa poderia realmente reinvestir. Adicionalmente, há a

explicação de que investimentos não tradicionais podem fornecer mais de uma TIR ou também uma taxa igual a zero. Em compensação, considera-se a visão prática, a qual sugere que, mesmo com a superioridade teórica do VPL, gerentes financeiros preferem a utilização da TIR, já que preferem taxas percentuais em vez de retornos reais em termos monetários. Os gerentes tendem a considerar o VPL menos intuitivo, pois este não mede benefícios em relação ao montante investido (GITMAN, 2003).

Apesar disso, a TIR não perde sua importância por ser, na prática, um indicador mais evidente e lógico de muitas pessoas. Entretanto, é imprescindível que as limitações do método da TIR estejam claras aos consumidores da informação, principalmente em casos de alternativas mutuamente excludentes (MARTINS & ASSAF NETO, 1990).

4 ANÁLISE E RESULTADOS

As duas alternativas de tratamento de resíduos sólidos urbanos (RSUs) – *incineração e digestão anaeróbia* – são analisadas neste capítulo. A análise é feita em projetos que estão de acordo com as normativas do cenário compatível com a Política Nacional de Resíduos Sólidos.

O desempenho econômico-financeiro é simulado para o atendimento de uma oferta de 1.000 (mil) toneladas diárias de RSU, em cada uma das alternativas propostas. Preliminarmente foram obtidos dados de duas instalações. As duas instalações analisadas são a URE Barueri e a EMAE.

4.1 Premissas adotadas

As alternativas de rotas tecnológicas da incineração e digestão anaeróbia, foram analisadas por meio do cálculo de seu fluxo de caixa descontado, com taxa de desconto real, acima da inflação, de 8% ao ano, para 30 anos de operação. A inflação média incidente anualmente durante todo o período foi estimada em 4,5%. A taxa de desconto escolhida foi baseada em entrevistas com agentes e com os técnicos dos empreendimentos analisados. Já para a inflação, usou-se o centro da meta inflacionária do Banco Central do Brasil como sua *proxy* no longo prazo.

Já o valor do financiamento foi dividido igualmente nos dois primeiros anos, contando ainda com carência de dois anos correspondentes ao período de construção. A amortização do financiamento foi diluída em 10 anos em parcelas iguais, a partir do término do período de carência. Os valores de investimento e operação para o incinerador foram obtidos do EIA/RIMA URE Barueri (SGW, 2012) e para o biodigestor foram obtidos do estudo da EMAE (2011), e são apresentados na tabela 15.

Tabela 15 – Comparação entre os custos de investimento e operacionais

Tecnologia	Investimento (R\$ milhões)	Custo operacional (R\$ milhões/ano)
Incinerador	R\$ 160	R\$ 44,6
Biodigestor	R\$ 139,2	R\$ 25

Fonte: Elaboração própria com dados do DRANCO (2014), KOMPOGAS (2004) e EMAE (2011).

A proporção de capital próprio *versus* capital de terceiros foi estimada em 30% / 70%, de acordo com a média de projetos em infraestrutura no Brasil. Também, nos 70% do capital de terceiros, considerou-se 40% advindos do BNDES ao custo final de real de 8% ao ano, ou seja, sem inflação (incluindo custos de repasse e administrativos de bancos conveniados) e 30% ao custo médio de real de 10% ao ano, obtidos junto a bancos privados. O *beta* no contexto da estimativa do custo de capital próprio no CAPM foi estimado em 0,8, de acordo com a média da reação de atividades de infraestrutura básica em relação ao índice de renda variável brasileiro. A taxa livre de risco ou *risk free* rate (Rf), no contexto do CAPM – que mede o custo básico de oportunidade em relação a aplicar os recursos do projeto em uma oportunidade de investimento livre de risco (ou de mais baixo risco disponível no país) – foi estimada em 2% ao ano em termos reais, ou seja, expurgada a inflação. A taxa referente ao retorno do mercado (Rm) no contexto do CAPM foi estimada em 9% ao ano em termos reais, ou seja, expurgada a inflação.

Na tabela 16 são apresentadas as premissas fixas para o cálculo dos cenários do incinerador.

Tabela 16 – Premissas do incinerador

PREMISSA	Valor
Potência Gerada Ano (Mwh)	117.640
Quantidade de Resíduos Ano (Ton)	301.125
Investimento Total (R\$ MM)	R\$ 160
Custo Operacional (MM R\$/ano)	44,6

Fonte: Elaboração Própria.

Na tabela 17 são apresentados três cenários diferentes, o primeiro com uma previsão mais realista de acordo com os preços praticados atualmente, o segundo considerando um aumento do valor da disposição de 25%, e o terceiro cenário com uma simulação na qual haveria um aumento de 49% na disposição e na energia.

Tabela 17 – Cenários de preço do incinerador (resíduo e energia)

	Cenário I	Cenário II	Cenário III
Disposição (R\$/ton)	80	100	120
Energia (R\$/MWh)	198	198	295

Fonte: Elaboração Própria.

As receitas consideradas no fluxo de caixa para o cenário atual são os custos de tratamento do RSU, que foram estimadas em R\$ 100 por tonelada. Já a receita obtida com a venda de energia elétrica gerada, estimada em R\$ 198 /MWh, corresponde ao valor médio obtido no último leilão conduzido pela EPE/MME (CCEE, 2016).

Na tabela 18, com as premissas adotadas, temos os resultados para o processo de incineração.

Tabela 18 – Resultados para a rota da incineração

	Cenário I	Cenário II	Cenário III
TIR	-	-4,03%	12,13%
VPL	(-R\$ 101.583)	(-R\$ 74.754)	R\$ 2.908

Fonte: Elaboração Própria.

Na tabela 19, a seguir, são apresentadas as premissas fixas para o cálculo dos cenários da digestão anaeróbia.

Tabela 19 – Premissas do biodigestor

PREMISSA	Valor
-----------------	--------------

Potência Gerada Ano (Mwh)	71.200
Quantidade de Resíduos Ano (Ton)	301.125
Investimento Total (R\$ MM)	139
Custo Operacional (MM R\$/ano)	25

Fonte: Elaboração Própria.

Na tabela 20 são apresentados três cenários diferentes, o primeiro com uma previsão mais realista de acordo com os preços praticados atualmente, o segundo considerando um aumento do valor da disposição de 25%, e o terceiro cenário com uma simulação na qual haveria um aumento de 21,25% na disposição e na energia.

Tabela 20 – Cenários de preço do biodigestor (Resíduo e Energia)

	Cenário I	Cenário II	Cenário III
Disposição (R\$/ton)	80	100	97
Energia (R\$/MWh)	198	198	240

Fonte: Elaboração Própria.

Na tabela 21, com as premissas adotadas, verifica-se os resultados da TIR e do VPL para cada um dos cenários. Verifica-se que somente no Cenário III, no qual há um aumento dos preços da disposição dos resíduos e da energia elétrica em 21,25%, é que se alcança um resultado considerado satisfatório.

Tabela 21 – Resultados para o biodigestor

	Cenário I	Cenário II	Cenário III
TIR	-	5,78%	12,23%
VPL	(-R\$ 101.583)	(-R\$ 31.781)	R\$ 3.475

Fonte: Elaboração Própria.

No caso da digestão anaeróbia, há ainda um potencial de comercialização dos resíduos recicláveis que eventualmente venha a chegar no empreendimento. Para isso, foi calculado o preço de mercado dos recicláveis, considerando os valores do CEMPRE (2013), para o estado

de São Paulo e chegou-se ao valor de R\$ 144,78 por tonelada de resíduo, através de uma média ponderada de acordo com a composição gravimétrica adotada, como observado na tabela 22.

Tabela 22 - Composição dos preços dos recicláveis encontrados no RSU

Material	Composição (%)	Preço (R\$/kg)	Preço ponderado (R\$/t)
Papel/Papelão/Tetra Pak	13,10%	R\$ 0,33	R\$ 43,23
Plástico Filme	8,90%	R\$ 0,65	R\$ 57,85
Plástico Rígido	4,60%	R\$ 0,95	R\$ 43,70
Total	26,6%		R\$ 144,78

Fonte: Elaboração própria com dados do CEMPRE (2013).

Com esse valor, foi possível estabelecer mais 3 cenários, conforme tabela 23, no qual o empreendimento pudesse comercializar porcentagens desse resíduo. Para esses novos cenários foi tomado como base o cenário II, e taxas de reciclagem de 10%, 15% e 20%, de todo o resíduo recebido, considerando a composição gravimétrica nacional.

Tabela 23 - Cenários considerando receitas com recicláveis

	Cenário II-a (10%)	Cenário II-b (15%)	Cenário II-c (20%)
TIR	11,35%	12,00%	12,65%
VPL	(-R\$ 1.180)	R\$ 1.901	R\$ 4.982

Fonte: Elaboração própria.

Observa-se que o resultado do projeto é bastante sensível a uma mudança tanto no preço quanto na quantidade de materiais recicláveis comercializados. Uma pequena alteração de 5% no preço, por exemplo, pode determinar a viabilidade ou não do empreendimento. Embora a comercialização dos recicláveis seja factível, ela aqui foi calculada apenas como um potencial. A tecnologia da digestão anaeróbia ainda tem outro potencial, que é a comercialização de composto orgânico gerado, entretanto, por não haver mercado estabelecido, um cenário utilizando este potencial não foi calculado.

4.2 Aspectos econômico-financeiros

Nas figuras 10 e 11, verifica-se o fluxo de caixa dos dois projetos.

Figura 10 – Fluxo de caixa do Projeto com biodigestor

Figura 11 – Fluxo de caixa do Projeto com incinerador

Dado o cenário macroeconômico atual do país, as duas alternativas estudadas não apresentaram viabilidade compatível com investimentos atrativos para o capital privado. No entanto, a alternativa da digestão anaeróbia mostrou-se com maior potencial econômico, considerando a análise do fluxo de caixa descontado. Pois na análise dos cenários prováveis é bastante plausível que o valor de tratamento de resíduos alcance o patamar de R\$ 100 por tonelada e o valor da energia seja de R\$ 198 por MWh. Nessas circunstâncias o resultado é de uma TIR de 10,06% e com potencial de venda de resíduos recicláveis, que podem melhorar o resultado.

No caso da alternativa da incineração, a mesma análise revelou um prejuízo acumulado de R\$ 74,7 milhões. Só apresentando atratividade para investimento privado com o valor de tratamento de resíduos a R\$ 120 por tonelada e R\$ 295 por MWh, cenário esse considerado pouco plausível, dados os contratos existentes e os últimos leilões de energia. Ao contrário da digestão anaeróbia, a alternativa do incinerador não consegue potencializar tanto as receitas com recicláveis, podendo ser aproveitado apenas os metais, que representam menos de 2% dos resíduos.

Outro ponto de destaque é a composição das receitas de ambas as alternativas, figuras 12 e 13, que são altamente dependentes das receitas advindas dos resíduos, porém a alternativa do incinerador tem uma dependência mais equilibrada

Figura 12 – Composição das receitas: incinerador
Fonte: Elaboração Própria.

Figura 13 – Composição das receitas: biodigestor

Fonte: Elaboração Própria.

Com vistas a viabilizar as alternativas foram simulados alguns cenários alterando o valor do tratamento dos resíduos e da energia gerada, de acordo com a tabela 24. Tendo em vista que tanto para energia quanto pelo valor pago pelos resíduos há a perspectiva de aumento desses valores.

Tabela 24 - Cenários de viabilidade (energia e resíduo)

	TIR	VPL	Energia (R\$/MWh)	Resíduo (R\$/t)
Biodigestor	11,99%	R\$ 1.687	311,05	80
Incinerador	11,98%	R\$ 2.080	395,81	80
Biodigestor	12%	R\$ 1.920	198	106,90
Incinerador	12%	R\$ 2.108	198	157,34

Fonte: Elaboração Própria.

Em se tratando de VPL, as alternativas ficam na mesma ordem de grandeza. Os cenários propostos são os extremos, e os valores de venda de energia e de tratamento pelos resíduos são ainda fora da realidade do mercado. Para se viabilizar essas alternativas deverão ser compostas novas receitas.

Nos custos atuais ambas as opções não se comparam à alternativa do aterro sanitário. Segundo a ABETRE (2007) em um estudo sobre os aspectos econômicos e financeiros da implantação de aterros sanitários, para uma taxa interna de retorno de 16%, o custo por tonelada é de R\$ 45,86. Praticamente a única receita do aterro é o valor cobrado pela tonelada de resíduo, e a esse valor, o aterro será praticamente sempre a escolha a ser feita, se não forem consideradas as mudanças estabelecidas pela PNRS. Por outro lado, devido às desvantagens do aterro – como a dificuldade de aquisição de terra, oposição da sociedade civil, o risco do aterro se transformar em lixão e eventual contaminação do lençol freático –, essa alternativa será abandonada, pelo menos nas circunstâncias em que é utilizado hoje.

4.3 Atendimento à PNRS

A tabela 25, apresenta uma análise comparativa entre as duas alternativas quanto ao atendimento às normas da PNRS, que é um marco na legislação brasileira. Para estruturar essa comparação foram analisados e comparados os principais artigos da referida lei no tocante a cada uma dessas tecnologias.

Tabela 25 - Análise de atendimento à PNRS

Aspecto PNRS	Incinerador	Biodigestor
Redução do volume e da periculosidade dos resíduos perigosos (PNRS, Art. 7º V)	Aumento da necessidade de Aterros Classe I devido à geração de rejeitos perigosos.	Não gera resíduos perigosos, apenas rejeitos para aterros classe IIA, se inviável comercialização do composto.
Incentivo à indústria da reciclagem e das metas numéricas fixadas no Plano Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS, Art. 7º VI, Art. 30 II e V)	Reciclagem de metal e vidro. Plásticos, papel e madeira são necessários para obtenção de potencial calorífico mínimo.	Reciclagem de resíduos secos é condição necessária para processo eficiente.
Reconhecimento dos resíduos como bem econômico gerador de trabalho e renda, com priorização de cooperativas e outras formas de associação de catadores de materiais (PNRS, Art. 6º VIII, Art. 36 §1º)	1 emprego a cada 10 mil toneladas processadas ao ano	35 empregos a cada 10 mil toneladas processadas ao ano
Respeito à ordem de prioridade dos processos na gestão e gerenciamento (PNRS, Art. 9º)	Políticas de incentivo à redução, reutilização e reciclagem alteram o volume e podem inviabilizar a escala operacional mínima do incinerador. Não acompanha a ordem de prioridade.	Acompanha a ordem de prioridade por necessitar da separação de resíduos secos para o bom desempenho.

Aspecto PNRS	Incinerador	Biodigestor
Comprovação da viabilidade econômico-financeira da prestação do serviço público (PNRS, Art. 7º X)	A viabilidade pode depender de subsídio ao investimento inicial ou subsídio nas receitas de venda de energia ou da taxa de destinação.	A viabilidade e o retorno financeiro acontecem nos parâmetros atuais de custo, sem necessidade de subsídios.
Uso de tecnologias visando recuperação energética com viabilidade técnica e ambiental (PNRS, Art. 9º § 1)	Maior recuperação energética na instalação, balanço energético inferior, viabilidade técnica e ambiental questionável por inibir reciclagem e gerar produtos perigosos.	Menor recuperação energética na instalação, balanço energético superior. Há viabilidade técnica e ambiental pela reciclagem integral dos secos e estabilização dos resíduos úmidos.
Respeito ao compartilhamento de responsabilidades, individualizadas e encadeadas, pelo ciclo de vida dos produtos (PNRS, Art. 30)	Não gera compartilhamento de responsabilidades em parte dos resíduos secos. Interrompe o ciclo de vida destes materiais.	Beneficia-se do compartilhamento de responsabilidades e do desvio de resíduos secos.
Viabilização da obrigatoriedade da logística reversa e seus acordos setoriais, regulamentos e termos de compromissos (PNRS, Art. 33 I a VI, §1º)	Não estimula a logística reversa de parte das embalagens e outros produtos. Pode inviabilizar a implementação de acordos, regulamentos e termos de compromisso.	Estimula a logística reversa por utilizar apenas resíduos úmidos e ter a reciclagem ampla de resíduos secos como condição.
Viabilização da incumbência dos titulares dos serviços públicos de limpeza urbana e manejo de resíduos, de estabelecer o reaproveitamento de resíduos, o sistema de coleta seletiva e de compostagem (PNRS, Art. 36)	Não favorece a realização da incumbência dos gestores públicos.	Favorece a realização da incumbência dos gestores públicos.

Fonte: Adaptado de Via Pública (2012).

4.4 Emissões de GEE

Em termos de emissão de gases de efeito estufa, GEE, o que se verifica é que as duas alternativas – *digestão anaeróbia* e *incineração* – têm vantagens quando comparadas ao *aterro sanitário*. Entretanto, entre elas a alternativa da *digestão anaeróbia* é mais vantajosa, pois ela emite quase cinco vezes menos que a *incineração*, conforme ilustrado na tabela 26 que resume a comparação entre essas duas rotas tecnológicas.

Tabela 26 - Emissões evitadas pelas alternativas

Alternativa	Redução de emissão por tonelada de RSU (tCO₂ eq.)	Emissões evitadas pela reciclagem e geração térmica substituída	Total
Incinerador	0,209	0,034	0,243
Biodigestor	1,064	0,084	1,148

Fonte: EPE (2008).

Na tabela 27, é demonstrada a comparação entre o balanço energético das alternativas, onde são considerados a conservação de energia referente à reciclagem de material e a produção de energia no ano.

Tabela 27- Balanço energético das alternativas

Alternativa	Produção de energia (GWh/ano)	Conservação de energia pela reciclagem (GWh/ano)	Benefício energético (GWh/ano)
Incinerador	100,2	10,3	110,2
Biodigestor	26,2	248,0	274,3

Fonte: EPE (2008).

4.5 Impactos sociais

Um debate recorrente na literatura que trata de RSU, como vimos nos Objetivos dos Desenvolvimento Sustentável, é o combate à pobreza e à desigualdade e a forma de promover

a inclusão social. Como a iniciativa privada tem outras externalidades e há uma demanda social grande no Brasil, provavelmente para que essa inclusão social ocorra, será indispensável a intervenção do governo, por meio de políticas públicas voltadas à criação desse capital social.

A conquista mais significativa no programa de inclusão social Programa de Coleta Seletiva Solidária da cidade de São Paulo foi a recuperação da dignidade e da autoestima (GRIMBERG *et al.*, 2005).

Os catadores de materiais recicláveis constituem a base da cadeia produtiva da reciclagem. Segundo o CEMPRE (2011), 90% de todo o material reciclável coletado no Brasil é recuperado pelos catadores. O Movimento Nacional de Catadores de Materiais Recicláveis (MNCR) estima que exista em todo o Brasil mais de 800 mil catadores. Trata-se, portanto, de uma atividade que envolve uma quantidade expressiva de mão de obra.

Assim, conclui-se que qualquer que seja a alternativa a ser escolhida, ela deve contemplar essa realidade brasileira. Observa-se que ela é bem diferente daquela dos países desenvolvidos, onde essas tecnologias vêm operando com maior intensidade. No caso da *digestão anaeróbia*, não dá para considerar que as receitas com os materiais recicláveis sejam destinadas totalmente ao empreendedor sem levar em conta o impacto que isso teria no retorno dos catadores e nos postos de trabalho das pessoas envolvidas com reciclagem.

O que se torna mais grave no caso da *incineração* é que ela depende desse material para uma maior eficiência. Com efeito, projetos que usam essa rota tecnológica concorrem diretamente pelo mesmo material que é também valorizado pelos catadores.

5 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esta dissertação teve como objetivo principal analisar duas tecnologias de tratamento de resíduos sólidos urbanos (RSUs) – a *digestão anaeróbia* e a *incineração*. A análise empreendida buscou verificar suas respectivas viabilidades econômicas no contexto brasileiro, a partir de dados disponíveis para o estado de São Paulo. Observou-se que tanto neste estado quanto no restante Brasil há o predomínio do aterramento sanitário como forma de lidar com os resíduos sólidos urbanos, considerado uma forma de “disposição final de rejeitos” e não “de tratamento” propriamente dito de RSUs.

Com base no estudo realizado neste trabalho, a questão central que se procurou responder foi: entre os métodos mundiais mais usuais e disponíveis para o tratamento de resíduos sólidos urbanos, *digestão anaeróbia* e *incineração*, qual deles se mostraria mais viável e sob quais condições, respeitando-se as diretrizes da PNRS. Conforme visto, para alcançar este objetivo, o trabalho foi subdividido em cinco capítulos. Após a introdução ao tema, no segundo capítulo foi feita uma revisão da bibliografia sobre mudanças climáticas, gestão de resíduos e tecnologias de tratamento de resíduos sólidos, que subsidiaram a análise subsequente.

Desta revisão podem-se destacar alguns aspectos, discutidos a seguir. Primeiramente, com relação às mudanças climáticas, foi visto que há um esforço mundial e também nacional para a implementação de ações que mitiguem as emissões de gases de efeito estufa e que o setor de resíduos, neste contexto, é um dos que mais impactam nessas emissões. Portanto, esse é um setor com grande potencial de mitigação tanto pelo lado da redução de resíduos gerados como pelo seu reaproveitamento máximo, evitando-se sobretudo a emissão de metano, ampliando as ações para o aproveitamento dos resíduos na geração de energia renovável.

Em segundo lugar, no que diz respeito à gestão de resíduos, o que se pode concluir é que a PNRS tem se mostrado uma lei com grande impacto direto na forma como é feita a gestão de RSU desde a sua divulgação. Ela reforça o pressuposto de que a gestão adequada dos resíduos deve considerar a ordem de prioridade da gestão estabelecida pela PNRS, ordem essa

hierárquica. Assim, em primeiro lugar devem ser consideradas as ações de “não geração”, seguidas de: redução, reutilização, reciclagem, tratamento e, só por último, disposição final de rejeitos. (i) O estabelecimento dessa ordem de prioridade, (ii) a responsabilização do gerador pelo seu resíduo e (iii) a definição de que somente *rejeitos* devem ser destinados ao aterro sanitário são mudanças que mexem nas estruturas até então vigentes e precisaram ser consideradas.

Em terceiro lugar, quanto às tecnologias de tratamento de resíduos, verificou-se que as duas alternativas escolhidas (*digestão anaeróbia* e *incineração*) são tecnologias disseminadas pelo mundo. Suas dificuldades de operação já foram superadas em diversos países.

Observou-se, entretanto, que a tecnologia da *incineração* é uma forma de se dar uma resposta rápida quanto ao volume de resíduos gerado. Há, porém, grandes controvérsias a respeito dela. A primeira diz respeito à geração de *dioxinas* e *furanos*, compostos tóxicos, pois não há consenso entre a sociedade civil sobre os limites seguros de emissão desses poluentes.

A segunda controvérsia quanto à *incineração* diz respeito à adoção de um processo que depende da geração de resíduos, inclusive os recicláveis. Assim, políticas públicas que incentivam a redução e a reciclagem tendem a reduzir os volumes a serem incinerados e, conseqüentemente, o retorno econômico da adoção dessa tecnologia.

A tecnologia da *digestão anaeróbia*, por seu turno, também apresenta seus percalços, conforme visto. O primeiro diz respeito à necessidade de segregação dos resíduos orgânicos para uma maior qualidade e eficiência do seu processo, o que pressupõe uma coleta diferenciada. Observou-se, porém, que essa coleta diferenciada ainda não é uma realidade na maioria dos países em desenvolvimento e tampouco é realidade na grande maioria dos municípios brasileiros.

Outra questão pertinente à adoção da tecnologia de *digestão anaeróbia*, e que precisará ser discutida previamente à opção por essa tecnologia, diz respeito a como será feita a composição das receitas com os recicláveis. Isso porque, para ser viável, essa tecnologia necessita ainda de

parte dessas receitas, o que poderá suscitar um conflito com os catadores de materiais recicláveis, a exemplo do que também ocorre com a adoção da tecnologia de *incineração*.

Outro aspecto relevante da revisão feita nesse capítulo é que a alternativa do aterro sanitário já não é a mais utilizada no mundo, e talvez por isso é que ainda não houve no Brasil uma mudança de paradigma. Qualquer alternativa, quando comparada aos aterros sanitários, leva desvantagem em termos econômicos, pois o aterro é uma solução de engenharia simples e sem grandes investimentos.

No terceiro capítulo foi feito um referencial teórico sobre a avaliação de projetos. Constatou-se que os métodos Taxa Interna de Retorno e Valor Presente Líquido, apresentam uma maior robustez e portanto, foram os métodos adotados na análise das alternativas de incineração e biodigestão realizados no capítulo seguinte.

Por fim, no capítulo quatro a análise começou pela definição das premissas adotadas. Utilizaram-se os dados quanto ao poder calorífico dos resíduos brasileiro bem como ao atendimento às normas da PNRS, levando em conta as emissões de GEE e os impactos sociais, sobretudo sobre a comunidade de catadores.

O resultado dessa análise indicou que a alternativa de incineração, foi a que requereu um maior investimento (R\$ 160 milhões) e apresentou um maior custo operacional em termos absolutos (R\$ 44,6 milhões). Também as simulações com variações de cenários referentes a rota de incineração apresentaram resultados negativos, considerados não atrativos do ponto de vista do custo de oportunidade para os investidores. Esse estudo de caso da indicação de que, se não houver uma mudança significativa no cenário brasileiro, seja com incorporação de outras receitas, seja com subsídios governamentais, a tecnologia de incineração não será viável.

Em termos de emissões de gases de efeito estufa e balanço energético, a incineração também se mostrou com menor potencial que a digestão anaeróbia. Ela apresentou um potencial de emissão evitada de 0,243 t CO₂ eq. por tonelada de resíduo sólido urbano e um benefício energético de 110,2 GWh/ano, no estudo de caso analisado.

A incineração também levou desvantagem em relação ao impacto social quando comparada a rota de digestão anaeróbia. Por se tratar, conforme visto, de uma tecnologia que enfrenta uma grande oposição por parte da sociedade civil organizada, a incineração mostrou-se refém de movimentos em várias partes do mundo contrários à sua adoção. Essa oposição se dá principalmente pelo fato de haver malefícios decorrentes das potenciais emissões de poluentes, especialmente as *dioxinas* e *furanos*. Embora exista tecnologia para trazer tais emissões para os limites regulatórios, a crítica vai na direção de que esses elementos gerados, mesmo em pequenas quantidades, são bioacumulativos, havendo inclusive controvérsias sobre a existência ou não de *um limite seguro* de exposição.

Adicionalmente, não existe confiança sobre se as plantas de incineração que estão instaladas serão capazes de monitorar todo o tempo as condições para que esses poluentes não sejam emitidos. Grande parte do investimento e custo operacional dessa tecnologia se referem exatamente ao controle ambiental.

Sobre os impactos sociais, verificou-se que a tecnologia de *incineração* necessita que os resíduos sejam coletados de forma indiferenciada. Isso porque, para que se atinja um poder calorífico adequado à queima no incinerador, ele precisa dos materiais recicláveis. Políticas de redução da geração de resíduos e de aumento das taxas de reciclagem podem ter impacto direto na viabilidade dessa tecnologia, pela redução dos volumes e do poder calorífico dos resíduos incinerados. Os materiais que mais contribuem com o poder calorífico dos resíduos são o plástico e o papel, que são também os principais materiais com que trabalham os catadores de material reciclável, havendo um conflito a ser arbitrado.

Por outro lado, a opção pela *digestão anaeróbia* requer um investimento inicial menor do que a incineração (R\$ 139,2 milhões), para o estudo de caso analisado. Ela também apresentou custo operacional menor (R\$ 25 milhões). O resultado econômico encontrado para essa tecnologia, foi positivo em um dos três cenários analisados, isso ocorreu no cenário em que a receita com energia e com resíduos cresceu em 21,25% dos valores atuais. Fazendo com que fosse compatível com investimentos atrativos para o capital privado no momento em que foi feita a análise

Deve ser destacado também que a opção pela *digestão anaeróbia* se mostrou em linha com a ordem de prioridade de gestão, por requerer a separação dos resíduos recicláveis para seu melhor desempenho, conforme apregoa a PNRS. Quando essa separação seja adequada, isso influirá diretamente na qualidade do composto orgânico que será gerado, podendo inclusive se atribuir um valor comercial para ele, fazendo com que o resultado econômico do investimento melhore.

Em termos de emissões e balanço energético, a digestão anaeróbia se mostrou com um potencial maior do que a incineração. No estudo de caso analisado ela apresentou um potencial de emissão evitado de 1,148 t CO₂ eq. por tonelada de resíduo sólido urbano e um benefício energético de 274,3 GWh/ano, quando a incineração foi de 0,243 t CO₂ e 110,2 GWh/ano.

Portanto, respeitando-se as diretrizes da PNRS, conclui-se em relação aos métodos disponíveis de tratamento de resíduos sólidos urbanos analisados neste trabalho que a *digestão anaeróbia*, ainda que com dificuldades a serem superadas, mostrou-se mais viável para os casos analisados no estado de São Paulo. Caso a PNRS torna-se uma lei mais exigida o cenário será mais favorável à rota da digestão anaeróbia. Disso decorrerá uma mudança significativa no modo com que é feita a gestão de RSUs no país, cujo a prática corrente é que tais resíduos sigam para aterros e lixões, sem uma separação adequada.

Ressalta-se, por fim, como resultado da reflexão aqui empreendida, que, além dos aspectos econômicos, os aspectos ambientais, sociais e culturais também são determinantes na tomada de decisão por uma opção tecnológica adequada. Portanto antes de qualquer investimento, recomenda-se que o responsável pela gestão elabore programas de educação ambiental, com a finalidade de haver maior compreensão, engajamento e cooperação da sociedade civil aos projetos que deverão lidar com os RSUs. Como ressaltou Grimberg (2007b), essa atitude irá corroborar com a criação de programas que visam a não geração, a mudança do estilo e padrão de consumo e o incentivo pela aquisição de materiais recicláveis, o que permitirá maiores avanços no mercado da reciclagem e potencializará a efetividade da inclusão social.

A principal dificuldade encontrada no desenvolvimento deste trabalho foi quanto ao levantamento dos custos das respectivas tecnologias. Isso se deveu ao fato de elas ainda não estarem em operação no Brasil ou de que as que estão não terem seus custos amplamente divulgados. Contornar esta realidade com estimativas e entrevistas nem sempre passíveis de divulgação de suas fontes foi um desafio metodológico a ser ultrapassado na busca de dados primários que subsidiassem uma análise mais próxima possível da realidade.

A análise realizada mostrou que a tecnologia da *digestão anaeróbia* apresentou resultados mais satisfatórios que os da *incineração*. Ressalva-se, porém, que mesmo essa tecnologia requer algumas mudanças em termos regulatórios. Tais mudanças podem se revestir do reconhecimento de que algum incentivo ainda se faz necessário. Nessa linha, a melhor opção regulatória parece ser a redução de alguns tributos associados à criação de taxas para a viabilização da implantação dessa tecnologia. Como resultado desse trabalho conclui-se que o maior entrave para uma mudança de paradigma é o fator econômico, ainda não totalmente equacionado, no qual se observa que nem todos os impactos positivos ou negativos são devidamente capturados na análise viabilidade dos projetos.

Embora o Brasil tenha uma legislação muito positiva sobre resíduos sólidos, ainda não há uma regulação específica, sendo de fundamental importância a participação de uma agência reguladora, seja uma nova, seja uma já existente. É fundamental a existência de um quadro legal coerente, que garanta a potenciais investidores uma segurança mínima. As Agências Reguladoras têm o poder de definir tarifas, o que faz com que elas possam retirar ou transferir renda de/para os agentes econômicos. Enfim, elas são capazes, como os juízes de uma partida, de definir ganhadores e perdedores (PARENTE, 2007).

Fica claro que a análise de alternativas de tratamento de RSUs é importante, pois é necessária uma resposta para problemas de curto e médio prazo. Pensando no longo prazo, porém, para uma mudança efetiva, que seja positiva para a sociedade em geral, será preciso estudar que ações deverão ser tomadas nas etapas anteriores ao tratamento de resíduos, inclusive nos benefícios sociais e ambientais que advirão dessas ações, uma vez que há diversas externalidades que ainda não foram incorporadas aos fluxos de caixa dos projetos de tratamento

e uso energético de RSU. No momento em que a incorporação dessas externalidades passar a ser obrigatória certamente, mais e novos projetos de tratamento e aproveitamento energético de RSU irão decolar. Esse tópico constitui num amplo leque de possibilidades para estudos futuros.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAPTAÇÃO às mudanças climáticas. WWF. Disponível em:

<http://www.wwf.org.br/natureza_brasileira/especiais/dia_do_meio_ambiente/mudancas_climaticas_adaptacao/>. Acesso em: 10 maio 2016.

ASSAF NETO, Alexandre. **Finanças corporativas e valor**. 3. ed. São Paulo: Atlas, 2007.

ASSIS, Luana Silva de; SOARES, Fábio Rubens; SEO, Emília Satoshi Miyamaru. Avaliação do ciclo de vida do processo biodigestão anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos para geração de energia. **InterfacEHS**, v. 10, n. 1, 2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS – ABETRE. **Aspectos econômicos e financeiros da implantação de aterros sanitários**. FGV, 2007.

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

_____. **NBR 8849/1985**: Apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos – Rio de Janeiro, 1985.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. Caderno informativo sobre recuperação energética de resíduos, 2012.

Disponível em:

<http://www.plastivida.org.br/2009/pdfs/2012_Caderno_Plastivida_Abrelpe.pdf>. Acesso em: 04 dez. 2014.

ALVES, João Wagner Silva. **Diagnóstico técnico institucional da recuperação e uso energético do biogás gerado pela digestão anaeróbia de resíduos**. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, 2000.

ALUANI, Andréa Barbin. **Estudo de impacto ambiental e relatório de impacto ambiental da usina de recuperação de energia**. Barueri: SGW Services, 2012.

AMARAL, Fernando Merli. **Biodigestão anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos**: um panorama tecnológico atual. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) – Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo – IPT, São Paulo, 2004.

ANDREOLI, C.V.; FERREIRA, A.C.; CHERNICHARO, C. A. L. Secagem e higienização de lodos com aproveitamento de biogás. In CASSINI, S. T. (Coord.). **Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de biogás**. Rio de Janeiro: PROSAB, 2003. 196p.

AUGUSTO, Kardina Von Zuben. **Caracterização quantitativa e qualitativa dos resíduos em sistemas de produção de ovos**: compostagem e biodigestão anaeróbia. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP, Jaboticabal, 2007.

BALARINE, Oscar Fernando Osorio. **Tópicos de matemática financeira e engenharia econômica**. EDIPUCRS, 2002.

BONETTO, Milena Rupiani. **Responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos**. Disponível em: <<http://sustentabilidade.com/portal/responsabilidadecompartilhada-pelo-ciclo-de-vida-dos-produtos>>. Acesso em: 04 dez. 2014.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. **Institui a política nacional de resíduos sólidos**. 2010. Disponível em: <www.república.gov.br>. Acesso em: 04 fev. 2015.

_____. Decreto nº 7.390, de 9 de dezembro de 2010. Regulamenta a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Disponível em: <www.república.gov.br>. Acesso em: 10 fev. 2015.

_____. Decreto nº 7.217, de 21 de junho de 2010. Regulamenta os arts. 6º, 11 e 12 da Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009, que institui a política nacional sobre mudança do clima – PNMC, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Decreto/D7390.htm>. Acesso em: 10 fev. 2016.

_____. Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9605.htm>. Acesso em: 10 fev. 2016.

_____. Lei nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm>. Acesso em: fev. 2016.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Planos de gestão de resíduos sólidos**. ICLEI – Brasil, s.d.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano nacional de resíduos sólidos** – versão preliminar para consulta pública. Brasília: MMA, 2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/253/_publicacao/253_publicacao02022012041757.pdf>. Acesso em: 10 jan. 2014.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Combustíveis fósseis são maiores responsáveis pelo efeito estufa**. INFORMMA-4125. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/informma/item/4125-combustiveis-fosseis-sao-maiores-responsaveis-pelo-efeito-estufa>>. Acesso em: 10 jul. 2015.

BRIDGWATER A.V., MEIER D., RADLEIN D. **An overview of fast pyrolysis of biomass**, Bio-Energy Research Group, Chemical Engineering and Applied Chemistry Department, Aston University, Birmingham, UK, 1999

BRIGHAM, Eugene F. **Administração financeira: teoria e prática**. Atlas, 2001.

BRINGHENTI, J. R. **Coleta seletiva de resíduos sólidos urbanos: aspectos operacionais e da participação da população**. Tese (Doutorado) – Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

CAIXETA, Dalma Maria. **Geração de energia elétrica a partir da incineração de lixo urbano: o caso de Campo Grande/MS**. Brasília: Universidade de Brasília, Centro de Desenvolvimento Sustentável, 2005.

CAMPOS, Cláudio Milton Montenegro *et al.* Development and operation of an upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) treating liquid effluent from swine manure in laboratory scale. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 30, n. 1, p. 140-147, 2006.

CASTILHOS JUNIOR, A. B. de *et al.* **Alternativas de disposição de resíduos sólidos para pequenas comunidades: PROSAB** – rede cooperativa de pesquisas. Florianópolis: Abes, 2003.

CÂMARA DE COMERCIALIZAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA – CCEE. **2101623º Leilão de energia nova (A-5)**, Disponível em: <http://www.epe.gov.br/leiloes/Documents/Leil%C3%A3o%20de%20Energia%20A-5%202016/Resultado_completo_site_23_len.pdf>. Acesso em: 10 abr. 2016.

CHERNICHARO, Carlos Augusto Lemos. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte DESA/UFMG: 2008, c2007.

CEWEP, Confederation of european waste-to-energy plants. **Graph on the treatment of municipal waste in Europe in 2014**. Disponível em: <http://www.cewep.eu/information/recycling/m_1486>. Acesso em: 11 jan. 2015.

COELHO, M.; SOUZA, J.; SCHAEFFER, L; ROSSINI, E. G. Study on the economic viability of hi-tech biogas plants. **Revista Espacios**. v. 35, n. 30, 2014. p. 02. Disponível em: <[http://www.revistaespacios.com/Caracas – Venezuela](http://www.revistaespacios.com/Caracas-Venezuela)>, 03/2014. Acesso em: 10 jan. 2015.

COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM. **Preço do material reciclável**. Disponível em: <http://www.cempre.org.br/servicos_mercado.php>. Acesso em: 10 jan. 2015.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Inventário estadual dos resíduos sólidos urbanos**, 2013. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/residuos-solidos/residuosSolidos2013.pdf>>. Acesso em: 10 jan. 2015.

_____. **Plano de resíduos sólidos do Estado de São Paulo**, 2014. Disponível em: <<http://s.ambiente.sp.gov.br/cpla/plano-residuos-solidos-sp-2014.pdf>>. Acesso em: 10 jan. 2015.

_____. **Exigência técnica para avaliação de risco à saúde humana por exposição a emissões atmosféricas não intencionais de dioxinas e furanos**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/11/2014/12/DD-034-2015.pdf>>. Acesso em: 10 mar. 2016.

COSTA, João Pedro Fidalgo da. **Tratamento mecânico e biológico de resíduos sólidos urbanos**: avaliação do seu potencial para a recuperação de materiais recicláveis. 2010. Tese (Doutorado) – Faculdade de Ciências Sociais e Humanas, Universidade Nova de Lisboa.

DAMODARAN, Aswath. **Investment valuation**: tools and techniques for determining the value of any asset. John Wiley & Sons, 2012.

DE BAERE, Luc. **The dranco technology**: a unique digestion technology for solid organic waste. Organic Waste Systems (OWS). Belgium: Pub. Brussels, 2010.

DE BAERE, L.; MATTHEEUWS, B. Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste in Europe – Status, experience and prospects. **ISTANBUL3WCONGRESS** 2013, p. 38, 2013.

DODMAN, D. Blaming cities for climate change? An analysis of urban greenhouse gases emissions inventories. **Environment and Urbanization**, v. 21, n. 1, p. 185-201, 2009.

ECOURBIS AMBIENTAL. Disponível em:
<<http://www.ecourbis.com.br/site/destinacao.aspx?content=aterro-sanitario>>. Acesso em: 10 jan. 2016.

EMPRESA METROPOLITANA DE ÁGUAS E ENERGIA. Relatório de acompanhamento. Avaliação de ciclo de vida (ACV) comparativa entre tecnologias de aproveitamento energético de resíduos sólidos urbanos. **Projeto P&D EMAE/ANELL 0393-00611**, 2011.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Avaliação preliminar do aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos de Campo Grande, MS**. Rio de Janeiro: EPE 2008. Nota técnica DEN 06/08.

ENGEBIO ENGENHARIA S/S LTDA. **Estado da arte do tratamento térmico de resíduos sólidos urbanos com geração de energia elétrica**. 2. ed. Porto Alegre: ENGBIO, 2010.

ESTUDO de alternativas de tratamento de resíduos sólidos urbanos: incinerador *mass burn* e biodigestor anaeróbio – subsídios técnicos à elaboração dos planos locais de gestão dos resíduos sólidos. Via Pública, 2012.

FEIBEL, B. J. **Investment Performance Measurement**. New York: Wiley International 2003.

FONSECA, **Iniciação ao estudo dos resíduos sólidos e da limpeza urbana**: a união. 1999. 122p.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Aproveitamento energético de resíduos sólidos urbanos**: guia de orientações para governos Municipais de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2012. Disponível em: <http://www.em.ufop.br/ceamb/petamb/cariboost_files/aproveitamento_20energ_c3_a9tico.pdf>. Acesso em: 14 maio 2014.

GABIATTI, N. C.; SILVA, F. P.; WARTCHOW, D.; MENEGUZZI, A. **Compostagem de resíduos sólidos urbanos**: diagnóstico da situação no Rio Grande do Sul e contribuição ambiental. Rio Grande do Sul: UERGS, 2007.

GADELHA, A. J. F; ROCHA, C. O; RIBEIRO, G. N; BARROS, D. F. Modelos de gestão e tratamento de resíduos sólidos. **Revista brasileira de gestão ambiental**. Mossoró – RN – Brasil. v. 2, n.1, p. 06-10, jan./dez. 2008.

GIRARDI, I. *et al.* Discursos e vozes por trás das COP-15 e COP-16. In: ENCONTRO NACIONAL DE PESQUISADORES EM JORNALISMO, 11., 2011, Rio de Janeiro. **Anais**. Rio de Janeiro: UFRJ, 2011.

GITMAN, Lawrence; MADURA, Jeff. **Administração financeira**: uma abordagem Gerencial. São Paulo: Addilson Wesley, 2003.

GONÇALVES, Manuel Souteiro. **Gestão de resíduos orgânicos**, 2005.

GRIMBERG, Elisabeth; TUSZEL, Luciana; GOLDFARB, Yamila. **Gestão sustentável de resíduos sólidos e inclusão social**: estudo de caso sobre as cooperativas das centrais de triagem do programa coleta seletiva solidária da cidade de São Paulo. São Paulo: Instituto Polis, 2004.

_____. **Política nacional de resíduos sólidos**: o desafio continua. Instituto Polis, 2007.

_____. **Abrindo os sacos de “lixo”**: um novo modelo de gestão de resíduos está em curso no país. São Paulo, 2007b. Disponível em: <<http://www.polis.org.br/uploads/576/576.pdf>>. Acesso em: 10 nov. 2014.

GRIPP, W. G. **Aspectos técnicos e ambientais da incineração de resíduos sólidos urbanos**: considerações sobre a proposta para São Paulo. São Carlos: 1998. 208 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1998.

HENRIQUES, R.M. **Aproveitamento energético de resíduos sólidos urbanos: uma abordagem tecnológica**. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, COPPE, 2004.

HESSAMI, Mir-Akbar; CHRISTENSEN, Sky; GANI, Robert. Anaerobic digestion of household organic waste to produce biogas. **Renewable energy**, v. 9, n. 1, p. 954-957, 1996.

INSTITUTO BRASILEIRO DE DEFESA DO CONSUMIDOR. **Consumo sustentável: manual de educação**. Brasília: Consumers International/MMA/MEC/IDEC, 2005. Disponível em: <http://www.idec.org.br/uploads/publicacoes/publicacoes/Manual_completo.pdf>. Acesso em: 10 fev. 2016.

ITAMARATY. Informação adicional sobre a INDC apenas para fins de esclarecimento. Pretendida contribuição nacionalmente determinada (INDC) para a consecução do objetivo da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima. República Federativa do Brasil. Brasília – DF. 2015a. 10p.

_____, nota 259, Declaração Conjunta Brasil-Estados Unidos sobre Mudança do Clima – Washington, D.C. – 30 de junho de 2015b. Disponível em: <<http://www.itamaraty.gov.br/pt-BR/notas-a-imprensa/10386-declaracao-conjunta-brasil-estados-unidos-sobre-mudanca-do-clima-washington-d-c-30-de-junho-de-2015>>. Acesso em: 10 fev. 2016.

ITAMARATY. Nota 337, Declaração Conjunta Brasil-Alemanha sobre Mudança do Clima – Brasília, 20 de agosto de 2015c. Disponível em: <<http://www.itamaraty.gov.br/pt-BR/notas-a-imprensa/10944-declaracao-conjunta-brasil-alemanha-sobre-mudanca-do-clima-brasilia-20-de-agosto-de-2015>>. Acesso em: 10 jan. 2016.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Fifth Assessment Report**. IPCC, Ge, 2013.

_____. **Fourth assessment report**. IPCC, Ge, 2007.

JACOBI, Pedro Roberto; BESEN, Gina Rizpah. Gestão de resíduos sólidos em São Paulo: desafios da sustentabilidade. **Estudos Avançados**, v. 25, n.71, p. 135-158, 2011. ISSN 0103-4014. Disponível em <<http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142011000100010>>. Acesso em: 10 jan. 2014.

KIMURA, Herbert; PERERA, Luiz Carlos Jacob. **Modelamento ótimo da gestão de riscos em empresas não financeiras**. EnANPAD 2003. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rcf/v16n37/v16n37a05.pdf>>. Acesso em: 15 mar. 2016.

KOLLER, Tim *et al.* Valuation: measuring and managing the value of companies. John Wiley and sons, 2010.

KOMPOGAS (2004). Mechanical-Biological Waste Treatment Based on the KOMPOGAS Process. 2004.

LAOHALIDANOND, Krongkaew; HEIL, Jürgen; WIRTGEN, Christain. **The Production of Synthetic diesel from biomass**. RWTH Aachen University, Germany 2005.

LEMOS, L. T. Incineração de resíduos sólidos urbanos: qual a melhor opção de aproveitamento energético? **Millenium online**, n. 7, Viseu, 2013. Disponível em: <<http://www.ipv.pt/millenium/>>. Acesso em: 10 abr. 2014.

LETTINGA, Gatze; REBAC, Salih; ZEEMAN, Grietje. Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment. **Trend in Biotechnology**, v. 19, n. 9, p. 363-370, 2001.

LIBÂNIO, Paulo Augusto Cunha. **Avaliação da eficiência e aplicabilidade de um sistema integrado de tratamento de resíduos sólidos urbanos e de chorume**. Belo Horizonte, 2002.

LOGAN JR, Earl. **Thermodynamics**: processes and applications. CRC Press, 1999.

LOPES, Wilton Silva *et al.* Influência da umidade na digestão anaeróbia de resíduos sólidos. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 28. FEMISCA, 2002. **Anais**. p. 1-6.

MACHADO, Camila Frankenfeld. **Incineração**: uma análise do tratamento térmico dos resíduos sólidos urbanos de Bauru/Sp. 2015. Tese (Doutorado), Universidade Federal do Rio de Janeiro 2015.

MARTINS, Eliseu; ASSAF NETO, Alexander. **Administração financeira**: as finanças das empresas sob condições inflacionárias. São Paulo: Atlas, 1990.

MARTINS, Rafael D'Almeida; FERREIRA, Leila da Costa. Uma revisão crítica sobre cidades e mudança climática: vinho velho em garrafa nova ou um novo paradigma de ação para a governança local? **Rev. Adm. Pública**, Rio de Janeiro, v. 45, n. 3, p. 611-641, June 2011. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-76122011000300004&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 10 jul. 2016.

MASTERGEO Engenharia. **Como funciona um aterro sanitário e a que tipo de resíduos se direciona?** Disponível em: <<http://mastergeoengenharia.net/como-funciona-um-aterro-sanitario-e-a-que-tipo-de-residuos-se-direciona/>>. Acesso em: 10 jan. 2016.

MAYER, Mateus Cunha *et al.* **Estudo da influência de diferentes inóculos no tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos**. 2013.

MENEZES, Ricardo A. Amaral; GERLACH, José Luiz; MENEZES, Marco Antônio. Estágio Atual da Incineração no Brasil. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS E LIMPEZA PÚBLICA, 7., 2000, Curitiba. **Anais**. Disponível em : <<http://www.resol.com.br/textos/Estado%20Atual%20da%20Incineracao%20no%20Brasil.htm>>. Acesso em: 14 abr. 2014.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. Secretaria de Produção e Agroenergia EMBRAPA. **Plano Nacional de Agroenergia 2006-2011**. 2. ed. rev. – Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2006. 110 p.

MINISTÉRIO DO PLANEJAMENTO, ORÇAMENTO E GESTÃO. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**, PNSB – 2008. MPOG, Rio de Janeiro, IBGE, 2010.

_____. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**, PNSB – 2000. MPOG, Rio de Janeiro, IBGE, 2002.

MINISTÉRIO DO PLANEJAMENTO, ORÇAMENTO E GESTÃO. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Estimativas da população residente no Brasil e unidades da federação**. Rio de Janeiro DPE/COPIS, 2014.

MORAES, L. M. **Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lodos de esgoto provenientes de reatores anaeróbios sequenciais**. Campinas: Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP: Faculdade de Engenharia Agrícola – FEAGRI, 2005.

NATIONAL ENERGY EDUCATION DEVELOPMENT PROJECT. **Museum of Solid Waste**, 2015. Disponível em:

<<http://www.need.org/files/curriculum/guides/Museum%20of%20Solid%20Waste%20&%20Energy.pdf>>. Acesso em: 10 maio 2016.

OLIVEIRA, L. B.; ROSA, L. P. Brazilian waste potential: energy, environmental, social and economic benefits. **Energy Policy**. v. 31, p.1481-1491, 2003.

OSTREM, Karena *et al.* **Greening waste**: anaerobic digestion for treating the organic fraction of municipal solid wastes. Earth Engineering Center Columbia University, 2004. p. 6-9.

PAVAN, Margareth de Cassia Oliveira. **Geração de energia a partir de resíduos sólidos urbanos**: avaliação e diretrizes para tecnologias potencialmente aplicáveis no Brasil. Tese (Doutorado), Universidade de São Paulo, São Paulo: USP, 2010.

PARENTE, V. *et al.* **Energia**: o desafio das agências reguladoras, 2007.

PARO, A. C., COSTA, F. C., COELHO, S. T. Estudo comparativo para o tratamento de resíduos sólidos urbanos: aterros sanitários x incineração. **Revista Brasileira de Energia**, v.14, n. 2, p. 113-125, 2008.

PEREIRA, Ruan Carlos Alves; BARROS, Carlos Frederico; IGNACIO, Anibal Alberto Vilcapoma. Modelo de localização hierárquica de usinas de pirólise. **Blucher Marine Engineering Proceedings**, v. 1, n. 1, p. 582-593, 2014.

PUNA, J. F. B.; BAPTISTA, B. S. A gestão integrada de resíduos sólidos urbanos – perspectiva ambiental e econômico-energética. **Química Nova**, v. 31, n. 3, p. 645-654, 2008.

RAPOSO, F. *et al.* Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: an overview relating to methane yields and experimental procedures. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, n. 1, p. 861-877, 2012.

REICHERT, Geraldo Antônio. III-242 – Aplicação da Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos: uma revisão. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande/MS. **Anais**. Campo Grande, 2005. p. 18-23.

RISCADO, A.; Badejo, L. 2010. **Teoria e prática em construções sustentáveis no Brasil**. Secretaria de Estado do Ambiente do Rio de Janeiro. Projeto CCPS. Rio de Janeiro, RJ, Brasil. Disponível em: <http://download.rj.gov.br/documentos/10112/1312245/DLFE-56328.pdf/06_SECAOII_5_RESIDUOS_docfinal_rev.pdf>. Acesso em: 10 jul. 2014.

ROSS, Stephen A., WESTERFIELD, Randolph W; JAFFE, Jeffrey F. **Administração financeira** – Corporate Finance. São Paulo: Atlas, 2002.

SAITO, M. L. **O uso do lodo de esgoto na agricultura**: precauções com os contaminantes orgânicos. Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 2007.

SANTOS, Guilherme Garcia Dias dos. **Análise e perspectivas de alternativas de destinação dos resíduos sólidos urbanos**: o caso da incineração e da disposição em aterros. Dissertação (Mestrado), Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2011.

SANVICENTE, Antonio Z. **Administração Financeira**. São Paulo, Atlas, 1977.

SÃO PAULO (Cidade) Prefeitura Municipal de São Paulo (2014a). **Plano de gestão integrada de resíduos sólidos**. São Paulo, 456 p. Disponível em: <<http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/servicos/arquivos/PGIRS-2014.pdf>>. Acesso em: 10 jul. 2015.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. **Plano de resíduos sólidos do Estado de São Paulo**. São Paulo: SMA, 2014. Autores André Luiz Fernandes Simas ... [et al.]; Organizadores André Luiz Fernandes Simas, Zuleica Maria de Lisboa Perez.

SCHUBERT, Pedro. **Análise de investimentos e taxa de retorno**. São Paulo: Ática, 1989.

SISTEMA DE ESTIMATIVA DE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA. **Documento de análise**: evolução das emissões de gases de efeito estufa no Brasil (1970-2013): setor de resíduos. São Paulo: Observatório do Clima. Disponível em: <https://s3-sa-east-1.amazonaws.com/seeg.tracersoft.com.br/wp-content/uploads/2015/08/residuos_2015.pdf>, 2015. Acesso em: 10 jul. 2015.

SERRA, V.; GROSSI, M.; PIMENTEL, V. **Lixão**: aterro controlado e aterro sanitário. Botucatu, SP: Departamento de Química e Bioquímica. UNESP, 1998.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE A GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS. **Acordo setorial para implantação do sistema de logística reversa de embalagens em geral.** Disponível em: <<http://www.sinir.gov.br/web/guest/embalagens-em-geral>>. Acesso em: 10 fev. 2016.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Programa de modernização do setor de saneamento:** diagnóstico da gestão e manejo de resíduos sólidos urbanos – 2008. Brasília: MCidades, SNSA, 2010.

SIZO, Ruy Luzimar Teixeira. **Análise financeira de projetos.** Thesaurus, 1985.

SOLOMON, Ezra. **Teoria da administração financeira.** Rio de Janeiro: Zahar, 1973.

SOUZA, José; PELEGRINI, Leandro; MOTTA, Clayton André Oliveira, COELHO, Mário Augusto Alexandre, SCHAEFFER, Lirio. Tratamento de resíduos urbanos, geração de energia e fertilizante: uma perspectiva para a região do Vale dos Sinos. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE TECNOLOGIAS PARA O MEIO AMBIENTE, 3., 2012, Bento Gonçalves. **Anais.** 2012.

SPEECE, Richard E. Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters. In: **Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters.** 1996.

SVIECH, Vinicius; MANTOVAN, Edson Ademir. Análise de investimentos: controvérsias na utilização da TIR e VPL na comparação de projetos. **Percursos**, v. 13, n. 1, p. 270-298, 2013.

THOMSON, Vivian E. **Garbage in, garbage out:** solving the problems with long-distance trash transport. University of Virginia Press, 2009.

TRAVERSI, Deborah *et al.* The role of different methanogen groups evaluated by Real-Time qPCR as high-efficiency bioindicators of wet anaerobic co-digestion of organic waste. **AMB express**, v. 1, n. 1, p. 1, 2011.

UNFCCC, KYOTO PROTOCOL. Disponível em: <http://unfccc.int/essential_background/convention/items/6036.php>. Acesso em: 15 dez. 2015.

_____. Lima call for climate action. Disponível em: <http://unfccc.int/files/meetings/lima_dec_2014/application/pdf/auv_cop20_lima_call_for_climate_action.pdf>, 2014. Acesso em: 15 dez. 2015.

VANDEVIVERE, P.; DE BAERE, L.; VERSTRAETE, Willy. **Types of anaerobic digester for solid wastes**. Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes, p. 111-140, 2003.

VERMA, S. **Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid wastes**. Department of earth & environmental engineering. Columbia University, 2002.

VILHENA, André (Coord). **Lixo municipal**: manual de gerenciamento integrado. 3 ed. São Paulo : CEMPRE, 2010

VINDIS, P. *et al.* The impact of mesophilic and thermophilic anaerobic digestion on biogas production. **Journal of achievements in materials and manufacturing Engineering**, v. 36, n. 2, p. 192-198, 2009.

WEIDEMANN, EVA. WASTE INCINERATION RESIDUES. **Persistent organic pollutants in flue gas and fly ash from waste incineration**. Doctoral Thesis. Umeå University- Department of Chemistry, 2014. Disponível em: <<http://umu.diva-portal.org/smash/get/diva2:742941/FULLTEXT01.pdf>>. Acesso em: 15 dez. 2016.

WORLD BANK. **Municipal Solid Waste Incineration**: technical guidance report. World Bank, Washington, DC, August 1999. Disponível em: <http://www.worldbank.org/urban/solid_wm/erm/CWG%20folder/Waste%20Incineration.pdf>. Acesso em: out. 2014.